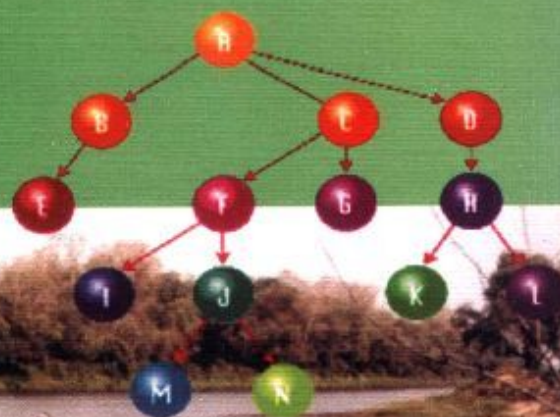


В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг,
Т.Д. Зинченко

КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ГИДРОЭКОЛОГИЯ



Российская академия наук
Институт экологии Волжского бассейна

В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг,
Т.Д. Зинченко

**КОЛИЧЕСТВЕННАЯ
ГИДРОЭКОЛОГИЯ:
методы системной идентификации**

Тольятти
2003

УДК 574.5 + 578.087.1 + 51.001.572

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

ISBN 5-93424-109-5

В книге рассматриваются современные теоретические концепции биоиндикации применительно к экологическому мониторингу пресноводных водоемов. Предлагаются структурные схемы функционального и информационного описания экологических систем и приводится расширенный обзор методов их математического моделирования.

Дан развернутый литературный обзор существующих методик нормирования и классификации водоемов по гидрохимическим, экологическим и комбинированным показателям. Приводятся конкретные расчетные формулы и таблицы, описывающие ГОСТируемые и традиционно употребляемые методы оценки качества вод, что дает возможность использовать монографию в качестве справочного пособия. Подробно обсуждаются критерии и расчетные индексы, применяемые в гидробиологических исследованиях.

Многомерный статистический анализ, алгоритмы распознавания образов и искусственного интеллекта рассматриваются в книге как аппарат решения конкретных задач гидроэкологического мониторинга. Приводится теоретическое обоснование широкого набора математических методов, расчетные формулы и описание процедур оценки адекватности моделей. Методическая часть подробно иллюстрируется расчетами, выполненными на основе единого массива исходных измерений, сформированного по данным мониторинга донных организмов на малых реках степной и лесостепной зон Среднего Поволжья.

Книга ориентирована на широкий круг специалистов в области гидробиологии, экологии, охраны окружающей среды, рационального использования ресурсов водоемов. Может быть использована в качестве учебного пособия по прикладной математике для студентов экологического профиля.

Табл. 109. Ил. 98. Библиогр. 764 назв.

*Рекомендована к печати Ученым советом ИЭВБ РАН
(протокол № от 2003 г.)*

Рецензенты:

Д.Б. Гелашвили, доктор биологических наук, профессор (г. Нижний Новгород)

И.А. Евланов, доктор биологических наук, профессор (г. Тольятти)

445003 Россия, Самарская обл., г. Тольятти, ул. Комзина, 10

Институт экологии Волжского бассейна РАН

Тел., факс: (8482) 489-504, e.mail: ecolog @ attack.ru

© В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг,
Т.Д. Зинченко. 2003 г.

© ИЭВБ РАН, 2003 г.

ОГЛАВЛЕНИЕ

<i>ПРЕДИСЛОВИЕ</i>	5
ЧАСТЬ 1. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ	12
<i>Глава 1. Экологический мониторинг и биоиндикация: сущность, формы реализации и концепции развития</i>	12
1. 1. Определения и классификация систем мониторинга окружающей среды	12
1. 2. Биоиндикация как поиск информативных компонентов экосистем	15
1. 3. Анализ экологических воздействий (приемы природоохранной экспертизы)	18
1. 4. Концепции нормативов и критических нагрузок	24
1. 5. Общий подход к оценке комбинированного действия факторов	30
1. 6. Информационные системы экологического мониторинга	34
1. 7. Примеры использования ГИС-технологий в экологии	42
<i>Глава 2. Методы математического моделирования экологических систем</i>	48
2. 1. Основные понятия системной экологии	48
2. 2. Экосистема как объект математического моделирования	55
2. 3. Информационное описание экосистем: показатели, "индексы" и шкалы их измерения	64
2. 4. Математические модели в экологии	69
2. 5. Аналитические и имитационные модели	75
2. 6. Эмпирико-статистические модели	78
2. 7. Оценка качества водных экосистем по многомерным эмпирическим данным	91
2. 8. Методы и модели искусственного интеллекта	97
ЧАСТЬ 2. КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ	106
<i>Глава 3. Факторы и критерии оценки качества вод пресноводных водоемов</i>	106
3. 1. Сущность проблемы нормирования качества вод (основные термины и понятия)	106
3. 2. Санитарно-гигиенический подход к нормированию качества вод	110
3. 3. Общеэкологический подход к нормированию качества вод	114
3. 4. Подходы к созданию многофакторных систем классификации водоемов	120
3. 5. Методики оценки качества водоемов по комплексу гидрохимических показателей	125
3. 6. Методики комбинированных оценок качества воды с использованием гидрохимических и гидробиологических показателей	129
3. 7. Оценка качества воды с использованием α -метода проверки статистических гипотез ..	146
<i>Глава 4. Критерии оценки качества вод по данным гидробиологического анализа</i>	150
4. 1. Современные концепции биомониторинга водных экосистем	150
4. 2. Оценка качества экосистемы по соотношению показателей обилия	157
4. 3. Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия	160
4. 4. Классификация водоемов и биоценозов по сапробности	169
4. 5. Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению	180
4. 6. Интегральные критерии: оценка качества экосистем по нескольким показателям	183
4. 7. Оценка видового сходства биоценозов	190
4. 8. Основы продукционной гидробиологии	194
ЧАСТЬ 3. СТАТИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ В ГИДРОБИОЛОГИИ: ЗАДАЧИ И РЕШЕНИЯ	204
<i>Глава 5. Задачи о выборках: анализ распределений, сравнение, поиск зависимостей</i> ..	204
5. 1. Задача о законе распределения гидробиологических показателей	206
5. 2. Задача об однородности выборок: однофакторный дисперсионный анализ	218
5. 3. Теория и практика двухфакторного дисперсионного анализа	229

5. 4. Непараметрические критерии для оценки однородности выборок	234
5. 5. Задача о законе влияния фактора: линейный регрессионный анализ	241
5. 6. Непараметрическая корреляция и регрессия	255
<i>Глава 6. Таблицы сопряженности и «интервальная» математика</i>	<i>259</i>
6. 1. Оценка зависимости признаков в таблицах сопряженности	259
6. 2. Нелинейность отношений и «уиттекеровские» колокола	266
6. 3. Интервальные и бинарные структуры	274
6. 4. Нахождение пороговых значений с использованием детерминационного анализа	279
<i>Глава 7. Задачи о классификациях: отношения сходства и порядка для многомерных объектов</i>	<i>284</i>
7. 1. Техника выделения ассоциаций по Браун-Бланке	284
7. 2. Задача о статистической связи: корреляционный анализ признаков и объектов	289
7. 3. Задача о разбиении на группы: кластерный анализ	297
7. 4. Оценка различий многомерных комплексов наблюдений	302
7. 5. Задача о снижении размерности многомерного пространства: факторный анализ	307
7. 6. Метод многомерного шкалирования	315
7. 7. Общая методика анализа водных объектов по многомерным данным гидробиологического мониторинга (вместо резюме)	317
<i>Глава 8. Задачи о классе качества вод: прогноз отклика по многомерным эмпирическим данным</i>	<i>323</i>
8. 1. Модель множественной регрессии	323
8. 2. Регрессия с качественной зависимой переменной	332
8. 3. Дискриминантные функции для классификации многомерных объектов	339
8. 4. Задача о «классовности» видов: алгоритм распознавания, основанный на вычислении биоиндикационных индексов	347
8. 5. Задача о двух классах и разделяющей гиперплоскости: метод «обобщенного портрета»	359
8. 6. Задача об ассоциативности видов: алгоритм формирования логических высказываний	369
<i>Глава 9. На пути к интеллектуальным биоиндикационным системам</i>	<i>372</i>
9. 1. Классификация наблюдений с использованием иерархических деревьев решений	372
9. 2. Генетический алгоритм селекции информативных переменных	376
9. 3. Многорядный алгоритм МГУА для оценки качества вод	381
9. 4. Нейросетевое моделирование: многослойный персептрон	385
9. 5. Решение задач регрессии с помощью нейросетей различной архитектуры	397
9. 6. Обучение «без учителя»: нейросети Кохонена	402
<i>ЗАКЛЮЧЕНИЕ</i>	<i>406</i>
<i>ПРИЛОЖЕНИЯ</i>	<i>408</i>
1. Л.Ф.Сердюцкая, И.П.Каменева. Модели водных экосистем и их фазовые портреты (на примере модели круговорота азота в Куйбышевском водохранилище)	408
2. С.П.Крестин. Модель трансформации азотсодержащих веществ Куйбышевского водохранилища	420
3. Виртуальный разговор авторов с рецензентами	426
<i>СПИСОК ЛИТЕРАТУРНЫХ ИСТОЧНИКОВ И ИНТЕРНЕТ-ССЫЛОК</i>	<i>442</i>

ПРЕДИСЛОВИЕ

Мем № 1: *«Большинство экологов в настоящее время рассматривают экосистему как локализованную в пространстве и динамическую во времени совокупность совместно обитающих различных организмов и условий их существования, находящихся в закономерной взаимосвязи друг с другом и образующих систему взаимообусловленных биотических и абиотических процессов. В результате взаимодействия организмов между собой и окружающей их средой организуются потоки веществ, энергии и информации, которые характеризуют собой экосистему»* А.Ф. Алимов [2000].

Мем № 2: *«Важным показателем при выявлении зон загрязнений является количественное соотношение представителей различных эколого-генетических и трофических групп организмов. Поскольку степень влияния загрязнений на биоценозы зависит от особенностей экологии организмов, для контроля за качеством вод можно использовать соотношение численности видов, различающихся по образу жизни, в том числе по типу питания, по связи с грунтом, по отношению к кислороду и т. д.»* О.М. Кожова [1977].

Мем № 3: *«Обилие систем биологического анализа и способов оценки уровня загрязнения, появившихся в последнее время, является результатом неудовлетворенности практических работников системой Кольквитца–Марссона и их стремления найти иной подход к оценке степени загрязнения водоемов, позволяющий более оперативно получать ответы на запросы практики. В настоящее время нет общепризнанной системы биологического анализа. Нет и общего мнения по поводу того, каким требованиям эта система должна отвечать»* А.В. Макрушин [1974а].

Исследования в области теории познания привели в последние 15-20 лет к осознанию некоторых аналогий между дарвиновской теорией эволюции и эволюцией процессов накопления знаний. Практически все явления массовой культуры (научные, политические, религиозные, экономические и проч.) легко могут быть описаны с позиций распространения и внедрения элементарных "единиц познания" – репликаторов, причем, в ходе возникновения и приобретения знаний отдельными индивидами наблюдаются процессы, аналогичные биологическим процессам приспособления и отбора (в последнее время у инженеров-системотехников этот процесс называется «интеграцией знания»); [Vittikh, 1997; Виттих, 1998, 2001]).

В работе "Эгоистический ген" Ричардом Даукинсом [Dawkins, 1976] была предложена концепция репликатора в приложении к социокультурным процессам, где автор впервые ввел понятие «**мема**», используемого им для описания технологии хранения и распространения отдельных элементов культуры («Мем – содержащаяся в уме единица информации, которая влияет на ход определенных событий, способствует возникновению своих копий в других умах»). Достаточно определенно можно говорить даже о появлении новой науки – **меметики**, концепции которой позволяют описывать в терминах генетики размножение, распространение, отбор, мутации, рекомбинации, а также смерть мемов – элементарных структурных единиц знания. Такими информационными квантами (мемами), могут выступать сформулированные идеи, лозунги, религиозные догмы, мода на тот или иной стереотип поведения, музыкальные мотивы, литературные клише, обороты, используемые авторами печатных работ, и т.д. Наиболее часто роль переносчика мема выполняет человек. При этом в процессе переноса (или "инфекции") мем легко может подвергаться перестройке, рекомбинации с другими мемами, обитающими на данном носителе. Естественный отбор сохраняет в каждом индивиде в основном те мемы, которые легко им запоминаются и понимаются другими носителями, вследствие чего они являются наиболее инфекционными. При этом меметика не занимается вопросами истинности или ложности переносимой в мемах информации, т.к. именно эта проблема и решается в ходе есте-

ственного отбора. Авторам известен, по крайней мере, один пример активного и эффективного использования мемов в отечественной культурологии [Бондаренко, 2002].

Анализ разнообразных мемов, близких по своим конструкциям, выполненный В.П. Леоновым [URL¹а,б,в], подтверждает идеи высказанные В.В. Налимовым [1989] о вероятностном распределении смыслов. Можно выделить следующие традиционные трансформации мемов в научной среде:

- находясь на одном носителе, разнородные мемы вызывают повышенную вероятность генерации принципиально новых комбинаций, которые потенциально могут оформиться в конструктивную научную гипотезу (оглашенный на Давосском форуме принцип "перекрестного опыления идеями");
- в ходе смысловой инженерии появляются мемы со сложной конструкцией, не всегда позволяющие достаточно точно и надежно представить смысл понятий и представлений, которые авторы пытаются описать с их помощью (по своему языку и стилю такие описания нередко напоминают известные произведения Андрея Платонова "Котлован" и "Чевенгур");
- тоскливую (хотя и безобидную) картину представляют длинные караваны догматизированных мемов, имеющих вид призывов ЦК КПСС по случаю социалистического праздника и представляющих собой магические заклинания, служащие, по мысли авторов, "пропуском в науку" (почти ни одна экологическая работа не обойдется без упоминания о сложном характере взаимодействия компонентов биоценозов или необходимости системного подхода к их исследованию, хотя часто авторы не делают ни малейших попыток эту сложность выделить или системно изучить);
- иногда происходит смысловой разрыв понятия, после чего отдельные части термина, подобно вирусам, начинают жить самостоятельной жизнью, перенося участки носимой ими информации в иные контексты, причем смысл прежней части присваивается смыслу нового целого (сюда можно отнести и процесс генерации новых терминов, под которыми прячутся чисто умозрительные понятия, и повторное "открытие" под новым обликом закономерностей, которые давно используются в других отраслях, и бесконечные "терминологические войны");
- "камуфляжными мемами" называются бессмысленные и абсурдные выражения, представляющие собой комбинации звучных и непонятных авторам терминов – клише, заимствованных из других публикаций и нужных для достижения основной цели – придания работе научного "веса" (использование компьютеров и статистики становится нередко "ритуально-камуфляжной" компонентой, призванной искусственно поднять значимость и весомость работы).

Пусть читатель не судит нас строго за столь пространный экскурс в механизмы научного познания, но мы не нашли иного способа доходчиво объяснить цель написания нашей книги. Даже беглый обзор работ в области количественной гидробиологии (гидроэкологии) последних десятилетий позволяет выделить три основные "публикационные ниши":

- работы, посвященные фундаментальным проблемам экологии и эволюции и формальным концепциям системного анализа в биологии (в подавляющем большинстве случаев эти исследования манипулируют с чисто абстрактными объектами, а не с массовыми реальными гидробиологическими данными);
- длинные и подробные феноменологические описания о том, где был автор, что делал и кого видел, которые сопровождаются незатейливыми графиками Excel, частотными таблицами встречаемости биологических объектов и, порой, неожиданными выводами, не вытекающими из смысла представленных данных;
- работы, в которых делаются попытки обобщения гидробиологических данных с помощью усредняющих индексов (самостоятельно придуманных, либо введенных в обиход более полувека назад), уравнений регрессии сомнительной достоверности или кластерных дендрограмм, случайно подтверждающих сформулированные теоретические гипотезы.

К числу счастливых исключений, где был найден точный и гармоничный баланс между теоретической глубиной, методологической полнотой и строгой тщательностью работы с дан-

¹ URL (Uniform Resource Locator) – унифицированный локатор ресурсов. Именно так будем отмечать ссылки в списке литературы, представленные адресами в Интернет без указанного года издания.

ными, можно отнести, в частности, работы научных коллективов, связанных с именами авторов мемов № 1-3, представленных в настоящем предисловии, а также Института биологии внутренних вод РАН, кафедры общей экологии МГУ и ряда других. Мы не ставим целью подвергать сомнению нужность и важность текущих теоретических и феноменологических публикаций по гидробиологии, вносящих несомненный вклад в развитие предметной области (в том числе и публикаций третьей группы, если их "камуфляжный" характер не подтверждается полным пренебрежением к элементарной проверке гипотез относительно справедливости высказанных предположений). Однако остается малозаполненной четвертая важнейшая "публикационная ниша":

- разработка методик обработки гидробиологических данных с использованием обширного к настоящему времени аппарата математического моделирования, многомерного статистического анализа, распознавания образов, исследования операций и т.д. или, хотя бы, демонстрация материала, обработанного достаточно квалифицированными методами.

Наиболее популярные руководства по основам биометрии [Василевич, 1969; Плохинский, 1970; Афифи, Эйзен, 1982; Песенко, 1982; Зайцев, 1984; Любищев, 1986; Лакин, 1990] были написаны в 70-90-х годах уже прошлого столетия и, во-первых, в некотором смысле устарели, а во-вторых, использование гидробиологических примеров в качестве иллюстративного материала при описании способов расчета является в них скорее редким исключением, чем правилом. Поэтому мы рискнули представить на суд читателей обзор как классических, так и недостаточно известных математических методов обработки многомерных наблюдений, сопровождая их конкретными результатами, полученными на примере совокупности традиционно используемых показателей обилия зообентоса.

В плане познания мы ставили себе такие задачи:

- способствовать инфицированию мемов математической статистики в гидробиологической научной среде, что должно создать предпосылки к генерации новых плодотворных идей;
- уточнить смысл понятий некоторых достаточно запутанных мемов "чевенгуровской" природы;
- провести некоторые аналогии между методами оценки, традиционно принятыми в гидробиологии, с приемами, широко используемыми в фитоценологии, медицине и более отдаленных отраслях наук;
- по мере сил создать некоторую систему противовесов "ритуально-камуфляжной меметике" в гидробиологии.

Книга состоит из трех основных частей.

- В первой части ("**методы**") мы затронули общие проблемы построения систем экологического мониторинга, описали методологические основы их создания и функционирования и сделали попытку постановки задачи биоиндикации с теоретико-вероятностных позиций. Показано, что поддержка мониторинга реализуется посредством компьютерных экологических интеллектуальных систем, состоящих из четырех обязательных компонент: *нормативно справочной базы* (ГОСТы, ПДК, расчетные коэффициенты и т.д.), *базы данных* мониторинговых наблюдений, средств пространственной *визуализации* (небольшой, но полнофункциональной геоинформационной системы) и постоянно расширяемой *библиотеки методов* математической обработки, охватывающей спектр от элементарной статистики до сложных моделей искусственного интеллекта. Во второй главе этой части дан экскурс в теоретические конструкции факториальной экологии, а также приводится обзор математических методов и моделей, используемых при исследовании экосистем.
- Вторая часть ("**критерии**") также состоит из двух основных глав. В первой дается развернутое описание существующих концепций санитарно-гигиенического нормирования и классификации водоемов по гидрохимическим и комбинированным показателям. Приводятся конкретные расчетные формулы и таблицы, описывающие традиционно употребляемые методы оценки качества воды по ИЗВ, Былинкиной и Драчеву, Жукинскому и Оксюк и др., а также ГОСТы и нормативы. Все описания текстуально совпадают с труднодоступными первоисточниками, что дает возможность использовать материалы раздела как справочное пособие. Во второй главе подробно перечислены методы, критерии и расчетные индексы, применяемые в гидроэкологическом мониторинге. Значительная часть этого раздела

цитирует известный фундаментальный обзор А.В. Макрушина [1974а], ставший библиографической редкостью, но дополнена описанием подходов (впрочем, достаточно немногочисленных), появившихся за последние десятилетия.

- Третья часть посвящена описанию конкретных количественных методов и построена по стандартной схеме: "Общая формальная гидробиологическая и математическая постановка задачи (или *Формулировка задачи*)" → "Краткое описание теоретических идей построения статистической модели и методы оценки их достоверности (или *Математический лист*²)" → "Развернутый пример с использованием массива гидробиологических показателей (или *Полученные результаты*)". Перечислить в одном абзаце все описанные методы весьма затруднительно, в связи с чем отсылаем читателя к оглавлению книги.

На современном этапе развития средств вычислительной техники компьютер представляет собой не замену человеческого интеллекта, а лишь его усилитель. Стали доступны методы расчета, которые раньше считались очень трудоемкими в вычислениях (вспомним пример системы распознавания образов в романе А.И. Солженицына "В круге первом", реализованной с помощью небольшого концлагеря). Однако возникла опасность другого рода:

Мем № 4: *«Сегодня это действительно слишком просто: вы можете подойти к компьютеру и практически без знания того, что вы делаете, создавать разумное и бессмысленное с поистине изумительной быстротой»* Дж. Мейндональд [1988].

Поэтому основное внимание при описании методов мы уделили приемам чисто статистической (т.е. формальной) оценки достоверности создаваемых моделей и гипотез. С другой стороны, авторы не претендуют в своих расчетах на точность и содержательность экологической интерпретации полученных результатов. Если это иногда и делается, то это не более чем черновая рабочая версия авторов, поскольку основная цель книги состоит в ином – продемонстрировать работоспособность и эффективность основных типовых алгоритмов, указать их "сильные" и "слабые" стороны и дать некоторые рекомендации по повышению надежности получаемых результатов. Часть выполненных расчетов показались нам несколько неожиданными (не хочется говорить "недостоверными" без дополнительных исследований), что рекомендовались к отбраковке рецензентами-гидробиологами. Но нас убедила фраза Дж. Максвелла: *«История науки не ограничивается перечислением успешных исследований. Она должна сказать нам о безуспешных исследованиях и объяснить, почему некоторые из самых способных людей не могли найти ключа знания, и как репутация других дала лишь большую опору ошибкам, в которые они впали»* [цит. по: Леонов, URLa].

Немного о терминологии. Как и в любой другой области, начиная с написания собственных имен и заканчивая наименованиями методик или абстрагированных объектов, терминология вызывает большое количество споров, переходящих в личные конфликты среди исследователей³. Один из нас, например, был искренне удивлен, когда он предварительно тщательно определил и использовал в своем сообщении общепринятые, вечные и хлесткие понятия «патология» и «норма» вместо трудно произносимого стандартного оборота *«экосистема, находящаяся в условиях интенсивного антропогенного воздействия и имеющая доказанные нарушения в своей структуре и продуктивности»*, и, тем не менее, встретил активное непонимание слушателей-гидробиологов. Поэтому не приходится надеяться, что терминология когда-либо станет единой. Единственно, в чем мы убеждены: термины должны быть контекстуально

² «...повесть Мурра то и дело перемежается вставками из совершенно другой книги... Прежде всего снисходительный читатель легко разберется в путанице, ежели обратит благосклонное внимание на пометки в скобках: Мак. л. (макулатурные листы)...» [Э.Т.А. Гофман. Житейские воззрения кота Мурра вкупе с фрагментами биографии капельмейстера Иоганнеса Крейсера, случайно уцелевшими в макулатурных листах]

³ « - Когда я беру слово, оно означает то, что я хочу, не больше и не меньше, – сказал Шалтай презрительно.

- Вопрос в том, подчинится ли оно вам, – сказала Алиса.

- Вопрос в том, кто из нас здесь хозяин – сказал Шалтай-Болтай (Humpty-Dumpty). – Вот в чем вопрос!» [Л. Кэррол. Алиса в Зазеркалье]

определены в рамках используемого семантического поля и иметь, по возможности, краткую и точную адресацию к определяемому понятию⁴. При описании метода, индекса, критерия и проч. мы старались привязать их к именам создателей (метод Фрумина–Баркана, индекс Балуткиной или критерий Джонкхиера–Терпстра), в первую очередь, отдавая дань культуре глобальной компьютерной сети Internet, где наиболее эффективен поиск по именам разработчиков. Оговоримся, что мы не проводили специального расследования на правильность написания этих имен и при разночтениях использовали первую встретившуюся мнемонику, например, "правило Стержесса/Стургеса", "мера Кульбака/Калбэка", по поводу чего просим снисхождения у педантичного читателя. О том же мы просим и математиков, получивших классическое образование, и ревностно относящихся к фразеологической выверенности математических оборотов. Например, несмотря на строгую рекомендацию [Зорин, URL] о недопустимости замены слова статистическая «значимость» на «достоверность», авторы так и не смогли преодолеть ни силу биологических традиций, ни силу собственных привычек.

Наконец, завершая затянувшуюся преамбулу, остановимся на следующем щекотливом моменте. Выполняя обзор литературных источников, логика событий требовала от нас некоторой авторской рецензии, которая далеко не всегда, как нам представляется, соответствовала позиции и взглядам самого создателя метода. Мы полны надежды, что наши глубокоуважаемые оппоненты и их ученики, находящиеся в пределах досягаемости, воспримут наши не всегда восторженные отзывы только как элементы научной дискуссии, не перенося их на свои персоналии, которые нам глубоко симпатичны.

Выполняя критический разбор методов, мы неизбежно столкнемся с традиционным аргументом: «А сами-то вы что предлагаете?» Отвечаем – «НИЧЕГО». Ничего из того, что можно было бы выразить несколькими фразами. Но этому посвящена **ВСЯ** часть 3. Как мир не похож на хорошо укатанное шоссе, так и проблемы гидробиологии не могут быть решены одной-двумя хорошо сформулированными теориями или уравнениями. Мы относимся прохладно к словесному жонглированию мыслительными образами, имеющими не слишком большую связь с реальным непрерывно-континуальным миром, например, к попыткам оценить границы "экосистем", выяснить, какова их предметная идентичность "биоценозу" или продолжить от γ до ω перечень типов биоразнообразия (при всем том, что само понятие «биоразнообразия» до сих пор строго не определено...) Но еще меньше доверия вызывает стремление представить *одной цифрой* – индексом или обобщенным критерием – все многообразие биотических процессов в сложной и нестационарной природной среде (цель "индексологии"). Со времен Кольквитца–Марссона экологический мир перестал быть простым и понятным. В таком мире представления о конкурентно организованном сообществе, инвариантах трофической сети, плавной закономерности реакций биоценоза на изменяющиеся факторы среды и др., бывшие всеобщими и универсальными в классической экологии, могут быть справедливы только в весьма ограниченных интервалах пространства и времени [Розенберг, Смелянский, 1997; Розенберг и др., 1999]. Мыслительный образ экологического мира (или экологическая парадигма познания) меняется от детерминистического, упорядоченного, понимаемого посредством здравого смысла – к хаотическому, принципиально не понимаемому до конца; от дискретности – к континууму; от стабильности неподвижной гармонии – к потоку нескончаемых изменений, к хаосу (от бытия – к непрерывной череде становления). Поэтому трудно надеяться, что все эти аспекты можно закрыть одной книгой. Как писал Омар Хайям:

*Даже самые лучшие в мире умы
Не смогли разогнать окружающей тьмы.
Рассказали нам несколько сказочек на ночь
И отправились, мудрые, спать. Как и мы.*

[пер. Г. Плисецкого]

В части 3 мы активно используем в качестве примеров обширные выборки из массивов гидробиологических данных по зообентосу малых рек Самарской области, полученных по результатам экспедиционных наблюдений в сезонах 1985-2001 гг. Подробно состав и атрибуты

⁴ «Вы получите полный контроль над каким-либо объектом, вещью, существом, просто назвав его *подлинным именем*» [Урсула Ле Гуин. Волшебник Земноморья]

базы данных описаны в главе 1. Авторы считают своим приятным долгом выразить глубокую благодарность руководителям и членам научных коллективов бывшей Куйбышевской биологической станции, Института экологии Волжского бассейна РАН и Тольяттинской ГМО, получившим и любезно предоставившим данные многолетних наблюдений: д.б.н. Попченко В.И., к.г.н. Выхристюк Л.А., к.б.н. Паутовой В.Н., к.б.н. Номоконовой В.И., Лаврову В.Л., Слободчикову Н.Б., Молодых Н.В., Сороковой О.В., Головатюк Л.В. и др.

Наконец, мы считаем необходимым сказать слова благодарности виртуальным личностям, скрытым за серым экраном дисплея – авторам собственных и коллективных сайтов Internet, оказавших нам всемерную и бескорыстную помощь литературными ссылками, текстами, идеями и компьютерными программами. Вот те русскоязычные сайты, материалы которых, в той или иной степени, использовались при подготовке рукописи:

- библиотека "Биометрика" (организатор и редактор В.П. Леонов) – сайт содержащий большое количество интересных публикаций методического, философского и практического плана; именно там мы узнали о мететике, долгом прощании с лысенковщиной, о необходимости использовать термин «статистическая значимость» (www.biometrika.tomsk.ru);
- электронная версия замечательной книги д-ра Н. Цейтлина "Из опыта аналитического статистика", помещенная на сайте <http://mat.stat.gmxhome.de/>;
- подборка интересных публикаций по проблемам эмерджентной теории информации и практической реализации когнитивного анализа в системах управления активными объектами, представленная Е.В. Луценко (<http://lc.narod.ru/aidos/index.htm>);
- методический центр "Эколайн", содержащий большую подборку материалов по экологической экспертизе, законодательной базе, оценкам качества воды (www.cci.glasnet.ru/mc);
- информационная система "Экология пресных вод России" – сайт кафедры общей экологии биологического факультета Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, руководители проекта проф. В.Н. Максимов, проф. В.А. Абакумов, А.П. Левич и Н.Г. Булгаков (www.ecograde.bio.msu.ru);
- сайт, посвященный компьютерной системе PASS (руководитель проекта проф. В.В. Поройков), прогнозирующей спектр биологической активности химических соединений по их структурным формулам (<http://www.ibmh.msk.su/PASS>); мы особенно признательны одному из ее разработчиков – Д.А. Филимонову, мысли и советы которого, высказанные в переписке с нами, по своей глубине и обширности заслуживают отдельного издания "Писем незнакомцу";
- "Интеллектуальные Системы" – сайт научно-исследовательской фирмы, специализирующейся на разработке методов системного анализа клинико-лабораторных и инструментальных данных, руководимой А.А. Генкиным, разработчиком Оболочки Медицинских Интеллектуальных систем (ОМИС) и автором оригинальных алгоритмов анализа интервальных и бинарных структур (www.intels.spb.ru);
- сайт лаборатории экологического анализа и прогноза Института проблем моделирования в энергетике им. Г.Е.Пухова Национальной Академии Наук Украины (заведующая Л.Ф. Сердюцкая), где представлены материалы по математическому моделированию последствий техногенных (аварийных) загрязнений экосистем (www.users.iptelecom.net.ua/~ipn261);
- "Высокие статистические технологии" – сайт проф. А.И. Орлова, где мы узнали много нового о статистике объектов нечисловой природы (www.antorlov.chat.ru);
- сайт А.А. Цыплакова (Новосибирский госуниверситет), интересно рассказавшего об очень математизированной науке эконометрике и распространяющего бесплатно превосходную программу статистического анализа Matrix (www.nsu.ru/ef/tsy/ecmr/mtx);
- Practical Science – сайт В.В. Артюхова, считающего себя учеником Ю.А. Урманцева, – это более **60 Мб** полезной информации научно-прикладного характера: справочники, карты, базы данных, программы, обзоры по факторам биоразнообразия России (природным, техногенным, социальным показателям); картографическая система On-Line! (www.sci.aha.ru);
- сайт И.П. Гайдышева, РНЦ "Восстановительная травматология и ортопедия" им. Г.А. Илизарова (г. Курган), написавшего прекрасный специальный справочник по анализу и обработке данных (2001 г.) и распространяющего неплохие программные модули статистического оценивания (www.ilizarov.ru/igor.htm);

- сайт лаборатории биоиндикации Калужского университета (www.kspu.kaluga.ru/biomon);
- телекоммуникационный проект "Биоиндикация природных вод" (г. Ярославль) – общеобразовательный сайт школьников со зрелым экологическим мышлением (www-windows-1251.edu.yar.ru/russian/misc/eco_page/bioind/index.html);
- сайт компании "Гидра Фильтр", содержащий химические, физические, микробиологические и целый ряд других параметров, характеризующих качество воды (www.water.ru/param);
- карты России и мира (www.nakarte.ru);
- проект ЕНІPS – сайт, посвященный проблемам обработки информации о загрязнении окружающей среды и его влиянии на здоровье населения, содержащий методики обработки и реализующую их компьютерную систему (www.iki.cosmos.ru/ehips);
- сайт об уникальном природном комплексе России – Самарской Луке (www.samarskayaluka.narod.ru);
- и, наконец, сайты авторов и Института экологии Волжского бассейна РАН (www.tolcom.ru/kiril, www.citytlt.ru/~ecolog и www.ecology.samara.ru/organisations/Science/ievb).

Мы особенно благодарны упомянутым выше в списке URL доценту кафедры прикладной информатики Томского государственного университета, редактору электронного журнала "Биометрика" В.П. Леонову и д-ру Н. Цейтлину (Natan Tseitlin) из германского города Геттингена (Max-Planck-Institut fuer Biophysikalische Chemie, Goettingen, Germany), которые взяли на себя труд внимательно прочитать рукопись книги, дав по ее тексту ценные советы и сделав подробные замечания. Наша дискуссия по отдельным пунктам их рецензий показалась нам столь интересной, что мы сочли возможным поместить ее в Приложение 3.

Понимая неизбежность допущенных в книге неточностей⁵, силлогизмов и просто неверных сведений, авторы с признательностью учтут любые замечания коллег-читателей. Оперативно это можно сделать по e-mail первого автора: stok@tolcom.ru

⁵ «Нельзя не признать, наконец, и того, что авторы нередко обязаны своими смелыми идеями, самыми необыкновенными оборотами речи милейшим наборщикам, которые так называемыми опечатками способствуют полету фантазии» [Э.Т.А. Гофман. Житейские воззрения кота Мурра].

ЧАСТЬ 1. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ

Глава 1. Экологический мониторинг и биоиндикация: сущность, формы реализации и концепции развития

1.1. Определения и классификация систем мониторинга окружающей среды

Основная задача экологических исследований состоит в накоплении, систематизации и анализе информации о количественном характере взаимоотношений между живыми организмами и средой их обитания с целью получения следующих результатов:

- оценка качества изучаемых экосистем (в конечном итоге – с точки зрения возможности их использования человеком);
- выявление причин наблюдаемых и вероятных структурно-функциональных изменений биотических компонентов и адресная индикация источников и факторов негативного внешнего воздействия;
- прогноз устойчивости экосистем и допустимости изменений и нагрузок на среду в целом;
- оценка существующих резервов биосферы и тенденций в их исчерпании (накоплении).

Способ познания, основанный на относительно длительном целенаправленном и планомерном восприятии предметов и явлений окружающей действительности, издавна применялся в различных видах научной и практической деятельности человека. Блестящие образцы организации наблюдений за природной средой описаны еще в первом веке нашей эры в "Естественной истории" Гая Секунда Плиния (старшего). Тридцать семь томов, содержащих сведения по астрономии, физике, географии, зоологии, ботанике, сельскому хозяйству, медицине, истории, служили наиболее полной энциклопедией знаний до эпохи средневековья [цит. по: Васильева и др., 1998].

Термин «мониторинг» появился перед проведением Стокгольмской конференции ООН по окружающей среде в 1972 г. Под мониторингом было решено понимать систему непрерывного наблюдения, измерения и оценки состояния окружающей среды. По мнению российского исследователя-географа И.П. Герасимова [1975] объектом общего мониторинга *«является многокомпонентная совокупность природных явлений, подверженная многообразным естественным динамическим изменениям и испытывающая разнообразные воздействия и преобразования ее человеком»*.

Мониторинг окружающей среды – комплексная система наблюдений, оценки и прогноза изменений природных сред, природных ресурсов, растительного и животного мира, позволяющие выделить изменения их состояния и происходящие в них процессы под влиянием антропогенной деятельности [Калужский государственный..., URL]. С самого начала в трактовке мониторинга проявились две точки зрения. Многие зарубежные исследователи предлагали осуществлять *систему непрерывных наблюдений одного или нескольких компонентов окружающей среды с заданной целью и по специально разработанной программе*. Другая точка зрения [Израэль, 1974] предлагала понимать под мониторингом только такую *систему наблюдений, которая позволяет выделить частные изменения состояния биосферы, происходящие только под влиянием антропогенной деятельности* (т.е. мониторинг антропогенных изменений окружающей природной среды).

В процессе мониторинга предполагается последовательная реализация двух задач:

- обеспечивается постоянная оценка "комфортности" условий среды обитания человека и биологических объектов (растений, животных, микроорганизмов), а также оценка состояния и функциональной целостности экосистем;
- создаются условия для определения корректирующих действий в тех случаях, когда целевые показатели критериев оценки качества среды не достигаются.

Следует принять во внимание, что сама система мониторинга не включает деятельность по управлению качеством среды, но, в идеале, является источником информации необходимой для принятия некоторых экологически значимых решений (см. рис. 1.1). В частности, Государственный доклад "О состоянии окружающей природной среды в РФ в 1995 г." [1996] акцентирует имен-

но эту целевую составляющую и определяет **мониторинг в РФ** как «комплекс выполняемых по научно обоснованным программам наблюдений, оценок, прогнозов и разрабатываемых на их основе рекомендаций и вариантов управленческих решений, необходимых и достаточных для обеспечения управления состоянием окружающей природной среды и экологической безопасностью». В то же время, реально существующие в России "экологически значимые решения", принятые с использованием мониторинговых исследований, нам, к сожалению, неизвестны.

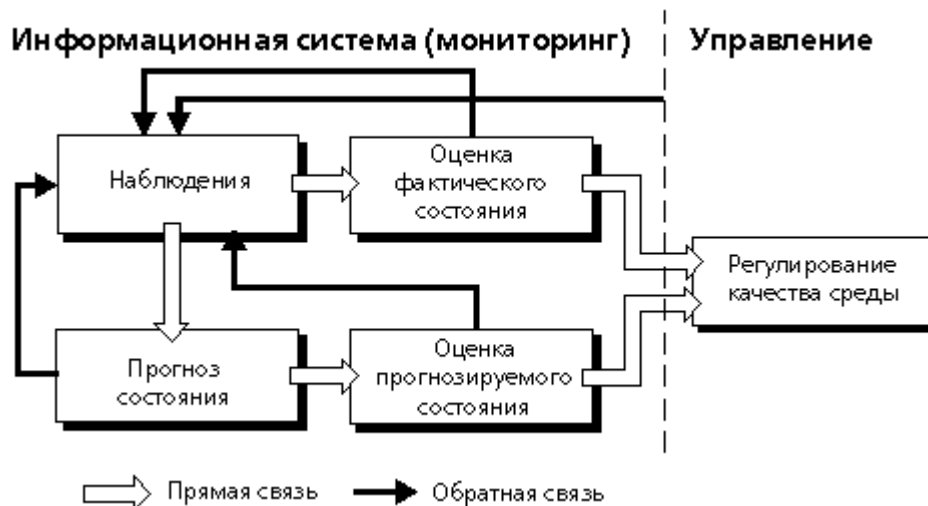


Рис.1.1. Блок-схема системы мониторинга [Израэль, 1984]

Существуют различные подходы к классификации экологического мониторинга: по характеру решаемых задач, по уровням организации, по природным средам, за которыми ведутся наблюдения и т.д. Один из вариантов классификации представлен на рис. 1.2.

Мониторинг источников воздействия	Источники воздействия			
Мониторинг факторов воздействия	Факторы воздействия			
	Физические	Биологические	Химические	
Мониторинг состояния биосферы	Природные среды			
	Атмосфера	Океан	Поверхность суши с реками и озерами, подземные воды	Биота
	Геофизический мониторинг			Биологический мониторинг

Рис.1.2. Общая классификация систем мониторинга [Израэль, 1984]

Система мониторинга реализуется на нескольких уровнях:

- *импактном* (изучение сильных воздействий в локальном масштабе, направленное, например, на оценку сбросов или выбросов конкретного предприятия);
- *региональном* (проявление проблем миграции и трансформации загрязняющих веществ, совместного воздействия различных факторов, характерных для экосистем в масштабе региона);

- *фоном*, осуществляемом в рамках международной программы "Человек и биосфера" на базе биосферных заповедников, где исключена всякая хозяйственная деятельность (имеет целью зафиксировать фоновое состояние окружающей среды, что необходимо для дальнейших оценок уровней антропогенного воздействия).

По своему структурно-функциональному составу мониторинг окружающей среды объединяет в себе все необходимые компоненты: приборно-аппаратное обеспечение, систему организации измерений и совокупность методик анализа результатов наблюдений, необходимые для реализации функций, представленных на рис 1.3.

Функции					
Задачи				Цели	
Наблюдение	Выявление	Анализ	Моделирование	Оценка	Прогноз
За состоянием окружающей среды	Изменений окружающей среды, связанных с деятельностью человека	Наблюдаемых изменений	Изменений экологической ситуации	Состояния окружающей среды	Предполагаемых изменений состояния окружающей среды

Рис.1.3. Функции мониторинга состояния окружающей среды [Бурдин, 1985]

Мониторинг охватывает весь широкий спектр анализа наблюдений за меняющейся абиотической составляющей биосферы и ответной реакцией экосистем на эти изменения, включая как геофизические, так и биологические аспекты, что определяет широкий спектр методов и приемов исследований, используемых при его осуществлении. В литературе, в качестве его синонима, часто встречается оборот «экологический мониторинг», где под термином «экология» понимается не конкретное научное направление, почти 140 лет тому назад очерченное Эрнстом Геккелем, а «энвайронментология» (от англ. *environmentology*; или биосферология), как теоретическая основа рационального природопользования [Розенберг с соавт., 1999].

Поскольку сообщества живых организмов замыкают на себя все процессы, протекающие в экосистеме, ключевым компонентом мониторинга окружающей среды – см. рис. 1.4 – является мониторинг состояния биосферы или *биологический мониторинг*, под которым понимают систему наблюдений, оценки и прогноза любых изменений в биотических компонентах, вызванных факторами антропогенного происхождения [Федоров, 1974; Израэль, 1977] и проявляемых на организменном, популяционном или экосистемном уровнях.

По определению В.С. Николаевского [1981] *биологический мониторинг* – определение состояния живых систем на всех уровнях организации и отклика их на загрязнение среды. То есть, это – система наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния биологических систем под влиянием антропогенных воздействий.

По определению Н.Ф. Реймерса [1990] *мониторинг биологический* – слежение за биологическими объектами (наличием видов, их состоянием, появлением случайных интродуцентов и т.д.) и оценка качества окружающей среды с помощью биоиндикаторов.

Таким образом, трактовка понятия «биомониторинг» весьма широка: от наблюдения за самими живыми организмами, до контроля за состоянием каких-либо факторов среды при помощи живых организмов. И в последнем определении мы впервые сталкиваемся с *методом биоиндикации* как способом решения задач биологического мониторинга.



Рис. 1.4. Подсистемы экологического мониторинга

1.2. Биоиндикация как поиск информативных компонентов экосистем

Мем № 5: «Мониторинг источников антропогенных воздействий – это чисто техническая процедура, мало что дающая для оценки состояния экосистем, если эти антропогенные воздействия не носят катастрофического характера. Оценка загрязнения экосистем – это тоже частная задача. Ключевым элементарным объектом экологического мониторинга может быть только видовая популяция» Б.К. Павлов [Методология оценки..., 2000].

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

Относительно благополучно дело обстоит с описательным объяснением терминов. Например, согласно определению Н.Ф. Реймерса [1990]: «Биоиндикатор: группа особей одного вида или сообщество, по наличию, состоянию и поведению которых судят об изменениях в среде, в том числе о присутствии и концентрации загрязнителей... Сообщество индикаторное – сообщество, по скорости развития, структуре и благополучию отдельных популяций микроорганизмов, грибов, растений и животных которого можно судить об общем состоянии среды, включая ее естественные и искусственные изменения». Безусловно, объективные факты свидетельствуют о существовании тесного влияния факторов среды на биотические процессы экосистемы (плотность попу-

ляций, динамику видовой структуры, поведенческие особенности). Такие факторы среды, как свет, температура, водный режим, биогенные элементы (макро- и микроэлементы), соленость и другие имеют функциональную важность для организмов на всех основных этапах жизненного цикла. Однако можно использовать обратную закономерность и судить, например, по видовому составу организмов о типе физической среды. Поэтому «Биоиндикация – это определение биологически значимых нагрузок на основе реакций на них живых организмов и их сообществ. В полной мере это относится ко всем видам антропогенных загрязнений» [Криволицкий с соавт., 1988].

Основной задачей биоиндикации является разработка методов и критериев, которые могли бы адекватно отражать уровень антропогенных воздействий с учетом комплексного характера загрязнения и диагностировать ранние нарушения в наиболее чувствительных компонентах биотических сообществ. Биоиндикация, как и мониторинг, осуществляется на различных уровнях организации биосферы: макромолекулы, клетки, органа, организма, популяции, биоценоза [Биоиндикация: теория..., 1994]. Очевидно, что сложность живой материи и характера ее взаимодействия с внешними факторами возрастает по мере повышения уровня организации. В этом процессе биоиндикация на низших уровнях организации должна диалектически включаться в биоиндикацию на более высоких уровнях, где она предстает в новом качестве и может служить для объяснения динамики более высокоорганизованной системы.

Считается, что использование *метода биоиндикации* позволяет решать задачи экологического мониторинга в тех случаях, когда совокупность факторов антропогенного давления на биоценозы трудно или неудобно измерять непосредственно. К сожалению, современная практика биоиндикации носит в значительной мере феноменологический характер, выраженный в пространном изложении подмеченных исследователем фактов поведения различных видов организмов в конкретных условиях среды. Иногда эти описания сопровождаются не всегда обоснованными выводами, носящими, как правило, сугубо оценочный характер (типа "хорошо / плохо", "чисто / грязно" и т.д.), основанными на чисто визуальных методах сравнения или использовании недостаточно достоверных индексов. Чаще всего такой "прогноз" делается, когда "общественное" мнение по конечному результату оценки качества экосистемы уже заранее известно, например, по прямым или косвенным параметрам среды. В результате этого, роль биоиндикации оказалась сведенной к следующей совокупности действий, технологически совпадающей с биомониторингом:

- выделяется один или несколько исследуемых факторов среды (по литературным данным или в связи с имеющейся программой мониторинговых исследований);
- собираются полевые и экспериментальные данные, характеризующие биотические процессы в рассматриваемой экосистеме, причем теоретически эти данные должны измеряться в широком диапазоне варьирования исследуемого фактора (например, в условно-чистых и в условно-грязных районах);
- некоторым образом (путем простого визуального сравнения, с использованием системы предварительно рассчитанных оценочных коэффициентов или с применением математических методов первичной обработки данных) делается вывод об индикаторной значимости какого-либо вида или группы видов.

В редких случаях делаются практические попытки оценить лимитирующий уровень рассматриваемого фактора загрязнения, т.е. выполнить так называемый "анализ биологически значимых нагрузок". И только в исключительных случаях выполняется собственно операция "индикации", когда с использованием биоиндикаторных показателей прогнозируются неизвестные факторы среды и оценивается их значимость для всей экосистемы в ближайшем и отдаленном будущем. В качестве немногочисленных примеров организации комплексных гидроэкологических биоиндикационных исследований, в результате которых был сформулирован некоторый комплекс научно-обоснованных природоохранных решений, можно привести работы по оценке экологического состояния оз. Байкал [Кожова, 1986], рек Невы [Алимов с соавт., 1996б] и Чапаевки [Экологическое состояние..., 1997].

В значительной мере теоретическая и практическая неполнота работ в области биоиндикации связана с объективными методологическими трудностями отображения и моделирования предметной области. Оценка антропогенного воздействия на биотические компоненты экосистем во многом осложняется пространственно-временной дифференциацией видовой структуры, т.к. ценопопуляции одного и того же вида, входящие в разные сообщества организмов, характеризуются различными экологическими условиями обитания и их реакции на действие фактора могут су-

щественно отличаться. У видов со слабо выраженными механизмами популяционного гомеостаза эти реакции всегда достаточно контрастно выражаются в снижении физиологической устойчивости части особей к действию антропогенных факторов и, в конечном счете, в нарушении процессов репродукции. Однако для большинства видов реагирование на любое техногенное воздействие (если, разумеется, оно не носит катастрофический характер) принципиально не отличается от выработанных в ходе эволюции тривиальных реакций на колеблющиеся изменения среды. В процессе адаптации биоценоза к меняющимся условиям включаются компенсационные механизмы и, при умеренных воздействиях, в популяциях вырабатывается некоторый средний, генетически обусловленный уровень интенсивности воспроизводства за счет "перераспределения факторов смертности" [Северцов, 1941]. И только в том случае, когда давление антропогенных факторов выводит экосистему за рамки естественной изменчивости, происходит нарушение динамической стабилизации популяционных связей, изменяется генетический состав и идет подавление наиболее генерализованного свойства популяций – воспроизводственного процесса.

Необходимым условием для выявления качественных нарушений биотических процессов, происходящих в экосистемах под влиянием антропогенных факторов, является знание диапазона естественной изменчивости биоценозов, т.е. построение пространства состояния популяций [Шмальгаузен, 1968; Тимофеев-Ресовский и др., 1973]. В связи с этим возникает необходимость определения тех параметров, которые позволят с заданной подробностью и точностью оценить состояние биоценоза, вычленив изменения, вызванные действием антропогенных факторов, и получить необходимую и достаточную информацию для прогноза возможных изменений состояния экосистемы. Однако для получения такого «динамически достаточного описания» (термин Б.К.Павлова [Методология оценки..., 2000]) необходимо знание "правил" внутреннего преобразования популяций в результате действия каких-либо факторов. Но мы не можем сформулировать эти "правила" до тех пор, пока не определим ряд необходимых и достаточных параметров описания состояния популяций, достаточно чувствительных, информативных и обладающих достаточной селективностью в рамках поставленной задачи. Поэтому все исследования популяций и сообществ принципиально промежуточны (т.е. не конечны) и необходимо постоянное накопление информации, ее анализ и синтез, в процессе которых структурно-функциональные описания биоценозов и "правила" их преобразования приводятся в соответствие друг с другом. Этой проблематике применительно к водным экосистемам посвящены материалы главы 4 и часть 3 настоящей монографии.

Существенные методологические трудности биоиндикации возникают и при оценке состояния биоценоза по соотношению видов в конкретной экосистеме выборочным методом. Если исходить из понимания популяции, как совокупности особей, то информация, которую мы получили, не может быть экстраполирована за пределы временного периода или станции (полигона), на котором осуществлена выборка. Необходимо получить информацию о форме распределения вероятностей нахождения особей в той или иной точке пространства экосистемы. Исходя из найденного закона распределения, можно рассчитать число необходимых проб, обеспечивающих заданную точность интерполяции. Такой подход возможен для оценки состояния популяций на небольших площадях, например, в небольших замкнутых мелководных водоемах. Для крупных водоемов количество выборок ограничивается временем, за которое можно сделать пробы в сходных условиях (например, даже в течение суток может произойти перераспределение планктонных особей в пространстве). Проблемы, связанные с изучением пространственно-временной дифференциации зоопланктона при проведении мониторинговых исследований, показаны, например, на большом экспериментальном материале О.М. Кожовой и Б.К. Павловым [1986].

Таким образом, биоиндикацию можно определить как совокупность методов и критериев, предназначенных для поиска информативных компонентов экосистем, которые могли бы:

- адекватно отражать уровень воздействия среды, включая комплексный характер загрязнения с учетом явлений синергизма действующих факторов;
- диагностировать ранние нарушения в наиболее чувствительных компонентах биотических сообществ и оценивать их значимость для всей экосистемы в ближайшем и отдаленном будущем.

Рассмотрим частную задачу биоиндикации, в которой оценивается степень влияния производного фактора среды на некоторую совокупность измеренных показателей экосистемы. Если рассматривать ее формальную сущность, то тут фигурируют две векторные переменные: одна Y - характеризует состояние экологического объекта (растительности или гидробиологического сообщества), другая X – состояние среды (например, воды или почвы). Будем считать, что обе эти пе-

ременные являются номинальными, т.е. измерены в некоторых упорядоченных шкалах. Это позволяет оценить плотность распределения вероятности $p_0(x)$ значений y_i для каждого интервала значений X (хотя с точки зрения классической математической статистики эта процедура относится к классу некорректных задач). Если распределение вероятности параметра экосистемы по оси значений фактора является равномерным, то можно говорить о том, что параметр не является индикатором фактора X .

Пусть задан некоторый критерий χ – мера отклонения закона распределения вероятности, восстановленного по эмпирическим данным, от равномерного распределения. Тогда при χ , превышающем некоторое пороговое значение $\chi_{\text{пор}}$, можно говорить об индикаторной значимости переменной Y , а диапазоны значений X , где функция распределения принимает экстремальные значения, можно считать индицируемыми диапазонами фактора.

С точки зрения математики поставленная задача биоиндикации в реальных условиях относится к классу плохо формализуемых задач [Мазуров, 1982], поскольку характеризуется следующими особенностями:

- существенной *многомерностью* факторов среды и измеряемых параметров экосистем;
- сильной *взаимобусловленностью* всего комплекса измеренных переменных, не позволяющей выделить в чистом виде функциональную связь двух индивидуальных показателей $F(y, x)$;
- *нестационарностью* большей части информации об объектах и среде;
- *трудоемкостью* проведения всего комплекса измерений в единых координатах пространства и времени, в результате чего обрабатываемые данные имеют обширные пропуски.

В связи с этим, нахождение адекватной связи индикаторов и индицируемых факторов является типичной операцией с "размытыми" множествами [Заде, 1974], а, следовательно, характеризуется существенной неопределенностью (стохастичностью).

В то же время, к настоящему моменту сложились условия, позволяющие преодолеть некоторую математическую "ущербность" биоиндикации:

- сформированы банки многолетних данных по наблюдениям за природными экосистемами;
- разработан и апробирован ряд методов и математических моделей интегральной оценки состояния сложных систем различного типа, позволяющих, по терминологии А.П. Левича и А.Т.Терехина [1997], осуществлять *«поиск детерминации и распознавание образов в многомерном пространстве экологических факторов для выделения границ между областями нормального и патологического функционирования экосистем»*;
- развиваются аппаратные и программные информационные компьютерные технологии, позволяющие анализировать необходимые массивы экологических данных;
- существует огромный объем неформальных знаний высококвалифицированных специалистов, частично сконцентрированный в методических разработках [Экологический мониторинг..., 1995; Мокров, Гелашвили, 1999].

Рассмотрим в этой связи некоторые специальные методы и инструментальные средства построения автоматизированных и неавтоматизированных экспертных систем для решения задач биоиндикации.

1.3. Анализ экологических воздействий (приемы природоохранной экспертизы)

Понятие воздействия

В соответствии с природоохранительным законодательством Российской Федерации, оценка качества окружающей природной среды производится с целью установления предельно допустимых норм воздействия, гарантирующих экологическую безопасность населения, сохранение генфонда и обеспечивающих рациональное использование и воспроизводство природных ресурсов в условиях устойчивого развития хозяйственной деятельности [Федеральный закон..., 2002, ст. 1, 3, 19, 63]. При этом, под *воздействием* вообще понимается антропогенная деятельность, связанная с реализацией экономических, рекреационных, культурных интересов и вносящая физические, химические, биологические изменения в природную среду. В качестве примера более широкой понятийной трактовки можно привести определение из "Толкового словаря по охране природы" [1995],

где под *отрицательным воздействием на окружающую среду* понимаются «любые (?) потоки вещества, энергии и информации, непосредственно образующиеся в окружающей среде или планируемые в результате антропогенной деятельности и приводящие к отрицательным изменениям окружающей среды и последствиям этих изменений».

Прежде всего необходимо уточнить, что сам термин «воздействие» в контексте экологической оценки имеет специфический смысл. В русском языке слово "воздействие" часто понимается как «то, что воздействует», причем последствия этого события или процесса термином не охватываются. В случае, например, экологической экспертизы проекта, под "воздействием" в русском смысле можно понимать количество сбросов и выбросов загрязняющих веществ, количество отходов, объем водозабора, площадь изымаемых из пользования земель и т.д. В английском же языке, особенно в терминологии, связанной с Environmental Impact Assessment (буквально – оценка воздействия на окружающую среду), слово "impact" (буквальный перевод – столкновение, коллизия, шок) охватывает слившееся в единое целое как «то, что воздействует», так и «то, что происходит в результате». Таким образом, анализ или оценка воздействий в этом смысле предусматривают прогноз и описание не только "того, что воздействует" – выбросов, сбросов, отходов, изымаемых ресурсов. Они охватывают и последствия, результат действия этих "факторов воздействия" – изменения в окружающей среде, здоровье и качестве жизни населения и т.п. Именно информация об изменениях, могущих быть результатом реализации намечаемого хозяйственного проекта, является существенной для принятия решений, связанной с этой деятельностью.

Оценка значимости воздействий

Значимость воздействия непосредственно зависит от его вида или природы (шумовое, радиационное, выбросы определенных веществ в воздух и т.д.), физической *величины* и *вероятности* его возникновения [Черп и др., 2000]. Понятие величины охватывает здесь несколько факторов, таких как *интенсивность* воздействия (например, повышение величины показателя БПК₅ в реке до 10 мг/л); *продолжительность* воздействия; *масштаб* распространения воздействия. При этом масштаб распространения воздействия оценивается как в терминах площади (например, территория, на которой зафиксировано повышение радиационного уровня), так и в терминах численности биологических объектов, наличия особо охраняемых территорий и т.д., подвергающихся воздействию данного фактора. Дополнительным аспектом, который чаще всего не учитывается при оценке значимости воздействий, является его *контекст*. Воздействия, одинаковые по величине и вероятности, могут рассматриваться как более или менее важные, влиять на принимаемые решения в большей или меньшей степени в зависимости от того, где именно они имеют место, как они воспринимаются заинтересованными лицами, какова сложившаяся социальная обстановка и т.д.

Для оценки значимости существует множество методов: например, Н. Ли [1995] описывает 24 метода. Наиболее простым и часто применяемым методом оценки значимости является сравнение их с универсальными стандартами. Стандарты могут быть количественными (например, предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ) или носить характер качественных норм (например, ограничения на определенные виды хозяйственной деятельности в пределах особо охраняемой природной территории или вблизи культурных памятников). Однако следует иметь в виду важные ограничения применимости стандартов для оценки значимости:

- на многие виды воздействия стандарты отсутствуют (например, в момент написания этой книги в России не существовало стандарта на концентрации или выбросы диоксинов);
- многие стандарты разработаны на основе приблизительных данных (недостаточно проверенных, неточных или неполных) и, таким образом, их область применения ограничена;
- стандарты основаны на представлении о "пороговом воздействии", в то время как многие виды воздействия (например, ионизирующее излучение) не имеют порогового значения: не исключено, что их влияние проявляется при сколь угодно малых величинах;
- стандарты не всегда годятся для учета непрямых, кумулятивных воздействий, синергетического действия нескольких факторов;
- стандарты редко применимы для учета уникальных условий, характерных для конкретной ситуации.

Очень близок к сравнению со стандартами метод оценки значимости, основанный на сравнении величины воздействия с усредненными значениями данного параметра для рассматриваемой местности. Такой метод вносит в оценку значимости элемент "контекста", учета местной ситуации.

К этому типу методов относится сравнение параметров состояния окружающей среды с фоновыми значениями. Сравнение величины воздействий со стандартами или с характерными значениями является "объективным" методом оценки значимости воздействий (хотя стандарты, конечно, могут рассматриваться как субъективная величина).

Анализ воздействий в рамках экологического мониторинга включает в себя два основных элемента: *прогноз их абсолютной физической величины и оценку их относительного вклада*. Прогноз величины воздействий обычно осуществляется для различных компонент окружающей среды с применением специальных методов прогноза, таких, например, как математические модели. Важно, чтобы усилия исследователей были сосредоточены на предсказании наиболее значимых воздействий, чтобы точность применяемых методов соответствовала задачам экологической оценки и чтобы воздействия предсказывались в форме изменений в окружающей среде, а не просто описания факторов воздействия. Например, если вывод о влиянии фактора будет сформулирован как «*в результате будет уничтожено 15 га зеленых насаждений*», то судить о значимости воздействия будет гораздо сложнее, чем в том случае, когда в документе будет указано: «*в результате действия фактора будет уничтожено 28% зеленых насаждений в районе*».

Ранжирование *относительной значимости* воздействий осуществляется для соотнесения силы их влияния факторов друг с другом. Существует много методов ранжирования относительной значимости, и их выбор зависит от требований программы исследований и конкретной ситуации. В то же время, адекватная оценка значимости воздействий невозможна без соотнесения их эколого-физиологического эффекта с социальными ценностями, интересами и предпочтениями различных заинтересованных сторон. Л.У. Кантер [Canter, 1996] приводит пример "шкалы значимости" воздействий (табл. 1.1).

Таблица 1.1

Пример шкалы значимости воздействий на экосистемы [Canter, 1996]

Превышаемый порог	Характер нарушений	Ранг значимости
Юридический порог	Превышение стандартов, установленных законом	наивысшая значимость
Функциональный порог	Неизбежные воздействия, приводящие к необратимому разрушению экосистем	очень высокая значимость
Порог приемлемости	Воздействия, нарушающие сложившиеся местные нормы	высокая значимость
Порог конфликта	Воздействия, вызывающие конфликт между группами общества по поводу ресурса	умеренная значимость
Порог предпочтений	Воздействия, касающиеся предпочтений тех или иных групп	низкая значимость

Наиболее значимые воздействия превышают установленные стандарты. Это означает, что меры по устранению таких воздействий должны быть приняты в обязательном порядке или намечаемая хозяйственная деятельность не может быть осуществлена. Второй уровень значимости воздействий составляют неизбежные воздействия, которые необратимым образом разрушают экосистемы. Третьи по значимости воздействия – те, последствия которых нарушают сложившиеся социальные нормы и устои (деятельность, при которой необходимо переселение людей, может представлять пример воздействий такого типа). Наконец, последние две группы воздействий касаются интересов и предпочтений различных групп общества (рыбаков, велосипедистов, пенсионеров и т.д.)

Экспертные методы оценки экологических воздействий

По инициативе Программы ООН по окружающей среде (UNEP) для процесса экологической оценки был разработан целый ряд стандартизованных методов или вспомогательных инструментов, призванных повысить эффективность выявления воздействий. Эти методы основаны на коллективном опыте широкого круга специалистов и их использование позволяет упорядочить и систематизировать процесс биоиндикации и мониторинга, избегая многих ошибок, совершавшихся на ранних этапах развития.

Австралийским агентством по охране окружающей среды АЕАА, а также международной группой специалистов [Экологическая оценка..., URL] выделяются следующие стандартизованные методы, используемые для выявления воздействий:

- контрольные списки;
- матрицы;
- сети;
- наложение карт и географические информационные системы (ГИС);
- экспертные системы.

Контрольные списки, как правило, разрабатываются на основе списков компонентов окружающей среды или воздействующих факторов, которые должны быть исследованы для выявления возможных воздействий. Списки могут варьировать по сложности и назначению от очень простого списка до больших иерархических рубрикаторов, которые также подразумевает оценку значимости путем экспертного нормирования и взвешивания. Примерами таких списков являются известная система сапробности индикаторных организмов Кольквитца–Марссона в модификации Сладечека (Sládeček, 1973) или таблица обобщенных характеристик изменений в водных и наземных системах р. Чапаевки, содержащая оценки индикаторной способности различных компонент и параметров экосистемы [Экологическое состояние..., 1997]. Во втором примере на практике показано, как эффективность выводов биоиндикации может быть существенно повышена за счет сопряженного использования различных индикаторов.

Списки могут быть улучшены и адаптированы к местным условиям по мере накопления опыта их использования. Контрольные списки неэффективны для выявления непрямых воздействий (вторичных и более высокого порядка), а также взаимодействия между воздействиями.

Матрицы представляют собой таблицы, которые могут использоваться, чтобы определить взаимодействие между группами действующих факторов и компонентами (характеристиками) окружающей среды. При использовании матрицы взаимодействие между конкретным возмущением и компонентом окружающей среды может быть отмечено в клетке на пересечении рядов и столбцов. В клетках могут быть сделаны "примечания", чтобы подчеркнуть существенность воздействия или другие особенности, связанные с природой факторов, например:

- значки или символы могут наглядно определить тип воздействия (такие как прямой, косвенный, совокупный);
- цифры или размер значков могут указывать масштаб;
- могут быть сделаны описательные замечания.

В литературе [Экологическая оценка..., URL] упоминается матрица взаимодействий Леопольда, применимая для экспертизы большинства экологических проектов, которая содержит 88 всесторонних компонентов и характеристик окружающей среды, представленных столбцами таблицы, и 100 видов деятельности (воздействующих факторов), которые представлены строками. Общий подход, использованный в матрице Леопольда, получил широкое распространение, и на его основе было разработано множество других матриц. Другим примером матрицы является таблица общих критериальных характеристик [Попченко, Булгаков, 1992], содержащая в строках – качественные признаки модификаций биоценозов зообентоса, а в столбцах – различные инвариантные состояния, соответствующие прогрессу или регрессу соответственно в экологической структуре сообществ и в процессах метаболизма. В общем случае, в матрицах также трудно различать прямые и косвенные воздействия.

Сети представляют собой графы причинно-следственных отношений и иллюстрируют множественные связи между антропогенными факторами, природоохранной деятельностью и компонентами (характеристиками) окружающей среды и поэтому особенно полезны для выявления и отображения воздействий второго порядка (косвенные, синергетические и т.д.). Упрощенные сети могут использоваться в сочетании с другими методами для обеспечения того, чтобы важнейшие воздействия второго порядка не были пропущены при исследовании. Из-за отсутствия собственных примеров, приведем на рис. 1.5 пример сети, отражающей взаимосвязи, приводящие к изменению качества жизни, состояния дикой природы и прочих условий в случае реализации мероприятий по развитию туризма в Замбии (учтена даже потеря биоразнообразия из-за роста спроса на сувениры для туристов). Разработка более детальных сетей может потребовать значительного времени и усилий, особенно если для этого не используются компьютерные программы.

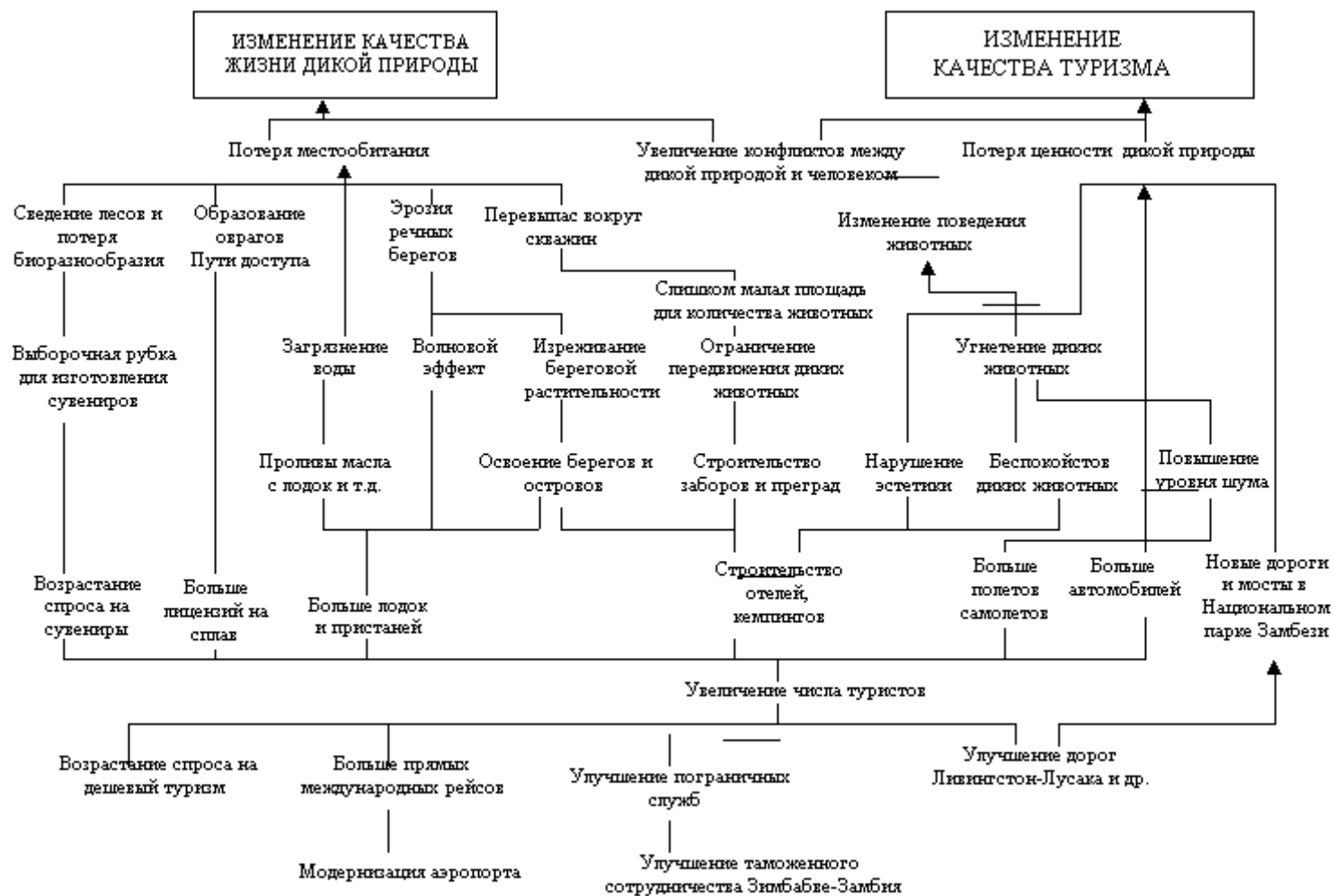


Рис. 1.5. Сеть, описывающая взаимосвязи, приводящие к изменению качества жизни, состояния дикой природы и пр. условий при реализации мероприятий по развитию туризма в Замбии по [Экологическая оценка..., URL]

Наложение карт и географические информационные системы (ГИС) – послойно накладываемые карты или компьютерные изображения, которые могут использоваться для визуализации воздействий. Как будет показано ниже, ГИС делят карту района на отдельные ячейки и хранят большой объем информации для каждой ячейки. Такие системы могут использоваться для целей анализа и компьютерного моделирования.

Экспертные системы (ЭС) – как правило, компьютеризованные системы принятия решений, основанные на знаниях. Внешне работа ЭС проста: пользователю последовательно предлагаются вопросы, сформулированные на основе имеющейся базы классифицированных фактов и заложенного в системе механизма поиска взаимосвязей между ними. Экспертная система анализирует ответ на каждый вопрос и переходит к следующему вопросу, учитывая данный ответ.

Экспертные системы возникли как первый практический результат развития алгоритмов *искусственного интеллекта* – совокупности научных дисциплин, изучающих методы решения задач интеллектуального (творческого) характера с использованием компьютеров [Нильсен, 1973; Сафонов 1992]. ЭС выполняет функции эксперта при решении задач из некоторой предметной области и состоит из следующих компонентов [Таунсенд, Фохт, 1990]:

- базы знаний (части системы, в которой содержатся факты);
- подсистемы генерации "умозаключений" (множества правил, по которым осуществляется решение задачи);
- подсистемы объяснения;
- подсистемы приобретения знаний;
- диалогового процессора.

Основными отличиями ЭС от других программных продуктов являются использование не только данных, но и знаний, а также специального механизма синтеза решений и новых знаний на основе имеющихся. Знания в ЭС представляются в такой форме, которая может быть легко обработана на ЭВМ. Наиболее распространенный способ представления знаний в экспертных системах – это непротиворечивые логические высказывания [Виттих, 1998] или производные правила. В таких системах предметная область описывается с помощью логических рассуждений, ведущих от причин к следствию, т.е. устанавливается некоторая детерминированная причинно-следственная связь между фактором *A* и явлением *B*.

Качество ЭС определяется размером и качеством базы знаний (правил или эвристик). Для ее построения требуется провести опрос специалистов, являющихся экспертами в конкретной предметной области, а затем систематизировать, организовать и снабдить эти знания указателями, чтобы впоследствии их можно было легко извлечь из базы. Обычно в любой момент времени в системе существуют три типа знаний

- *структурированные знания* – статические знания о предметной области (после того как эти знания выявлены, они уже не изменяются);
- *структурированные динамические знания* – изменяемые знания о предметной области (они обновляются по мере выявления новой информации);
- *рабочие знания* – знания, применяемые для решения конкретной задачи или проведения консультации.

В ЭС обычно заранее не определен алгоритм задачи, который строится "по ходу" ее решения на основании эвристических правил, поэтому обработка знаний часто может привести к получению такого результата, который трудно предусмотреть. Одним из важных вопросов, возникающих при проектировании управляющей компоненты систем, основанных на знаниях, является выбор метода поиска решения, т.е. стратегии синтеза "умозаключений" [Элти, Кумбс, 1987, Ларичев с соавт., 1989]. От выбранного метода поиска (направления и способа его осуществления) будет зависеть порядок применения и срабатывания правил.

Считается, что системы, основанные на знаниях, имеют определенные преимущества перед человеком-экспертом:

- у них нет предубеждений и они не делают поспешных выводов;
- эти системы работают систематизировано, рассматривая все детали, часто выбирая наилучшую альтернативу из всех возможных;
- база знаний может быть очень и очень большой; будучи введены в машину один раз, знания сохраняются навсегда; человек же имеет ограниченную базу знаний, и если данные долгое время не используются, то они забываются и навсегда теряются;

- системы, основанные на знаниях, по своей природе устойчивы к "помехам"; в то время, как эксперт пользуется побочными знаниями и легко поддается влиянию внешних факторов, которые непосредственно не связаны с решаемой задачей.
- базы знаний не обременены сведениями из других областей и менее подвержены "шумам";
- ЭС-системы не заменяют специалиста, а являются инструментом в его руках.

Разумеется, имеется ряд предметных областей и прикладных задач, где разработка или использование ЭС не всегда обосновано. В табл. 1.2 приведены сравнительные критерии, по наличию которых можно судить о целесообразности применения экспертных систем. В целом ЭС является не подменой, а разумным дополнением традиционным математическим задачам, решаемым обычным путем формальных преобразований, процедурного анализа или численными методами.

Таблица 1. 2

Критерии применимости экспертных систем при решении прикладных задач

Применение ЭС обосновано	Применение ЭС не обосновано
Не могут быть построены строгие алгоритмы или процедуры, но существуют эвристические методы решения.	Имеются эффективные алгоритмические методы.
Есть эксперты, которые способны решить задачу.	Отсутствуют эксперты или их число недостаточно.
По своему характеру задачи относятся к области диагностики, интерпретации или прогнозирования.	Задачи носят вычислительный характер.
Доступные данные "зашумлены".	Известны точные факты и строгие процедуры.
Задачи решаются методом формальных рассуждений.	Задачи решаются процедурными методами, с помощью аналогии или интуитивно.
Знания статичны (неизменны).	Знания динамичны (меняются со временем).

В качестве классического примера экспертной системы экологического профиля можно привести систему PLANT/cd, предсказывающую потери зерна из-за черной совки [Уотермен, 1989]. Эта ЭС реализует прогноз состояния конкретного агроучастка по результатам обследования. При этом используются такие показатели, как количество попавших в ловушку бабочек, прополка поля, возрастной спектр личинок, состояние почвы, сорт зерновой культуры и проч.

Из примеров отечественных экспертных систем в области биоиндикации можно привести любопытный проект, осуществленный в Интернет Ярославским областным центром дистанционного обучения школьников [Биоиндикация природных..., URL]. Если зайти на сайт www-windows-1251.edu.yar.ru/russian/misc/eco_page/bioind, то можно самостоятельно без каких-нибудь финансовых затрат выполнить качественный анализ состояния воды по гидробиологической пробе (автор – школьник Сергей Юров). Для этого необходимо просто ввести данные о встречаемости по 24 группам водных организмов – см. рис. 1.6 - и получить описание типа и характеристик прогнозируемого водоема.

1.4. Концепции нормативов и критических нагрузок

Анализ значимости экологических воздействий проводится с целью совокупной оценки "качества среды", предметом которой являются:

- *в экологическом смысле* – вся экосистема региона, состоящая из иерархии соподчиненных биологических компонентов (сообществ), способных сохранять устойчивость путем адаптации к внешним факторам и обеспечивать утилизацию веществ, поступающих извне;
- *в прикладном смысле* – характеристики ресурсов, обеспечивающие их использование в тех или иных практических целях.

Определенная таким образом цель подразумевает наложение граничных условий (нормативов) как на само воздействие, так и на факторы среды, отражающие и воздействие, и отклики экосистем.

Качественный анализ состояния воды

Выберите те типы животных, которые встречаются в исследуемом водоеме
Для того, чтобы получить описание и изображение животного, щелкните кнопкой мыши на его названии

<ol style="list-style-type: none"> 1. <u>Личинки мух-львинок (крыски)</u> <input type="radio"/> Есть <input checked="" type="radio"/> Нет <input type="radio"/> Неизвестно 2. <u>Малощетинковые черви (олигохеты)</u> <input type="radio"/> Есть <input checked="" type="radio"/> Нет <input type="radio"/> Неизвестно 3. <u>Планарии</u> <input type="radio"/> Есть <input checked="" type="radio"/> Нет <input type="radio"/> Неизвестно 4. <u>Личинки комаров-звонцов (мотыль)</u> <input type="radio"/> Есть <input checked="" type="radio"/> Нет <input type="radio"/> Неизвестно 5. <u>Личинки кровососущих комаров</u> <input checked="" type="radio"/> Есть <input type="radio"/> Нет <input type="radio"/> Неизвестно 	<h2 style="color: green; text-align: center;">Вода умеренно чистая</h2> <p>Бета-мезосапробная зона:</p> <ul style="list-style-type: none"> • нет нестойких органических веществ, произошла полная минерализация. • Сапрофитов - тысячи клеток в 1 мл, и резко увеличивается их количество в период отмирания растений. • Содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток: днем избыток кислорода, дефицит углекислоты; ночью - наоборот. • Ил желтый, идут окислительные процессы, много детрита. • Много организмов с автотрофным питанием, наблюдается цветение воды, так как сильно развит фитопланктон. • Встречаются диатомовые водоросли <i>Melosira vaiana</i>, <i>Diatoma</i>, <i>Navicula</i>; зеленые водоросли <i>Cosmarium</i>, <i>Botrytis</i>, <i>Spirogira crassa</i>, <i>Cladophora</i>; много протококковых водорослей. • Впервые появляется роголистник <i>Ceratophyllum demersum</i>. • Много корненожек, солнечников, червей, моллюсков, личинок хирономид. • Встречаются ракообразные и рыбы, т.е. много разных видов, но численность и биомасса их невелика.
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Рис. 1.6. Образец экспертной системы биоиндикации водоемов по гидробиологическим показателям для обучения школьников

Принцип антропоцентризма верен и в отношении истории развития нормирования: значительно ранее прочих были установлены нормативы приемлемых для человека условий среды (прежде всего, производственной). Тем самым было положено начало работам в области санитарно-гигиенического нормирования. Однако человек – не самый чувствительный из биологических видов и принцип "Защищен человек – защищены и экосистемы", вообще говоря, неверен.

Экологическое нормирование является ключевой проблемой в формировании экологической безопасности. Более чем два десятилетия назад в России был поставлен вопрос о необходимости определения допустимых экологических нагрузок и адекватных ограничений (нормирования) существующих антропогенных воздействий с учетом всей совокупности возможного вредного воздействия многих факторов и природной специфики объектов [Израэль, 1984]. В Законе "Об охране окружающей среды", в числе прочих, предписывается обоснование и использование в практике двух типов нормативов [Федеральный закон..., 2002, ст. 21, 22, 27]:

- нормативов качества окружающей среды – «устанавливаются для оценки состояния окружающей среды в целях сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов»;
- нормативов допустимого воздействия на окружающую среду (в т.ч. нормативов допустимой антропогенной нагрузки) – «устанавливаются для субъектов хозяйственной и иной деятельности в целях оценки и регулирования воздействия всех стационарных, передвижных и иных источников воздействия на окружающую среду, расположенных в пределах конкретных территорий и (или) акваторий».

Экологическое нормирование предполагает учет так называемой предельно допустимой нагрузки на экосистему. Допустимой считается такая нагрузка, «под воздействием которой отклонение от нормального состояния системы не превышает естественных изменений и, следова-

тельно, не вызывает нежелательных последствий у живых организмов и не ведет к ухудшению качества среды» [Израэль, 1984]. Практически идентичное определение дается А.П. Левичем [1994] для обозначения экологически допустимых уровней воздействия (ЭДУ), которые «в отличие от ПДК являются не потенциальными причинами экологического неблагополучия, а непосредственными его симптомами» [Булгаков с соавт., 1995]. Допустимой считается любая нагрузка, не превышающая предельной (т.е. нормативной), которая, в свою очередь, равна критической нагрузке, умноженной на коэффициент запаса (в зависимости от степени "доверия" и потенциальной возможности кумулятивного действия этот коэффициент обычно варьируется от 0.2 до 0.5).

К сожалению, как слишком часто случается в нашей жизни, написать закон или дать основополагающее определение оказывается значительно проще, чем разработать методику измерения частных показателей, закрепленных в законе. Например, кто может решиться хотя бы на, казалось бы, несложное определение, что такое «нормальное состояние экосистемы» и каков у нее «диапазон естественных изменений»? Поэтому, к настоящему времени известны лишь некоторые попытки обоснования "экологических ПДК" [Лукьяненко, 1992, 1996] для растений суши и для сообществ водоемов рыбохозяйственного назначения.

Экологическое нормирование не является подменой санитарно-гигиеническому нормированию, а, в определенном смысле, дополняет его, ужесточая применяемые стандарты. Например, экологическая индикация может дать сведения о степени и характере загрязнения, распределении загрязнения в водоеме, возможном состоянии водной экосистемы в сезонном масштабе. Из этого следует, что вода, качество которой согласно экологическому контролю признано неудовлетворительным, вряд ли может использоваться для питьевых или хозяйственных целей, но экологически доброкачественная вода не всегда может быть признана пригодной с точки зрения здравоохранения [Беляев, 1993]. В последнем случае необходимы специфические микробиологические, токсикологические и химические тесты.

В мировой практике концепция критических нагрузок получила широкое развитие как необходимое руководство по рациональному ограничению антропогенных воздействий [Моисеенко, 1995, 1998]. На рабочем совещании ООН понятие «критическая нагрузка» было определено как «количественная оценка воздействия одного или нескольких загрязняющих веществ, ниже которой не происходит существенного вредного воздействия на специфические чувствительные элементы окружающей среды в соответствии с современными знаниями» [Critical loads..., 1988]. С учетом известных проблем кумуляции небольших воздействий и развитию хронических (отложенных) последствий величина критической нагрузки по В.Н. Башкину [1999] может быть охарактеризована как «максимальное поступление загрязняющих веществ, которое не вызывает необратимых вредных изменений в структуре и функциях экосистем в течение длительного (50-100 лет) периода».

Мем № 6: *«Но мир! Но жизнь! Ведь человек дорос
Чтоб знать ответ на все свои загадки.
Что значит знать? Вот, друг мой, в чем вопрос,
На этот счет у нас не все в порядке.»*
И.В. Гете, "Фауст"

Несмотря на глобальную аттрактивность ¹ концепции критических нагрузок, количественная оценка их величин до сих пор связана с целым рядом неопределенностей. Прежде всего это относится к самим основополагающим понятиям: например, до сих пор не вполне ясно, где обнаружить "специфические чувствительные элементы", что считать за "необратимые вредные изменения" (за 50-100 лет таковые могут произойти не только с природными компонентами, но и с самим человечеством) и, наконец, что есть «экологическая норма» ² [Тихонов, Шитиков, 1984а]. В частности, неверно подчеркивать "максимальность" критической нагрузки, поскольку многие категории действующих факторов (например, тепловое воздействие) имеют и минимальный порог критичности. Еще большие методологические сложности вызывает количественное выражение этих

¹ Привлекательность (от лат. *attraho* – притягиваю к себе).

² Наш вариант трактовки – *размах стохастических колебаний показателей жизнедеятельности компонентов экосистем, которые не выходят за пределы приспособительных реакций по поддержанию гомеостаза.*

понятий в конкретных условиях моделирования или оценки критических уровней при экологическом нормировании.

Рекомендуемый порядок действий и инструментарий, используемый при оценке порога критического действия, например, практически одновременно документировали в своих работах процитированные выше В.Н. Башкин и Т.И. Моисеенко (см. табл. 1.3). Работы других авторов по этой проблеме практически не отличаются от приводимых тезисов ни сущностью, ни глубиной, ни лексиконом.

Таблица 1.3

Методологический подход к определению экологически критических нагрузок

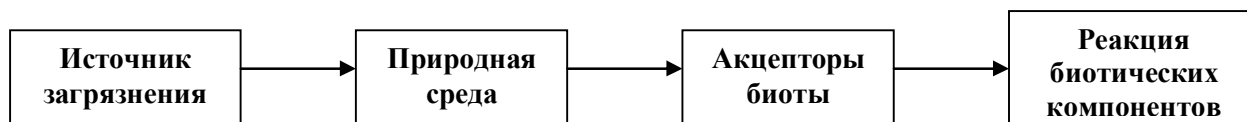
По В.Н. Башкину [1999]	По Т.И. Моисеенко [1998]
<ol style="list-style-type: none"> 1. Идентификация вредного воздействия (выбор стрессоров и рецепторов, определение существующей нагрузки и критериев состояния экосистемы) 2. Учет параметров вредного действия (необходимые параметры и стороны вредного воздействия, выявление временной динамики процессов и их направленности) 3. Экологическая оценка путей воздействия 4. Характеристика риска (оценка вероятности, частоты и серьезности воздействий в пространственном и временном аспекте, их сравнение с существующими нагрузками) 5. Управление риском (разработка эколого-экономических оптимизационных моделей при локальном и трансграничном загрязнении) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Выявление всех неблагоприятных процессов в водной среде (как прямых, так и вторичных) и обоснование химических критериев качества вод (комплексная факторизация воздействий с учетом суммарного, синергетического, или антагонистического взаимодействия всех компонентов) 2. Диагностика состояния экосистемы и обоснование наиболее информативных биологических критериев, объективно отражающих состояние экосистемы (численных значений, разграничивающих “норму и патологию” и определяющих порог необратимых изменений) 3. Определение критических уровней многофакторного загрязнения вод на основе доза-эффектных зависимостей между качеством водной среды (по химическим критериям) и состоянием организмов, популяций и сообществ (по биологическим критериям)

Как следует из этапов табл. 1.3, оценка критичности воздействий предполагает комплексное исследование изучаемого объекта и выявление двух основных интегральных составляющих в поведении экосистемы: фактора антропогенной нагрузки на окружающую среду и отклика, определяющего функциональную устойчивость, продуктивность и разнообразие биотических элементов.

Антропогенная нагрузка А на экосистемы складывается из большого числа факторов различной природы и происхождения, основными из которых являются:

- выброс в окружающую среду загрязняющих веществ промышленного или хозяйственно-бытового происхождения;
- энергетическое и радиологическое загрязнение;
- техногенная и сельскохозяйственная детериорация ландшафтов;
- рекреационная нагрузка;
- изъятие из природной среды необходимых ресурсных компонентов и т.д.

Проблема оценки *совокупной* антропогенной нагрузки заключается, с одной стороны, в том, как измерить интенсивность составляющих факторов, поскольку средства экологического мониторинга в нашей стране весьма ограничены, а статистическая отчетность страдает неполнотой и недостоверностью. С другой стороны, даже если предположить, что вся эта исходная информация имеется, практически нереально построение строго формализованных обобщенных критериев комплексной антропогенной нагрузки *А*, адекватно соизмеряющих степень влияния отдельных факторов с учетом их синергизма, поскольку неизвестны математические выражения переходных функций в последовательности:



Функциональная оценка отклика S экосистемы на антропогенное воздействие связана, как правило, с понятиями гомеостаза и стабильности, отражающими свойство природных комплексов сохранять относительное постоянство своих характеристик при возмущающих воздействиях. Это относится, в основном, к метаболически активным элементам ландшафтов – биологическим компонентам биогеоценозов. Существует множество определений и теорий устойчивости популяций, оперирующие с различными функциональными (скорость метаболизма, продуктивность, скорость обновления состава) и структурными (видовой состав, численность, биомасса, трофическая организация) параметрами. В зависимости от интенсивности антропогенной нагрузки A в пределах возможностей адаптации и свойств внутренней кинетики экосистемы все ее гомеостатические параметры могут более или менее согласованно изменяться, образуя экологическую амплитуду адаптационных колебаний биоценоза.

Свидетельством критичности нагрузки является возникновение «длительного тренда за пределами естественного колебательного режима» [Логофет, Свирежев, 1983]. К сожалению, разнообразие терминологии и математических моделей гораздо богаче возможностей их практического применения для оценки пороговых реакций реальных экосистем по отношению к антропогенным воздействиям. Причины этому – те же, что и при конструировании критерия A :

- невозможность проведения массового, длительного и крупномасштабного мониторинга биоиндикационных компонентов окружающей среды;
- методологические трудности в конструировании обобщенного интегрального критерия отклика экосистемы S , который адекватно оценивал бы вероятность "отказа чувствительных элементов окружающей среды" и отвечал очевидным требованиям результативности, массовости, детерминированности и непротиворечивости.

Предположим, наконец, что найден способ измерения антропогенной нагрузки A и отклика экосистемы S . Однако последующий ответ на вопрос о том, экосистему с каким значением S следует считать вышедшей за границы биологической нормы и, соответственно, какое значение A принять за "критическое", отнюдь не кажется тривиальным. В этом плане интересны работы С.А. Патина [1979], Г.Д. Замолодчикова [1993] и Г.Т. Фрумина [2000], в различных модификациях использующих математико-статистический подход для определения порогов экологической толерантности. Этот метод состоит в определении пороговых значений на основе естественных колебаний воздействующих факторов среды или параметров, присущих экологическому объекту, с помощью анализа распределений вероятностей.

Одна из таких методик определения критических точек основана на предположении, что критерий нормального состояния экосистемы – нормальный закон распределения ее переменных [Федоров, 1977б; Гродзинский, 1988]. В этом случае максимальные и минимальные критические значения ($x_{кр}^{max}$ и $x_{кр}^{min}$) находятся из соотношения:

$$\Phi\left(\frac{x_{кр}^{max} - x_{кр}^{min}}{\sigma_x}\right) = \frac{1 - p(\alpha)}{2}, \quad (1.1)$$

где Φ – функция нормированного нормального распределения, σ_x – среднеквадратическое отклонение, $p(\alpha)$ – вероятность соответствия нормальному закону (обычно p предлагается принять равным 0.8, 0.9, 0.95 или 0.99 в зависимости от цели исследования и того ущерба, который может быть причинен системе в случае совершения "ошибки I рода").

Для малого числа наблюдений критические значения могут быть определены следующим образом:

$$x_{кр}^{max} = X + k \sigma_x, \quad x_{кр}^{min} = X - k \sigma_x, \quad (1.2)$$

где k – толерантный множитель, используемый в математической теории надежности, X – среднее значение параметра [Воробейник с соавт., 1994].

Каждый из компонентов среды x , по мнению Г.Т. Фрумина [2000], должен иметь свой биологически допустимый (толерантный) для гидробионтов диапазон концентраций в воде, в пределах которого организмы, их сообщества и популяции располагают возможностями оптимальной реализации своих физиологических, экологических и других функций.

Мем № 7: «Смысл статистической нормы состоит в том, что исследователи условились применять некоторый, вполне конкретный период существования системы за эталон ее нормального функционирования. Обоснованность статистической нормы полностью упирается в обоснованность выбора этого периода» В.Д. Федоров с соавт. [1982].

Проблемы использования математико-статистических методов нормирования сводятся к следующему:

- отсутствие каких-либо априорных свидетельств о законе распределения показателя (в частности, о близости к нормальному гауссовскому закону распределения);
- необходимость формирования достаточно репрезентативной выборки наблюдений (для получения экологически допустимых уровней при двух классах – благополучный и неблагополучный – требуется по оценкам экспертов не менее 20 измерений);
- неопределенность понятия «*эталон нормального функционирования экосистемы*» (см. мем № 7).

Существует два других распространенных подхода для предварительной оценки порогового значения фактора при известном отклике:

- выполняется серия измерений (A , S) на условно "чистом" объекте и параллельная серия наблюдений на тестируемом объекте; если при этом зафиксированы статистически значимые отличия S в "опыте" и "контроле", то тестируемый объект считается вышедшим за пределы нормативной стабильности, а нагрузка A – превысившей критическую;
- на одной и той же тестируемой системе (например, на русле реки с разным характером нагрузки, или при наличии долговременных наблюдений) выполняется серия измерений (A , S) и строится традиционная функция Ψ "воздействие - эффект":

$$S = \Psi(A);$$

если система отвечает модели кинетики 1-го порядка, то эта кривая имеет S-образную форму и ярко выраженную точку перегиба, которой соответствует критическая нагрузка $A_{крит}$.

Например, с использованием последнего подхода в рамках Федеральной целевой программы России "Возрождение Волги" коллективом Института экологии Волжского бассейна РАН была выполнена оценка критической антропогенной нагрузки на малые реки бассейна Средней Волги. Интенсивность антропогенной нагрузки на различных участках рек рассчитывалась по "Методике оценки антропогенной нагрузки на малые реки Московской области" [Методика оценки..., 1997], которая учитывала как точечное поступление техногенных веществ со сточными водами, так и загрязнение рек от рассредоточенных источников (смыв с селитебных площадей, сельскохозяйственных полей, животноводческих ферм и пастбищ, рекреационное использование и др.). В качестве исходных данных служили материалы статистической отчетности 2ТП-водхоз (объем сточных вод, количество загрязняющих веществ в них) и сводки "Средволгогипроводхоз" (количество вносимых на поля удобрений, средняя урожайность сельскохозяйственных культур, посевные площади, поголовье домашнего скота). Обобщенная антропогенная нагрузка A рассчитывалась с использованием системы балльных оценок, являющихся составной частью методики.

Для практического решения вопросов, связанных с оценкой экокризисности водных объектов, нами использовался интегральный индекс экологического состояния ИИЭС [Зинченко с соавт., 2000], подробно описанный далее в главе 4 ($S = 1/ИИЭС$). Его расчет выполнялся на основе данных гидрохимического мониторинга и показателей видового обилия донных организмов, полученных в результате экспедиционных наблюдений. Пары значений $\{A, S\}$ были вычислены для опорных створов вдоль течения водотоков и критические значения антропогенной нагрузки находились из характера этого распределения. На рис. 1.7 показана зависимость между антропогенной нагрузкой A и обобщенным критерием отклика экосистемы S для створов р. Чапаевка. Полученная кривая по форме и по своему смыслу является типичной функцией "воздействие - эффект" с характерной точкой перегиба. Критичным уровнем антропогенных нагрузок можно считать на-

грузки, приходящиеся на участок в районе г. Чапаевска (4) и равные 18 баллов по шкале [Методические указания..., 1997].

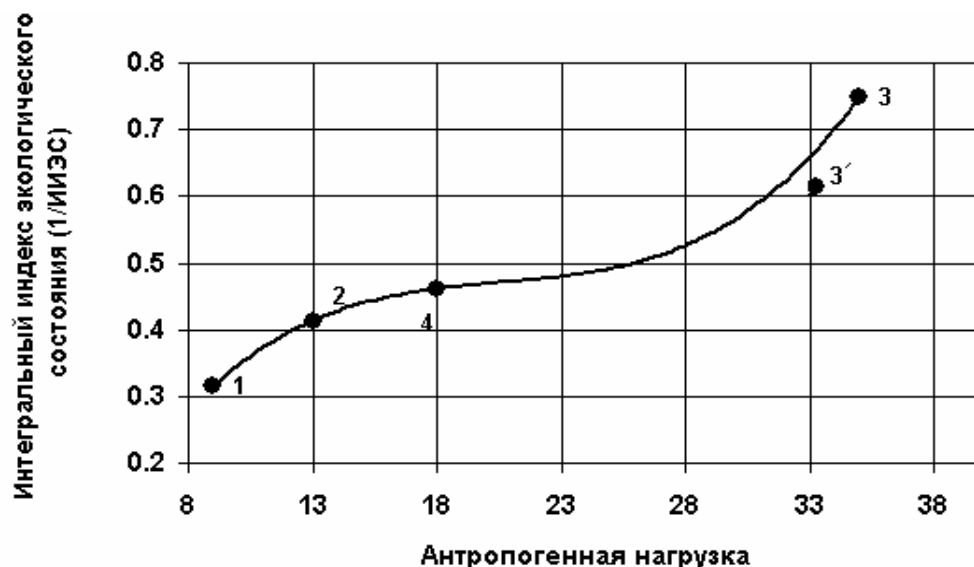


Рис 1.7. Зависимость между антропогенной нагрузкой A и интегральным индексом экологического состояния $S = 1/\text{ИИЭС}$ (на примере р. Чапаевка)

Нетрудно прийти к выводу, что в реальных практических исследованиях нельзя ожидать ни длительного мониторинга экосистемы, ни возможностей активного эксперимента с нею, ни предпосылок применения строгого математического аппарата к обработке динамики многомерных наблюдений. Поэтому наиболее реалистичным вариантом оценки критичности воздействий является метод экспресс-оценок, когда некоторый эксперт (либо коллектив экспертов) на основе ограниченного набора данных и некоторых выбранных им натуральных или расчетных показателей определяет зоны благополучия, кризиса или бедствия. При известном опыте и информированности экспертов такой подход может дать определенные результаты и необходимую в рамках поставленной задачи достоверность экологической оценки.

1.5. Общий подход к оценке комбинированного действия факторов

Имеющаяся неопределенность относительно четко установленных причинно-следственных связей типа "воздействие-эффект" объясняется, в первую очередь, многокомпонентным характером реальных потоков загрязнений, в связи с чем выявить в количественном плане реальный характер влияния индивидуальных ингредиентов оказывается затруднительным. Например, промышленные сточные воды могут содержать как токсичные вещества, так и вещества, способствующие росту и популяционному развитию отдельных групп водных организмов, в результате чего, отклик экосистемы становится прямо противоположным прогнозируемому.

Проблемы оценки комбинированного действия факторов очевидны. Без сомнения, можно с использованием несложного математического аппарата рассчитать эффект совместного действия n факторов:

$$y = a_0 + a_1x_1 + \dots + a_nx_n + a_{11}x_1^2 + a_{12}x_1x_2 + \dots + a_{1n}x_1x_n + a_{22}x_2^2 + a_{23}x_2x_3 + \dots, \quad (1.3)$$

но для этого требуется, как минимум, матрица коэффициентов парного взаимодействия a_{ij} факторов x_i и x_j .

Для практической оценки синергизма факторов в этих условиях традиционен путь комплексирования тем или иным способом параметров функционирования экосистемы в один или несколько индексов, играющих роль интегрального критерия (формализованного показателя, обобщающего более широкие группы показателей и привносящего новый информационный аспект в описание объекта). Интегральный показатель качества среды, с содержательной точки зрения,

должен адекватно отражать комплексный фактор воздействия с учетом суммарного, синергетического или антагонистического взаимодействия всех компонентов. С формальных позиций выбранный критерий должен отвечать следующим основным требованиям:

- *адекватность*, т.е. его значение должно в полной мере соответствовать процессам в реальной экосистеме;
- *массовость*, т.е. он должен быть работоспособен на широком множестве примеров;
- *результативность*, т.е. он должен вычисляться с использованием неспецифических (т.е. традиционных для широкого мониторинга) исходных данных и доступных методов обработки;
- *детерминированность*, т.е. его описание не подлежит неоднозначному толкованию.

Ряд специалистов [Новиков с соавт., 1987] считает, что конструирование комплексных показателей должно осуществляться в соответствии с *принципами квалиметрии* [Азгальдов, Райхман, 1973; Азгальдов, 1994] – науки об оценке качества. Квалиметрия в некоторых сферах науки и техники достаточно хорошо зарекомендовала себя и стала прочной методологической основой систем сертификации качества (например, в соответствии с международными стандартами ИСО серии 9000 или 14000). Согласно положениям квалиметрии, разработка обобщенных оценок качества осуществляется, как правило, с использованием механизмов экспертного оценивания.

Процедура *многокритериального экспертного оценивания* (МЭО) традиционно применяется экспертами при решении ряда технических, экономических, социологических, военных и других задач, когда механизм принятия решений и сама цель оптимизации являются плохо формализуемыми. Используемый в процедуре МЭО итерационный метод Дельфы (от названия древнегреческого города, известного своим оракулом) представляет собой «ряд последовательно осуществляемых процедур, направленных на формирование группового мнения экспертов о проблемах, по которым ощущается недостаток информации» [Бешелев, Гурович, 1980]. При этом под «экспертом» может пониматься как конкретное лицо, компетентное в рассматриваемой области, так и любая расчетная методика, автомат или компьютерная программа, предоставляющая ответы на поставленные вопросы в виде числа.

В основу метода положены следующие предпосылки:

- имеется некоторый коллектив из M экспертов (экспертный совет), перед которым ставится задача оценить качество тестируемого объекта;
- эксперты составляют набор из W частных критериев качества (ЧКК), которые на основе апостериорной информации позволяют оценить в заданной численной шкале отдельные свойства изучаемого объекта, влияющие на комплексную оценку качества;
- после вычисления значений ЧКК эксперты по установленной процедуре формируют массив экспертных оценок (ЭО), численно ранжируя как долевой вклад каждого ЧКК и/или его относительную важность, так и уровень компетентности каждого эксперта;
- массивы ЧКК и ЭО подвергаются статистической обработке и последовательной корректировке с целью получения конечного экспертного прогноза.

Рассмотрим кратко общую математическую постановку и описание алгоритма многокритериального экспертного оценивания, подробно выполненные Н.А.Цейтлиным [URL].

Пусть для обработки представлены следующие исходные данные:

- $a_{iv} (i = \overline{1, M}; v = \overline{1, W})$ - частные критерии оценки качества экосистемы (ЧКК), представляющие собой непосредственные результаты мониторинга природной среды или некоторые расчетные индексы от измеренных показателей, сформированные i -м экспертом; M - количество экспертов; W - количество ЧКК;
- $P_{ij} (i, j \in \overline{1, M})$ - экспертные оценки (ЭО) уровня компетентности экспертов, данные i -тым экспертом j -му, где P_{ii} - самооценки ($i = \overline{1, M}$);
- $b_{iv} (i = \overline{1, M}; v = \overline{1, W})$ - ЭО важности ЧКК, данные i -тым экспертом v - му ЧКК.

Экспертные оценки $a_{iv}, P_{ij}, b_{iv} \in (\lambda^-, \lambda^+)$ измеряются в баллах, причем λ^- - минимальная ценность или ее отсутствие; λ^+ - максимальная ценность. Заданный диапазон и количество градаций шкалы баллов не оказывают принципиального влияния на результат прогноза, но удобно, если она является единой для всех оценок: можно принять, например, $\lambda^- = 0$, а $\lambda^+ = 6$ баллов.

Необходимо рассчитать обобщенный критерий качества, для чего выполняются вычисления по следующей схеме:

1. Определяется величина \bar{P}_j - средневзвешенная статистическая оценка (СВ СО) уровня компетентности j -го эксперта. Поскольку она же является весовым множителем, то используется рекуррентная формула

$$\bar{P}_j^{(m+1)} = \sum_{i=1}^M \bar{P}_i^{(m)} P_{ij} / \sum_{i=1}^M \bar{P}_j^{(m)}, \quad (1.4)$$

где $m = 0, 1, 2, \dots$ - номер приближения; в нулевом приближении ($m = 0$) принимается $\bar{P}_j^{(0)} = 1$ ($j = \overline{1, M}$). Цикл завершается, если $\max_j |\bar{P}_j^{(m+1)} - \bar{P}_j^{(m)}| < \varepsilon_P$, где ε_P - заранее заданное малое число ($\varepsilon_P \approx 0,1$).

2. Вычисляется средняя для всех экспертов СВ СО важности каждого ν -го ЧКК:

$$\bar{b}_\nu = \sum_{j=1}^M \bar{P}_j b_{\nu j} / \sum_{j=1}^M \bar{P}_j, \quad \nu = \overline{1, W}; \quad (1.5)$$

и средневзвешенные значения самих частных критериев качества:

$$\bar{a}_\nu = \sum_{j=1}^M \bar{P}_j a_{\nu j} / \sum_{j=1}^M \bar{P}_j, \quad \nu = \overline{1, W}; \quad (1.6)$$

3. Обобщенная средневзвешенная статистическая оценка качества по всему множеству используемых критериев рассчитывается по формуле:

$$\bar{a} = \sum_{\nu=1}^W \bar{b}_\nu \bar{a}_\nu / \sum_{\nu=1}^W \bar{b}_\nu. \quad (1.7)$$

Полученные средневзвешенные величины также измеряются в баллах и принимают значения на интервалах: $\bar{P}_j, \bar{b}_\nu, \bar{a}_\nu, \bar{a} \in (\lambda^-, \lambda^+)$.

Поскольку строгого оптимального решения поставленной задачи не существует [Меркурьев, Молдавский, 1979], считается, что средневзвешенные статистические оценки (1.5 – 1.7) в наибольшей степени отвечают интуитивному представлению о простом и справедливом обобщении. Однако опыт дельфийского метода показывает, что пассивные или некомпетентные эксперты стремятся дать оценки важности ЧКК, близкие к средним. В этом случае представленная статистическая оценка центра распределения ЭО будет в значительной мере сглаживать крайние оценки, что несправедливо по отношению к активным или компетентным экспертам, взявшим на себя смелость нетривиального решения. Таким образом, использование СВ СО можно рассматривать просто как "договор" экспертов о некотором варианте обобщения ЭО.

На практике часто применяются упрощенные версии дельфийского метода, связанные с конкретными особенностями решения задачи, наличием эмпирических данных об оцениваемом объекте или численным составом экспертов, например:

- 1) «Много экспертов - один критерий». Уровни компетентности экспертов считаются одинаковыми, т.е. $P_j = 1$ ($j = \overline{1, M}$); каждый j -й эксперт сразу дает оценку единственного ЧКК a_j ($j = \overline{1, M}$). Тогда обобщение результатов МЭО сводится к расчету среднего по всем экспертам значения критерия качества $\bar{a} = \sum_{i=1}^M a_i / M$. Такая процедура широко известна по оцениванию спортивных соревнований по гимнастике или работе жюри КВН.
- 2) «Много критериев - один эксперт». Имеется вектор рассчитанных экспертом частных критериев качества \bar{a}_ν , $\nu = \overline{1, W}$ и вектор экспертных оценок \bar{b}_ν , $\nu = \overline{1, W}$, которые учитывают важность каждого ν -го ЧКК. Средневзвешенная статистическая оценка обобщенного критерия получается прямой подстановкой \bar{a}_ν и \bar{b}_ν в формулу (1.7). По существу, с использованием этой методики МЭО рассчитываются и индексы сапробности (см. раздел 4.4), и различные "интегральные критерии" [Балушкина, 1997; Зинченко с соавт., 2000] и многие другие "индексы".

С применением описанных расчетных схем многокритериального экспертного оценивания или их модификаций может быть сформировано целое семейство обобщенных индексов, оценивающих степень совместного влияния совокупности антропогенных факторов на устойчивость и биоразнообразие экосистем.

Рассмотрим теперь общие механизмы суммации многофакторных однонаправленных воздействий. Пусть есть индикаторный показатель, в естественных условиях принимающий значение "нормы" X_0 . Пусть измерены эффекты от действия фактора A , фактора B и совместного действия обеих факторов:

$$\mathcal{E}_A = X_A - X_0; \quad \mathcal{E}_B = X_B - X_0; \quad \mathcal{E}_{AB} = X_{AB} - X_0.$$

Тогда величины $\mathcal{E}_A \cdot K_{AB}$ и $\mathcal{E}_B \cdot K_{AB}$ можно условно считать частями совместного эффекта, приходящегося на долю факторов A и B в отдельности:

$$\mathcal{E}_{AB} = \mathcal{E}_A K_{AB} + \mathcal{E}_B K_{AB},$$

где $K_{AB} = \mathcal{E}_{AB} / (\mathcal{E}_A + \mathcal{E}_B)$ – коэффициент совместного действия факторов A и B .

Аналогично для трех факторов:

$$\mathcal{E}_{ABC} = \mathcal{E}_A K_{AB} K_{AC} + \mathcal{E}_B K_{AB} K_{BC} + \mathcal{E}_C K_{AC} K_{BC}.$$

Если предположить, что $K_{AB} = K_{AC} = K_{BC} = K$, тогда

$$\mathcal{E}_n = K^{(n-1)} \sum \mathcal{E}_i. \quad (1.8)$$

Из формулы (1.8) видно, что результат совместного действия нескольких факторов имеет вид преимущественно нелинейной комбинации индивидуальных воздействий и, в общем случае, сводится к пяти возможным механизмам:

- сенсбилизация (феномен взаимного усиления), когда результат действия нескольких факторов превышает суммарное действие этих факторов ($K_{ij} > 1$);
- простая полная суммация ($K_{ij} = 1$); $\mathcal{E}_n = \sum \mathcal{E}_i$;
- неполная суммация ($K_{ij} < 1$); $\mathcal{E}_n < \sum \mathcal{E}_i$; $\mathcal{E}_n > \max \{ \mathcal{E}_i \}$;
- независимое действие, когда совместный результат определяется величиной лимитирующего фактора ($K_{ij} < 1$); $\mathcal{E}_n = \max \{ \mathcal{E}_i \}$;
- компенсация, связанная с феноменом взаимного ослабления действия факторов, когда суммарный эффект меньше лимитирующего показателя ($K_{ij} < 1$); $\mathcal{E}_n < \max \{ \mathcal{E}_i \}$.

В настоящее время, только для поверхностных вод суши известно свыше 20 методов комплексной оценки загрязненности. Большинство из них используют формулу полной суммации, соответствующую достаточно пессимистической оценке и широко распространенную в водной токсикологии (см. главу 2). Менее пессимистическую и, на наш взгляд, более реалистическую оценку доставляет неполная суммация, основанная на предположении, что эффективность действия совокупности факторов несколько меньше, чем сумма эффектов всех факторов, но несколько больше эффекта независимого действия каждого фактора в отдельности. Примером такого критерия является комплексный показатель загрязнения атмосферного воздуха:

$\mathcal{E}_n = \sqrt{\sum_i \mathcal{E}_i^2}$, предложенный

М.А. Пинигиным [1985а, б] и являющийся аналогом расстояния в евклидовом пространстве. Методики, основанные на суммации, работоспособны только при наличии строго фиксированного набора контролируемых показателей. Достаточно неопределенности в измерении хотя бы одного из них (например, на одном из объектов отсутствуют измерения по аммонийному азоту), как система оценок становится несопоставимой.

Выделение лимитирующего фактора вредности $\mathcal{E}_n = \max \{ \mathcal{E}_i \}$ также широко используется при разработке гигиенической классификации водоемов по степени их загрязнения. В главе 3 будет показано [Фрумин, Баркан, 1997] использование функции желательности Харрингтона, которая определяется как среднегеометрическое частных показателей:

$$\mathcal{E}_n = 1 / \left(e^{-\mathcal{E}_1} \cdot e^{-\mathcal{E}_2} \cdot \dots \cdot e^{-\mathcal{E}_n} \right)^{1/n}.$$

При использовании этих методов большое внимание должно быть уделено алгоритму нормирования данных и оценке статистической "эластичности" анализируемых показателей, поскольку возникает угроза искусственной привязки комплексного критерия к одному из факторов, по которому условия нормировки были выбраны излишне жестко.

За рамками приведенных формул и примеров остался самый популярный в среде "природоохранников" механизм, который можно было бы назвать «псевдокомпенсацией», вычисляемый как среднее значение действующих факторов:

$$\mathcal{E}_n = \sum \mathcal{E}_i / n. \quad (1.9)$$

Неопределенность и бессмысленность этого выражения очевидны и могут быть проиллюстрированы классическим примером: отчет о средней по больнице температуре тела пациентов (~37°C) по всем ее отделениям от тифозного (~42°C) до дистрофического (~33°C). Тем печальнее, что выражение (1.9) на протяжении десятилетий использовалось в множестве методик Минприроды и Минздрава (ИЗВ – см. главу 3, предельно допустимых сбросов ПДС [Методика расчета..., 1990], оценки ущерба [Временная типовая..., 1986] и др.) при суммации многокомпонентных нагрузок, в результате чего адекватность сконструированного критерия оценки антропогенного фактора чаще всего оказывалась сомнительной. В "болоте" усреднения факторов может быть бесследно утоплен любой всплеск данных, сигнализирующий о возможной экологической опасности. Действительно, залповый сброс в водный объект какого-нибудь токсиканта (например, фенола) может привести к губельным для всей биоты концентрациям этого ингредиента, хотя по отчету, использующему механизм "псевдокомпенсации", этот эффект будет выглядеть существенно заниженным или даже субкритическим, будучи "разбавлен" несколькими десятками показателей по другим ингредиентам с небольшими значениями относительных концентраций.

Очевидно, что любые формулы суммации справедливы, если суммируемые значения изоэффективны, т.е. приведены к единой шкале размерностей и ценностей. Для выполнения этой процедуры имеется целый набор методов "нормирования и взвешивания" (Rating and Weighting Technique [Ноулер и др., 1989]), из которых можно выделить следующие группы.

1. **Нормирование по статистикам**, когда вариационный ряд каждого отобранного показателя нормируется с использованием выборочных статистических характеристик – минимума ($\min X_i$), максимума ($\max X_i$), среднего (X_{cp}) или дисперсии (S_x):

- на интервале $\{ 0 \div 1 \}$ $Y_i = (\max X_i - X_i) / (\max X_i - \min X_i)$;
- на интервале $\{ -1 \div 1 \}$ $Y_i = (X_i - A) / B$, где $A = (\max X_i + \min X_i) / 2$,
 $B = (\max X_i - \min X_i) / 2$;
- как доля от среднего $Y_i = X_i / X_{cp}$;
- как доля от дисперсии $Y_i = (X_i - X_{cp})^2 / S_x$.

2. **Перевод в дискретное пространство** – преобразование непрерывных значений показателей в выбранную систему фиксированных значений – *баллов*. Для этого все пространство допустимых значений фактора разбивают на диапазоны, в соответствии с которыми ведут суммирование величин по шкале баллов. Определение числа групп и выделение границ диапазонов для каждой группы может происходить как вручную в соответствии с опытом и пристрастиями классифицирующего субъекта, так и с использованием оптимизирующих алгоритмов, оценивающих полимодальность распределения исходных значений показателя, потери количества информации от агрегирования градаций, функции «заселенности» интервалов и др. (см. главу 6).

3. **Нормирование по шкале стандарта** может осуществляться, например, при соотношении наблюдаемой концентрации загрязняющего вещества с ПДК по данному параметру или с фоновым значением этого параметра: $Y_i = X_i / \text{ПДК}_i$.

Как было описано выше, уже проранжированным показателям могут быть присвоены некоторые *весовые коэффициенты*, экспертно оценивающих важность частных критериев. Например, может быть решено, что в связи с особенностями гидрологического режима и частыми заморными явлениями, снижение концентрации кислорода в воде данного водоема – существенно более значимый и весомый аспект, чем, например, повышение минерализации. Соответственно, концентрация кислорода в воде может получить вес «3», а минерализация – вес «1». На этом же этапе нормированные показатели могут дополнительно умножаться на коэффициенты усиления эффектов действия *i*-го фактора при вхождении его в "синергетические" группы.

1.6. Информационные системы экологического мониторинга

Региональные эколого-информационные системы

Действующая система экологического мониторинга, выполняемого как научными учреждениями, так и федеральными контролирующими органами, малоэффективна не только по причине низкой технической оснащенности, но и, в значительной мере, в силу игнорирования современных методов управления данными и комплексной математической обработки результатов многомерных

наблюдений. Остается невостребованным и с каждым годом теряется богатейший материал по гидрохимии природных водных систем, накопленный в течение десятилетий региональными службами Госкомгидромета. Очевидно, что кроме традиционных малоинформативных сводок о доле показателей, превышающих ПДК, эти данные могли бы с успехом использоваться для построения как локальных моделей сезонной и многолетней динамики водоемов, так и обобщенных моделей рационального эколого-экономического развития территориальных комплексов.

Построение любой модели экосистемы начинается, как правило, с организации оперативного и непротиворечивого доступа к массивам первичных данных экспедиционных исследований.

Полная компьютерная система, предназначенная для поддержки аналитической деятельности любого проекта (финансового, социального, экологического) должна состоять из следующих семи ступеней функционального анализа данных [Бершадский с соавт., 1999]:

- *склеивание* данных в кучи (heaping) с использованием средств, которые обеспечивают хранение разнородной информации, ведение идентификационных справочников и сортировку сведений на три кучки: "ценную кучку" (valuable hill), "рабочую кучку" (work hill) и "навозную кучку, в которой может быть найдена жемчужина" (dung hill);
- *складирование* данных (data warehousing, DWH) и их маркирование, удобное для описания и извлечения различных семантических группировок; результат DWH представляется в виде многомерного куба, каждая точка внутри которого соответствует набору семантически однородных элементарных объектов;
- *совмещение*, комбинирование данных (combining) – создание многомерного пространства, где каждая координата соответствует элементу набора или точке куба DWH, отображенной на линейно–упорядоченные градуированные оси (только в этом пространстве могут быть установлены отношения взаимосвязи и проведен анализ на основе метрической близости);
- *компьютерная томография* или визуальный многомерный анализ (visual multidimensional analysis) – позволяет конструировать двух- и трехмерные визуальные образы (паттерны) сложных взаимосвязей между рядами данных, наблюдать динамику образования и развитие аномалий;
- *разведывательный анализ* данных (data mining) – "просеивание" информации с целью нахождения в ней особенностей и аномалий, заданных описанием шаблонов или пороговых значений;
- *восстановление зависимостей* (forecasting) по эмпирическим выборкам – математическая обработка многомерных наблюдений (статистический и прецедентный анализ, оценка тренда временных рядов и проч.);
- *принятие решений*, планирование и управление (deciding - computer aided engineering) – отображается специальной сетью «ресурсы – потоки – события», представленной в разделе 1.3.

Определим *эколого-информационную систему (ЭИС)* как региональную автоматизированную экспертную систему по экологии и природоохранной деятельности, которая включает всю располагаемую совокупность данных мониторинга и состоит из трех основных компонентов:

- системы управления базами данных (*СУБД*), обеспечивающей хранение и оперативную выборку необходимой информации (этапы "склеивания, складирования и совмещения данных");
- геоинформационной системы (*ГИС*), преобразующей информацию о территории в виде набора предметных слоев на электронной карте местности и осуществляющей пространственную экстраполяцию расчетных показателей ("компьютерная томография");
- пакета прикладных программ (*ППП*), включающего библиотеку математических методов, синтезирующих набор решающих правил (коллектив предикторов) для оценки качества экосистемы и анализа причинно-следственных связей этой оценки с факторами среды ("разведывательный анализ и восстановление зависимостей").

Приведенное нами выделение подсистем ЭИС основано на традиционной классификации компонентов программного обеспечения, разрабатываемого как российскими, так и ведущими мировыми производителями. Современные тенденции развития компьютерной технологии делают нерациональными трудозатраты каждого конкретного пользователя на разработку собственных версий СУБД, ГИС или ППП, поскольку на рынке программного обеспечения существуют многочисленные варианты соответствующих пакетов и инструментальных сред, различающихся только функциональностью, техникой внутренней реализации и стоимостью. Некоторые названия таких программных компонентов приведены ниже:

- системы управления базами данных: MS Access (в составе всемирно распространенного пакета Office), MS Visual FoxPro, Paradox, Clarion, MS SQL Server, Oracle, SyBase и т.д.;
- геоинформационные системы: ArcInfo, MapInfo, Ингео, Manifold System, ObjectLand, GeoGraph, Карта-2000 и многие другие (основные сведения о ГИС можно получить, например, в книге С.В. Шайтуры [1998], а также на страницах Интернет "ГИС-Ассоциация" – <http://www.gisa.ru> или "Где купить ГИС и данные для них" – http://giscenter.icc.ru/digest/gis_n_data.html);
- пакеты статистических программ: Statistica, Statgraphics, SPSS, SAS, Minitab, Systat, Stadia, САНИ, Мезозавр и т.д. (обзор рынка и сравнительный анализ возможностей выполнены, например, Д.С. Сильвестровым [1988], С.А. Айвазяном и В.С. Степановым [1997, URL] и др.).

Большинство перечисленных продуктов имеют внутренние языки программирования и инструментальные средства визуализации информации, импорта/экспорта данных, поэтому технология создания ЭИС сводится к выбору наиболее подходящих программных продуктов, их приобретению и последующей адаптации с целью создания действительно интегрированной системы.

На сегодняшний день одной из самых трудно решаемых проблем при разработке интеллектуальных приложений, подобных ЭИС, является формализация предметной области в виде *N*-мерной информационной модели. По определению, любая модель ограничена, т.к. отбрасываются незначительные детали и выделяется суть. Именно тут и проявляется первая из проблем – оценить что важно для решения поставленной задачи, а что нет?

Согласно терминологии, принятой в теории информатики, база данных – это «*идентифицируемая совокупность взаимосвязанных данных, предназначенных для многоцелевого использования*» [ГОСТ 14.413-80]. По теории реляционных баз данных имеется обширная литература, как изданная традиционным "бумажным способом" [Дейт, 1998; Пушников, 1999 и др.], так и представленная на страницах Интернет (например, on-line библиотека Центра Информационных Технологий – <http://www.citforum.ru>). Применительно к региональным ЭИС, под базой данных будем понимать реализованную с помощью технических средств динамическую информационную модель территории, отражающую пространственно-временную структуру, состояние и взаимосвязи между отдельными элементами моделируемой экосистемы. Разрабатываемый в Институте экологии Волжского бассейна РАН пространственно-распределенный банк экологических и экономических данных [Мойсеенкова, Шитиков, 1989; База эколога-экономических..., 1991; Rozenberg, Shitikov, 1993; Розенберг с соавт., 1995; Rozenberg, 1995] включает в себя следующую иерархию баз, образно интерпретируемую как "экологическая матрешка":

- комплексную базу данных, охватывающую территорию 24 областей и автономных республик Волжского бассейна (более 90% территории);
- локальные базы по территориям Самарской, Ульяновской, Саратовской и других областей;
- частные базы данных, описывающие либо отдельные регионы (например, г. Тольятти и прилегающую территорию Ставропольского района), либо специализированные ресурсно-тематические блоки (например, динамику гидрологических характеристик Куйбышевского водохранилища).

Естественно, что при создании таких ансамблей баз данных ключевое место уделяется процессам агрегирования информации в ходе ее прохождения от максимально детализованных баз нижнего уровня к комплексным базам высшего уровня. Одной из типичных баз нижнего уровня является специализированная база гидробиологических данных региона (ограниченного в этом случае малыми реками Самарской области), которую мы рассмотрим в качестве примера [Экологическое состояние..., 1997; Зинченко, Шитиков, 1999].

Состав и структура гидробиологической базы данных

Разработанная информационная система предназначена для ведения и оперативной выборки гидробиологических, гидрохимических и гидрологических данных, необходимых для комплексного анализа структурных деформаций, проходящих в изучаемой экосистеме под влиянием антропогенных воздействий, и сравнительной оценки роли гидробионтов в самоочистительных процессах водотоков. База данных объединяет гидробиологические наблюдения, проведенные на 34 малых реках разного типа и уровня антропогенной нагрузки, расположенных в степной и лесостепной зонах Самарской области (см. схему на рис.1.8).

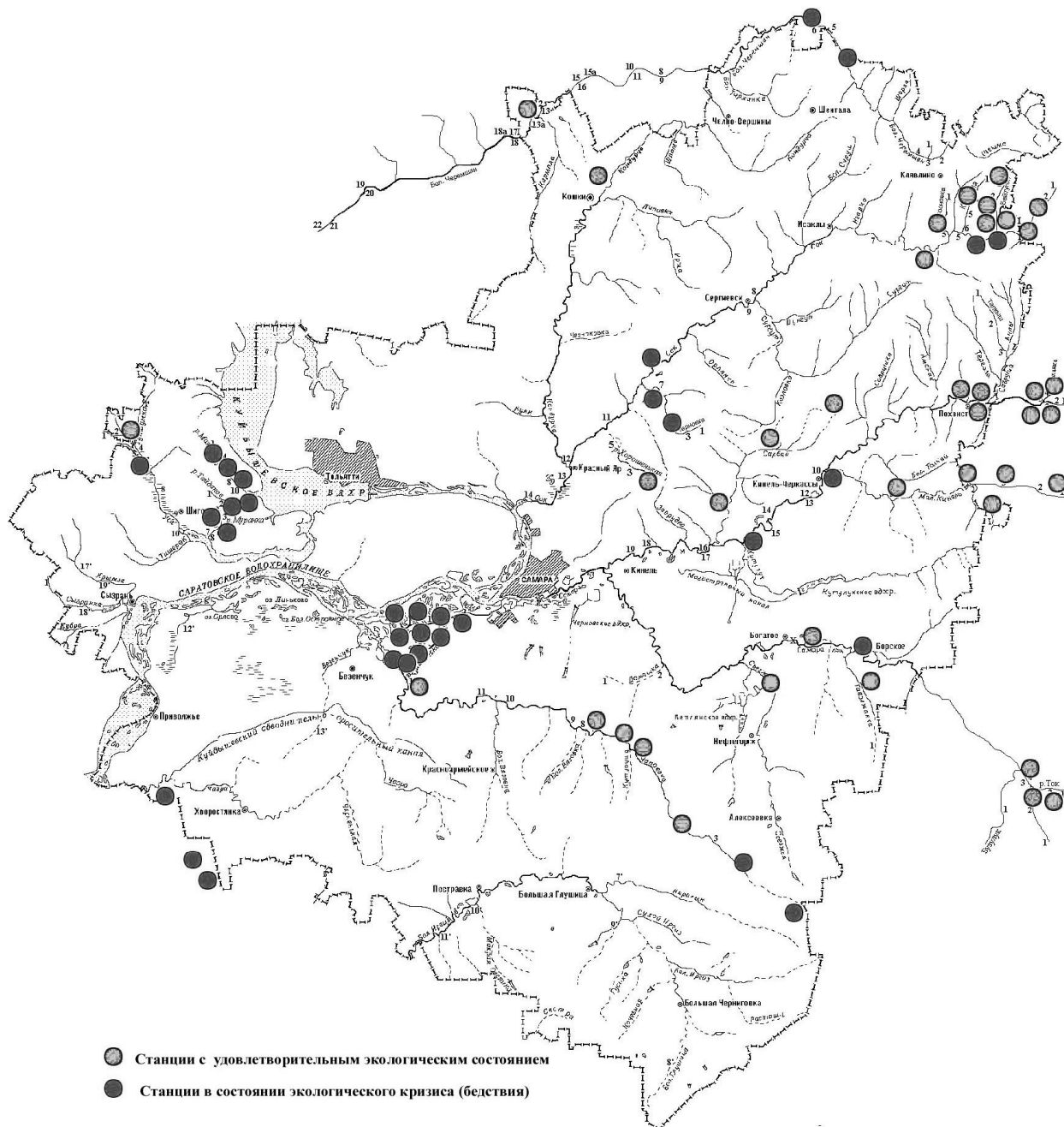


Рис. 1.8. Схема малых рек Самарской области (показаны только станции наблюдений с достоверно оцененной экологической ситуацией)

Почти все современные СУБД основаны на реляционной (relational) модели управления базами данных, которая использует следующую терминологию:

- *отношение* (relation) – информация об объектах одного типа, например, о биологических видах, точках взятия пробы или графиках экспедиций (в реляционных базах данных отношения обычно хранятся в виде таблиц);
- *атрибут* (attribute) – определенная часть информации о некотором объекте, например, даты экспедиций или численности гидробионтов (атрибут обычно хранится в виде столбца или поля таблицы);
- *связь* (relationship) – способ, которым информация в одной таблице связана с информацией в другой таблице (например, у точек отбора проб с конкретными измерениями тип связи "один-многим", т.к. в одной точке можно сделать много проб, но любая проба соотносится только с одной точкой измерения);

- *объединение* (join) – процесс объединения таблиц на основе совпадающих значений специально выделенных ключей-идентификаторов (например, информация о гидробиологических пробах может быть объединена с гидрохимическими данными по порядковому номеру экспедиции и дате измерения).

Рассматриваемая база гидробиологических данных представляет собой совокупность реляционных таблиц в формате СУБД (MS Access 97), где каждое отдельно взятое наблюдение (гидрохимический показатель или параметр обилия каждого вида в конкретной гидробиологической пробе) информационно связано со спецификацией водоема, координатами и характеристиками точки отбора проб (*географический аспект*), а также датой проведения экспедиции (*временной аспект*).

Обобщенная информационная модель базы данных, представленная на рис 1.9, состоит из двух типов таблиц: таблиц-справочников условно-постоянного назначения, необходимых для точной рубрикации хранимых показателей (изображены овальными элементами), и информационных таблиц с первичными результатами наблюдений в период экспедиционных исследований (изображены прямоугольниками).

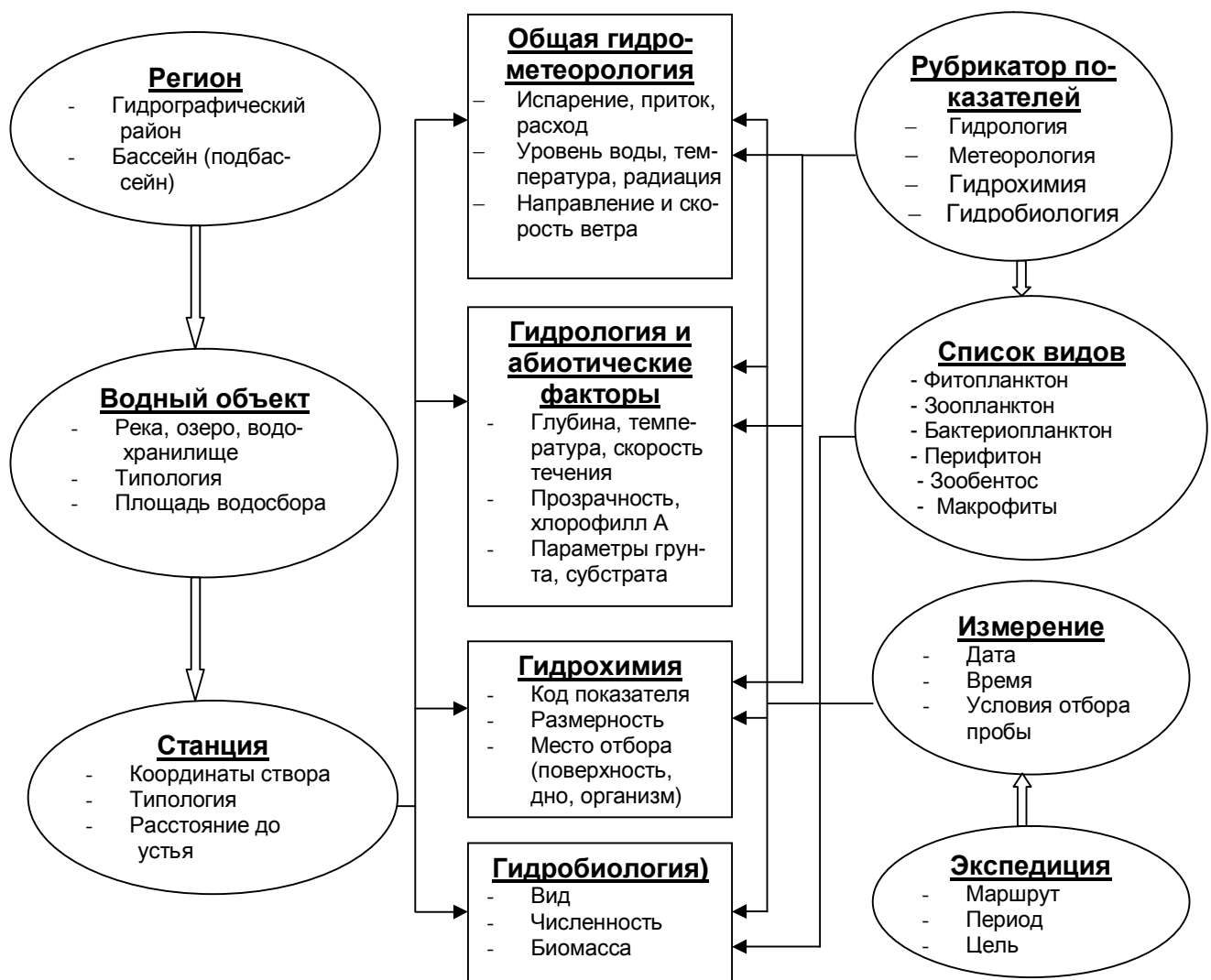


Рис. 1.9. Информационная модель специализированной базы гидробиологических данных по Самарской области

Для каждой пары таблицы устанавливался определенный тип отношений и технология реализации связи в виде первичных и вторичных ключей. Во всех случаях использовался тип связи "один-ко-многим", ориентированный на рис. 1.9 по направлению стрелки. Например, для каждого водного объекта (в частности, реки) определяется некоторое подмножество "дочерних элементов" – станций, соответствующих пунктам отбора экспедиционных проб или постоянно действующих

постам ГМО, которые не могут принадлежать никакому другому "родительскому" объекту. В тоже время, каждая река принадлежит одному "родителю" – *региону*, объединяющему некоторое подмножество рек.

Таблицы содержательной части базы, включающие измеренные метеорологические, гидрологические гидрохимические и гидробиологические данные, кроме самого значения показателя содержат ссылки на записи справочных таблиц *Станция*, *Измерение* и *Рубрикатор показателей* (для гидробиологических данных – *Список видов*). В частности, раздел данных по макрозообентосу, который является предметом дальнейшего рассмотрения, включает данные мониторинга по 571 пробе, взятой на 247 станциях за период с 1987 по 2001 гг. Информационные описания гидробиологических объектов в точках наблюдения формируются из значений численности и биомассы 580 видов, принадлежащих к различным таксономическим группам зообентоса. Аналогичной является структура данных о представленности других биотических сообществ: фитопланктона, бактерий, зоопланктона, рыб и т.д.

На рис. 1.10 приведен пример представления гидробиологического блока данных на видеogramме информационной системы, сформированной по конкретному запросу пользователя: на экран дисплея выводится видовой состав, численность и биомасса зообентоса по результатам отбора одной из проб на р. Чапаевка.

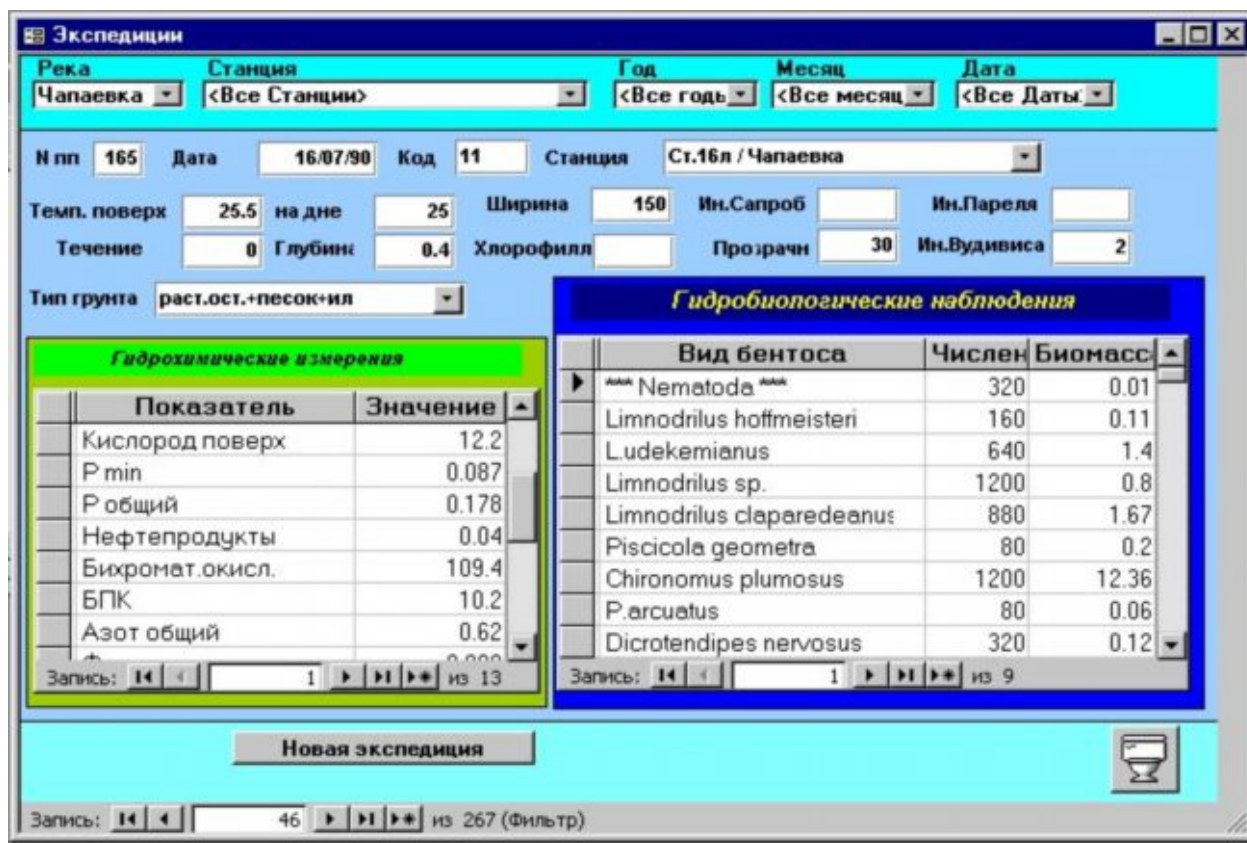


Рис. 1.10. Электронная форма фрагмента базы данных по одному наблюдению

Совокупности количественных гидробиологических показателей, определенных для каждого измерения, ставится в соответствие некоторое множество гидрометеорологических, гидрологических и гидрохимических данных, сопряженных по точке и времени взятия пробы. Приведем основные фрагменты рубрикатора по этим разделам:

- *общие и суммарные гидрохимические показатели*: минерализация, общая жесткость, водородный показатель (рН), окислительно-восстановительный потенциал (еН), взвешенные вещества, сухой остаток, растворенный кислород, окисляемость перманганатная и бихроматная (ХПК), биохимическое потребление кислорода (БПК_н, БПК₅), сумма ионов;

- *концентрации неорганических веществ*: азот нитритный, азот нитратный, азот аммонийный, сумма минерального азота, фосфор общий, фосфаты минеральные, сульфаты, сульфиты, сероводород и сульфиды, хлориды, активный хлор, кальций, магний, цинк, железо, медь, никель, ртуть, свинец, хром, кадмий, кобальт, марганец, мышьяк, олово, свинец;
- *концентрации органических веществ*: нефтепродукты, фенолы, пестициды, формальдегид, углеводы, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), смолистые вещества, хлорированные фенолы и бифенилы, α -гексахлорциклогексан;
- *сопряженные гидрологические и гидрофизические показатели*: скорость течения, глубина водоема в месте отбора пробы, температура воды в придонном слое, электропроводность воды, органолептические наблюдения (запах, мутность, цветность, прозрачность);
- *общие гидрометеорологические и гидрологические показатели*: испарение зеркала водоема, сток с плотины, уровень воды в водоеме (среднемесячный, максимальный и минимальный за период), приход воды по руслу, суммарный расход воды, температура воды на метеопосту, температура атмосферного воздуха, суммарная радиация, направление ветра, его скорость и повторяемость.

Для работы с базой данных разработано программное обеспечение, реализующее традиционные в таких случаях функции:

- загрузка данных в базу, их верификация и корректировка;
- многоаспектный поиск и формирование в режиме диалога подмножества показателей по имеющимся рубрикационным полям;
- получение расчетных таблиц оценки структурных характеристик и составляющих энергетического баланса для изучаемых групп гидробионтов;
- графическое отображение на экране дисплея диаграммы пространственного распределения каждого показателя базы по створам русла водотока;
- получение новых (интегральных) показателей путем линейной комбинации подмножества других показателей, имеющихся в базе, либо по иным расчетным формулам;
- математическая обработка показателей базы с целью экологического районирования водохозяйственной системы, выявления участков водотоков, подверженных наибольшему антропогенному воздействию, оценки биотического и гидрохимического состояния природных водоемов.

Оперативная аналитическая обработка данных

Выборка показателей базы данных, предназначенная для математической или аналитической обработки почти всегда представляет собой прямоугольную таблицу. Если значения измеряемых переменных располагать в столбцах, то число таких столбцов может достигать нескольких сотен – по числу переменных. Каждая строка в такой матрице будет содержать измеренные значения упомянутых переменных в одной пробе, отобранной в определенный момент времени в определенном месте. Понятно, что число таких строк может также измеряться сотнями. Иначе говоря, исходные данные, полученные по программе мониторинга, представляют собой матрицу размерности $m \cdot n$, где m – число строк, n – число столбцов, и размерность эта весьма велика (см. рис. 1.11).



Рис. 1.11. Схема представления информации по разделу базы данных "Зообентос" в виде матрицы

Как было отмечено выше, созданию баз данных сопутствует разработка приложений и технологий, которые, в извечной борьбе математиков с "проклятием размерности", обеспечивают возможность манипулирования и анализа многомерной информации, т.е. то, что объединяется в настоящее время термином «Оперативная аналитическая обработка данных» (англ. – OnLine Analytical Processing или **OLAP**-технология). Анализируемая информация представляется в виде

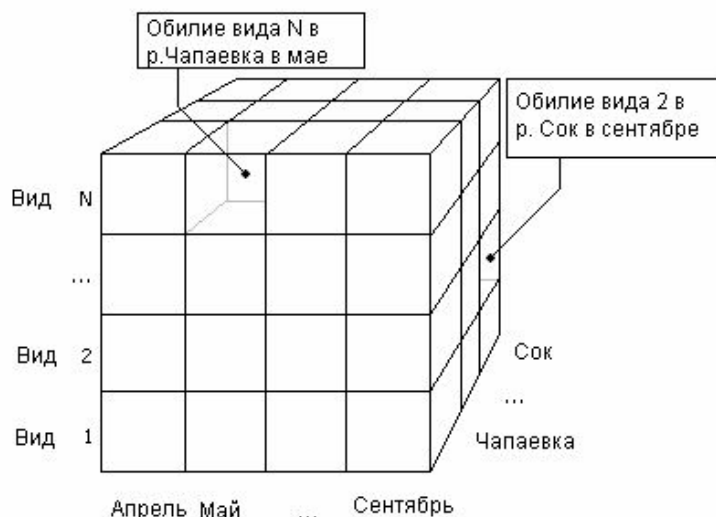


Рис. 1.12. Представление данных об обилии видов в OLAP-кубе в разрезе рек и с разбивкой по месяцам

многомерных гиперкубов, где измерениями служат показатели исследуемого объекта, а в ячейках содержатся агрегированные данные (см. рис. 1.12).

Очевидно, что некорректные исходные данные приводят к некорректным выводам. Поэтому важнейшим этапом анализа данных является их комплексная предварительная обработка: сглаживание, удаление шумов, редактирование аномальных значений, заполнение пропусков и многое другое. При этом используются алгоритмы робастной фильтрации, спектрального и вейвлет-анализа, последовательной рекуррентной фильтрации, статистического анализа. Если при этом каждое поле анализируемого набора

обрабатывается независимо от остальных, то такая предобработка получила название парциальной. Более широкая трактовка термина "препроцессинг" соответствует разведывательному анализу данных, в рамках которого осуществляется отбор информативных признаков и понижение размерности входных данных путем устранения незначимых факторов. Описание конкретных алгоритмов, используемых для этих целей, и примеры их использования представлены в части 3 настоящей книги.

На пути к межрегиональным информационным системам

Дальнейшее развитие информационных и Интернет-технологий неизбежно приведет к работам по созданию федеральных и всемирных систем, обеспечивающих доступ заинтересованных лиц и организаций к данным мониторинга окружающей среды любого уровня детализации. Более того, такие работы уже активно ведутся. В этой связи представляет безусловный интерес для широкого круга практических работников и научной общественности информационная система "ЭКОЛОГИЯ ПРЕСНЫХ ВОД РОССИИ" (<http://www.ecograde.bio.msu.ru/index.htm>), разработанная на кафедре общей экологии Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (руководители проекта В.Н. Максимов, В.А. Абакумов, А.П. Левич и Н.Г. Булгаков).

Информационная система включает в себя следующий набор данных:

- качество пресных вод по гидробиологическим показателям (индексы сапробности для фитопланктона, зоопланктона и перифитона; биотический и олигохетный индексы для зообентоса; классы качества вод);
- экологические группировки гидробионтов и их функциональные характеристики (фитопланктон, зоопланктон, бактериопланктон, перифитон, зообентоса, макрофиты, пигментный состав микроводорослей);
- физико-химические характеристики водной среды (гидрохимические показатели, загрязняющие вещества, гидрологические параметры, температура воды).

В версии информационной системы за 2000 г. представлены:

- база данных качества пресных вод по гидробиологическим показателям за 1976-95 гг. по Азовскому, Каспийскому, Карскому, Баренцеву, Восточно-Сибирскому и Тихоокеанскому гидро-

графическим районам (около 13 700 записей, относящихся к 60 бассейнам и подбассейнам, 400 водным объектам и 3 000 створам наблюдений);

- база первичных гидробиологических данных о месте, дате и условиях отбора проб, таксономической принадлежности, численностях, биомассах, числе видов всех экологических групп гидробионтов, а также о пигментном составе по Азовскому (1978-87, 1991 и 1994 гг.), Каспийскому (1976, 1979-82, 1988-89, 1992 и 1995 гг.) и Карскому (1995 и 1996 гг.) гидрографическим районам (64 913 записей о 1 273 видах гидробионтов из 10 бассейнов и подбассейнов, 46 водных объектов и 250 створов наблюдения);
- база физико-химических данных о текущих, среднегодовых и экстремальных значениях примерно 80 характеристик, включающих гидрохимию, концентрации загрязняющих веществ, а также расходы и температуру воды, по Баренцеву, Азовскому, Каспийскому, Карскому, Восточно-Сибирскому и Тихоокеанскому гидрографическим районам за 1975-98 гг. (около 7 849 записей из примерно 200 водных объектов и 500 створов наблюдения).

Данные сопровождаются подробным набором картосхем с точной идентификацией точек отбора проб и маршрутов измерений.

В определенном смысле, "классикой жанра" являются работы по созданию гидробиологической информационной системы оз. Байкал, осуществляемые, начиная с 70-х годов, Иркутским государственным университетом совместно с институтами СО РАН [Кожова, Павлов, 1985; Методология оценки..., 2000]. Разработанная база данных характеризуется продуманной организацией компьютерной обработки результатов режимных наблюдений фитоценозов и зоопланктонных сообществ на протяжении длительного периода времени (динамические ряды более 50 лет). Гидробиологические измерения сочетаются в базе с данными наблюдений развитой системы гидрохимического мониторинга, охватывающей широкий диапазон ингредиентов и характеризующейся высоким уровнем точности. Композиционная целостность и репрезентативность базы данных явились основой для математического моделирования сезонной динамики экосистемы и процессов массопереноса в озере [Меншуткин с соавт., 1978, 1981; Приемы прогнозирования..., 1985].

1.7. Примеры использования ГИС-технологий в экологии

Мем № 8: *«В основе районирования лежит представление о том, что географическая оболочка состоит из качественно различающихся частей, относительно стабильных в течение некоторого периода времени. Это объективно существующее явление называется пространственной географической дифференциацией»* А.И. Баканов [1990].

Развитие визуальной интерпретации многомерных данных и ГИС-технологий связано, в частности, с тем, что человеку с его ограниченным трехмерным пространственным воображением сложно, а в большинстве случаев невозможно, анализировать и давать обобщенные оценки многомерным объектам.

Одним из первых опытов комплексного анализа пространственно распределенной информации явились поэтапные работы Института экологии Волжского бассейна РАН на примере данных о состоянии экосистем г. Тольятти, Самарской области и всего Волжского бассейна, выполняемые с 1989 г. [Моисеевкова, Шитиков, 1989; Розенберг с соавт., 1991, 1995, 2000; Розенберг, Краснощеков, 1996; Краснощеков, Розенберг, 1999 и др.].

Эколого-экономическая информация по Волжскому бассейну, представленная на Интернет-странице <http://www.ecology.samara.ru/docs/docs-1/volga.asp>, собиралась в виде различного рода карт распределения тех или иных параметров (рабочие масштабы - 1:2 500 000 и 1:4 000 000). "Масштаб" компьютерных карт, примерно, равен 1:10 000 000. Вся территория Волжского бассейна была разделена на 210 квадратов, каждый площадью около 6.5 тыс. км² (примерно 80x80 км). Всего ЭИС "REGION-VOLGABAS" содержала 509 предметных слоев карты, из которых 85 составили обобщенные показатели.

Пространственно распределенная информация ЭИС "REGION-VOLGABAS" охватывала следующий рубрикатор природных компонент:

- климат территории Волжского бассейна (особенности распределения температуры воздуха и количества осадков, а также ветрового режима);
- географо-геологическое описание (орография, дочетвертичный и четвертичный периоды развития региона, основные черты тектоники) и геохимическая обстановка;
- почвы и ландшафты Волжского бассейна, наличие особо охраняемых природных территорий;
- лесные ресурсы и распределение естественной растительности;
- животный мир Волжского бассейна (видовое распределение и фаунистические комплексы наземных позвоночных и птиц);
- население (демографическая ситуация в Волжском бассейне и степень урбанизации территории).
- гидрология и гидрохимическое качество вод р. Волги и ее водохранилищ;
- гидробиоценозы и их компоненты (фитопланктон, зообентос, водяные клещи, инфузории, микроскопические водные грибы, рыбные запасы бассейна Волги);
- оценки качества воды и степени эвтрофикации Волжских водохранилищ по видам-биоиндикаторам.

Перечисленные данные позволили подробно проанализировать распределение по территории региона природно-климатических факторов, ландшафтной изменчивости и биологических ресурсов (см. [Розенберг, Краснощекоев, 1996]). В качестве примера на рис. 1.13 показано территориальное распределение видового разнообразия основных групп животных, которое положительно коррелирует с климатическими особенностями, ландшафтным разнообразием и географическим расположением каждой области.

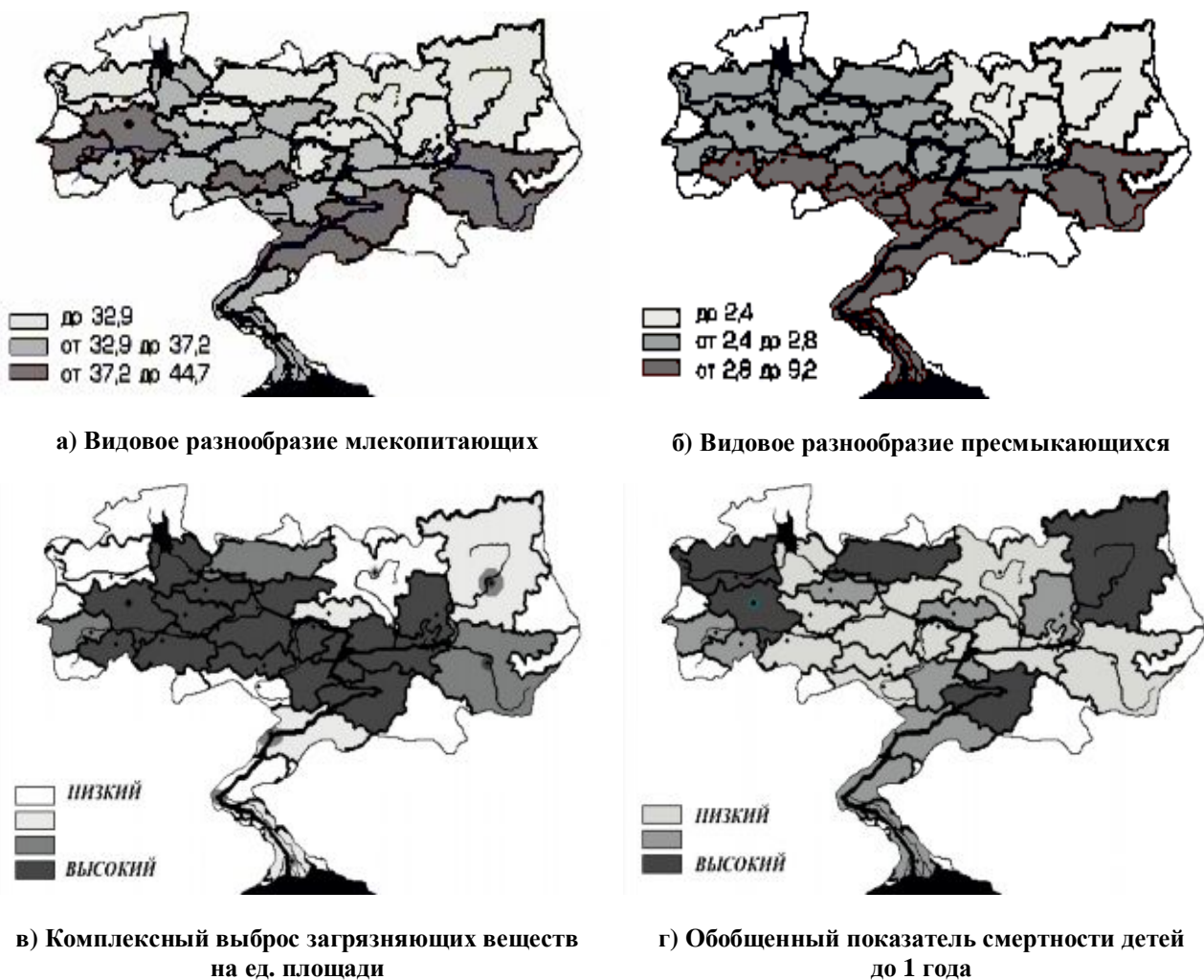


Рис. 1.13. Распределение некоторых показателей эколого-информационной системы "REGION-VOLGABAS" по территории Волжского бассейна

Обширные рубрики накопленных данных детально описывали распределение по территории техногенной нагрузки и антропогенных воздействий, в том числе:

- загрязнение воздушного и водного бассейна;
- распределение отходов производства и коммунального хозяйства (включая особо опасные вещества для состояния экосистем и здоровья человека);
- радиационная обстановка, места техногенных аварий и природных катастроф;
- транспортная и рекреационная нагрузка;
- сельскохозяйственная нагрузка (включая распределение по территории бассейна минеральных удобрений, распаханности территории, животноводческой и пестицидной нагрузок).

Состояние здоровья населения, как критерий оценки качества среды, в рамках ЭИС "REGION-VOLGABAS" включало следующие параметры:

- общая заболеваемость взрослого населения (смертность, естественный прирост населения, оценки заболеваемости от "экологически обусловленных" нозологий);
- здоровье матери и ребенка (рождаемость, смертность детей до года, общая заболеваемость детей, в том числе, от "экологически обусловленных" нозологий);
- инфекционные и паразитарные болезни, частота злокачественных новообразований;
- общее состояние системы здравоохранения.

Некоторые примеры пространственного распределения по территории региона обобщенных показателей антропогенного воздействия и здоровья населения представлены на рис. 1.13.

В составе программного обеспечения "REGION-VOLGABAS" была разработана процедура генерации обобщенных критериев в виде линейной комбинации исходных показателей, предварительно преобразованных в дискретную форму. Для математической обработки данных, хранящихся в ЭИС, кроме общепринятых методов многомерного статистического анализа (регрессионный анализ, различные алгоритмы обработки временных рядов, кластерный анализ и т.д.), использовались алгоритмы построения прогнозирующих моделей по методу самоорганизации (метод группового учета аргументов, эволюционное моделирование). Была разработана эвристическая процедура "модельного штурма" [Брусиловский, Розенберг, 1983; Розенберг с соавт., 1994а], реализующая синтез модели-гибрида из частных моделей-предикторов³.

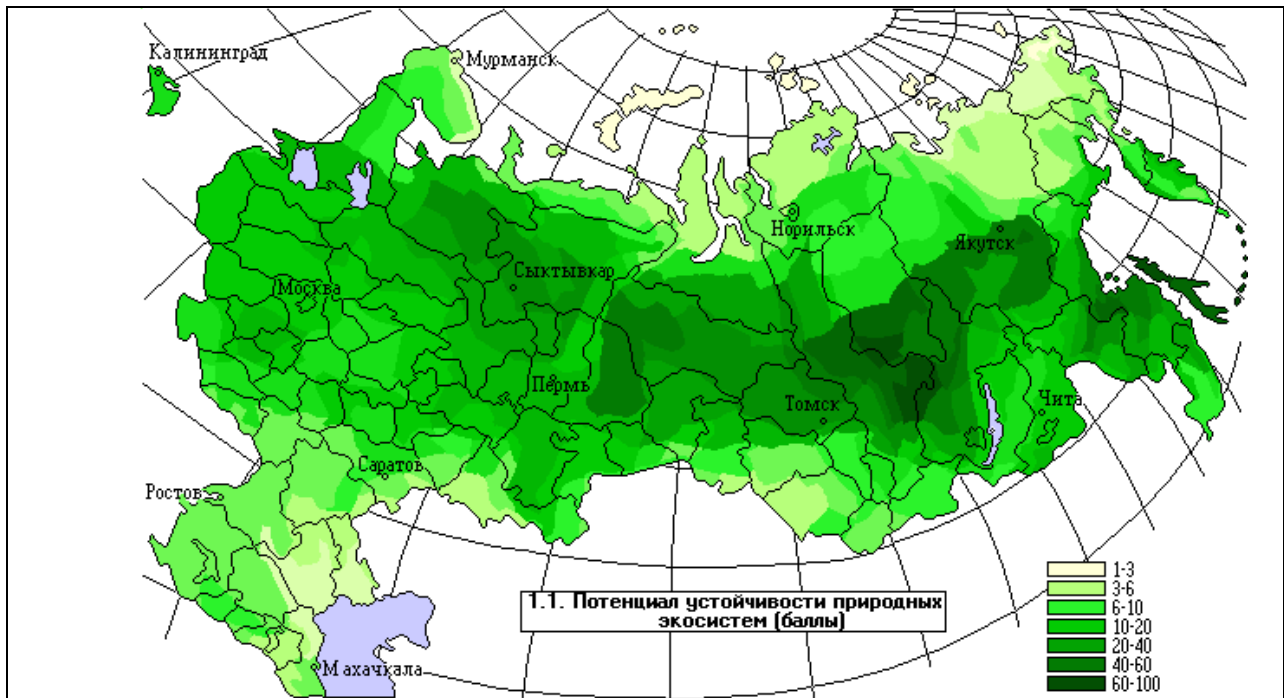
Наличие перечисленных данных и алгоритмов их обработки дало возможность решать задачи комплексного анализа состояния экосистем региона, оценивать характер совокупной антропогенной нагрузки, с помощью модельных "сценариев" осуществлять прогноз развития экологической обстановки и на этой основе предложить ряд рекомендаций по направлениям устойчивого эколого-экономического развития и социально-экологической реабилитации территорий [Розенберг с соавт., 1994б; Розенберг, Краснощеков, 1996]. Работы по Самарской области и программе «Возрождение Волги» были отмечены первой премией Минэкологии СССР в 1991 г.

Другим уникальным для России примером анализа картографической информации практически по тому же набору показателей, что и описанная выше ЭИС, является сайт В. Артюхова *Practical Science – Популярная наука* (www.sci.aha.ru). Группа ученых в рамках проекта ГЭФ "Биоразнообразие" и при идеологическом участии Ю.А. Урманцева, предоставила для свободного доступа более 65 Мб полезной информации научно-прикладного характера – справочники, карты, базы данных, программы, анализ, обзоры, в том числе:

- Web-Атлас "Россия как система" – взгляд на Россию с теоретических позиций, содержащий более 100 сюжетов, 100 карт и диаграмм;
- Web-Атлас "Окружающая среда и здоровье народа России", в котором рассматриваются, в первую очередь, комплексные факторы и причины, определяющие здоровье нации (около 200 сюжетов, более 400 карт и диаграмм);
- "Россия в цифрах" – интерактивная он-лайн база данных со свежими и полными статистическими материалами для всех регионов России (28 рубрикационных разделов содержат 4320 рядов);
- сервер "BioDat" – крупнейший информационный сервер по живой природе, содержащий документы, учебники, базы данных, картографию и предоставляющий коллективную работу в сети;

³ *Предиктор* – математическая модель, т.е. некоторое уравнение, приближенно описывающее динамический ряд, с помощью которого строится прогноз [Приемы прогнозирования..., 1985].

- проект "Живая природа и биоразнообразие России" – оригинальный массив информационных ресурсов, посвященный состоянию живой природы и множеству влияющих факторов (более 240 сюжетов, 320 карт и диаграмм).



а) Распределение потенциала устойчивости экосистем по территории России



б) Распределение антропогенных воздействий на экосистемы по территории России

Рис. 1.14. Распределение некоторых показателей устойчивости экосистем по территории России, полученное в он-лайн картографической системе (www.sci.aha.ru)

На сайте имеется картографический генератор DataGraf.Net, являющийся уникальной онлайн-картографической системой, позволяющей любому заинтересованному пользователю "на лету" построить собственную карту по любому набору показателей из вышеперечисленных предметных областей (всего каждый желающий может построить до 97650 карт).

Например, для карты, характеризующей интегральный потенциал самоорганизации и устойчивости природных экосистем (рис. 1.14а), может быть использован комплекс следующих пяти показателей, характеризующих массу, продуктивность и структурное биоразнообразие фитоценозов:

- запас живой фитомассы и ее годовая продукция (тонн/га) из книги "Состояние биологических ресурсов и биоразнообразия России и ближнего зарубежья (1988-1993 гг.)" [1994];
- антропогенная трансформация естественного растительного покрова (%) и оценки сбалансированности экосистем по структуре накопления живого органического вещества. и структуре видовых комплексов из книги "Атлас биологического разнообразия лесов Европейской России и сопредельных территорий" 1996 г.

Аналогичным образом может осуществляться районирование России по степени антропогенной нагрузки – см. рис. 1.14б, где приведен обобщенный показатель потребления различных видов топлива и энергии (тонн условного топлива в год) по материалам топливно-энергетического баланса за 1995 г.

Карты на авторском сайте, приведенные нами в качестве примеров, подробным образом комментируются.

Множество слоев графических отображений в пространстве исходных переменных, как правило, не бывает информативным. Картографическая визуализация позволяет анализировать многомерные данные с помощью их преобразования в пространство низкой размерности с сохранением существенных для исследования структурных особенностей информации. На рис. 1.13-1.14 приведены примеры конструирования новых обобщенных показателей на основе простого суммирования баллов. Как будет показано в главе 7, свойствами наименьшего искажения геометрической структуры исходных данных обладают подпространства, основанные на первых 2-3-х главных компонентах и полученные, в частности, линейными методами факторного анализа.

С использованием таких статистических методов снижения размерности был выполнен комплекс работ по исследованию и прогнозированию сложной медико-экологической ситуации, сложившейся в условиях радиационного и техногенного загрязнения районов Украины, пострадавших в результате Чернобыльской катастрофы [Сердюккая, Каменева, 2000]. Например, на рис. 1.15 показаны варианты двухмерной и трехмерной визуализации распределения по территории Житомирской области фактора внутреннего радиационного загрязнения, основанного на 8 индивидуальных показателях (плотность выпадения радионуклидов на почву, их содержание в молоке, картофеле, индивидуальные дозы облучения и т.д.)

Интересен опыт геоинформационной поддержки системы биологического мониторинга городской территории, внедренной лабораторией биоиндикации Калужского ГПУ им. К.Э. Циолковского. Для этой цели разработаны оригинальные алгоритмы и методы площадной оценки и районирования территорий на основе картографической программы MapInfo Professional 4.5, относящейся к классу профессиональных ГИС. Информация формируется в виде различных вариантов карт экологической обстановки: а) подробная информация по каждой точке территории; б) районирование для укрупненных управленческих решений; в) оценка деформаций от конкретных источников воздействия [Стрельцов с соавт., 1995; Шестакова с соавт., 1998].

Алгоритмы, встроенные в ГИС, выполняют интерполяцию значений отображаемого показателя по узлам сети с использованием различных математических методов (решение систем линейных уравнений, алгоритм сведения треугольников, метод обратного расстояния и т.д.), в результате чего формируется визуальное отображение фактора в виде изолиний или трехмерных поверхностей распределения. Послойное наложение оригинального расчетного слоя изолиний на слой картографических объектов (дорожную и речную сеть, лесные массивы, постройки) позволяет получить более информативное и наглядное распределение изучаемого показателя по территории местности (см. рис.1.16). Подробную информацию читатель может получить на сайте Интернет <http://kspu.kaluga.ru/biomon>.

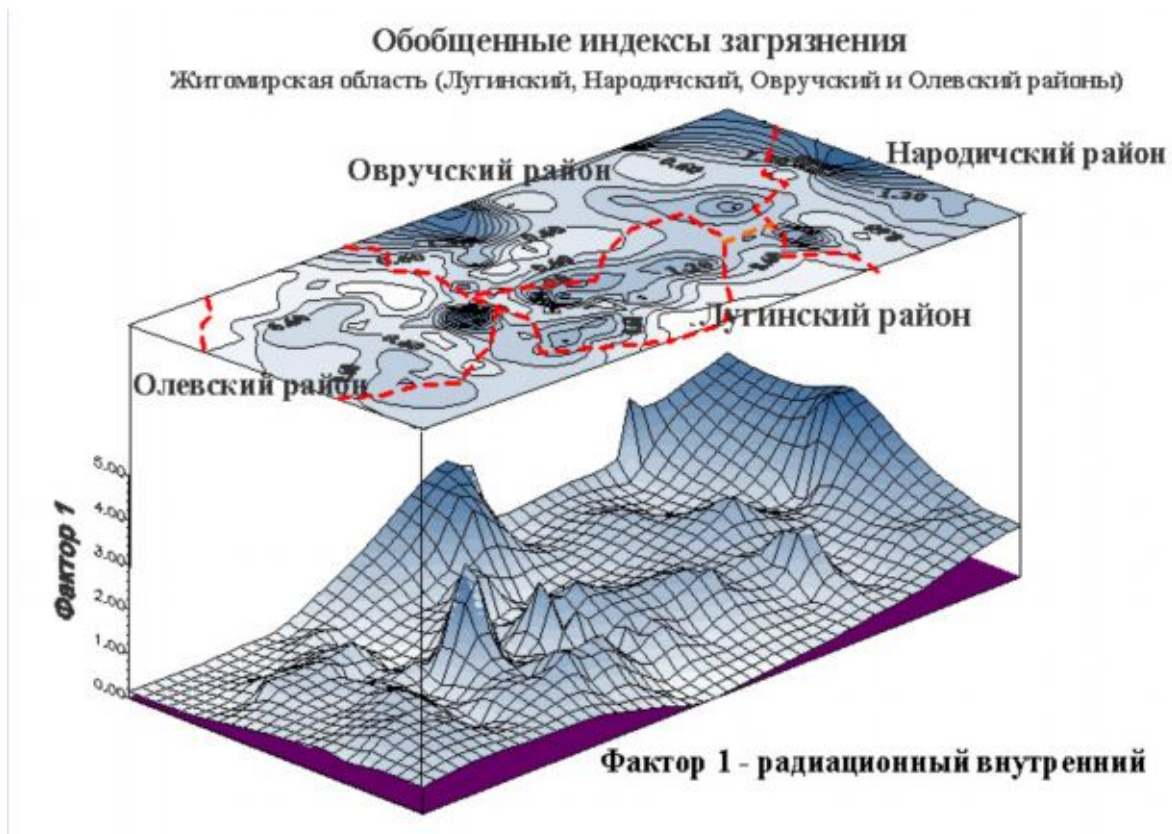


Рис. 1.15. Фрагмент двухмерной и трехмерной моделей распределения фактора радиации по территории в зоне аварии на ЧАЭС [Сердюцкая, Каменева, 2000]

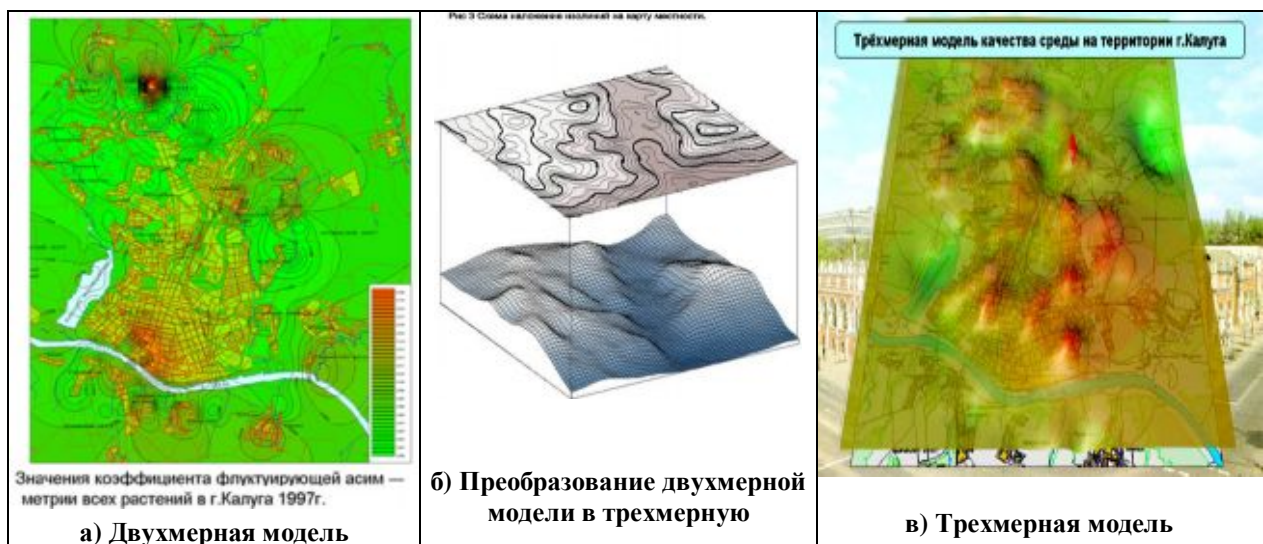


Рис. 1.16. Распределение экологических показателей по территории города – двухмерная и трехмерная модели [по материалам лаборатории биоиндикации Калужского ГПУ им. К.Э. Циолковского]

Детальный анализ концепций и перспектив использования картографо-геоинформационного обеспечения для устойчивого развития территорий можно найти, например, в книге В.С. Пикунова и Д.А. Цапука [1999].

Безусловный интерес может также вызвать опыт оценки территории и поверхностных водоемов с использованием данных аэрокосмического мониторинга [Красовский, без года].

Глава 2. Методы математического моделирования экологических систем

2.1. Основные понятия системной экологии

Мем № 9: «Любая единица (биосистема), включающая все совместно функционирующие организмы (биотическое сообщество) на данном участке и взаимодействующая с физической средой таким образом, что поток энергии создает четко определенные биотические структуры и круговорот вещества между живой и неживой частями, представляет собой экологическую систему, или экосистему... Экосистемы представляют собой открытые системы, поэтому важной составной частью концепции является *среда на входе и среда на выходе*» Ю. Одум [1986].

Изданная в 1971 г. и переведенная на русский язык в 1975 г. книга Ю. Одума "Основы экологии" стала первой монографической работой, в которой системный подход был поставлен "во главу угла" экологии. Его сущность в концентрированной форме сводится к двум тезисам:

- экологическая система представляет собой "преобразователь" вещества и энергии (см. рис. 2.1), причем для каждого ее компонента могут быть рассчитаны составляющие материально-энергетического баланса;
- живые организмы и их абиотическое (неживое) окружение неразделимо связаны друг с другом и находятся в постоянном взаимодействии с целью поддержания гомеостаза¹.

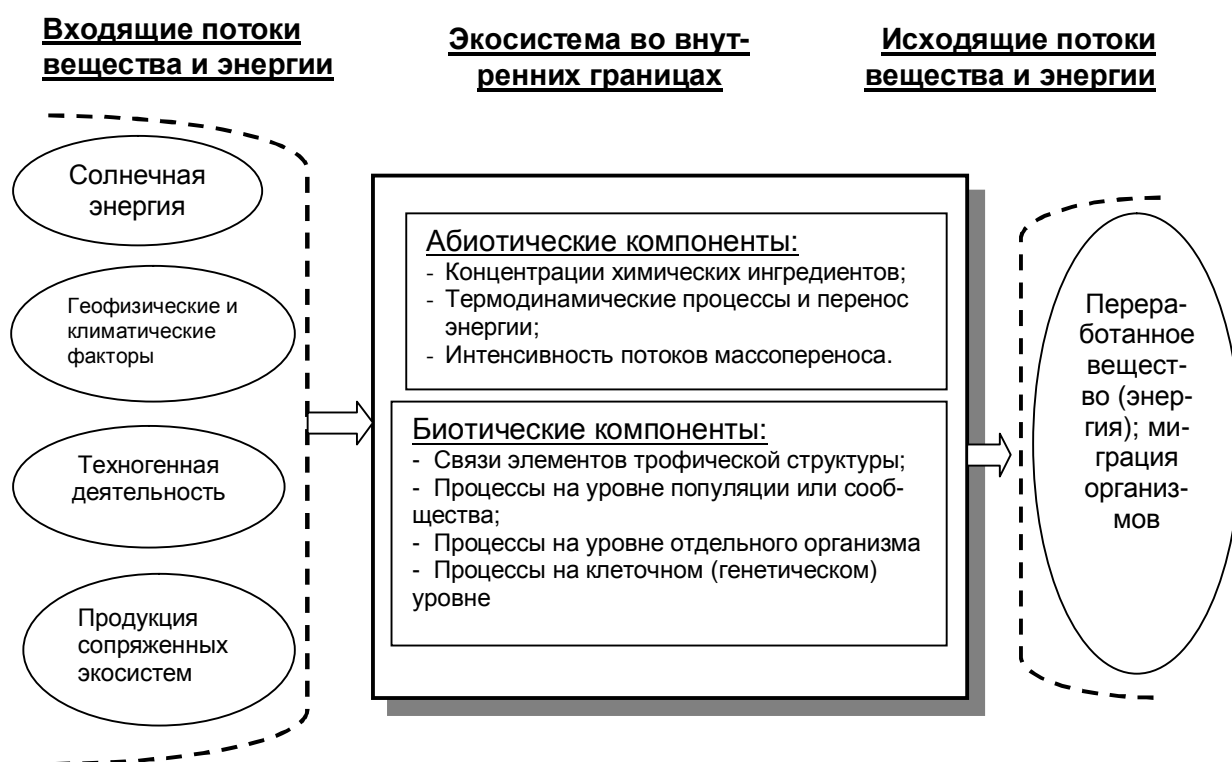


Рис. 2.1. Взаимосвязь компонентов экосистемы с окружающей средой

¹ Гомеостаз, гомеостазис (от греч. *hómoios* – подобный, одинаковый и *stásis* – состояние, неподвижность) – относительное динамическое постоянство состава и свойств внутренней среды и устойчивость основных физиологических функций организма человека, животных... [БСЭ, URL]

После этого появился еще ряд крупных работ, в которых подробно обсуждались различные аспекты системной экологии (например, [Куркин, 1976; Федоров, Гильманов, 1980; Джефферс, 1981; Флейшман, 1982]). Библиография по этой проблеме достаточно велика. Подробное описание теоретических конструкций и ретроспективный анализ развития концептуальных представлений



Стефан Альфред ФОРБС
(S. A. Forbes, 1844-1930)

первым предложил рассматривать озеро как единую экосистему, микрокосм

системного подхода в общей экологии можно найти и в работах одного из соавторов настоящей монографии [Розенберг, 1984; Розенберг с соавт., 1999]. Детальный анализ понятийных особенностей и методологических проблем применения системного подхода для изучения структур водных экосистем дан, например, в статье А.И. Баканова [2000б].

Сейчас общепринято считать, что "главной парадигмой экологии следует признать концепцию экосистемы" [Федоров, 1977а], откуда и вытекает признание необходимости системного подхода [Василевич, 1969; Хайлов, 1970; Миркин, 1984]. Во всяком случае, ранее существовавшие подходы, в том числе и трофико-динамический, в значительной мере себя исчерпали, что привело в конечном итоге к осознанию учеными кризисного состояния экологии как науки [Старобогатов, 1970; Федоров, 1977а; Розенберг, 1988, 1991; Розенберг, Смелянский, 1997]. К сожалению, к настоящему времени трудно привести примеры всестороннего и плодотворного анализа водных экосистем с позиций системного анализа. В дальнейших разделах нами будут приведены ссылки на редкие работы, где трудоемкое применение отдельных элементов математического моделирования способствовало успешному решению иногда достаточно узкой проблемы. Большинство исследователей

просто оперирует "системной терминологией" для обоснования методологической позиции, заменяя традиционные термины и понятия на новые, более "научные", что часто вызывает негативную реакцию и чувство разочарования у специалистов. Например, Б.М. Миркин и Л.Г. Наумова [1998] считают, что «...понятие "системный подход" сегодня изрядно затаскано и стало обыденным научным клише, которое уже приносит скорее вред, чем пользу». Но так ли уж виноват в этом сам "системный подход"?

Мем № 10: «Источником недопонимания обычно являются три фактора:

- 1) недостаточная структуризация информации и недостаток априорных знаний;
- 2) наличие помех, случайных или умышленных;
- 3) различие в критериях оценки фактов у лиц, вступающих в информационный контакт, иначе говоря, отсутствие единого категорийного аппарата (*idioma universal* – стандартного языка)» В.В. Дружинин и Д.С. Конторов [1976].

Вообще говоря, системный подход не является строго методологической концепцией, что отмечал еще А.А. Ляпунов [1980]: он выполняет эвристические функции, ориентируя конкретные экологические исследования в двух основных направлениях. Во-первых, его содержательные принципы позволяют фиксировать недостаточность старых, традиционных методов изучения экосистем для постановки и решения новых задач их целостного восприятия или исследования. Во-вторых, понятия и принципы *конструктивного* системного подхода, изложенные далее, помогают привнести в практику новый стиль научного мышления, а также приемы и методы исследований, ориентированные на раскрытие сущности процессов трансформации энергии, передачи вещества и информации в экосистемах. Прямое отождествление системно-аналитических принципов с методами кибернетики или с математическим моделированием является слишком узкой их трактовкой, хотя в виде идеологически-концептуальной основы системный подход одинаково важен и для эко-

логии и для самой математики, как: «упорядоченная и логическая организация данных и информации в виде моделей» [Джефферс, 1981].

Центральным понятием системологии является понятие «системы». Существует более тысячи ее определений [Урманцев, 1978], и, не углубляясь в терминологические изыски, примем следующее рабочее определение: *система – совокупность элементов со связями между ними, подчиняющимися соответствующим законам композиции*. К этому можно добавить, что каждый из элементов системы внутри себя считается неделимым, а с внешним миром система взаимодействует как единое целое.

Другое важнейшее понятие – «сложность системы» может быть оценена на двух уровнях:

- сложность на "структурном уровне", которая определяется числом элементов системы и связей между ними (морфологическая сложность);
- сложность на "поведенческом уровне" – набор реакций системы на внешние возмущения или степень эволюционной динамики (функциональная сложность).

Определить, что такое "сложная система" на структурном уровне не представляется реалистичным, хотя большинство биологов интуитивно убеждены, что все экосистемы имеют морфологически сложное строение. Б.С. Флейшман [1978, 1982] предложил пять *принципов усложняющегося поведения систем*, представленных на схеме и позволяющих оценить функциональную сложность:



Сложность поведения систем *первого уровня* определяется только *законами сохранения* в рамках вещественно-энергетического баланса (такие системы изучает классическая физика). Особенностью систем *второго уровня* является появление обратных связей; определяющим для них становится принцип *гомеостаза*, что и задает более сложное их поведение (функционирование таких систем изучает кибернетика). Еще более сложным поведением обладают системы *третьего уровня*, у которых появляется способность "принимать решение", т.е. осуществлять некоторый выбор из ряда вариантов поведения ("стимул – реакция"). Так, Н.П. Наумов [1963] показал, что возможен опосредованный через среду обитания обмен опытом между особями, поколениями одного вида и разными видами, т.е., по существу, обмен информацией. Системы *четвертого уровня* выделяются по наличию достаточно мощной памяти (например, генетической) и способности осуществлять перспективную активность или проявлять опережающую реакцию ("реакция – стимул") на возможное изменение ситуации – *эффект преадаптации* (см., например, [Кулагин, 1980]). Наконец, *пятый уровень* сложности объединяет системы, связанные поведением интеллектуальных партнеров, предугадывающих многоходовые возможные действия друг друга. Этот тип поведения имеет отношение, в основном, к социальным аспектам взаимодействия "Человек – Природа" (хотя на практике встречается лишь в партиях хороших шахматистов).

Наконец, все свойства сложных систем делятся на *простые* (аддитивные; например, биомасса некоторого сообщества) и *сложные* (неаддитивные; например, устойчивость экосистемы).

Описание любой сложной системы состоит из трех компонентов: морфологической, функциональной и информационной [Дружинин, Конторов, 1976].

Морфологическое описание должно давать полное представление о строении системы и представляет собой четверку конечных множеств:

$$S_m = \{ \Sigma, V, \sigma, K \},$$

где $\Sigma = \{ \Sigma_i \}$ – множество элементов и их свойств; $V = \{ V_i \}$ – множество связей; σ – структура; K – композиция. Морфологическое описание, как правило, иерархично, причем уровень детализации (глубина описания) зависит от задачи, поставленной исследователем.

Под *элементом* понимается подсистема, внутрь которой морфологическое описание уже не проникает. Элементный состав может содержать однотипные (гомогенные системы) и разнотипные (гетерогенные системы) элементы. Однотипность не означает полной идентичности и определяет только близость основных свойств. Важным признаком морфологии является природа элементов, где можно отметить *вещественные*, *энергетические* и *информационные* элементы. Применять, однако, к естественным элементам емкий термин «назначение» следует с определенной осторожностью, т.к. многое зависит от позиции наблюдателя. Рассматривая биоэнергетические процессы, эколог будет вполне прав, утверждая, что популяция несет энергетическую функцию в системе; в то же время является большим искушением принять генетически обособленный вид за информационный элемент некоторой сверхсистемы.

Традиционно выделяют *прямые*, *обратные* и *нейтральные связи*. Первые из них предназначены для передачи вещества, энергии, информации и их комбинаций от одного элемента к другому в соответствии с последовательностью выполняемых функций и пропускной способностью канала передачи. Обратные связи реализуют функции управления или адаптации (поддержание гомеостаза) и носят, как правило, информационный характер.

Структурные свойства систем определяются характером и устойчивостью отношений между элементами. По характеру отношений между элементами структуры делятся на *многосвязные* и *иерархические*. Очень трудно найти примеры сложных иерархических систем – все они имеют, как правило, сетевую организацию, когда один и тот же элемент структуры может входить (в зависимости от точки зрения или по определению) в несколько подсистем более высокого уровня. Например, один и тот же вид организмов в зависимости от условий может трактоваться как "хищный" или "нехищный". Различают также *детерминированные*, *стохастические* и *хаотические структуры*. Детерминизм, как и индетерминизм, имеет свою иерархию совершенства. Например, типично вероятностные структуры экосистем на нижнем уровне (особь, группа организмов) претерпевают чисто случайные изменения, но на более высоких уровнях эти изменения становятся целенаправленными за счет естественного отбора и эволюции.

Композиционные свойства систем определяются способом объединения элементов в функциональные группы и соотношением этих групп. Различают следующие группы элементов и подсистем:

- *эффекторные* – способные преобразовывать воздействия и воздействовать веществом и энергией на другие подсистемы (например, техногенные компоненты экосистем);
- *рецепторные* – способные преобразовывать внешние воздействия в информационные сигналы, передавать и переносить информацию (биоиндикаторные компоненты);
- *рефлексивные* – способные воспроизводить внутри себя процессы на информационном уровне (измеряющие компоненты).

Морфологическое описание входит составной частью в тезаурус системы – совокупность полезной внутренней информации системы о себе, которая определяет ее способность распознавать ситуацию и управлять собой. Для полноты картины остановимся на формальных определениях основных объектов морфологической структуры экологических систем, которые мы будем использовать в последующем изложении [Бигон с соавт., 1989].

Поскольку анализ гидробиологических процессов на уровне отдельной особи выходит за рамки рассматриваемых нами экосистем, характеристики индивидуальных организмов не включаются в морфологическое описание, хотя *особь* может быть определена как первый уровень иерархии.

Вторым уровнем экосистемы является *группа (когорта) I* – множество особей, параметры состояния которых одинаковы или находятся в некоторых заданных пределах. Например, множество особей, находящихся на одинаковой стадии развития, образуют N_i стадийные группы. По иному определяющему признаку могут быть скомплектованы весовые группы, возрастные группы и т.д. Состояние группы $I_i \in P$ определяется ее мгновенной численностью и статистической функцией распределения всех регистрируемых показателей функционирования отдельных организмов [Меншуткин, 1971].

Третий уровень иерархии экосистемы составляют *популяции P* – множество особей или групп особей, обладающих свойством самовоспроизведения и способностью совместно адаптивно реагировать на изменение внешней среды [Шварц, 1971]. Большинство характеристик и свойств группы особей можно перенести и на популяцию. Так появляется понятие о численности популя-

ции N , как суммы показателей по всем возрастным группам, составляющим популяцию, а также среднем возрасте \bar{t} и среднем весе особи \bar{W} , которые рассчитываются, например, как средневзвешенные значения по обычным статистическим формулам.

С экологической точки зрения популяция представляет собой "биоэкологическую единицу" [Шварц, 1971] вида. *Биологический вид* – это система географически или экологически викарирующих (замещающих) популяций [Тимофеев-Ресовский с соавт., 1973]. Видовой принцип в настоящее время господствует в исследованиях структуры сообществ, между тем такой подход ряд исследователей считают явно односторонним [Чернов, 1971], отмечая недостаточность разбиения живых компонентов экосистемы только по генетическому (таксономическому) признаку. Не углубляясь в эту дискуссию, будем считать, что вид – не более чем "системологический префикс" (метка), используемый для предметной идентификации других экосистемных объектов: особи, группы особей или популяции.

Множество популяций, характерных сходными кормовыми связями, образует *трофический уровень*. Такие "простые свойства", как численность или биомасса, выраженные в абсолютных значениях, уже не вполне корректны в качестве объективных интегральных характеристик трофического уровня, поскольку сильно зависят от видового состава, формируемого не столько экотопом, сколько самим исследователем, исходя из его субъективных убеждений. В качестве оцениваемых параметров трофического уровня используются некоторые "модельные" биоэнергетические характеристики, описывающие трофический уровень в соизмеримых единицах энергии (или информации), о чем пойдет речь в главе 4.

Мем № 11: «*сообщество – это система организмов, живущих совместно и объединенных взаимными отношениями друг с другом и со средой обитания. Сообщество и его среда, рассматриваемые как функциональная система, ...называются экосистемой*» Р. Уиттекер [1980].

Концепция трофических уровней позволила рассматривать процессы потребления, продуцирования и деструкции в сообществах во всей их взаимосвязи. Однако застывшая детерминированность трофических цепей не свойственна реальным экосистемам.



Раймонд Лаурел ЛИНДЕМАН
(R.L. Lindeman, 1915-1942)

автор всего шести публикаций, определивших трофико-динамическое направление исследований в экологии

Во многих случаях особи одного и того же вида на разных стадиях развития или при изменении внешних условий могут легко переходить с одной пищи на другую, а также менять тип и способ питания. Более строгое представление о трофических взаимодействиях дает односвязная трофическая сеть, т.е. более разветвленная по сравнению с трофическими уровнями система трофических связей, имеющая следующий формализм [Меншуткин, 1971]. Пусть на множестве популяций (или групп особей) задан граф трофических связей $\Gamma(P)$, где два любых узла могут быть связаны ребром, направленным от хищника к жертве. Каждому ребру поставлена в соответствие трофическая ценность j -й жертвы по отношению к i -му хищнику как априорная вероятность ее поедания этим хищником. Тогда под *биотическими сообществами* (или *биоценозами*) B можно понимать связанные компоненты этого графа – фрагменты узлов сети, внутренне неразделимые, но изолированные друг от друга на некотором статистическом уровне значимости. Иными словами, биоценоз признается как условно однородная часть континуума (основное требование к сообществу – однородность его строения, чаще всего оцениваемая "на глаз").

Пусть для произвольного биотического сообщества B , состоящего из множества организмов и их популяций P_i , имеют место следующие условия:

- сообщество развивается в выбранном пространственно-временном континууме – некотором "ящике" произ-

вольных, но априори установленных размеров S ,

- область пространства S наполнено некоторыми техно-геофизическими ресурсами E , причем предполагается существование некоторой функциональной взаимосвязи между абиотическими E и биотическими B составляющими;
- биотические компоненты B (напрямую или через посредство внутрисистемных абиотических факторов) функционально связаны потоком вещества и энергии R с некоторой окружающей средой – "глобальным источником и приемником";
- сообщество B способно к самоорганизации, т.е. менять свое поведение и структуру, адаптируясь к изменениям внешних воздействий.

Тогда множество популяций биотического сообщества, составляющих изолированный фрагмент трофической сети, вместе с замкнутыми циклами биогенных элементов и компонентами неживой природы образуют экосистему [Розенберг с соавт., 1999]:

$$(B \cap E) \in S \rightarrow R.$$

Из данного определения следует, что экосистема в отличие от сообщества обязательно включает в себя автотрофные элементы, т.к. в противном случае невозможно получение замкнутых биогеохимических циклов.

Функциональное описание. Сложная система, как правило, многофункциональна. Функции любой системы можно распределить по возрастающим рангам, примерно следующим образом:

- пассивное существование (материал для других систем);
- обслуживание системы более высокого порядка;
- противостояние другим системам или среде (выживание);
- поглощение других систем и среды (экспансия);
- преобразование других систем и среды.

Функциональное описание системы, как и морфологическое описание, как правило, иерархично. Для каждого элемента, частной подсистемы и всей системы в целом функциональность задается набором параметров морфологического описания X (включая воздействия извне), числовым функционалом Y , оценивающим качество системы, и некоторым математическим оператором детерминированного или стохастического преобразования Ψ , определяющим зависимость между состоянием входа X и состоянием выхода Y :

$$Y = \Psi(X). \quad (2.1)$$

Как видно из приведенной выше схемы принципов усложняющегося поведения, функция отклика Y подсистемы верхнего уровня зависит от функций, описывающих внутренние процессы подчиненных подсистем.

Из общей теории моделирования физических систем принято выделять пять групп параметров с точки зрения способа их использования в моделях:

1. *входные параметры* – $V = (v_1, v_2, \dots, v_k)$, – значения которых могут быть измерены, но возможность воздействия на них отсутствует (применительно к моделям экосистем, к таковым можно отнести солнечную активность, глобальные климатические явления, неуправляемую хозяйственную деятельность человека и т.д.);
2. *управляющие параметры* – $U = (u_1, u_2, \dots, u_r)$, – с помощью которых можно оказывать прямое воздействие в соответствии с теми или иными требованиями, что позволяет управлять системой (к ним можно отнести ряд целенаправленных мероприятий по охране и восстановлению природной среды);
3. *возмущающие (стохастические) воздействия* – $\xi = (\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_l)$, – значения которых случайным образом меняются с течением времени и которые недоступны для измерения, создавая дисперсию неучтенных условий или шум;
4. *параметры состояния* – $X = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ – множество внутренних параметров, мгновенные значения которых определяются текущим режимом функционирования экосистемы и, в конечном итоге, являются результатом суммарного воздействия входных, управляющих и возмущающих факторов, а также взаимного влияния других внутрисистемных компонентов;
5. *выходные (целевые или результирующие) параметры* – $Y = (y_1, y_2, \dots, y_m)$ – некоторые специально выделенные параметры состояния (либо некоторые функции от них), которые являются предметом изучения (моделирования, оптимизации) и которые используются в качестве критерия "благополучия" всей экосистемы.

По отношению к экосистеме входные и управляющие параметры являются внешними, что подчеркивает независимость их значений от процессов внутри нее. Возмущающие факторы при этом могут иметь как внешнюю, так и внутреннюю природу.

Предполагая, что параметры экосистемы связаны некоторыми функциональными отношениями, которые в синтезируемой модели выражаются набором уравнений Ψ различной математической природы (алгебраические, логические, дифференциальные, конечно-разностные, матричные, статистические и пр.), выражение (2.1) можно записать как:

$$Y = \Psi(X, U, V) + \xi . \quad (2.2)$$

Любая экосистема представляет собой динамический объект, поэтому уравнение статической модели (2.2) должно быть дополнено множеством моментов времени T , для которых измерены мгновенные значения переменных. Поскольку экосистемы относятся также к объектам с распределенными параметрами, компоненты которых могут меняться не только во времени, но и в пространстве S , то общее уравнение модели экосистемы приобретает вид:

$$Y = \Psi(X, U, V, T, S) + \xi . \quad (2.3)$$

В отличие от физических систем, где основной задачей является оптимизация вектора результирующих параметров Y путем подбора управляющих воздействий, исследование экосистем заключается, прежде всего, в количественной параметризации фундаментального в биологии понятия «норма» Y_0 и оценки диапазона допустимых значений входных параметров, при которых отклик экосистемы не выходит за пределы гибких адаптационных колебаний $Y = Y_0 \pm \Delta Y$.

Несмотря на бесконечное разнообразие возможных систем и их функций, характер зависимости Ψ в (2.3) бывает довольно типичным, независимо от физического содержания системы. Например, часто эта зависимость включает три области, характерные для логистической (сигмоидальной) кривой: слабой связи (малой чувствительности к внешним влияниям), сильной связи и области насыщения, свидетельствующей, возможно, о кризисных изменениях. Ряд примеров сложных многокомпонентных (многовидовых) экологических моделей представлено в литературных источниках [Смит, 1970; Даддингтон, 1972; Динамическая теория..., 1974].

Информационное описание также должно давать представление об организации системы. При этом сам термин «информация» имеет несколько значений:

- в биологии – совокупность биохимически закодированных сигналов, передающихся от одного живого объекта к другому (от родителей к потомкам) или от одних клеток другим в процессе развития особи;
- в математике, кибернетике – количественная мера устранения энтропии (неопределенности) или мера организации системы.

Если трактовать информацию как меру упорядоченности системы, то ее количество будет соответствовать неэнтропии, выражающей потенциальную меру предсказуемости будущего системы (или оценку возможности экстраполяции ее состояния). Чтобы экосистема действовала и взаимодействовала со средой, она должна потреблять информацию из среды и сообщать информацию среде. Этот процесс называется *информационным метаболизмом*, который совместно с вещественным и материальным метаболизмом образует полный метаболизм.

Не считая вправе дальше развивать эту интересную тему, которая заслуживает неторопливого и подробного изложения, мы отсылаем заинтересованного читателя к литературным источникам по методам анализа теоретико-информационных моделей [Арманд, 1975; Пузаченко, Скулкин, 1981; Коломыц, 2000], информационным полям популяций животного мира [Наумов, 1977; Мозговой с соавт., 1988; Розенберг с соавт., 1999], а также к соответствующему разделу книги А.Ф. Алимова [2000], где он найдет и концептуальное описание информационного метаболизма в водных экосистемах, и необходимую библиографию.

Из представленной описательной части систем легко выводятся основные принципы системологии [Флейшман и др., 1982; Розенберг, 1984; Розенберг с соавт., 1999]:

1. *принцип эмерджентности* [Реймерс, 1990], важную роль которого в экологии особо подчеркивает Ю. Одум [1986]: «...принцип не сводимости свойств целого к сумме свойств его частей должен служить первой рабочей заповедью экологов»;
2. *принцип иерархической организации* (или *принцип интегративных уровней*; Одум, 1975);
3. *принцип несовместимости* Л. Заде [1974]: чем глубже анализируется реальная сложная система, тем менее определены наши суждения о ее поведении;

4. *принцип контринтуитивного поведения* Дж. Форрестера (1977, 1978): дать удовлетворительный прогноз поведения сложной системы на достаточно большом промежутке времени, опираясь только на собственный опыт и интуицию, практически невозможно.

Принцип эмерджентности соответствует нелинейной многоуровневой структуре функционального описания, где свойства целого являются, безусловно, не суммой, а сложной, но принципиально идентифицируемой функцией от свойств элементов дочерних уровней. Принцип иерархической организации непосредственно вытекает из особенностей морфологического описания (как было показано выше, этот принцип не вполне верен для сложных систем, которым более свойственна сетевая организация). Что касается принципов несовместимости и контринтуитивного поведения, то они, являясь, по сути, развитием тезиса Сократа в поэтической формулировке Омара Хайяма «*Мне известно, что мне ничего не известно: вот последняя тайна открытая мной*», отражают вероятностную (стохастическую) природу оператора преобразования Ψ в выражениях (2.1-2.3).

В заключение можно предложить читателям третье по счету определение экосистемы, навеянное воспоминаниями о марксистско-ленинской философии эпохи молодости авторов: «*Экосистема есть отображение в сознании исследователя тех свойств объективной реальности, которые нужны ему для решения поставленной задачи*». Исходя из этого определения, становится беспредметным тезис о различии простых и сложных свойств экосистем [Розенберг, 1984]: уровень сложности системы, как синтезируемой некоторой композиции элементов и их связей, является не вещью в себе, а априори задается исследователем, основываясь на характере стоящей перед ним задачи (и, можно продолжить, располагаемых исходных данных, собственной эрудиции и квалификации). Например, Б.Я. Виленкин [1978] приводит следующую иерархию понятий экосистем по степени их сложности:

- наиболее простая модель – уже упомянутая экосистема по Одуму, где многовидовое сообщество рассматривается как единый объект с целостными, принципиально измеряемыми "безразмерными" характеристиками (биомасса, продуктивность, потоки вещества и энергии);
- каскадная модель трофических уровней, где вся система подразделяется на относительно обособленные уровни с немногими параметрами в каждом;
- модели многокомпонентных экосистем, описанные на популяционном (видовом) уровне и предназначенные для изучения структурных изменений биоценозов;
- наиболее сложные модели, учитывающие пространственную, временную, генетическую и иную дифференциацию отдельных популяций или их групп.

Однако, если иметь в виду не чисто количественную сложность, выраженную размерностью матриц исходных данных, а концептуальную или композиционную сложность модели, то адресность оценок Б.Я. Виленкина достаточно сомнительна. Весь процесс построения экосистемы (т.е. отображения объективной реальности) видится как последовательное агрегирование понятий, переход из рыхлого высокоразмерного пространства исходных переменных в осязаемое пространство обобщенных факторов или "индексов", сложность которых адекватна поставленной задаче.

2.2. Экосистема как объект математического моделирования

Сложность и стохастичность

Любая гидробиологическая система представляет собой сложный, большой, слабо детерминированный и эволюционирующий объект исследования. Экосистемы в значительной мере соответствуют подходу, развиваемому школой И. Пригожина [Пригожин, Стенгерс, 1986], согласно которому в развитии любой системы чередуются периоды, в течение которых ее состояние может быть характеризовано то как "в основном детерминированное", то как "в основном случайное", когда дальнейшее поведение становится в высокой степени неопределенным. Эту гипотезу можно распространить и на пространственную координату, в связи с чем некоторые участки поверхности могут восприниматься исследователем как нестационарные или "неправильные". Поэтому, вообще говоря, признаки, наблюдаемые нами в экосистеме, связаны с описываемой ими сущностью статистически, принимая во внимание, что детерминистская связь является частным случаем статистической, т.е. связью с вероятностью равной 1.

Специфика биологии как науки заключается в том, что она имеет дело с наиболее сложными объектами живой природы. Ж. Моно в своей книге "Необходимость и случайность" утверждает, что «*биологические явления нужно описывать не в терминах необходимости, а в терминах случайности*». Но беда биологии состоит вовсе не в переходе на язык вероятностных представлений: здесь нет еще ничего страшного, в чем убеждает пример физики. Неприятный сюрприз, как писал В.В. Налимов [1979], состоит в том, что, признав случайной природу изменчивости, мы, к своему большому удивлению, лишены возможности использовать привычный вероятностный подход. Ведь статистическое описание возможно, когда по результатам наблюдений, сделанным над малой выборкой, удастся получить некоторое представление о поведении всей возможной последовательности явлений. А, в случае с биологической изменчивостью, наблюдения над краткой последовательностью событий не позволяют высказать каких-либо суждений о дальнейшем поведении системы. Усредненные характеристики, в отличие от физики и других "точных наук", имеют слишком общее и условное значение, поскольку важны отдельные явления во всем их индивидуальном проявлении (вне зависимости от того, какова вероятность их появления). Ситуация в биологии, увиденная глазами математика, такова. На некотором поле элементарных событий с весьма малой вероятностью заданы некоторые существенные по своим последствиям события. Если одно из них реализуется, то сразу же возникает другое поле событий с иным распределением вероятностей. Отсюда ясно, что некие маловероятные явления могут дать толчок к другим явлениям, развивающимся теперь уже на новом поле событий. *Сложность биологического мира такова, что он не может быть описан короче, чем с помощью прямой записи всех наблюдаемых явлений.* По меткому выражению украинского кибернетика А.Г. Ивахненко, «*Лучшей моделью кошки будет другая кошка*».

Но так ли безнадежна ситуация, когда компактное описание биологических систем, охватывающее всю сложность их поведения, оказывается невозможным. Развивая теорию И. Пригожина о диссипативных структурах, В.П. Казначеев и Е.А. Спиринов [1991] выдвинули гипотезу о сосуществовании и взаимодействии двух форм пространственно-временной организации живого вещества. Первую форму они определили как поток, характеризуемый устойчивой неравновесностью и эволюционирующий в сторону большей равновесности. Вторая форма предполагает реализацию состояния неустойчивой равновесности в отдельных элементах общего потока. При этом некоторые компоненты могут находиться в критических (переходных) состояниях, когда самое незначительное воздействие может вызывать весьма существенное изменение – бифуркацию [Свирижев, 1987; Арнольд, 1990].

Важнейшая гносеологическая особенность биологических систем состоит в том, что происходящие в них явления идут как бы на двух уровнях. Один – "поверхностный", когда явления протекают в некоторых установившихся или медленно эволюционирующих внешних условиях (по Н.Н. Моисееву [1990] – "дарвинский" процесс, обусловленный медленным накоплением новых количественных особенностей), другой – "глубинный", организменный, клеточный или генно-молекулярный, который включается в действие, когда резко изменяются условия существования экосистемы (квазидарвинский или бифуркационный процесс). Например, события, протекающие в изучаемом водном объекте, при спокойном режиме его существования могут быть, на некотором приемлемом уровне адекватности, описаны в сжатой форме с помощью системы дифференциальных уравнений. Составляющими этих уравнений являются, предположим, скорости, с которыми одни биологические виды поедают другие. Но, когда условия существования в этом водном объекте резко изменяются, модель, описывающая трофические явления на поверхностном (схематическом) уровне, оказывается бесполезной.

Таким образом, можно выделить два принципиально различных механизма, определяющих динамику экосистемы: *адаптационный* и *бифуркационный*. Зная характеристики среды, можно со значительной точностью прогнозировать тенденции в изменении параметров системы, функционирующей по адаптационному механизму: экосистема будет двигаться по некоторой траектории внутри ограниченного коридора в направлении вектора стабилизации. Однако существует некоторое критическое значение внешнего воздействия, приводящее к качественному изменению организации системы: порождается множество путей дальнейшего развития, выбор которых непредсказуем и зависит от сочетания случайных обстоятельств и флуктуаций внешней среды в момент бифуркационного перехода.

Дискретность и непрерывность биосферы

Достаточным и конструктивным может быть определение основной задачи экологии как *задачи о распространении и обилии организмов* [Andrewartha, Birch, 1954]. К этому сводятся почти все операции по упорядочиванию гидробиологических объектов и математическому моделированию экологических сообществ разного масштаба и структуры. Однако до сих пор отсутствуют строгие определения таких основополагающих терминов, как «популяция», «сообщество»,



Джордж Эвелин ХАТЧИНСОН
(**G.E. Hutchinson**, 1903 - 1991)
гидробиолог, лимнолог и эколог,
развивший экосистемные представления;
предложил современное понятие «экологической ниши»

«обилие» и «биоразнообразие», понятийная размытость которых особенно проявляется на фоне углубления представлений об экосистеме, как пространственно-временном континууме.

Интересен в этом плане взгляд на биосферу испанского исследователя Р. Маргалефа [1992], как на «латерально неоднородную пленку», которую можно описать в виде мозаики столбиков, каждый из которых "работает" как элементарная единица с вертикальной полярностью. Поперечный размер каждого такого столбика задан всей "организацией" (?) системы и может варьироваться от практически безразмерной точки отбора пробы до обширных территорий. Образ маргалефских столбиков приводит к мысли, что «биосфера скорее дискретна, чем непрерывна». В стационарных условиях между соседними единицами-столбиками происходит обмен потоками вещества и энергии, который может быть симметричным, несимметричным или в форме нерегулярных флуктуаций. Все претензии описать биоценозы как функционально ограниченные части биосферы связаны с попытками установить некоторые границы там, где обмен между смежными компонентами приближается к нулю, т.е. каждое подмножество столбиков изолировано от других системой вертикальных перегородок. Однако в реальных экосистемах наблюдается, чаще всего, интенсивный горизонтальный обмен, не до-

пускающий функционального разделения частей, прилегающих друг к другу. Это приводит к мысли, что «биосфера скорее непрерывна, чем дискретна». Нетрудно увидеть здесь аналогию с корпускулярно-волновыми свойствами материи, вполне доказанными теоретической квантовой механикой.

Аналогичные представления могут быть распространены с биосферы вообще на любое подмножество видов или конкретную популяцию. Имея в виду «обилие» i -го биологического вида, можно говорить лишь о том, что в каждой точке пространства с координатами $\{x, y\}$ в каждый момент времени t существует вероятность p_i того, что численность вида N_i превысит некоторое наперед заданное число N_0 . Исходя из теоретико-вероятностных представлений, вся территория Земли характеризуется функцией распределения плотности этой вероятности, причем для любой точки значение p_i может быть весьма мало, но никогда не обращается в нуль. Например, можно говорить о вероятности $p = 10^{-23}$ нахождения мухи цеце в ноябре над фонтаном перед Большим театром, принимая во внимание гипотетическую возможность ее бегства из кармана заезжего энтомолога...

В этом смысле важнейшее значение имеет набор целесообразных соглашений о пространственно-временных рамках интерпретации результатов экологических наблюдений. Иными словами, гидробиологические пробы не являются нечто вроде измерения температуры в хорошо перемешанной среде – концепция горизонтальной гомогенности водоема справедлива лишь для весьма небольших озер. Сейчас уже не вызывает сомнения пространственная неоднородность плотности популяций гидробионтов и в изучении характера этой неоднородности достигнуты интересные и важные результаты. Например, еще полвека назад В.С. Ивлев [1954] показал, что при различных возмущающих воздействиях происходят закономерные изменения "статистики ансамблей" зообентоса, т.е. неупорядоченное случайное размещение населения дна водоема может меняться на строго равномерное или пятнистое. К сожалению, до сих пор отсутствуют рекомендации, на какой пространственно-временной интервал следует распространять результаты конкретного гидробиологического наблюдения и каков должен быть механизм их суммации. Остается обычной практика, ко-

гда в явных случаях гетерогенности вместо одной пробы берут несколько и пользуются средними величинами. Дальнейшие манипуляции с такими "средними" следует, вероятно, рассматривать достаточно скептически, поскольку совсем неясно, имеют ли какой-либо смысл такие осреднения по пространству [Виленкин, 1978].



Август ТИНЕМАН
(A. Thienemann, 1882-1960)
гидробиолог и лимнолог, сформулировал «биотические принципы», ввел понятие «продукция»

Еще больше неопределенности возникает при попытках оценить такой общественно значимый фактор как «биоразнообразие». До сих пор отсутствует однозначное определение, что это такое и в каких единицах его следует измерять. Ю. Одум [1986], обсуждая общие концепции биологического разнообразия, со ссылкой на Р. Уиттекера [1980] дает несколько своеобразное определение – «*сообщества различаются по числу и "значимости" (предпочтительнее измерять значимость продукцией видов – количеством органического вещества, произведенного на единицу площади или объема в единицу времени) входящих в них видов*». Основные законы экологического разнообразия (или биоценологических принципы) были сформулированы в 1939 г. А. Тинеманом (A. Thienemann):

- чем разнообразнее условия существования в пределах биотопов (больше размерность экологической ниши), тем больше число видов в данном биоценозе;
- чем больше отклоняются от нормы (оптимума) условия существования в пределах биотопа, тем беднее видами становится биоценоз и тем больше особей будет иметь каждый из "оставшихся" видов (этот принцип Ю.И. Чернов [1975] называет *правилом компенсации*).

Здесь очевидно явное концептуальное противоречие.

С одной стороны, согласно второму принципу Тинемана, число особей и число видов связаны обратной зависимостью, что позволяет сделать вывод о том, что биоразнообразие никак не связано с продукционными характеристиками экосистемы, либо имеет с ними отрицательную корреляцию. С другой стороны, биоразнообразие по Уиттекеру тем больше, чем выше "значимость" (т.е. продуктивность) видов.

Биоценологические принципы Тинемана имеют вероятностный характер и подтверждаются статистически только на некотором, хотя и достаточно большом подмножестве примеров. В частности, Ю. Одум [1986] приводит пример обратной закономерности, когда строго направленный или умеренный стресс при наличии сильного доминирования вызывает увеличение, а не уменьшение разнообразия (обработка инсектицидами участков просяного поля в Джорджии, США). Х.А.Хокс [1977] утверждает, что в случае загрязнения водной среды органическими веществами и эвтрофирования биоценологические принципы вообще спорны, поскольку при увеличении трофности разнообразие многих таксонов увеличивается.

Для того, чтобы разнообразие внутри одного местообитания не путать с разнообразием ландшафта или региона, который содержит "смесь" местообитаний, Р. Уиттекер [Whittaker, 1960; цит. по: Миркин, Наумова, 1998] предложил различать следующие типы разнообразия:

- *альфа-разнообразие* (разнообразие внутри сообщества, разнообразие "в узком смысле" – видовое богатство, измеряемое числом видов на единицу площади или объема, и соотношение показателей участия видов в сложении сообщества, измеряемое выравниваемостью видов [англ. evenness of equitability]);
- *бета-разнообразие* (разнообразие между сообществами, измеряемое скоростью изменения видового состава вдоль градиентов среды; бета-разнообразие может быть измерено числом синтаксонов одного ранга [субассоциации, ассоциации и пр.] или величиной *полусмена* [англ. half change, НС] – отрезка градиента среды, вдоль которого меняется половина видового состава сообщества; таким образом, полная смена видового состава соответствует $2НС$ ²;

² Так и осталась непонятным, в чем же измеряется разнообразие: в отрезках "градиента среды" (граммах, градусах, метрах...) или количестве синузид? Яркий представитель мемов "чевенгуровского" типа!

- *гамма-разнообразие* (разнообразие биомов, разнообразие "в широком смысле" – объединение альфа- и бета-разнообразия; простейшим показателем гамма-разнообразия будет конкретная флора или фауна, список видов в пределах ландшафта или водного бассейна).

Приведенная классификация имеет, в значительной мере, умозрительный характер, поскольку в гидробиологии зачастую отсутствуют строгие (в первую очередь, математические) методы оценки границ между сообществами, биоценозами, водоемами, бассейнами и более крупными региональными образованиями.

Взаимосвязь экосистемы со средой и пределы толерантности воздействий

Вся история становления экологии свидетельствует о важности и постоянном интересе исследователей к оценке воздействия среды на биоценоотические компоненты экосистем. Среди стрессоров окружающей среды Р. Шуберт [1986] выделяет три группы:

- биотические факторы среды (паразитизм, инвазии, хищничество, конкуренция);
- природно-климатические факторы (солнечная активность, водность, температурный режим, ветер, давление)
- антропогенные стрессоры (химическое загрязнение, радиационное излучение, рассеяние тепловой энергии, шум, рекреация и проч.)

Для антропогенных стрессоров принято использование термина «загрязнение» – введение в окружающую среду материалов или энергии, которые могут нанести ущерб жизненно важным ресурсам или экологическим системам, или вызвать нарушения при их использовании [Manahan, 1994]. Более точным нам представляется определение, данное Н.Ф. Реймерсом [1990]: «**Загрязнение** – привнесение в среду или возникновение в ней новых, обычно не характерных для нее физических, химических, информационных или биологических агентов или превышение в рассматриваемое время естественного среднесуточного уровня (в пределах его крайних колебаний) концентрации перечисленных агентов в среде, нередко приводящее к негативным последствиям». Здесь подчеркивается тот факт, что, в большинстве случаев, загрязнение связано не с синтезом новых химических веществ (по крайней мере, на уровне химических элементов), а с их перемещением из одной точки пространства в другую. Например, концентрация меди в почве в районах ее промышленных месторождений может значительно превышать установленные нормативы, однако, будучи перемещенным в другое место, медный колчедан сразу начинает приобретать статус "загрязнение".

К приведенным определениям следует добавить несколько уточнений:

- действие большинства загрязняющих факторов, зависит от уровня воздействия, а в некотором диапазоне "доз" эти действия не только безвредны, но и жизненно необходимы как для всей системы, так и для отдельных ее компонентов (например, такие микроэлементы как Cu, Cd, Ni и др.);
- должен быть подчеркнут обязательно "экосистемный" характер ущерба, поскольку нельзя назвать "загрязнением" негативное действие фактора на некоторые не ключевые подсистемы при общем позитивном характере влияния на остальные опорные узлы;
- само по себе действие фактора может проявляться не прямо, а опосредовано через другие факторы (например, обогащение водных экосистем биогенными элементами приводит к экстенсивному росту растительности, которая является субстратом, убежищем и пищей для прочих организмов; однако, параллельно этому начинаются негативные процессы, характерные для эвтрофных условий: замутненность воды, дефицит солнечной энергии и растворенного кислорода и проч.)

Совокупность закономерно связанных факторов среды, воздействующих на компоненты биоценоза, называют *комплексным градиентом* (англ. complex gradient). При этом сформулированы следующие основные положения факториальной экологии [см., например, Розенберг с соавт, 1999]:

- «жизнедеятельность организма зависит от того ресурса, количество которого минимально» (закон минимума Либиха);
- «стресс организма зависит от того фактора, вредное действие которого максимально» (закон лимитирующего фактора Шелфорда);
- «любой фактор имеет экологический минимум и экологический максимум», диапазон между которыми называется «пределами толерантности»;

- организмы могут иметь широкий диапазон толерантности в отношении одного фактора и узкий в отношении другого, причем организмы с широким диапазоном толерантности ко всем факторам наиболее распространены;
- при постоянных субкритичных нагрузках фактора пределы толерантности у организмов могут расширяться под действием эффекта адаптации (хотя иногда проявляется и эффект обратного свойства);
- действие одного фактора может сильно расширять или, наоборот, сужать пределы толерантности другого фактора (закон взаимодействия факторов).

Действие произвольного фактора среды X на любой экологический показатель Y , который принимается за оценку качества всей экосистемы, традиционно описывается некоторым подмножеством математических формул, из которых наиболее популярны следующие зависимости (см. примеры на рис. 2.2):

- *линейная зависимость* – наиболее удобная для расчетов и интерпретации, к которой исследователи стремятся свести каждую найденную закономерность, но, к сожалению, чрезвычайно редко встречающаяся в реальном мире;
- *экспоненциальная зависимость*, на которой основана большая часть фундаментальных законов теоретической физики, поскольку она "по совместительству" является классическим уравнением кинетики 1-го порядка;
- *логистическая (сигмоидальная) зависимость*, которую можно считать усложненной моделью кинетики первого порядка для наиболее правдоподобного описания процессов биотрансформации и перемещения чужеродных веществ в экосистемах;
- *релаксационно-колебательная зависимость*, когда действующий фактор носит залповый характер (например, периодически повторяющихся импульсов);
- *степенная зависимость* $Y = a_0 X^k$;
- *полиномиальная зависимость* $Y = a_0 + a_1 X + a_2 X^2 + a_3 X^3 + \dots + a_n X^n$, обеспечивающая качественную интерполяцию широкого набора различных экстремальных и полимодальных зависимостей.

Например, реакция экосистемы на действие фактора по логистической модели (правее диапазона толерантности) состоит из четырех последовательных фаз:

- а) *фазы активного сопротивления* всей системы за счет внутренних ресурсов,
- б) *фазы экспоненциального "выбывания"* слабых звеньев, когда ресурс, поддерживающий устойчивость экосистемы, исчерпывается,
- в) *фазы роста адаптационных процессов* в системе, противодействующих влиянию фактора,
- г) и, наконец, *фазы стабилизации*, когда "выжившие" компоненты экосистемы воспринимают установившийся уровень фактора в пределах своего диапазона толерантности.

Несмотря на огромное количество имеющейся литературы о влиянии тех или иных поллютантов на особенности жизненных циклов биологических объектов, как отмечал Д.М. Розенберг [Rosenberg, 1993], «*выявленные закономерности основываются, как правило, на косвенных показателях, а не на процедурах, которые предполагают тщательную проверку той или иной гипотезы*». Еще в меньшей мере изучается динамика реакций объекта на воздействие, которая может меняться как во времени, так и в процессе развития экосистемы вследствие "запуска" механизмов адаптации, кумуляции и гибкого восстановления.

Анализ совокупного действия факторов связан, в первую очередь, с именами Э. Митчерлиха [E. Mitscherlich; работы 1909-28 гг.] и Б. Бауле [B. Baule; работа 1918 г.; Реймерс, 1990]. Последний предложил обобщение решения уравнения кинетики 1-го порядка для n факторов воздействия под именем уравнения Митчерлиха–Бауле:

$$Y = A_n \prod_{i=1}^n (1 - e^{-C_i X_i}) .$$

К сожалению, авторам известны лишь крайне немногочисленные работы по расчету конкретных значений A_n и C_i для синергических наборов реальных факторов, относящихся к элементам питания зерновых культур в почвах [Василевич, 1983].

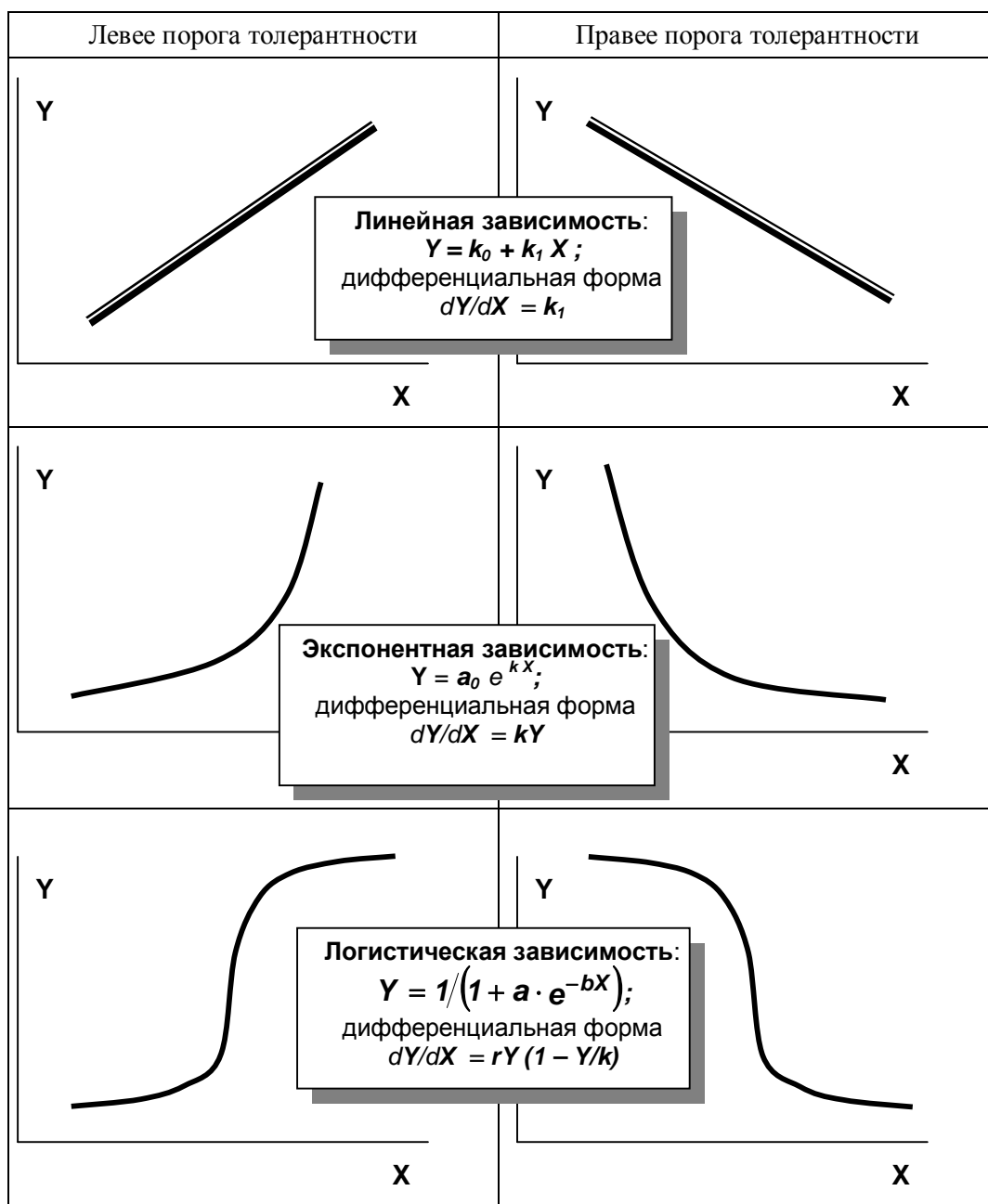


Рис. 2.2. Некоторые формы зависимостей реакции экосистем (Y) на воздействующие факторы среды (X)

Структурные компоненты описания экосистем

Мем № 12: «Как правило, экологическое исследование начинается с получения пробы в природной обстановке. Цель исследования понять, почему здесь найдены данные виды, представленные данным количеством особей, что было раньше и что будет потом. Количество видов чаще всего имеет порядок 10^2 , т.е. видов слишком много, чтобы рассматривать все возможные взаимодействия, и слишком мало, чтобы иметь дело со средними характеристиками ансамбля. Фактически, все распространенные подходы к решению задачи о многовидовой системе связаны с попытками **изменения размерности описания** этой системы» Б.Я. Виленкин [1978].

Последствия воздействия факторов среды на сообщества гидробионтов связаны, в первую очередь, с изменениями в экологической структуре.

Видовой принцип в настоящее время господствует в изучении структуры сообществ, между тем ряд исследователей считают такой подход явно односторонним [Баканов, 2000б]. В последнее время часто высказываются предположения о том, что вид как таковой по отношению к структуре животного населения – случайный компонент [Чернов, 1971] и является, скорее, понятием филогенетическим (зоологическим или ботаническим), а не экологическим. В.Д. Федоров и Т.Г. Гильманов [1980] отмечали, что понятие функциональной (трофической) группировки более важно для понимания целостных свойств экосистемы, чем понятие популяции, которая может быть настолько гетерогенной, что ее трудно безошибочно причислить к одной из таких группировок. Д.Н.Кашкаров [1933] полагал, что не видовой состав, а преобладание и соотношение тех или иных жизненных форм характеризуют сообщество. Иногда однотипные сообщества могут не иметь общих видов, а разнотипные дают высокие значения индексов видовой схожести. А.А. Малиновский [1970] считал, что основное в системе – не тождественность элементов, а наличие определенных связей. В системе может происходить полная замена элементов, но она сохраняется при условии сохранения преемственности между элементами и типами связи.

Многие исследователи, отмечая недостаточность разбиения живых компонентов экосферы только по систематическому признаку, понимают под элементами классификационной системы не только популяции, но и трофические уровни, жизненные формы и т.п. Например, Д.И. Берман и Б.Я. Виленкин [1975] считают, что желательная концепция о сообществе должна включать некоторое число разбиений, соответствующее принципам организации любого сообщества, а не видовой принадлежности организмов.

К сожалению, структурно-классификационные процессы ограничились самой приятной и малоответственной стороной научного творчества – придумыванием терминов. С.И. Левушкин [1976] считает, что генетически тождественные популяции составляют вид, экологически тождественные – *биоморфу*, т.е. экологический аналог вида. А.И. Баканов [2000б] и Г. Хитвол [Heatwale, 1979] считают более удобным термин *экон*, который можно рассматривать как элементарную экологическую единицу, включающую группу организмов, использующих одни и те же ресурсы одинаковым образом и играющих одинаковую роль в экосистеме, т.е. занимающих близкие или сильно перекрывающиеся экологические ниши. Указанный термин близок к понятию *экобиоморфы*, но более дифференцирован. Основой единицей классификации объектов в видовом пространстве фитоценологи традиционно считают *ассоциацию*, под которой понимают некоторую статистически устойчивую комбинацию видов, сбалансированную по своим трофическим связям и обитающую приблизительно в одинаковых условиях среды. По различным принципам и в зависимости от цели исследования выделяют такие компоненты экосистемы, как *ярусы*, *синузии*, *консорции*, *трофические уровни*, *ценочейки*, *ценокванты*, *таксоценозы*, *эргоцены*, *номоценозы*, *гильдии*, *кликсы*, *лохосы*, *фаланги*, *ассамблеи* и т.д. [Миркин, 1985; Миркин с соавт., 1989; Миркин, Наумова, 1998]

После того, как теоретико-терминологическая основа заложена, актуальным представляется следующий этап – научиться "отличать одно от другого", а именно, разработать систему результативных формальных правил, по которым можно было бы надежно идентифицировать такие понятия, как «жизненная форма», «роль», «ассоциация» или «экологическая ниша» и проч., используя только данные подсчета конкретных особей в реальных гидробиологических пробах.

В рамках настоящей работы мы рассматривали вид как основную и неделимую элементарную единицу любых классификационных конструкций более высокого уровня. Это, в первую очередь, определяется отработанными столетиями методикой объективного определения видовой принадлежности особей, в то время, как укомплектовать, например, синузию из конкретных особей, найденных в пробе, удается далеко не многим. Это, разумеется, не отрицает возможности формировать из *видов-кирпичиков* конкретного биоценоза сколь угодно сложные субъективные иерархические построения, основанные на разнообразных концептуальных структурах (половой, фонетической, социальной, энергетической, трофической, доминирования и проч.; по А.П. Левичу [1980]).

При построении конкретных математических конструкций, в зависимости от целей и задач расчетов иногда предпочтительнее сформировать признаковое пространство не на основе видов, а на более высоком таксономическом уровне – трибы, подсемейства, семейства и т.д. На наш взгляд продуктивно использование системы двух параллельных градаций – по таксономической принад-

лежности и трофическому уровню. Например, по результатам 15-летних экспедиционных исследований малых рек Самарской области было встречено 280 видов семейства Chironomidae, которые относятся к 5 подсемействам и двум трибам. С другой стороны, каждый вид по основным особенностям питания можно отнести к одной из 5 трофических групп, пренебрегая не всегда очевидными случаями, когда в разных биоценозах один и тот же вид будет играть разную роль. Тогда трофико-таксономическая классификация второго уровня, вслед за видовой, будет состоять из 20 групп (Diamesinae – «Хищники хвататели», Diamesinae – «Фитодетритофаги собиратели», Orthoclaadiinae – «Хищники хвататели», Orthoclaadiinae – «Всеядные собиратели» и т.д.).

Мем № 13: «Экосистема – удобная, но довольно условная формализация для достаточно произвольно выделенной, например, представленной в пробе, смеси видов» Р. Маргалев [Margalef, 1968].

Завершая обзор теоретических конструкций системной экологии и не подвергая сомнению сам факт реальности существования экосистем как некоторого многоуровневого преобразователя вещества и энергии, остановимся на чисто гносеологическом аспекте – что доступно исследователю для получения некоторой целостной картины того объекта, который он изучает? Оказывается, что реальное приборное измерение многих постулируемых параметров экосистем, в первую очередь, конкретных параметров материально-энергетических (тем более, информационных) потоков между ее элементами, на современном этапе развития науки и техники представляется невозможным. Обычно контролю или непосредственному измерению доступен только некоторый ограниченный набор факторов, имеющих часто весьма косвенное отношение к сущности изучаемого явления.

Например, с некоторой вероятностью ошибки можно установить следующие показатели:

- объем ввоза и рассредоточения по территории водосбора фосфорных удобрений (например, по путевым листам автотранспорта);
- концентрацию ионов фосфора в воде водоема методами химического анализа;
- численность и биомассу организмов зообентоса (при этом часто отборы проб не являются совместными и ведутся для разных точек водоема в разные моменты времени).

Однако при синтезе модели эвтрофирования экосистемы исследователя интересуют более обобщенные параметры, такие как фосфорная нагрузка на водоем или роль бентосных организмов в элиминации фосфора из донных отложений. Эти и множество других определяющих параметров экосистемы рассчитываются исследователем на основе его собственных модельных представлений о процессе или явлении и являются, по своей сути, *вероятностными*. Причем эта вероятностность определяется уже не погрешностью измерительного прибора, которую можно хотя бы теоретически точно оценить, а адекватностью используемой модели (уравнения, критерия, коэффициента), т.е. степенью приближенности уравнения модели, описывающего процесс, к явлениям, происходящим в реальной природе. Оценка такой адекватности представляет собой наиболее ответственный и трудно формализуемый этап математического моделирования [Розенберг, 1989] и принципиально не может не зависеть от условий, в которые поставлен исследователь, его образа мышления, математической эрудиции и, наконец, его доброй воли.

Следовательно, любая экосистема, описанная на бумаге, – это, не более, чем *субъективное* (и, хочется использовать модный термин, *виртуальное*) отображение наших представлений о реальном мире. Единственным реальным компонентом этого описания являются множество первичных данных, полученных с помощью микроскопа, аналитического прибора и проч., которые всегда точны (если не принимать во внимание погрешность измерений), объективны и не требуют никаких доказательств необходимости своего существования.

Мы акцентируем внимание на этом аспекте потому, что в дальнейшем изложении собираемся в ряде конкретных случаев задаваться вопросом о прагматической целесообразности того или иного модельного компонента (уравнения, критерия, коэффициента). Применение различных индексов в действующих методиках биологического мониторинга представляется нам обоснованным только в тех редких случаях, когда они позволяют реально учесть в анализе новые информационные аспекты, не содержащиеся в явном виде в исходном пространстве признаков (например, использовать ретроспективный опыт и функциональные закономерности, выявленные исследователями на водоемах других регионов). В большинстве случаев для разрешения традиционных задач гидробиологии достаточна элементарная статистическая обработка первичных исходных данных.

2.3. Информационное описание экосистем: показатели, «индексы» и шкалы их измерения

"Систематика" экологических показателей

Статистическая постановка задачи экологического мониторинга предполагает, что наблюдается некоторое множество экологических состояний. Оно может содержать как различные состояния одного объекта, так и состояния разных объектов, соизмеримых между собой в количественном отношении.

Для количественной характеристики объектов или явлений в теории информационных систем (см. раздел 1.6) употребляется понятие особого рода – «показатель». Он обычно состоит из численного выражения и набора качественных реквизитов, определяющих конкретные условия, способ, место и время проведения измерения.

Для описания наземных экосистем предложен набор, включающий свыше 80 различных показателей [Исаков с соавт., 1986], но и он неполон и не всегда применим к водным экосистемам, для которых нужно разрабатывать свою систему показателей. В предыдущей главе мы достаточно подробно описали состав показателей нашей гидробиологической базы данных. Чтобы окончательно определиться со взглядами гидробиологов по поводу того, какие показатели должны включаться в модель, приведем с незначительными сокращениями выдержку из статьи А.И. Баканова [20006].

«Различные показатели можно классифицировать по разным основаниям:

- *показатели измеряемые (численность, биомасса...) и расчетные (продукция, агрегированность...);*
- *показатели простые (характеризующие объект с одной стороны), комбинированные (характеризующие объект с разных сторон) и комплексные (включающие соответствующие характеристики нескольких компонентов экосистемы);*
- *показатели отдельных компонентов и системные показатели, отражающие целостные свойства экосистемы;*
- *показатели структурные и функциональные;*
- *показатели статические и динамические;*
- *показатели, которые могут быть выражены производной по времени (характеризуют скорость каких-либо изменений), и показатели, выражающиеся интегралом во времени (характеризуют итог какого-либо процесса) [Федоров с соавт., 1980].*

Целостные свойства экосистем могут характеризовать следующие показатели:

- *степень автономности (включенность в систему высшего ранга);*
- *целостность (автономность элементов системы), сюда же примыкают: организованность, упорядоченность, жесткость, степень централизации, эмерджентность, суммативность;*
- *неидентичность (важно при прогнозировании по аналогии);*
- *насыщенность (связана с экологической емкостью);*
- *структурность (количество подсистем, уровней, блоков...);*
- *разнообразии и вариабельности элементов;*
- *пространственное разнообразие (в том числе степень сконденсированности);*
- *сложность, стабильность, устойчивость, живучесть, надежность, чувствительность;*
- *степень вещественной, энергетической и информационной открытости;*
- *пропускная способность;*
- *временные характеристики: наличие тренда, период и амплитуда колебаний, время задержки, степень консервативности, собственный период колебаний, время возвращения в исходное состояние, скорость и ускорение сукцессии, зрелость, быстроедействие;*
- *лабильность (соотношение устойчивости структуры и подвижности функций);*
- *степень оптимальности (эффективности) функционирования, в том числе для конкретных видов использования;*
- *степень адаптированности, прогнозируемости и управляемости;*
- *степень "нормальности" или "патологичности";*

- показатели, характеризующие взаимодействие экосистемы и человеческого общества (антропогенная нагрузка, самоочищающая способность, продуктивность, рекреационные возможности и т.д.).

Помимо разработки количественных показателей необходимо указать возможность их содержательной интерпретации, область применения, методiku оценки систематических и случайных ошибок, охарактеризовать устойчивость показателей к ошибкам в исходных данных и к малым возмущающим воздействиям, к отклонению статистического распределения от нормального.»

Мы привели столь обширную цитату не без прагматического смысла – иначе нам пришлось бы самим, в целях полноты изложения, придумывать некий похожий классификатор³. Несмотря на некоторую схематичность и эклектичность, достоинство приведенного списка заключается в исчерпывающей полноте, хотя нам трудно представить, как на современном этапе можно вычислить большинство перечисленных целостных характеристик экосистем. Поэтому ограничимся в своих последующих расчетах и аналитических выводах признаками, непосредственно основанными на показателях *обилия видов* (вслед за В.И. Василевичем [1969], под обилием мы понимаем *любую меру*, характеризующую массовость вида на данном участке, что соответствует английскому аналогу *quantity of species*).

В состав объектно-характеристических матриц, участвующих в математической обработке, мы будем включать не только непосредственные значения численности N (экз/м²) и биомассы B (г/м²), традиционно используемые для оценки состояния видовых популяций в пробах зообентоса, но и некоторый набор обобщенных показателей – "индексов", подробно описанных в главах 3 и 4. Отношение к таким расчетным показателям вряд ли можно назвать однозначным.

В настоящее время только для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу применяется свыше 60 методик оценки экосистем [Баканов, 2000а], использующих расчетные индексы и их различные функциональные комбинации, которые объявляются основанием для классификации состояний "патология-норма". Это вряд ли можно назвать разумной тенденцией. Поверхностно-эмпирический характер некоторых индексов поражает иногда своей чисто человеческой нелогичностью или бессмысленностью математической интерпретации и оставляет огромное поле для вопросов «*Почему так?*», остающихся, как правило, без ответа. Именно этот "смысловой произвол" вызывает некоторое негативное отношение к такого рода упражнениям.

В частности, каждый из индексов, выделяя ту или иную особенность биотического сообщества, недоучитывает другие, в результате чего возникает естественный феномен несовпадения в оценках качества экосистем по различным показателям. Чтобы преодолеть трудности в трактовке такой ситуации, ряд уважаемых исследователей предлагают методы вычисления еще более обобщенных показателей, используя, чаще всего, простое усреднение пронормированных значений. Новый индекс, как правило, нисколько не лучше составляющих его родительских индексов, за исключением того, что он уже никакой физической сути явлений не отражает и надежно нивелирует все статистические всплески исходных данных, сигнализирующие о возможной экологической опасности (см. раздел 1.5).

Другим приемом "индексотворчества" является деление одного показателя на другой (например, концентраций меди в воде и в донных отложениях или численностей двух разных групп хирономид). При использовании таких индексов забывается, что частное от деления не содержит никакой информации об абсолютных значениях составляющих показателей и один и тот же коэффициент донной аккумуляции может быть как при катастрофических концентрациях меди, так и при незначительных ее следах.

Вместе с тем, индексы могут оказаться весьма эффективными, будучи включенными, наряду с натуральными показателями, в многофакторные модели прогнозирования, поскольку отражают новую дополнительную информационную сущность объекта, в явном виде не содержащуюся в исходных данных. Более того, весь смысл математической обработки многомерных таблиц наблюдений заключается, в сущности, в той же "индексологии" – в редукции данных или понижении размерности признакового пространства типа "объект-признак". В регрессионном анализе многочисленные взаимозависимые наблюдаемые переменных сводят к одной переменной (отклику), в факторном анализе – к 2-3 обобщенным ненаблюдаемым главным компонентам, в кластерном ана-

³ «Самое целесообразное, – как говаривал Н.В. Тимофеев-Ресовский, – не писать того, что все равно лучше напишут немцы...», т.е. библиографию и историю вопроса [Шноль, 2001].

лизе – к объединению объектов в некоторые подмножества и т.д. Принципиально весовые оценки и обобщающие формулы, "на глазок" записанные экспертом, ничем не отличаются от рассчитанных коэффициентов математических моделей, а, при игнорировании исходных предпосылок моделирования, могут значительно превосходить последние в адекватности. Поэтому применение в действующих методиках биологического мониторинга или математических моделях подмножества индексов, вносящих новую информационную сущность (например, индекс Шеннона) или являющихся квалифицированным экспертным обобщением (например, индекс Вудивисса), представляется вполне обоснованным.

Впрочем, «что такое хорошо и что такое плохо» – весьма субъективное понятие и каждый исследователь отстаивает свою "шкалу ценностей". Например, видовое обилие зообентоса отражают сразу два не всегда симбатных показателя: численность экземпляров N и биомасса B . Это не всегда удобно, поскольку приходится либо проводить два параллельных расчета, либо делать конкретный выбор, преодолевая муки осла Буридана, и учитывать лишь одну сторону явления. Поэтому понятно стремление исследователей заменить отдельные показатели обилия одной комплексной величиной. Такими свойствами, в частности, обладает индекс плотности населения $(N*B)^{0.5}$, приведенный под таким названием в словаре И.И. Дедю [1990] и использованный в разное время исследователями-геоботаниками (В.М. Понятовская и И.В. Сырокомская в 1960 г., Т. Фрей в 1965 г. и др.; цит. по: [Василевич, 1969]) Как показали расчеты, приводимые нами в части 3, индекс вполне адекватно отражает биоценотическое значение вида в сообществах зообентоса с точки зрения соотношения обилий, а распределение его прологарифмированных значений достаточно близко к нормальному. В свою очередь, такие экологи как Т.А. Работнов, В.С. Ипатов, А. Ламберт и Б. Дейл (см. также [Василевич, 1969]), весьма категоричны в своем мнении, оценивая подобные индексы как лишённые теоретических оснований и представляющие лишь псевдонаучную форму приведения данных. В.И. Василевич, например, пишет: «Нельзя складывать или умножать признаки, количественно выраженные в разных единицах измерения. Кроме того, в результате математических манипуляций с исходными величинами мы должны получить величины, имеющие реальный смысл. Но что мы получим, умножив, например, встречаемость на вес? Вряд ли эта величина говорит нам о каких-то действительных свойствах ценопопуляции».

Шкалы экологических данных и особенности их обработки

Под *информационной структурой* экологического объекта будем понимать определенное представление о внутренней организации и геометрической конфигурации рядов данных. Формальные представления о многомерных структурах, изучаемых в прикладной статистике, изложены в фундаментальной монографии [Айвазян с соавт., 1989]. Задачи, связанные с упорядочением и структуризацией данных, можно объединить в рамках теории фундаментальных триад, или именованных множествах М.С. Бургина [1997; цит. по: Сердюцкая, Каменева, 2000].

Как было показано выше, в качестве "сырья" для математической обработки мы можем использовать как результаты натуральных наблюдений, так и экспертные оценки, имеющие различные диапазоны, характер распределений и форму представления численных значений. Данные, полученные при измерении одного показателя, можно рассматривать как отдельные значения шкалы I . Следовательно, m -мерный объект будет представлен m такими шкалами I_1, I_2, \dots, I_m , соединяя в себе m различных свойств. К примеру, I_1 может быть шкалой для измерения температуры водной среды, I_2 – шкалой для определения ее прозрачности, I_3 – соответствовать численности некоторого вида гидробионтов. Для решения задач математической статистики и распознавания образов необходимо предварительно построить некоторое более или менее универсальное отображение данных, содержащее возможности для обобщения отдельных измерений и совмещения разнородных шкал.

Как только мы абстрагируемся от реальных биологических объектов и заменяем их m -местными наборами чисел, так сразу попадаем в область действия законов теории измерений [Пфанцагль, 1976; Орлов, 1978, 1980], регламентирующих нашу свободу в обращении с этими наборами. В большинстве случаев существует бесконечное множество способов измерения одного и того же признака: длину можно измерить в метрах, дюймах, локтях и т.д., температуру – по Цельсию, Реомюру, Кельвину. Преобразования, с помощью которых осуществляется переход от одной частной шкалы к значениям этого признака в других частных шкалах, называются допустимыми. Например, для перехода от значений температуры в шкале Фаренгейта к значениям по Цельсию

нужно использовать следующее допустимое преобразование: умножить все значения на 5/9 и вычесть 160/9.

В биологических исследованиях наиболее распространены следующие типы шкал [Хованов, 1982; Айвазян с соавт., 1983; Котов, 1985; Котов, Терентьева, 1989]:

- *Шкала наименований* (номинальная или классификационная) – шкала для измерения качественных признаков (например, формы клеток: 1 – круглая, 2 – овальная, 3 – палочковидная и т.д.) Для этой шкалы возможны только взаимно однозначные преобразования: $\varphi(x) = \varphi(y)$ только тогда, когда $x = y$.
- *Порядковая шкала*, где возможны строго монотонно возрастающие преобразования: $\varphi(x) > \varphi(y)$ только тогда, когда $x > y$. Порядковым шкалам соответствуют любые "балльные" оценки (например, класс качества вод по Драчеву или биотический индекс Вудивисса).
- *Интервальная шкала*, допускающая положительные линейные преобразования: $\varphi(x) = ax + b$ ($a > 0$). Классические примеры интервальных шкал со "странно" определенным нулем – температура по Цельсию, календарное время и т.п.
- *Шкала отношений*, допускающая преобразования подобия: $\varphi(x) = ax$ ($a > 0$). В шкалах отношений измеряются, например, концентрации химических ингредиентов, биомассу и проч.
- *Абсолютная шкала*, где допустимы тождественные преобразования: $\varphi(x) = x$. В абсолютных шкалах измеряется количество предметов, например, численности особей данного вида.

В зависимости от того, в каких шкалах измерены данные, репрезентативная теория измерений, основные понятия и применения которой рассматриваются в обзорах [Стивенс, 1960; Орлов, URLa,б], определяет круг возможных арифметических операций над этими числами. Например, имея отметки учащихся как один из видов экспертного оценивания, вряд ли кто-либо будет утверждать, что знания отличника равны сумме знаний двоечника и троечника (хотя $5 = 2 + 3$), в то время как в экологических методиках подобные операции в интервальных шкалах – не редкость.

Традиционным для сравнительного анализа двух совокупностей является самое простое – сравнение по средним значениям. А как вычислять средние? Ф. Мостеллер и Дж. Тьюки [1982] проводят анализ различные видов средних величин: среднее арифметическое, медиана, мода, среднее геометрическое, среднее гармоническое, среднее квадратическое, бивес-оценки (см. также [Розенберг с соавт., 1994a]). Обобщением нескольких из перечисленных является среднее по А.Н. Колмогорову [1985]. Для чисел X_1, X_2, \dots, X_n среднее по Колмогорову вычисляется по формуле:

$$G\{(F(X_1) + F(X_2) + \dots + F(X_n))/n\}, \quad (2.4)$$

где F – строго монотонная функция, G – функция, обратная к F .

Если $F(x) = x$, то среднее по Колмогорову (2.4) – это среднее арифметическое, если $F(x) = \ln x$, то среднее геометрическое, если $F(x) = 1/x$, то среднее гармоническое, и т.д. Медиану и моду нельзя представить в виде средних по Колмогорову.

Общее понятие среднего (по Коши) таково: средней величиной является любая функция $f(X_1, X_2, \dots, X_n)$, такая, что при всех возможных значениях аргументов значение этой функции не меньше, чем минимальное из чисел X_1, X_2, \dots, X_n , и не больше, чем максимальное из этих чисел. При допустимом преобразовании шкалы значение средней величины, очевидно, меняется. Но выводы о том, для какой совокупности среднее больше, а для какой – меньше, в соответствии с требованием инвариантности выводов не должны меняться.

Сформулируем математическую задачу поиска вида средних величин, результат сравнения которых устойчив относительно допустимых преобразований шкалы [Орлов, URLб]. Пусть для любых двух совокупностей наблюдений справедливо соотношение средних по Коши:

$$f(Y_1, Y_2, \dots, Y_n) < f(Z_1, Z_2, \dots, Z_n).$$

Тогда для устойчивости результата сравнения средних необходимо, чтобы для любого допустимого преобразования g из группы допустимых преобразований соответствующей шкалы было справедливо также неравенство

$$f(g(Y_1), g(Y_2), \dots, g(Y_n)) < f(g(Z_1), g(Z_2), \dots, g(Z_n)),$$

т.е. среднее преобразованных значений из первой совокупности также было меньше среднего преобразованных значений для второй совокупности.

Приведем численный пример, показывающий некорректность использования среднего арифметического $f(X_1, X_2) = (X_1 + X_2)/2$ в порядковой шкале. Пусть $Y_1 = 1, Y_2 = 11, Z_1 = 6, Z_2 = 8$. Тогда $f(Y_1, Y_2) = 6$, что меньше, чем $f(Z_1, Z_2) = 7$. Пусть строго возрастающее преобразование g

таково, что $g(1) = 1$, $g(6) = 6$, $g(8) = 8$, $g(11) = 99$. Тогда $f(g(Y_1), g(Y_2)) = 50$, что больше, чем $f(g(Z_1), g(Z_2)) = 7$. В результате преобразования шкалы упорядоченность средних изменилась.

С помощью математической теории измерений, дающей основу для разработки, изучения и применения конкретных методов расчета, удастся описать вид допустимых средних в основных шкалах:

- из всех средних по Коши в порядковой шкале в качестве средних можно использовать только члены вариационного ряда (порядковые статистики), в частности, медиану, но не среднее арифметическое, среднее геометрическое и т.д.;
- в шкале интервалов из всех средних по Колмогорову можно применять только среднее арифметическое;
- в шкале отношений из всех средних по Колмогорову устойчивыми относительно сравнения являются только степенные средние и среднее геометрическое.

Другим обстоятельством, влияющим на результат сравнения средних двух выборок, является характер распределения данных. Приведем без купюр фрагмент из статей А.А. Любичева [1969а,б], которые можно назвать апологией здравого смысла в статистике:

«Но разве так трудно точно вычислить среднее значение? Конечно, можно сложить показания всех проб и разделить на число всех проб, и мы получим среднее арифметическое значение, но только ценность этого результата будет часто незначительна. Например, мы сравниваем число вредителей на двух участках – обработанном инсектицидами и контрольном – для выяснения эффективности мероприятия. Дает ли простое сравнение средних арифметических из проб на обоих участках надежное указание на то, на каком участке изучаемого нами насекомого больше? Не всегда. Возьмем простой придуманный пример. На двух участках взято по четыре пробы, и количество насекомых в каждой пробе оказалось:

Пробы	1	2	3	4	Всего	Среднее арифметическое	Среднее геометрическое
Участок 1	4	3	4	5	16	4,0	3,94
Участок 2	2	1	2	15	20	5,0	2,78

Если верить среднеарифметическому, то на втором участке насекомых больше. Но если выберем другую среднюю – среднюю геометрическую (перемножим все четыре цифры и извлечем из произведения корень 4-й степени), то получаем обратный результат: насекомых больше на первом участке. Какой же вывод правильный? Разве средняя арифметическая не естественное выражение реальной действительности? Далеко не всегда. Перенос результата проб на весь участок правомерен лишь в том случае, если в самих взятых пробах мы обнаруживаем отражение определенного закона изменчивости. Если же изменчивость показывает ненормальные особенности, то и вывод будет ненадежен. И вот, рассматривая цифры, мы видим, что колебания учетов на первом участке очень незначительны, следовательно, мы вправе ожидать, что размах этих колебаний в первом приближении отображает изменчивость численности насекомых на всем участке. Что касается второго участка, то здесь – явная неоднородность: три пробы с малым числом насекомых и одна с чрезвычайно большим, что мы имеем право приписать какому-то непредвиденному обстоятельству: или ошибке в учете, или случайному скоплению насекомых, т. е. таким факторам, которые сильно обесценивают значение средней арифметической.

Почему же помогает введение средней геометрической? Потому что средняя геометрическая отображает среднюю арифметическую от логарифмов первоначальных чисел, а при этом сильно снижается влияние на среднюю резких крайних отклонений. Это проверено на большом материале английского энтомолога Вильямса, собиравшего в течение восьми лет при помощи автоматических ловушек насекомых на Ротамстедской станции. Поэтому сейчас для оценки учетов численности чрезвычайно широко применяют различные преобразования: замену чисел логарифмами или эквивалентными баллами и проч.»

Приведем еще один пример исчисления средних, с учетом цели определения средней тенденции, хорошо известный в математической статистике (см., например, [Розенберг с соавт., 1993, с. 24]). На скамейке сидят пять человек. Двое из них – бродяги, имущество которых оценивается в 25 центов у каждого, третий – рабочий с доходом в \$2000, четвертый владеет \$15 000, а пятый и вовсе миллионер с доходом в \$5 000 000. Таким образом, мода равна 25 центам и характеризует 40% выборки, медиана равна 2000, средняя геометрическая – примерно, 280, а средняя арифмети-

ческая – 1 003 400,1 доллара. Если взять за основу моду, то актив этих соседей на скамейке должен быть оценен в 1-1,5 доллара (что обидно для всех, кроме бродяг); остальные оценки выглядят еще хуже. Таким образом, очевидно, что не существует средней меры для характеристики этой странной группы.

Наиболее часто в биологических исследованиях используется шкала отношений, в которой измеряются так называемые количественные признаки. Эта традиция идет, вероятно, из физики, где считается, что переход от количественных шкал к *порядковым* сопровождается существенной потерей информации. Для биологии с ее иным масштабом ошибок измерений подобное утверждение является скорее предвзвешенным, нежели научно обоснованным убеждением. На наш взгляд, в биологическую практику следует шире внедрять порядковые шкалы, которые не предъявляют ограничивающих требований к точности измерения, законам распределения и являются более "помехоустойчивыми". С математической точки зрения "балльные" оценки ничем принципиально не отличаются от "числовых", разве что математическая техника работы с ними значительно проще [Constandse-Westermann, 1972]. Но в силу укоренившихся традиций в биологических исследованиях значительно чаще безосновательно вычисляют среднее, дисперсию, эксцесс, нежели медиану. Во многом такое нежелательное положение вещей объясняется просто недостаточным методическим распространением математического аппарата, позволяющего обрабатывать результаты измерений по частным шкалам порядка и некоторым лагом в динамике исторического развития статистики и биологии. Впрочем, это мнение нельзя рассматривать как догму, поскольку очень многое зависит как от характера решаемой задачи, так и от особенностей обрабатываемых данных.

2.4. Математические модели в экологии

Мем № 14: «Современная биология заимствует богатый инструментарий у точных наук, который включает математические методы и современные информационные технологии...» Г.Г. Винберг [1979б].

Природа и математическое мышление

Идеологической основой технологической цивилизации является *Научная Идеология*, или *Сциентизм* (англ. Science). Она основана на вере в существование небольшого числа точно формулируемых законов природы, на основе которых все в природе предсказуемо и манипулируемо. Природа рассматривается как гигантская машина, которой можно управлять, если известен принцип ее функционирования. Эта научная идеология, как заметил еще Э. Мах, часто играет роль религии технологической цивилизации.

Основная догма научной идеологии – это вера в математизацию. Она (догма) утверждает, что всё (или, по крайней мере, всё существенное) в природе может быть измерено, превращено в числа или другие математические объекты, и что путем совершения над ними различных математических манипуляций можно предсказать и подчинить своей воле все явления природы и общества. Эта вера содержится уже в призыве Г. Галилея: "*Измерить все, что измеримо, и сделать измеримым то, что неизмеримо*". Э. Кант говорил, что каждая область сознания является наукой настолько, насколько в ней содержится математики. А. Пуанкаре писал, что окончательная, идеальная фаза развития любой научной концепции – это ее математизация. В некотором смысле можно сказать, что мы живем в математической цивилизации – и, может быть, умираем вместе с нею [приведены выдержки из доклада российского математика академика И.П. Шафаревича, URL].

Основная особенность математики, очень существенная для научной идеологии, – это ее способность трансформировать решение глубоких проблем в стандартизированные логические схемы. На вопрос о том, что же такое познание мира, Бурбаки предлагают такой ответ: «*это возможность компактной записи наблюдаемых явлений, ибо компактная запись - как раз и есть то, что дает нам возможность предсказывать и управлять*». Любопытно, что компактная запись наблюдаемых явлений в науке рассматривается как теория даже тогда, когда с ней не связано никакого теоретизирования. Теория – это, по сути дела, такое логическое построение, которое позволяет описать явление существенно короче, чем это удастся сделать при непосредственном наблюдении [Налимов, 1979]. Пример: периодическая система Д.И. Менделеева, будучи компактной записью необозримого ранее многообразия явлений в неорганической химии, сразу же стала рассмат-

риваться как некий весьма существенный вклад в теорию химии, хотя в момент появления этой таблицы с ней не связывалась вообще какая-либо теоретизация.

Более 100 лет назад известный в то время биолог В.В. Пашутин [1885; цит. по: Леонов, URLa], писал: *«Обобщающие полеты ума в сфере патологических явлений совершенно необходимы, так как запас детальных фактов в настоящее время очень велик и получает характер, за недостатком обобщений, тяготеющего ума балласта, с которым едва может справиться наша память»*. Как видим, уже тогда ведущие российские ученые понимали, что возрастание массы необобщенных фактов приводит к тому, что они постепенно превращаются в балласт.

Не так давно исполнилось 50 лет печально известной августовской сессии ВАСХНИЛ, которая завершилась запретом генетики. Однако вместе с генетикой из биологии усилиями Т.Д. Лысенко была изгнана и статистика. Выступая с заключительным словом на этой сессии, Лысенко сказал, что теория вероятностей и статистика нужны только менделистам-морганистам, а "мичуринской биологии" эти науки не нужны. *«Все так называемые законы менделизма-морганизма построены исключительно на идее случайности. ...Не будучи в состоянии вскрыть закономерности живой природы, органисты вынуждены прибегать к теории вероятности и, не понимая конкретного содержания биологических процессов, превращают биологическую науку в голую статистику. Недаром же зарубежные статистики - Гальтон, Пирсон, а теперь Фишер и Райт - также считаются основоположниками менделизма-морганизма... Изживая из нашей науки менделизм-морганизм-вейсманизм, мы тем самым изгоняем случайность из биологической науки. Нам необходимо твердо запомнить, что наука – враг случайностей»*. Эта фраза Лысенко на долгие годы стала одной из методологических заповедей биологии. Ученым, которые отваживались применять статистику в своих биологических исследованиях, ВАК даже отказывал в ученой степени [Леонов, URLб]. Учитывая, что в эти же годы вместе с генетикой запрещенной наукой стала и кибернетика, можно понять, какой деформации подверглась методология экспериментальной биологии и экологии. Несколько исправить положение удалось только в результате подвижнической деятельности и теоретических работ таких известных ученых, как В.И. Вернадский, А.Н. Колмогоров, А.Л. Чижевский, А.А. Любищев, В.В. Налимов и др. (см. [Боголюбов, 2002]).

Нынешние сложности в развитии биологии связаны именно с трудностями компактного описания того громадного материала, который легко накапливается в результате наблюдений, но чрезвычайно трудно систематизируется. Когда известного французского ученого П.С. Лапласа спрашивали, зачем он предлагает допустить в Академию наук медиков, зная, что медицина – не наука, он отвечал: *«Затем, чтобы они общались с учеными»*. Первой удачной попыткой на этом пути была классификация К. Линнея: многообразие наблюдаемых фактов было сведено к некоторой системе. Эволюционная теория Ч. Дарвина – еще одна попытка компактного представления все тех же данных, но теперь уже в их историческом развитии. Но со времен Дарвина и до наших дней в биологии больше не рождалось подобных всеобъемлющих компактных теоретических построений, обладающих такой же разъяснительной силой, как, скажем, записи соотношений в теоретической физике. Представления о биогенетическом коде, самое большое открытие в биологии последнего времени, – это, собственно, расшифровка самого языка, но вовсе не того, как что-то новое пишется на этом языке. Исследования в области биологии и экологии долгие годы ограничивались качественным описанием объектов и процессов, количественные же оценки их характеристик сводились лишь к констатации "увеличения" или "уменьшения" средних значений отдельных признаков [Налимов, 1979].

В целом, состояние российской "количественной" экологии разными исследователями оценивается неоднозначно: одним она представляется бурно развивающейся наукой, другим – направлением, находящимся в состоянии концептуального кризиса. В этой связи представляется интересным привести результаты непредвзятого анализа на основе формальных наукометрических методов содержания статей, публикуемых в экологических журналах [Будилова с соавт., 1995]. Материалом для анализа послужили статьи англоязычного журнала "ECOLOGY" и русскоязычного журнала "ЭКОЛОГИЯ" за 1991-92 гг., где подсчитывались индивидуальные и совместные частоты встречаемости в этих публикациях экологических и математических терминов.

Выявлены два основных направления исследований: экосистемное и популяционное. Показано, что при изучении растительных сообществ чаще используется экосистемный подход, а сообществ наземных животных и птиц – популяционный. Сообщества водных организмов служат объектом для обоих подходов. К математическим ключевым словам были отнесены названия стати-

стических характеристик, методов преобразования и обработки данных, пакетов прикладных программ. Удалось выделить шесть смысловых групп математических терминов:

- I. стандартные статистические методы;
- II. многомерные методы (множественная регрессия и многофакторный дисперсионный анализ);
- III. отклонение от нормальности, непараметрические методы;
- IV. таблицы сопряженности и множественные сравнения;
- V. марковские случайные процессы;
- VI. дифференциальные уравнения.

Группы II и III характеризуют более продвинутые (сложные) методы по сравнению с группой I. Группу III характеризуют методы, в которых, в отличие от базовых, не выполняется предположение о нормальности данных, а в группе II представлены многофакторные методы. Группы IV характеризуется акцентом на дискретную природу факторов. Наконец, группы V и VI связаны с построением динамических моделей – вероятностных и детерминистских. Численность их оказалась неожиданно малой. Это тем более удивительно, что наиболее частыми ключевыми словами экологического направления были «конкуренция» и «динамика», казалось бы, требующие этих методов (см. табл. 2.1).

Таблица 2.1

Частота применения групп математических методов I-VI в статьях, относящихся к экологическим тематическим направлениям (в % от числа статей каждого направления)

Журнал, экологическая тематика		Число статей	Математические методы, %					
			I	II	III	IV	V	VI
Журнал "ЕКО-LOGY"	Наземные животные	116	90	73	43	19	3	3
	Птицы	10	100	80	40	10	0	0
	Водные сообщества	19	95	74	42	21	0	0
	Растения	101	94	72	38	17	1	2
Журнал "ЭКОЛОГИЯ"		104	69	13	0	0	0	0

По сравнению с журналом "ЕКОLOGY", математические методы в статьях из журнала "ЭКОЛОГИЯ" используются менее интенсивно как в количественном отношении, так и по разнообразию методов. Например, в 139 статьях из журнала "ЭКОЛОГИЯ" за 1991 г. термин «регрессия» встретился 16 раз, «дисперсионный анализ» – 8 раз (в то время как термин «среднее» встретился 62 раза). Для отечественных публикаций велика доля описательных и обзорных сообщений, не содержащих вообще упоминания статистических терминов ("ЭКОЛОГИЯ" – 24%, "ЕКОLOGY" – 4%).

Общие понятия и принципы

Последнее десятилетие много говорится о кризисе в представлениях об экологическом мире, причём весьма радикальной ревизии подвергаются почти все фундаментальные эвристики [Розенберг и соавт. 1999]. Г.С. Розенберг и И.Э. Смелянский [1997] так формулируют основные тенденции в изменении миропонимания:

1. пришло понимание субъективности образа экологического мира;
2. экологический мир перестал быть понятным и объяснимым;
3. пространство перестало быть простым;
4. время также перестало быть простым;
5. экологический мир стал динамическим.

Это делает вполне корректным употребление в отношении биологических наук таких понятий Т.Куна [1977], как "научная революция", "смена парадигм"⁴ и т.д. По-видимому, можно заключить, что этот процесс сейчас находится на стадии "экстраординации" и еще далек от завершения.

⁴ Парадигма (греч. Paradeigma) – пример, образец.

Моделирование – это один из важнейших методов научного познания, с помощью которого создается модель (условный образ) объекта исследования. Сущность его заключается в том, что взаимосвязь исследуемых явлений и факторов передается в форме конкретных математических уравнений.

Процесс построения математической модели включает в себя следующие типовые этапы:

- формулирование целей моделирования;
- качественный анализ экосистемы, исходя из этих целей;
- формулировку законов и правдоподобных гипотез относительно структуры экосистемы, механизмов ее поведения в целом или отдельных частей (при самоорганизации эти законы "находит" компьютер);
- идентификацию модели (определение ее параметров);
- верификацию модели (проверку ее работоспособности и оценку степени адекватности реальной экосистеме);
- исследование модели (анализ устойчивости ее решений, чувствительности к изменениям параметров и пр.) и эксперимент с ней.

В условиях смены парадигм экологического мира здесь ярко проявляется:

- *принцип несоответствия точности и сложности*, который предложил Л. Заде [1974] и который формулируется следующим образом: понятия "точности" и "сложности" при прогнозировании структуры и поведения экосистем связаны обратной зависимостью – чем глубже анализируется реальная экосистема, тем менее определенны наши суждения о ее поведении.

Можно упомянуть еще несколько принципов, "воодушевляющих" математиков и системологов [Флейшман, 1982; Брусиловский, 1985; Розенберг с соавт., 1999]:

- «для объяснения и предсказания структуры и (или) поведения сложной системы возможно построение нескольких моделей, имеющих одинаковое право на существование» или **принцип множественности моделей В.В. Налимова** [1971];
- ни в одной из них нельзя учесть наиболее значимые факторы (*принцип omnipotentности факторов*);
- в конечном итоге экологическая система ведет себя совсем не так, как предсказывает модель (*принцип контринтуитивного поведения сложных систем Дж. Форрестера*).

Если вспомнить еще об уникальности экосистем, невозможности их редукции, сложности проведения системных экспериментов, значительной погрешности и малочисленности измерений многих экологических параметров, неполноте наших знаний о механизмах функционирования экосистем, то становятся понятны сомнения ряда специалистов относительно возможностей экологического прогнозирования, в частности, и экологического моделирования, вообще [Брусиловский, 1985, 1987]. В.В. Налимов [1979] писал, что можно «... как блестящие идеи, так и научные нелепости одинаковым образом облечь во впечатляющий мундир формул и теорем... Наряду с математизацией знаний происходит и математизация глупостей; язык математики, как ни странно, оказывается пригодным для выполнения любой из этих задач». Однако, при правильном применении, математический подход не отличается существенно от подхода, основанного на "традиционном здравом смысле". Математические методы просто более точны и в них используются более четкие формулировки и более широкий набор понятий. В конечном счете, они должны быть совместимы с обычными словесными рассуждениями, хотя, вероятно, идут дальше их.

В тех случаях, когда установлено постоянное и удовлетворительно точное согласие между математической моделью и опытом, такая модель приобретает практическую ценность. Эта ценность может быть достаточно велика, вне зависимости от того, представляет ли сама модель чисто математический интерес. Итак, сформулируем еще один принцип математического моделирования в экологии: **модель должна иметь конкретные цели**. Условно такие цели можно подразделить на три основных группы:

- 1) компактное описание наблюдений;
- 2) анализ наблюдений (*объяснение явлений*);
- 3) предсказание на основе наблюдений (*прогнозирование*).

Нередко бывает так, что одну и ту же модель можно воспринимать сразу в трех "ипостасях", т.е. используя ее и для описания, и для анализа, и для предсказания. К примеру, логистической регрессией мы *описываем* параметры генеральной совокупности, но одновременно мы и *анализируем* взаимосвязи в этой совокупности, результат же логистической регрессии мы применяем

для *предсказания*. Показано [Розенберг с соавт., 1999], что для сложных свойств сложных систем нельзя ожидать аналогичного успеха: одна модель (один закон) будет не в состоянии одновременно удовлетворительно выполнять как объяснительную, так и предсказательную функцию (принцип **разделения функций описания и прогнозирования**). Для объяснения необходимы простые модели, и здесь, по меткому выражению У.Р. Эшби [1966], «... в будущем теоретик систем должен стать экспертом по упрощению». Что касается экологического прогнозирования, то «*сложность модели для сложных объектов принципиально необходима*» [Ивахненко с соавт., 1980].

Несовместимость "простоты" модели и точности решения задачи проявляется в высказывании академика А.А. Самарского [1979]: «... *исследователь постоянно находится между Сциллой усложненности и Харибдой недостоверности. С одной стороны, построенная им модель должна быть простой в математическом отношении, чтобы ее можно было исследовать имеющимися средствами. С другой стороны, в результате всех упрощений она не должна утратить и "рациональное зерно", существо проблемы*». В этом высказывании заложен самый важный, на наш взгляд, принцип математического моделирования – любая модель должна иметь **оптимальную сложность**, необходимую и достаточную для решения поставленной задачи, – который восходит своими корнями к "бритве Оккама"⁵.

Принцип одномерности конечного решения

Смысл моделирования заключается в получении некоторого решения, в общем случае – многомерного. Пусть, например, $\{X\}$ – множество решений, которое может быть получено с помощью модели, а x – некоторое определенное решение, принадлежащее этому множеству: $x \in X$. Тогда считается, что для всех x может быть задана функция: $q(x)$, которая называется критерием (критерием качества, целевой функцией, функцией предпочтения, функцией полезности и т.п.), обладающая тем свойством, что если решение x_1 предпочтительнее x_2 , то:

$$q(x_1) > q(x_2).$$

При этом выбор сводится к отысканию решения с наибольшим значением критериальной функции. Например, наиболее популярным критерием в статистике является степень отклонения расчетных значений от эмпирических данных, которая оценивается *методом наименьших квадратов*.

Однако, на практике использование лишь одного критерия для сравнения степени предпочтительности решений оказывается неоправданным упрощением, т.к. сложный характер экосистем приводит к необходимости оценивать их не по одному, а по многим критериям, которые могут иметь различную природу и качественно отличаться друг от друга. Например, при разработке модели оценки "качества" водоема сравнение идет одновременно по многим группам критериев: гидрологическим, гидрохимическим, экологическим по различным группам гидробионтов, геологическим, экономическим, социальным, эргономическим и др. В то же время, рискуем предположить, что, какова бы не была сложность моделируемой системы, конечное решение всегда можно (и должно) найти в виде некоторого значения на предварительно обозначенной шкале одного целевого критерия – в этом и состоит **принцип одномерности конечного решения**.

Мем № 15: «*Правда всегда одна, – так говорил фараон;*

Он был очень умен и за это его прозвали Тутанхамон»

[гр. «Наутилус Помпилиус», песня «Тутанхамон», альбом «Титаник»].

Действительно, визит врача всегда должен завершаться конкретным выводом: здоров или болен пациент (а еще лучше – "болен на 36%"). Длинные рассуждения о сложной динамике многочисленных физиологических показателей и этиологии сопутствующих признаков воспринимаются как бесплодное умствование, хотя должны быть зафиксированы и, при необходимости, проанализированы.

⁵ Принцип "бритвы Оккама" был сформулирован в XIV веке английским философом Уильямом Оккамом в следующем виде: *frustra fit plura, quod fieri potest pauciora* – частностей должно быть не больше, чем их необходимо.

Принцип одномерности конечного решения тесно связан с *принципом рекуррентного объяснения* [Флейшман, 1982; Розенберг с соавт., 1999], который отражает иерархическую организацию моделей экосистем: свойства и решения, получаемые для подсистем каждого уровня, выводятся (объясняются), исходя из постулируемых свойств элементов нижестоящего уровня иерархии. Например, для моделирования свойств экосистемы (биоценоза) используются свойства и связи популяций, для вывода свойств популяций – свойства и связи отдельных особей и т.д. Необходимо только помнить, что любая иерархия имеет один и только один корень.

Многокритериальные задачи не имеют однозначного общего решения. Поэтому предлагается много способов придать многокритериальной задаче частный вид, допускающий единственное общее решение. Эти методы связаны, как правило, с условной максимизацией или сведением многокритериальной задачи к однокритериальной путем ввода суперкритерия.

Введем, например, суперкритерий $q_0(x)$, как скалярную функцию векторного аргумента в пространстве решений:

$$q_0(x) = q_0(q_1(x), q_2(x), \dots, q_n(x)).$$

Суперкритерий позволяет упорядочить частные решения по величине q_0 , выделив тем самым наилучшие из них (в смысле этого критерия). Вид функции q_0 определяется тем, как конкретно мы представляем себе вклад каждого критерия в суперкритерий. Обычно используют аддитивные и мультипликативные функции:

$$x^* = \arg \max_{x \in X} (q_0(q_1(x), q_2(x), \dots, q_n(x))).$$

Естественно, что для разных способов эти решения являются в общем случае различными. Поэтому едва ли не главное в решении многокритериальной задачи – обоснование данного вида ее постановки, которое делается чаще всего неформальными экспертными методами [Литвак, 1982; Сидельников, 1990].

Альтернативой единственному обобщенному показателю является математический аппарат типа многокритериальной оптимизации – множества Парето и т.д. (см., например, [Подиновский, Ногин, 1982]).

О возможных классификациях моделей

Вопросам экологического моделирования (в первую очередь, математического) посвящена обширная литература [Свирижев, Логофет, 1978; Федоров, Гильманов, 1980; Флейшман, 1982; Розенберг, 1984; Базыкин, 1985; Абросов, Боголюбов, 1986; Розенберг с соавт., 1994]. Однако составить строгую единую классификацию математических моделей, различающихся по назначению, используемой информации, технологии конструирования и т.п., принципиально невозможно, хотя версий таких классификаций существует достаточно много [Беляев и др., 1979; Флейшман и др., 1982; Розенберг, 1984].

В.В.Налимов [1971] делит математические модели в биологии на два класса – *теоретические (априорные)* и *описательные (апостериорные)*. П.М. Брусиловский [1985] видит математическую экологию как мультипарадигматическую науку с четырьмя симбиотическими парадигмами: *вербальной, функциональной, эскизной и имитационной*. Можно перечислить и другие основания для классификации моделей:

- природа моделируемого объекта (наземные, водные, глобальные экосистемы) и уровень его детализации (клетка, организм, популяция и т.д.);
- используемый логический метод: дедукция (от общего к частному) или индукция (от частных, отдельных факторов к обобщающим);
- статический подход или анализ динамики временных рядов (последний, в свою очередь, может быть ретроспективным или носить прогнозный характер);
- используемая математическая парадигма (детерминированная и стохастическая).

Наконец, по целям исследования, технологии построения, характеру используемой информации и просто для удобства последующего изложения все методы математического моделирования можно разделить на четыре класса:

- аналитические (априорные);
- имитационные (априорно-апостериорные) модели;
- эмпирико-статистические (апостериорные) модели;

- модели, в которых в той или иной форме представлены идеи искусственного интеллекта (самоорганизация, эволюция, нейросетевые конструкции и т.д.).

2.5. Аналитические и имитационные модели

Аналитические модели (англ. analytical models) – один из классов математического моделирования, широко используемый в экологии. При построении таких моделей исследователь сознательно отказывается от детального описания экосистемы, оставляя лишь наиболее существенные, с его точки зрения, компоненты и связи между ними, и использует достаточно малое число правдоподобных гипотез о характере взаимодействия компонентов и структуры экосистемы. Аналитические модели служат, в основном, целям выявления, математического описания, анализа и объяснения свойств или наблюдаемых феноменов, присущих максимально широкому кругу экосистем. Так, например, широко известная модель конкуренции Лотки–Вольтерра позволяет указать условия взаимного сосуществования видов в рамках различных сообществ.

Одной из основных задач системной динамики является оценка устойчивости экосистем и описание качественных перестроек их поведения под воздействием внешних факторов. Наиболее адекватным математическим аппаратом построения и анализа таких аналитических моделей служит качественная теория дифференциальных уравнений [Эрроусмит, Плейс, 1986] и теория бифуркаций [Свирижев, Логофет, 1978; Свирижев, 1987]. Особую роль играют стохастические модели потенциальной эффективности экосистем Б.С. Флейшмана [1982, 1986].

При моделировании экосистем возникает также необходимость в исследовании диссипативных структур, энтропийных характеристик и процессов самоорганизации. А.Дж. Вильсоном [1978] излагается общая теория энтропийных моделей многокомпонентных экосистем, где взаимодействия на микроуровне описываются статистикой Больцмана. Г. Шустер [1988] приводит примеры моделей динамики популяций в открытых системах, полученные на основе теории стохастического поведения динамических диссипативных структур. Работа Дж. Николиса [1989] относится к области синергетики и исследует процессы самоорганизации открытых иерархических экосистем в ходе диссипации новой информации.

В качестве примера аналитической модели гидробиологических процессов "цветения водохранилищ" укажем на работы С.В. Крестина и Г.С. Розенберга [1996, 2002], где в рамках взаимодействий систем конкуренции видов и "хищник - жертва" дано возможное объяснение феномена всплеск численности сине-зеленых водорослей и более сложного процесса "волны цветения" по профилю водохранилища.

Имитационные модели (англ. simulation models) – один из основных классов математического моделирования. Целью построения имитаций является максимальное приближение модели к конкретному (чаще всего уникальному) экологическому объекту и достижение максимальной точности его описания. Имитационные модели претендуют на выполнение как объяснительных, так и прогнозных функций, хотя выполнение первых для больших и сложных имитаций проблематично (для удачных имитационных моделей можно говорить лишь о косвенном подтверждении непротиворечивости положенных в их основу гипотез).

Имитационные модели реализуются на ЭВМ с использованием блочного принципа, позволяющего всю моделируемую систему разбить на ряд подсистем, связанных между собой незначительным числом обобщенных взаимодействий и допускающих самостоятельное моделирование с использованием своего собственного математического аппарата (в частности, для подсистем, механизм функционирования которых неизвестен, возможно построение регрессионных или самоорганизующихся моделей). Такой подход позволяет также достаточно просто конструировать, путем замены отдельных блоков, новые имитационные модели. Если имитационные модели реализуются без блочного принципа, можно говорить о *квазиимитационном* моделировании. Имитации, в которых все коэффициенты определены по результатам экспериментов над конкретной экосистемой, называются *портретными* моделями (цитата из В.В. Налимова [1971]: «поражают иной раз так называемые "портретные модели", в которых не заключено какое-либо большое содержание, а просто на языке математики записывается то, что с одинаковым успехом можно было бы выразить и на обычном языке. Ясно, что такие модели вызывают только раздражение у представи-

телей конкретных областей знаний. Что нового, например, получила биология от того, что часть ее представлений была переформулирована в терминах теории информации?»)

Методы построения имитационных моделей чаще всего основываются на классических принципах системной динамики Дж. Форрестера [1978] (см. также [Гильманов, 1978; Крапивин с соавт., 1982]). Создание имитационных моделей сопряжено с большими затратами. Так, модель ELM (злаковниковой экосистемы, используемой под пастбище) строилась 7 лет с годовым бюджетом программы в 1,5 млн. долл. около 100 научными сотрудниками из более 30 научных учреждений США, Австралии и Канады [цит. по: Розенберг., 1984].

Построение имитационной модели может служить организующим началом любого серьезного экологического исследования. Хотя частная экосистема реки или озера и является элементарной ячейкой биосферы, ее математическая модель описывается системами уравнений того же порядка сложности, что и вся биосфера в целом, поскольку требует учета такого же большого количества переменных и параметров, описывающих функционирование отдельных подсистем и элементов (только на ином масштабном уровне). Поэтому исследователи ищут разумный компромисс: при составлении моделей многие параметры берутся агрегировано, допускаются разного рода аппроксимации и гипотезы, многие коэффициенты принимаются "по аналогии" с другими объектами и т.д. Поскольку среди допущений и предположений трудно выбрать наилучшее, снижается точность и познавательная ценность моделей, а, следовательно, их практическая применимость.

В настоящее время можно отметить два направления развития имитационного моделирования, где предлагаются достаточно конструктивные методы компенсации априорной неопределенности, протекающей от нестационарного и стохастического характера экологических систем. Первое направление оформилось в виде методики решения задач идентификации и верификации как последовательного процесса определения и уточнения численных значений коэффициентов модели [Георгиевский, 1982; Сердюцкая, 1984]. Второе направление связано со стратегией поиска скрытых закономерностей моделируемой системы и интеграции их в модель [Лапко с соавт., 1999].

Приведем краткий обзор развития моделей этого класса, воспользовавшись материалами Л.Я. Ащепковой [1978].

Попытки моделирования динамики популяций предпринимаются давно. *Модель конкуренции* (уравнения Лотки–Вольтера, 1925–26 гг.) – классический пример аналитической модели, позволяющей объяснить и проанализировать возможные исходы межвидовой конкуренции. Однако, если модели типа "хищник–жертва" в частных случаях обнаруживали совпадение с данными натурных наблюдений, то значительно хуже обстояло дело с взаимодействием организмов и окружающей среды. Сначала появились частные модели взаимодействия биоты с такими отдельными факторами, как солнечная радиация, температура [Крогиус с соавт., 1969], потом – модели взаимодействия организмов с абстрактными "ресурсами" [Абросов с соавт., 1982; Абросов, Боголюбов, 1986].

На примере модели динамики планктона Северного моря, Дж. Стил [Steele, 1974], используя простые представления о трофических цепях, описал модели комбинирования различных гипотез о пищевом поведении, оставляя минимум внимания особенностям пространственного распределения организмов. Дж. Дюбо [Dubois, 1975] для того же Северного моря фокусировал внимание на причинах формирования пространственной неоднородности, учитывая два фактора: трофические отношения между фито- и зоопланктоном и скорость перемещения потоков воды в процессе диффузии.

Одной из первых математических моделей водных экосистем, в основе которых лежал энергетический принцип, была модель, созданная Г.Г. Винбергом и С.А. Анисимовым [1966]. Уравнения модели для живых компонент записывались в следующем виде:

$$\frac{db_i}{dt} = c_i - u_i - q_i - m_i - \sum_j \lambda_{ij} c_j ,$$

где t – время в сутках; b_i – биомасса; c_i – суточный рацион по В.С. Ивлеву [1955] или первичная продукция; u_i – неусвоенная пища; q_i – траты на обмен; m_i – суточная величина отмирания; λ_{ij} – доля i -го компонента в питании j -го; i, j – группы водорослей, зоопланктеров, рыб и бактерий.

В.В. Меншуткин и А.А. Умнов [1970] развили идеи Г.Г. Винберга, введя в рассмотрение цикл биогенных элементов. Модель экосистемы в каждый момент времени определялась следующим набором переменных: концентрации фито- и зоопланктона, рыб-планктофагов, бактерий и рас-

творенного в воде органического вещества, а внешними факторами явились солнечная энергия, кислородно-углекислотный обмен с атмосферой и поступление аллохтонных веществ. Выходными



Георгий Георгиевич ВИНБЕРГ
(1905-1987)

крупный специалист в области гидробиологии и продуктивности экосистем

параметрами модели были вылов рыбы, отложение в ил и вынос органических и неорганических ингредиентов, а также рассеянная энергия как результат трат на обмен.

Первые модели Винберга–Анисимова и Меншуткина–Умнова рассматривали экосистему в ее стационарном состоянии при постоянстве температуры среды и без учета сезонной динамики. Переменный характер внешней среды был учтен А.А. Умновым в модели озерной пелагической системы [1972], а впоследствии – для небольшой экосистемы участка Днепра [1973]. В последней модели, записанной в виде системы обыкновенных дифференциальных уравнений, автор самым подробным образом отразил процессы питания, отмирания, метаболизма роста и т.д. Например, уравнение для биомассы фитопланктона db_f в каждый час времени dt имело вид:

$$db_f / dt = P - R_1 - R_2 - R_3 - R_4 - R_5,$$

где:

– P – процесс фотосинтеза; $P = \xi \cdot \mu \cdot b_{chl} \cdot \beta$; μ – степень удовлетворения потребности фитопланктона в биогенных элементах; $\mu = v_p / v_h = \Phi / \chi$; v_p – реальная скорость

потребления биогенов единицей биомассы фитопланктона; $v_h = \beta a$ – необходимая для нормального развития скорость потребления биогенов; b_{chl} – концентрация хлорофилла; β – удельная скорость роста фитопланктона при концентрации биогенов, обеспечивающих нор-

мальное развитие; $\beta = r_{to} \left(1 - e^{-\frac{I}{\tau_i + \tau_b b_f}} \right)$; $r_{to} = r_o T^{\sigma} + \eta$; I – интенсивность освещения;

$T^{\sigma}(t)$ – температура воды в течение суток; $v_m' = \alpha b_n$ – максимально возможная скорость извлечения биогенов единицей биомассы фитопланктона; b_n – концентрация биогенов; $\chi = v_h / v_m$ – степень потребности фитопланктона в биогенах;

– R_1 – выедание фильтраторами; $R_1 = \psi b_f (1 - e^{-\chi_m})$; $\chi_m = c / c_m$; c – рацион фильтраторов; c_m – максимальный рацион;

– R_2 – дыхание; $R_2 = k_f(t) b_f (1 - e^{-\frac{b_x}{r q f}})$; b_x – концентрация кислорода, растворенного в воде;

– R_3 – отмирание из-за недостатка биогенов; $R_3 = s_1 b_f (1 - \mu)$;

– R_4 – отмирание из-за недостатка кислорода; $R_4 = s_2 b_f e^{-\frac{b_x}{r q f}}$;

– R_5 – отмирание из-за неблагоприятных температурных условий; $R_5 = r b_f \frac{\Delta^n}{1 + \Delta^n}$;

$\Delta = \frac{T_0 - (T^* + T_*) / 2}{(T^* + T_*) / 2}$ – относительное отклонение температуры от центра "оптимального" диапа-

зона температур $[T^*, T_*]$. Остальные параметры уравнения – постоянные коэффициенты.

В дальнейшем модели этой школы развивались в направлении более глубокого описания жизненных процессов, а именно, их зависимости от условий среды и учету пространственных распределений в экосистеме, отражающих как их вертикальную, так и горизонтальную неоднородность. Подробные результаты и развитие формализованных представлений на примерах моделиро-

вания устья р. Невы и некоторых озер Северо-Запада России изложены авторами в публикациях [Умнов, 1996; Алимов с соавт., 1996а].

Значительный опыт создания имитационной модели водоема большой сложности был накоплен в процессе создания портретной модели экосистемы Азовского моря, подробное изложение которой выходит за рамки нашей книги [Сурков с соавт., 1977; Домбровский, 1977; Горстко, Эпштейн, 1978].

В качестве примера математической модели, где традиционный имитационный подход сочетается с визуальной интерпретацией результатов в виде фазового портрета экосистемы в плоскости двух обобщенных факторов, можно отметить модель круговорота азота в Куйбышевском водохранилище, разработанную в лаборатории "Экологического анализа и прогноза" Института проблем моделирования в энергетике им. Г.Е. Пухова Украины [Сердюцкая, Каменева, 2000]. Поскольку это – один из немногих известных авторам опыт имитационного моделирования экосистем на территории Волжского бассейна, мы, с любезного согласия зав. лабораторией Л.Ф. Сердюцкой, приводим в Приложении 1 расширенное описание выполненной работы. Еще одна квазиимитационная модель трансформации азота в Куйбышевском водохранилище, разработанная в ИЭВБ РАН, приведена в Приложении 2.

2.6. Эмпирико-статистические модели

Мем № 16: «Мы имеем по крайней мере одно весьма серьезное преимущество – владеем вероятностным мышлением» А.Н. Колмогоров [цит. по: Леонов, URLв].

Сущность, определения, классификация

Эмпирико-статистические модели объединяют в себе практически все биометрические методы первичной обработки экспериментальной информации. Основная цель построения этих моделей состоит в следующем:

- упорядочение или агрегирование экологической информации;
- поиск, количественная оценка и содержательная интерпретация причинно-следственных отношений между переменными экосистемы;
- оценка достоверности и продуктивности различных гипотез о взаимном влиянии наблюдаемых явлений и воздействующих факторов;
- идентификация параметров расчетных уравнений различного назначения.

Часто эмпирико-статистические модели являются "сырьем" и обоснованием подходов к построению моделей других типов (в первую очередь, имитационных).

Важным методологическим вопросом является определение *характера зависимости* между факторами и результативными показателями: функциональная она или стохастическая, прямая или обратная, прямолинейная или криволинейная и т.д. Здесь используются теоретико-статистические критерии, практический опыт, а также способы сравнения параллельных и динамичных рядов, аналитических группировок исходной информации, графические методы и др.

Детерминированный анализ представляет собой методику исследования влияния факторов, связь которых с результативным показателем носит явно выраженный функциональный характер, т.е. когда результативный показатель представляется в виде произведения, частного или алгебраической суммы исходных факторов. Многочисленными примерами детерминированного подхода являются методики расчета различных гидрохимических и гидробиологических индексов, приведенных в части 2. В этих случаях исследователь сам берет на себя ответственность в том, что:

- причинно-следственная связь между изучаемыми явлениями действительно существует;
- эта связь носит именно постулируемый функциональный характер (аддитивный, мультипликативный, кратный или смешанный с заранее подобранными коэффициентами, отражающими субъективный опыт разработчика).

Стохастический анализ представляет собой обширный класс методов, опирающихся на теоретико-вероятностные представления, теоремы, критерии и методы параметрической и непараметрической статистики.

Исходный объект в любой системе обработки данных – это эмпирический ряд наблюдений или выборка. Выборки, описывающие явления и процессы в экосистеме, находятся во взаимосвязи,

взаимозависимости и обусловленности. При этом каждое явление можно рассматривать и как причину, и как следствие. Одни выборки могут быть непосредственно связаны между собой, образуя подмножества сопряженных данных, другие могут соотноситься друг с другом косвенно.

Согласно классификации статистических методов, принятой в [Прикладная статистика..., 1987; Орлов, URLa,б], прикладная статистика делится на следующие четыре области:

- статистика (числовых) случайных величин;
- многомерный статистический анализ;
- статистика временных рядов и случайных процессов;
- статистика объектов нечисловой природы.

В вероятностной теории статистики *выборка* – это совокупность независимых одинаково распределенных случайных элементов. Природа этих элементов может быть различной. В классической математической статистике (той, что обычно преподают студентам) элементы выборки – это числа. Многомерный статистический анализ оперирует с векторами и матрицами данных. В нечисловой статистике элементы выборки – это объекты нечисловой природы, которые нельзя складывать и умножать на числа (другими словами, объекты нечисловой природы лежат в пространствах, не имеющих формальной векторной структуры).

Следует оговориться, что не существует какой-либо однозначной классификации эмпирико-статистических методов. Например, широкий пласт методов кластерного анализа, распознавания образов, анализа экспертных оценок и др., подробно описанных в части 3, занимают промежуточное положение: используя некоторые теоремы классической теории вероятностей, они имеют принципиально детерминированные механизмы поиска и основаны на эвристических алгоритмах. В связи с этим, говоря в дальнейшем о «статистике», мы будем понимать ее в широком смысле, в полном соответствии с приведенными ниже цитатами⁶:

- «*Статистика – это бюджет вещей*» [Наполеон Бонапарт, цит. по: Las Gases, "Memorial de Sainte-Helene", 1835];
- «*Существует три вида лжи – невинная ложь, наглая ложь и статистика*» [Марк Твен];
- «*Математическая статистика – это ветвь теории вероятностей. В ней рассматриваются задачи, связанные с оперативными характеристиками правил индуктивного поведения, основанных на случайных экспериментах*» [Ю. Нейман, 1968];
- «*Статистика – это математическая теория того, как узнать нечто о мире через опыт*» [У. Томпсон, W. Thompson, "The Future of Statistics"];
- «*Статистика – это искусство уточнять то, что является неизвестным*» [Д. Хуфф, D. Huff, "How to Lie with Statistics"];
- «*Статистика – это часть запутанной и переплетенной сети, связывающей математику, научную философию и другие отрасли наук...*» [Дж. Тьюки, J. Tukey];
- «*Маркс и Энгельс стали, таким образом, основателями принципиально новой социалистической статистики... Данные пролетарской статистики применяются для ведения классово-борьбы и укрепления международного движения за мир путем разоблачения махинаций империалистов*» [А. Киндельбергер, A. Kindelberger, "Wie arbeitet die Statistik?"];
- «*Я думаю, было вообще большой ошибкой изобрести термин "математическая статистика". Этот крупный промах привел к возникновению большого числа трудностей*» [Дж. Бокс, G. Box].

Несмотря на неопределенность в трактовке самого термина «статистика», мировой научной общественностью предпринимаются последовательные шаги по унификации конкретных методик статистического анализа. Например, в 1978 г. редакторы нескольких ведущих медицинских и биологических журналов собрались в Ванкувере (Канада), где и сделали первую попытку выработать технические требования к схемам представления результатов статистической обработки в рукописях, направляемых в редактируемые ими журналы. В настоящее время "Единые требования к рукописям", подготовленные Ванкуверской группой, становятся международным стандартом в статистике и действенным механизмом в стремлении повысить доказательность и надежность публикуемых сообщений.

⁶ Используется обширная "Коллекция высказываний о термине «статистика»" на сайте <http://www.biometrika.tomsk.ru/lib/collect.htm>

В.П. Леонов, редактор электронного журнала *БИОМЕТРИКА* (www.biometrika.tomsk.ru); взял на себя труд перевести требования Ванкуверской группы, дополнив их рекомендациями ведущих российских статистиков и собственным опытом. Мы приводим без сокращений эту достаточно обширную таблицу, любезно предоставленную В.П. Леоновым, еще и потому, что она является своеобразным расширенным "классификатором" статистических методов и критериев.

Таблица 2.2

Схемы представления результатов статистической обработки для различных критериев и методов анализа

№ п/п	Метод проверки гипотез или статистический критерий	Содержание рекомендуемого описания.
1	Проверка гипотез о законе распределения	Наименование закона распределения, на соответствие которому производится проверка. Название статистического критерия, с помощью которого производится проверка гипотез, полученная величина данного критерия и отвечающее ему значение достигнутого уровня значимости.
2	Проверка равенства двух законов распределения вероятностей	Сформулировать причины проверки данной гипотезы, указать статистический критерий для проверки, привести его значение и достигнутый уровень значимости. Сделать вывод о том, какая из гипотез принимается и какой из этого следует вывод применительно к целям исследования.
3	Проверка нормальности распределения вероятностей	Сформулировать причины проверки данной гипотезы, указать статистический критерий для проверки, привести его значение и достигнутый уровень значимости. Сделать вывод о том, какая из гипотез принимается, и какой из этого следует вывод, применительно к целям исследования. Желательно привести график распределения на «вероятностной бумаге».
4	Критерий Колмогорова-Смирнова	Указать, какой именно из семейства критериев использовался в конкретном случае и цель его применения (сформулировать проверяемые гипотезы). Привести значение критерия и достигнутый уровень значимости. По результатам проверки сформулировать вывод относительно выдвигаемых гипотез.
5	Уровень значимости "p ="	Обязательное указание, к какому конкретному статистическому критерию относится данное значение уровня значимости. Не употреблять выражения вида « $p < \dots$ » или « $p > \dots$ ».
6	Оценка дескриптивных статистик	Объем выборки (подгрупп), среднее, стандартное отклонение, ошибка среднего. При сравнении вариабельности двух и более признаков - коэффициент вариации. Обязательно сообщить, использовались ли методы оценки аномальных наблюдений (выбросов) и если – да, то какие. Сообщить, применялись ли методы робастного оценивания (Пуанкаре, Винзора, Хубера и т.д.)
7	Проверка гипотез о равенстве дисперсий с помощью F-критерия Фишера	Предварительно провести проверку имеющегося ограничения на использование F-критерия Фишера. Вычислить значение критерия и достигнутого уровня значимости. Сделать вывод о том, какая из конкурирующих гипотез принимается, дать интерпретацию этого результата.
8	Проверка гипотез о равенстве дисперсий с помощью критериев Кохрэна, Бартлетта и др.	Сформулировать проверяемую гипотезу о равенстве нескольких дисперсий и указать используемый для этого статистический критерий. Вычислить значение критерия и достигнутого уровня значимости. Сделать вывод о том, какая из конкурирующих гипотез принимается, дать интерпретацию этого результата. При использовании критерия Бартлетта обязательно привести результаты проверки нормальности во всех сравниваемых группах.
9	F-критерий Фишера	Сообщить, для проверки каких именно статистических гипотез использовался данный критерий, степени свободы для него и достигнутый уровень значимости.
10	Сравнение двух выборок с помощью критерия знаков	Дать описание природы количественного и группирующего признаков. Сообщить объемы наблюдений в сравниваемых группах. Сформулировать гипотезу, которая проверяется с помощью данного критерия. Привести вычисленное значение z-критерия и величину достигнутого уровня значимости. Результат проверки гипотезы интерпретировать.
11	Проверка гипотез о равенстве средних критерием Стьюдента	Привести объемы выборок, результаты проверки нормальности распределения (оно должно быть нормальным) и равенства генеральных дисперсий (они должны быть равны), значение t-критерия Стьюдента и значение достигнутого уровня значимости « $p = \dots$ ».

12	t-критерий Стьюдента при проверке иных гипотез	При проверке иных статистических гипотез (например, значимости коэффициентов корреляции или коэффициентов регрессии и т.п.) в пакетах программ могут не выводиться значения самого t-критерия Стьюдента, а только отвечающий ему уровень значимости. Поэтому можно ограничиться только уровнем значимости « $p = \dots$ ».
13	Критерий Манна-Уитни	Привести величину критерия и достигнутый уровень значимости. Привести значения средних величин сравниваемых групп.
14	Сравнение двух групп с помощью критерия серий Вальда-Вольфовица	Сформулировать гипотезу, проверяемую с помощью данного критерия. Привести значение критерия и достигнутый уровень значимости для него. Обязательно указать объем выборки, по которой проводилась проверка гипотез.
15	Сравнение двух выборок с помощью критерия Ван дер Вардена.	Сформулировать гипотезу, проверяемую с помощью данного критерия. Привести значение критерия и достигнутый уровень значимости для него. Обязательно указать объем выборки, по которой проводилась проверка гипотез.
16	U-критерий Вилкоксона., X-критерий Ван-дер-Вардена	Привести величину критерия и достигнутый уровень значимости. Привести значения средних величин сравниваемых групп.
17	Последовательный анализ Вальда	Привести аргументы в пользу выбранного метода анализа. Сформулировать проверяемые гипотезы. Привести значения статистических критериев и объемов наблюдения на момент окончания анализа. Указать, какая из конкурирующих гипотез была принята.
18	Дисперсионный анализ Краскела-Валлиса	Дать определение сравниваемых групп, указать количественную переменную, пояснить мотив выбора непараметрического ДА. Привести значение H-статистики Краскела-Валлиса, достигнутый уровень значимости. В случае отклонения нулевой гипотезы желательно провести множественные сравнения, результаты которых обсудить.
19	Дисперсионный анализ	Сообщить, был ли данный анализ параметрическим (по Фишеру), или же непараметрическим. В первом случае сообщить результаты проверки нормальности для всех (NB!) сравниваемых между собой групп, а также результаты сравнения генеральных дисперсий для этих групп (дисперсии должны быть равны). Сообщить, проверялась ли модель с фиксированными эффектами (модель 1-го типа), случайными факторами (модель 2-го типа), или же это была смешанная модель. Привести значение критерия Фишера, степени свободы и достигнутый уровень значимости. Для однофакторного дисперсионного анализа желательно сообщить и значение коэффициента детерминации. Для однофакторной модели с числом уровней более 2, после отклонения нулевой гипотезы провести множественные сравнения, используя линейные (или нелинейные) контрасты; результаты обсудить. Для многофакторного анализа привести и обсудить как значимые, так и не значимые эффекты взаимодействия.
20	Множественные контрасты в дисперсионном анализе	Сообщить, какой вид контрастов (линейные, нелинейные) использовались и их название (Шеффе, Дункана, Бонферрони и т.д.). Для обсуждаемых результатов контрастов привести полученные оценки (значения критерия и достигнутого уровня значимости). Желательно привести средние значения для сравниваемых групп.
21	Ковариационный анализ	Указать количественный признак, группирующий признак и ковариаты. Указать, являются ли ковариаты переменными или фиксированными. В случае влияния ковариат на межгрупповой фактор привести скорректированные средние.
22	Проверка гипотез о векторах с помощью λ -критерия Уилкса	Сформулировать проверяемые гипотезы, описать количественные признаки и группирующий признак. Сообщить результаты проверки гипотез нормальности в сравниваемых группах, а также результат проверки гипотезы о равенстве ковариационных матриц. Привести вычисленное значение λ -статистики, либо функций от этой статистики с величиной достигнутого уровня значимости. Дать интерпретацию принятой гипотезы.
23	Дискриминантный анализ	Дать описание дискриминируемых групп, их число и набор количественных переменных. Привести результаты проверки предположений для сравниваемых групп. Сообщить алгоритм оценки дискриминантных функций. Привести коэффициенты дискриминантных функций и канонических осей, обсудить их структуру, а также привести графики рассеяния в канонических осях. Привести таблицу классификации с использованием дискриминантных функций. При необходимости обсудить причины неправильной переклассификации отдельных наблюдений.

24	Оценка парных коэффициентов корреляции	Указать какой коэффициент корреляции оценивается (Пирсона, Спирмэна, Кендала и т.д.). Для корреляции Пирсона обязательно сказать о результатах проверки нормальности для обоих признаков, привести значение коэффициента корреляции и значение достигнутого уровня значимости для него.
25	Оценка частных коэффициентов корреляции	Пояснить необходимость вычисления парциальных коэффициентов корреляции. Записать пару признаков, для которых вычисляется данный коэффициент и перечень элиминируемых признаков. После вычисления парциального коэффициента провести проверку его значимости, сравнить его величину с парным коэффициентом, дать интерпретацию имеющегося различия.
26	Проверка гипотез о равенстве коэффициентов корреляции	Укажите, для какой пары признаков будет проводиться проверка гипотезы о равенстве коэффициентов корреляции, и сформулируйте саму гипотезу. В частности, сообщите вид сравниваемых коэффициентов корреляции, для какого количества коэффициентов проверяется гипотеза, и что представляют собой субпопуляции, в которых проведена оценка этих коэффициентов.
27	Коэффициент непараметрической корреляции γ	Обосновать выбор данной статистики. Указать пару признаков, для которых производится оценка корреляции. Привести значение γ -статистики и величину достигнутого уровня значимости. Интерпретировать полученный результат.
28	Коэффициент непараметрической корреляции τ -Кендалла.	Обосновать выбор данной статистики. Указать пару признаков, для которых производится оценка корреляции. Привести значение статистики Тау-Кендалла и величину достигнутого уровня значимости. Интерпретировать полученный результат.
29	W-коэффициент конкордации Кендалла	Сформулировать проверяемую гипотезу, дав описание анализируемых объектов и признаков. Привести вычисленное значение W-коэффициента, значение достигнутого уровня значимости и интерпретацию принятой гипотезы.
30	Ранговая корреляция Спирмена	Обосновать выбор данной статистики. Указать пару признаков, для которых производится оценка корреляции. Привести значение статистики Спирмена и величину достигнутого уровня значимости. Интерпретировать полученный результат.
31	Анализ таблиц сопряженности	Сообщить смысл отдельных градаций (уровней) анализируемых признаков. Уточнить, как вычислялся критерий Пирсона (классический метод, максимального правдоподобия, с поправкой Йейтса и т.д.), привести значение критерия, число степеней свободы, достигнутый уровень значимости, а также наиболее адекватный показатель интенсивности связи признаков. Желательно обсудить вклады отдельных клеток таблицы в статистику Пирсона.
32	Проверка гипотез для нескольких частотных таблиц с помощью Q-критерия Кохрена	Сформулировать проверяемую гипотезу, дав описание каждой из частотных таблиц. Привести вычисленное значение Q-статистики и достигнутый уровень значимости. Интерпретировать принятую статистическую гипотезу.
33	Методы теории планирования экспериментов	Привести цель планирования экспериментов, аргументы в пользу выбранного плана, его матрицу. Привести таблицы с оценками параметров полученных зависимостей, результаты проверки предположений, а также критерии согласия полученной модели и реальных наблюдений. В случае проведения процедуры оптимизации описать алгоритм оптимизации, привести графики в канонических осях.
34	Множественный регрессионный анализ	Сообщить о том, какой именно анализ использовался (линейный, нелинейный, методом наименьших квадратов либо какой-то иной). Сообщить об используемом алгоритме оценки коэффициентов регрессии (принудительное включение предикторов, пошаговый отбор, наличие/отсутствие свободного члена, метод всех регрессий, максимального значения коэффициента детерминации и т.д.). Привести результаты проверки нормальности остатков, некоррелированности и гомоскедастичности. Привести значения размерных и безразмерных коэффициентов регрессии и результаты проверки их значимости. Обсудить соотношения безразмерных коэффициентов регрессии. Привести результаты проверки адекватности всего уравнения в целом (дисперсионный анализ). Привести значения множественного коэффициента корреляции и коэффициента детерминации.
35	Анализ канонических корреляций	Сформулировать гипотезу, которую предполагается проверить данным методом. Перечислить состав каждого множества признаков. Привести оценки параметров выбранного канонического уравнения, а также значение коэффициента канонической корреляции и результат проверки его значимости. Привести график распределения объектов в осях канонических переменных. Дать интерпретацию имеющейся связи между двумя множествами.

36	Нелинейный регрессионный анализ	Сообщить о том, какой именно алгоритм оценки коэффициентов регрессии использовался. Привести результаты проверки адекватности всего уравнения в целом (дисперсионный анализ).
37	Оценка аллометрических уравнений	На вербальном уровне описать модель связи между исследуемыми признаками. Записать в явном виде искомое аллометрическое уравнение. Указать метод оценки параметров уравнения, в частности, используются ли линейризация, или же оценка производится иными методами. Если последнее, то указать какими. Привести значения оценок параметров и проверить их значимость. Привести график фактических и расчетных значений зависимой переменной. Обсудить полученное уравнение.
38	Нелинейные преобразования переменных	Сформулировать цель применения нелинейных преобразований. Явно указать используемое преобразование. Если есть особые точки в преобразовании, уточнить, как поступали с наблюдениями в этом случае. Прокомментировать, была ли достигнута поставленная цель с помощью этого преобразования. Если использовались параметрические преобразования типа Бокса-Кокса или Бокса-Тидвелла, указать метод оценки искомых параметров преобразований, и результаты его использования.
39	Анализ таблиц дожития и оценка уравнений кривых выживаемости	Указать выбранную модель выживаемости - модель пропорционального риска Кокса, экспоненциальная регрессия, нормальная и логнормальная регрессия, стратифицированный анализ, метод множительных оценок Каплана-Мейера и т.д. Привести таблицы оценок параметров и результатов проверки значимости полученных уравнений, а также графики с функциями выживаемости. В случае сравнения выживаемости двух групп привести используемый критерий (Гехана – Вилкоксона, F-критерий Кокса, критерий Кокса-Мантеля, логранговый критерий, критерий Вилкоксона-Пето и т.д.)
40	Оценка кривых "Доза-Эффект"	Привести выражение нелинейного уравнения регрессии, для которого производится оценка зависимости "Доза-Эффект". Сообщить, в каких единицах обозначается доза и эффект. Указать метод оценки параметров уравнения (метод наименьших квадратов, функция потерь, метод взвешенных наименьших квадратов, метод максимума правдоподобия, максимум правдоподобия и логит/пробит модели и т.д.). Привести характеристики пригодности модели, объясненную долю дисперсии, критерий согласия, график наблюдаемых и предсказанных значений и т.д.
41	Критерий Пирсона хи-квадрат	Сообщить, как вычислялся критерий Пирсона (классический метод, максимального правдоподобия, с поправкой Йейтса и т.д.), привести значения критерия, степеней свободы, достигнутого уровня значимости. Для таблиц сопряженности привести наиболее адекватный показатель интенсивности связи признаков.
42	Анализ главных компонент	Сообщить на основе какой именно матрицы (ковариационной или корреляционной) выполнялся данный анализ. Указать каким методом производился отбор используемых главных компонент из всех возможных компонент. Обсудить структуру отобранных компонент и дать их интерпретацию.
43	Факторный анализ	Сообщить об алгоритме выделения факторов из корреляционной матрицы (главные компоненты, использование общностей, метода максимального правдоподобия, центроидный или метод главных осей) а также об алгоритме вращения осей. Отметить, являются ли факторы после вращения ортогональными или использовался алгоритм косоугольного вращения. Привести аргументацию выделения необходимого количества факторов, их структуру, дать интерпретацию генеральных, общих и характерных факторов. Привести данные об информативности выделенных факторов. Желательно привести графику распределения собственных значений и распределение нагрузок признаков в осях факторов, а также результаты проверки значимости собственных значений.
44	Анализ соответствий	Сообщить, является ли данный анализ парным или множественным. Перечислить признаки, используемые в данном анализе, в случае множественного анализа указать группирующий признак. Привести значение статистики Пирсона и достигнутый уровень значимости для нее. Привести таблицу координат строк и столбцов в новых осях. По результатам анализа привести график распределения анализируемых признаков в осях новых координат, выделив при этом градации группирующего признака, обсудив взаимное расположение точек на данном графике. Привести показатели качества отображения, относительную инерцию и величину косинус-квадрат.
45	Кластерный анализ	Сообщить с какой целью использовался кластерный анализ, в частности, сформулировать некоторые гипотезы, которые предполагалось проверить с помощью этого вида анализа. Уточнить, что являлось объектом кластеризации (наблюдения или признаки), указать используемую метрику и алгоритм кластеризации (иерархический КА, метод k-средних, метод поиска сгущений и т.д.). Обязательно указать используемый функционал качества кластеризации. Привести результаты кластеризации, которые могут иметь раз-

		ную природу в зависимости от алгоритма кластеризации. Весьма желательно привести графические результаты кластеризации. Обсудить соответствие результатов кластерного анализа и сформулированных выше гипотез. Указать пути дальнейшего использования результатов кластерного анализа.
46	Многомерное шкалирование	Сформулировать гипотезу, для проверки которой был использован метод многомерного шкалирования. Укажите используемый метод шкалирования (метрический или неметрический). Перечислить используемые в процедуре шкалирования переменные, указать искомую размерность отображения объектов, привести аргументацию выбора количества осей, показатели качества отображения (стресс, диаграмму Шепарда). Дайте интерпретацию полученных результатов, сопровождая ее графиком распределения объектов в осях новых шкал.
47	Анализ временных рядов	Указать, был ли весь ряд эквидистантным, а также какой из алгоритмов анализа использовался. Если производилось сглаживание ряда, указать алгоритм сглаживания. Идентифицировать модель временного ряда. Если производилась оценка тренда – привести результаты такой оценки; то же самое для сезонности. При оценке функции автокорреляции привести ее график и оценки значимости коэффициентов. При использовании модели АРСС (Бокса и Дженкинса) привести оценки параметров модели а также указать алгоритм оценки (квазиньютоновский максимизации правдоподобия, приближенный метод максимального правдоподобия МакЛеода и Сейлза, приближенный метод максимального правдоподобия с итерациями назад, точный метод максимального правдоподобия по Меларду и т.д. При использовании одномерного анализа Фурье, кросс-спектрального анализа либо быстрого преобразования Фурье привести их результаты в виде оценок параметров и графиков (периодограммы, спектральные плотности и т.д.).
48	Оценка отношения шансов	Описать, каким образом организовывались перекрестные исследования, какой смысл имели отдельные уровни признаков, между которыми изучалась связь. Привести оценку отношения шансов, и дать его словесную интерпретацию. Привести стандартную ошибку оценки отношения шансов, которая дает представление о его точности. Желательно также привести величину относительного риска, а также рассмотреть возможность использования логарифма отношения шансов и логистической модели. Используя соответствующий статистический критерий провести проверку значимости отношения шансов.
49	Проверка гипотез о равенстве относительных частот	Пояснить целесообразность проверки сформулированной гипотезы, сообщить выборочные значения относительных частот, записать проверяемую гипотезу, указав число пропорций. Пояснить какой метод использовался для проверки этой гипотезы. В зависимости от количества и вида признаков, идентифицирующих разные пропорции, эти методы могут отличаться.
50	Построение доверительного интервала для относительной частоты	Сообщить, для какого показателя получена оценка относительной частоты и для чего необходимо построение доверительного интервала. Указать величину доверительной вероятности. Учитывая, что существуют разные методы оценки доверительного интервала для относительной частоты, указать метод построения доверительного интервала.
51	Логистическая регрессия с бинарной или мультиномиальной переменной отклика	Указать название и градации зависимой переменной, а также число предикторов, предлагаемых для включения в уравнение. Если предикторов немного, перечислить их, если же достаточно много (порядка нескольких десятков), описать их в виде отдельных групп признаков. Сообщить число наблюдений по каждой градации зависимого признака, метод оценки параметров уравнения, коэффициенты логистического уравнения и отношения шансов, критерии согласия фактических и предсказанных состояний объектов по градациям зависимой переменной. Желательно для наиболее интересных результатов записать в явной форме уравнение логистической регрессии.
52	Лог-линейный анализ	Сформулировать гипотезу, которую предполагается проверить с помощью логлинейного анализа. Указать зависимую переменную и предикторы, а также алгоритм построения зависимости (принудительное включение признаков, автоматический поиск оптимального подмножества, использование эффектов взаимодействия и т.п.). Указать, для каких именно комбинаций признаков имелись в наличии структурные нули. Привести для конечного варианта значение статистики Пирсона и указать, как она вычислялась (классический метод или метод максимального правдоподобия). Обсудить имеющиеся маргинальные и частные связи. Привести график наблюдаемых и расчетных частот. При необходимости привести значение критерия Мантеля-Ханзеля.

Задачи о выборках: анализ распределений, сравнение, поиск зависимостей

Анализ каждой произвольной выборки, представляющей собой совокупность независимых, одинаково распределенных случайных измерений, начинается с расчета описательных статистик эмпирического ряда: средних, дисперсии, основных моментов высшего порядка, медианы, моды, стандартного отклонения, ошибки среднего и др. Расчету элементарных статистик посвящено огромное множество литературы [Урбах, 1963; Смирнов, Дунин-Барковский, 1965; Крамер, 1975; Гнеденко, 1988; Калинина, Панкин, 2001; Ю. Прохоров, 2002], что избавляет нас от необходимости углубляться в эту тему. Рядом авторов [Браунли, 1977; Айвазян с соавт., 1983; Зайцев, 1984] предлагаются также специальные критерии, предназначенные для оценки показателей вариации, точности опыта, репрезентативности и случайности выборок и т.д. Можно привести также некоторые ссылки на источники, где статистические методы рассматриваются в контексте использования популярных пакетов прикладных программ [Тюрин, Макаров, 1995; Боровиков, 2001; Алексахин с соавт., 2002] или в виде руководства к использованию офисного табличного процессора Excel [Лапач с соавт., 2000].

Особое место в анализе выборок занимает проверка соответствия характера эмпирического распределения какому-нибудь заданному закону распределения [Кендалл, Стьюарт, 1966; Гмурман, 1972; Джонсон, Лион, 1980, 1981]. Это связано с тем, что вид функции распределения часто постулируется как одно из важнейших предположений применения большинства статистических методов.

Разработанную в первой трети XX в. теорию называют *параметрической статистикой* [Плошко, Елисеева, 1990; Орлов, URLб], поскольку ее основной объект изучения – это выборки из распределений, описываемых одним или небольшим числом параметров. Наиболее общим является семейство кривых Пирсона, задаваемых четырьмя параметрами [Елисеева, Юзбашев, 1995; Вентцель, 1999]. Как правило, нельзя указать каких-либо веских причин, по которым конкретное распределение результатов экологических наблюдений должно входить в то или иное параметрическое семейство. В подавляющем большинстве реальных ситуаций таких предположений сделать нельзя, но, тем не менее, приближение реального распределения с помощью кривых из семейства Пирсона или его подсемейств часто не является чисто формальной операцией. Закономерности расчета описательных статистик в зависимости от распределения эмпирического ряда хорошо известны: если вероятностная модель основана на нормальном распределении, то расчет математического ожидания предусматривает суммирование независимых случайных величин; если же модель приближается к логарифмически нормальному распределению, то итог естественно описывать как произведение таких величин и т.д.

В первой же трети XX в., одновременно с параметрической статистикой, в работах Ч.Спирмена и М. Кендалла появились первые *непараметрические методы*, основанные на коэффициентах ранговой корреляции, носящих ныне имена этих статистиков [Кендалл, 1975; Рунион, 1982; Холлендер, Вулф, 1983]. Но непараметрика, не делающая нереалистических предположений о том, что функции распределения результатов наблюдений принадлежат тем или иным параметрическим семействам распределений, стала заметной частью статистики лишь со второй трети XX в. В 30-е годы появились работы А.Н. Колмогорова и Н.В. Смирнова, предложивших и изучивших статистические критерии, носящие в настоящее время их имена и основанные на использовании так называемого эмпирического процесса – разности между эмпирической и теоретической функциями распределения [Большев, Смирнов, 1968; Гублер, Генкин, 1973].

Во второй половине XX в. развитие непараметрической статистики пошло быстрыми темпами, в чем большую роль сыграли работы Ф. Вилкоксона и его школы [Гаек, Шидак, 1971]. К настоящему времени с помощью непараметрических методов можно решать практически тот же круг статистических задач, что и с помощью параметрических [Никитин, 1995]. Все большую роль играют непараметрические оценки плотности вероятности, непараметрические методы регрессии и распознавания образов (дискриминантного анализа).

Тем не менее, параметрические методы всё еще популярнее непараметрических, хотя неоднократно публиковались обзоры [Налимов, 1960; Максимов с соавт., 1999], свидетельствующие о том, что распределения реально наблюдаемых случайных величин (в частности, биологических данных) в подавляющем большинстве случаев отличны от нормальных (гауссовских). Теоретики продолжают строить и изучать статистические модели, основанные на гауссовости, а практики – применять подобные методы и модели (*«ищут под фонарем, а не там, где потеряли»*). Однако

полностью игнорировать классические методы не менее вредно, чем переоценивать их. Поэтому целесообразно использовать одновременно оба подхода – и параметрические методы, и непараметрическую статистику. Такая рекомендация находится в согласии с концепцией математической устойчивости [Орлов, 1979], рекомендующей использовать различные методы для обработки одних и тех же данных с целью выделить выводы, получаемые одновременно при всех методах.

Любая выборка экологических данных является принципиально неоднородной, поскольку измерения могут осуществляться в различные временные периоды, разных пространственных точках водоема, с использованием различных инструментальных методов и т.д. В связи с этим, важным этапом математической обработки является дисперсионный анализ, с помощью которого оценивается, имеют ли место статистические различия между отдельными подмножествами данных и можно ли считать их принадлежащими одной генеральной совокупности [Плохинский, 1970; Лисенков, 1979; Джонсон, Лион, 1980, 1981, Любичев, 1986]. Если каждому измерению поставлен в соответствие один признак (фактор), определяющий условия его реализации, то говорят об однофакторном дисперсионном анализе. Если таких группобразующих факторов больше одного, то выполняется многофакторный дисперсионный анализ [Плохинский, 1982; Афифи, Эйзен, 1982].

Если выборка состоит из двух рядов сопряженных наблюдений, измеренных в идентичных условиях, то решается задача регрессионного анализа, т.е. один эмпирический ряд объявляется резульативным показателем или «откликом» Y , а другой – независимой варьируемой переменной X или «фактором»⁷. Теория и практика одномерного регрессионного анализа также представлена многочисленными литературными источниками [Хальд, 1956; Андерсен, 1963; Себер, 1980; Дрейпер, Смит, 1986; Дюк, 1997].

Мем № 17: *«Те биологические системы, которые не смогли охватить громадный диапазон жизненно значимых воздействий среды, попросту вымерли, не выдержав борьбы за существование. На их могилах можно было бы написать: "Они были слишком линейны для этого мира". Но такая же судьба ожидает и математические модели, не учитывающие этой важной особенности жизни»* А.М. Молчанов [1975].

Основной задачей регрессионного анализа является идентификация вида функциональной зависимости $Y \approx f(X)$, восстанавливаемой по эмпирическим данным. Реальный мир в подавляющем большинстве случаев объективно нелинеен (нелинеен, например, даже закон Ома, если в нем учесть температурную зависимость). В ряде случаев вид аппроксимирующего уравнения заранее предполагается из некоторых теоретических соображений. Если этого нет, то, исходя из *принципа множественности моделей В.В. Налимова*, одному и тому же конечному результату будет соответствовать значительное множество вариантов расчетных формул. Возникает традиционная ситуация пребывания исследователя *«между Сциллой усложненности и Харибдой недоверности»*, когда необходим выбор регрессионного уравнения оптимальной сложности.

Нелогично описывать уравнением прямой или другими простыми алгебраическими функциями динамику рядов биологических показателей, характеризующихся "горбами", перегибами и прочими нестационарными атрибутами. В этом случае неоптимальность модели связана с ее недоопределенностью, когда сложность структуры аппроксимирующей функции недостаточна для отображения сложности изучаемого процесса. Еще раз напомним слова А.Г. Ивахненко о том, что сложность модели для сложных объектов принципиально необходима.

Другим возможным источником неоптимальности является переопределенность структуры выбранной модели: через n точек всегда можно провести бесконечное множество кривых с нулевой ошибкой (например, с помощью полиномов степени выше n), но это исключает какую-либо содержательной интерпретации полученной зависимости. До сих пор во многих научных работах авторы постулируют некоторую функцию лишь на том основании, что она весьма близко прошла через их экспериментальные точки [Фукс, 1975; Айвазян с соавт., 1985]. Такие доказательства "правильности" теорий нельзя принимать серьезно, так как за пределами эмпирического материала такая модель может вести себя достаточно "причудливым" образом, что поставит под

⁷ Дисперсионный анализ может быть интерпретирован как частный случай регрессионного анализа, если представить группобразующий фактор как переменную X , измеренную в порядковой шкале или шкале наименований.

сомнение возможность получения надежного прогноза и достоверной связи между факторами. «Переусложнение модели так же вредно, как и ее недоусложнение» [Ивахненко, 1982].

Сущность нахождения модели оптимальной сложности заключается в ее поэтапной структурной идентификации, т.е. одновременном определении оптимальной структуры и оценки параметров модели. Например, можно предложить следующий порядок подгонки моделей:

- строится модель простой линейной регрессии и оценивается его адекватность, поскольку линейная форма модели в целом является более предпочтительной;
- если уравнение прямой выглядит неудовлетворительным, то рассматривается семейство простых алгебраических функций;
- в случае наличия многовершинности или периодичности данных, ищут аппроксимацию в классе полиномов, сплайнов или алгоритмов МГУА (подробнее об этом классе функций можно прочитать в нашей предыдущей книге [Розенберг с соавт., 1994]).

Более строгие методы проверки гипотезы о линейности связаны с анализом выборочных корреляционных отношений на основе методов интервальной математики.

Таблицы сопряженности и интервальная математика

Математический аппарат, осуществляющий анализ таблиц сопряженности, используется в тех случаях, когда данные, в которых измерены показатели Y и X , представлены в шкале наименований или порядковой шкале B этих случаях любые статистические методы, основанные на параметрических распределениях, оказываются неприменимыми и анализ таблиц сопряженности [Елисеева, Рукавишников, 1977; Аптон, 1982; Енюков, 1986; Флейс, 1989] оказывается практически единственным надежным видом обработки (хотя существуют, например, специальные методы регрессии типа логит- и пробит-анализа или нейросетевой анализ).

Среди различных статистических методов изучения биологической варибельности анализ частот считается наиболее распространенным и адекватным. Достаточно напомнить, что именно анализу частот современная биология обязана открытием гена (Г. Мендель, Т. Морган). Популярность этого подхода оказалась настолько велика, что разработаны методики его адаптации к количественным признакам, которые заключаются в разбиении области существования переменной на интервалы и подсчете вероятностей появления значения признака в каждом из этих интервалов. Таким образом, можно получить надежную и непротиворечивую оценку степени и характера влияния фактора на зависимую переменную, хотя, в отличие от регрессионного анализа, конкретный расчет уравнения связи $Y \approx f(X)$ здесь не достигается.

Как отмечалось выше, при анализе эмпирического материала часто оказывается, что средняя арифметическая и коэффициент корреляции – плохие количественные характеристики гидро-биологических данных, где часто не подтверждается гипотеза о нормальности распределения. Возникают ситуации, когда средние арифметические биологических признаков статистически неразличимы, хотя на самом деле выборки этих значений имеют существенные отличия. Коэффициенты корреляции Пирсона и уравнения регрессии могут свидетельствовать о взаимосвязи, которой на самом деле нет или, наоборот, не в состоянии выявить связь, когда она есть. Одним из альтернативных методов обработки, обеспечивающих более надежные и устойчивые оценки, явились специальные приемы и алгоритмы [Гублер, 1978; Хьюбер, 1984], также основанные на анализе частот или интервальных средних.

В главе 6, наряду с критериями оценки связей в таблицах сопряженности, описывается несколько внешне непохожих подходов к статистической обработке данных, объединенных одной общей идеей интервальной математики: анализ корреляционных отношений, прямой градиентный анализ, метод сравнения выборок, основанный на использовании информационной меры Кульбака и детерминационный анализ. С точки зрения математической статистики такой подход наименее требователен к распределению данных и основывается лишь на предпосылке независимости наблюдений.

Задачи о классификациях: отношения сходства и порядка многомерных объектов

От выборок, являвшихся предметом предыдущего изложения и представляющих вариационные ряды (векторы) отдельных показателей, перейдем к моделям многомерного пространства (матрицам наблюдений). Введем первоначально такие понятия, как «объект» и «признак». Под «объектами» (от лат. objectum) будем подразумевать конкретные предметы исследования, в пер-

вую очередь, те точки наблюдений $i = 1, 2, \dots, n$, где были взяты гидробиологические пробы. «Признак» X_{ij} (синонимы – свойство, переменная, характеристика; англ. variable – переменная) – представляет собой конкретное свойство j объекта i , $j = 1, 2, \dots, m$, которое может быть выражено в шкале произвольного характера.

Цель статистического моделирования в гидробиологии часто сводится к классификации: на некотором подмножестве выборок ищутся новые ассоциативные или группирующие отношения, связывающие объекты (кластерный анализ) или показатели (факторный анализ).

Как отмечалось выше, операции по упорядочиванию гидробиологических объектов и математическому моделированию экологических сообществ разного масштаба и структуры осуществляются на фоне углубления понятия об экосистеме, как пространственно-временном континууме. Вопрос о соотношении непрерывности и дискретности экосистем не может быть решен без уточнения понятия "однородный", т.к. абсолютной однородности видовой структуры быть не может и вероятность точного повторения пространственного рисунка из одних и тех же видов приближается к нулю. Однако, если измерять однородность реальными рамками масштаба принятых в гидробиологии таксономических единиц, то повторение одних и тех же более или менее сцепленных замещающих друг друга видов не является редкостью.

В любой научной деятельности классификация является одной из фундаментальных составляющих, без которой невозможны построение и проверка научных гипотез и теорий. В качестве метода типологического анализа наиболее широко в настоящее время используется *кластерный анализ* – это обобщенное название достаточно большого набора алгоритмов, используемых при создании классификации. Сам термин «кластерный анализ» впервые был предложен Р. Трионом [Troyon, 1939], а слово "cluster" переводится с английского языка как "гроздь, кисть, пучок, группа" (по этой причине первое время этот вид анализа называли "гроздевым анализом"). К настоящему времени эта область математики переживает бум популярности: по приблизительным оценкам специалистов число публикаций по кластерному анализу и его приложениям в различных областях знания удваивается каждые три года.

Первые работы, в которых упоминались кластерные методы, появились достаточно давно. Польский антрополог К. Чекановский в 1911 г. предложил стратегию "структурной классификации", основанную на фундаментальной идее кластерного анализа – выделении компактных групп объектов. В начале прошлого века отечественный биометр П.В. Терентьев [1925; цит. по: 1959] разработал так называемый "метод корреляционных плеяд", предназначенный для группировки коррелирующих признаков. Этот метод дал толчок развитию методов группировки с помощью графов. В начале 50-х годов появились публикации Р. Люиса, Е. Фикса и Дж. Ходжеса по иерархическим алгоритмам кластерного анализа и работы Р. Розенблатта по распознающему устройству (перцептрон), положившие начало развитию теории "распознавания образов без учителя".

Теоретическим введением в использование методов кластеризации в биологии явилась книга "Принципы численной таксономии", опубликованная двумя биологами – Р. Сокэлом и П. Снитом [Sokal, Sneath, 1963]. Авторы этой книги исходили из того, что для создания эффективных биологических классификаций процедура кластеризации должна обеспечивать использование всевозможных показателей, характеризующих исследуемые экосистемы, производить оценку степени сходства между отдельными организмами и обеспечивать размещение схожих объектов в одну и ту же группу. При этом сформированные группы должны быть достаточно "локальны", т.е. сходство объектов (организмов) внутри групп должно превосходить сходство групп между собой. Последующий анализ выделенных группировок, по мнению авторов, может выяснить, отвечают ли эти группы разным биологическим видам. Иными словами, Сокэл и Снит предполагали, что выявление структуры распределения объектов в группы помогает установить процесс образования этих структур. А различие и сходство организмов разных кластеров (групп) могут служить базой для осмысления происходившего эволюционного процесса и выяснения его механизма.

Определение кластерного анализа дано, например, в последнем издании "Статистического словаря" [1989]: «*Кластерный анализ – совокупность математических методов, предназначенных для формирования относительно "отдаленных" друг от друга групп "близких" между собой объектов по информации о расстояниях или связях (мерах близости) между ними. По смыслу аналогичен терминам: автоматическая классификация, разбиение, группировка, таксономия, распознавание образов без учителя*».

Задача выделения групп однородных гидробиологических объектов в общем виде достаточно сложна. Под кластером обычно понимается группа объектов [Дидэ, 1985], обладающих свойством метрической близости ("сходности"): плотность объектов внутри кластера больше, чем вне его. Однако данное определение не является строгим (строгого определения не существует вообще): можно лишь вербально описать кластер, указав некоторые его характерные свойства, допускающие субъективное толкование. Не представляет труда интуитивно верно разделить совокупность компактных и дискретных групп, характеризующихся малыми расстояниями между членами одной группы и большими расстояниями между членами разных групп. Но такие случаи в гидробиологической практике достаточно редки; чаще всего сообщества гидробионтов образуют непрерывный и стохастически варьлируемый континуум без сколько-нибудь резких границ между биоценозами.

Другой проблемой кластерного анализа является его собственная методологическая "рыхлость", выраженная в отсутствие единого подхода и стратегии. Всегда приходится сознавать, что полученный при использовании кластерного анализа результат является одним из возможных, причем отсутствуют строгие математические методы его сравнения с аналогичными результатами, полученными с применением других комбинаций метрик, алгоритмов объединения и т.д. Поэтому убедиться самому и убедить своих оппонентов, что данный результат является оптимальным, возможно лишь в тех редких случаях, когда найденная классификация не только что-то "объясняет", но имеет и предсказывающую способность [Леонов, URLv]. Любой класс, ассоциация, кластер, полученный по технологии "без учителя" и состоящий из некоторого подмножества реальных объектов – всегда некоторая умозрительная теоретическая конструкция, которую принципиально невозможно точно измерить, а, следовательно, оценить качество предсказания или, хотя бы, сформулировать критерии, позволяющие надежно предпочесть одну полученную классификацию другой. Некорректность любых утверждений о том, например, что метод ближней связи с использованием меры сходства по формуле Т. Сьёренсена приводит к "лучшей" классификации, чем, предположим, алгоритм П. Макнаутона-Смита на основе взвешенной евклидовой дистанции, стали очевидными с появлением в 1931 г. знаменитой теоремы К. Гёделя [Нагель, Ньюмен, 1970]. Если не прибегать к точной математической формулировке, суть этой теоремы состоит в том, что всякая формальная логическая теория часто содержит такие утверждения, которые нельзя ни доказать, ни опровергнуть внутренними средствами этой теории. Такие доказательства возможны только с помощью *внешнего дополнения* или средствами более мощной логической теории. Их в случае кластерного анализа заменяет только человеческий опыт и интуиция, которые, к сожалению, всегда субъективны.

Абсолютное большинство методов кластеризации [Дюран, Оделл, 1980; Классификация и кластер., 1980; Мандель, 1988] основывается на анализе квадратной и симметричной относительно главной диагонали матрицы коэффициентов сходства (расстояния, сопряженности, корреляции и т.д.). При определении корреляции между признаками сравнивается распределение двух каких-либо видов в определенной серии наблюдений и оценивается, насколько тесно совпадают эти распределения. Определение корреляции между объектами представляет обратную задачу: сравниваются две точки отбора проб и оценивается, насколько тесно совпадает набор их признаков. В кластерном анализе всегда подчеркивалась принципиальная равноправность обоих этих методов, причем вычисление матрицы коэффициентов корреляции размерностью $m \cdot m$ между признаками обозначалась как **R**-техника, а вычисление корреляции между объектами (матрица $n \cdot n$) – как **Q**-техника.

Наиболее часто используются иерархические классификации [Айвазян с соавт., 1974; Жамбю, 1988], которые могут быть представлены в двух основных формах – *дерева* (фиг. А рис. 2.3) и *вложенного множества* (фиг. В). Дерево представляет собой специальный вид направленного графа – структуры, состоящей из узлов, связанных дугами. Дерево иерархической классификации обладает следующими свойствами:

- имеется один и только один корень (иногда в полном противоречии с ботаникой его называют вершиной);
- всегда имеется путь от корня до любого другого узла в дереве;
- каждый узел, кроме корня, имеет одного и только одного родителя (т.е. граф не должен иметь циклов и петель) и произвольное число потомков;

- узлы дерева, которые не имеют потомков, называются листьями и они соответствуют исходному множеству классифицируемых объектов.

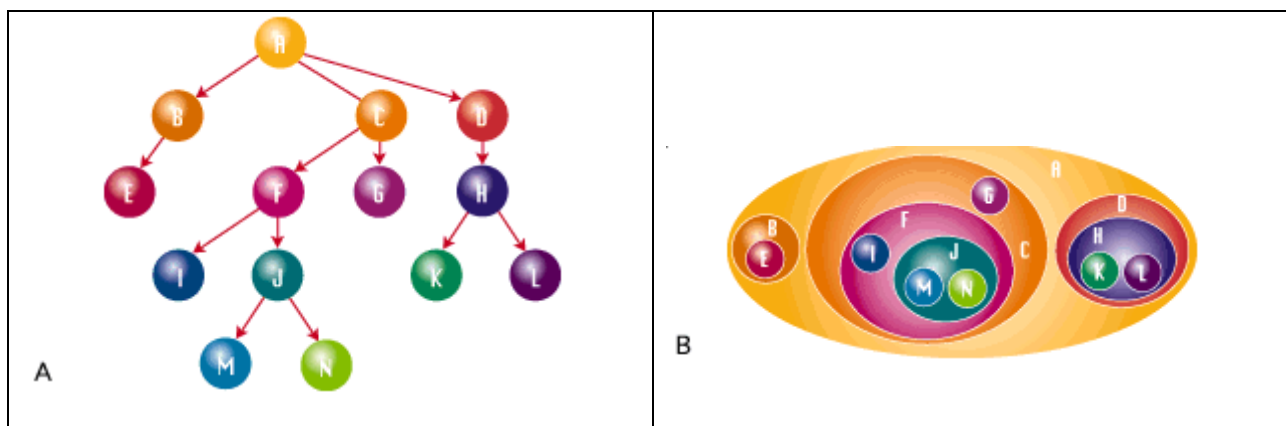


Рис. 2.3. Методы представления результатов классификации (А – дерево, В – вложенное множество)

Визуализация дерева разбиений осуществляется в виде двух специальных графиков:

- дендрограммы*, где пары объектов соединяются в соответствии с уровнем связи, отложенным по оси ординат,
- дендрита* – графа максимального корреляционного пути, где изображение объектов на плоскости произвольно, а ребра соответствуют максимальному значению из всех связей каждого объекта с другими.

В справочнике И.П. Гайдышева [2001] показано, что дендрограмма, и дендрит – визуальное отображение одной и той же сущности: по графу легко может быть построена дендрограмма и наоборот.

Многомерный подход основан на предположении, что существует возможность лаконичного объяснения природы анализируемой многокомпонентной структуры [Браверман, Мучник, 1983; Александров, Горский, 1983; Верхаген с соавт., 1985]. Это означает, что есть небольшое число определяющих факторов, с помощью которых могут быть достаточно точно описаны как наблюдаемые характеристики анализируемых состояний, так и характер связей между ними [Ким с соавт., 1989]. Иногда эти факторы могут оказаться в явном виде среди исследуемых признаков, но чаще всего оказываются латентными или скрытыми. Сжатое (редуцированное) представление исходных данных в виде матрицы F с меньшим числом переменных p ($m > p$) без существенной потери информации, содержащейся в исходной матрице X , является сущностью таких важнейших методов снижения размерности, как факторный анализ, многомерное шкалирование, метод главных компонент, целенаправленное проецирование [Ватанабе, 1969; Харман, 1972; Дубров, 1978; Терехина, 1986; Краскел, 1986; Дэйвисон, 1988; Ципилева, 1989]. Эти методы применяются при решении следующих задач:

- редукция данных или понижение размерности признакового пространства типа "объект-признак" за счет сведения многочисленных взаимозависимых наблюдаемых переменных к некоторым обобщенным ненаблюдаемым факторам;
- преобразование исходных переменных к более удобному для визуализации виду и классификация объектов на основе сжатого признакового пространства;
- создание структурной теории исследования объектов и интерпретация косвенных факторов, не поддающихся непосредственному измерению.

С общетеоретических позиций кластерный анализ также является своеобразным методом снижения размерности, выполняемый в пространстве объектов. Определены [Попечителей, Романов, 1985] основные требования, которые являются определяющими для выбора метода снижения размерности: взаимная некоррелированность, наименьшие искажения структуры моделируемых данных, наибольшая надежность правильного разбиения исходной выборки на естественные группы и т.д.

2.7. Оценка качества водных экосистем по многомерным эмпирическим данным

Мем № 18: «Каковыми бы сложными не были состав элементов, структура взаимосвязей или материально-энергетические процессы в реальной экосистеме, все они, в конечном итоге, сводятся для наблюдателя всего к двум показателям: численности и биомассе особей отдельных видов, измеренных в пространственно-временном аспекте. Роль гидробиолога состоит в том, чтобы по этим двум показателям восстановить всю сложность реального мира, используя свой опыт и "арсенал" математических формул»

[Авторы настоящей книги; предлагается впервые].

Общая постановка задачи

Несмотря на то, что в нашей стране нет общепринятой системы оценки качества вод по гидробиологическим показателям [Винберг, 1979а], основной задачей классической гидробиологии остается таксация водоемов по степени загрязнения. Основные принципы такой оценки в конечном итоге сводятся к следующим формальным аксиоматическим предпосылкам, без выполнения которых эта задача не имеет смысла.

1. Пусть "качество вод" – некоторая внешняя характеристика водоема, оценивающая возможность его использования в тех или иных практических целях, которая может быть представлена шкалой некоторого непрерывного или дискретного показателя Y . Предположим, что заранее установлены сущность и способ измерения (расчета) этого критерия. Для определенности предположим, что величина Y возрастает с уменьшением качества вод.
2. Структурные и функциональные характеристики водных биоценозов являются важными индикаторами "качества вод", иными словами, предполагается некоторая статистически значимая стохастическая связь между величиной Y и некоторой совокупностью гидробиологических измерений.
3. Структура биоценоза может быть достаточно адекватно описана двумя классами переменных: показателями обилия в пространстве видов X_{ei} ($i = 1, 2, \dots, n_e$) и некоторым множеством n_u обобщенных индексов X_{uj} ($j = 1, 2, \dots, n_u$), которые являются в конечном итоге функциями того же обилия – численности и биомассы.
4. Состоятельная и эффективная оценка показателя "качества вод" Y может быть рассчитана с использованием следующей модели, использующей оба класса переменных (для сокращения формы записи приводится ее линейная интерпретация):

$$Y = \beta - \left(\sum_{i=1}^{n_e} \lambda_{vi} x_{ei} + \sum_{j=1}^{n_u} \lambda_{uj} x_{uj} \right), \quad (2.5)$$

где: λ_{vi} и λ_{uj} – найденные коэффициенты статистической модели, β – свободный член.

Величины λ_{vi} при неизвестных X_{ei} в уравнении (2.5) играют роль "индикаторных валентностей": большие положительные значения связаны с чувствительными видами-индикаторами воды высокого качества, отрицательные значения (< 0) – с видами, характерными для загрязненных водоемов, а коэффициенты, близкие к нулю – с эврибионтными видами, не являющимися индикаторами.

Подмножество обобщенных индексов X_{uj} может включать любые, в том числе, такие общепризнанные показатели как информационный индекс Шеннона, биотический индекс Вудивисса, составляющие функционально-энергетического баланса, сапробиологические показатели, коэффициенты, основанные на учете индикаторных групп гидробионтов (олигохет, хирономид и др.). Единственным критерием для включения индекса в модель является его предполагаемая информативность, т.е. возможность учесть при анализе данных новые информационные аспекты, не содержащиеся в явном виде в исходном пространстве видов, а также использовать в конкретных случаях анализа весь ретроспективный опыт и закономерности, выявленные исследователями на водоемах других регионов. В частности, в подмножество обобщенных индексов могут входить абсолютные или относительные показатели обилия отдельных трофико-таксономических групп (см. главу 4).

Статистическое моделирование, всегда основанное на апостериорной информации, предполагает наличие обучающей выборки: таблицы с эмпирическими данными, где каждой k -й строке $\{x_1, \dots, x_i, \dots, x_n\}$ поставлено в соответствие строго определенное значение показателя качества y_k . Если этот показатель измерен в непрерывных шкалах, то решается задача *множественной регрессии*. Если y_k имеет смысл *класса качества* и представлен шкалой наименований или порядковой шкалой, то решается задача *распознавания образов*. В этом случае обучающая последовательность представляет собой таблицу, разбитую на L непересекающихся подмножеств строк, причем любому из L классов принадлежит не менее одного объекта. Содержательный смысл задаваемой системы классификации $\{y_1, y_2, \dots, y_L\}$ не имеет никакого значения для последующего изложения и может быть вполне произвольным (например: любые градации сапробности, токсобности, классов качества вод, типов водоемов, природно-климатических зон и т.д.) Можно упомянуть особый случай представления класса качества y_k в бинарной (альтернативной) шкале измерения, когда используются лишь две градации, например, "плохое качество / хорошее качество".

С точки зрения общих концепций классификации и прогнозирования, каких-либо четких отличий между регрессионным анализом и распознаванием образов нет. Приведем, в частности, обобщенную формулировку задач статистики для таблицы наблюдений X , с предельной ясностью сделанную Г.С. Лбовым [1981], который выделил четыре классические постановки:

- распознавание образов (предсказание для объекта значения некоторого его целевого признака, выраженного в шкале наименований);
- регрессия (предсказание значения числового признака для объекта);
- динамическое прогнозирование значения числового признака объекта, использующее временные измерения значений этого же признака (анализ временных рядов);
- автоматическая группировка объектов (кластерный анализ).

Каждая из перечисленных постановок сводится, в сущности, к единой задаче *заполнения пропусков* в таблице данных. При автоматической группировке объектов в таблицу добавляется новый столбец, содержащий информацию о разбиении всего множества объектов на группы схожих. Для иных постановок прогнозируются неизвестные значения признаков у тех объектов, где имеется пропущенная информация (т.е. смысл задачи заполнения пропусков является эквивалентной классическому восстановлению неизвестных функциональных зависимостей по априори неполной таблице экспериментальных данных).

Процедуры многомерного статистического анализа сводятся к идентификации математических моделей, отражающих состояние объекта. *Идентификация* – это:

- процесс восстановления функции условного математического ожидания моделируемой функции объекта Y на основе ее предполагаемой стохастической связи с набором признаков (для задачи множественной регрессии);
- формирование решающих правил или сравнение образа объекта с набором образов, уже имеющих в системе идентификации (для задачи распознавания образов).

Задача идентификации уравнений регрессии в прикладном смысле сводится к расчету и последующему анализу модели (2.5), т.е. выбору комплекса информативных переменных, наилучшим образом объясняющим существующие закономерности (*структурная идентификация*), подбору оптимальных коэффициентов уравнения или частных выражений для составляющих компонент (*численная и функциональная идентификация*).

Любая гидробиологическая среда представляет собой большой, сложный, слабо детерминированный и эволюционирующий объект исследования. Поэтому, как показывает практика, предположения о линейности аппроксимирующей функции (2.5), как правило, лишены оснований. Теория самоорганизации моделей показывает, что огромное большинство процессов в природе может быть описано, например, в виде полинома высокой степени, являющихся частным случаем обобщенного полинома Колмогорова–Габор [Габор, 1972; Ивахненко с соавт., 1976]:

$$y = a_0 + \sum_{i=1}^n a_i x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j x_i x_j + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^n a_i a_j a_k x_i x_j x_k + \dots \quad (2.6)$$

Число членов полного полинома равно C_{m+q}^q , где m – число переменных, q – степень полинома, и уже при $n=q=7$ достигает 3600. Поэтому основная задача моделирования сложных систем с использованием регрессионных уравнений заключается в том, чтобы исключить в полиноме

(2.6) подмножество "лишних" неинформативных коэффициентов и сохранить необходимое и достаточное сочетание "объясняющих членов". Сложность синтезированной модели будет оптимальной, если необходимая адекватность обеспечивается при минимальном количестве составляющих ее элементов [Эшби, 1959].

Для реализации этих условий необходим набор алгоритмов и методов построения различных эмпирических моделей прогнозирования (2.5), который бы удовлетворял следующим условиям:

- достаточно высокая вычислительная эффективность, позволяющая получить работоспособные модели при разумных ресурсных издержках;
- отсутствие определяющих ограничений на функцию распределения данных;
- обеспечение возможности обработки разнотипных экспериментальных данных (без сведения всех признаков к одной шкале) и инвариантность к допустимым преобразованиям шкал признаков;
- робастность и технологичность при наличии пропусков в таблице, а также в случае, если число измеренных признаков n значительно превышает число объектов m ;
- простота получения результата и инвариантность к конкретной проблемной области.

В этих условиях методы традиционной параметрической статистики не всегда могут быть работоспособны, поскольку требуют либо ощутимого объема исходных данных, либо некоторых предположений о виде функций распределения. Определенную альтернативу им составляют алгоритмы распознавания образов.

Методы распознавания образов

Как отмечалось выше, реальные гидробиологические объекты отличаются друг от друга какими-либо свойствами, но в то же время, многие из них обладают и некоторой общностью, что позволяет объединять объекты в классы. В математической литературе часто используется тождественное «классу» понятие «образа» и многие задачи классификации объединены под названием "проблемы распознавания образов". Наиболее удачно смысл этого термина сформулирован Н.Г. Загоруйко [1972]: *«Под образом будем понимать наименование области в пространстве признаков, в которой отображается множество объектов или явлений реального мира».*

Понятие «образа» может быть в разной степени абстрактным по отношению к изучаемым предметам и явлениям. Например, в объективной реальности не существует "экосистемы вообще", а существуют только отдельные измерения, наделенные некоторыми общими свойствами и объединенные исследователем в некоторый образ "экосистема". В нашем случае "экосистемой" можно назвать и некоторую небольшую географическую общность точек наблюдения (створ, станция), и произвольный участок реки, и отдельную реку или некоторую их совокупность, и весь Волжский бассейн в целом. В рамках тех формально-логических определений "экосистемы", которые существуют в настоящее время, корректность перечисленных утверждений нельзя ни доказать, ни опровергнуть (что вытекает из теоремы о "неполноте" К. Гёделя).

В рассматриваемом случае классы эквивалентности с той или иной степенью обоснованности задаются самим исследователем, т.е. рассматривается задача "распознавания с учителем", что отличает ее от описанного выше кластерного анализа. При этом выделяемые самостоятельные единицы ("экземпляры") образов группируются на основе некоторых содержательных представлений или используется внешняя дополнительная информация о сходстве и различии объектов в контексте решаемой задачи (например, постулируются образ буквы «А», границы реки Сок или в отдельный "грязный" класс выделяются измерения с $БПК_5 > 3$).

Предтечей математических методов распознавания образов явился дискриминантный анализ, предложенный в 1936 г. Р. Фишером (R. Fisher), – классическая ветвь биометрии, которая уже более 60 лет находит применение в самых разных областях биологической систематики и медицинской диагностики [Урбах, 1964; Дуда, Харт, 1978; Кравцов, Милютин, 1981; Айвазян с соавт., 1989; Ким с соавт., 1989]. Этот вид анализа обобщает несколько тесно связанных статистических процедур, относящихся к подмножеству линейных методов, поскольку модель классификации линейна относительно дискриминантных функций и напоминает множественную линейную регрессию. С другой стороны, основная идея дискриминантного анализа заключается в том, чтобы определить, отличаются ли совокупности по среднему значению линейной комбинации исходных переменных, и затем использовать эту комбинацию, чтобы предсказать для новых членов их принад-

лежность к той или иной группе. Поставленная таким образом задача о дискриминантной функции может быть сформулирована как задача многомерного дисперсионного анализа (MANOVA).

Множество алгоритмов распознавания образов, при всей их несхожести, методически основаны на одной предпосылке – гипотезе компактности [Айвазян с соавт., 1989; Кольцов, 1989], т.е. «в используемом пространстве признаков измерения, принадлежащие одному и тому же классу, близки между собой, а измерения, принадлежащие разным классам хорошо разделены друг от друга». Существуют разные версии классификации алгоритмов распознавания, предлагаемые Ю.Л. Барабашем с соавторами [1967], Л.Т. Кузиным [1979], П. Уинстоном [1980], В.И. Васильевым [1983], А.Л. Гореликом и В.А. Скрипкиным [1984], Я.З. Цыпкиным [1984] и др. Например, в работах Е.В. Луценко [1996, 2002] используется типология методов распознавания образов на основе двух основных способов представления знаний:

- интенциональное представление – в виде схемы связей между признаками;
- экстенциональное представление – с помощью описаний конкретных объектов.

Обобщенные выводы из этого детального обзора методов распознавания мы представили в табл. 2.3, хотя не во всем согласны с излишне категоричными мнениями автора о недостатках анализируемых алгоритмов.

Обзор методов автоматической классификации применительно к проблемам геоботаники был выполнен также одним из соавторов книги [Розенберг, 1977].

Методы, основанные на оценках плотностей распределения значений признаков, заимствованы из классической теории статистических решений [Кендалл, Сьюарт, 1973], в которой объекты исследования рассматриваются как реализации многомерной случайной величины, распределенной в пространстве признаков по какому-либо закону [Афифи, Эйзен, 1982; Горелик, Скрипкин, 1984]. Эта группа методов использует ту или иную интерпретацию формулы условных вероятностей Т. Байеса (Т. Bayes) и имеет прямое отношение к методам дискриминантного анализа.

В группе *методов, основанных на предположениях о классе решающих функций*, считается известным общий вид уравнения разделяющей поверхности и задан функционал качества разбиения [Аркадьев, Браверман, 1971; Дуда, Харт, 1978; Кольцов, 1989]. Самыми распространенными являются представления решающих функций в виде линейных и обобщенных нелинейных полиномов, что позволяет говорить об аналогии этих методов с частными реализациями регрессионного анализа. Функционал качества решающего правила обычно связывают с ошибкой классификации. Наиболее эффективными методами этой группы являются алгоритм построения оптимальной разделяющей гиперплоскости – "обобщенного портрета" [Вапник, Червоненкис, 1974] и разделение классов потенциальными функциями [Айзерман с соавт., 1970; Ту, Гонсалес, 1978].

Логические методы распознавания образов базируются на аппарате булевой алгебры логики и позволяют оперировать информацией, заключенной не только в отдельных признаках, но и в сочетаниях значений признаков [Горелик с соавт., 1985]. В главе 8 будут представлены результаты использования наиболее распространенного алгоритма этой группы – "Кора" [Бонгард, 1967; Вайнцвайг, 1973], формирующего систему логических решающих правил в виде конъюнкций элементарных событий.

Лингвистические методы распознавания образов основаны на использовании специальных грамматик (т.е. правил построения объектов из "атомарных" элементов), порождающих языки, с помощью которых может описываться совокупность свойств распознаваемых объектов [Фу, 1977; Борисов с соавт., 1982; Горелик с соавт., 1985]. Синтаксические анализаторы, которые представляют полное описание объекта в виде дерева грамматического разбора, устанавливают его синтаксическую правильность, а именно, может ли фиксированная грамматика, описывающая некоторый класс, породить имеющееся описание объекта. В противном случае, объект либо отклоняется, либо подвергается анализу с помощью других грамматик, описывающих другие классы объектов.

В *экстенциональных методах*, в отличие от *интенционального направления*, каждому изучаемому объекту в большей или меньшей мере придается самостоятельное диагностическое значение. Объекты в указанной группе методов играют роль *диагностических прецедентов*, при этом роль каждого из них может меняться в самых широких пределах: от главной до весьма косвенного участия в процессе классификации. По своей сути экстенциональные методы рассматривают измерения как целостные феномены, каждый из которых индивидуален и имеет особую диагностическую ценность, что определяет высокую эффективность этих методов для "чистого" прогноза. Однако задача восстановления *закономерностей поведения объектов и интерпретации связей*

между варьируемыми переменными (т.е. функция объяснения) является для них трудно формализуемой.

Таблица 2.3

Классификация методов распознавания образов; области их применения, наличие ограничений и недостатков [Луценко, 1996]

Классификация методов распознавания		Область применения	Ограничения (недостатки)
Методы, основанные на операциях с признаками (интенциональные методы)	Методы, основанные на оценках плотностей распределения значений признаков	Задачи с известным распределением (как правило, нормальным), необходимость набора большой статистики.	Необходимость перебора всей обучающей выборки при распознавании, высокая чувствительность к репрезентативности обучающей выборки и артефактам.
	Методы, основанные на предположениях о классе решающих функций	Классы должны быть хорошо разделяемыми, система признаков - ортонормированной	Должен быть заранее известен вид решающей функции. Невозможность учета новых знаний о корреляциях между признаками.
	Логические методы	Задачи небольшой размерности пространства признаков.	При отборе логических решающих правил (конъюнкций) необходим полный перебор. Высокая вычислительная трудоемкость.
	Лингвистические (структурные) методы	Задачи небольшой размерности пространства признаков.	Задача восстановления (определения) грамматики по некоторому множеству высказываний (описаний объектов), является трудно формализуемой.
Методы, основанные на операциях с объектами (экстенциональные методы)	Метод сравнения с прототипом	Задачи небольшой размерности пространства признаков.	Высокая зависимость результатов классификации от меры расстояния (метрики).
	Метод k -ближайших соседей	Задачи небольшой размерности по количеству классов и признаков.	Высокая зависимость результатов классификации от меры расстояния (метрики). Необходимость полного перебора обучающей выборки при распознавании. Вычислительная трудоемкость.
	Алгоритмы вычисления оценок (голосования) АВО	Задачи небольшой размерности по количеству классов и признаков.	Зависимость результатов классификации от меры расстояния (метрики). Необходимость полного перебора обучающей выборки при распознавании. Высокая техническая сложность метода.
	Коллективы решающих правил	Задачи небольшой размерности по количеству классов и признаков.	Очень высокая техническая сложность метода, теоретические проблемы, как при определении областей компетенции частных методов, так и в самих частных методах.

Основными операциями в распознавании образов с помощью методов второй группы являются операции определения сходства и различия объектов. Дальнейшее разделение экстенциональных методов на подклассы основано на различии в количестве диагностических прецедентов, которые используются для процесса решения: от одного в каждом распознаваемом классе (*метод сравнения с прототипом*) до полного объема выборки (*алгоритмы АВО* Ю.И. Журавлева [1978, Журавлев, Никифоров, 1971]). В частности, при классификации неизвестного объекта по *методу k-ближайших соседей* [Гренандер, 1979, 1981, 1983] находится заданное число (k) геометрически ближайших к нему в пространстве признаков других объектов с уже известной принадлежностью к распознаваемым классам. Дальнейшее решение принимается, например, с помощью простого подсчета голосов.

Так как различные алгоритмы распознавания проявляют себя по-разному на одной и той же выборке объектов, то закономерно встает вопрос о синтетическом решающем правиле, адаптивно использующем сильные стороны этих алгоритмов [Растрингин, Эренштейн, 1981; Брусиловский, Розенберг, 1983; Брусиловский, 1987; Розенберг с соавт., 1994]. В коллективах решающих правил применяется двухуровневая схема распознавания. На первом уровне работают частные алгоритмы распознавания, результаты которых объединяются на втором уровне в блоке синтеза. Наиболее распространенные способы такого объединения основаны на выделении "областей компетентности", для которых доказана успешность работы какого-либо частного алгоритма распознавания.

Наряду с формальными методами распознавания образов полное и адекватное развитие в различных областях получили различные *эвристические алгоритмы* классификации и прогнозирования. Этот подход основывается на трудно формализуемых знаниях и интуиции исследователя, который сам определяет, какую информацию и каким образом нужно использовать для достижения требуемого эффекта распознавания. Примерами таких "авторских" методов являются процедура автоматической классификации геоботанических описаний [Розенберг, 1984] и алгоритм расчета индикаторных валентностей, представленный в главе 8.

Выбор методов многомерного анализа и особенности их реализации

Не только отклик Y модели (2.5), но и варьируемые переменные X_{vi} , X_{uj} могут быть измерены в различных шкалах: количественной, порядковой или бинарной (альтернативной). В зависимости от размерности признакового пространства и шкал представления данных, могут быть использованы различные математические методы обработки многомерных наблюдений, каждый из которых имеет свою область и особенности применения. В рамках настоящей монографии мы были не в состоянии детально описать и выполнить расчеты для всех многочисленных алгоритмов параметрической статистики и распознавания образов, поэтому в главе 8 ограничились некоторым "джентльменским" набором, руководствуясь при отборе соображениями популярности, доступности и личными симпатиями. Область применения каждого из использованных методов для различных шкал переменных представлена в табл. 2.4.

Таблица 2.4

Условия применения некоторых математических методов обработки многомерных наблюдений

Наименование метода или алгоритма	Шкала измерения отклика Y			Использование обобщенных индексов	Шкала измерения обилия видов		
	Количественная	Порядковая	Альтернативная		Количественная	Порядковая	Альтернативная
1. Множественный регрессионный анализ	⊕			$n_u > 0$			
2. Логистическая регрессия и упорядоченный пробит-анализ		⊕	⊕	$n_u > 0$			
3. Линейный дискриминантный анализ		⊕	⊕	$n_u > 0$			
4. Алгоритм вычисления индикаторных валентностей		⊕	⊕	$n_u = 0$	⊕	⊕	⊕
5. Построение разделяющей гиперплоскости (метод обобщенного портрета)			⊕	$n_u = 0$		⊕	⊕
6. Алгоритмы алгебры логики (метод «Кора»)			⊕	$n_u = 0$			⊕

При использовании параметрических методов статистики, представленных в табл. 2.4 пунктами 1-3, надежность получаемых результатов может в значительной мере зависеть от характера распределения исходных переменных. При анализе моделей часто используются такие предположения, как равенство дисперсионных матриц, равенство условных вероятностей событий в пределах класса и априорных вероятностей наблюдения классов, равенство функций потерь и т.д.

Размерность признакового пространства практически не должна превышать 250-300, иначе могут возникнуть трудности вычислительного характера при матричных преобразованиях.

Как убедительно свидетельствует работа В.Н. Максимова с соавт. [1999], применение методов математической статистики, основанных на стандартном анализе дисперсий и ковариаций, оказывается малоэффективным для оценки причинно-следственных связей в пространстве гидро-биологических переменных, которые представляют собой сильно разреженные матрицы большой размерности, заполненные в основном нулями. Поскольку основная часть таксономических групп зообентоса встречается всего в нескольких пробах из ста, нельзя говорить о сколько-нибудь приближительной нормальности распределения обилия видов: признаковое пространство очень обширно, плохо обусловлено и скорее дискретно, чем непрерывно.

В связи с этим, применение классических параметрических методов 1-3 для обработки таблиц наблюдений в пространстве видов оказалось невозможным и, в качестве переменных моделей, использовались обобщенные индексы или показатели обилия таксонов, объединяющих группы видов. При использовании эвристических и непараметрических методов моделирования 4-6, которые не предъявляют жестких требований к таким свойствам исходных выборок, как нормальность распределения переменных, однородность дисперсий и т.п., имеется возможность детализации признакового пространства до уровня показателей обилия отдельных видов.

2.8. Методы и модели искусственного интеллекта

Мем № 19: *«Обладая возможностью запоминать и взаимосвязывать огромное число каузальных сил, компьютер может нам помочь справиться с проблемами на гораздо более глубоком, чем обычно уровне. Он может просеивать громадные массивы данных, чтобы отыскать едва уловимые образцы, помочь собрать разрозненные "крупницы информации" в большое по объему и значению целое... Можно ожидать, что компьютеры углубят всю культуру суждения о причинности, усиливая наше понимание взаимосвязанности вещей, помогая нам синтезировать значимое "целое" из вихря кружащихся вокруг нас разрозненных данных»*

Э. Тоффлер ["Третья волна", цит. по: Леонов, URLv].

Развитие концепции искусственного интеллекта

Современные исследователи экономики, истории, философии и геополитики признают уже как свершившийся факт начало эры "Третьей волны", концепция которой описана и сформулирована в известной книге американского футуролога Э. Тоффлера. *Третья волна* – зарождение цивилизации, в которой доминирующим ресурсом развития становятся Информация и Знание. В этой связи наступает переосмысление наших взглядов на компьютеры и информационные технологии [Райс, 1998, Смолл, 1997].

Однако и сами традиционные компьютерные технологии в предшествующее десятилетие столкнулись с лавинообразным ростом информации, которую не в состоянии обработать. На первый план выдвинулись трудно формализуемые проблемы и задачи, оперирующие с нечеткими множествами [Заде, 1974; Орловский, 1981; Масалович, 1995, URL]. Необходимость бесконечно создавать терабайты программного обеспечения вылилась в "творческий" кризис, выход из которого связан с переходом на качественно новый информационно-технологический уровень, который могут обеспечить только системы искусственного интеллекта [Нильсон, 1973, Хант, 1978; Уинстон, 1980; Лорьер, 1991]. Поэтому дальнейшее развитие средств компьютеризации во всем мире проходит под знаком программы "Вычисления в Реальном мире" (*Real World Computing – RWC*), инициированной Японией в 1992 г. [Горбань с соавт., 1998]. В ней речь идет прежде всего о том, чтобы дать вычислительным и управляющим системам возможность самостоятельно, без помощи "переводчика"-человека воспринимать сигналы внешнего мира и воздействовать на него. Авторы программы огромную роль – до 30-40% ее содержания – отводят развитию систем искусственного интеллекта, исследованию естественных и созданию искусственных нейросетевых систем.

Искусственный интеллект ИИ (artificial intelligence) обычно трактуется как свойство автоматических систем брать на себя отдельные функции мыслительной способности человека, например, выбирать и принимать оптимальные решения на основе ранее полученного опыта и рацио-

нального анализа внешних воздействий [Сотник, URL]. Речь идет, в первую очередь, о системах, в основу которых положены принципы обучения, самоорганизации и эволюции при минимальном участии человека, но привлечении его в качестве учителя и партнёра, гармоничного элемента человеко-машинной системы.

Естественно, что попытки создать ИИ на базе компьютеров начались на заре развития компьютерной техники. Тогда господствовала компьютерная парадигма, ключевыми тезисами которой утверждалось, что машина Тьюринга является теоретической моделью мозга, а компьютер – реализацией универсальной машины и любой информационный процесс может быть воспроизведён на компьютере. Такая парадигма была доминирующей долгое время, принесла много интересных результатов, но главной задачи – построения ИИ в смысле моделирования мышления человека, так и не достигла. Компьютерная парадигма создания ИИ, потерпевшая крах в связи с неправильным набором ключевых предпосылок, логично трансформировалась в нейроинформатику, развивающую некомпьютерный подход к моделированию интеллектуальных процессов. Человеческий мозг, оперирующий с нерасчленённой информацией, оказался значительно сложнее машины Тьюринга. Каждая человеческая мысль имеет свой контекст, вне которого она бессмысленна, знания хранятся в форме образов, которые характеризуются нечёткостью, размытостью, система образов слабо чувствительна к противоречиям. Система хранения знаний человека характеризуется высокой надёжностью вследствие распределённого хранения знаний, а оперирование с информацией характеризуется большой глубиной и высоким параллелизмом.

Переработка информации в любых интеллектуальных системах основывается на использовании фундаментального процесса – обучения. Образы обладают характерными объективными свойствами в том смысле, что разные распознающие системы, обучающиеся на различном материале наблюдений, большей частью одинаково и независимо друг от друга классифицируют одни и те же объекты. Именно эта объективность образов позволяет людям всего мира понимать друг друга. *Обучением* обычно называют процесс выработки в некоторой системе специфической реакции на группы внешних идентичных сигналов путем многократного воздействия на распознающую систему сигналов внешней корректировки. Механизм генерации этой корректировки, которая чаще всего имеет смысл *поощрения* и *наказания*, практически полностью определяет алгоритм обучения. Самообучение отличается от обучения тем, что здесь дополнительная информация о верности реакции системе не сообщается.

Мы рассмотрели в предыдущем разделе два основных принципа обучения распознаванию образов – *геометрический*, основанный на построении разделяющих поверхностей в пространстве образов, и *структурный (лингвистический)*, основанный на выделении базовых структурных признаков и отношений между ними. Однако, например, концепции построения нейронных сетей, нелинейных по своей природе, предоставляют качественно более мощные методы моделирования процесса распознавания, позволяющие воспроизводить чрезвычайно сложные зависимости.

Интеллектуальные информационные системы могут использовать "библиотеки" самых различных методов и алгоритмов, реализующих разные подходы к процессам обучения, самоорганизации и эволюции при синтезе систем ИИ. Поскольку к настоящему времени нет ни обобщающей теории искусственного интеллекта, ни работающего образца полнофункциональной ИИ-модели, то нельзя сказать, какой из этих подходов является правильным, а какой ошибочным: скорее всего они способны гармонично дополнять друг друга.

Искусственный интеллект реализуется с использованием четырех подходов (с трудом удержимся, чтобы не произнести модное «парадигм»): логического, эволюционного, имитационного и структурного. Все эти четыре направления развиваются параллельно, часто взаимно переплетаясь.

Логический подход

Основой для логического подхода служит булева алгебра и ее логические операторы (в первую очередь, знакомый всем оператор IF ["если"]). Свое дальнейшее развитие булева алгебра получила в виде исчисления предикатов, в котором она расширена за счет введения предметных символов, отношений между ними, кванторов существования и всеобщности. Практически каждая система ИИ, построенная на логическом принципе, представляет собой машину доказательства теорем. При этом исходные данные хранятся в базе данных в виде аксиом, а правила логического вывода – как отношения между ними.

Для большинства логических методов характерна большая трудоемкость, поскольку во время поиска доказательства возможен полный перебор вариантов. Поэтому данный подход требует эффективной реализации вычислительного процесса, и хорошая работа обычно гарантируется при сравнительно небольшом размере базы данных. Примером практической реализации логических методов являются деревья решений [Breiman et al., 1984; Loh, Shih, 1997; Деревья классификации..., URL], которые реализуют в концентрированном виде процесс "обучения" или синтеза решающего правила.

Добиться большей выразительности логическому подходу позволяет такое сравнительно новое направление, как нечеткая логика. После основополагающих работ Л. Заде [Zadeh, 1965; Заде, 1974, 1976] термин *fuzzy* (англ. *нечеткий, размытый*) стал ключевым словом. В отличие от традиционной математики, требующей на каждом шаге моделирования точных и однозначных формулировок закономерностей, нечеткая логика предлагает совершенно иной уровень мышления, благодаря которому творческий процесс моделирования происходит на более высоком уровне абстракции, при котором постулируется лишь минимальный набор закономерностей. Например, правдивость логического высказывания может принимать в нечетких системах, кроме обычных "да / нет" (1 / 0), еще и промежуточные значения: "не знаю" (0.5), "пациент скорее жив, чем мертв" (0.75), "пациент скорее мертв, чем жив" (0.25) и т.д. Данный подход больше похож на мышление человека, который редко отвечает на вопросы только «да» или «нет». Теоретические основы и прикладные аспекты интеллектуальных систем оценивания и прогнозирования в условиях неопределенности, основанные на теории нечетких множеств, подробно изложены в литературных источниках [Аверкин с соавт., 1986; Борисов с соавт., 1989; Нетрадиционные модели..., 1991; Васильев, Ильясов, 1995].

Методы самоорганизации и эволюционный подход

Под термином «самоорганизация» понимается «процесс самопроизвольного (спонтанного) увеличения порядка, или организации в системе, состоящей из многих элементов, происходящий под действием внешней среды» [Ивахненко с соавт., 1976].

Принципы самоорганизации были предметом исследования многих выдающихся ученых: Дж. фон Неймана, Н. Винера, У.Р. Эшби и др. Большой вклад в развитие этого направления внесли работы украинских кибернетиков под руководством А.Г. Ивахненко [Ивахненко, 1969, 1975, 1982; Ивахненко, Лапа, 1971; Ивахненко, Юрачковский, 1987], разработавших целый класс адаптивных самоорганизующихся моделей (англ. *selforganisation models*), который можно было бы назвать "интеллектуальным обобщением" эмпирико-статистических методов.

Можно отметить следующие принципы самоорганизации математических моделей:

- принцип **неокончателных решений** (предложен Д. Габором [1972] и заключается в необходимости сохранения достаточной "свободы выбора" нескольких лучших решений на каждом шаге самоорганизации),
- принцип **внешнего дополнения** (базируется на теореме К. Геделя [Нагель, Ньюмен, 1970] и заключается в том, что только внешние критерии, основанные на новой информации, позволяют синтезировать истинную модель объекта, скрытую в зашумленных экспериментальных данных);
- принцип **массовой селекции** (предложен А.Г. Ивахненко и указывает наиболее целесообразный путь постепенного усложнения самоорганизующейся модели, с тем чтобы критерий ее качества проходил через свой минимум).

Для возникновения самоорганизации необходимо иметь исходную структуру, механизм случайных ее мутаций и критерии отбора, благодаря которому мутация оценивается с точки зрения полезности для улучшения качества системы. Т.е. при построении этих систем ИИ исследователь задает только исходную организацию и список переменных, а также критерии качества, формализующие цель оптимизации, и правила, по которым модель может изменяться (самоорганизовываться или эволюционировать). Причем сама модель может принадлежать самым различным типам: линейная или нелинейная регрессия, набор логических правил или любая другая модель.

Можно выделить следующие подклассы самоорганизующихся моделей [Справочник по типовым..., 1980]:

- модели, реализующие полиномиальные алгоритмы, обобщением которых явился *метод группового учета аргументов (МГУА)*;

- модели, основанные на вероятностных методах самоорганизации и грамматике конечных стохастических автоматов;
- исследование структуры сложной системы и решение задач восстановления уравнений (физических законов), описывающих разомкнутый объект по небольшому количеству экспериментальных точек.

Принцип массовой селекции, используемый в алгоритмах МГУА, как и многие другие идеи кибернетики, заимствует действующие природные механизмы и схематически повторяет агротехнические методы селекции растений или животных, например:

- высевается некоторое количество семян и, в результате опыления, образуются сложные наследственные комбинации;
- селекционеры выбирают некоторую часть растений, у которых интересующее их свойство выражено больше всего (эвристический критерий);
- семена этих растений собирают и снова высевают для образования новых, еще более сложных комбинаций;
- через несколько поколений селекция останавливается, и ее результат является оптимальным;
- если чрезмерно продолжать селекцию, то наступит «инцухт» — вырождение растений (т.е. существует оптимальное число поколений и оптимальное количество семян, отбираемых в каждом из них).

Алгоритм МГУА воспроизводит схему массовой селекции [Ивахненко, 1975], показанной на рис. 2.4, и включает генераторы усложняющихся из ряда в ряд комбинаций и критерии порогового самоотбора лучших из них.

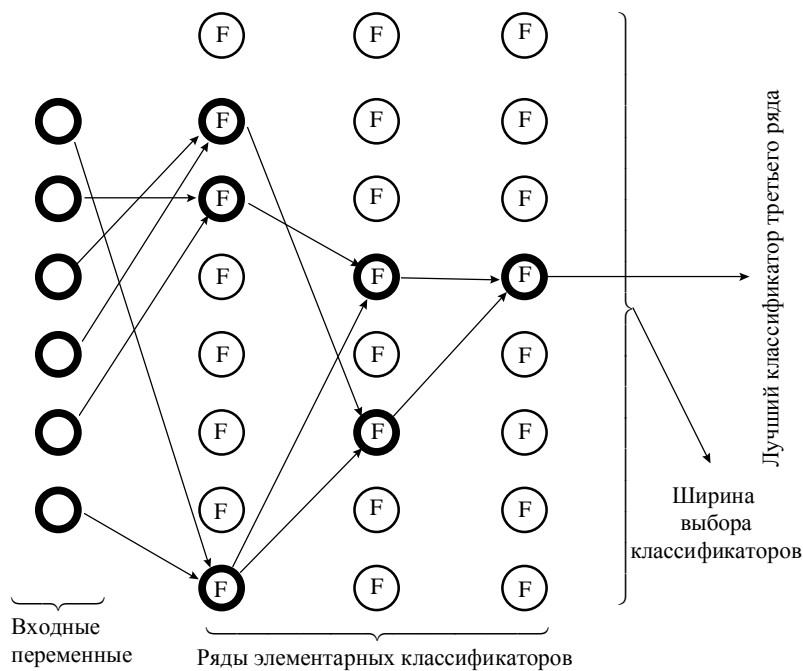


Рис. 2.4. Алгоритм МГУА как эквивалент массовой селекции

Так называемое «полное» описание объекта

$$Y = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_m),$$

где f — некоторая функция типа (2.6) заменяется несколькими рядами «частных» описаний:

$$1\text{-ряд селекции: } y_1 = \varphi(x_1, x_2), y_2 = \varphi(x_1, x_3), \dots, y_s = \varphi(x_{m-1}, x_m),$$

$$2\text{-ряд селекции: } z_1 = \varphi(y_1, y_2), z_2 = \varphi(y_1, y_3), \dots, z_p = \varphi(y_{s-1}, y_s), \text{ где } s = C_n^2, p = C_s^2 \text{ и т.д.}$$

Входные аргументы и промежуточные переменные сопрягаются попарно, и сложность комбинаций на каждом ряду обработки информации возрастает (как при массовой селекции), пока не будет получена единственная модель оптимальной сложности. Поскольку каждое частное описание являет-

ся функцией только двух аргументов, его коэффициенты легко определить по данным обучающей последовательности при малом числе узлов интерполяции [Васильев с соавт., 1989].

Из ряда в ряд селекции пропускается только некоторое количество самых регулярных переменных, степень регулярности которых оценивается по специальным критериям [Розенберг с соавт., 1994]. Ряды селекции наращиваются до тех пор, пока регулярность повышается. Как только достигнут минимум ошибки, селекцию, во избежание «инцухта», следует остановить. Практически рекомендуется остановить селекцию даже несколько раньше достижения полного минимума, как только ошибка начинает падать слишком медленно. Это приводит к более простым и более достоверным уравнениям.

По своим принципам инвариантного отображения среды многорядные алгоритмы МГУА чрезвычайно близки идеям нейросетевого моделирования, в частности, многослойному перцептронному Ф. Розенблатта.

Самоорганизующиеся модели служат, в основном, для прогнозирования поведения и структуры экосистем, так как по самой логике их построения участие исследователя в этом процессе сведено к минимуму. Можно привести ряд конкретных примеров использования алгоритмов МГУА: для долгосрочных прогнозов экологической системы оз. Байкал [Ивахненко с соавт., 1980], моделирования геоботанических описаний [Розенберг, 1981, 1984]; системы "хищник–жертва" [Брусиловский, Розенберг, 1981а,б], прироста деревьев [Розенберг, Феклисов, 1982], прогнозирования токсикологических показателей поллютантов [Шитиков с соавт., 1986], оценки динамики численности сообществ зоопланктона [Розенберг с соавт., 1994а].

В математической кибернетике различают два вида итеративных процессов развития систем [Ивахненко с соавт., 1976]:

- *адаптация*, при которой экстремум (цель движения системы) остается постоянной;
- *эволюция*, при которой движение сопровождается изменением и положения экстремума.

Если самоорганизация связана только с адаптационными механизмами подстройки реакций системы (например, изменением значений весовых коэффициентов), то понятие *эволюции* связано с возможностью *эффектора* (термин, введенный С. Лемом [1968]) изменять свою собственную структуру, т.е. количество элементов, направленность и интенсивность связей, настраивая их оптимальным образом относительно поставленных задач в каждый конкретный момент времени. В процессе эволюции в условиях сложной и меняющейся среды эффектор способен приобрести принципиально новые качества, выйти на следующую ступень развития [Гаазе-Рапопорт, Поспелов, 1987]. Например, в процессе биологической эволюции возникли чрезвычайно сложные и вместе с тем удивительно продуктивно функционирующие живые организмы.

Эволюционное моделирование [Фогель с соавт., 1969; Букатова, 1979; Букатова с соавт., 1991] представляет собой существенно универсальный способ построения прогнозов макросостояний системы в условиях, когда полностью отсутствует апостериорная информация, а априорные данные задают лишь предысторию этих состояний. Общая схема алгоритма эволюции выглядит следующим образом:

- задается исходная организация системы (в эволюционном моделировании в этом качестве может фигурировать, например, конечный детерминированный автомат Мили; см. [Растрингин, Марков, 1976; Букатова, 1979]);
- проводят случайные "мутации", т.е. изменяют случайным образом текущий конечный автомат;
- отбирают для дальнейшего "развития" ту организацию (тот автомат), которая является "лучшей" в смысле некоторого критерия, например, максимальной точности предсказания последовательности значений макросостояний экосистемы.

Критерий качества модели в этом случае мало чем отличается, например, от минимума среднеквадратической ошибки на обучающей последовательности метода наименьших квадратов (со всеми вытекающими отсюда недостатками). Однако, в отличие от адаптации, в эволюционном программировании структура решающего устройства мало меняется при переходе от одной мутации к другой, т.е. не происходит перераспределения вероятностей, которые бы закрепляли мутации, приведшие к успеху на предыдущем шаге. Поиск оптимальной структуры происходит в большей степени случайным и нецеленаправленным, что затягивает процесс поиска, но обеспечивает наилучшее приспособление к конкретным изменяющимся условиям.

Одним из первых возможность применения эволюционного моделирования для целей экологического прогнозирования использовал В.Ф. Крапивин [1978]. В дальнейшем, эти подходы применялись для прогнозирования величины прироста деревьев [Розенберг, Феклистов, 1982; Розенберг, 1984] и состояний байкальского планктона [Брусилковский, 1987]. Идея эволюции нашла свое выражение в разработке моделей временных рядов экологических переменных с использованием трехэтапного эволюционного предсказывающего алгоритма [Розенберг с соавт., 1994] и автоматов Мили для многосимвольных целочисленных временных рядов [Морозов, 2000]. В этих работах использовался конечный автомат Мили со структурой, описывающей некоторый набор состояний автомата и совокупность связей между ними. Автомат в ходе эволюционного процесса "мутировал" в соответствии с некоторым набором заданных правил преобразования входных символов в выходные.

В последнее десятилетие наблюдается повышенный интерес к наиболее "биологизированным" моделям эволюции с использованием генетического алгоритма, который можно считать "интеллектуальной" формой метода проб и ошибок. *Генетический алгоритм* [Goldberg, 1989; Скурихин, 1995; Васильев, Ильясов, 1999], позаимствованный у природных аналогов, является наиболее элегантным представителем эволюционных методов и представляет собой мощное поисковое средство, эффективное в различных проблемных областях и основанное на трех компонентах:

- генетической памяти, сконцентрированной в "хромосомах";
- воспроизведения, осуществляемого при помощи операторов кроссинговера и мутации;
- селекции продуктивных решений методами оптимизации многоэкстремальных функций.

Еще один широко используемый подход к построению систем ИИ – *имитационный* [Емельянов, Ясиновский, 1998]. Данный подход является классическим для кибернетики с одним из ее базовых понятий – "черным ящиком" – устройством, информация о внутренней структуре и содержании которого отсутствует полностью, но известны спецификации входных и выходных сигналов. Объект, поведение которого имитируется, как раз и представляет собой такой "черный ящик". Нам не важно, что у него и у модели внутри и как он функционирует, главное, чтобы наша модель в аналогичных ситуациях вела себя точно так же. Таким образом, здесь, после обучения и самоорганизации, моделируется еще одно свойство человека – способность копировать то, что делают другие, не вдаваясь в подробности, зачем это нужно. Основным недостатком имитационного подхода также является низкая информационная способность большинства моделей, построенных с его помощью.

Структурный подход и нейросетевое моделирование

Под *структурным подходом* подразумеваются попытки построения систем ИИ путем моделирования структуры человеческого мозга. В последние десять лет впечатляет феномен взрыва интереса к структурным методам самоорганизации – *нейросетевому моделированию*, которое успешно применяется в самых различных областях – бизнесе, медицине, технике, геологии, физике, т.е. везде, где нужно решать задачи прогнозирования, классификации или управления [Горбань, 1990, 1998а,б; Уоссермен, 1992; Васильев с соавт., 1997]. Описаны и широко распространяются нейросетевые расширения к популярным пакетам прикладных программ [Горбань, Россиев, 1996; Дьяконов, Круглов, 2001; Нейронные сети..., 2001], что делает процесс проектирования интеллектуальных систем доступным любой домохозяйке с персональным компьютером. К сожалению, известные авторам сведения об использовании нейронных сетей в российской экологии весьма скудны и ограничиваются моделированием лесорастительных свойств ландшафтных зон [Царегородцев, Погребная, 1998] и авторским вариантом моделирования гидроэкологических систем [Шитиков с соавт., 2002].

Способность нейронной сети к обучению впервые была исследована Дж. Маккалоком и У. Питтом, когда в 1943 г. вышла их работа "Логическое исчисление идей, относящихся к нервной деятельности". В ней была представлена модель нейрона и сформулированы принципы построения искусственных нейронных сетей.

Крупный толчок развитию нейрокибернетики дал американский нейрофизиолог Ф. Розенблатт, предложивший в 1962 г. свою модель нейронной сети – перцептрон [Розенблатт, 1965; Минский, Пейперт, 1971]. Воспринятый первоначально с большим энтузиазмом, перцептрон вскоре подвергся интенсивным нападкам со стороны крупных научных авторитетов. И, хотя подробный анализ их аргументов показывает, что они оспаривали не совсем тот перцептрон, который предла-

гал Розенблатт, крупные исследования по нейронным сетям были свернуты почти на 10 лет. И когда в журнале "Успехи физических наук" стали появляться статьи, связанные с фазовыми переходами в нейронных системах, корректоры упорно исправляли в этих статьях слово «нейрон» на слово «нейтрон».

Значительную роль в общем подъеме интереса к нейропроблемам сыграла теория, предложенная Дж. Хопфилдом [Hopfield, 1982]. Она буквально заорожила на продолжительное время физиков-теоретиков. И хотя с точки зрения нейро-теоретиков и технологов эта теория мало что дала, возбужденные ей аналогии и каскады головокружительных вычислений доставили немало эстетических радостей адептам науки. Более того, по аллитерации «нейрон»-«нейтрон» возникло модное в ту пору сочетание "нейронная бомба" и нейросетевые исследования стали финансироваться в рамках исследовательских программ всех родов войск США. Не исключено, что на вооружении каких-то стран уже имеются нейронные снаряды-камикадзе, чей нейросетевой "интеллект" направлен на уничтожение каких-то конкретных целей...

Другой важный класс нейронных систем был введен в рассмотрение финном Т. Кохоненом [1982]. У этого класса красивое название: "самоорганизующиеся отображения состояний, сохраняющие топологию сенсорного пространства". Теория Кохонена активно использует *теорию адаптивных систем*, которую развивал на протяжении многих лет академик РАН Я.З. Цыпкин [1968, 1984].

Весьма популярна сейчас во всем мире оценка возможностей обучающихся систем, в частности, нейронных сетей, основанная на *теории размерности*, созданной в 1966 г. советскими математиками В.Н. Вапником и А.Я. Червоненкисом [1974]. Еще один класс нейроподобных моделей представляют сети с обратным распространением ошибок, в развитии современных модификаций которых ведущую роль сыграл проф. А.Н. Горбань и возглавляемая им красноярская школа нейроинформатики (см. ссылки в начале подраздела). Большую научную и популяризаторскую работу проводит Российская ассоциация нейроинформатики под руководством президента В.Л. Дунина-Барковского.

В основе всего нейросетевого подхода лежит идея построения вычислительного устройства из большого числа параллельно работающих простых элементов – формальных нейронов. Эти нейроны функционируют независимо друг от друга и связаны между собой однонаправленными каналами передачи информации. Ядром нейросетевых представлений является идея о том, что каждый отдельный нейрон можно моделировать довольно простыми функциями, а вся сложность мозга, гибкость его функционирования и другие важнейшие качества определяются связями между нейронами. Предельным выражением этой точки зрения может служить лозунг: "*структура связей – все, свойства элементов – ничто*".

Нейронные сети (НС) – очень мощный метод моделирования, позволяющий воспроизводить чрезвычайно сложные зависимости, *нелинейные* по своей природе. Как правило, нейронная сеть используется тогда, когда неизвестны предположения о виде связей между входами и выходами (хотя, конечно, от пользователя требуется какой-то набор эвристических знаний о том, как следует отбирать и подготавливать данные, выбирать нужную архитектуру сети и интерпретировать результаты).

На вход нейронной сети подаются представительные данные и запускается *алгоритм обучения*, который автоматически анализирует структуру данных и генерирует зависимость между входом и выходом. Для обучения НС применяются алгоритмы двух типов: управляемое ("обучение с учителем") и неуправляемое ("без учителя").

Простейшая сеть имеет структуру многослойного персептрона с прямой передачей сигнала (см. рис. 2.5), которая характеризуется наиболее устойчивым поведением. Входной слой служит для ввода значений исходных переменных, затем последовательно отрабатывают нейроны промежуточных и выходного слоев. Каждый из скрытых и выходных нейронов, как правило, соединен со всеми элементами предыдущего слоя (для большинства вариантов сети полная система связей является предпочтительной). В узлах сети активный нейрон вычисляет свое *значение активации*, беря взвешенную сумму выходов элементов предыдущего слоя и вычитая из нее пороговое значение. Затем значение активации преобразуется с помощью функции активации (или передаточной функции), и в результате получается выход нейрона. После того, как вся сеть отработает, выходные значения элементов последнего слоя принимаются за выход всей сети в целом.

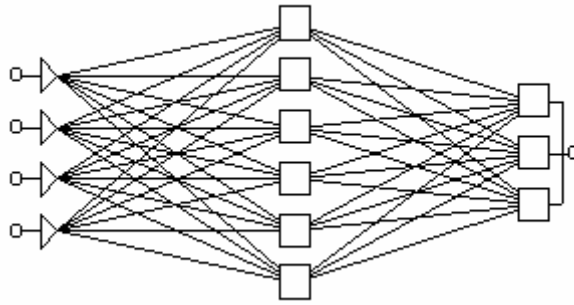


Рис. 2.5. Пример нейронной сети – трехслойного персептрона с прямым распространением информации

Наряду с моделью многослойного персептрона, позднее возникли и другие модели нейронных сетей, различающихся по строению отдельных нейронов, по топологии связей между ними и по алгоритмам обучения. Среди наиболее известных сейчас вариантов можно назвать НС с обратным распространением ошибки, основанные на радиальных базисных функциях, обобщенно-регрессионные сети, НС Хопфилда и Хэмминга, самоорганизующиеся карты Кохонена, стохастические нейронные сети и т.д. Существуют работы по *рекуррентным сетям* (т.е. содержащим обратные связи, ведущие назад от более дальних к более ближним нейронам), которые могут иметь очень сложную динамику поведения. Начинают эффективно использоваться самоорганизующиеся (растущие или эволюционирующие) нейронные сети, которые во многих случаях оказываются более предпочтительными, чем традиционные полносвязные НС [Головко, 1999].

Для моделей, построенных по мотивам человеческого мозга, характерны как легкое распараллеливание алгоритмов и связанная с этим высокая производительность, так и не слишком большая выразительность представленных результатов, не способствующая извлечению новых знаний о моделируемой среде. Попытаться в явном виде (например, в виде полинома 2.6) представить результаты нейросетевого моделирования – довольно неблагодарная задача. Поэтому основной удел этих моделей, являющихся своеобразной "вещью в себе", – прогнозирование.

Важным условием применения НС, как и любых статистических методов, является объективно существующая связь между известными входными значениями и неизвестным откликом. Эта связь может носить случайный характер, искажена шумом, но она должна существовать. Известный афоризм «*garbage in, garbage out*» («мусор на входе – мусор на выходе») нигде не справедлив в такой степени, как при использовании методов нейросетевого моделирования. Это объясняется, во-первых, тем, что итерационные алгоритмы направленного перебора комбинаций параметров нейросети оказываются весьма эффективными и очень быстрыми лишь при хорошем качестве исходных данных. Однако, если это условие не соблюдается, число итераций быстро растет и вычислительная сложность оказывается сопоставимой с экспоненциальной сложностью алгоритмов полного перебора возможных состояний. Во-вторых, сеть склонна обучаться прежде всего тому, чему проще всего обучиться, а, в условиях сильной неопределенности и зашумленности признаков, это – прежде всего артефакты и явления "ложной корреляции".

Отбор информативных переменных в традиционной регрессии и таксономии осуществляют путем «взвешивания» признаков с использованием различных статистических критериев и пошаговых процедур, основанных, в той или иной форме, на анализе коэффициентов частных корреляций или ковариаций. Для этих целей используют различные секвенциальные (последовательные) процедуры, не всегда приводящие к результату, достаточно близкому к оптимальному. Эффективный автоматизированный подход к выбору значимых входных переменных может быть реализован с использованием генетического алгоритма. В связи с этим, в общей схеме статистического моделирования методами ИИ рекомендуется [Нейронные сети..., 2001] последовательное выполнение двух разных процедур:

- с помощью эволюционных методов в бинарном пространстве признаков ищется такая минимальная комбинация переменных, которая обеспечивает незначительную потерю информации в исходных данных,

- полученная на предыдущем этапе минимизированная матрица данных подается на вход нейронной сети для обучения.

Мы подробно рассмотрим несколько алгоритмов искусственного интеллекта и версий нейронных сетей при изложении главы 9, где приведем примеры их использования в гидробиологии.

«*Лев состоит из съеденных им баранов*». Это древнеримское изречение вспоминает С.П.Сотник [URL], проведя сравнительный анализ моделей МГУА и НС на примерах различной сложности. На задачах, близких к линейным, МГУА дает прекрасные результаты и оказывается точнее нейронных сетей. Однако при переходе к нелинейным задачам МГУА уже не имеет такого явного преимущества. Это отнюдь не означает, что нейронные сети плохи, а МГУА – хорош (или наоборот). «*Они – всего лишь "животные" с различным, хотя и существенно пересекающимся "ареалом обитания"*».

На основании проведенного сравнения представляется, что искусственные нейронные модели будут более эффективны при выполнении следующих условий:

- моделируемый объект очень сложен;
- моделируемый объект существенно нелинеен;
- для моделирования "участков" объекта, имеющих несложное математическое описание, предпочтительно использование частных моделей (например, построенных с помощью алгоритмов типа МГУА).

Выбор наиболее адекватного метода обработки данных – одновременно и кропотливый труд, и искусство, основанное на парадоксах и опыте «*ошибок трудных*». Авторы надеются, что помочь этому могут материалы, представленные в части 3.

ЧАСТЬ 2. КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Глава 3. Факторы и критерии оценки качества вод пресноводных водоемов

3.1. Сущность проблемы нормирования качества вод (основные термины и понятия)

Основания систем классификации водоемов

Критериями оценки качества (quality criterion) является любая совокупность количественных показателей, характеризующих свойства изучаемых объектов и используемых для их классифицирования или ранжирования. Оценка качества пресноводных водоемов [Каминский, 1982; Комплексные оценки..., 1984; Кимстач, 1993] осуществляется по трем основным аспектам, включающим следующие комплексы показателей:

- факторы, связанные с физико-географическим и гидрологическим описанием водоема, как целостного природного или водохозяйственного объекта;
- контролируемые показатели состава и свойств водной среды, дающие формализованную оценку качества воды и ее соответствия действующим нормативам;
- совокупность критериев, оценивающих специфику структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов и динамику развития водных биоценозов.

Гидрографическое описание водоема включает в себя большое количество показателей, оценивающих место расположения, ландшафтные, природно-климатические и геолого-морфологические особенности, топологию русла или котловины дна, гидродинамику водных и ветровых потоков, характеристику водоохранной зоны, эстетическое восприятие, стадии рекреационной дигрессии, условия и интенсивность поступления в водоем загрязняющих веществ от точечных и распределенных источников, схему и условия водопользования и др. Основы классификации водных объектов по комплексу этих показателей широко представлены в литературных источниках [Муравейский, 1948; Богословский, 1960; Щукин, 1964; Хатчинсон, 1969; Логвиненко, 1974; Леме, 1976; Китаев, 1978, 1984; Драбкова, Сорокин, 1979; Авакян с соавт., 1987; Баканов, 1990; Исаченко 1991; Теоретические вопросы..., 1993] и регламентируются государственными стандартами [ГОСТ 17.1.1.02-77, ГОСТ 17.1.5.02-80 и ГОСТ 17.1.1.03-86].

Темой настоящей главы являются **критерии качества воды** (water quality criterion) – «характеристики состава и свойств воды, определяющие пригодность ее для конкретных видов водопользования» [ГОСТ 17.1.1.01-77]. Поскольку за последние 30 лет законодательное мировоззрение потеряло сугубо антропоцентрическую направленность, современное понимание нормативов качества окружающей среды связывается также с «обеспечением устойчивого функционирования **естественных экологических систем и предотвращением их деградации**» [Федеральный закон..., 2002, статьи 25-26; выделено нами]. Качество воды в такой расширенной трактовке является главенствующим фактором абиотической среды, определяющим устойчивость развития и степень деградации отдельных гидробиологических компонентов экологической системы, о чем подробно пойдет речь в следующей главе.

Сам по себе химический состав воды является основанием для большого количества различных систем классификации водоемов, учитывающих, как правило, степень минерализации и соленость. Так, в соответствии с ГОСТ 13273-73 "Воды минеральные, питьевые лечебные и лечебно-столовые", водоемы с содержанием природных солей до 1 г/л относят к пресным водам, от 2 до 5 г/л – к минерализованным, а от 10 до 35 г/л – к высокоминерализованным. Согласно Венецианской системы [Алекин, 1970], все природные воды подразделяются на пресные (соленость до 0,5‰), миксогаллинные, или солоноватые (0,5–30‰), олигогаллинные (0,5–4‰), мезогаллинные (5–18‰), полигаллинные (18–30‰), эугалинные или морские (30–40‰), гипергаллинные или пересоленные (более 40‰). Похожее градации выделяет и так называемая «обобщенная эколого-санитарная классификация качества поверхностных вод суши» [Романенко с соавт., 1990]. Существует ряд систем классификации природных вод по преобладанию в ионном составе вод одного или нескольких компонентов. Например, классификация С.А. Щукарева [1934] основана на делении вод по шести главным ионам (Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^-), причем с использо-

ванием всех возможных комбинаций трех катионов с тремя анионами можно получить 49 классов природных вод. Наиболее часто применяется в настоящее время классификация природных вод О.А. Алекина [1946], по которой все воды делятся на 3 класса по анионам с 3 группами по катионам. Однако, все перечисленные подходы к типизации воды водоемов отражают чисто гидрохимические аспекты и никак не учитывают влияния факторов минерального состава на биотические компоненты экосистем.

При определении степени экологического неблагополучия водоемов оценивается два основных фактора:

- опасное для здоровья людей снижение качества питьевой воды и санитарно-эпидемиологического загрязнения водных объектов рекреационного назначения (т.е. фактор изменения среды обитания человека);
- создание угрозы деградации или нарушения функций воспроизводства основных биотических компонентов естественных экологических систем водоемов (т.е. "общеекологический" фактор изменения природной среды).

Как экологическое, так и санитарно-гигиеническое нормирование основаны на знании негативных эффектов, являющихся результатом биохимического воздействия разнообразных факторов на отдельные рецепторы, физиологические системы живых организмов или их популяции. Одним из важных понятий в токсикологии и медико-биологическом нормировании является понятие «*вредного вещества*». В специальной литературе принято называть *вредными* все вещества, воздействие которых на биологические системы может привести к отрицательным последствиям как в результате однократного действия, «так и в отдаленные сроки жизни настоящего и последующих поколений» [ГОСТ 12.1.007-76]. Исходя из известного тезиса Парацельса¹ «Ничто не лишено ядовитости», все ксенобиотики (чужеродные для живых организмов или искусственно синтезированные химические соединения) изначально рассматриваются как вредные вещества.

Определение порога критического действия

Установление нормативов качества окружающей среды основывается на концепции критичности (пороговости) воздействий. **Порог вредного действия** – это минимальная доза вещества, при воздействии которой в биореципиенте возникают изменения, выходящие за пределы физиологических и приспособительных реакций, или появляется скрытая (т.е. временно компенсированная) патология [Трахтенберг с соавт., 1991]. Таким образом, пороговая доза вещества или критическое воздействие вообще вызывает в биологическом объекте (в экологическом аспекте – популяции особей) отклик, который не может быть скомпенсирован за счет гомеостатических механизмов поддержания внутреннего равновесия реакций живого организма (или биоценоза).

Поскольку моделирование реакции *E* любой сложной системы на нестационарное возмущающее воздействие *C*, представляет собой нетривиальную задачу [Баевский, 1979], то оценка величины критического воздействия в реальных условиях экотоксикологического нормирования связана с целым рядом методологических проблем, часть из которых приведена ниже.

1. Химическое загрязнение, как объект изучения представляет собой нестационарный динамический ряд, т.е. вариационную последовательность разовых концентраций, характеризующую изменение уровней воздействия во времени и в пространстве. Например, экспериментальные данные по трансформации большинства ксенобиотиков в природных водах свидетельствует о том, что деструкция загрязнений в малых концентрациях подчиняется чаще всего кинетике реакций первого порядка и аппроксимируется ниспадающей экспоненциальной кривой [Каплин, 1973].
2. Сам порог вредного действия *E* представляет собой величину, дифференцированную по времени экспозиции ксенобиотика [Рашевски, 1966; Проблема пороговости..., 1979; Соловьев с соавт., 1980; Васюкович, 1983]. Например, Б.М. Штабский [1986] приводит одну из возможных простейших зависимостей времени *t* наступления эффекта (при *E = const*) от уровня концентрации или дозы *C* вещества в виде:

$$\lg t = -k \lg C + \lg a, \quad (3.1)$$

¹ Парацельс (Paracelsus, он же Филипп Теофаст Бомбаст фон Гогенгейм, 1493-1541) – врач и основоположник *ятрохимии* – направления в медицине, рассматривающего все болезни как результат нарушения химического равновесия.

где k и a – коэффициенты уравнения регрессии. В общем случае, при $t \rightarrow \infty$ нижним пределом эффективных концентраций (доз) является *порог хронического действия* Lim_{ch} , т.е. предполагается, что уровни воздействия ниже Lim_{ch} вообще не вызывают изменений, поддающихся регистрации, безотносительно к длительности воздействия вещества. При $t \rightarrow 0$ концентрация C определяет *порог однократного (острого) действия* Lim_0 , который, как правило, превышает Lim_{ch} . Последовательность изозффективных концентраций между Lim_0 и Lim_{ch} представляет собой набор критических нагрузок при суточной, недельной, месячной и иной экспозиции воздействия.

3. В широком диапазоне сверхпороговых воздействий развитие во времени процесса патологических изменений имеет нестационарный фазовый характер, так что уравнение (3.1) может служить адекватной моделью только в пределах первой доадаптационной фазы. Через некоторое время организм или экосистема вступает в стадию компенсации, которая может поддерживаться неограниченно долго. В течение данной фазы, ранее выявленные патологические сдвиги либо вовсе исчезают ("истинная адаптация"), либо накапливаются на подпороговом уровне [Питровски, 1976], в результате чего возможен бифуркационный взрыв. Например, при некотором достаточно высоком уровне концентраций биогенных веществ в биоценозах развиваются процессы эвтрофикации, конечный результат которых не всегда бывает однозначным.
4. Разница между порогами однократного и хронического действия ($Lim_0 - Lim_{ch}$) отражает сложный процесс материальной и функциональной кумуляции, зависящий от многих факторов: вида воздействия, динамики изменения возмущений, природы реципиента и проч. [Лазарев, 1938; Рашевски, 1966; Покровский, 1979, Новиков, Фурсова, 1987]. В простейшем варианте количественная оценка эффекта кумуляции может быть выполнена с использованием приближенных индексов [Lim et al., 1961; Каган, Станкевич, 1964; Штабский, Каган, 1974; Гелашвили с соавт., 1998]. В более общем плане интенсивность накопления негативных функциональных изменений в условиях нестационарных воздействий определяется кинетикой двух конкурирующих процессов: скоростью развития патологических эффектов и скоростью восстановительной адаптации организма или экосистемы [Тихонов, Шитиков, 1984а, 1987; Штабский, 1986; Новиков с соавт., 2001].

Оценку величины порогового воздействия выполняют, как правило, с использованием традиционных методов математической статистики [Саноцкий, Уланова, 1975; Каган, 1978], для чего сравнивают между собой параметры распределения показателей отклика, измеренные при различных уровнях воздействия (в том числе, на контрольных объектах с нулевым ксенобиотическим фактором). Если установлено математическое ожидание M для генеральной совокупности регистрируемого показателя, то по t -распределению Стьюдента можно косвенно судить о вероятности α_3 , с которой анализируемая выборка, имеющая эмпирическую оценку M_3 , будет принадлежать к множеству, характеризующему параметром M . Нулевую гипотезу $H_0: m - m_3 = 0$ о равенстве параметров теоретической (m) и изучаемой (m_3) совокупностей отклоняют, как маловероятную, на уровне значимости $\alpha_{кр}$, если $\alpha_3 < \alpha_{кр}$. На этой основе предлагаются различные конкретные методики и вероятностные шкалы для разных по природе откликов — показателей организма или экосистемы, характеризующих эффект действия ксенобиотика по полученной в эксперименте аналоговой или частотной величине M_3 .

Две основных концепции нормирования (иметь выраженный эффект и для уменьшения ошибки использовать больший охват величин, характеризующих норму) объединил И.В. Саноцкий [1993], предложив относить к порогу вредного действия изменения не только статистически значимые ($\alpha_3 \leq 5\%$), но и выходящие за пределы нормы или физиологических колебаний ($\pm 3\sigma$) показателя. Поскольку вероятность гиподиагностики в ряде случаев применения схемы Саноцкого была признана неприемлемо большой, И.М. Трахтенберг [1998; Трахтенберг с соавт., 1991] предложил при оценке вызванных в организме изменений выбирать критические уровни значимости $\alpha_{кр}$ с учетом цели и ответственности исследования, специфичности показателей к изучаемому воздействию, степени их варибельности. Рекомендовано повысить $\alpha_{кр}$ с 5 до 10% для наиболее специфичных показателей, и принять его равным 10, 5 и 1 % соответственно для жестких, пластичных и высокопластичных показателей. Детальный анализ этих концепций и основных методологических ошибок по установлению критических концентраций вредных веществ с помощью математической статистики был выполнен И.Д. Ташкером [1991; URL].

Общую зависимость величины отклика от уровней воздействия характеризует *S*-образная кривая, точки перелома которой указывают на резкие качественные изменения, а линейный участок – описывает нормальное функционирование адаптационных систем. В разных диапазонах варьирования фактора информативны различные показатели. Наборам кривых, представляющих разные показатели жизнедеятельности, можно поставить в соответствие сводную *S*-образную кривую зависимости доза-эффект, вершина которой соответствует смерти. На этой кривой Т. Хэтч [1973] выделил 3 точки, соответствующие начальному проявлению негативного фактора (*A*), минимальному физиологическому нарушению, которое предшествует стрессовым изменениям (*B*), максимальным уровням воздействия, при которых реакции не отклоняются от нормы (*C*). Допустимые уровни воздействия, по мнению Т. Хэтча, устанавливали в бывшем СССР по точке *C* (начальные отклонения от нормы), а в США — по точке *B* (начальные проявления патологии).

Кривые Хэтча и аналогичные графики других авторов позволяют обобщить большой материал в виде математических моделей, в которых состояния биологического объекта и уровни воздействия факторов будут фиксированы или охарактеризованы точечными и интервальными оценками. Дифференциация смежных областей окажется тем точнее, чем большей будет разность между центральными значениями дифференцируемых градаций $D = m_1 - m_2$. Величины параметров могут быть ориентированы на конкретные популяции или на условный организм (как, например, это сделано в справочнике [Человек. Медико-биологические..., 1977]). Последний способ особенно полезен для выражения разности близких состояний, четко определяемой лишь в лабораторных условиях. Тем более, что при сравнении совокупностей параметр *D* может быть единственным в формулировке статистической гипотезы.

Понятие предельно допустимой концентрации

Предельно допустимая концентрация (ПДК) – «максимальное количество вредного вещества в единице объёма (воздуха, воды или др. жидкостей) или веса (например, пищевых продуктов), которое при ежедневном воздействии в течение неограниченно продолжительного времени не вызывает в организме каких-либо патологических отклонений, а также неблагоприятных наследственных изменений у потомства. Для установления ПДК используют расчётные методы, результаты биологических экспериментов, а также материалы динамических наблюдений за состоянием здоровья лиц, подвергшихся воздействию вредных веществ» [Популярная медицинская..., 1988]. Основой для обоснования ПДК является некоторое множество *n* порогов хронического действия Lim_{ch} , оцененных для различных видов *i* биологических объектов (подопытные животные, рыбы, зеленые насаждения) и разных путей транспортировки вещества к рецепторам живого организма:

$$ПДК = \min (Lim_{ch i}) / K_3, \quad \forall i = 1, 2, \dots, n, \quad (3.2)$$

где K_3 – коэффициент запаса, учитывающий видовую чувствительность, реальную опасность интоксикации, кумулятивные свойства вещества, вероятность канцерогенного или иного специфического действия, возможность отдаленных последствий на генетическом уровне и т.д. Очевидно, что при $n \rightarrow \infty$, ПДК $\rightarrow 0$, т.е. «всегда можно найти такую специфическую лошадь, которую убьет капля никотина».

В реальных условиях многокомпонентного загрязнения окружающей среды возникает проблема учета различных синергических эффектов: *комбинированного* (одновременное или последовательное действие нескольких веществ при одном и том же пути поступления), *комплексного* (поступления одного вредного вещества в организм различными путями и с различными средами — с воздухом, водой, пищей, через кожные покровы) и *сочетанного* воздействия всего многообразия физических, химических и биологических факторов окружающей среды [Кустов с соавт., 1975; Пинигин, 2001]. ПДК представляют собой принципиально индивидуальные стандарты, регламентирующие изолированное действие нормируемого вредного агента и не предполагающие количественной корректировки в случае совместного присутствия нескольких компонентов. На уровне нормативов представлены достаточно ограниченные перечни веществ, обладающих эффектом суммации при их одновременном содержании в атмосферном воздухе. Экспериментальный метод анализа комбинированного действия смеси веществ с постоянным соотношением компонентов предложен Б.М. Штабским и Ю.С. Каганом [1974]; алгоритм реализации этого метода на основе автоматизированной процедуры планирования эксперимента описан Д.Б. Гелашвили с соавторами [1998].

Санитарно-гигиенические и экологические нормативы определяют качество окружающей среды по отношению к здоровью человека и состоянию экосистем, но не указывают на источник воздействия и не регулируют его деятельность. Требования, предъявляемые собственно к источникам воздействия, отражают *научно-технические нормативы*. К научно-техническим нормативам относятся нормативы предельно допустимых выбросов и сбросов вредных веществ (ПДВ и ПДС), а также технологические, строительные, градостроительные нормы и правила, содержащие требования по охране окружающей природной среды. В основу установления научно-технических нормативов положен следующий принцип: при условии соблюдения этих нормативов предприятиями региона содержание любой примеси в воде, воздухе и почве должно удовлетворять требованиям санитарно-гигиенического нормирования.

3.2. Санитарно-гигиенический подход к нормированию качества вод

Содержание химических веществ в окружающей среде начали контролировать еще в 1925 г., когда определили первые значения ПДК для воздушной среды рабочей зоны. В 1949 г. впервые были установлены некоторые ПДК для атмосферного воздуха, а в 1950 г. – для воды. Современное санитарно-гигиеническое нормирование охватывает все среды, включая почву, продукты питания и т.д., а также различные пути поступления вредных веществ в организм.

Нормативы, ограничивающие вредное воздействие, устанавливаются и утверждаются специально уполномоченными государственными органами в области охраны окружающей природной среды, санитарно-эпидемиологического надзора и совершенствуются по мере развития науки и техники с учетом международных стандартов [Методы определения..., 1970; Основы общей..., 1976; Новиков с соавт., 1990; Фомин, 1995; Предельно допустимые..., 1998; Федеральный закон..., 2002]. Существует большое количество справочников, содержащих подробную и исчерпывающую информацию о ПДК и токсикологических показателях различных химических веществ [Беспмятников, Кротов, 1985; Дмитриев с соавт., 1991; Сборник санитарно-гигиенических..., 1991; Беляев, 1993; Майстренко с соавт., 1996; Перечень рыбохозяйственных..., 1999; Гусева с соавт., 2000]. "Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ" Минздрава РФ (адрес в Интернет <http://www.regchem.msk.ru>) распространяет АИПС "Опасные вещества" – базу данных по опасным химическим и биологическим веществам, содержащую данные о 2350 зарегистрированных в РПОХВ веществах (химическая номенклатура, физико-химические характеристики, параметры токсикометрии, оценку специфических и отдаленных эффектов, показатели экологической безопасности, гигиенические и экологические нормативы, библиографические данные). В базу данных, наряду с исчерпывающей отечественной информацией, включены сведения из ведущих зарубежных баз данных опасных веществ, в том числе международного регистра потенциально токсичных веществ.

Под санитарно-гигиеническими показателями *качества воды* понимаются характеристики ее состава и свойств, определяющие пригодность воды для использования человеком или в качестве среды для обитания некоторых видов фауны (в первую очередь, промысловых рыб). В целях контроля за качеством воды российским законодательством, Минздравом и Госкомсанэпиднадзором Российской Федерации были разработаны и приняты основополагающие документы [Водный кодекс..., 1995; СанПиН 2.1.4.1074-01; СанПиН 2.1.5.980-00; Правила охраны..., 1991; Методические указания..., 1976, 1984, 1986, 1998], которые устанавливают порядок обоснования нормативов, санитарные требования и значения ПДК для воды с учетом рекомендаций World Health Organization (Всемирной Организации Здравоохранения – ВОЗ [Guidelines for..., 1983, 1984]). В частности, СанПиН 2.1.4.1074-01 нормирует содержание вредных химических веществ, наиболее часто встречающихся в природных водах, а также поступающих в источники водоснабжения в результате хозяйственной деятельности человека, определяет органолептические и некоторые физико-химические параметры питьевой воды. Здесь необходимо отметить, что вопреки бытующему мнению об отсталости нашей нормативной базы, по большинству параметров российский СанПиН удовлетворяет рекомендациям ВОЗ и не уступает зарубежным стандартам, а в некоторых позициях их даже превосходит (см. таблицу 3.1). К сожалению, утвержденные еще во времена СССР нормативы всегда были весьма жесткими, но редко соблюдались на практике.

Таблица 3.1

Предельно допустимые концентрации (мг/л) содержания основных веществ в воде водоемов, принятые в России и рекомендованные международными организациями

Химические вещества и показатели качества воды	ВОЗ	ЕС	Россия			
			Источник	Норматив	ЛПВ	Класс опасности
Алюминий (Al)	0.2	0.2	СанПиН	0.5	сан.-токс.	2
			ВНИРО	0.04	токс.	4
Азот аммонийный (NH ₄ ⁺)	1.5	0.5	СанПиН	2.0	сан.-токс.	3
			ВНИРО	0.39	токс.	4
Аммиак (NH ₃)	1.5	0.5	СанПиН	2.0	сан.-токс.	3
			ВНИРО	0.05	токс.	4
Бензпирен	0.7	0.01	СанПиН	0.005	сан.-токс.	1
БПК _{полн}			ВНИРО	3	общие требования	
Водородный показатель pH		6.5–8.5	СанПиН	6.5 – 9	общие требования	
			ВНИРО	6.5 – 8.5		
Гексахлорциклопексан	0.02	0.002	СанПиН	0.02	сан.-токс.	2
			ВНИРО	0.00001	токс.	1
ДДТ	0.0002		СанПиН	0.0002	сан.-токс.	1
			ВНИРО	0.00001	токс.	
Железо общее	0.3	0.2	СанПиН	0.3	орган.	4
			ВНИРО	0.1	токс.	
Железо-ион (Fe ²⁺)			ВНИРО	0.005	токс.	4
Жесткость общая		1.2	СанПиН	7		
Кадмий (Cd ²⁺)	0.003	0.005	СанПиН	0.001	сан.-токс.	2
			ВНИРО	0.005	токс.	
Медь (Cu ²⁺)	0.002	0.002	СанПиН	1	орган.	3
			ВНИРО	0.001	токс.	
Минерализация общая	1000	1500	СанПиН	1000	общие требования	
			ВНИРО	1000		
Нитрат-анион (NO ₃ ⁻)	50	50	СанПиН	45	орган.	2
			ВНИРО	40	сан.-токс.	
Нитрит-анион (NO ₂ ⁻)	3	0.5	СанПиН	3	орган.	2
			ВНИРО	0.08	токс.	
Нефтепродукты (раст. и эмульс.)			СанПиН	0.1	орган.	
			ВНИРО	0.05	рыб-хоз.	
Никель (Ni)	0.02	0.02	СанПиН	0.1	сан.-токс.	3
			ВНИРО	0.01	токс.	
Окисляемость перманганатная		5	СанПиН	5	общие требования	
Растворенный кислород			ВНИРО	не менее 6	общие требования	
α-Радиоактивность общая, Бк/л	0.1		СанПиН	0.1		
β-Радиоактивность общая, Бк/л	1		СанПиН	1		
Ртуть (Hg)	0.001	0.001	СанПиН	0.0005	сан.-токс.	1
			ВНИРО	0.00001	токс.	
Свинец (Pb)	0.01	0.01	СанПиН	0.03	сан.-токс.	2
			ВНИРО	0.006	токс.	
Сульфат-анион (SO ₄ ²⁻)	250	250	СанПиН	500	орган.	4
			ВНИРО	100	сан.-токс.	
Фосфаты (PO ₄ ³⁻)			ВНИРО	От 0.05 до 0.2	санитар.	4
Фенол			СанПиН	0.001	орган.	4
			ВНИРО	0.001	рыб-хоз.	
Фторид-анион (F ⁻)	1.5	1.5	СанПиН	1.5	сан.-токс.	2
			ВНИРО	0.05	токс.	

Хлорид-анион (Cl ⁻)	250	250	СанПиН ВНИРО	350 300	орган. сан.-токс.	4
Хлор свободный	0.5		СанПиН ВНИРО	0.3 0.00001	орган. токс.	1
Хром (Cr ⁶⁺)	0.05	0.05	СанПиН ВНИРО	0.05 0.02	сан.-токс. токс.	3
Цинк (Zn)	3	5	СанПиН ВНИРО	5 0.01	орган. токс.	3

Использованные условные обозначения: ВОЗ – рекомендуются Всемирной Организацией Здравоохранения при ООН; ЕС – директива Совета Европейского Союза от 3 ноября 1998 г.; СанПиН – ПДК содержания веществ в питьевой воде согласно СанПиН 2.1.4.1074-01; ВНИРО – ПДК для воды объектов, имеющих рыбохозяйственное значение [Перечень рыбохозяйственных..., 1999]; ЛПВ – лимитирующий показатель вредности (см. по тексту).

В соответствии с Санитарными правилами и нормами СанПиН 2.1.4.1074-01 «*питьевая вода должна быть безопасна в эпидемиологическом и радиационном отношении, безвредна по химическому составу и должна иметь благоприятные органолептические свойства*». В ходе обоснования ПДК для каждого вещества предварительно определяется *класс опасности*, который характеризует следующие свойства ксенобиотиков:

- способность к накоплению в организме и кумуляции эффекта вредного действия;
- вероятность вызывать отдаленные последствия (т.е. степень опасности хронического отравления);
- скорость резорбции вещества тканями живого организма (более опасны гидрофильные и липофильные химические соединения, легко проникающие к чувствительным центрам биорецепторов).

Вещества делятся на следующие классы опасности:

- 1 класс - чрезвычайно опасные вещества, для которых проводится полная схема тестирования (острый, подострый, хронический и пожизненный опыты на разных группах животных);
- 2 класс – высоко опасные вещества, изучаемые по развернутой схеме;
- 3 класс – опасные соединения, для которых не ставится хронический эксперимент;
- 4 класс – умеренно опасные вещества, нормируемые по экспрессной схеме.

Экспериментально обосновываются ПДК для водоемов двух классов:

- *Предельно допустимая концентрация в воде водоема хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (ПДК_в)* — это максимальная концентрация вредного вещества в воде, которая не должна оказывать прямого или косвенного влияния на организм человека в течение всей его жизни и на здоровье последующих поколений, и не должна ухудшать гигиенические условия водопользования [СанПиН 2.1.5.980-00];
- *Предельно допустимая концентрация в воде водоема, используемого для рыбохозяйственных целей (ПДК_{вр})* — это концентрация вредного вещества в воде, которая не должна оказывать вредного влияния на популяции рыб, в первую очередь промысловых [Гусев, 1975; Лукьяненко 1983].

ПДК_{вр} представляет собой норматив качества воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей; прежде всего, к этой группе относятся водные объекты по сохранению и воспроизводству ценных видов рыб, обладающих высокой чувствительностью к недостатку кислорода. Таким образом, введение ПДК_{вр} можно считать определенным шагом на пути экологического нормирования состояния водной среды, учитывающего не только интересы человеческой деятельности, но и, в некоторой степени, предполагающего ограничение воздействия на гидробионтов (условия, приемлемые для промысловых рыб, как правило, благоприятны и для всего биоценоза). Экспериментально ПДК_{вр} «*устанавливается по наиболее чувствительному звену трофической цепи водоема*» [Перечень рыбохозяйственных..., 1999] и, как правило, существенно меньше, чем ПДК для питьевой воды (см. позиции для хлора и тяжелых металлов в табл. 3.1).

В основе регламентирования концентрации вредных химических соединений в воде лежат следующие основные свойства изучаемых веществ (критерии вредности):

- интенсивность прямого токсического действия ксенобиотика на здоровье человека и водные организмы (*токсикологический* показатель вредности);

- влияние на общий санитарный режим водоема, выражаемый в изменении таких интегральных показателей, как рН, БПК, содержание кислорода, нарушении самоочищения воды, эвтрофикации и т.д. (*санитарный* показатель вредности);
- одновременное действие вещества на организмы и санитарные показатели водоема (*санитарно-токсикологический* показатель вредности);
- способность вещества к образованию пленок и пены на поверхности водоема; изменение цвета воды, появление посторонних привкусов и запахов (*органолептический* показатель вредности);
- изменение товарных качеств промысловых водных организмов, появление в рыбе неприятных привкусов и запахов (*рыбохозяйственный* показатель вредности).

При обосновании ПДК одновременно устанавливается и ЛПВ – *лимитирующий* (или минимальный из всех перечисленных значений) показатель вредности по наиболее чувствительному звену. ЛПВ имеет значение при оценке комбинированного действия смеси веществ. Например, при обнаружении в питьевой воде нескольких химических соединений, относящихся к 1 и 2 классам опасности и нормируемых по одному и тому же признаку вредности, необходимо определить сумму отношений фактических концентраций C каждого из них к величине его ПДК. В результате эта сумма не должна превышать 1 [СанПиН 2.1.5.980-00]:

$$\frac{C_1}{\text{ПДК}_1} + \frac{C_2}{\text{ПДК}_2} + \dots + \frac{C_n}{\text{ПДК}_n} \leq 1 \quad (3.3)$$

Само по себе санитарно-гигиеническое нормирование не предполагает выделение классов качества воды и водоемов, вернее, предполагается только два класса качества: с соблюдением гигиенических нормативов ("*норма*") и с нарушением нормативов ("*патология*"). Такой подход на законодательном уровне нельзя не считать определенным проявлением здравого смысла (предполагается, что водоемов с многократным превышением ПДК как бы не существует). Любопытно, например, что предыдущая редакция санитарных правил [СанПиН 4630-88] предписывает водопользователям при определении приоритета и объема необходимых водоохранных мероприятий руководствоваться гигиенической классификацией водных объектов, представленной в табл. 3.2 и предполагающей разные градации степени сверхнормативного загрязнения. В действующем варианте СанПиН 2.1.5.980-00 такая гигиеническая классификация уже отсутствует.

Таблица 3.2

Гигиеническая классификация водных объектов по степени загрязнения согласно приложения 3 СанПиН 4630-88 (ПДК орг. и ПДК токс. – предельно допустимые концентрации, установленные по органолептическому и токсикологическому признаку соответственно)

Степень загрязнения	Оценочные показатели загрязнения для водных объектов I и II категорий							Индекс загрязнения
	Органолептический		Токсикологический	Санитарный режим		Бактериологический		
	Запах, привкус в баллах	Степень превышения ПДК орг.	Степень превышения ПДК токс.	БПК ₂₀ , мгО/л		Растворенный кислород мг/л	Число лактоположительных кишечных палочек в 1 л	
				I	II			
Допустимая	2	1	1	3	6	4	менее 10 ⁴	0
Умеренная	3	4	3	6	8	3	10 ⁴ –10 ⁵	1
Высокая	4	8	10	8	10	2	10 ⁵ –10 ⁶	2
Чрезвычайно высокая	>4	>8	100	>8	>10	1	более 10 ⁶	3

Значения ПДК используются в качестве нормативной основы в нескольких десятках методик комплексной оценки качества воды, различающихся предназначением, составом и количеством используемых параметров, способом операций с ними и др. (некоторые из них приводятся нами ниже).

3.3. Общеэкологический подход к нормированию качества вод

Мем № 20: «Необходимо научиться прогнозировать отклик экосистемы в целом на совокупное внешнее воздействие, а не какого-либо ресурсного звена, обуславливающего практический интерес потребителя» В.В. Дмитриев [1994].

Система санитарно-гигиенического нормирования с использованием ПДК длительное время подвергается в целом аргументированной критике, так как давно наметилась тенденция к оценке состояния водных объектов не с точки зрения потребностей конкретного природопользователя, а с точки зрения сохранения структуры и функциональных особенностей всей экосистемы в целом. Систематизация основных претензий к действующей системе ПДК сводится к следующему [Форошук, 1989; Абакумов, Сушеня, 1991; Зоммер, 1991; Лукьяненко, 1992, 1996; Воробейник с соавт., 1994; Пых, Малкина-Пых, 1996; Фруммин, 2000]:

1. Концентрация веществ в воде не отражает токсикологическую нагрузку на экосистему, так как не учитывает процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях, т.е. не учитывается предыстория, связанная с накоплением в водной среде загрязняющих веществ.
2. Видовая токсикорезистентность водных животных зависит не столько от специфики механизмов действия ядов, сколько от уровня организации организма и от его отношения к общему фону загрязнения, обусловленному соответствующими механизмами адаптации, сформировавшимися в результате длительного эволюционного процесса [Алексеев, 1984а,б].
3. Федеральные ПДК не учитывают специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность) и биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентность. Известно, что разные биогеохимические провинции (и отдельные водоемы) отличаются друг от друга по содержанию в поверхностных водах Pb в 2000 раз, Ni – в 1350, Zn – в 500, Cu – в 10 000, Cr – в 17 000 раз [Волков с соавт., 1993, 1996].
4. Не учитываются эффекты синергизма, антагонизма, суммации.
5. Не решена проблема нормы и патологии в водной токсикологии, в частности не принимается во внимание принцип эмерджентности, т.е. качественного своеобразия функционирования и устойчивости биосистем на разных уровнях их организации (от молекулярного до экосистемного).
6. При обосновании ПДК не учитывается разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ.

Перечисленные, а также некоторые другие недостатки санитарно-гигиенического нормирования не отвергают необходимость оценки состояния водных объектов по ПДК, но свидетельствуют о необходимости разработки новых подходов, которые, с разной степенью декларативности, очерчены в работах представленных авторов. Общая концепция прослеживается достаточно отчетливо – основными задачами экологического нормирования и водной токсикологии должны стать [Приемы прогнозирования..., 1985]:

- оценка влияния токсических веществ не только на отдельные организмы, но и на надорганизменные системы (популяции и сообщества), которым свойственны специфические реакции на антропогенные факторы;
- составление приоритетного списка веществ, на которые живые организмы реагируют наиболее активно, с учетом как их количества и степени токсичности, так и трансформации в водной экосистеме.

При этом отмечается, что задачи экологической токсикологии более сложны, чем «классической», поскольку связаны с оценкой токсического влияния на более разнообразный спектр организмов, распространяемый от бактерий до млекопитающих.

Из изложенного можно предположить, что сам по себе *экологический (биоценотический) ПДК*, как нормативная величина, ничем не отличается от санитарно-гигиенического, поскольку определяется по единой формуле 3.2. Достаточно расширить до некоторого разумного предела множество n порогов хронического действия Lim_{ch} за счет включения новых групп биоиндикато-

ров и учитывать в коэффициенте запаса дополнительную специфику вещества (например, способность аккумулироваться в донных отложениях). В связи с этим, вряд ли представляется целесообразным вводить в действие для «экологических» ПДК какие-либо новые терминологические обозначения типа «ЭДУ – экологически допустимых уровней воздействия» [Левич, 1994].

Таким образом, установление "биоценологических" ПДК сводится к определению критических нагрузок поллютантов Lim_{ch} , не вызывающих угнетения конкретных популяций биоценозов, и, в конечном итоге, к уточнению понятий «нормы» и «патологии» для гидробиологических сообществ [Брагинский, 1981]. Поскольку установление экологических нормативов в лабораторных условиях крайне затруднительно, А.С. Константинову [1973, 1981] представляется реальным выполнять нормирование с учетом состояния биоценозов в естественных условиях: «Для этого следует воспользоваться результатами тех грандиозных экспериментов, которые как бы поставлены в природных условиях в результате спуска в водоемы сточных вод различных предприятий». При этом предполагаются следующие исходные предпосылки:

- для каждого нормируемого вещества в качестве тест-объекта выбирается достаточно репрезентативная индикаторная группа гидробионтов, удобная для изучения и обитающая в водоемах с широким диапазоном уровня нормируемого загрязнения;
- выбирается серия водоемов, принадлежащих к разным типам и географическим зонам, в которых исследуемый поллютант является практически единственным или доминирующим;
- строится калибровочная кривая зависимости фактических структурно-функциональных характеристик (видовой состав, численность и биомасса) сообщества, выбранного в качестве биоиндикатора, от различных уровней загрязнения;
- на полученной кривой типа "доза-эффект" выбирается некоторая точка, соответствующая критическому состоянию экосистемы.

Несмотря на внешнюю убедительность представленных предпосылок, можно усомниться в конечной реализуемости описанного А.С. Константиновым механизма экологического нормирования. В качестве конкретных причин этому можно отметить:

- организационные трудности создания федеральной базы гидрохимических и гидробиологических данных;
- сомнительную возможность создания репрезентативной выборки наблюдений, где нормируемый фактор был бы выделен в «чистом» виде и широком диапазоне значений;
- большую дисперсию варьирования гидробиологических показателей под влиянием побочных сезонных, климатических или гидрометеорологических факторов, особенностей отбора проб и т.д., что мешает адекватно идентифицировать статистическую зависимость "доза-эффект" для конкретного нормируемого химического соединения;
- подробно описанные выше (см. раздел 2 главы 1) методологические сложности "назначения" подходящих биоиндикационных групп применительно к исследуемому фактору.

Факторы среды вообще и концентрации загрязняющих веществ в частности, как правило, статистически верно определяют, какие организмы могут жить в данных условиях. Однако принципиальное различие санитарно-гигиенических и экологических подходов к нормированию качества воды заключается, по нашему мнению, не в обсуждавшихся выше механизмах и способах обоснования ПДК (или ЭДУ), а в тех коренных вопросах, на которые должна дать ответ каждая научная методология. Основная задача традиционной водной токсикологии состоит в том, чтобы «для каждого действующего абиотического фактора (или химического вещества) найти такое значение ПДК, при котором контакт с водной средой любого водоема не сопряжен с угрозой для здоровья живого организма». Экологическое же нормирование качества воды на современном этапе решает, в некотором смысле, обратную задачу: «для некоторого конкретного водоема оценивается его биосферный статус или степень отклонения биоценоза от некоторого оптимального состояния; на основании чего делается вывод об интенсивности антропогенных факторов, как возможной причины этого отклонения».

Безусловно, сколько-нибудь строгое количественное определение, насколько "хороша" или "плоха" экосистема в биосферном смысле и где находится ее "экологический оптимум", представляет собой сложную и нетривиальную задачу. Для того, чтобы проследить и уяснить сущность и степень происходящих (и предстоящих) экологических изменений в водных объектах, необходимо иметь:

- некоторый набор адекватных показателей качества экосистем, непротиворечиво вычисляемых на основе гидробиологических измерений, полученных с помощью традиционных технических средств;
- технологию квантования диапазона изменения каждого показателя в соответствии с установленными границами нормы-патологии;
- способ расчета формализованных интегральных количественных оценок, позволяющий учитывать комплексное влияние всего многообразия составляющих экологических факторов.

Предметный анализ таких "биоценотических" показателей и методов их расчета представлен в последующих главах.

В литературных источниках можно найти обширный материал по разработанным системам классификации пресноводных водоемов, имеющим разную степень "законодательной" силы и использующим различные комплексы гидрохимических и гидробиологических показателей. Существующий подход к квантованию и выделению граничных значений числовых признаков, используемых для группировки водных объектов по классам качества, чаще всего достаточно произволен и основывается на опыте исследователя. Традиционно выбирается некоторая шкала с числом градаций в пределах "магических" чисел от 3 до 7, например: "Очень чисто" – "Чисто" – "Не очень чисто" – "Не очень грязно" – "Грязно" – "Ну, очень грязно" – "Катастрофически грязно". В дальнейшем, с использованием интуиции и квалификации разработчика, литературных данных, полученных "в начале прошлого века на одной английской реке", или общих соображений здравого смысла, каждой градации назначается конкретный диапазон значений из некоторого списка потенциально пригодных для этого показателей.

Федеральный закон "Об охране природы" [2002] в главе VIII для оценки зон экологического бедствия и зон чрезвычайных ситуаций предписывает использовать соответствующий документ Минприроды РФ [Критерии оценки..., 1992], в котором экологическая обстановка классифицируется по возрастанию степени неблагополучия следующим образом:

1. относительно удовлетворительная;
2. напряженная;
3. критическая;
4. кризисная (или зона чрезвычайной экологической ситуации);
5. катастрофическая (или зона экологического бедствия).

Документ четко структурирует два раздела критериев оценки степени неблагополучия:

1. Критерии, оценивающие изменение среды обитания человека и состояние здоровья населения.
2. Критерии, оценивающие изменение природной среды.

Например, в разделе 1 оценка степени загрязнения питьевой воды и водоисточников питьевого и рекреационного назначения выполняется на основании трех групп критериев, оценивающих:

- санитарно-эпидемиологическую опасность воды с учетом количества кишечных палочек, патогенных бактерий и показателя вирусного загрязнения;
- санитарно-токсикологическую опасность загрязнения питьевой воды химическими веществами (см. таб. 3.3);
- санитарно-гигиеническую опасность загрязнения водоисточников возбудителями паразитарных болезней и микозов человека

Обобщенное заключение о степени санитарно-гигиенического неблагополучия может быть сделано на основании стабильного сохранения негативных значений *нескольких* основных показателей в течение достаточно длительного периода (не менее одного года). Однако, в случае загрязнения водоисточников и питьевой воды патогенными микроорганизмами или возбудителями паразитарных заболеваний, а также особо токсичными веществами, заключение о неблагополучии может быть сделано на основании одного критерия.

Таблица 3.3

Критерии санитарно-гигиенической оценки опасности загрязнения питьевой воды и источников питьевого водоснабжения химическими веществами

№№ п/п	Показатели	Параметры		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
1.	<i>Основные показатели</i>			
1.1	Содержание токсических веществ первого класса опасности (чрезвычайно опасные вещества: бериллий, ртуть, бенз- α -пирен, линдан, диоксин, дихлорэтилен, диэтилртуть, галлий, тетраэтилсвинец, тетраэтилолово, трихлорбифенил, (в долях ПДК)	> 3	2-3	В пределах гигиенических нормативов (ПДК)
1.2	Содержание токсичных веществ второго класса опасности (высокоопасные вещества: алюминий, барий, бор, кадмий, молибден, мышьяк, нитриты, свинец, селен, стронций, цианиды (в долях ПДК)	>10	5-10	В пределах гигиенических нормативов (ПДК)
2.	<i>Дополнительные показатели</i>			
2.1	Содержание токсичных веществ третьего и четвертого классов опасности (опасные и умеренно опасные вещества: аммоний, никель, нитраты, хром, медь, марганец, цинк, фенолы, нефтепродукты, фосфаты (в долях ПДК)	>15	10-15	В пределах гигиенических нормативов (ПДК)
2.2.	<i>Физико-химические свойства:</i>			
2.2.1	рН	< 4	4-5,2	-"
2.2.2	БПК полн., мг O ₂ /л	> 10	8-10	-"
2.2.3	ХПК, мг O ₂ /л	> 80	60-80	-"
2.2.4	Растворенный кислород, мг/л	< 1	1-2	> 4
2.3	<i>Органолептические характеристики:</i>			
2.3.1	Запах и привкус, баллы	5	3-4	не более 1 – 2
2.3.2	Плавающие примеси (пленки, пятна масляные и др.)	пленка темной окраски, занимающая до 2/3 обзорной площади	яркие полосы или пятна тусклой окраски	Отсутствуют

Выявление зон чрезвычайной экологической ситуации и экологического бедствия по разделу 2 с учетом изменения природной среды поверхностных водоемов осуществляется отдельно по химическим и биологическим показателям, приведенным соответственно в таблицах 3.4 и 3.5.

Таблица 3.4

Критерии оценки степени химического загрязнения поверхностных вод

№№ п/п	Показатели	Параметры		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
1.	<i>Основные показатели</i>			
1.1	Химические вещества, доли ПДК			
1.1.1	1-2 класс опасности	более 10	5-10	1
1.1.2	3-4 класс опасности	более 100	50-100	1
1.2.	Показатель химического загрязнения (ПХЗ-10)			
1.2.1	1-2 класс опасности	более 80	35-80	1
1.2.2	3-4 класс опасности	более 500	500	10
2.	<i>Дополнительные показатели</i>			
2.1.	Запах, привкус в баллах	более 4	3-4	2
2.2.	Плавающие примеси: нефть и нефтепродукты	пленка темной окраски, занимающая 2/3 обозримой площади	яркие полосы или тусклая окраска пятен	Отсутствуют
2.3.	Реакция среды, pH	5,0-5,6	5,7-6,5	более 7
2.4.	Химическое потребление кислорода ХПК (антропогенная составляющая к фону), мгО ₂ /л	20-30	10-20	
2.5.	Растворенный кислород, % насыщения	10-20	20-50	Более 80
2.6.	Биогенные вещества :			
2.6.1	нитриты (NO ₂), доли ПДК	более 10	более 5	менее 1
2.6.2	нитраты (NO ₃), доли ПДК	более 20	более 10	менее 1
2.6.3	соли аммония (NH ₄), доли ПДК	более 10	более 5	менее 1
2.6.4	фосфаты (PO ₄), мг/л	более 0,6	0,3-0,6	менее 0,05
2.7.	Минерализация, мг/л, (превышение регионального уровня)	3-5	2-3	региональный уровень
2.8.	Коэффициент донной аккумуляции (КДА)	более 10 ⁴	10 ³ -10 ⁴	10
2.9.	Коэффициент накопления в гидробионтах (Кн)	более 10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁵	10

В качестве основных гидрохимических показателей оценки состояния поверхностных вод были выбраны, в первую очередь, токсичные, приоритетные загрязняющие вещества, в том числе обладающие кумулятивными свойствами накапливаться в органах и тканях гидробионтов. Для совокупной оценки опасных уровней загрязнения водных объектов при выделении зон чрезвычайной экологической ситуации и экологического бедствия предлагается использовать формализованный суммарный показатель химического загрязнения ПХЗ-10 (см. раздел 3.5). Предполагается, что этот показатель особенно важен для территорий, где загрязнение химическими веществами наблюдается сразу по нескольким веществам, каждый из которых многократно превышает допустимый уровень ПДК. В дополнительные показатели включены некоторые общепринятые физико-химические параметры, дающие общее представление о составе и качестве вод. Для характеристики процессов, происходящих в водных объектах, приводятся также коэффициенты, учитывающие способность загрязняющих веществ накапливаться в донных отложениях (КДА) и гидробионтах (Кн).

Коэффициент донной аккумуляции (КДА) определяется как отношение концентрации веществ (документ не определяет, каких именно) в донных отложениях $C_{до}$ к концентрации тех же веществ в воде $C_{вода}$:

$$КДА = C_{до} / C_{вода}$$

Коэффициент накопления в гидробионтах (Кн) определяется как отношение концентрации веществ в гидробионтах $C_{гидробионт}$ к концентрации тех же веществ в воде $C_{вода}$:

$$КДА = C_{гидробионт} / C_{вода}$$

(документ также не определяет, каких веществ и в каких именно гидробионтах, что предопределяет большое варьирование сравниваемых данных).

Таблица 3.5

Критерии оценки состояния пресноводных экосистем

№№ п/п	Показатели	Параметры		
		Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
1.	<i>Основные показатели</i>			
1.1.	Фитопланктон	отсутствие водорослей или единичные экз. видов	пленка сине-зеленых, пряди нитчатых водорослей, отдельные представители других групп водорослей	естественное развитие фитопланктона
1.2.	Концентрация хлорофилла "а", мкг/л	более 50	30-50	менее 10
1.3.	Среднелетняя биомасса фитопланктона, мг/л	более 100	50-100	менее 10
1.4.	Фитомасса нитчатых водорослей, кг/м ²	более 3,0	2,6-3,0	менее 2,0
1.5.	Зоопланктон	единичные экземпляры панцирных коловраток, их зимние яйца	резкое снижение численности и разнообразия панцирных коловраток, единичные экз. низших ракообразных	естественное развитие зоопланктона
1.6.	Зообентос	присутствие только некоторых видов червей, не требовательных к кислороду (тубифицид)	резкое сокращение численности и разнообразия донных животных, присутствие тубифицид (олигохет) и таниподин (хириномид)	естественное развитие зообентоса на региональном уровне
1.7.	Биотический индекс по Вудивиссу, баллы	менее 1	1-2	более 6
1.8.	Олигохетный индекс, отношение числен. олигохет к числен. всего зообентоса, %	более 100	100-86	менее 50
1.9.	Хириномидный индекс по Балушкиной	более 9,0	6,5-9,0	менее 6,5
1.10.	Ихтиофауна	исчезновение ценных и редких видов рыб; отсутствие запасов промысловых рыб	резкое снижение доли ценных и редких видов рыб; резкое снижение запасов промысловых рыб	сохранение естественного состояния ихтиофауны; величина вылова, не нарушает естественного воспроизводства рыб
1.11.	Заболееваемость рыб, связанная с хроническим токсикозом (миопатия, язвенная болезнь и тд.), % от годового улова	более 50	50	отсутствие признаков

1.12.	Интегральный показатель качества вод: биотестирование на ракообразных (дафнии и цериодафнии),.	не проявляется	не проявляется	в неразбавленной воде летальное действие отсутствует
	гибель 50% и более рачков в течении 96 и 48 часов соответственно	при кратности разбавления в 100 и более раз	при кратности разбавления от 50 до 100 раз	"-"
	<i>Дополнительные показатели:</i>			
2.1.	Количество сапрофитных бактерий, кл/мл	более 1.10	5.10 -1.10	5.10 -1.10
2.2.	Общее количество бактерий, кл/мл	более 1.10	5.10 -1.10	менее 3.10
2.3.	Индекс сапробности планктона по Пантле и Буку (в модификации Сладечека)	более 4	4-3	1,5-2,5
2.4.	Олигохетный индекс по Цанеру, тыс.экз./кв.м			
	тубифициды	более 50,0	50,0-10.0	0,1
	лимнодрилусы	более 100,0	100,0-50,0	0,1
2.5	Олигохетный индекс по Пареле	более 0,8	0,5-0,8	менее 0,5

При формировании критериев экокризисности водных экосистем по гидробиологическим показателям, приведенным в табл. 3.5, сделана попытка характеристики состояния и развития всех экологических групп водного сообщества. При выделении рассматриваемых зон благополучия используются основные показатели по бактериопланктону, фитопланктону, зоопланктону, зообентосу и ихтиофауне, принятые на основании данных региональной службы гидробиологического контроля и характеризующие степень экологической деградации пресноводных экосистем. Кроме того, для определения степени токсичности вод введен интегральный показатель – биотест на низших ракообразных. Соответствующий уровень токсичности водной массы должен наблюдаться во все основные фазы гидрологического цикла.

Параметры показателей, предложенных для выделения зон, предписывается рассматривать с учетом региональных особенностей, категории и трофического статуса водоема (водотока). Они должны наблюдаться на данной территории постоянно на протяжении достаточно длительного времени с минимальным периодом не менее 3 лет.

В контексте документа [Критерии оценки..., 1992] предусмотрена разработка специализированной экспертной системы для информационной поддержки Государственной экологической экспертизы, которая рассматривает полученную с мест документацию и информацию, подготовленную на ЭВМ при помощи программы "Формализация и обработка первичных данных". Основной функцией экспертной системы является упорядочение и классификация территорий по степени экологического неблагополучия на основе принятых заявок при помощи математических методов, в том числе алгоритмов многокритериального выбора и алгоритмов анализа прецедентов [Шакин, 1976,1991].

3.4. Подходы к созданию многофакторных систем классификации водоемов

Основной задачей как санитарно-гигиенического, так и экологического нормирования является оценка класса качества водоема по всему комплексу информативных показателей. Важность этой проблемы особенно проявляется в условиях резко возросшей многокомпонентности загрязнения окружающей среды, когда основным вредным фактором становится не сверхнормативная концентрация традиционных поллютантов, а сложный "букет" синтезированных в последние десятилетия бытовых продуктов – моющих средств, добавок и т.д.. Например, в токсикологии [Жолдакова с соавт., 1998; Красовский, Егорова, 2000] описан *синдром множественной химической чувствительности* (Multiple Chemical Sensitivity MCS), возникающий в результате комбинированного

воздействия нескольких химических соединений в концентрациях, значительно меньших порогов их вредности и проявляющийся в полиморфной клинической картине (нарушение адаптации, потеря иммунитета и проч.)

В разделе 1.5 подробно обсуждались математические аспекты оценки комбинированного воздействия n факторов и приведена формула (1.3) для расчета совместного эффекта на основе матрицы коэффициентов парного взаимодействия a_{ij} индивидуальных эффектов i и j . Однако, если принять во внимание, что к настоящему времени в воде водоемов пронормировано свыше 1000 веществ, а стоимость разработки ПДК по одному веществу составляет около 50 тыс. долларов, то любые попытки оценить в ходе эксперимента коэффициенты комбинированного действия различных пар веществ выльются в астрономические трудовые и стоимостные затраты. А уравнение для линейного и парного взаимодействия можно дописать справа, добавив коэффициенты тройного и множественного взаимодействия. Поэтому при учете комбинированного действия нескольких факторов приходится руководствоваться "простыми" умозаключениями, основанными на накопленном опыте и здравом смысле.

Замечание. Квалифицированный обзор существующих методов комплексной оценки качества воды выполнен Ю.В. Новиковым с соавторами [1987] и в последующем изложении ссылки на работы, отмеченные «Н», можно найти в списке литературы к этой статье. Основные положения обзора, иллюстрированные гидрохимическими примерами, могут быть без труда распространены и на гидробиологические показатели произвольной этиологии.

Поскольку к различным группам объектов оценивания могут быть предъявлены неодинаковые требования, то при разработке комплексного показателя необходимо предварительное разделение водоемов на группы: по виду водопользования, почвенно-климатическому региону, степени природной минерализации, особенностям гидрологического режима и проч. [Хелмер, 1976^H; Жукинский с соавт., 1978; Смирнова с соавт., 1979^H; Le Foil, Lesouef, 1981^H]

Следующий этап заключается в том, чтобы определить, какие показатели должны быть использованы для оценки качества воды. По этой проблеме в литературе имеется множество предложений [Гурарий, Шайн, 1974^H; Статистика..., 1981^H; Методические..., 1983^H], которые для удобства рассуждения разделим на три группы:

- использование всех показателей, для которых установлены ПДК [Valiquette et al., 1981^H; Новиков с соавт., 1984^H];
- применение небольшого числа нормируемых показателей (от 4 до 10-12) [Фридланд, Рублева, 1958^H; Chin, Goh, 1981^H; Караушев с соавт., 1981^H; Львович, 1982^H];
- учет некоторых нормируемых показателей, а также соединений, которые могут образоваться в результате химических и биохимических превращений [Богородицкий, 1981^H; Методические..., 1981^H; Bianchi, Piwano, 1981^H].

Идеальным вариантом было бы использование предложений первой группы, но это невыполнимо в реальных условиях. Наиболее многочисленны в литературе предложения второй группы. Их авторы справедливо указывают на невозможность в реальных условиях проводить наблюдения за сотнями потенциально загрязняющих веществ. Но какие показатели выбрать для обязательного наблюдения и как быть с остальными?

Почти все авторы с небольшими вариациями сходятся на следующей группе: взвешенные вещества, растворенный кислород, биохимическое потребление кислорода (БПК), pH, коли-индекс, NH_4^+ , NO_3^- , хлориды, сульфаты. В различных работах [Пичахчи, 1979^H; Le Foil, Lesouef, 1981^H] по-разному дополняется этот список, но в целом круг обязательных ограничивается 20—25 показателями. Предложения о комплексной оценке качества воды на основе такого сокращения списка (или какого-либо из его расширенных вариантов) базируются на использовании одного из двух принципов:

- *приоритетности* [Helmer, 1981^H; Сватков, 1982^H] и
- *репрезентативности* [Лозанский с соавт., 1979^H; Chin, Goh, 1981^H; Белогуров, 1981^H].

Принцип приоритетности предполагает выделение небольшого числа обязательных показателей, а остальные делятся на группы первого приоритета, второго и т. д. Их нужно исследовать тем реже, чем выше номер их приоритета. Удобство принципа приоритетности в том, что на любом пункте гидрохимического контроля и на любом водоеме данные, необходимые для оценки качества воды, собираются систематически и единообразно. Однако в каждом случае могут преобладать региональные факторы, обуславливающие возможность специфического загрязнения, и то-

гда оценка качества воды, рассчитанная лишь по приоритетным показателям, фактически не будет отражать действительность.

Принцип введения репрезентативных показателей [Караушев с соавт., 1981^H; Львович, 1982^H] состоит в разделении загрязняющих веществ на две группы: репрезентативные и фоновые, первые из которых определяют часто и систематически, а вторые — относительно редко. В число репрезентативных специально отбираются загрязнения, концентрации по которым, исходя из местных условий, могут значительно превышать ПДК. В качестве фона рассматриваются вещества "обязательной" группы (их может быть 15-20). Например, для водоемов в зоне влияния целлюлозно-бумажного производства в число репрезентативных следует включать сернистые и органические соединения, показатели потребления кислорода ХПК и БПК.

Что касается предложений третьей группы, то аргументы в их пользу сводятся к необходимости не только оценки санитарного состояния водоема в данный момент, но и прогнозирования его изменения, а это зависит от того, какие именно вещества и химические соединения образуются и накапливаются в донных отложениях (или самой воде, если речь идет о подземных водах [Амбразене 1979^H; Богородицкий, 1981^H]). Авторы этой концепции указывают на важность учета при оценке качества воды таких медленно превращающихся веществ, как соединения нитратов и нитритов [La Contaminazione, 1980^H; Красовский с соавт., 1982^H], мышьяка, ртути, кадмия, свинца, металл- и хлорорганических соединений.

Большинство исследователей при расчете комплексных показателей переводят данные отдельных измерений в безразмерные единицы — баллы [Гурарий, Шайн, 1974^H; Белогуров, 1981^H]. При этом основное требование состоит в том, чтобы оценка результирующих изменений качества объекта была бы "изоэффективна" как при использовании натуральных, так и балльных показателей [Новиков с соавт., 1984^H]. Поясним это важное требование.

Предположим, что каждое загрязняющее вещество вызывает некоторый эффект вредного действия в биотических элементах среды, куда оно внесено. Этот эффект может иметь интегральный (снижение биоразнообразия экосистемы в единицах индекса Шеннона, увеличение запаха воды в баллах и проч.) или частный экофизиологический характер (гибель особей индикаторного вида гидробионтов, снижение гемоглобина в крови и т.п.). Численное выражение этого эффекта свяжем с некоторым унифицированным показателем качества воды W , выраженном в безразмерных единицах (баллах), а аддитивный вклад каждого i -го фактора (химического ингредиента) в эту суммарную оценку примем равным δ_i . Допустим, что концентрация вещества X в водоеме изменилась от C_{x1} до C_{x2} . В другой раз при постоянстве концентрации X изменилась концентрация вещества Y от C_{y1} до C_{y2} . Если при этом изменения качества воды ΔW были одинаковы, то значениям C_{x1} , C_{x2} , C_{y1} , C_{y2} должны соответствовать такие балльные оценки δ_{x1} , δ_{x2} , δ_{y1} , δ_{y2} , чтобы соблюдалось равенство:

$$\Delta W = \delta_{x2} - \delta_{x1} = \delta_{y2} - \delta_{y1} \quad (3.4)$$

При разработке комплексных показателей очень трудно уверенно определить равенство изменений качества исследуемого объекта ΔW при изменениях различных единичных показателей.

Традиционным способом определения балльных оценок является применение формулы:

$\delta_i = \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}$, где C_i и ПДК_{*i*} — концентрация и ПДК i -го вещества в воде. Соответственно, комплексная оценка качества рассчитывается по формуле:

$$W = \sum_i \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}, \quad (3.5)$$

где суммирование выполняется по показателям, имеющим общий характер комбинаторного действия (например, имеет одинаковый лимитирующий признак вредности ЛПВ, как это сделано в 3.3).

Но можно ли считать, что найденные таким способом δ_i удовлетворяют требованию изоэффективности? Несложный анализ формулы (3.4) свидетельствует о том, что *балльные оценки* *взаимоадекватны* только при выполнении четырех условий:

- вклады должны отражать *однонаправленный* характер вредного действия, что автоматически должно исключить из списка анализируемых показателей концентрацию растворенного кислорода и рН;

- опорные значения нормирующих величин в знаменателе *изоэффективны*, что далеко не так, поскольку при обосновании ПДК используется достаточно широко варьируемый для различных веществ коэффициент запаса, оказывающий тем большее влияние на вклады, чем меньше величина ПДК;
- зависимость "концентрация вещества – эффект вредного действия" имеет *линейный* характер, что далеко не так, о чем убедительно свидетельствуют все работы по токсикокинетике;
- тангенс угла наклона уравнения прямой "концентрация – эффект" должен быть *одинаков* (в том, что это далеко не так, можно убедиться, обратив внимание на табл. 3.5: экологическое бедствие квалифицируется при трехкратном превышении ПДК для класса особо опасных веществ и при 20-кратном превышении нитрит-ионов).

Безусловно, можно ожидать, что в некоторых небольших пределах концентраций одинаковые δ_i могут соответствовать приблизительно одинаковому эффекту. Однако во всех случаях актуален вопрос о допустимом диапазоне использования балльных оценок, поскольку мы почти ничего не знаем о том, в каких пределах изменение активности линейно пропорционально изменению концентрации токсичного вещества, т. е. в каких пределах можно пользоваться формулой (3.5). Определенный вклад в решение этих проблем может внести статистический анализ таких важнейших характеристик показателя, как вариабельность его значений и широта диапазона толерантности (выявление статистической и физиологической "эластичности" фактора).

Как было уже отмечено нами выше, значительную трудность при определении баллов и выборе формулы для расчета комплексной оценки представляет учет взаимодействия различных веществ при их воздействии на биотические сообщества [Черкинский, 1957^H]. Если характер такого взаимодействия установлен, то введение поправок в способ расчета баллов не представляет трудностей за счет введения *коэффициентов потенцирования* a_{ij} :

$$W = \sum_i \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} + \sum_i a_{ij} \frac{C_i \cdot C_j}{\text{ПДК}_i \cdot \text{ПДК}_j}, \quad (3.6)$$

однако учет взаимодействия многих веществ грозит настолько усложнить запись формулы, что ей практически нельзя будет пользоваться.

Во многих работах, например, методике расчета гидрохимического индекса загрязнения воды ИЗВ [Временные методические..., 1986], принято вместо формулы суммации (3.5) использовать среднее значение вклада, разделив итоговую величину на количество используемых слагаемых. Если оставаться на концепции аддитивности вклада отдельных ингредиентов в общий эффект вредного действия, то такую математическую операцию следует считать грубой ошибкой (см. подробное обоснование в разделе 1.5). Иными словами, если мы ожидаем в результате расчетов получить, например, общее снижение индекса биоразнообразия при одновременном и независимом действии n поллютантов, то, разделив результат на n , получим что-то вроде "частного снижения биоразнообразия при действии одного вещества средней эффективности", что не соответствует ни здравому смыслу, ни цели вычислений. Если же при конструировании комплексного показателя W никаких предположений об изоэффективности и механизме суммации не делается и к нему относятся просто как к некоторому "числу", используемому для сравнения различных вариантов или точек измерения, то, безусловно, операция усреднения приобретает некоторую аргументацию. В любом случае, при сравнении различных водоемов и точек гидрохимического контроля при использовании таких критериев желательнее использовать строго сопоставимый список и число слагаемых показателей.

В некоторых работах [Лозанский с соавт., 1979^H; Белогуров, 1981^H] поднят вопрос о том, каким образом присваивать балльные оценки корреляционно связанным показателям. При этом предлагают, например, для сильной связи ($r > 0,9$) ввести в расчетный алгоритм только один из показателей и отбросить другой, а для связи средней силы ($0,5 < r \leq 0,9$) – ввести в алгоритм некоторую линейную функцию концентраций обоих веществ. По нашему мнению, статистическая связь между значениями двух или более показателей в воде не имеет никакого отношения к комплексной оценке качества. Важен характер совместного действия на биотические элементы, т. е. взаимодействие веществ, которое не зависит от того, насколько синхронно изменяются их концентрации. Представляется правильным учитывать статистически связанные показатели при оценке качества как независимые.

Иную роль играют такие показатели, как ХПК, БПК, рН, которые, не будучи сами по себе вредными действующими факторами, в то же время интегрально характеризуют эффект воздейст-

вия сразу нескольких загрязняющих веществ. В силу этого обнаруживается и статистическая связь каждого из интегральных показателей с несколькими другими. Нетрудно определить балльные оценки для показателей этого типа, поскольку для каждого из них установлены нормативные уровни. Но не совершаем ли мы ошибку, суммируя их балльные оценки с оценками других единичных показателей? Ведь сам по себе интегральный показатель, например ХПК, не является вредным фактором. Ю.В. Новиков с соавт.[1987] считают, что если интегральный показатель характеризует биологическое действие группы загрязняющих веществ, то его надо использовать вместо этой группы (подобно тому, как коли-индекс используют вместо целой группы эпидемиологических показателей). Но если в комплексной оценке уже учтен каждый из единичных показателей загрязнения, то соответствующий интегральный показатель применять не следует.

Неясен также способ учета в комплексной оценке качества воды такого интегрального показателя, как БПК. Он показывает темп использования кислорода бактериями на окисление азота, выделяющегося при разрушении органических веществ. Поэтому по значениям БПК обычно интегрально судят о наличии в воде различных органических загрязняющих веществ. Однако существуют неорганические вещества (хлор, мышьяк, некоторые металлы), угнетающие жизнедеятельность бактерий, и, следовательно, в присутствии этих веществ БПК будет снижено, хотя уровень загрязнений органическими веществами и был высоким.

Существует довольно много предложений об использовании для назначения баллов экспертных оценок или "коэффициентов весомости" [Bora, 1980^H; Bianchi, Piwano, 1981^H]. Представляется, что, несмотря на всю эффективность экспертных методов, возможность их применения именно в данной задаче сомнительна. Эксперты дают оценку в баллах, но соответствуют ли эти оценки действительному биологическому эффекту веществ? В литературе пока нет доказательств такого соответствия (впрочем, никто не показал и обратного).

Основным видом расчетного алгоритма, используемым в системном анализе, является иерархическая структурная схема. Это означает, что ряд показателей первого (нижнего) уровня объединены с помощью некоторого математического выражения или логического условия в показатель второго уровня, эти показатели – в показатель третьего уровня и т.д. Все показатели второго и последующего уровней называют комплексными.

При оценке качества воды иерархия выглядит так: показатели первого уровня объединены в три группы в соответствии со своим лимитирующим показателем вредности (ЛПВ), а получаемые комплексы оценки $W_{орг}$ (органолептическая), $W_{ст}$ (санитарно-токсикологическая) и $W_{ос}$ (общесанитарная) трансформируются в общий комплексный показатель W путем суммирования: $W = \sum W_i = W_{орг} + W_{ст} + W_{ос}$, либо путем перемножения $W = \prod W_i$. Выбирая способ обобщения, необходимо обеспечить выполнение требования (3.4): численно одинаковым изменениям $W_{орг}$, $W_{ст}$ и $W_{ос}$ должны соответствовать одинаковые по воздействию на организм изменения качества воды. Но как сопоставить по влиянию на организм изменение органолептических свойств с изменением, допустим, токсичности?

В работах [Хелмер, 1976^H; Parker, 1982^H] обращается внимание на то, что при вычислении W по ограниченному набору заранее выбранных показателей нужно учесть и возможные отклонения от ПДК и других показателей. В.И. Гурарий и А.С. Шайн [1974^H] предлагают использовать формулу (3.5) для расчета комплексной оценки по основной группе выбранных показателей и ввести "штрафную функцию", снижающую оценку качества воды при превышении ПДК теми или иными прочими показателями. Таким образом:

$$W = (\sum m_i \delta_i) \prod \phi(C_i) \quad (3.7)$$

где m_i и δ_i – весовые и балльные оценки показателей основной группы; $\phi(C_i)$ – "штрафная функция", зависящая от концентраций веществ, не вошедших в основную группу. Основная идея этих авторов, состоящая в строгом учете загрязнения, создаваемого небольшим числом основных веществ, и в интегрированной оценке влияния большого числа прочих веществ, представляется заслуживающей живейшего внимания, если будет найден путь формализации расчета оценок и штрафных функций.

Строгий отбор списка учитываемых ингредиентов особенно актуален при расчете научно-технических нормативов выбросов и сбросов вредных веществ (ПДВ и ПДС), экономического ущерба и штрафных санкций от сбросов и т.д., которые оперируют не со значениями концентраций, а с массой поллютанта g_i в т (кг), поступившего в природную среду залпом или за отчетный

промежуток времени. При этом рассчитывается так называемая "условно приведенная масса" G_{yc} по формуле, аналогичной (3.5):

$$G_{yc} = \sum_i \frac{g_i}{ПДК_i} \quad (3.8)$$

Рассмотрим парадоксы этой формулы на конкретном примере. При оценке поступления загрязняющих веществ со сточными водами г. Чапаевска в р. Чапаевка, в течение 1994 г. по статистической отчетности (форма 2ТП-водхоз) был установлен суммарный сброс 20 784 т загрязняющих веществ 16 наименований (минеральные соли, биогенные элементы, органические вещества, тяжелые металлы), в том числе, 0,05 т (или 0,00024% от общей массы) хлорорганических пестицидов. После пересчета массы сброса в "условные тонны" на пестициды стало приходиться 5000 у.т. из общей приведенной массы 5618 у.т. (или около 90%). Мы не склонны недооценивать опасность пестицидов, но, в сравнении с другими компонентами, 50 кг гексахлорциклогексана, распределиться в водоеме, вряд ли могли внести такой ощутимый вклад в токсико-гигиеническую обстановку реки. Более того, этот компонент могли просто-напросто "забыть" включить в форму 2ТП-водхоз, тогда приведенная масса загрязнений сразу уменьшилась бы почти в 10 раз (с 5618 до 618 тыс. тонн). Принцип аддитивности работоспособен, когда список слагаемых компонентов строго определен без всяких пропусков и не предусматривается включение в расчет никаких дополнительных компонентов.

3.5. Методики оценки качества водоемов по комплексу гидрохимических показателей

Гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ)

ИЗВ установлен Госкомгидрометом СССР [Временные методические..., 1986] и относится к категории показателей, наиболее часто используемых для оценки качества водных объектов (впрочем, необходимость его применения не подтверждается ни одним из опубликованных позже официальных нормативных документов). Этот индекс является типичным аддитивным коэффициентом и представляет собой среднюю долю превышения ПДК по строго лимитированному числу индивидуальных ингредиентов:

$$ИЗВ = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i}, \quad (3.9)$$

где: C_i – концентрация компонента (в ряде случаев – значение физико-химического параметра); n – число показателей, используемых для расчета индекса, $n = 6$; ПДК_{*i*} – установленная величина норматива для соответствующего типа водного объекта.

При расчете индекса загрязнения вод для всего множества нормируемых компонентов, включая водородный показатель рН, биологическое потребление кислорода БПК₅ и содержание растворенного кислорода, находят отношения $C_i / ПДК_i$ фактических концентраций к ПДК и полученный список сортируют. ИЗВ рассчитывают строго по шести показателям, имеющим наибольшие значения приведенных концентраций, независимо от того превышают они ПДК или нет.

При расчете ИЗВ для составляющих $C_i / ПДК_i$ по неоднозначно нормируемым компонентам применяется ряд следующих условий:

- для биологического потребления кислорода БПК₅ (ПДК – не более 3 мг О₂/дм³ для водоемов хозяйственно-питьевого водопользования и не более 6 мг О₂/дм³ для водоемов хозяйственно-бытового и культурного водопользования) устанавливаются специальные значения нормативов, зависящие от самого значения БПК₅:

<u>Показатель БПК₅ (мгО₂/л)</u>	<u>Значение норматива (ПДК)</u>
Менее 3	3
От 3 до 15	2
Свыше 15	1

- *концентрация растворенного кислорода* нормируется с точностью до наоборот: его содержание в пробе не должно быть ниже 4 мг/дм^3 , поэтому для каждого диапазона концентраций компонента устанавливаются специальные значения слагаемых $C_i/\text{ПДК}_i$:

<u>Концентрация (мгО₂/л)</u>	<u>Значение слагаемого $C_i / \text{ПДК}_i$</u>
Более или равно 6	6
Менее 6 до 5	12
Менее 5 до 4	20
Менее 4 до 3	30
Менее 3 до 2	40
Менее 2 до 1	50
Менее 1	60

- для *водородного показателя рН* действующие нормативы для воды водоемов различного назначения регламентируют диапазон допустимых значений в интервале от 6,5 до 8,5, поэтому для каждого сверхнормативного значения рН, выходящего за границы этого диапазона, устанавливаются специальные значения слагаемых $C_i / \text{ПДК}_i$:

<u>Значения рН ниже диап- зона нормы (< 6.5)</u>	<u>Значения рН выше диап- зона нормы (> 8.5)</u>	<u>Значение слагаемого $C_i / \text{ПДК}_i$</u>
Менее 6.5 до 6	Свыше 8.5 до 9	2
Менее 3 до 5	Свыше 9 до 9.5	5
Менее 5	Свыше 9.5	20

Вызывает недоумение требование методики: «При равенстве величин $C_i / \text{ПДК}_i$ предпочтение дается веществам, имеющим токсикологический признак вредности», поскольку результат расчета ИЗВ никак не зависит от того, какие ингредиенты попали в отбираемую "шестерку".

В зависимости от величины ИЗВ участки водных объектов подразделяют на классы (табл. 3.6). Устанавливается требование, чтобы индексы загрязнения воды сравнивались для водных объектов одной биогеохимической провинции и сходного типа, для одного и того же водотока (по течению, во времени, и так далее), а также с учетом фактической водности текущего года.

Таблица 3.6.

Классы качества вод в зависимости от значения индекса загрязнения воды

Воды	Значения ИЗВ	Классы качества вод
Очень чистые	до 0,2	I
Чистые	0,2–1,0	II
Умеренно загрязненные	1,0–2,0	III
Загрязненные	2,0–4,0	IV
Грязные	4,0–6,0	V
Очень грязные	6,0–10,0	VI
Чрезвычайно грязные	>10,0	VII

Показатель химического загрязнения воды (ПХЗ-10)

Суммарный показатель химического загрязнения вод, названный авторами [Критерии оценки..., 1992] "формализованным", рассчитывается по десяти соединениям, максимально превышающим ПДК с использованием знакомой (см. 3.5) непритязательной формулы суммирования воздействий:

$$\text{ПХЗ-10} = (C_1/\text{ПДК}_1 + C_2/\text{ПДК}_2 + \dots + C_{10}/\text{ПДК}_{10}),$$

где ПДК_i – рыбохозяйственные нормативы; C_i – концентрация химических веществ в воде.

При определении ПХЗ-10 для химических веществ, по которым "относительно удовлетворительный" уровень загрязнения вод определяется как их "отсутствие", отношение $C/\text{ПДК}$ условно принимается равным 1.

Для установления ПХЗ-10 рекомендуется проводить анализ воды по максимально возможному числу показателей. Настораживает своей категоричностью следующее требование авторов методики: «ПХЗ-10 рассчитывается только при выявлении зон чрезвычайной экологической

ситуации и зон экологического бедствия». Здесь налицо явная нелогичность – для того, чтобы получить право рассчитать ПХЗ-10, нужно иметь мнение о чрезвычайности ситуации, а для того, чтобы удостовериться в этой чрезвычайности, нужно рассчитать ПХЗ-10...

Комбинаторный индекс загрязненности

В гидрохимической практике используется и несколько измененный, по сравнению с ИЗВ, метод интегральной оценки качества воды, по совокупности находящихся в ней загрязняющих веществ и частоты их обнаружения [Васильева с соавт., 1998]. В этом методе для каждого ингредиента на основе фактических концентраций рассчитывают баллы *кратности превышения* $ПДК_{вр} - K_i$, *повторяемости случаев превышения* H_i , а также *общий оценочный балл* – B_i :

$$\begin{aligned} K_i &= C_i / ПДК_i \\ H_i &= N_{ПДК_i} / N_i \\ B_i &= K_i \cdot H_i \end{aligned}$$

где C_i – концентрация в воде i -го ингредиента; $ПДК_i$ – предельно допустимая концентрация i -го ингредиента для водоемов рыбохозяйственного назначения; $N_{ПДК_i}$ – число случаев превышения ПДК по i -му ингредиенту; N_i – общее число измерений i -го ингредиента.

Ингредиенты, для которых величина общего оценочного балла больше или равна единицы, выделяются как лимитирующие показатели загрязненности (ЛПЗ). Комбинаторный индекс загрязненности рассчитывается как сумма общих оценочных баллов всех учитываемых ингредиентов. По величине комбинаторного индекса загрязненности устанавливается класс загрязненности воды.

Методика НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана

Для определения степени загрязнения [Новиков с соавт., 1987] используются четыре критерия вредности, по каждому из которых сформирована определенная группа веществ и специфических показателей качества воды:

- критерий санитарного режима (W_c), где учитывается растворенный кислород, БПК₅, ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по влиянию на санитарный режим;
- критерий органолептических свойств (W_ϕ), где учитывается запах, взвешенные вещества, ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по органолептическому признаку вредности;
- критерий, учитывающий опасность санитарно-токсикологического загрязнения (W_{cm}), где учитывается ХПК и специфические загрязнения, нормируемые по санитарно-токсикологическому признаку;
- эпидемиологический критерий (W_z), учитывающий опасность микробного загрязнения.

Одни и те же показатели могут входить одновременно в несколько групп. Комплексная оценка вычисляется отдельно для каждого *лимитирующего признака вредности* (ЛПВ) W_c , W_ϕ , W_{cm} и W_z по традиционной формуле "псевдокомпенсации":

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)}{n}, \quad \delta_i = C_i / N_i,$$

где W – комплексная оценка уровня загрязнения воды по данному ЛПВ, n – число показателей, используемых в расчете; N_i – нормативное значение единичного показателя (чаще всего $N_i = ПДК_i$).

Если $\delta_i < 1$, т.е. концентрация менее нормативной, то принимается $\delta_i = 1$.

По особым формулам рассчитываются вклады для содержания растворенного кислорода и взвешенных веществ. Растворенный кислород нормируется по нижнему уровню значения, т.е. его содержание должно быть меньше 4 мг/л, поэтому при $C_i < 4$ для него принято

$$\delta_i = 1 + 10(N_i - C_i) / N_i.$$

Для взвешенных веществ также предложены специальные формулы, учитывающие требования "Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами" [1991].

Поскольку сами по себе рассчитанные показатели ни о чем не говорят, к формулам прилагается также традиционная классификационная таблица диапазонов значений комплексных оценок W (см. таб. 3.7).

Таблица 3.7

Степень загрязнения водоемов в зависимости от значений комплексных показателей W , рассчитанных по лимитирующим признакам вредности

Уровень загрязнения	Критерий загрязнения по величинам комплексных оценок			
	Органолептический (W_{ϕ})	Санитарный режим (W_c)	Санитарно-токсикологический (W_{cm})	Эпидемиологический (W_e)
Допустимый	1	1	1	1
Умеренный	1,0 – 1,5	1,0 – 3,0	1,0 – 3,0	1,0 – 10,0
Высокий	1,5 – 2,0	3,0 – 6,0	3,0 – 10,0	10,0 – 100,0
Чрезвычайно высокий	> 2,0	> 6,0	> 10,0	> 100,0

Метод классификации качества вод по В.П. Емельяновой.

Весьма оригинальное предложение содержится в работах В.П. Емельяновой с соавт. [1979, 1980], которые предлагают вообще обойтись без вычисления баллов по отдельным показателям. Комплексная оценка загрязнения воды определяется как относительное число показателей, превышающих тот или иной уровень концентрации: ПДК, 10•ПДК, 30•ПДК и т. д. Предложенный способ обобщения сразу избавляет от всех проблем, связанных с определением балльных оценок. Правда, при этом не учитывается различие биологического воздействия веществ. В целом же способ очень прост и может оказаться эффективным.

Экотоксикологический критерий по Т.И. Моисеенко [1995]

Степень загрязнения токсическими веществами оценивается традиционной суммой превышений концентрации соответствующих элементов (C_i) к их предельно допустимым концентрациям (ПДК_{*i*}): $X_{токс} = \sum C_i / \text{ПДК}_i$

Особым образом оценивается группа следующих показателей: сульфат-ионов, содержания взвешенных веществ и общей минерализации, по которым кратность превышения концентраций относится не к ПДК, а к максимальным фоновым значениям:

$$X_{\phi-x} = \sum (C_i / C_{\text{фон.макс}} - 1) .$$

Для оценки эвтрофирования вводится специальный показатель эвтрофикации

$$X_{эвт} = K \cdot (C_{\text{фос}} / C_{\text{фон.фос}} - 1) ,$$

где $C_{\text{фос}}$ и $C_{\text{фон.фос}}$ – анализируемые и фоновые значения концентраций минерального фосфора, K – дополнительный коэффициент, зависящий от оценки состояния водоема (для мезотрофных водоемов $K = 2$, а для эвтрофных $K = 3$).

Общий индекс загрязнения определяется по вполне ожидаемой формуле:

$$X_{\text{сум}} = X_{\text{токс}} + X_{\phi-x} + X_{\text{эвт}} .$$

Комплексная оценка загрязненности вод по Г.Т. Фрумину и Л.В. Баркану [1997]

Для каждого ингредиента рассчитывается частная функция желательности Харрингтона по формуле: $d_i = e^{-P_i}$. Показателем степени этой функции является безразмерная величина P_i , рассчитываемая с помощью выражения

$$P_i = b_0 + b_1 \cdot C_i / \text{ПДК}_i ,$$

где C_i и ПДК_{*i*} – наблюдаемая и предельно допустимая концентрации *i*-го ингредиента, b_0 и b_1 – специально рассчитанные коэффициенты, зависящие от типа ингредиента и класса качества воды (sic! – для того, чтобы рассчитать оценку класса качества нужно знать класс качества?).

Обобщенная функция Харрингтона D определяется как среднегеометрическое частных показателей желательности

$$D = (d_1 d_2 d_3 \dots d_n)^{1/n} .$$

К описанию метода прилагается традиционная табличка, разъясняющая, как следует понимать рассчитанное значение обобщенного показателя *D*:

<u>Класс качества воды</u>	<u>Интервал варьирования обобщенного показателя <i>D</i></u>
Очень чистая	0,99
Чистая	0,99 – 0,80
Умеренно загрязненная	0,80 – 0,63
Загрязненная	0,63 – 0,37
Грязная	0,37 – 0,20
Очень грязная	0,20 – 0,01

Согласно принципу мажоритарности средних, среднегеометрическая по численному значению меньше, чем среднеарифметическая, поэтому описанный подход дает более жесткую оценку качества воды, чем, например, традиционно используемый в системе Роскомгидромета индекс загрязненности вод ИЗВ.

3.6. Методики комбинированных оценок качества воды с использованием гидрохимических и гидробиологических показателей

Большинство методик, использующих совокупность гидрохимических и гидробиологических факторов, оперируют с термином *класс вод*, под которым понимается ранговая «оценка состояния качества вод, определяемая комплексом нормативных величин показателей, связанных с функционированием водных экосистем и требованиями водопользователей» [Жукинский с соавт., 1978]. Ранги качества в этих классификациях основываются уже не на интуитивно понятных и экспериментально доказуемых понятиях *вредности* (синонимы: *токсичности* или *опасности*), используемых в санитарно-гигиенических исследованиях, а на гораздо более расплывчатом и неоднозначно идентифицируемом понятии «чистоты – загрязненности» воды.

Ранее, в разделе 1 мы использовали термин «загрязнение» как привнесение в среду новых, *не характерных* для нее агентов физического, химического или биологического происхождения в количествах, приводящих к негативным последствиям. Если относить эти негативные последствия исключительно к человеку, как это делает санитарно-гигиеническая доктрина, то тогда понятие *загрязнение* вполне понимаемо и измеряемо. При общеэкологическом подходе мы неизбежно должны предварительно расклассифицировать все организмы (в частности, гидробионтов) на три условные группы:

- организмы, "любезные человеку", которые необходимо охранять, и по биотическому потенциалу которых мы оцениваем позитивное качество вод;
- организмы, "вредные" или мешающие человеческой деятельности, численность или биоразнообразие которых мы воспринимаем как негативный фактор качества (некоторые сами по себе являются загрязняющим фактором, например, кишечные палочки или сине-зеленые водоросли);
- "нейтральные" организмы, существование которых не является оценкой качества.

После этого классификацию водоемов с учетом "загрязнения", как негативного фактора, необходимо осуществлять, имея в виду только самого человека и объекты первой группы.

Следует отметить, что при гидробиологических исследованиях в понятие «загрязнение» по большей части вкладывается не факт наличия или превышения концентраций веществ-ксенобиотиков, а банальное соотношение двух конкурирующих абиотических факторов: "концентрация органических веществ естественного (в основном, детритного) характера" и "концентрация растворенного кислорода". Именно на этом основана классическая классификация водоемов по зонам сапробности. Количественно это может выражаться, например, в соотношении скоростей химической реакции (кМоль/час) деструкции органического вещества по двум разным механизмам: аэробному и анаэробному.

Наконец, сверхнормативное значение ряда показателей может вовсе не являться следствием антропогенного (или даже ксенобиотического) воздействия. С.М. Драчев [1964] приводит такие примеры из наблюдений 50-х годов, когда сброс сточных вод был ничтожен, но такие крупные реки как Аму-Дарья и Сыр-Дарья содержали большое количество взвеси и сапрофитной микрофлоры, а воды р. Обь в зимний период содержали ничтожное количество кислорода.

Методика разработки обобщенных "химико-биологических" классификаций чрезвычайно проста:

- автором методики устанавливается некоторое количество градаций n качества воды от "самой чистой" до "самой грязной" (число таких градаций в среднем равно 6, поскольку меньше 4 – не солидно, а больше 7 – громоздко для восприятия);
- исходя из литературных данных, личного опыта или пристрастий автора выбирается набор из m показателей (размерность m , как правило, больше шести и может достигать внушительного списка, причем автора редко волнуют проблемы возможности измерения или расчета некоторых показателей²);
- в каждой клетке полученной таблицы $n \times m$ вписывается некоторый диапазон значений показателя, который, по мнению автора, приличествует каждой градации качества, причем, в большинстве случаев, разработчик не интересуется ни законом статистического распределения показателя, ни математической функцией, аппроксимирующей зависимость "показатель–качество", ни сезонной или региональной изменчивостью фактора.

Естественно, что легкость разработки методик порождает их многочисленность. Приведем некоторые из них, имеющие наиболее широкое распространение, либо приведенные в нормативных документах.

Система классификации качества воды по А.А. Былинкиной и С.М. Драчеву

Эта классификация явилась первой [Былинкина с соавт., 1962; Драчев, 1964] и наиболее совершенной разработкой в этом направлении, заложившей основы широко распространенной шестибалльной шкалы классификации водоемов. Методика рекомендована для отраслевого использования на постах гидробиологического контроля [Руководство по методам..., 1983]. Оценка качества воды осуществляется с использованием следующих показателей:

- химические показатели состояния водоемов (табл. 3.8);
- бактериологические и гидробиологические показатели (табл. 3.9);
- показатели состояния водоемов по физическим и органолептическим свойствам (табл. 3.10).

Таблица 3.8

Химические показатели состояния водоемов

Степень загрязнения	Растворенный кислород			БПК ₅ , в мг/л	Окисляемость, в мг/л O ₂	Аммонийный азот, в мг/л	Токсичные вещества в долях ПДК	Радиоактивность общая в долях норматива
	в мг/л		% насыщения					
	Лето	Зима						
Очень чистые	9	14—13	95	0.5—1.0	1	0.05	0	0.1
Чистые	8	12—11	80	1.1—1.9	2	0.1	0.1—0.9	0.1
Умеренно загрязненные	7—6	10—9	70	2.0—2.9	3	0.2—0.3	1.0—5.9	1.0
Загрязненные	5—4	5—4	60	3.0—3.9	4	0.4—1.0	6.0—10.9	10
Грязные	3—2	5—1—0	30	4.0—10.0	5—15	1.1—3.0	11.0—20.0	100
Очень грязные	0	0	0	>10	>15	>3	>20	1000

Примечание: Окисляемость относится к рекам с цветностью воды не более 30°

Как отмечают авторы [Былинкина с соавт., 1962], «для составления карты загрязнения множественность показателей представляет затруднения, особенно в том случае, когда по значению многих показателей река может быть отнесена к различным классам. Указанное затруд-

² Трудно ожидать, например, массовых и корректных расчетов индекса самоочищения водоема – отношения энергий ассимиляции к тратам на обмен по биотическому балансу, который включен в систему классификации О.П. Окснюк с соавторами [1993].

нение может быть обойдено путем выделения главных показателей. Важно, чтобы число этих показателей было невелико, и чтобы они были представлены в тех случаях, когда обследование проведено по схеме краткого анализа».

Таблица 3.9

Бактериологические и гидробиологические показатели

Степень загрязнения	Бактериологические			Яйца гель- мин- тов, в 1 м ³	Санитарно-гидробиологические	
	Кишечная палочка (титр)	Сапрофит- ные микро- организмы, в 1 мл	Пря- мой счет		Сапробность	Биологиче- ский пока- затель за- грязнения
Очень чистые	10—100	a·10	10 ⁵	Нет	Ксеносапробная	0—5
Чистые	10—1	a·100	10 ⁶	Нет	Олигосапробная	6—10
Умеренно загрязненные	1—0.05	a·1000	10 ⁶	1—3	β-Мезосапробная	11—20
Загрязненные	0.05—0.005	a·10000	10 ⁷	10	α-Мезосапробная	21—60
Грязные	0.005— 0.001	a·100000	10 ⁷	500	Полисапробная	61—99
Очень грязные	<0.001	a·1000000	10 ⁸	1000	Полисапробная	100

Примечание: Биологический показатель загрязнения (БПЗ) или индекс Хорсаваы, принятый в международном стандарте качества питьевой воды (1958 г.), представляет собой отношение количества одноклеточных организмов, не содержащих хлорофилла (*B*), к общему количеству организмов, включая содержащие хлорофилл (*A*), выраженное в % [Руководство по методам..., 1983]: $БПЗ = 100 \cdot B / (A + B)$

Таблица 3.10

Показатели состояния водоемов по физическим и органолептическим свойствам

Степень загрязнения	Взвешен- ные веще- ства мг/л	Прозрачность		Запах, в баллах	Нефть		рН
		по Секки, в м	по Снел- лену, в см		в бал- лах	в мг/л	
Очень чистые	1—3	>2	>30	1	0	0.00	6.5—8.0
Чистые	4—10	2—1	30-20	2	1	0.1-0.2	6.5—8.5
Умеренно загрязненные	11—19	1—0.3	19—3.0	3	2	0.3	6.0—9.0
Загрязненные	20—50	0.3—0.1	2.0—1.0	4	3	1	5—6, 9—10
Грязные	51—100	0.1—0.02	<1.0—0.5	5	4	2	5—6, 9—10
Очень грязные	>100	<0.02	< 0.5	5	5	5	2—4, 11—13

В качестве главных показателей рекомендуется взять пять следующих: титр кишечной палочки, запах, БПК₅, азот аммонийный и внешний вид водоема у места взятия проб (по степени загрязнения нефтью). Весьма важным показателем санитарного состояния водоемов является также содержание токсических веществ, в том числе, радиоактивных. «В качестве показателя степени загрязнения водоемов по содержанию токсических веществ можно принять отношение количества токсических веществ, найденных аналитически, к допустимым концентрациям, согласно существующим нормативам. В отношении содержания радиоактивных веществ показателем может быть взята суммарная β-активность, поскольку в отношении данного определения имеется наибольшее количество аналитических материалов» [Драчев, 1964].

Каждому из показателей, перечисленных в таблицах, авторами придается приоритет – цифровое значение, соответствующее важности и значимости данного фактора. Если по различным показателям классификация водоема выполняется неоднозначно, то необходимо рассчитать общий показатель загрязнения путем усреднения числовых значений условных приоритетов. Коэффициенты для подсчета общего показателя и группировка водоемов по сумме признаков приведены в табл. 3.11.

Таблица 3.11

Система коэффициентов для выведения общего значения показателя

Наименование показателя	Степень загрязнения					
	Очень чистые	Чистые	Умеренно загрязненные	Загрязненные	Грязные	Очень грязные
Азот аммонийный	0	1	3	6	12	15
БПК ₅ и токсические вещества	0	1	5	8	12	15
Радиоактивность общая	0	1	3	5	15	25
Титр кишечной палочки	0	2	4	10	15	30
Запах	0	1	2	8	10	20
Внешний вид	0	1	2	6	8	10
Средне-суммарный коэффициент загрязнения	0—1	2	3—4	5—7	8—10	>10

Оценка состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов [ГОСТ 17.1.2.04–77]

Это единственный документ, на уровне стандарта определяющий систему подробной оценки водных объектов по следующим показателям:

- качество воды и донных отложений;
- гидрологический режим;
- флора и фауна, с выделением групп промысловых организмов.

Качество воды в соответствии с ГОСТ характеризуется следующими показателями:

- соленостью, жесткостью и водородным показателем (рН);
- трофо-сапробностью;
- содержанием вредных веществ.

Документ достаточно подробно регламентирует классификацию по ионно-солевому составу (зоны галобности), жесткости и водородному показателю.

Что понимается под "трофо-сапробностью", ГОСТ так и не разъясняет, однако приводит таблицу оценки качества воды по *трофо-сапробным показателям*, которые на деле оказываются обычными гидрохимическими показателями (см. табл. 3.12). В качестве дополнительных показателей для оценки классов сапробности рекомендовано употреблять также показатели бактериофлоры водных объектов.

Стандартом рекомендовано оценивать «соответствие содержания в воде органических веществ сапробного загрязнения и природных органических веществ» по индексу, вычисляемому как долю биологически окисляемого вещества (по БПК₅) к общей концентрации органических веществ (по перманганатной окисляемости) – табл. 3.13. Это дает основания предположить, что в ГОСТе под *сапробным* понимается "нежесткое" (т.е. биологически расщепляемое) органическое загрязнение антропогенного происхождения.

Согласно ГОСТ «*влияние трофо-сапробности на флору и фауну следует оценивать по отношению групп организмов к сапробности водной среды*», для чего дается справочная таблица, в которой каждой группе водных организмов (от простейших до ихтиофауны) поставлены в соответствие классы сапробности, в которых преобладают эти таксономические группы. Фрагмент справочника, относящийся к некоторым группам бентосных и планктонных организмов, приведен нами в табл. 3.14.

Таблица 3.12

Классификация водоемов по ГОСТ 17.1.2.04–77

Наименование показателей	Чистые воды		Загрязненные воды		Грязные воды	
	Классы сапробности					
	Ксеноса- проб- ность (кс)	Олигоса- проб- ность (о)	β -мезо- сапроб- ность (бм)	α -мезо- сапроб- ность (ам)	Полиса- проб- ность (п)	Гиперса- проб- ность (гп)
Трофо-сапробные показатели						
Растворенный кислород, % насы- щения	95 - 100	80 - 110	60 - 125	30 - 150	0 - 200	0
Прозрачность воды по диску Сек- ки, м, не менее	3.0	2.0	1.0	0.5	0.1	Менее 0.1
БПК ₅ , мгО ₂ /л	0.0 – 0.5	0.6 – 1.0	1.1 – 2.0	2.1 – 3.0	3.1 – 10.0	Более 10
БПК ₂₀ , мгО ₂ /л	0.0 – 1.0	1.1 – 2.0	2.1 – 3.0	3.1 – 4.0	4.1 – 15.0	Более 15
Перманганатная окисляемость по Кубелю, мгО ₂ /л	0.0 – 7.0	7.1 – 10.0	10.1 – 20.0	20.1 – 40.0	40.1 – 80.0	Более 80
Аммоний солевой, мг/л	0.0 – 0.05	0.06 – 0.1	0.11 – 0.5	0.51 – 1.0	1.01 – 3.0	Более 3
Нитраты, мг/л	0.05 – 5.0	5.1 – 10.0	10.1 – 40.0	40.1 – 80.0	80.1 – 150.0	Более 150
Нитриты, мг/л	0.0 – 0.001	0.002 – 0.04	0.05 – 0.08	0.09 – 1.5	1.6 – 3.0	Более 3
Фосфаты, мг/л	До 0.005	0.006 – 0.03	0.04 – 0.1	0.11 – 0.3	0.31 – 0.6	Более 0.6
Сероводород, мг/л	0.0	0.0	0.0	0.0	До 0.1	Более 0.1
Показатели бактериофлоры						
Общий счет микроорганизмов, млн. кл/мл	До 0.5	0.5 – 1.0	1.1 – 3.0	3.1 – 5.0	5.1 – 10.0	Более 10
Сапрофиты, тыс. кл/мл	До 0.5	0.5 – 5.0	5.1 – 10.0	10.1 – 50.0	50.1 – 100.0	Более 100
Индекс: (Общий счет / сапрофиты)	Более 10 ³	Более 10 ³	10 ³ – 10 ²	Менее 10 ²	Менее 10 ²	Менее 10 ²

Таблица 3.13

Сравнительная характеристика органических веществ сапробного загрязнения по отношению БПК₅ к перманганатной окисляемости

Загрязняющее органическое вещество	БПК ₅ /перманганатная окисляемость (%)
Природное	До 10
Слабое сапробное загрязнение	11 – 20
Сильное сапробное загрязнение	21 – 40
Неочищенные сточные воды	Более 41

Таблица 3.14

Отношение групп организмов к сапробности водной среды по
ГОСТ 17.1.2.04–77

Таксономическая группа	Классы сапробности, в которых преобладают таксономические группы	
	значительное число видов	Незначительное число видов
Инфузории		
- ресничные	ам – п	о, бм
- сосущие	о – ам	о, п
Губки	Бм	
Кишечнополостные (гидра, кордиллофора)	Бм	
Черви:		
- ресничные	Кс	бм
- олигохеты	кс – бм	
исключение:		
- тубифициды и люмбрициды	ам – п	
- пиявки	бм – ам	
- нематоды	ам – п (при массовом развитии)	бм
Коловратки <i>Bdelloidea</i>	ам – п	
Мшанки	о – бм	
Моллюски:		
- брюхоногие	о – бм	кс, ам
- двустворчатые	о – бм	ам
Ракообразные копеподы:		
- каланоиды	о – бм	кс
- циклопоиды	бм – ам	о, кс
- ветвистоусые	о – бм	кс, ам
- равноногие (водяной ослик)	ам	бм
- бокоплавы	кс – о	бм
- речные раки	о	
- водяные клещи	бм – ам	кс, о
Насекомые:		
- поденки	кс, о, бм	
- ручейники	кс, о, бм	
двукрылые		
- хирономиды	о, бм	кс, ам
- род хирономус	ам	бм, п

Примечание: в таблице использовались следующие обозначения классов качества вод – ксеносапробный (кс), олигосапробный (о), β–мезосапробный (бм), α–мезосапробный (ам), полисапробный (п), гиперсапробный (гп)

ГОСТ вводит также такое понятие как «токсобность» и предписывает «*влияние токсичных веществ на флору и фауну оценивать по наличию в водном объекте видов различной токсобности*». Фрагмент справочника, относящийся к зоопланктону и зообентосу, приведен в табл. 3.15.

Согласно приведенной таблице, воды относятся к тому классу токсобности, если не нарушаются воспроизводство, продуктивность и качество таксономических групп, которые являются индикаторами оцениваемого класса токсобности, а также всех групп, расположенных в столбцах справа.

Все показатели, перечисленные в ГОСТе, делятся на две группы: обязательные и дополнительные. Однако, по какому механизму проводить совокупную обработку показателей, документ не определяет: «*при оценке загрязненности водоема учитывают данные по флоре и фауне и наилучшие значения химических показателей*».

Таблица 3.15

Распределение организмов по токсобности (ГОСТ 17.1.2.04–77)

Экологическая	Таксономическая	Олиготоксобы	β -мезотоксобы	α -мезотоксобы	Политоксобы
Зоопланктон	Острикоды		Все виды	Все виды	
	Водные клещи			Все виды	Все виды
	Кладоцера	Дафниды, сидиды, хищные, кладоцера	Хидориды, босминида		
	Веслоногие		Каланоиды	Циклопоиды	
	Коловратки		Все, кроме α -мезотоксобо- в	Бделлаиды	
	Инфузории			Подвижные формы	Подвижные формы
	Бесцветные жгутиковые			Все виды	Все виды
Зообентос	Ракообразные	Гаммариды, мизиды, корофииды, речной рак	Изопода		
	Харпактициды		Все виды	Все виды	
	Моллюски		Двустворчатые	Брюхоногие	
	Водные насекомые	Поденки	Поденки, стрекозы, ручейники	Хирономиды, жуки, клопы, мокрецы, кулициды	
	Черви		Олигохеты	Олигохеты, кроме политоксобо- в, пиявки, планарии	Тубифициды, люмбрициды, нематоды

Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши

Одной из первых попыток создания глобальных классификаций, построенных по экосистемному принципу, когда в классификационный рубрикатор включаются как гидрофизические и гидрохимические показатели (абиотическая составляющая), так и характеристики гидробионтов (биологическая составляющая экосистем), стала разработка Института гидробиологии АН УССР [Жуковский с соавт., 1978, 1981; Оксьюк с соавт., 1993]. Как отмечают разработчики, «чтобы проследить и уяснить сущность и степень происходящих экологических изменений водных экосистем, необходимо иметь единую достаточно репрезентативную классификацию качества воды, охватывающую большинство компонентов водной экосистемы».

Схема общей иерархии показателей (строк) и градаций (столбцов) разработанной системы классификации представлена в таблице 3.16. В сущности, авторы предложили не единую классификацию, а три самостоятельных классификации: единую пятиклассно–девятиразрядную классификацию **С** для трех групп "экологических" показателей и две классификации **А** и **В** по минеральному составу воды, не совместимые ни с первой, ни друг с другом.

Классификационная система в полном объеме с диапазонами значений показателей представлена в "коллекции" таблиц 3.17.

Классификация вод по солевому составу, как указано разработчиками, соответствует так называемой "Венецианской системе" [Алекин, 1970], а классификация по ионному составу дана по системе О.А. Алекина [1946]. Создается впечатление, что перечисленные классификации добавлены к основной исключительно для общей убедительности и выглядят несколько чужеродными.

Схема комплексной экологической классификации
по О.П. Оксюк и В.Н. Жукинскому

Показатели		Градации качества		Тип
Группа	Подгруппа	Класс	Разряд	
Солевой состав	Степень минерализации (солёность)	Пресные	гипогалинные	А
			олигалинные	
		Солоноватые	мезогалинные	
		полигалинные		
		Солёные	эугалинные	
			ультрагалинные	
	Ионный состав по О.А. Алекину [1946]: Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺	Гидрокарбонатные		В
		Сульфатные		
		Хлоридные		
Эколого-санитарная (трофосапробиологическая)	Гидрофизические		Предельно чистая	Предельно чистая
	Биотрофные и гидрохимические			
	Гидробиологические		Чистая	Очень чистая
	Бактериологические			Вполне чистая
	Биоиндикация сапробности			
Трофность		Удовлетворительной чистоты	Достаточно чистая	
Экологотоксикологическая	Содержание токсичных веществ		неорганические	Слабо загрязненная
		органические	Умеренно загрязненная	
	Токсичность по биотестам			Загрязненная
Радиоэкологическая	Вездесущие радионуклиды		Грязная	Весьма грязная
	Коррозионные радионуклиды			
	Осколки деления			

Основная классификация качества воды по остальным трем группам показателей основана на девяти разрядах, которые агрегируются в пять классов, что, как уверяют разработчики, "более привычно и близко к европейским стандартам" [Унифицированные методы..., 1977].

Введение столь запутанной эколого-санитарной классификации качества вод из двух параллельных систем градаций (из пяти классов и из девяти разрядов) разработчики обосновывают тем, что в условиях огромного многообразия вод оценки по пяти- и шестиразрядным системам недостаточны для детальной характеристики и назрела потребность в дробном подразделении вод по более узким градациям качества (см. ниже *наши комментарии*).

Чтобы окончательно утвердить "привычный" нам параллелизм, разработчики приводят в своих классификационных таблицах еще три дополнительных системы градаций качества вод:

- для группы показателей "Содержание токсических веществ" – "Уровни (классы) токсического загрязнения воды – УТЗ" с 6 градациями от I до VI;
- для радиоэкологических показателей – "Уровни (классы) радиоактивного загрязнения воды – УРЗ" с теми же градациями;
- для биотестирования на дафниях – "Уровни (классы) токсичности воды" с двумя классами и 5 разрядами (см. табл. 3.17).

Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши

А. По степени минерализации

Показатели	Пресные воды				Солоноватые воды				Соленые воды	
	гипогалинные (гг)		олигогалинные (ог)		мезогалинные (мг)		полигалинные (пг)	Эугалинные (эг)	ультрагалинные (у)	
	β	α	β	α	β	α				
Соленость, г/л (%)	< 0,10	0,10-0,50	0,51-0,75	0,76-1,00	1,01-5,00	5,01-18,00	18,01-30,00	30,01-40,00	> 40,00	

В. По ионному составу

Классы	Гидрокарбонатные (С)			Сульфатные (S)				Хлоридные (Cl)							
	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na						
Группы	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na						
Типы	I	II	III	I	II	III	II	III	IV	II	III	IV	I	II	III

С-1. По эколого-санитарным (трофо-сапробиологическим) показателям

Показатели	Классы качества воды									
	1 — предельно чистая	2 — чистая			3 — удовлетворительной чистоты			4 — загрязненная		5 — грязная
	Разряды качества вод									
	предельно чистая	очень чистая	вполне чистая	достаточно чистая	слабо загрязненная	умеренно загрязненная	сильно загрязненная	весьма грязная	предельно грязная	
	1	2а	2б	3а	3б	4а	4б	5а	5б	
Гидрофизические										
Взвешенные вещества, мг/л	< 5	5-9	10-14	15-20	21-30	31-50	51-100	101-300	>300	
Прозрачность, м	> 3,00	0,75-3,00	0,55-0,70	0,45-0,50	0,35-0,40	0,25-0,30	0,15-0,20	0,05-0,10	<0,05	
Цветность по Pt-Co	< 10	10-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-80	81-100	>100	
Трофические / Гидрохимические										
PH	7,0	6,5-6,9	6,1-6,4	5,9-6,0	5,7-5,8	5,5-5,6	5,3-5,4	4,0-5,2	<4,0	
		7,1-7,5	7,6-7,9	8,0-8,1	8,2-8,3	8,4-8,5	8,6-8,7	8,8-9,5	>9,5	
NH ₄ ⁺ , мг N/л	< 0,05	0,05-0,10	0,11-0,20	0,21-0,30	0,31-0,50	0,51-1,00	1,01-2,50	2,51-5,00	>5,00	
NO ₂ ⁻ , мг N/л	0	0,001-0,002	0,003-0,005	0,006-0,010	0,011-0,020	0,021-0,050	0,051-0,100	0,101-0,300	> 0,300	
NO ₃ ⁻ , мг N/л	<0,05	0,05-0,20	0,21-0,30	0,31-0,50	0,51-0,70	0,71-1,00	1,01-2,50	2,51-4,00	>4,00	
N _{общ} , мг N/л	<0,30	0,30-0,50	0,51-0,70	0,71-1,00	1,01-1,50	1,51-2,00	2,01-5,00	5,01-10,00	> 10,00	
PO ₄ ³⁻ , мг P/л	< 0,005	0,005-0,015	0,016-0,030	0,031-0,050	0,051-0,100	0,101-0,200	0,201-0,300	0,301-0,600	>0,600	
P _{общ} , мг P/л	< 0,010	0,010-0,030	0,031-0,050	0,051-0,100	0,101-0,200	0,201-0,300	0,301-0,500	0,501-1,00	> 1 00	
O ₂ , % насыщения	100	96-99	91-95	81-90	71-80	61-70	41-60	20-40	< 20	
		101-105	106-110	111-120	121-130	131-140	141-150	151-160	> 160	

Продолжение таблицы 3.17.

0	1	2а	2б	3а	3б	4а	4б	5а	5б
Перманганатная окисляемость, мг О/л	< 2,0	2,1-4,0	4,1-6,0	6,1-8,0	8,1-10,0	10,1-15,0	15,1-20,0	20,1-25,0	>25,0
Бихроматная окисляемость, мг О/л	<8	8-12	13-18	19-25	26-30	31-40	41-60	61-80	>80
БПК ₅ , мгО/л	<0,4	0,4-0,7	0,8-1,2	1,3-1,6	1,7-2,1	2,2-4,0	4,1-7,0	7,1-10,0	> 10,0
Гидробиологические									
Биомасса фитопланктона, мг/л	<0,1	0,1-0,5	0,6-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-50,0	50,1-100,0	> 100,0
Хлорофилл <i>a</i> , мкг/л	<5	5-10	11-15	16-20	21-40	41-75	76-150	151-250	>250
Первичная продукция фитопланктона, г О/м ² сут	<0,5	0,5-0,9	1,0-1,5	1,6-2,0	2,1-5,0	5,1-7,5	7,6-10,0	10,1-12,0	> 12,0
Индекс самоочищения-самозагрязнения, (A/R)	1,0	1,0	0,9 1,1	0,8 1,2	0,7 1,3-1,5	0,6 1,6-2,0	0,5 2,1-2,2	0,2-0,4 2,6-5,0	<0,2 >5,0
Бактериологические									
Численность бактериопланктона, млн.кл/мл	<0,3	0,3-0,5	0,6-1,5	1,6-2,5	2,6-5,0	5,1-7,0	7,1-10,0	10,1-20,0	>20,0
Численность сапрофитных бактерий, тыс.кл/мл	<0,1	0,1-0,5	0,6-1,0	1,1-3,0	3,1-5,0	5,1-7,0	7,1-10,0	10,1-100,0	> 100,0
Численность бактерий группы кишечной палочки, тыс. кл/л	< 0,003	0,003-0,5	0,6-2,0	2,1-6,0	6,1-10,0	11,0-50,0	51,0-100,0	101,0-1000,0	> 1000,0
Биоиндикация сапробности									
Индекс сапробности	<0,5	0,5-1,0	1,1-1,5	1,6-2,0	2,1-2,5	2,6-3,0	3,1-3,5	3,6-4,0	> 4,0
Зоны сапробности	Ксеносапробная	Олигосапробная		β–Мезосапробная		α–Мезосапробная		Полисапробная	
Разряды сапробности	Ксеносапробная	β–Олигосапробная	α–Олигосапробная	β–Мезосапробная	β–Мезосапробная	α–Мезосапробная	α–Мезосапробная	β–Полисапробная	α–Полисапробная
Категории трофности	Олиготрофная		Мезотрофная		Евтрофная		Политрофная	Гипертрофная	
Разряды трофности	Олиготрофная	Олиго-мезотрофная	Мезотрофная	Мезо-евтрофная	Евтрофная	Ев-политрофная	Политрофная	Поли-гипертрофная	Гипертрофная

С-2. По эколого-токсикологическим показателям

С-2.1. По содержанию токсических веществ, кг/л

Токсические вещества	Уровни (классы) токсического загрязнения воды (УТЗ)					
	I — незагрязненная	II — слабо загрязненная	III — умеренно загрязненная	IV — сильно загрязненная	V — весьма загрязненная	VI — предельно грязная
	Классы качества воды					
	3 — удовлетворительной чистоты			4 — загрязненная		5 — грязная
	Разряды качества воды					
	достаточно чистая	слабо загрязненная	умеренно загрязненная	сильно загрязненная	весьма грязная	предельно грязная
3а	3б	4а	4б	5а	5б	
Неорганические						
Ртуть	< 0,1	0,1-0,5	0,6-1,0	1,1-2,5	2,6-5,0	>5,0
Кадмий	< 0,1	0,1-0,5	0,6-1,0	1,1-2,5	2,6-5,0	>5,0
Медь	< 1	1-5	6-10	11-25	26-50	>50
Цинк	< 5	5-10	11-30	31-75	76-150	>150
Свинец	< 2	2-5	6-10	11-25	26-50	>50
Хром (общ.)	< 2	2-5	6-10	11-25	26-50	>50
Никель	< 2	2-10	11-20	21-50	51-100	>100
Мышьяк	< 0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	> 10,0
Сурьма	< 0,1	0,1-0,5	0,6-1,0	1,1-2,5	2,6-5,0	>5,0
Железо	< 50	50-500	501-1000	1001-2500	2501-5000	>5000
Марганец	< 50	50-250	251-500	501-1250	1251-2500	>2500
Кобальт	< 1	1-5	6-10	11-25	26-50	>50
Фториды	< 100	100-200	201-500	501-1000	1001-3000	>3000
Цианиды	0	0	< 10	10-25	26-50	>50
Органические						
Нефть и нефтепродукты	0	<5	5-50	51-100	101 - 500	> 500
Фенолы (летучие)	0	следы	< 1	1-10	11-50	>50
СПАВ	0	<50	50-100	101-250	251-500	>500
Хлорорганические пестициды	0	0	0	0	<0,001	>0,01
Фосфорорганические пестициды	0	0	< 3	3-10	11-20	>20

С-2.2. По уровню токсичности (на основании результатов биотестирования на дафниях, цериодафниях)

Критерии токсичности	Уровни (классы) токсичности воды									
	Зона нетоксичных и слаботоксичных вод (природные воды)					Зона токсичных вод (сточные и приравняемые к ним воды)				
	1 - нетоксичная			II – Слаботоксичная (хронотоксичная)		III - остротоксичная	IV – высоко-токсичная	V – чрезвычайно токсичная		
	Классы качества воды									
	1 — предельно чистая	2 — чистая		3 — удовлетворительной чистоты		4 — загрязненная		5 — грязная		
	Разряды качества вод									
	предельно чистая	очень чистая	вполне чистая	достаточно чистая	слабо загрязненная	умеренно загрязненная	сильно загрязненная	весьма грязная	предельно грязная	
	1	2а	2б	3а	3б	4а	4б	5а	5б	
	Острый токсический эффект (смертность)	Отсутствие			Смертность менее 10 % в 48-часовом опыте		Отсутствие. Смертность менее 10 % в 48-часовом опыте		Смертность 50 % и более в 48-часовом опыте	Смертность 50 % и более в 24-часовом опыте
Поведенческие реакции	Не нарушены					Нарушены: иммобилизация, изменение характера движения, вращение вокруг своей оси		Реакции, предшествующие гибели (абортирование яиц, судорожные движения, вращение вокруг своей оси, иммобилизация)		
Хронический токсический эффект	Отсутствие в 30-суточном опыте (в отстоянной или отфильтрованной воде)					Выражен отчетливо				

С-3. По радиоэкологическим показателям (по содержанию радионуклидов — Ки/л * 10¹⁰)

Радионуклиды	Уровни (классы) радиоактивного загрязнения воды)					
	I — незагрязненная	II — слабо загрязненная	III — умеренно загрязненная	IV — сильно загрязненная	V — весьма загрязненная	VI — предельно грязная
	Классы качества воды					
	3 — удовлетворительной чистоты		4 — загрязненная		5 — грязная	
	Разряды качества воды					
	достаточно чистая	слабо загрязненная	умеренно загрязненная	сильно загрязненная	весьма грязная	предельно грязная
3а	3б	4а	4б	5а	5б	
Вездесущие						
⁹⁰ Sr	< 0,0062	0,0062 – 0,03	0,031 - 0,4	0,41-0,89	0,9-4,0	>4,0
¹³⁷ Cs	< 0,0012	0,0012 – 0,05	0,051-1,5	1,6-15,0	16,0-150,0	>150,0
Коррозионные						
⁵¹ Cr	0	< 4,0	4,0- 1500	1600 - 3300	3400 - 15000	> 15000
⁵⁴ Mn	0	<4,0	4,0- 120	130 - 270	380 - 1200	> 1200
⁵⁵ Fe	0	<5,0	5,0- 160	170 - 290	300 - 1000	> 1000
⁵⁹ Fe	0	< 0,3	0,3- 11,0	12,0 – 71,0	72 - 530	> 530
⁵⁸ Co	0	<30,0	30,0- 900			> 900
⁶⁰ Co	0	< 0,1	0,1- 3,5	3,6 – 43,0	44 - 350	> 350
⁶⁵ Zn	0	< 0,3	0,3- 10,0	11,0 - 120	130 - 1000	> 1000
Осколки деления						
⁸⁹ Sr	0	<1,0	1,0- 12,0	13,0 – 27,0	27 - 120	> 120
⁹⁵ Zn	0	<2,0	2,0- 62,0	63,0 - 140	150 - 620	> 620
⁹⁵ Nb	0	<3,0	3,0- 96,0	97,0 - 210	220 - 960	> 960
¹⁰³ Ru	0	<30,0	30- 800			> 800
¹⁰⁶ Ru	0	<4,0	40,0- 12,0			> 120
¹²⁵ Sb	0	<3,0	3,0- 30,0	31,0 – 58,0	58,0 - 220	> 220
¹³¹ I	0	<0,7	0,7- 10,0			> 10
¹³⁴ Cs	0	<0,03	0,03- 1,7			> 1,7
¹⁴¹ Ce	0	<3,0	3,0- 88,0	88,0 - 200	210 - 880	> 890
¹⁴⁴ Ce	0	<4,0	4,0- 120,0			> 120

Наши комментарии

- Тезис В.Н Жукинского и О.П. Оксьюк о необходимости точных оценок качества вод решается, на наш взгляд, вполне банально – переходом от системы целочисленных градаций к непрерывной шкале качества с дробными значениями любой точности. При этом совершенно неважно, будет ли эта шкала 9-разрядной, 5-разрядной или от 0 до 1 (перешли же в фигурном катании и Клубе Веселых и Находчивых с появлением на сцене компьютера к дробным оценкам типа 4,56 и никто не считал это неудобным).
- Переход к непрерывным шкалам делает ненужным громоздкую запись классификации показателей в виде последовательности диапазонов вроде {цинк: <5 ; 5-10; 11-30}. Например, ни нам, ни "нашему компьютеру" до сих пор не ясно, что в приведенном случае делать, если концентрация цинка составит 10,5 мкг/л ?
- Нам представляется удобнее, точнее и компактнее выразить зависимость категории качества вод от величины каждого показателя в виде уравнения регрессии. Приведем ниже некоторые примеры такого представления. Поскольку имеющиеся данные из таблиц 3.17 имеют преимущественно нелинейный характер (см. рис. 3.1), мы не ставили своей целью выбор наилучших аппроксимирующих кривых (это представляет собой отдельную математическую проблему и должно основываться на более репрезентативных выборках).

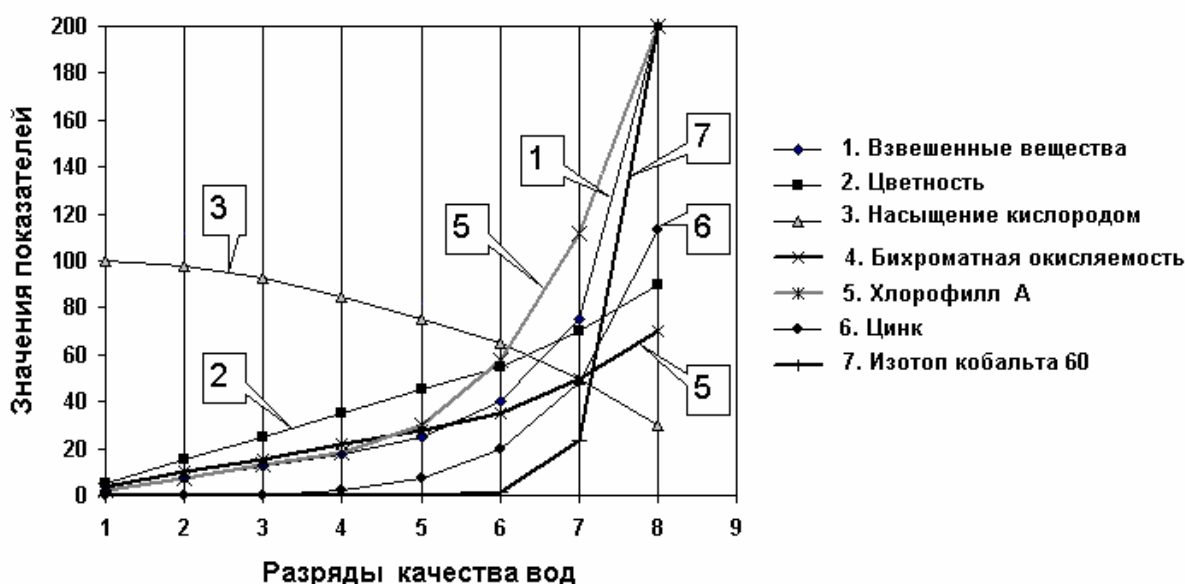


Рис 3.1. Зависимость значений некоторых показателей от разряда качества вод

По предварительным расчетам можно предложить следующие уравнения зависимостей оценки качества вод (y) в диапазоне от 0 до 9 от величины отдельных показателей (x):

- в классе линейных зависимостей – для цветности по шкале Pt-Co $y = 0.0851x + 0.884$ ($R^2 = 0.983$);
- в классе полиномиальных зависимостей – для насыщения кислородом (%) $y = -0.0011x^2 + 0.0572x + 7.2$ ($R^2 = 0.989$);
- в классе логарифмических зависимостей – для содержания взвешенных веществ (мг/л) $y = 1.77\ln(x) - 0.995$ ($R^2 = 0.970$);
хлорофилла "а" (мкг/л) $y = 1.685 \ln(x) - 0.947$ ($R^2 = 0.987$);
цинка (мкг/л) $y = 1.052\ln(x) + 2.95$ ($R^2 = 0.997$).

Качество аппроксимации можно оценить по значению коэффициента детерминации R^2 , показывающему, какая часть вариации y связана с вариацией факторного показателя x . Если подставим, например, в последнее уравнение значение концентрации цинка 10.5 мкг/л, то получим значение разряда качества вод 5.42, что находится как раз посередине между "центрами тяжести" разрядов 5 (3б) и 6 (4а) и весьма точно совпадает с диапазонами, декларируемыми О.П. Оксьюк с соавт.

Остановимся кратко на аргументации разработчиков относительно включаемых гидро-биологических показателей, наиболее интересных нам по тематике:

Биомасса фитопланктона. Структурный гидробиологический показатель; при величинах $5,0 \text{ г/м}^3$ фитопланктон способствует самоочищению вод; более высокие значения характерны для массового развития фитопланктона ("цветения" воды), последствиями которого является ухудшение санитарно-биологического состояния и качества вод.

Фитомасса нитчатых водорослей. Дает представление о реальной и потенциальной возможности ухудшения качества вод, так как разложение фитомассы нитчатых водорослей является причиной загрязнения вод органическими веществами, повышения численности бактерий [Оксиюк с соавт., 1978]. Оценивается по величинам для всей площади, на которой развиваются эти водоросли.

Валовая продукция фитопланктона. Функциональный гидробиологический показатель, характеризующий интенсивность новообразования органического вещества за счет фотосинтетической активности водорослей в освещенной толще воды. Выражается величиной молекулярного кислорода, выделяющегося за сутки при образовании суммарного количества органического вещества в столбе воды под 1 м^2 . Валовая продукция фитопланктона позволяет сравнивать уровень трофности однотипных водоемов и водотоков и оценивать их потенциальную способность к самозагрязнению путем автохтонного образования органического вещества на основе использования запаса биогенных элементов. Низкие величины первичной валовой продукции характеризуют малопродуктивные олиготрофные водоемы, как правило, с хорошим качеством воды, а высокие величины – высокопродуктивные, эвтрофные и политрофные водоемы с высоким уровнем биологического самозагрязнения в результате "цветения" воды [Винберг, 1960].

Индекс самоочищения - самозагрязнения (A/R). Отношение валовой продукции к суммарной деструкции планктона за сутки является функциональным гидробиологическим показателем. Низкие значения индекса (менее 1) свидетельствуют о превышении потребления кислорода над его продуцированием, в результате чего создается неблагоприятный для переработки загрязнений кислородный режим. Значения выше 1 характеризуют интенсивно идущие процессы окисления органического вещества. Вместе с тем при регулярном превышении продукции над деструкцией ($A/R > 1$) происходит биологическое загрязнение за счет первично продуцированного остаточного органического вещества.

Остановимся теперь на самом важном аспекте методики – проблеме получения обобщенного результата. Однако предоставим слово О.П. Оксиюк с соавт. [1993]. *«Величины разрядов и классов качества вод по разным показателям не сопряжены между собой, а в некоторых случаях и не могут быть сопряжены, постольку эмпирические значения величин показателей качества вод могут распределяться в различных разрядах и классах их чистоты (загрязненности). Наиболее сложный случай, если эмпирические данные распределяются не в разрядах одного класса или соседних разрядах двух разных классов, а в отдельных 3–5 разрядах разных 2–3 классов, т. е. разброс данных отражает некоторую эврисапробность или эвритрофность соответствующих показателей качества вод. В таком случае качество вод относится к широкому диапазону градаций с подчеркиванием доминирующих. Например, вода разрядов 2б–4а от вполне чистой до весьма грязной, преимущественно загрязненная, α -мезосапробной зоны»* (выделено нами). После всех этих обобщений разработчиков остаются открытыми следующие вопросы:

- можно ли обсуждаемую методику в полной мере назвать "комплексной", если она дает частные оценки по каждому из 66 индивидуальных показателей, без какой-либо попытки их обобщить?
- поскольку является возможным случаем, когда эмпирические показатели могут с равной вероятностью разложиться по всем 9 разрядам, будет ли иметь практический смысл полученная оценка, и какую градацию следует считать здесь доминирующей?
- т.к. *эврисапробность* – способность гидробионтов ассимилировать органическое вещество в средах с различной его концентрацией, а *эвритрофность* – способность потреблять органическое вещество разного происхождения, то какое отношение к этим терминам имеет разброс показателей типа мышьяка, ^{90}Sr или даже кишечной палочки?

Наконец, таблицы 3.17 не свободны от чисто механических ошибок, например:

- в разделе С-2.2 по показателю "Острый токсический эффект" для градаций 3б-4а вместо "Отсутствие Смертность менее 10% в 48-часовом опыте" должна стоять, видимо, "Смертность более 10% в 48-часовом опыте";

- между градациями показателей в соседних рядах есть необъяснимые пропуски (см. строки с ^{54}Mn и ^{106}Ru раздела С-3);
- там же – изотопа ^{95}Zn в природе не существует.

Классификация экосистем по уровням токсической загрязненности (УТЗ)

Л.П. Брагинский [1975, 1985] справедливо полагает, что для обоснования полноценного эколого-токсикологического мониторинга речь должна идти не о качестве воды, только как *водной массы*, а об оценке *уровня токсической загрязненности (УТЗ)* всей водной экосистемы в целом, с учетом ее подразделения на три взаимосвязанных подсистемы: водной массы, донных отложений и гидробионтов. Общий уровень загрязненности водоема определяется тремя взаимно обусловленными процессами:

- масштабами и составом поступающих в него загрязнений;
- взаимодействием воды и донных отложений;
- миграцией и трансформацией токсикантов в сообществах водоема, включая процессы самоочищения и накопления в гидробионтах.

Донные отложения и гидробионты как концентраторы стойких токсикантов до сих пор недостаточно учитываются ни в правилах регламентации загрязнений, ни при экологическом мониторинге водных объектов. В то же время исследовательские материалы убедительно указывают на то, что градиент концентраций тяжелых металлов, нефтепродуктов, хлорорганических пестицидов между водными массами и донными отложениями может составлять 1:100 – 1:1000 и более, что обусловлено как седиментацией взвесей, на которых концентрируются токсические компоненты, так и прямой сорбцией этих компонентов из водных масс иловыми отложениями. Некоторые весьма распространенные токсиканты (в частности, хлорорганические пестициды), накапливаются и перераспределяются в трофических цепях, причем в высших звеньях (хищные рыбы, рыбаодные птицы) их концентрации могут превышать исходные значения в водной массе на пять-шесть порядков или, иначе говоря, *коэффициенты накопления (КН)* могут выражаться величинами порядка 10^4 - 10^6 [Брагинский с соавт., 1979]. Возникает парадоксальная ситуация: при "чистой" по всем показателям воде, уровень токсической загрязненности всей экосистемы может быть достаточно высоким, что определяет реальную опасность вредных последствий в ходе народно-хозяйственного использования водоема [Бейм с соавт., 1984].

Таким образом, систему УТЗ Л.П. Брагинский рассматривает как совокупность количественных показателей, характеризующих степень загрязненности воды, донных отложений и гидробионтов данного водоема токсическими веществами. В соответствии с традиционными принципами гидробиологической классификации им вычленяются следующие уровни токсической загрязненности водных экосистем: олиготоксичные, α - и β -мезотоксичные и политоксичные водоемы. Предлагаемые количественные характеристики каждого уровня токсического загрязнения (класса) представлены в табл. 3.18.

Основой для формирования классификационных диапазонов явились:

- для водного субстрата – рыбохозяйственные ПДК, опирающиеся на результаты токсикологических исследований гидробионтов;
- для донных отложений – фактически обнаруживаемые величины концентраций тех или иных токсикантов, известные из литературных источников или собственных исследований (т.е. без какой-нибудь реальной оценки вредного действия этого фактора);
- для депонирующих органов гидробионтов – отношение концентрации в субстрате к концентрации в воде (что само по себе, на наш взгляд, ошибочно с методологической точки зрения, поскольку такие отношения без абсолютных значений концентраций мало о чем говорят).

Для совокупности токсикантов в воде, к которым отнесены все тяжелые металлы, кроме меди, предлагается формула суммации концентраций, нормированных на ПДК. Полученный обобщенный показатель назван *критерием ЛПВ* (по всей вероятности, имелся в виду лимитирующий показатель вредности):

$$\text{ЛПВ} = \sum_i \frac{C_i}{\text{ПДК}_i}.$$

Таблица 3.18

Основные показатели уровня токсической загрязненности водных экосистем

Ингредиенты токсичности	Субстрат или показатель	Единицы измерения	Олиготоксичность	Мезотоксичность		Политоксичность	Гипертоксичность
				β	α		
Нефть и нефтепродукты	Вода Донные отложения Нефтяные пленки (слики)	Доли ПДК Мг/кг -	0 (следы) Менее 1 Отсутствуют	Менее ПДК Менее 10 Единичные	1 — 2 ПДК Менее 100 Много	>2 ПДК Более 100 Сплошные пленки -	>10 пдк Более 1000 Сплошные ирридирующие пленки
СПАВ	Вода	Доли ПДК	Менее ПДК	Равно ПДК	1 – 2 ПДК	>2 ПДК	>10 ПДК
Фенолы	Вода	Доли ПДК	Менее ПДК	Равно ПДК	1 – 2 ПДК	>2 ПДК	>10 ПДК
Ртуть	Вода Градиент вода-дно	Доли ПДК Отношение	Менее ПДК 1 :10	Равно ПДК 1 : 100	1 – 2 ПДК 1 : 100—1 : 1000	>2 ПДК 1 : 1000—1 : 10000	>10 ПДК >1 :10000
Медь	Вода Градиент вода-дно	Доли ПДК Отношение	Менее ПДК 1 :10	Равно ПДК 1 : 100	1 – 2 ПДК 1 : 100—1 : 1000	>2 ПДК 1 : 1000—1 : 10000	>10 ПДК >1 :10000
Тяжелые металлы (сумма)	Вода Градиент вода-дно	ЛПВ Отношение	Менее 1 1 :10	Около 1 1 : 100	> 1 1 : 100—1 : 1000	> 2 1 : 1000—1 : 10000	> 5 – 10 1 :10000
ФОС	Вода	Доли ПДК	Отсутствуют	Менее ПДК	1 – 2 ПДК	>2 ПДК	>10 ПДК
Хлорорганические пестициды	Вода	Мкг/л	$10^{-2} - 10^{-3}$	0.01 – 0.1	0.1 - 1	1 - 10	>10
	Донные отложения	Мкг/кг	Менее 10	10 - 100	100 - 1000	1000 - 10000	> 10000
	Градиент вода-дно	Отношение	1 :10 - 1 :50	1 : 100	1 : 100—1 : 1000	1 : 1000—1 : 10000	>1 :10000
	Накопление в биоте: – в беспозвоночных	Коэффициент степенного отношения к содержанию в воде	10 – 100	100	100	-	-
	– в рыбах-бенитофагах		100	100 – 1000	1000	-	-
– в хищных рыбах	1000		1000	10000	100000	-	
– в рыбоядных птицах	10000		10000	10000	1000000	-	
Биотестирование на дафниях	Гибель тест-культуры за период экспозиции	Доля погибших животных	Не выше 10%	Менее 50% в течение 96 час	Менее 50% в течение 48 час	Свыше 50% в течение 24 часов	100% в течении 1-2 часов
	Поведенческие реакции	-	Нарушение репродуктивного цикла, эмбрионального развития, линьки и пр.	Слабо выраженные поведенческие реакции	Вращение, нарушение координации движений, иммобилизация		
Гидробиологические показатели	Индекс удельного биотического развития фитопланктона	Значение	> 4	1 - 4	1	0 - 1	0
	Тип биоценоза или состав населения	-	Многовидовой состав со стабильными доминантами	Трансформированный биоценоз (доминируют виды, не характерные для олиготоксичной зоны)	Деградированный биоценоз с сохранением наиболее устойчивых форм	Предельно ограниченный видовой состав из наиболее устойчивых форм	Безжизненная зона
Биопродукционные показатели	Первичная продукция (A) и деструкция (R)	Отношение A/R	> 1	0 - 1	≈ 0	A ≈ 0 , R ≈ 0	A = 0, R = 0

При определенной дискуссионности и недостаточной полноте предложенных Л.П. Брагинским конкретных численных выражений классификационной системы, концептуальная часть в качестве рабочей гипотезы заслуживает всяческого уважения и внимания. Представляет также интерес выполненное сопоставление различных схем классификации (см. табл. 3.19), хотя это сравнение было осуществлено скорее на "фонетическом" уровне, нежели со строгих формальных позиций.

Таблица 3.19

Сравнительная схема классификации токсичных и сапробных загрязнений

Класс (балл)	Сапробность	Токсобность	Качество воды [Жукинский с соавт., 1981]	Качество воды [Руководство по методам..., 1983]	Токсичность веществ для рыб [Лукьяненко, 1983]	Уровень токсического загрязнения [Брагинский, 1985]
0	Катаробность	Нет обозначения	Предельно чистая	Очень чистая	Нетоксичные	Нетоксичность
I	Олигосапробность	Олиготоксобность	Чистая	Чистая	Очень слабо токсичная	Олиготоксичность
II	β -мезосапробность	β -мезотоксобность	Удовлетворительной чистоты	Умеренно загрязненная	Слабо токсичные	β -мезотоксичность
III	α -мезосапробность	α -мезотоксобность	Загрязненная	Загрязненная	Умеренно токсичные	α -мезотоксичность
IV	Полисапробность	Политоксобность	Грязная	Грязная	Сильно токсичные	Политоксичность
V	Гиперсапробность	Гипертоксобность	Весьма (предельно) грязная	Очень грязная	Высокотоксичные	Гипертоксичность

Приведенный обзор систем классификации водоемов позволяет сделать вывод об отсутствии к настоящему времени единой, достаточно полной и сбалансированной комплексной методики оценки качества воды, удовлетворяющей требованиям экологов и токсикологов, основанной на современных методах формализации, лишенной профессионального субъективизма используемых критериев, технологичной для широкого использования и принятой на достаточно авторитетном законодательном уровне.

3.7. Оценка качества воды с использованием α -метода проверки статистических гипотез³

Методики, описанные в предыдущих разделах, основаны на предположении, что заранее известны точные (т.е. истинные) значения C_1, C_2, \dots, C_n концентраций вредных веществ в воде изучаемого водоема. В реальных условиях исследователь имеет дело с некоторой эмпирической выборкой значений $C_j, j = \overline{1, n}$, из стохастического временного ряда наблюдений, имеющего принципиально вероятностную природу вследствие нестационарного воздействия антропогенных факторов и погрешности измерений.

Пусть $(C_1, C_2, \dots, C_n)^T$ - случайный вектор концентраций примесей в воде, элементы которого независимы и измеряются со случайными погрешностями. Концентрация каждого j -го компонента ($j = \overline{1, n}$) имеет нормальный закон распределения с математическим ожиданием $M\{C_j\}$ и дисперсией $D\{C_j\}$.

³ Раздел подготовлен в соавторстве с д-ром Натаном Цейтлиным (Геттинген, Германия) и на основе материалов его книги "Из опыта аналитического статистика" [Цейтлин, URL].

Предположим, что мы располагаем представительными выборками $(C_{ij})_{i=1}^{N_j}$ объемом по N_j значений результатов параллельных измерений концентрации вредных веществ, что позволяет получить оценки параметров - математических ожиданий $\bar{C}_j \rightarrow M\{C_j\}$ и среднеквадратических отклонений $S_j \rightarrow (D\{C_j\})^{0.5}$ для распределений соответствующих случайных величин C_j :

$$\bar{C}_j = \sum_{i=1}^{N_j} C_{ij} / N_j, \quad S_j = \left[\sum_{i=1}^{N_j} (C_{ij} - \bar{C}_j)^2 / f_j \right]^{0.5}, \quad (3.10)$$

где $f_j = N_j - 1$ - число степеней свободы величины S_j ($j = \overline{1, n}$).

Рассмотрим возможные подходы к комплексной оценке качества воды. Согласно СанПиН 2.1.5.980-00 «при обнаружении в воде химических веществ с одинаковыми лимитирующими признаками вредности, сумма отношений обнаруженных концентраций к их ПДК:

$$\mu = \frac{C_1}{\text{ПДК}_1} + \frac{C_2}{\text{ПДК}_2} + \dots + \frac{C_n}{\text{ПДК}_n} \quad (3.11)$$

не должна быть более единицы». Использование формулы (3.11) предполагает две оценки качества воды - «безвредная» (при $\mu < 1$) и «вредная» (при $\mu > 1$).

Поскольку концентрации загрязняющих компонентов C_i представляют собой случайные величины, то и критерии качества воды на их основе также носят вероятностный характер. Следовательно, для оценки качества воды необходимо воспользоваться теорией проверки статистических гипотез [Леман, 1964].

Статистическая оценка математического ожидания показателя μ загрязнения воды примесями может быть вычислена по формуле (3.11), куда вместо параметров C_j подставляются их соответствующие оценки \bar{C}_j :

$$m = \sum_{j=1}^n \bar{C}_j / \text{ПДК}_j \rightarrow \mu, \quad (3.12)$$

а ПДК каждой примеси являются действительными (неслучайными) числами.

Оценка S_m^2 дисперсии $D\{\mu\}$ и дисперсия S_μ^2 ошибки оценки m показателя качества μ выражаются формулами

$$S_m^2 = \sum_{j=1}^n S_j^2 / \text{ПДК}_j^2 \rightarrow \sigma_\mu^2 = D\{\mu\} \quad \text{и} \quad S_\mu^2 = \sum_{j=1}^n S_j^2 / \text{ПДК}_j^2 \cdot N_j. \quad (3.13)$$

Формально задача ставится следующим образом. Необходимо оценить качество воды путем проверки двух гипотез $H_A: \mu < 1$ (безвредная) против $H_B: \mu > 1$ (вредная), для чего воспользуемся последовательностью действий, определяемой теорией [Леман, 1964] и практикой [Цейтлин, 1984] проверки статистических гипотез.

1. В качестве *статистической характеристики* гипотезы выбирается распределение Стьюдента t_f с f степенями свободы при малых значениях f ($1 \leq f \leq 25$) и нормированное нормальное распределение Z при больших значениях f ($f > 25$).

2. В качестве *нулевой H_0 гипотезы* формулируется то предположение, ошибочное отклонение которого дает наибольший ущерб. Например, с точки зрения экосистемы водоема ошибочное отклонение гипотезы H_B , когда она верна, приводит к более тяжелым последствиям, чем ошибочное отклонение H_A , когда она верна. Исходя из этого, формулируем

$$H_0 = H_B: \mu \geq 1 \text{ против альтернативы } H_1 = H_A: \mu < 1. \quad (3.15)$$

3. Задаются критические значения *уровня значимости* α_k из рекомендованных в работе [Цейтлин, 1984] интервалов: $0,3 \leq \alpha_k \leq 1$, когда ответственность за выводы предельно малая, $0,1 \leq \alpha_k < 0,3$ - малая; $0,03 \leq \alpha_k < 0,1$ - обычная; $0,001 < \alpha_k < 0,03$ - большая; $0 < \alpha_k < 0,001$ - предельно большая.

4. Выполняются необходимые эксперименты, имеющие цель получить представительные выборки $(C_{ij})_{i=1}^{N_j}$ объемом по N_j значений величин C_j ($i = \overline{1, n}$) результатов параллельных измерений концентрации загрязняющих веществ.

5. Вычисляется оценка $\bar{\alpha}$ уровня значимости α (α - вероятность ошибочного отклонения проверяемой гипотезы H_0 , если она верна):

$$\bar{\alpha} = 0.5 - 0.5 \cdot [1 - e^{-0.6118 \cdot Z_{\alpha}^2}]^{0.5}, \quad (3.16)$$

где $Z_{\alpha} = L - [L^2 - 2t_{f,\alpha} \cdot (f + 3)]^{0.5}$, $L = f + 1.5 \cdot t_{f,\alpha} + 3$; $t_{f,\alpha}$ - верхний α -предел распределения Стьюдента ($t_{f,\alpha} > 1$) с f степенями свободы, число которых может быть определено по формуле Уэлча [Браунли, 1977]:

$$f = S_m^4 / \sum_{j=1}^n S_j^4 / \text{ПДК}_j^4 \cdot f_j. \quad (3.17)$$

Если рассматривается гипотеза $H_0 = H_B$, то значения $t_{f,\alpha}$ вычисляются как

$$t_{f,\alpha} = (1 - \bar{\mu}) / S_{\bar{\mu}}. \quad (3.18)$$

6. Принимается решения о проверяемой гипотезе. Условия отклонения нулевой гипотезы $\bar{\alpha} \leq \alpha_k$. Если же $\bar{\alpha} > \alpha_k$, то гипотезу H_0 не отклоняют.

Формулировка нулевой гипотезы H_0 в виде (3.15) отражает точку зрения «Водопользователя» (ВП), т.е. населения, использующего воду в хозяйственных или питьевых целях, а также сообществ гидробионтов, населяющих водоем, активистов движения «Green Peace» и проч. С позиций ВП ошибочное отклонение гипотезы о плохом качестве воды может привести к тяжелым последствиям для экосистемы и здоровья человека и, с учетом этого риска, критическое значение α_k выбирается из большого или предельно большого уровня ответственности, например, $\alpha_{кВП} = 0.01$.

Однако, представляется целесообразным учесть и экономические интересы «Водоочистителя» (ВО) – организации, ответственной за очистку сбрасываемых в водоем сточных вод до нормативного качества, а также другого производителя, лимитирующего свою хозяйственную деятельность в соответствии с требованиями водоохраных органов. Для ВО ошибочное отклонение гипотезы о чистоте воды (H_A), когда она верна, приводит к более тяжким экономическим последствиям, чем ошибочное отклонение H_B , если она справедлива (см. табл. 3.20). Поэтому ВО формулирует нулевую гипотезу следующим образом:

$$H_0 = H_A: \mu \leq 1 \text{ против } H_1 = H_B: \mu > 1, \quad (3.19)$$

а верхний α -предел распределения Стьюдента вычисляется по формуле:

$$t_{f,\alpha} = (\bar{\mu} - 1) / S_{\bar{\mu}}. \quad (3.20)$$

Для принятия решения о проверяемой гипотезе для ВО могут быть выбраны более "мягкие" уровни ответственности за выводы, например, при критических значениях $\alpha_{кВО} = 0.1$.

Области ($0 < \bar{\alpha} \leq \alpha_{кi}$) ($i \in [\text{ВО}; \text{ВП}]$) отклонения нулевой гипотезы называются критическими. Их взаимно однозначное отображение на область значений показателя μ загрязнения водоема происходит по-разному, в зависимости от сформулированных нулевой и альтернативной гипотез, отражающих интересы субъектов с различной точкой зрения (см. рис. 3.2).

Для ВО критической областью является (μ : $\mu_{кВО} < \mu < \infty$); для ВП - это (μ : $0 < \mu < \mu_{кВП}$). Поскольку уравнение (3.16) легко выразить явно относительно $t_{f,\alpha}$, то критические значения меры μ можно найти [Дубницкий, Цейтлин, 1999], подставив в формулы (3.18) и (3.20) критические значения уровней значимости $\alpha_{кВО}$ и $\alpha_{кВП}$ соответственно, и решая их относительно $\bar{\alpha}$:

$$\mu_{кВО} = 1 + t_{f,\alpha} S_{\bar{\mu}}; \quad \alpha = \alpha_{кВО}; \quad (3.21)$$

$$\mu_{кВП} = 1 - t_{f,\alpha} S_{\bar{\mu}}; \quad \alpha = \alpha_{кВП}. \quad (3.22)$$

На рис. 3.2 представлены функции распределения оценки $\bar{\mu}$ величины μ в предположении о справедливости гипотезы H_0 , сформулированной с точки зрения «Водоочистителя» $F(\mu)$ и «Водопользователя» $P(\bar{\mu} < \mu)$. Очевидно, что $P(\mu) = 1 - F(\mu)$.

Распределение результатов решений при проверке гипотез о соответствии качества воды установленным нормам

Предполагается	Позиция лица, принимающего решение (ЛПР)	Результат решения в зависимости от истинности гипотезы	
		$H_A: \mu < 1$ (безвредная вода)	$H_B: \mu > 1$ (вредная вода)
Отклонить $H_B: \mu > 1$ (вода безвредная)	Станция очистки воды (ВО)	Верно: получает плату за безвредную воду	Ошибка: получает плату за безвредную воду, хотя она вредная
	Потребитель воды (ВП)	Верно: платит за безвредную воду	Ошибка: платит за безвредную воду, но отравляется вредной водой
Отклонить $H_A: \mu < 1$ (вода вредная)	Станция очистки воды (ВО)	Ошибка: лишние затраты на очистку или (и) штраф	Верно: необходимы затраты на очистку или (и) штраф
	Потребитель воды (ВП)	Ошибка: лишние затраты, вызванные ограничением потребления воды	Верно: необходимы затраты, вызванные ограничением потребления воды

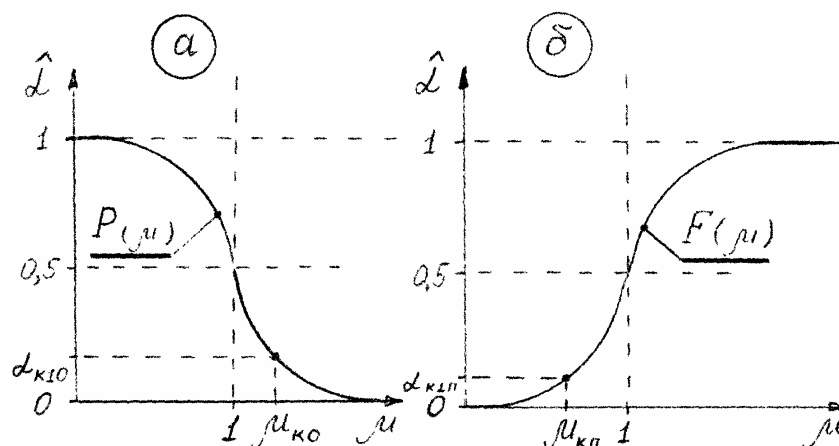


Рис. 3.2. Отображение критических областей оценки уровня значимости $\bar{\alpha}$ ($0 < \bar{\alpha} \leq \alpha_{ki}$) показателя качества воды μ для лиц, принимающих решения в интересах «Водоочистителя» (а) и «Водопользователя» (б)

Среди множества решений о качестве воды существует область ($\mu_{квп} < \bar{\mu} < \mu_{кво}$), в которой могут встретиться спорные решения, т.е. «Водоочиститель» оценивает качество воды как *безвредное*, а «Водопользователь» – как *вредное*. Один из способов разрешения такого "спора" заключается в увеличении объемов N_j выборок: согласно формуле (3.13) среднеквадратичное отклонение S_{μ} новой оценки μ с ростом N_j уменьшается; а спорная область при неизменных $\alpha_{кво}$ и $\alpha_{квп}$ сужается. Менее трудоемким способом выхода из спорной области может быть пересмотр обоими субъектами критических уровней значимости α_{ki} : при их увеличении принимается меньший уровень ответственности за выводы (чем больше α_{ki} , тем значения $t_{f,\alpha}$ в формулах (3.21) и (3.22) меньше).

Изложенный подход формализации задачи остается, в основном, без изменений и при других способах комплексной оценки качества воды, описанных в разделе 3.4. В алгоритм необходимо лишь внести коррективы, учитывающие особенности расчетной формулы выбранного показателя, отличного от (3.11). Например, примем более мягкие условия нормирования качества: вода считается "чистой", если каждая из анализируемых примесей $C_j, j = \overline{1, n}$, не более нормируемой величины ПДК_j то есть, для всех j справедливо $C_j / \text{ПДК}_j < 1$. Тогда исходные гипотезы примут вид: $H_{A_j}: C_j < \text{ПДК}_j$ (безвредная) против $H_{B_j}: C_j > \text{ПДК}_j$ (вредная).

Глава 4. Критерии оценки качества вод по данным гидробиологического анализа

4.1. Современные концепции биомониторинга водных экосистем

Мем № 21: «Гидробиологический анализ, будучи важнейшим элементом системы наблюдений за уровнем загрязнения поверхностных вод и донных отложений, включает в себя:

- определение совокупного эффекта комбинированного воздействия загрязняющих веществ на водные биоценозы;
- определение экологического состояния водных объектов и установление экологических последствий их загрязнений;
- определение направления изменения водных биоценозов в условиях загрязнения природной среды;
- оценку качества поверхностных вод и донных отложений как среды обитания организмов, населяющих водоемы и водотоки;
- оценку трофических свойств воды;
- установление возникновения вторичного загрязнения и его источников, а в ряде случаев специфического химического состава воды»

В.А. Абакумов [Руководство по гидробиологическому..., 1992].

Экологические особенности водных биоценозов¹

Экологическая гидробиология (гидроэкология) как наука «изучает население гидросферы во взаимосвязи с окружающей средой и биологические явления в водоемах, возникающие в результате взаимодействия различных живых компонентов друг с другом и с неживой природой» [Константинов, 1979]. Развитие теории водных экологических систем осуществляется на трех неразрывно связанных между собой уровнях проблематики и научно-системной интеграции [Одум, 1986; Розенберг с соавт., 1999]:

- **аутэкологии**, изучающей проблемы физиологических аспектов жизнедеятельности гидробионтов на организменном уровне (интенсивность метаболизма, закономерности питания, экскреция биогенных элементов, рост массы тела и проч.);
- **демэкологии**, связанной с изучением динамики популяций и явлениями их взаимодействия (конкуренции, доминирования, регулирования численности и т.д.);
- **синэкологии** или экологии сообществ, исследующей специфику надорганизменных форм жизни – популяций и биоценозов, обладающих определенной структурой, функциями и характером взаимодействия с окружающей средой.

А.С. Константинов [1979] выделяет следующие конкретные практические задачи гидробиологии:

- повышение продуктивности водоемов и получение из них наибольшего количества биологического сырья в результате промысла водных организмов (*продукционная* гидробиология);
- аналитический контроль качества водоемов и поиск мер обеспечения людей чистой водой (*санитарная* гидробиология [Телитченко, Кокин, 1968]);
- адаптивное управление и разработка стратегии комплексного использования водоемов и их охраны от возможных негативных последствий.

Можно согласиться с С.М. Голубковым [2000], что «гидробиология континентальных водоемов в последние десятилетия переживает пору расцвета», однако к имеющимся реальным

¹ В рамках последующего изложения будем употреблять термины «экосистема» и «гидробиоценоз» («био-гидроценоз») как близкие синонимы [Tansley, 1935; Сукачев, 1960; Мордухай-Болтовской, 1974], но будем помнить, что биоценоз имеет более четкие геоморфологические или гидрофизические границы. Термин «экосистема», который можно отнести к объекту любого ранга – от отдельной точки отбора пробы до всего Мирового океана, – менее строгий и более универсальный, а, следовательно, более удобный в общетеоретических рассуждениях.

достижениям по всем основным поставленным задачам трудно отнестись с тем же оптимизмом, что и 30 лет назад.

Целью последующего изложения в свете представленной терминологии является рассмотрение методов и конструкций синэкологии для решения задач санитарной гидробиологии.

Сообщества водных организмов по своим условиям обитания и структурно-функциональным характеристикам имеют ряд ключевых особенностей по сравнению с наземными биогеоценозами [Мордухай-Болтовской, 1974; Методика изучения..., 1975], которые в основном заключаются в следующем:

1. Гидробионты, окруженные водой, подвергаются значительно меньшим колебаниям температуры (обычно в пределах от 2 до 40°), чем обитатели биогеоценозов. Однако для них имеет большое значение содержание кислорода, который часто бывает в дефиците, а временами может вовсе исчезать. В связи с этим, существующие классификации экосистем учитывают, в первую очередь, содержание кислорода в водоеме.
2. Водные организмы находятся в условиях более слабой освещенности, чем наземные, а расположенные на глубинах водоемов (и в подземных водах) совершенно лишены света и их живые компоненты могут существовать только за счет поступления органических веществ извне. Поэтому в системе гидробиоценозов гораздо сильнее выражена вертикальная дифференциация (стратификация). В связи с вертикальной расчлененностью водной среды типы водных сообществ выделяются по совершенно иному принципу, чем типы биогеоценозов. Последние в большинстве случаев, как указывает В.Н. Сукачев [1966], совпадают с границами растительных ассоциаций на поверхности земли, в то время как типы гидробиоценозов различаются главным образом по их положению в пространстве. Например, различают следующие "жизненные формы" [Дуплаков, 1933; Зернов, 1949; Зенкевич, 1951; Константинов, 1979]:
 - *планктон* (planktos – парящий) и *нектон* (nektos – плавающий) – население пелагиали, проводящее жизнь во взвешенном состоянии и активно передвигающееся в толще воды;
 - *бентос* (bentos – глубина) – организмы, живущие на дне водоемов или в грунте;
 - *перифитон* (peri – вокруг, phyton – растение) – гидробионты, поселяющиеся на плотных субстратах и приспособленные к обитанию на границе раздела между субстратом и водой.
3. Организмы в водоемах биохимически и осмотически более тесно связаны с окружающей их средой и зависят от содержания в ней растворимых веществ. Благодаря значительно большей, чем у воздуха, плотности воды, многие водные организмы пребывают в свободно плавающем или парящем состоянии, поскольку вода содержит пространственно-распределенный источник пищи в виде взвешенной массы органических веществ и микробов. Вода одновременно создает возможность биохимических связей между сообществами гидробионтов за счет выделения многими организмами в воду кислорода, углекислоты и различных продуктов метаболизма. Эти вещества, токсичные, либо, наоборот, стимулирующие другие организмы, образуют как бы сеть, по которой организмы общаются косвенно, не вступая друг с другом в прямой контакт.
4. Население гидросферы значительно разнообразнее, чем наземное, хотя во внутренних водоемах состав флоры и фауны сильно обеднен по сравнению с морями из-за выпадения многих групп. Основную массу первичных продуцентов составляют взвешенные в воде микроскопические водоросли, в то время как на суше - это почти исключительно крупные растения, с корнями в почве. Несмотря на чрезвычайно мелкие размеры планктонных водорослей, они обладают весьма высоким темпом размножения и могут давать очень высокую первичную продукцию, за счет которой развивается местами богатейшее животное население.
5. В горизонтальном направлении водные сообщества, как и биогеоценозы, также неоднородны. Биотопы определяются преимущественно физическими свойствами среды и группируются по экологическим зонам, на которые делятся водоемы: например, в озерах бенталь подразделяется на литораль (прибрежная зона), сублитораль (до нижней границы распространения высших растений), профундаль. Внутри каждой зоны может быть выделено по несколько биотопов и соответствующих им биоценозов (например, на разных грунтах).
6. Гидробиоценозы, как и наземные экосистемы (в первую очередь, фитоценозы), обладают хорошо выраженной изменчивостью во времени. Сезонная (годовая, суточная или иная циклическая) динамика, вызванная изменениями температуры, наблюдается как в ценозах высшей водной растительности, отмирающей с наступлением осени, так и в планктонных сообществах, состоящих из видов с кратким жизненным циклом. В меньшей мере выражены сезонные измене-

ния в бентосе, остающемся в крупных водоемах на зиму в почти полном составе и количестве, хотя в некоторые периоды его гетеротопные группы (насекомые) покидают водоем.

7. Межгодовые (или многолетние) изменения в водоемах выражены не менее, если не более ярко, чем в биогеоценозах, и, в основном, происходят в результате тех же причин: изменения климатических условий и деятельности человека. В гидробиоценозах постоянно происходят также изменения в соотношении видов и их обилии, причины которых часто не удается установить. Эти ненаправленные изменения колебательного типа называют *флуктуациями*, противопоставляя их *сукцессиям* – изменениям в течение ряда лет, направленным в одну сторону. Сукцессии часто наблюдаются в гидробиоценозах и представляют собой обычно продолжающийся в течение ряда лет процесс постепенного приспособления сообществ гидробионтов к сильно изменившимся абиотическим условиям. Мы наблюдаем их при различных естественных изменениях режима водоемов, а в еще большем масштабе – при возникновении новых водоемов или водохранилищ (на затопляемой, например, вследствие сооружения плотины, долине реки).

Из всего сказанного выше нетрудно предположить, что расчетные методы изучения водных экосистем должны отличаться от методов и алгоритмов количественного анализа наземных биогеоценозов.

Экосистемная индикация изменения качества вод

Факториальная гидробиология основана на изучении эффектов, вызываемых разнообразными типами воздействий среды на живые организмы. Особи каждого вида могут существовать только в определенном пределе изменчивости условий обитания: амплитуда колебаний, как каждого индивидуального фактора среды, так и любой их комбинации должна соответствовать видовой "норме" (или, как синоним, *экологической валентности* вида). Однако, в отличие от дифференцированного нормирования с использованием ПДК, оценивающего эффект вредного действия на уровне индивидуального организма, экологическое нормирование понимается как ограничение антропогенных воздействий рамками возможностей сообщества гидробионтов в целом.

Как для отдельных особей, так и надорганизменных сообществ (популяций и биоценозов), характерна способность адаптироваться к среде, т.е. сохранять свою структурную целостность и функциональную устойчивость в некоторых пределах колебания внешних воздействий. Л.П. Брагинский [1981] считает, что "нормальная" экосистема сохраняет свойство буферности, т.е. обладает определенным потенциалом детоксикации. У водоема в патологическом состоянии эта "буферность" нарушается и подавляется самоочищающая способность, в результате чего продукционные (негэнтропийные) процессы в экосистеме уступают деградационным (энтропийным). Аналогичных взглядов придерживается А.С. Константинов [1981], очерчивающий желательный биосферный статус водоемов, исходя из *принципа "минимума экстремальности экосистем"*.

Устойчивость метаболизма биоценоза в пределах его адаптационных возможностей поддерживается за счет периодических, сезонных или ответных перестроек его структуры, по существу являющихся теми колебательными процессами, которые служат фундаментальной характеристикой функционирования биологических систем любого структурного уровня. Поэтому представляется важным квалифицированно оценить, какие перестройки структуры и нарушений метаболизма, происходящие на уровне биоценозов и названные *экологическими модификациями* [Абакумов с соавт., 1981; Израэль, Абакумов, 1991; Попченко, 1991], являются потенциально опасными на экосистемном уровне. При этом выделяются следующие инвариантные состояния водных экосистем, соответствующие разным уровням антропогенного загрязнения:

- *фоновое состояние* – возможны перестройки структуры, не ведущие к ее усложнению или упрощению, т.е. не изменяющие общего уровня организации биоценозов (например, смена доминантных видов, изменение видового состава);
- *состояние антропогенного экологического напряжения* – выражается в увеличении разнообразия биоценоза, в частности, в увеличении общего числа видов, в уменьшении энтропии, в усложнении межвидовых отношений, в увеличении пространственно-временной гетерогенности, в усложнении временной структуры и пищевых цепей и т.д.;
- *состояние антропогенного экологического регресса* – характеризуется уменьшением разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, увеличением энтропии, упрощением межвидовых отношений, сезонных модуляций, трофических цепей;

- *состояние антропогенного метаболического регресса* – соответствует снижению активности биоценоза по сумме всех процессов утилизации вещества и энергии.

Высказанные надежды [Абакумов, Сущеня, 1991] на то, что приведенная классификация состояния водных экосистем, основанная на представлениях об экологических модификациях, возникающих в результате химического, теплового и "биологического" загрязнения антропогенного происхождения, будет способствовать повышению эффективности Гидробиологической службы, до настоящего времени не нашли своего практического воплощения.

Концепция "допустимого качества природной среды" в системе мониторинга состояния водоемов предполагает дифференцированный подход к природным объектам в зависимости от их народнохозяйственного, научного и эстетического значения. При этом для разных категорий водоемов считается необходимым разрабатывать свои предельно допустимые состояния экосистем, которые оцениваются на основе структурно-функционального подхода и с учетом индивидуальных требований к водным объектам: региональным особенностям, морфометрии, проточности и др. [Приемы прогнозирования..., 1985].

Сущность экологического нормирования заключается в разработке критериев, оценивающих степень влияния антропогенных факторов на устойчивость и/или биоразнообразие экосистем. Действительно, сообщества водных организмов, вовлеченные в постоянный круговорот вещества и энергии с окружающей средой, реагируют на изменения ее качества адекватной структурно-функциональной перестройкой, проявляемой в снижении продуктивности, изменении соотношения отдельных видов, появлении новых доминантных видов, изменении сети трофических отношений. Однако, причинно-следственная интерпретация экологических модификаций, которым, как правило, приписывается антропогенный характер, может иметь более сложную природу. В водных экосистемах, подвергающихся комплексному воздействию различных факторов (химическое, термическое, радиационное загрязнение, изменение гидродинамического режима и проч.), могут протекать спонтанные и неоднозначно трактуемые нарушения динамики количественного развития или трансформации видовой структуры, которые на самом деле не имеют никакого отношения к анализируемому фактору. Например, можно отметить следующие механизмы изменения биоразнообразия, не связанные с антропогенным загрязнением:

- эволюция биоценоза в направлении формирования комплекса экологически полифункциональных популяций;
- резкие сезонные колебания (вылет имаго насекомых) или пространственная неоднородность биотопов;
- колебания степени эвтрофирования водоемов, связанные с многолетней природно-климатической динамикой.

В главе 3 отмечалось, что в гидробиологической литературе нет единого мнения по поводу формулировки определения «*качество поверхностных вод*». Еще большие трудности вызывает идентификация стрессов экосистем – любые критерии «*качества экологического состояния*» многие авторы признают относительными и субъективными. С философских позиций это вполне закономерно:

Мем № 22: «...качество вообще есть тождественная с бытием непосредственная определенность» Г. Гегель [1974].

Иными словами, полным отображением собственного качества может быть только сам объект. Поскольку любая формальная оценка (как абстрактная модель) есть перечисление немногих выделенных свойств объекта, наиболее существенных для решения субъектом некоторой задачи, то «*поиск оптимума качества экосистемы должен вестись в терминах элементов конечной цели*» [Гладышев, 1999]. Имея под собой такую диалектическую основу, большинство определений, связанных с проблемами экологического нормирования, по-прежнему носят характер терминологических изысканий, а общепринятых, точных и адекватных методик гидробиологической оценки качества воды, применимых на практике, не существует до настоящего времени.

Общие подходы в разработке немногочисленных количественных методов гидробиологического контроля базируются на следующих двух принципах и представлениях [Федоров, 1974; Абакумов, 1987]:

- **функциональное** (балансовое или продукционно-энергетическое) направление, изучающее продукционный метаболизм вещества и энергии в водоемах,

- **структурное** (популяционное) направление, оценивающее целостность структуры экосистемы и ее отдельных компонентов на всех уровнях.

Продукционно-энергетическое направление в общем случае основано на следующих концепциях (см. раздел 2.5 и Приложения 1-2):

- рассматривается экосистема идеального замкнутого водоема, которая условно делится на *n* блоков, называемых, например, "трофическими уровнями" и нумеруемых следующим порядком: 1 – продуценты, 2 – фитофаги, 3 – хищники первого порядка и т.д. (названия и уровень детализации этих блоков достаточно произвольны и зависят от многих субъективных факторов);
- назначаются связи между выделенными блоками (трофические связи между трофическими уровнями), которым ставятся в соответствие разного рода математические уравнения (дифференциальные, конечно-разностные, статистические), выведенные авторами на основе некоторых исходных предположений и призванные дать конкретное количественное выражение потокам вещества и энергии между связываемыми блоками;
- блоки, связи между ними и системы уравнений образуют модель функционирования водного биоценоза, которая может быть решена относительно данных гидробиологических исследований конкретных водоемов.

Концепция трофических уровней использования вещества и энергии, при всей своей определенной схематичности и условности, дает возможность получить количественное представление о соотношении биомасс, продукций, пищевых потребностей и участия в органической деструкции каждой из групп-утилизаторов, что может быть представлено в виде биотического баланса. Разумеется, оценка экологического состояния водной системы по функциональным параметрам целиком зависит от тщательности детализации и адекватности разработанных моделей, объективности при интерпретации результатов и требует наличия квалифицированных специалистов в области системной аналитики.

Популяционный подход, напротив, основывается на простых "индексах", с помощью которых оценивают видовое богатство и биоразнообразие водных сообществ и делаются выводы о вероятности наличия "экологических модификаций".

Гидробиологические данные и расчетные индексы: попытки обобщений

Обилие видов живых существ, населяющих водоем, сложность их взаимодействия, как между собой, так и с окружающей средой, послужили причиной создания многочисленных вариантов методов оценки состояния природных вод. Большинство этих методов основано на оценке совокупности показателей (см. раздел 2.3): числа видов, численностей и биомасс популяций, населяющих водоём (то, что "проще" и что умеем измерять...), и рассчитанных различных соотношений между ними. Показатели можно разделить на:

- *простые*, непосредственно характеризующие какой-либо индивидуальный компонент экосистемы (например, численность, биомасса, или число видов в сообществе);
- *комбинированные*, отражающие компоненты с разных сторон (например, видовое разнообразие учитывает как число видов, так и распределение их обилия);
- *комплексные*, использующие сразу несколько компонентов экосистемы (например, продукция, самоочищающая способность, устойчивость).

Комбинированные и комплексные показатели принято обобщенно называть «*индексами*».

Если используемые индексы адекватно отражают высокую чувствительность некоторых сообществ реагировать на воздействие поступающих в водоем загрязняющих веществ, то они позволяют достаточно надежно выявлять изменения, происходящие в экосистеме водоема, не замеченные за долгое время другими методами. В частности, индексы, основанные на планктонных организмах, из-за короткой продолжительности жизни последних пригодны для оперативной оценки обстановки, поскольку могут быстро реагировать на поступление в водоем токсичных веществ. Индексы, основанные на бентосных организмах, из-за большей продолжительности жизни представителей бентоса могут отражать экологическое состояние за более длительный интервал времени, как бы интегрируя условия существования.

Как уже подчеркивалось неоднократно, к сожалению, до настоящего времени отсутствуют как общепринятое и сколько-нибудь математически строгое определение «экологического состояния водоема», так и обобщенный перечень контрольных показателей, необходимых для идентификации этого состояния. До сих пор не удается также прийти к единому мнению относительно до-

пустимых интервалов изменения самых общепринятых индексов. Такое положение вызвано не только недостаточной изученностью механизма функционирования природных экосистем, но и противоречивостью, неоднозначностью целей у различных пользователей природных ресурсов водоемов.

Исходя из *принципа приоритета первичных данных*, основным результатом гидробиологического мониторинга являются три основных показателя:

- *плотность видов* S – оценка числа видов (видового разнообразия), характерная для данной точки экосистемы;
- *плотность организмов* N – численность особей каждого вида, приходящаяся на единицу размера экосистемы (m^3 , m^2 , m);
- *плотность биомассы* B – масса особей каждого вида, приходящаяся на пространственную единицу экосистемы.

Каждый из перечисленных показателей или их различные комбинации являются основой для построения многих теорий, критериев и методов оценок качества некоторой гидробиологической субстанции (либо водоемов в смысле их утилитарного водохозяйственного предназначения, либо сообществ водных организмов с целью сохранения биоразнообразия и "экологической производительности", либо и того, и другого, и чего-нибудь третьего). Значительная часть индексов и способов их использования представлена в руководствах Госкомгидромета [Руководство по методам..., 1982; Руководство по гидробиологическому..., 1992], подготовленных коллективом авторов под редакцией В.А. Абакумова, однако, эти данные недостаточно полны и критичны.

Последний отечественный обзор методов биологического мониторинга выполнен почти 30 лет назад А.В. Макрушиным [1974а,б] и стал библиографической редкостью. Новый квалифицированный критический обзор был сделан А.И. Бакановым [2000а], который цитирует свыше 60 методов мониторинга, включающих различные характеристики зообентоса, но вследствие ограниченности объема этой статьи им не приводится самая важная деталь – математический аппарат, используемый при расчете тех или иных индексов, а также сведения о результатах его применения.

В настоящее время в мировой практике отсутствует сколько-нибудь формализованная классификация индексов и критериев, рекомендуемых для решения конкретных задач гидробиологического мониторинга. В зависимости от рассматриваемых групп гидробионтов или применяемого математического аппарата А.В. Макрушин условно делит эти методики на 3 группы и 9 подгрупп, а А.И. Баканов – на 17 групп (см. табл. 4.1). Данные разбиения нельзя считать в полной мере классификацией методов, поскольку «они выполнены по разным основаниям, и являются лишь группировкой, используемой для удобства последующего изложения» [Баканов, 2000].

Проблема интерпретации значений индексов часто бывает очень сложна и может привести к существенным ошибкам. Большинство индексов имеет эмпирическое происхождение (один из авторов называет такой подход «индексологией» [Розенберг с соавт., 1999]). Допустим, исследователь установил, что при различных уровнях загрязнения индекс достигает определенных величин, и на основании этого строится шкала для оценки загрязнений. Но обратное утверждение не всегда верно, т.е. определенное значение индекса не обязательно свидетельствует о наличии именно такого уровня загрязнений, который наблюдался при построении шкалы. Например, низкая величина индекса может быть вызвана специфическими метеорологическим или физико-химическими условиями. Форма зависимости величин индексов от степени загрязнения обычно бывает нелинейной (например, видовое разнообразие достигает минимальных величин как в очень чистых, так и в очень загрязненных водах).

Многие исследователи подчеркивают, что при описании состояния водоемов нужно предоставлять, по возможности, "абсолютные" исходные данные, т.е. естественный натуральный материал, не заменяя его только "относительными" данными, зашифрованными в виде индексов ².

² Кстати, одной из сильных сторон флористико-социологического подхода к классификации растительности (метод Браун-Бланке) является требование обязательной публикации (или депонирования) фитоценологических таблиц (исходных материалов) для утверждения валидности выделенных синтаксонов.

Группировка методик оценки результатов гидробиологического мониторинга

Разбиение по А.В. Макрушину [1974]	Разбиение по А.И. Баканову [2000]
<p>I. На основе показательных организмов</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Система Кольвитца - Марссона и ее модификации 2. Другие классификационные системы видов-индикаторов: <ul style="list-style-type: none"> - по характеру питания - по соотношению крупных таксонов - по устойчивости видов к загрязнению <p>II. По видовому разнообразию</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Индексы видового разнообразия 2. Индексы сходства населения 3. Индексы, основанные на теории информации <p>III. На основе показательных организмов и по видовому разнообразию</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Система Бекка и Бика 2. Система Вудивисса и ее модификации 3. Система Патрик 4. Система Хаттера 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Обилие организмов; 2) Статистическое распределение организмов; 3) Соотношение численность/биомасса; 4) Число видов и удельное видовое богатство; 5) Характер доминирования, ранговые распределения; 6) Соотношение крупных таксонов и экологических групп; 7) Пространственное распределение организмов (агрегированность, глубина проникновения в грунт), характеристики дрефта; 8) Трофическая структура; 9) Морфологические изменения; 10) Функциональные (в том числе продукционные) характеристики; 11) Системы сапробности, токсобности и сапротоксобности; 12) Биотические индексы; 13) Обобщенная функция желательности; 14) Корреляционные связи, методы теории графов; 15) Многомерные методы сравнения структуры сообществ; 16) Комбинации вышеприведенных методов; 17) Комплексные методы, включающие зообентос как один из компонентов.

Такой вывод, в частности, делает О.М. Кожова [1977] из анализа материалов совместных исследований советских и английских специалистов, которые сравнивали качество вод на двух участках: на р. Дов, где вода высокого питьевого качества, и р. Эревош, где участок резко загрязнен. В этом примере не выявили закономерного изменения качества вод такие расчетные индексы, как показатели сапробности по Пантле-Букку на водорослях, показатели видового разнообразия Маргалефа, Менхиника, Одума, Кантлора и Корникера, критерии доминирования Симпсона, общего биоразнообразия Шеннона, показатель выравненности, индекс доминирования [Кожова с соавт., 1979]. В то же время каждый из этих участков характеризовался преобладанием разных доминантных видов: соответственно *Cocconeis placentula* и *Synedra ulna*, на что квалифицированный гидробиолог непременно бы обратил внимание, рассмотрев конкретные данные по составу сообществ и численности популяций.

Не опровергая тезис о приоритете и уникальной ценности первичных данных, мы не собираемся укреплять читателя в ложном убеждении о ненужности индексов вообще. Вспомним хотя бы излишне парадоксальную фразу Блеза Паскаля «*В науке ровно столько науки, сколько в ней математики*». Этот максимализм не лишен внутреннего смысла: например, для того, чтобы выявить вышеприведенные виды-доминанты О.М. Кожовой с соавт. [1979] неизбежно пришлось провести некоторый математический анализ (хотя бы посчитать средние...), т.е. сознательно, или подсознательно использовать еще один индекс, который в этой ситуации оказался вполне работоспособным.

Как уже обсуждалось ранее в разделе 2.3, применение оценочных или обобщающих индексов в действующих методиках биологического мониторинга представляется обоснованным. Это определяется *a priori* значительно более сложным компонентным составом экосистем по сравнению, например, со шкалой гидрохимических показателей, разными типами устойчивости живых организмов к влиянию внешних факторов, сложной функциональной обусловленностью структурных составляющих биотических сообществ, вызванных разными типами взаимодействия популяций и т.д. Каждый из таких показателей, как информационный индекс Шеннона, биотический индекс Вудивисса, сапробиологические показатели, индексы, основанные на учете различных групп гидробионотов (олигохетный индекс Пареле, индекс Гуднайта и Уитлея и др.), позволяют учесть при математическом анализе данных новые информационные аспекты, не содержащиеся в явном виде в исходном пространстве признаков, а также использовать в конкретных случаях ана-

лиза весь ретроспективный опыт и функциональные закономерности, выявленные исследователями на водоемах других регионов.

Замечание. В последующих разделах настоящей главы литературные ссылки, помеченные верхним индексом «М», можно найти в обзорах А.В. Макрушина [1974а,б], а индексом «Б», – в обзоре А.И. Баканова [2000а].

4.2. Оценка качества экосистемы по соотношению показателей обилия

Индексы, использующие абсолютные показатели обилия

Абсолютные показатели обилия отдельных групп организмов могут изменяться при антропогенном воздействии, следовательно, в определенной степени отражать его величину. Например, замечено, что олигохеты, обычно немногочисленные в донных биоценозах, в местах спуска бытовых стоков часто развиваются в огромных количествах. Поэтому многими гидробиологами массовое развитие олигохет (во многих случаях без более точного определения) расценивается как показатель загрязнения.

С. Райт [Wright, 1955^М], Дж. Карр и М. Хилтонен [Carr, Hiltonen, 1965^М] и другие исследователи, работавшие на оз. Мичиган, используют следующие плотности олигохет для оценки уровня загрязнения:

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

В дальнейшем Г. Вашингтон [Washington, 1984^Б] уточнил, что сильное загрязнение характеризуется плотностью олигохет свыше 10 тыс. экз./м².

Р. Уорвик [Warwick, 1986^Б] предложил так называемый ЛДС-метод (abundance / biomass comparison), т.е. сравнение изменений численности и биомассы на графиках кривых К-доминирования. При отображении на одном графике кумулятивных значений относительной численности и биомассы Уорвик предположил, что при нормальных условиях обитания кривая доминирования биомассы идет выше кривой доминирования численности. При умеренном стрессе (независимо от его причины) эти кривые приблизительно совпадают, а при сильном – кривая биомассы идет ниже кривой численности. В дальнейшем для замены графической информации цифровой Дж. МакМанус и Д. Паули [McManus, Pauly, 1990^Б] предложили вычислять специальные индексы. Небольшой и противоречивый опыт использования этого метода не позволяет пока однозначно решить вопрос об условиях его применимости.

Индексы, использующие характер питания организмов

Антропогенное воздействие может изменить условия питания в водоеме, что приводит к реорганизации трофической структуры сообщества, количественные сдвиги в которой могут быть чутким индикатором этого воздействия. А.Ф. Алимовым и Н.П. Финогеновой [1976] доказано, что под влиянием загрязнения трофическая структура бентоса обычно упрощается, формируются более простые сообщества, играющие большую роль в самоочищении водоема: уменьшается доля животных с фильтрационным типом питания и увеличивается доля детритофагов-глотателей, изменяется влияние хищных животных и т.д. В.Ф. Шуйский [1987^Б] также отмечает, что при органическом удобрении озер возрастает доля животных со специализированным типом питания, увеличивается доля фитодетритофагов, уменьшается доля хищников. Для оценки подобного рода изменений А. Гамильтоном и Г. Хэррингтоном [Hamilton, Herrington, 1968^Б] предложен *индекс трофических условий*, рассчитываемый по соотношению в сообществе различных трофических групп. Из прочих индексов можно отметить следующие:

- *индекс Н.М. Кабанова* [1960^М] – равный отношению продуцентов к консументам, увеличивающийся по мере самоочищения водоема;
- *индекс загрязнения i по И. Габриелю* [Gabriel, 1946^М] – соотношение числа видов продуцентов (P – водорослей) к сумме числа видов редуцентов (R – бактерий) и консументов (C – цилиат):

$$i = \frac{2P}{R+C} ;$$

- индекс *A. Ветцеля* [Wetzel, 1969^M], который предложил в формулу И. Габриеля подставлять значения биомассы, т.к. не всегда возможно использовать количество видов, ввиду сложной диагностики отдельных групп гидробионтов;
- в формуле *индекса относительного обилия продуцентов* (ООП), аналогичного индексу Габриеля, для перифитона используют сумму индивидуальных баллов обилия [Руководство по гидробиологическому..., 1992];
- индекс *загрязнения по Дж. Хорасаве* [Horasawa, 1956^M] рассчитывается по формуле $i = \frac{B}{A + B}$, где *A* – организмы, содержащие хлорофилл, *B* – организмы, у которых хлорофилл отсутствует (простейшие); индекс предложен С.М. Драчевым [1964] наряду с другими гидробиологическими показателями для классификации степени загрязненности поверхностных вод (см. раздел 3.6);

Р. Вурман [Wuhrmann, 1956^M] предложил систему оценки санитарного состояния водоема, исходным пунктом которой является изменение соотношения автотрофов (водорослей) и гетеротрофов (сферотиллуса и других бактерий) по мере самоочищения воды. Им выделено 16 ступеней загрязнения, для каждой из которых приведены характерные растительные сообщества. Обоснованность системы Вурмана несколько снижается тем, что некоторые автотрофные организмы могут питаться гетеротрофно [Fjerdingsstad, 1964^M].

Индексы, использующие соотношение крупных таксонов

К.Г. Гуднайт и Л.С. Уитлей [Goodnight, Whitley, 1961^{BM}] о санитарном состоянии реки судят по соотношению численности олигохет и других обитателей дна (т.е. численности всего бентоса, включая олигохет) – индекс *Гуднайта и Уитлея*. Ими использовались следующие оценки:

- река в хорошем состоянии – олигохет менее 60% от общего числа всех донных организмов,
- в сомнительном состоянии – 60%-80%,
- сильно загрязнена – более 80%.

Р. Цанер [R. Zahner, 1964^M] классическим индикатором органического загрязнения считает численность тубифицид и на примере Боденского озера разработал таблицу зависимости класса чистоты от обилия *Tubifex tubifex*, *Limnodrillus* sp. и их соотношения.

Э.А. Пареле совместно с О.Л. Качаловой [Гидробиологический режим..., 1981] в рамках разработки метода оценки загрязнения водотоков Латвии предложили два олигохетных индекса (*индекс Пареле*):

$$D_1 = \frac{\{\text{численность олигохет}\}}{\{\text{численность бентоса}\}} \quad \text{и} \quad D_2 = \frac{\{\text{численность тубифицид}\}}{\{\text{численность олигохет}\}} \quad (4.1)$$

и связали их градации (табл. 4.2) с зонами сапробности и классами качества воды – см. раздел 3.6 [Драчев, 1964] (с точностью до процентов D_1 – индекс Гуднайта и Уитлея). Коэффициент D_1 предложен для оценки быстро текущих рек с хорошей аэрацией, где развивается разнообразная донная фауна; коэффициент D_2 рекомендован для медленно текущих рек с неудовлетворительным кислородным режимом, где донная фауна однообразна и состоит почти полностью из олигохет.

Таблица 4.2

Взаимосвязь индекса Пареле с классами качества воды и зонами сапробности

Индекс Пареле D_1	Зона сапробности	Класс качества вод по С.М. Драчеву [1964]
0.01 – 0.16	Олигосапробная	Чистая
0.17 – 0.33	Олиго- β - мезосапробная	Условно чистая
0.34 – 0.50	β- мезосапробная	Слабо загрязненная
0.51 – 0.67	β - α - мезосапробная	Загрязненная
0.68 – 0.84	α- мезосапробная	Грязная
0.85 – 1.00	Полисапробная	Очень грязная

Для оценки состояния внутренних вод Европейского Севера В.И. Попченко [1987] предложил *информационный индекс сапробности олигохет*:

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

где N_t – средняя численность *Tubifex tubifex*; N_h – средняя численность *Limnodrillus hoffmeisteri*; N_f – средняя численность *Spirosperma ferox*; N_o – средняя численность всех олигохет в биотопе. Значения характеризуют загрязненность следующим образом: сильно загрязненные воды (0.9 – 1.0); загрязненные воды (0.5 – 0.89); слабо загрязненные воды (0.3 – 0.49); чистые и относительно чистые воды (меньше 0.3).

В то же время, доля олигохет является индикатором далеко не всех видов загрязнения. Так, обилие членистоногих при отсутствии олигохет может указывать на наличие ионов тяжелых металлов, тогда как обратная картина может свидетельствовать о наличии инсектицидов [Brinhuret, 1966; Aston, 1973^M].

В ряде методов используются данные об отдельных группах ракообразных [Hawkes, Davies, 1971^B; Кожова с соавт., 1979^B] и различных таксонов мейобентосных животных [Цалолихин, 1976^B; Курашов, 1980^B; Гурвич, Машина, 1988^B; Шевцова, 1988^B].

Не осталась без внимания исследователей и такая признанная группа биоиндикаторов загрязнения воды, как личинки и куколки хирономид. Индексы, основанные на учете личинок водных насекомых, более других подвержены ошибкам за счет особенностей сезонной динамики гидробионтов. Во время массового дружного вылета имаго насекомых из водоема величины этих индексов резко изменяются вне зависимости от степени загрязнения, поэтому соответствующие методики желательно применять только к пробам, собранным в одну и ту же фазу жизненного цикла насекомых.

Д.Л. Кинг и Р.С. Болл [King, Ball, 1964^M] для оценки санитарного состояния водоёма предложили *индекс загрязнения бытовыми и промышленными стоками*, значение которого

уменьшается при загрязнении:
$$i = \frac{\{\text{вес насекомых}\}}{\{\text{вес олигохет}\}}.$$

При оценке эвтрофирования Куйбышевского водохранилища в многолетнем ряду измерений использовались следующие соотношения [Zinchenko, 1992; Зинченко, Молодых, 1993]:

- суммарная численность хирономид *Chironomus* sp. (N_{Ch}) и *Procladius* sp. (N_{Pr}) к общей численности бентоса (N): $(N_{Ch} + N_{Pr}) / N$;
- численность мирных *Chironomus* sp. (N_{mCh}) и хищных *Procladius* sp. (N_{xPr}): N_{mCh} / N_{xPr} ;
- суммарная численность олигохет (N_o) и хирономид: N_o / N_{Ch} .

Определённое направленное изменение этих показателей интерпретируется как свидетельство интенсивности происходящего процесса эвтрофирования.

Индекс Е.В. Балушкиной [1987] основан на соотношении численности подсемейств хирономид:

$$K = (\alpha_t + 0.5 \alpha_{ch}) / \alpha_o, \quad (4.2)$$

где α_t , α_{ch} и α_o – смещенные относительные численности отдельных групп хирономид: соответственно, Tanypodinae (α_t), Chironomidae (α_{ch}), Orthocladiinae и Diamesinae (α_o); $\alpha = N + 10$, где N – относительная численность особей всех видов данного подсемейства в процентах от общей численности особей всех хирономид. Предлагается следующая связь индекса Балушкиной, который может варьироваться в диапазоне от 0.136 до 11.5, с грациями качества вод по Былинкиной-Драчеву (см: раздел 3.6):

<u>Индекс Балушкиной K</u>	<u>Класс качества вод</u>
0.136 – 1.08	Чистая
1.08 – 6.50	Умеренно загрязненная
6.50 – 9.0	Загрязненная
9.00 – 11.5	Грязная

Проблематику индексов этой группы лучше всего выразила автор одного из них – Е.В. Балушкина: «Основной недостаток индекса Гуднайта и Уитлея – его слабая чувствительность вследствие полного пренебрежения к особенностям видового состава олигохет, существенно меняющемуся в зависимости от степени загрязнения. Лабильную фракцию олигохет составляют в

основном виды рода *Nais*, чутко реагирующие на изменение концентрации органического вещества в воде, но не меняющие показателей своего обилия при загрязнении другими токсическими ингредиентами» [Балушкина, Финогенова, 1999].

Действительно, далеко не все виды малощетинковых червей могут рассматриваться как показатели загрязнения. Массовое развитие олигохет, наблюдаемое на загрязненных участках, происходит за счет одного-двух видов (обычно *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*) и сопровождается гибелью остальных видов. Поэтому показателем наличия загрязнения является не общая численность олигохет, или любой иной группы гидробионтов, а наличие доминантов, причем разнообразная фауна является показателем чистоты воды. В водоёмах с высокой концентрацией токсических веществ наблюдается отсутствие индикаторных групп, как, впрочем, и других организмов [Экологическое состояние..., 1997].

4.3. Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

Гипотезы, используемые для оценки биоразнообразия

Популяционная и видовая плотность сообществ гидробионтов может меняться во времени в зависимости от изменений факторов среды. Это может происходить как в ходе эволюционных процессов, протекающих в течение длительного времени, так и при антропогенном эвтрофировании и загрязнении водоемов, когда процессы изменения структуры экосистем протекают с большими скоростями. Сокращается число видов, возрастает доминирование отдельных видов, для которых характерны более короткие жизненные циклы, проявляется раннее наступление половозрелости, увеличение биомассы и продукции. Ю. Одум [1986] отмечает, что при эвтрофировании и загрязнении водоемов преимущества получают эврибионтные виды с *r*-стратегией; в то время как в олиготрофных условиях незагрязненных водоемов, где разнообразие высокое и доминирование менее резко выражено, напротив, большее значение приобретают стенобионтные виды с длительными циклами развития и *K*-стратегией.

Видовое разнообразие складывается из двух компонентов [Одум, 1986]:

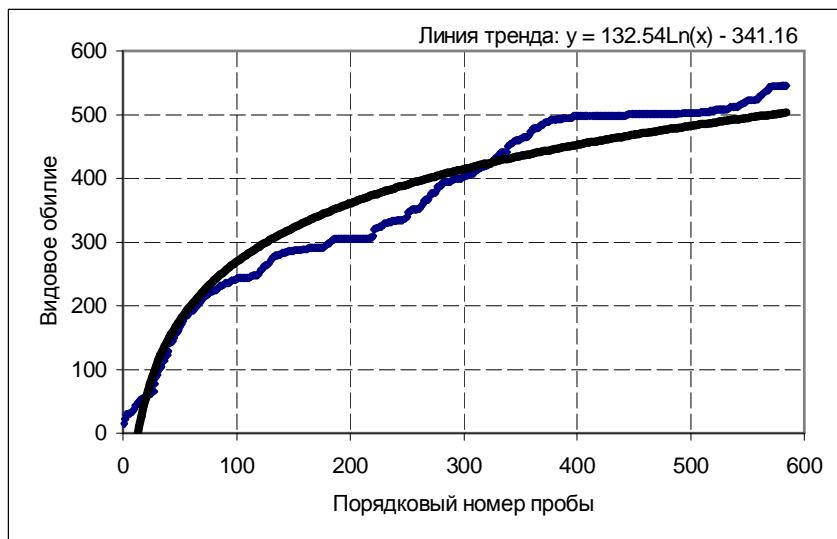
- *видового богатства*, или *плотности видов*, которое характеризуется общим числом имеющихся видов;
- *выравненности*, основанной на относительном обилии или другом показателе значимости вида и положении его в структуре доминирования.

Вряд ли следует слишком буквально понимать термин «имеющиеся виды» без соответствующего уточнения. «Точечные разнообразия, т.е. разнообразия проб, – писал Р. Маргалеф [1992], – взятых в точке, почти всегда бессмысленны... Так как организация, выраженная через разнообразие, разворачивается в пространстве, измерения не имеют большого смысла, если они не представлены в виде спектра: разнообразие как функция пространства» (можно добавить, "и времени"). Пусть в каждой точке территории ("столбике" по Р. Маргалефу) для каждого вида определена вероятность его возможного появления (такая вероятность может быть существенно мала, но никогда не превращается в нуль). Тогда под *видовым богатством* можно понимать количество видов, вероятность появления которых в окрестностях *r* данной точки больше *a priori* заданного числа ϵ (ϵ – параметр отбора). Естественно, видовое богатство растет с увеличением *r* (см. рис. 4.1), однако этот рост асимптотически стремится к некоторому порогу насыщения, характерному для каждого региона.

Таким образом, один из главных компонентов биоразнообразия – видовое богатство или плотность видов – это просто общее число видов, которое в сравнительных целях иногда выражается как отношение числа видов к площади или числа видов к числу особей. Так, например, Р. Маргалеф [Margalef, 1958^{BM}], исходя из того, что число видов пропорционально логарифму изученной площади [Gleason, 1922^M], и считая, что общее число особей пропорционально площади, предложил в качестве меры биоразнообразия *индекс видового богатства Маргалефа*:

$$d = (s - 1) / \ln N, \quad (4.3)$$

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



Общее видовое обилие
33 рек региона – 546 видов

Среднее видовое обилие
территориальных единиц:

- для реки – 52 вида (от 6 до 274)
- для створа – 22 вида (от 1 до 97)
- для пробы – 11 видов (от 1 до 41)

Рис. 4.1. "Открываемость" видов зообентоса по мере развития экспедиционных исследований малых рек Самарской области в 1991-2001 гг. (номер пробы выстроен в хронологическом порядке)

Е.Ф. Менхиникк [Menhinick, 1964^{EM}] рассчитывал видовое богатство полевых насекомых по несколько другой формуле, используя в знаменателе функцию квадратного корня (индекс Менхиникка):

$$d_M = (s - 1) / (N)^{1/2} .$$

Виды, входящие в состав биоценоза, очень сильно различаются по своей значимости. Традиционно принято выделение следующей иерархии видов: *руководящие* (или "*доминантные*") виды; за ними следует группа "*субдоминантов*"; остальные же виды считаются *второстепенными*, среди которых отмечают *случайные* или *редкие*. Значение отдельных видов должно определяться тем, какую роль играют они в функционировании экосистемы или в продукционном процессе. Но при исследованиях водных сообществ установить истинную функциональную роль видов нелегко, если об их значении судить только по обилию, т.е. численности и биомассе.

При этом для анализа биоразнообразия и степени доминантности в разных ситуациях используют два традиционных подхода:

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

Наилучший способ представить оба компонента разнообразия (т.е. богатство и выравнивание) – построить график, где по оси ординат в логарифмическом масштабе отложено число особей, биомасса или иной рассматриваемый показатель, а по оси *x* – ранжированная последовательность видов от наиболее до наименее обильного (см. рис. 4.2).

Полученная в 1965 г. кривая названа Р. Уиттекером [1980] «кривой доминирования - разнообразия», а Э. Пианкой [Pianka, 1978^B] – «кривой значимости видов». Чем выше кривая и чем более она "уплощена", тем больше при данном числе видов их разнообразие. Считается, по форме этой кривой можно не только оценить видовую выравниваемость популяций, но и функциональную роль отдельных видов, их статус и биотический потенциал, т.е. все то, что достаточно расплывчато именуется «экологической нишей». Так, для кривых на рис. 4.2 предлагается следующее толкование (*S* – число видов в пробе):

- *прямая I* – каждый последующий вид занимает ровно половину доступного пространства ниши, что соответствует гипотезе "*перехвата*" экологических ниш или *геометрическому ряду II. Мотомуры* [I.Motomura] :

$$n(k) = n_1 * C_k^{(k-1)} ,$$

где *n(k)* – значимость вида *k* в ряду от *k* = 1 (наиболее значимый вид) до *k* = *S*,
 $C_k^{(k-1)} = n(i) / n(i - 1)$;

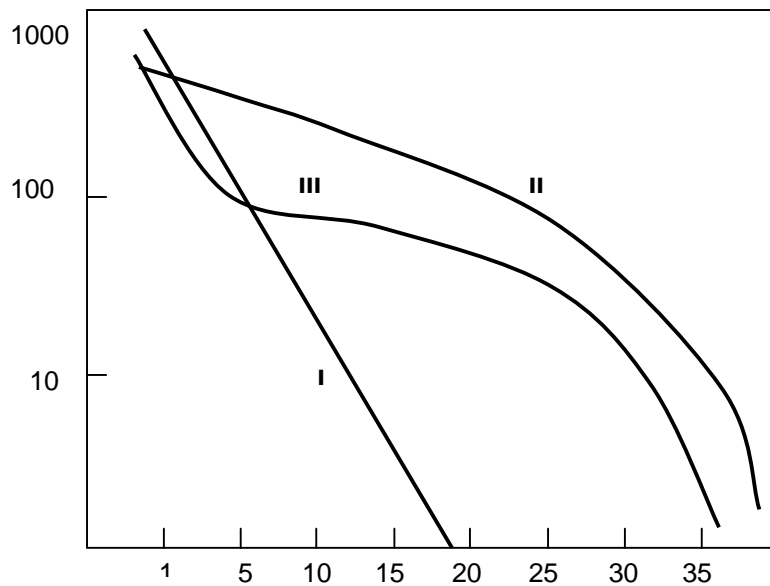


Рис.4.2. Форма кривых доминирования-разнообразия

- кривая II – ниши не перекрываются и их величина случайна; основывается на гипотезе случайных границ между экологическими нишами или модели "разломанного стержня" Р. Мак-Артура [MacArthur, 1957] :

$$n(k) = (N/S) * \sum_{i=1}^k [1 / (S - i + 1)] ,$$

где $N = \sum n(i)$ – сумма значимостей всех видов, $n(k)$ – значимость вида k в ряду от $i = 1$ (наименее значимый вид) до $i = S$ (наиболее значимый вид);

- кривая III – ниши многомерны и перекрываются, что соответствует гипотезе Ф. Престона [Preston, 1948^M] о логнормальном распределении оценок значимости отдельных видов в соответствии с формулами :

$$S = \sum S_r = S_0 * (\pi / a)^{0.5} ; \quad S_r = S_0 * \exp[-(aR)^2] ,$$

где S_r – число видов в октаве, удаленной на R октав от модального интервала, содержащего S_0 видов; $a \cong 0,2$ – постоянная, связанная со стандартным отклонением данного распределения.

Гипотеза Ф. Престона порождает большое семейство S-образных кривых и соответствует промежуточной ситуации между I и II, наиболее широко распространенной в природе.

Индексы доминирования

Рассмотрим некоторые используемые выражения для индексов, позволяющих выделить виды-доминанты. Например, для природных биоценозов принято использовать индекс доминирования И. Балога [1958, цит. по: Руководство по гидробиологическому..., 1992]: $D_i = N_i / N_s$, где N_i – число особей i -го вида, N_s – общее число особей в биоценозе. К сожалению, этот идеальный по своей простоте индекс не отражает самого смысла доминирования, поскольку может принимать, например, значение 0.5 как при истинном доминировании, когда при нескольких сотнях видов один вид выражен половиной численности, так и в случае двух особей двух видов.

Другая формула индекса доминирования (или доминантности) предложена А. Ковнацки [Kownacki, 1971^M] на основе "коэффициента обилия" В.Ф. Паля [1961] (индекс доминирования Паля - Ковнацки):

$$D_i = 100 \cdot p_i \cdot N_i / N_s , \tag{4.4}$$

где p_i – встречаемость; $p_i = m_i / M$, m_i – число проб, в которых был найден вид i , M – общее число проб, N_i – число особей i -го вида, N_s – общее число особей в биоценозе. Для характеристики видового комплекса предлагается выделять доминанты в пределах $10 < D_i < 100$, субдоминанты – в пределах $1 < D_i < 10$, субдоминанты первого порядка – в пределах $0.1 < D_i < 1$ и второстепенные члены – $0.01 < D_i < 0.1$.

Отнесение входящих в состав биоценоза видов к доминантным группам только по их числовому обилию, как отмечал В.Ф. Ласточкин [1930, цит. по: Методика изучения..., 1975], было бы неправильным, так как более мелкие формы, как правило, наиболее многочисленны и всегда будут оказываться руководящими. Ряд исследователей [Руководство по гидробиологическому..., 1992] предлагают пользоваться для этого биомассой, т.е. весом на единицу площади дна, характеризующим массу живого органического вещества, которую образует вид, подставляя ее значения B_i и B_s в формулу (4.4) того же индекса доминирования по В.Ф. Палию и А. Ковнацкому:

$$D_i = 100 \cdot p_i \cdot B_i / B_s.$$

Но нетрудно увидеть, что вариационный размах натуральных значений биомассы (колеблющейся, в зависимости от размера животных, в сотни тысяч раз – от 1 мг до десятков и сотен грамм на 1 м²) так же велик, как и для численности, в результате чего ранжирование видов по биомассе приводит к тому, что некоторые животные, например, моллюски, всегда будут иметь высокий приоритет, даже если на организменном уровне встречаются редко.

Целенаправленные функциональные преобразования над значениями численности или биомассы в отдельности (например, логарифмирование или извлечение квадратного корня) могут несколько улучшить общую картину соотношения доминирования, поскольку модифицируют характер статистического распределения, приближая его к нормальному. Например, для рассматриваемой задачи Ф.Д. Мордухай-Болтовским [Методика изучения..., 1975] предложена более работоспособная форма индекса доминирования:

$$D_i = p_i \sqrt{B_i / B_s},$$

где $p_i = m_i / M$ – встречаемость вида i , m_i – число проб, в которых был найден вид, M – общее число проб, B_i / B_s – удельная биомасса вида.

Еще один интересный вариант видится нам в использовании различных функциональных комбинаций из трех основополагающих показателей (встречаемость, численность, биомасса), что дает возможность получить целый класс индексов, часть из которых в рамках поставленной задачи могут оказаться состоятельными, несмещенными и эффективными оценками изучаемого явления. Примером такого обобщенного показателя является индекс плотности населения $\sqrt{N_i B_i}$, приведенный в энциклопедическом словаре И.И. Дедю [1990] без указания первоисточника и широко использованный нами в математических расчетах части 3. Например, использование плотности населения в формуле (4.4)

$$D_i = \frac{100 \cdot p_i \cdot \sqrt{N_i B_i}}{\sqrt{N_s B_s}} \quad (4.5)$$

дает возможность выполнить ранжирование видов по доминантности с учетом обоих факторов – численности и биомассы.

Индексы доминантности, основанные на вероятности p_i , дают возможность ранжировать виды в пределах изучаемого объекта: сравнивать разные водоемы с использованием D_i можно только в том достаточно редком случае, когда количество измерений M на каждом из них примерно одинаково [Годераш, 1984].

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия

Степень сложности биологических систем может рассматриваться также в аспекте эквивалентности компонентов видовой структуры. При этом под разнообразием (однородностью, выравниваемостью) обычно понимают то свойство [Левич, 1980], которое отличает, например, сообщество из 12 особей трех видов с распределением (4, 4, 4) от сообщества (10, 1, 1). Стремление представить характер такого распределения, заданного большим набором численностей, в компактном виде одним числом приводит к обобщенным индексам, форма выражения которых традиционно связывается с мерами количества информации.

Сделаем предварительно краткий экскурс в основные понятия теории информации.

Рассмотрим два независимых опыта α и β , таких что любые сведения об исходе одного опыта никак не меняют вероятностей исхода другого. Пусть опыт α имеет r равновероятных исходов, а опыт β – l исходов. Рассмотрим сложный опыт $\alpha\beta$, состоящий в одновременном выполнении обоих опытов. *Степень неопределенности* $h(\alpha\beta)$ опыта $\alpha\beta$ равна сумме неопределенностей опытов α и β и, в соответствии с точкой зрения американского инженера-связиста Р. Хартли [Hartley, 1928, цит. по: А.М. Яглом, И.М. Яглом, 1973], может быть выражена следующим логарифмическим уравнением:

$$h(\alpha\beta) = h(\alpha) + h(\beta) = \log(r) + \log(l).$$

К. Шеннон [Shannon, 1947, рус. пер. 1963], развивая идеи Хартли, определил *энтропию* опыта H , как среднее значение неопределенности отдельных исходов:

- для случая двух опытов

$$H(\alpha\beta) = - (1/r) \log(1/r) - (1/l) \log(1/l)$$

- или в общем случае произвольного опыта с k исходами, имеющими вероятности P_1, P_2, \dots, P_k

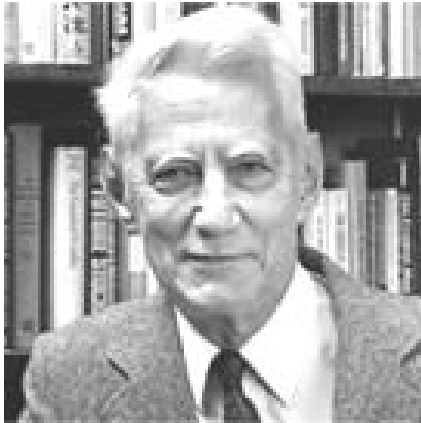
$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i \quad (4.6)$$

Энтропия (или неопределенность исхода) равна нулю, если вероятность одного из событий равна 1, и принимает максимальное значение в случае равновероятных исходов. Действительно, если известно, что в водоеме присутствует только один вид гидробионтов, то какая-либо неопределенность по его извлечению отсутствует (т.е. $H = 0$). Неопределенность в предсказании результата отлова резко возрастает, если мы имеем в водоеме k видов с одинаковой численностью. Важным для биологии свойством энтропии является то, что значительным числом исходов, суммарная вероятность которых мала, при подсчете энтропии можно пренебречь.

Энтропию H , как меру неопределенности, нельзя отождествлять с *информацией* I (как, например, напряженность электрического поля нельзя отождествлять с разностью потенциалов). Но количество информации об опыте β , содержащейся в опыте α , равно

$$I(\alpha, \beta) = H(\beta) - H_{\alpha}(\beta), \quad (4.7)$$

где $H_{\alpha}(\beta)$ – условная энтропия опыта β после выполнения опыта α (т.е. снижение неопределенности β в результате выполнения α).



Клод Элвуд ШЕННОН
(С.Е. Shannon, 1916 - 2001)
"отец" математической теории информации

Для дальнейшего изложения приведем также известную из школьной комбинаторики формулу для числа перестановок из предметов k различных типов, общее число которых $N = n_1 + n_2 + \dots + n_k$ (авторство формулы маячит в глубине XVII в. между Б. Паскалем и Я. Бернулли):

$$P(n_1, n_2, \dots, n_k) = \frac{N!}{n_1! n_2! \dots n_k!} \quad (4.8)$$

Опуская математические доказательства, приводимые А.М. Ягломом и И.М. Ягломом [1973], запишем равенство, в котором H – энтропия:

$$\frac{N!}{n_1! n_2! \dots n_k!} \cong 2^{HN} \quad (4.9)$$

Трудно определить научный приоритет использования формулы (4.6) применительно к экосистемам. По сведениям И.И. Дедю [1990], Р. Мак-Артур уже в 1955 г. для оценки степени структурированности биоценозов использовал общее уравнение энтропии произвольной системы, опубликованное К. Шенноном в 1947 г. В 1957 г. Р. Маргалеф постулировал теоретическую концепцию, согласно которой разнообразие соответствует неопределенности (т.е. энтропии) при случайном выборе видов из сообщества [Мак-

рушин, 1974а]. В результате этих работ большое распространение и повсеместное признание получил индекс Шеннона H , иногда называемый *информационным индексом разнообразия К.Шеннона* – У. Уивера.

При расчете энтропии H по Шеннону считается, что каждая проба – случайная выборка из сообщества, а соотношение видов в пробе отражает их реальное соотношение в природе. В качестве оценок вероятностей независимых событий p_i для формулы (4.6) могут быть использованы следующие апостериорные отношения:

- *удельная численность* i -го вида, как частное от деления его численности N_i на общую численность всех видов, взятых для анализа: $p_i = N_i / \sum N_i$;
- *удельная биомасса* i -го вида, как частное от деления его биомассы B_i на общую биомассу всех видов в пробе: $p_i = B_i / \sum B_i$.

Чуть позже Р. Маргалеф [Margalef, 1958], ссылаясь на формулу Л. Больцмана для энтропии изолированных термодинамических систем, предложил другое выражение для индекса разнообразия:

$$H = \frac{1}{N} 1.443 \cdot \ln \frac{N!}{n_1! + n_2! + \dots + n_N!}, \quad (4.10)$$

где $N!$ – факториальная величина всех исследуемых видов, $n_i!$ – факториал от числа особей каждого вида. Сопоставляя формулы (4.6) и (4.9), нетрудно увидеть, что (4.10) – просто иная форма расчета энтропии по Шеннону, не нашедшая, впрочем, широкого применения, поскольку, например, факториал от 34 составляет 3×10^{38} и является последним факториалом, вычисляемым на современном компьютере без использования специальных приемов.

Использование индекса Шеннона H в экологии связано с рядом его действительных и мнимых свойств, которые нам представляется интересным обсудить:

1. «Разнообразие в индексе Шеннона трактуется как приходящееся на одну особь количество информации, заключенное в распределениях по видам, особям, или энергии по трофическим связям» [MacArthur, 1955; цит. по: Одум, 1986]. Как уже было рассмотрено выше, энтропия H отражает лишь один единственный аспект – *степень выравненности вероятностей* независимых событий (т.е. степень неопределенности встретить какой-либо вид). Сама по себе используемая оценка вероятности $p_i = N_i / \sum N_i$ полностью исключает учет в H каких-либо данных об абсолютном количестве организмов, либо их биомассе. Одинаковые значения p_i получаются как при больших (2000/10000), так и при малых (2/10) численностях особей, поэтому в интерпретациях индекса можно говорить только об *относительном* характере распределения информационных связей, вещества и энергии по отдельным таксонам, не затрагивая особь. И, наконец, сама по себе концепция *независимости* событий, заложенная в оценке энтропии, не предполагает оценку каких-либо структурных взаимодействий между таксонами, тем более трофических связей между ними.
2. «Индекс Шеннона является мерой информации, содержащейся в экологической системе, подобно количеству информации в последовательности битовых сигналов в каналах связи» [Маргалеф, 1992]. Аналогия с каналами связи, где каждый очередной бит уменьшает неопределенность H передаваемого сообщения и одновременно увеличивает количество принятой информации I , достаточно поверхностна, ибо никому еще не удалось разложить данные об экосистеме в последовательность *взаимообусловленных* квантов информации. К тому же, энтропия H не вполне тождественна информации, а, с сугубо гносеологических позиций, является ее антиподом. И, наконец, информация о внутренней организации экосистемы, объективно присутствующая в структурах организмов, потоках между этими структурами, петлях обратной связи и проч., далеко не сводится только к разнообразию (тем более, к популяционной эквивалентности). Поэтому этот индекс, как заметил А.Ф. Алимов [2000], «скорее всего несет информационную нагрузку для исследователей, но не для экосистемы».
3. «Индекс Шеннона суммирует большое количество информации о численности и видовом составе организмов, учитывая число видов и степень их доминирования» [Алимов, 2000]. «Существенным достоинством индекса разнообразия является его полная независимость от биоценотического сходства сравниваемых сообществ и возможность оценки степени разнообразия каждого ценоза в отдельности» [Баканов, 2000а]. Действительно, существует прямая функциональная связь между H и числом видов в сообществе S – см. рис. 4.3. Если видовой

состав относительно невелик ($S < 30$), то на величину H преимущественно влияет значение количества видов, нежели характер эквитабельности числа особей. С увеличением $S > 60$ влияние числа видов на величину H существенно ослабевает. Параллельная зависимость индекса Шеннона от двух факторов биоразнообразия (видовой плотности и выравненности) является одновременно его достоинством и недостатком. Достоинство заключается в "комплексности" индекса, а недостаток – в том, что невозможно оценить по предъявленному значению, какой из этих двух факторов превалирует. Из сказанного вытекает практическое требование к корректности сравнения индексов Шеннона для различных биоценозов: размерность видового пространства сравниваемых структурных комплексов должно быть примерно одинаковой. Избежать этого можно, используя не все виды, найденные в пробе, а только некоторый "стандарт" из 10-15 преобладающих видов, составляющих приблизительно 90% общей численности или биомассы, так как именно они в конечном итоге определяют структуру и продуктивность сообщества [Баканов, 2000а].

Для элиминации влияния числа видов S Э. Пиелу [Pielou, 1966^M, 1975] предложила индекс выравненности экологических сообществ Пиелу:

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

который зависит только от равномерности распределения обилия по таксонам, поскольку представляет собой степень уклонения энтропии H от ее максимального значения $H_{max} = \log_2 (1/S)$ – см. кривую 1 на рис. 4.3.

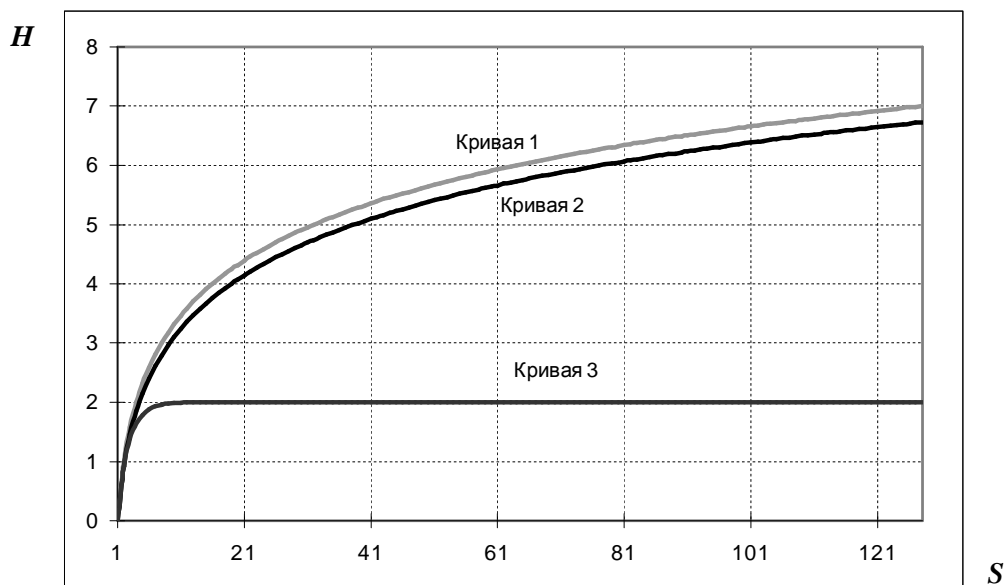


Рис. 4.3. Зависимость индекса Шеннона H от числа видов S (кривая 1 – график максимально возможных значений индекса - равномерное распределение численности по таксонам $\{1, 1, 1, 1, \dots\}$; кривая 2 – умеренное доминирование – заселенность таксонов в арифметической прогрессии $\{1, 2, 3, 4, \dots\}$; кривая 3 – сильное доминирование – заселенность таксонов в геометрической прогрессии $\{1, 2, 4, 8, \dots\}$)

4. «При вычислении индекса лучше оперировать не численностью видов, а биомассой, так как она полнее отражает разнообразие функциональных связей в общей энергетике сообщества. ...Главный недостаток индекса – малая чувствительность к редким видам» [Гиляров, 1969]. Понятия «лучше» или «хуже» являются в данном случае трудно формализуемой эвристической оценкой и полностью зависят от гипотезы биоразнообразия, принимаемой исследователем при расчете выравниваемых вероятностей p_i : будь то число особей, их масса или любая другая функция от тех или иных показателей. Можно предложить, например, следующую формулу для расчета $p_i = (N_i \cdot B_i)^{1/2} / \sum (N_i \cdot B_i)^{1/2}$, где $(N_i \cdot B_i)^{1/2}$ – индекс плотности населения [Дедю, 1990], которая будет гармонично сочетать оба фактора обилия. Для выделения редких видов, можно использовать любую, предварительно разработанную шкалу весовых коэффициентов α_i и рас-

считывать вероятности с учетом значимости отдельных таксонов $p_i = \alpha_i N_i / \sum \alpha_i N_i$. Возможны и иные конструкции оценок выравниваемости.

5. «Значения этого индекса тесно связаны со многими другими показателями экосистем: а) соотношениями стено- и эврибионтных видов, пищевых потребностей хищных и нехищных животных в сообществах, б) содержанием органических веществ в воде и некоторыми другими абиотическими факторами, с) значениями биотического индекса Вудивисса, отражающего степень загрязнения вод, д) биомассой организмов и через нее с продуктивностью популяций» [Алимов, 2000]. Не подвергая сомнению конкретные выведенные статистические закономерности, следует только подчеркнуть их вероятностный характер. Поскольку экосистемы представляют собой типичные "размытые" множества, особое внимание должно уделяться всестороннему анализу значимости рассчитанных корреляций. В частности, вывод, сделанный А.М. Гиляровым [1969] об обратной зависимости индекса Шеннона от биомассы по отношению к планктонным сообществам справедлив не для всех типов водоемов и, тем более, не всегда применим к другим типам гидробионтов. Так, данные о низкой значимости статистической связи H с биомассой, продукцией и ассимиляцией опубликованы нами, например, для донных сообществ малых рек Среднего Поволжья [Экологическое состояние..., 1997].
6. «Достоинством индекса Шеннона является независимость от какого-либо гипотетического распределения» [Гиляров, 1969]. «Индекс почти не зависит от величины пробы и характеризуется нормальным распределением; это обстоятельство позволяет использовать обычные статистические методы для проверки значимости различий между средним» [Одум, 1986]. Энтропия H зависит только (!) от "величины пробы": числа анализируемых видов N и вероятностей p_i (а через них – от характера распределения численностей или биомасс видов). В главе 5 будет показано, что логарифмирование любых исходных гидробиологических показателей (B и N , в частности), почти всегда существенно приближает характер распределения результирующих значений к нормальному гауссовскому закону.
7. «Аналогия энтропийной функции с информационным индексом разнообразия поверхностна, поскольку в биологическом смысле однородность может трактоваться и как "порядок", и как "беспорядок"» [Свирижев, Логофет, 1978]. «Следует искать не абсолютный, а условный максимум как однородности, так и разнообразия, соответствующий устойчивому развитию экосистем. При этом биологически осмысленным ограничением может быть, например, баланс сохранения субстратно-энергетических факторов, потребляемых сообществом» [Левич, 1980]. Действительно, гипотеза о максимуме биоразнообразия в результате выравниваемости плотностей популяций не соответствует представлениям о способе существования реальных экосистем: трудно представить себе устойчивое сообщество организмов, в котором каждый вид представлен одинаковой численностью или биомассой. В сообществах гидробионтов в результате эволюции образовались некоторые устоявшиеся соотношения численностей отдельных таксонов; например: в малых реках Самарской области на 1 особь Coleoptera в среднем обычно приходится 2 экз. Hemiptera, 3 экз. Bivalvia, 4 экз. Ephemeroptera, 8 экз. Chironomidae, 14 экз. Nematoda и 25 экз. Oligochaeta. Соотношения биомассы варьируется еще в большей степени: {1 : 3 : 10 : 50 : 400 : 2500 : 5000} для Coleoptera, Chironomidae, Oligochaeta, Bivalvia, Gastropoda, Unionidae и Dreissenidae, соответственно. Безусловно, под влиянием тех или иных факторов эти соотношения могут существенно меняться, но их объективная составляющая во многом определяется экологией, аллометрическими характеристиками особей отдельных видов, трофическими связями и проч. В любом случае, соотношении показателей обилия этих групп {1 : 1: ... :1 : 1}, оптимальное в смысле индекса Шеннона, для любого гидробиолога означает не оптимум биоразнообразия экосистемы, а признак экологической катастрофы...
8. «Внутреннее разнообразие экологической системы зависит не только от числа видов, входящих в ее состав, но и от того, насколько эти виды полифункциональны. При расчете индексов разнообразия популяции, принципиально отличающиеся по степени своей экологической полифункциональности, полностью приравниваются друг к другу, как если бы они приносили одинаковый вклад во внутреннее разнообразие» [Абакумов, 1987]. Предельная ясность формулировки освобождает нас от дальнейших комментариев.

9. «Как больцмановская энтропия в статистической физике, так и информационная энтропия в теории информации имеют смысл лишь для ансамблей из слабо взаимодействующих частиц или каких-либо других объектов. Введение энтропийной меры для таких множеств вполне обосновано. Но как только мы имеем дело с системами, элементы которых сильно взаимодействуют между собой, энтропийная мера уже неудовлетворительна. А биологические сообщества, где конкурентные взаимоотношения наиболее сильно проявляются вблизи положения равновесия и вся структура которых в основном определяется не характеристиками присущими собственно виду, а характеристиками межвидовых взаимоотношений, представляют собой именно системы с сильными взаимодействиями» [Свирижев, 1976]. "Прозрачность" и этого высказывания также не требует комментариев.

Очень простой метод оценки разнообразия предложен Р. Макинтошем [McIntoch, 1973; цит. по: Миркин и др., 1989] (индекс разнообразия Макинтоша):

$$H_M = \frac{S}{\left\{ \sum_{i=1}^S n_i^2 \right\}^{1/2}},$$

где n_i – оценка значимости каждого вида i (численность или биомасса), S – общее число видов. Возведение в квадрат значимости вида, естественно, "дает преимущество" в оценке разнообразия доминирующим видам (еще раз подчеркнем, что этот индекс является прекрасной иллюстрацией «индексологии» – почему не в кубе? не в пятой степени? и вообще, какое отношение имеет среднеквадратическая численность к биоразнообразию?..).

Другой подход к оценке разнообразия основан на подсчете количества возможных связей между внутренними элементами экосистемы, обеспечивающих ее единство и функционирование. Эти связи имеют смысл числа степеней свободы внутривидовых и межвидовых взаимодействий. В качестве меры связности может быть использован индекс разнообразия К. Гайни - Е. Симпсона [C.Gini, 1912^M; Simpson, 1949; Миркин и др., 1989], больше известный как индекс Симпсона, который имеет вид:

$$C = \sum (n_i / N)^2 \quad \text{или} \quad C = \sum \left[\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right], \quad (4.11)$$

где n_i – оценка значимости каждого вида (численность или биомасса), N – сумма оценок значимостей. Поскольку при возведении в квадрат малых отношений n_i / N получаются очень малые величины, индекс Симпсона тем больше, чем сильнее доминирование одного или нескольких видов. Глубинный смысл индекса Симпсона выясняется, если принять во внимание, что знаменатель $N(N-1)/2$ означает число возможных пар особей независимо от их принадлежности к определенному таксону, а числитель $n(n-1)/2$ – число возможных пар особей одного таксона [Алимов, 2000].

Р. Фишер с соавторами [Fischer et al., 1943^M] нашел, что логарифмический ряд хорошо передает распределение видов по их численности, и предложил функцию α как меру разнообразия:

$$\alpha_m = (\ln N_m - \ln N_1) / m$$

где N_m – численность вида m в ряду видов, ранжированных по численности, N_1 – численность первого вида с наивысшей численностью, m – порядковый номер вида в ряду 1, 2, 3, ..., m .

Другим выражением для значимости вида n_r в ряду от наименее значимого ($i = 1$) к наиболее значимому ($i = S$) является формула Р. МакАртура [MacArthur, 1957]:

$$n_r = N * \frac{\sum_{i=1}^r (1/s - i + 1)}{s},$$

где N – сумма некоторых показателей обилия, по которым сравниваются виды, S – число видов.

А. Корбет и К. Вильямс [Corbet, Williams, 1973; цит. по: Василевич, 1972] предложили уравнение, связывающее число видов S с числом видов в биоценозе:

$$S = \alpha * \log(1 + N / \alpha),$$

где \log – Неперов логарифм, а параметр α предлагается как показатель разнообразия. Значение α возрастает по мере увеличения доли редких видов (с небольшой плотностью) в общем видовом пространстве биоценоза.

М. Хилл с соавт. [Hill et al., 1975] для оценки биоразнообразия предложил семейство средних степенных кривых, где S – число видов, p_i – оценки вероятности:

$$R(\alpha) = \left[\sum_{i=1}^S p_i^\alpha \right]^{1/(1-\alpha)}. \quad (4.12)$$

Легко показать [Розенберг с соавт., 1999], что при разных значениях параметра α формулы (4.12) можно получить целый спектр индексов разнообразия, что свидетельствует об их "генетическом" родстве. Так, $R(0) = S$, $R(1) = f(H)$ – экспоненциальная версия индекса Шеннона, $R(2) = 1 / C$, где C – индекс Симпсона и т.д.

4.4. Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации

Система сапробности – эта та часть гидроэкологии, которая претендует на быструю и емкую оценку типа водоема в зависимости от соотношения обилий отдельных видов индикаторных организмов. Изначально в используемую классификационную терминологию был заложен определенный понятийный дуализм. С одной стороны – это *классификация организмов* по их сопротивляемости загрязнению (органической нагрузке, недостатку кислорода, присутствию соединений сероводорода), поскольку:

сапробность (от греч. *sapros* — гнилой) – «это комплекс физиологических свойств данного организма, обуславливающий его способность развиваться в воде с тем или иным содержанием органических веществ, с той или иной степенью загрязнения» [БСЭ, URL].

С другой стороны, – *классификация водоемов* по сапробности прямого отношения к той или иной "физиологической способности отдельных видов организмов" не имеет – это типичное районирование водоемов по соотношению двух конкурирующих абиотических факторов: "концентрации органических веществ естественного (в основном, детритного) характера" и "концентрации растворенного кислорода". Поскольку у нас нет данных, что в основание этой классификации были положены какие-то количественные показатели (например, соотношение скоростей деструкции органического вещества, кМоль/час , по двум механизмам: аэробному и анаэробному), то эту классификацию следует считать *феноменологической*, т.е. основанной на некотором словесном описании. Основные признаки такой классификации по 4 классическим зонам сапробности, предложенным Р. Кольквитцем и М. Марссоном [Kolkwitz, Marsson, 1902; Долгов, Никитинский, 1927], приведены в табл. 4.3.

Сам по себе (несколько пенитенциарный) термин «зона» возник из того обстоятельства, что в одном и том же водоеме могут быть участки (зоны) с разной сапробностью. Чаще всего это является естественным свойством водоема, не связанным с антропогенным воздействием. Например, в прибрежной зоне у топких берегов обычно располагается α -мезосапробная зона – здесь активно идут естественные процессы старения водоема, связанные с его зарастанием. Пробы воды, взятые с наиболее глубоких участков, дают нередко характерную полисапробную картину. Весь же водоем в целом с учетом характеристики разных жизненных форм, по субъективному мнению эксперта-гидробиолога, может быть охарактеризован, как переходный от β - к α -мезосапробному типу (впрочем, другой, не менее квалифицированный гидробиолог может сделать несовпадающую оценку). Таково свойство любых феноменологических классификаций: давать характеристики некоторому целому объекту, пользуясь только свойствами отдельных его частей (с этих позиций, например, окрас серой мыши совпадает со среднестатистическим окрасом черно-белой зебры).

Другим термином, связанным с системой сапробности, является «ступень», выведенная из феномена процессов самоочищения, являющихся неотъемлемой частью материально-энергетического баланса. Органические вещества, попадающие в водоем, разлагаются (преимущественно бактериями) на воду, углекислоту и минеральные составные части, служащие, в конце концов, питательными веществами для организмов более высокого порядка.

Основные феноменологические признаки зон сапробности

Зона	Баланс кислорода и органического вещества	Преобладающие виды гидробионтов
Олигосапробная зона	<ul style="list-style-type: none"> - Практически чистые водоемы: цветения не бывает, содержание кислорода и углекислоты не колеблется. - На дне мало детрита, автотрофных организмов и бентосных животных (червей, моллюсков, личинок хирономид). 	<p>Встречаются водоросли <i>Melosira itallica</i>, <i>Draparnaldia glomerata</i> и <i>Draparnaldia plumosa</i>, коловратка <i>Notholka longispina</i>, ветвистоусые рачки <i>Daphnia longispina</i> и <i>Bythotrephes longimanus</i>, личинки поденок, веснянок, рыбы стерлядь, голяян, форель.</p>
β-мезосапробная зона	<ul style="list-style-type: none"> - Содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток: днем избыток кислорода, дефицит углекислоты; ночью – наоборот. - Нет нестойких органических веществ, произошла полная минерализация. - Ил желтый, идут окислительные процессы, много детрита. 	<ul style="list-style-type: none"> - Много организмов с автотрофным питанием, высокое биоразнообразие, но численность и биомасса невелика. - Наблюдается цветение воды, так как сильно развит фитопланктон. Сапрофитов - тысячи клеток в 1 мл, и резко увеличивается их количество в период отмирания растений. - Встречаются: диатомовые водоросли <i>Melosira varians</i>, <i>Diatoma</i>, <i>Navicula</i>; зеленые <i>Cosmarium</i>, <i>Botrytis</i>, <i>Spirogira crassa</i>, <i>Cladophora</i>; много протококковых водорослей. Впервые появляется роголистник <i>Ceratophyllum demersum</i>. Много корненожек, солнечников, червей, моллюсков, личинок хирономид, появляются мшанки. Встречаются ракообразные и рыбы.
α-мезосапробная зона	<ul style="list-style-type: none"> - Протекают окислительно – восстановительные процессы, начинается аэробный распад органических веществ, образуется аммиак, углекислота; - Кислорода мало, но сероводорода и метана нет. - БПК₅ составляет десятки миллиграмм в литре. - Железо находится в окисной и закисной формах. - Ил серого цвета и в нем содержатся организмы, приспособленные к недостатку кислорода и высокому содержанию углекислоты. 	<ul style="list-style-type: none"> - Преобладают растительные организмы с гетеротрофным и миксотрофным питанием. - Количество сапрофитных бактерий определяется десятками и сотнями тысяч в 1 мл. - Отдельные организмы развиваются в массе: бактериальные зооглеи, нитчатые бактерии, грибы, из водорослей – осциллятории, стигеоклониум, хламидомонас, эвглена. - Встречаются в массе сидячие инфузории (<i>Carchesium</i>), коловратки (<i>Brachionus</i>), много окрашенных и бесцветных жгутиковых. В илах много тубифицид (олигохеты) и личинок хирономид.
Полисапробная зона	<ul style="list-style-type: none"> - Дефицит кислорода: он поступает в поверхностный слой только за счет атмосферной аэрации и полностью расходуется на окисление. - В воде содержится значительное количество нестойких органических веществ и продуктов их анаэробного распада, в основном, белкового происхождения, а также сероводород и метан. - Процессы фотосинтеза угнетены. На дне кислорода нет, много детрита, идут восстановительные процессы, железо присутствует в форме FeS, ил черный с запахом H₂S. 	<ul style="list-style-type: none"> - Очень много сапрофитной микрофлоры. - Хорошо развиты гетеротрофные организмы: нитчатые бактерии (<i>Sphaerotilus</i>), серные бактерии (<i>Beggiatoa</i>, <i>Thiothrix</i>), бактериальные зооглеи (<i>Zoogloea ramigera</i>), простейшие - инфузории (<i>Paramecium putrinum</i>, <i>Vorticella putrina</i>), бесцветные жгутиковые, олигохеты <i>Tubifex tubifex</i>, водоросль <i>Polytoma uvella</i>.

Примечание: греч. *oligos* – немногий, *mesos* – средний, *poly* – многий.

Фазы процесса самоочищения следуют в проточной воде во времени и в пространстве друг за другом, характеризуясь различным составом биоценозов, через последовательные ступени от анаэробного гниения полисапробной зоны к первоначальной чистоте олигосапробной зоны. Между ними α–мезосапробность выражает нарастание аэробных механизмов деструкции, а β–мезосапробность – завершение этого процесса, свидетельствуя о минерализации.

Для каждой зоны сапробности можно выделить тесно связанное с ней подмножество видов гидробионтов, которые считаются ее индикаторами. Именно это обстоятельство породило иллюзию того, что в основании сапробиологической классификации водоемов лежат именно "биоло-

гические" факторы, а не механизмы деструкции органического вещества. Считается [Абакумов с соавт., 1981], что именно по соотношению индикаторных организмов достигается более быстрая, точная и дешевая классификация водоема, по сравнению, например, с методами химического анализа. На практике же, чаще всего, применяется обратный подход: зоны сапробности оцениваются на основании опыта исследователя или с использованием инструментальных методов контроля, а найденные индикаторные виды лишь иллюстративно подтверждают уже сделанный вывод.

Как отмечалось в разделе 3.6, О.П. Оксикюк и В.Н. Жукинский в своих классификационных таблицах (табл. 3.17) соотнесли две шкалы: сапробности и трофности. Если под сапробностью понимается интенсивность органического *распада*, то трофность означает интенсивность органического *синтеза*. В природе оба процесса – органический синтез и распад – существуют параллельно и состоят друг с другом в многократном взаимодействии, что позволяет говорить об аналогии ступеней сапробности и трофики: "олигосапробность – олиготрофия", "β-мезосапробность – мезотрофия", "α-мезосапробность – эвтрофия" и "полисапробность – гипертрофия". Эта аналогия привлекательна тем, что создает предпосылку к устранению одной из классификаций, как ненужного дублирующего звена. В худших конкурентных условиях находится система сапробности, как основанная на весьма "размытых" разделяющих факторах, когда как классификация по трофике жестко связана с концентрациями биогенных элементов. В то же время, ряд исследователей подчеркивает неполное совпадение форм трофики и сапробности, особенно в мезосапробных зонах и для непроточных водоемов.

Система Кольквитца–Марссона была разработана применительно к условиям загрязнения вод средней Европы в начале века. В настоящее время характер и степень загрязнения водоемов изменились, в основном за счет интенсификации антропогенного воздействия. Это явилось причиной расширения "классической" классификации в двух основных направлениях:

- появление новых зон "чище" олигосапробной и "грязнее" полисапробной;
- выделение дополнительных зон на принципиально новой классификационной основе.

Наиболее широкая ревизия "классической" системы была выполнена В. Сладечеком [Sládeček, 1965, 1967^M], который включил в классификацию абиотические зоны, а внутри полисапробной выделил три зоны – изосапробную (преобладание цилиат над флагеллятами), метасапробную (преобладание флагеллят над цилиатами) и гиперсапробную (отсутствие простейших при развитии бактерий и грибов). Наконец, была сделана методологически решительная попытка [Sládeček, 1969^M] сравнения некоторых бактериологических и химических показателей с отдельными ступенями сапробности и предложена общая "биологическая" схема качества вод (табл. 4.4).

К системе Сладечека, в силу того, что некоторые выделенные им зоны "не поддаются биологической характеристике", наблюдается весьма критическое отношение (особенно в немецкоязычных странах): «Самым решительным возражением против номенклатуры, представленной Сладечеком, является то, что она представляет систему, которая является биологической только потому, что включает ступени "старой" системы сапробности Кольквитца и Марссона» [Kaspers, 1977^M]. На наш взгляд, это отношение – не более чем проявление "терминологической войны", вызванной большим понятийным люфтом слова «сапробность», не вполне осторожно использованного В. Сладечеком в своей, в целом достаточно полной и убедительной, хотя и не во всем аккуратной классификации.

Все системы сапробности учитывают фактически только нетоксичные органические загрязнения, которые влияют на организмы в первую очередь через изменение кислородного режима. Для учета влияния токсических органических и неорганических соединений делаются попытки разработать шкалы токсобности и затем объединить их со шкалами сапробности в единую шкалу сапротоксобности, причем существуют противоположные мнения о возможности такого объединения.

В.А. Алексеев [1984б] отмечает наличие единой неспецифической реакции организмов в филогенезе на любое внешнее воздействие и считает предложенную им шкалу макробеспозвоночных индикаторов универсальной не только для различных видов антропогенного загрязнения вод, но и для всего комплекса повреждающих факторов в целом. По мнению Л.П. Брагинского [1981], «...сейчас можно в общем виде утверждать, что токсобность гидробионтов в целом соответствует их сапробности и что виды, устойчивые к органическому загрязнению, в целом устойчивы и к загрязнениям токсическим».

Таблица 4.4

Ориентировочное сравнение некоторых бактериологических и химических показателей с отдельными степенями сапробности по В. Сладечку [1967^М, 1969^М]

Категория вод	Степень сапробности	Индекс сапробности	Психрофильные бактерии, в мл	Кол-во бактерий	Концентрация, в мг/л			Специфические вещества и показатели
					БПК ₅	O ₂	H ₂ S	
Катаробная	Катаробность		< 5·10 ²		0	Разное	0	Остаточный хлор
Лимносапробная	Ксеносапробность	0 – 0.5	10 ³	10 ⁴	1	> 8	0	
	Олигосапробность	0.51 – 1.5	10 ⁴	5·10 ⁴	2.5	> 6	0	
	β-мезосапробность	1.51 – 2.5	5·10 ⁴	10 ⁵	5	> 4	0	
	α-мезосапробность	2.51 – 3.5	25·10 ⁴	10 ⁶	10	> 2	0	
	Полисапробность	3.51 – 4.5	2·10 ⁶	3·10 ⁷	50	> 0.5	Следы	Eh < 200 mV
Эусапробная	Изосапробность	4.51 – 5.5	10 ⁷	3·10 ⁹	400	Следы	< 1	Eh от 50 mV до 200 mV
	Метасапробность	5.51 – 6.5	10 ⁸	10 ¹⁰	700	0	< 100	Eh < 50 mV
	Гиперсапробность	6.51 – 7.5	10 ⁹	10 ⁶	2000	0	< 10	Птомаины
	Ультрасапробность	7.51 – 8.5	10	0	120000	0	0	
Транссапробная	Антисапробность		0		0	Разное	0	Токсические вещества
	Радиосапробность		Разное		Разное	Разное	0	Радиоактивные вещества
	Криптосапробность		Разное		Разное	Разное	0	Физические факторы

В 1947 г. для вод, загрязненных токсическими стоками, был предложен термин «антисапробная зона» [Z. Sugus^М]. В 1973 г. Л.А. Лесниковым было выделено 4 зоны: олиго-, α-мезо-, β-мезо- и политоксичная. Эта система противопоставляет загрязняющие вещества, имеющие аналогию по их действию в природе (органические вещества, биогенные соли, хлориды и сульфаты щелочных и щелочноземельных металлов), веществам, в природе не встречающимся. В 1985 г. те же зоны берет за основу в своей классификации Л.П. Брагинский (см. раздел 3.6).

В.И. Жадиным [1964] было предложено экспериментально обосновать и параллельно использовать сразу три шкалы индикаторных организмов: «Если для сапробных организмов, характерна реакция на гниющие органические вещества, то появление в воде токсических веществ (минеральных или органических ингредиентов) создает обстановку отравления организмов, не имеющую себе аналогов при органических источниках загрязнения... Поэтому необходимо принять и теоретически обосновать три шкалы степеней загрязнения и соответственно три шкалы показателей загрязнения: 1) шкалу сапробности (по Р. Кольквитцу и М. Марссону), 2) токсобности... и 3) сапротоксобности... Под токсобностью, – указывал далее Жадин, – мы понимаем свойство организмов существовать в водах, содержащих то или иное количество токсических веществ минеральной или органической природы, и способных использовать часть этих веществ себе в пищу или сорбировать на своей поверхности или внутри тела. В зависимости от степени загрязнения водоема токсичными веществами можно различать зоны токсобности: политоксобную, мезо-

токсобную и олиготоксобную, заселяемые организмами, выносящими соответственно сильную, среднюю и слабую степени токсического загрязнения водоема... В основу деления организмов по степени токсобности должны быть положены экспериментальные и полевые исследования в области водной токсикологии» (подчеркнуто нами).

Наиболее широко в России применяется система сапротоксобности, разработанная для водоемов и водотоков Кольского Севера В.А. Яковлевым [1984, 1988, 1998]. Она учитывает характер загрязнений, вносимых разнопрофильными (в первую очередь, горнодобывающими) предприятиями региона. Составлен список видов-индикаторов сапротоксобности и отдельно список видов-индикаторов закисления водоемов [Яковлев, 1984, 1988]. Индикаторное значение видов устанавливалось, с одной стороны, на основе индикации сапробности (т.е. органического загрязнения), с другой стороны – на высокой чувствительности отдельных видов животных к различного рода токсическим веществам. Предложенные методы рекомендованы и нашли свое широкое применение на водоемах Северо-Запада России как самостоятельно, так и в составе интегрального показателя Е.В. Балускиной [1997].

Поиск новых форм классификаций водоемов, либо расширение классической системы имеют под собой серьезное фактологическое основание – в условиях смешанного загрязнения применение систем сапробности чрезвычайно затруднено в связи с изменением индикаторной значимости отдельных видов в присутствии токсических веществ. Однако, специфическую и, во многом, обоснованную негативную реакцию, типа "Причем же тут сапробность?" вызывают использованные новообразованные словоформы «токсобность» и «сапротоксобность».

Во-первых, гидрохимические показатели с большим трудом соотносимы с комплексными биологическими реакциями, т.к. химический анализ все же исследует *свойства воды*, в то время, как сапробиологический анализ характеризует *водоем в целом*. На структуру и функциональные внутрисистемные связи водного сообщества влияют не только (вернее, не столько) химические параметры, сколько физико-географические особенности водоема, не описываемые ни прямо, ни косвенно результатами химического анализа. В частности, вслед за В. Сладечком, многие авторы приводили результаты своего "тарирования" зон сапробности относительно предельных значений химических и бактериологических показателей. Проведенный анализ показал, что граничные значения зон в версиях различных авторов по некоторым компонентам могут отличаться в десятки раз [Брагинский, 1985].

Во-вторых, как было показано в главе 3, не существует "токсичности вообще" (а следовательно, и "токсобности вообще"), а существуют сотни и тысячи химических веществ, попадающих в природные водоемы и обладающих различным и глубоко специфическим механизмом вредного действия на живые организмы. Это отмечал еще Ю. Одум [1975], когда формулировал положения, дополняющие принцип Либиха – Шелфорда: *«организмы могут иметь широкий диапазон толерантности в отношении одного фактора и узкий в отношении другого»*. Имеются многочисленные полевые и экспериментальные доказательства того, что даже простейшие организмы, устойчивые к одному виду загрязнения или фактору среды, не обязательно будут устойчивыми по отношению к другим факторам [Хокс, 1977^b]. Большинство исследователей полагает, что индикаторные организмы не могут быть одинаково чувствительными ко всем типам загрязнения: биогенными веществами, нефтепродуктами, тяжелыми металлами, детергентами, пестицидами и т.п. [Washington, 1984^b]. Л.П. Брагинский [1985] приходит к выводу, что *«принципиальные различия между "обычным" органическим загрязнением и токсическим не позволяют строить систему классификации токсичных вод как простой аналог системы сапробности, основанный на учете способности организмов существовать в токсичной среде, поскольку в такой среде большинство гидробионтов вымирает. Видов, предпочитающих токсические среды (особенно при загрязнении ксенобиотиками), в отличие от сапробных, в природе не существует»*. Таким образом, речь может идти только об определенной степени резистентности отдельных видов к отдельным типам токсиантов.

В-третьих, даже в условиях четырех зон для выяснения вопроса, какая сапробная валентность подходит отдельным видам, никаких точных ориентиров не существует. Иногда один и тот же вид животных разными авторами характеризуется в диапазоне от олиго- до полисапробного [Полищук с соавт., 1984^b]. Выделение же зон, аналогичных сапробным, по каждому отдельному химическому компоненту (а в идеале – и для различных комбинаций ингредиентов) приведет к тому, что систем классификации будет никак не меньше, чем самих гидробиологов. В конечном ито-

ге, все больше сторонников окажется у другого крайнего мнения: "Тут вообще нет никакой системы".

И, наконец, апологией здравого смысла можно считать фразу «Претензия на точность находится в вопиющем противоречии с основами, а именно, с точностью видового диагноза, количественным учетом наличности и экологической классификацией принятых для вычисления индикаторных видов» [Kaspers, 1977^M].

Оценка зон сапробности по показательным организмам.

Р. Кольквитц и М. Марссон были не только пионерами в создании системы показательных организмов для оценки степени сапробности вод, но и дали списки видов-индикаторов, характерных для каждой из зон [Kolkwitz, Marsson, 1908^M, 1909^M]. В дальнейшем, в течении всего XX-го века, накапливалась библиография, расширяющая и уточняющая таблицы видовых коэффициентов сапробности.

Г.И. Долгов и Я.Я. Никитинский [1926^M, 1927], обобщив опыт отечественных и зарубежных исследователей, внесли некоторые изменения в списки Кольквитца–Марссона. Эти списки в сокращенном виде приводят также В.И. Жадин и А.Г. Родина [1950^M]. Х. Либман [Liebmann, 1951^M, 1962^M] провёл ревизию системы Кольквитца–Марссона и опубликовал перечень показательных видов с описанием экологических условий, в которых эти виды встречаются.

В имеющейся библиографии видное место занимает основополагающая работа В. Сладечека [1973], содержащая наиболее полный список, включающий около 2000 видов и обобщивший результаты исследований С. Обра [Obr, 1956^M], Х. Диттмара [Dittmar, 1959^M], М. Зелинки, П. Марвана и Ф. Кубичека [Zelinka et al., 1959^M; Zelinka, Marvan, 1961^M; Zelinka, Sladeczek, 1964^M], А. Сладечковой [Sladeczkova, Sladeczek, 1966^M], А.Н. Смирновой [1965^M], Г. Бикка и С. Кунце [Bick, Kunze, 1971^M] и других исследователей. Варианты списков видов-индикаторов даны в сборниках, изданных в ГДР и СЭВ [Ausgewalte, 1972^M; Унифицированные методы..., 1977], указателе А.В. Макрушина [1974] и др. Дополнения и видоизменения систем индикаторов сапробности вод предлагаются в работах Л.А. Кутиковой [1976], В.Н. Никулиной [1976], Т.В. Хлебович [1976], Н.П. Финогеновой [1976], А.Г. Охупкина и Г.В. Кузьмина [1978], Е.В. Пастуховой [1978], П.А. Цимдиня [1979], И.К. Тодераша [1984], Е.В. Балускиной [1987].

Результаты биологического анализа, представленные в форме списков индикаторов, всегда, в большем или меньшем количестве, содержат виды, относимые к разным зонам сапробности, что осложняет однозначную оценку качества вод. Для преодоления этого затруднения предложены методы, позволяющие оценить среднюю сапробность биоценоза и облегчающие понимание результатов биологического анализа.

Мем № 23: «Следует отметить и то, что индексы сапробности описывают степень загрязнения среды лишь в качественных категориях. Правда, внешне индексы выглядят количественными характеристиками, но это достигается лишь путем обозначения качественных состояний условными величинами, которые трудно интерпретируются при математическом моделировании» А.С. Константинов [1981].

Графо-аналитический метод Г. Кнеппе

Метод представления результатов биологического анализа в графической форме предложил Г. Кнепп [Knopp, 1954^M, 1955^M]. Количество встреченных в пробе особей видов-индикаторов системы Кольквитца–Марссона оценивается Г. Кнеппом по семибальной системе: 1 - единично, 2 - мало, 3 - от мало до средне, 4 - средне, 5 - от средне до много, 6 - много и 7 - массово. Раздельно подсчитываются суммы баллов олиго-, β-мезо-, α-мезо- и полисапробных видов. Найденные суммы откладываются на вертикальной оси, причем суммы баллов олиго- и β-мезосапробов принимаются за положительные, а α-мезо- и полисапробов – за отрицательные величины. На горизонтальной оси откладывается расстояние между станциями. В результате соединения соответствующих точек прямыми линиями получается фигура (см. рис. 4.4), состоящая из 4 частей, которая показывает для каждого створа обследованной реки соотношение видов-индикаторов.

На графике легко может быть получена кривая "среднего балла", соединяющая точки, соответствующие центрам тяжести фрагментов фигуры и показывающая, по мнению Кнеппа, к какой ступени сапробности следует отнести тот или иной участок реки. Согласно *принципу псевдоком-*

пенсации (см. раздел 1.5) средний балл по Кнеппу с большой вероятностью гарантирует отнесение практически любой реки к одной из двух мезосапробных зон.

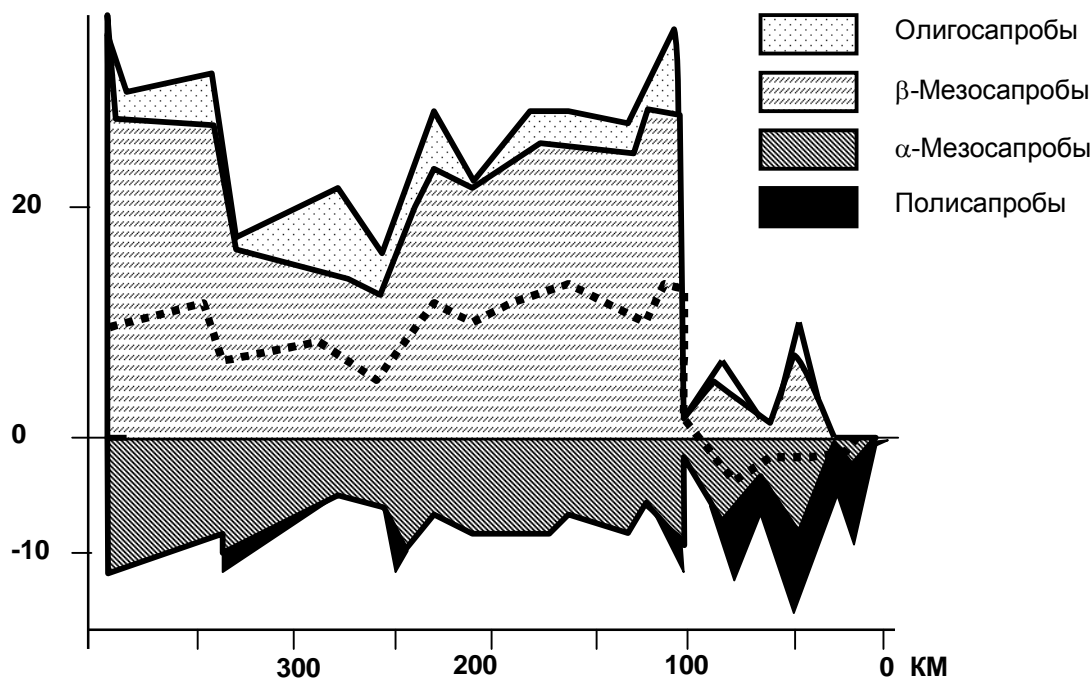


Рис.4.4. Пример диаграммы Г. Кнеппе – биологический разрез качества воды р. Майн в июле 1954 г.

Г. Кнепп рекомендует для углубленного анализа изменения качества воды по участкам водоемов использовать графики двух индексов, выражающих относительную долю видов индикаторов, причисляемых к двум смежным зонам сапробности:

- Индекс относительной чистоты = $100 \Sigma (o + \beta) / \Sigma (o + \beta + \alpha + p)$;
 - Индекс относительной загрязненности = $100 \Sigma (\alpha + p) / \Sigma (o + \beta + \alpha + p)$,
- где o , β , α , p – баллы встречаемости олиго-, β-мезо-, α-мезо- и полисапробных видов.

Система координат С. Головина [Golowin, 1968^M]

Этот метод основан на векторном способе нахождения средней сапробности обследуемой пробы с помощью специальной диаграммы, условно названной автором «системой координат» (см. рис. 4.5). Диаграмма представляет собой полуокружность, на которой каждой зоне сапробности отводится сектор размером $\pi/4$ (негласно предполагается, что разные зоны сапробности равны между собой). При этом диапазоны угловых координат и биссектрисы секторов для каждой зоны сапробности имеют следующие значения:

Зона сапробности	Угол сектора	Угол биссектрисы
Полисапробная зона	От 0 до $\pi/4$	$\pi/8$
α-мезосапробная зона	От $\pi/4$ до $\pi/2$	$3/8\pi$
β-мезосапробная зона	От $\pi/2$ до $3/4\pi$	$5/8\pi$
Олигосапробная зона	От $3/4\pi$ до π	$7/8\pi$

По методу Головина абсолютное количество особей видов-индикаторов разных зон сапробности, найденное в 1 л воды, наносится на биссектрису соответствующего сектора таким образом, чтобы длины всех векторов были бы пропорциональны численностям каждого класса. Полученные на осях сапробностей отрезки складываются по правилу сложения векторов и находится угол наклона ϕ среднего вектора S_{res} , показывающий, к какой ступени сапробности следует отнести данную пробу.

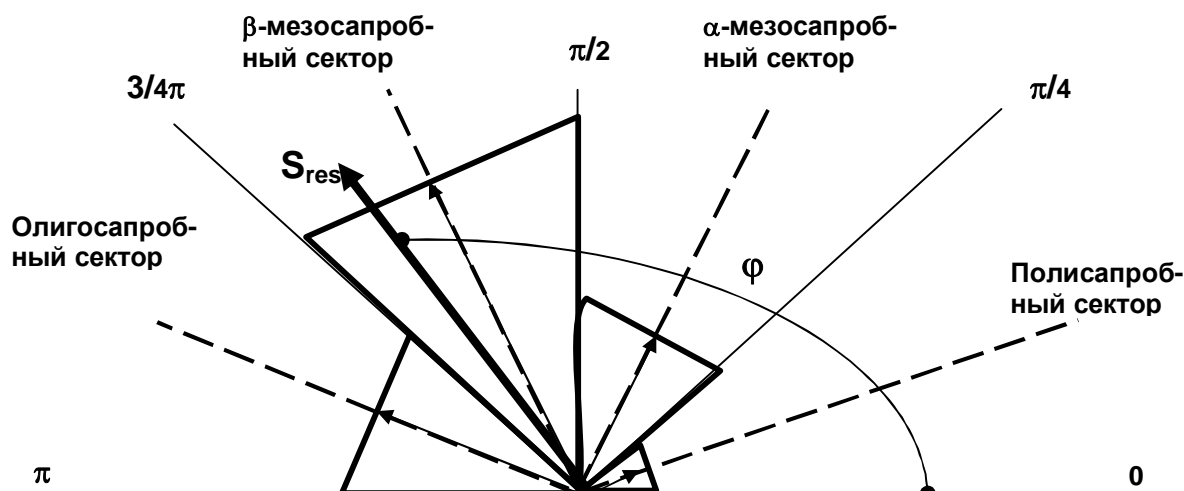


Рис.4.5. Графическое изображение "системы координат" осей и границ сапробного спектра по С. Головину

Само по себе графическое сложение векторов путем соотношения площадей равнобедренных треугольников, относящихся к разным ступеням сапробности, представляет собой достаточно кропотливую работу, для проведения которой С. Головин приводит специальную расчетную таблицу.

Наш комментарий. Эту работу можно вполне облегчить, если воспользоваться аналитическим выражением для сложения векторов, известным из начального курса высшей математики, которое легко преобразуется к следующей простой формуле:

$$\operatorname{tg}(\varphi) = \frac{(h_p + h_o) \cdot \sin(\pi/8) + (h_\beta + h_\alpha) \cdot \cos(\pi/8)}{(h_p - h_o) \cdot \cos(\pi/8) + (h_\beta + h_\alpha) \cdot \sin(\pi/8)}, \quad (4.13)$$

где $h_p, h_\beta, h_\alpha, h_o$ – численности организмов соответствующих зон сапробности. Для примера, представленного на рис. 4.5, при $h_p = 14, h_\beta = 34, h_\alpha = 70, h_o = 45$ имеем:

$$\operatorname{tg}(\varphi) = \frac{(14 + 45) \cdot 0.383 + (34 + 70) \cdot 0.924}{(14 - 45) \cdot 0.924 + (34 - 70) \cdot 0.383} = -2.798$$

Отсюда $\varphi = 0.61\pi = 110^\circ$, что согласно приведенным выше диапазонам соответствует β -мезосапробной зоне.

В. Сладечек видоизменил метод С. Головина применительно к своей биологической схеме качества вод, представленной в табл. 4.4, в результате чего 180° делятся не на 4, а на 9 ступеней сапробности.

Индекс сапробности по Р. Пантле и Г. Букку [Pantle, BUCK, 1955^M; Pantle, 1956^M].

Для количественной оценки способности гидробионта обитать в воде с тем или иным содержанием органических веществ было введено некоторое условное численное значение – *индикаторная значимость* s_i (иной термин – *индивидуальный индекс сапробности i-го вида*). Выражаясь менее образно, Р. Пантле и Г. Букк, основываясь на обширных к тому времени списках показательных видов по сапробности, предложили заменить греческий термин на соответствующее число: $s_i = \{1 \text{ для олигосапробов, } 2 \text{ для } \beta\text{-мезосапробов, } 3 \text{ для } \alpha\text{-мезосапробов, } 4 \text{ для полисапробов}\}$.

Тогда для каждой произвольной гидробиологической пробы по всем видам, встретившимся в справочниках, можно вычислить средневзвешенный индекс сапробности, характеризующий степень загрязнения в точке измерения:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^N (s_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^N h_i}, \quad (4.14)$$

где N – число выбранных видов-индикаторов; h_i – относительная численность i -го вида.

Зона сапробности для биоценоза оценивается по S так же, как s_i – числом от 1 до 4 с округлением до ближайшего значения.

Для статистической достоверности результатов необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее двенадцати индикаторных организмов с общим числом особей не менее тридцати.

В. Сладечек, расширивший систему Кольквитца–Марссона, предложил несколько изменить значение индекса для зон сапробности и принять его значения для наиболее загрязненных (эусапробных) вод от 4.51 до 8.5, а для чистых, ксеносапробных вод от 0 до 0.5 (см. табл. 4.4).

Неоднозначны взгляды различных авторов на оценку показателя обилия h_i :

- Р. Пантле и Г. Букк предложили следующие относительные градации – { 1 – случайные находки, 3 – частая встречаемость, 5 – массовое развитие };
- В. Сладечек в своей модификации метода прибегает к более дробной детализации – { 1 – очень редко, 2 – редко, 3 – нередко, 5 – часто, 7 – очень часто, 9 – массовое развитие };
- Н.А. Дзюбан и С.П. Кузнецова [1981] считают, что наименьшие искажения будут, если включать в формулу (4.14) вместо относительных баллов h фактическое количество особей.

Наши комментарии. Очевидно, что с методологической точки зрения все три рассмотренных метода (Кнеппе, Головина и Пантле-Букка) используют совершенно идентичный подход: выбирается некоторый "экватор", а именно – граничная линия между β - и α -мезосапробными зонами, после чего рассчитывается, насколько далеко "сапробный центр тяжести" тестируемого биоценоза отстоит от этого "экватора". Различия лишь в условиях нормировки и численном выражении для точки граничного отсчета: для Г. Кнеппе – это 0, С. Головина – $\pi/2$, Р. Пантле и Г. Букка – 2.5. Можно утверждать, что при сравнительном анализе все три метода дадут совершенно идентичные результаты. Важно другое – ни один из этих методов не дает несмещенную оценку принадлежности изучаемого водоема к классам сапробности, а только меру расстояния "сапробного центра тяжести" от граничной черты. В результате этого при расчетах сапробности водоемов наиболее часто встречаются мезосапробные зоны.

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном

Многие виды-индикаторы встречаются в водах двух или даже трех ступеней или зон сапробности, что является причиной неопределенности при установлении средней сапробности биоценоза. Чтобы уточнить результаты биологического анализа, М. Зелинка и П. Марван [Zelinka, Marvan, 1961^M, 1966^M] ввели понятие вектора *сапробных валентностей* вида, который показывает, в какой мере вид характерен для той или иной ступени сапробности. Сапробные валентности теоретически совпадают с оценками *распределения вероятности* встречаемости вида в каждом из индицируемых классов и выражаются одной или несколькими цифрами, сумма которых для вида равна 10. Например, вид *Vaëtis gemellus* (см. табл. 4.5) характерен для двух ступеней сапробности, но в большей степени для ксеносапробной ступени. Сапробные валентности обосновываются авторами на основании многолетней регистрации сборов, сравнения их с химическими анализами и с литературными данными, хотя конкретный математический алгоритм их расчета не был нами установлен (по-видимому, он носит субъективный характер).

Чтобы подчеркнуть роль (*дискриминирующую важность*) отдельных видов при оценке степени загрязнения, Зелинка и Марван вводят шкалу индикаторного веса J , который оценивается для каждого вида в баллах от 1 до 5. Индикаторные веса J_i предлагается вычислять, ориентируясь на характер распределения сапробных валентностей по классам. Например, индикаторный вес $J = 5$ присваивается хорошим индикаторам, если все 10 баллов сапробной валентности распределены в одной зоне сапробности. Если валентности равномерно распределяются по классам, то такие виды считаются индифферентными или плохими индикаторами и получают небольшой балл.

Пусть $\kappa = \{1, 2, \dots, n\}$ – множество классов сапробности, $i = \{1, 2, \dots, m\}$ – множество индикаторных видов. Если для каждого вида определены значения коэффициентов a_{ik} (сапробные ва-

лентности), J_i (индикаторные веса), а для произвольной гидробиологической пробы измерены значения количества видов h_i , то можно предположить, что средневзвешенная сапробная валентность сообщества A_k , рассчитанная как

$$A_k = \frac{\sum_i a_{ik} \cdot h_i \cdot J_i}{\sum_i h_i \cdot J_i}, \quad (4.15)$$

является эффективной и несмещенной оценкой принадлежности пробы к k -му классу (см. табл. 4.5).

Таблица 4.5

Извлечение из описки индикаторов сапробности М. Зелинка и П. Марвана (закрашено) и пример расчета средневзвешенных сапробных валентностей

Наименования индикаторных видов	Сапробные валентности по классам (зонам) a_{ik}					Индикаторный вес J_i	Количество особей h_i
	Ксеносапробная	Олигосапробная	β -мезосапробная	α -мезосапробная	Полисапробная		
Подёнки							
<i>Ameletus inopinatus</i>	10					5	69
<i>Baëtis gemellus</i>	7	3				3	31
<i>Baëtis pumilus</i>	1	4	4	1		1	30
<i>Baëtis rodani</i>	3	3	3	1		1	42
<i>Ephemera danica</i>	1	4	4	1		1	8
Суммы $\sum a_{ik} h_i J_i$	4265	557	278	80			
Сумма $\sum h_i J_i$						518	
Средневзвешенные сапробные валентности A_k	8.23	1.08	0.54	0.15			

При подстановке в формулу (4.15) показатель относительной численности индикаторных видов h_i может быть выражен в абсолютном числе экземпляров, относительных уровнях обилия в баллах или в процентных отношениях.

Метод Зелинки и Марвана явился серьезным методологическим шагом вперед по сравнению с обезличенным и явно деформированным в сторону "экватора" "сапробным центром тяжести" в интерпретации Р. Пантле и Г. Букка. Вектор значений $A = \{A_x, A_o, A_\beta, A_\alpha, A_p\}$ следует понимать как картину сапробных условий в сообществе. Положение наивысшего значения в этом ряду определяет, какую степень сапробности водоема характеризует изучаемое сообщество. Соседние величины позволяют судить о том, в какую сторону возможны отклонения.

Представленный метод является наиболее усовершенствованной модификацией системы Кольквитца и Марссона, в результате чего стало общепринятым приводить списки индикаторов сапробности с указанием сапробных валентностей и индикаторного веса видов. Однако считается, что возможность широкого применения метода ограничена тем, что сапробные валентности и индикаторный вес могут быть различны в разных районах, а сами по себе цифры, характеризующие сапробные валентности недостаточно надежны.

Вряд ли такая аргументация логична, поскольку предметом метода является сам метод (т.е. техника расчетов), а не готовые таблицы индикаторных видов, полученные 40 лет назад на реках Средней Европы. Без сомнения, при изменении пространственно-временного аспекта эти таблицы претерпевают серьезные модификации: появляются новые виды-индикаторы, либо коренным образом изменяется индикаторная роль уже имеющихся видов. Поэтому понятно стремление исследователей-гидробиологов, накопивших значительный массив экспедиционных данных, провести самостоятельные расчеты индикаторных валентностей с учетом региональных особенностей гидробионтов, характера загрязнений и типологии водоемов. Как продельвается эта работа,

описано, например, П.Я. Цимьдином [Гидробиологический, 1981]. Им предложена формула вычисления сапробных валентностей для произвольного вида с использованием его численности N и встречаемости D_i в основных зонах сапробности ($o-p$):

$$a_{ik} = \frac{N_k \cdot D_{ik}}{\sum_{k=p}^o N_k \cdot D_{ik}} \cdot 10, \quad (4.16)$$

где встречаемость $D_i = m_i / M$; m_i – число проб, в которых был найден вид i ; M – общее число проб.

Модификация индекса сапробности по Дж. Ротшейну

Дж. Ротшейн [Rotschein, 1959^M], предложил формулу, отличающуюся от механизма расчета средневзвешенной сапробности по Р. Пантле и Г. Букку, тремя следующими особенностями:

- при расчете слагаемых индекса учитываются сапробные валентности и индикаторный вес показательных организмов по М. Зелинке и П. Марвану;
- рассчитываются средневзвешенные валентности $\Sigma P_i = \Sigma a_{ik} h_i J_i$ для отдельных ступеней сапробности и в формулу Пантле–Букка подставляются не все виды показательных организмов, а только те, которые относятся к ступени с наибольшей ΣP_i и к двум соседним к ней

$$S = (S_1 \Sigma P_1 + S_2 \Sigma P_2 + S_3 \Sigma P_3) / (\Sigma P_1 + \Sigma P_2 + \Sigma P_3), \quad (4.17)$$

где ΣP_2 является наивысшей из частных сумм ΣP_i ;

- нормировка и оценка индексов идет (по непонятным мотивам) не в диапазоне от 1 до 4, а от 10 до 90.

В этой модификации индекса сапробности прослеживается вполне здравая идея, которая в математической статистике трактуется как «отбраковка выбросов», позволяющая не учитывать при оценке некоего глобального среднего очевидные артефакты, порожденные случайностью.

Индекс сапроботоксности по В.А. Яковлеву [1984, 1988]

Этот индекс математически ничем не отличается от средневзвешенного индекса сапробности по Пантле–Букку:

$$S_i = (\Sigma s_{ii} n_i) / \Sigma n_i, \quad (4.18)$$

где n_i – количество особей i -го индикаторного вида, s_{ii} – индекс сапроботоксности вида, равный 1.0 – 1.5 в олигосапротоксной зоне, 1.5 – 2.5 в β -мезосапротоксной зоне, 2.5 – 3.5 в α -мезосапротоксной зоне и 3.5 – 4 – в полисапротоксной зоне.

Принципиальные отличия концепции сапроботоксности лишь в том, какой набор гидрохимических показателей является основанием для деления водоемов на четыре класса: по В.А.Яковлеву следует учитывать не только БПК₅ и содержание кислорода, но и широкий набор неорганических поллютантов.

Модификация индекса сапробности по М.В. Чертопруду [2002]

Автор для предварительной классификации водоемов вообще отказался от каких-либо гидрохимических показателей и использовал такой естественный и доступный параметр антропогенной нагрузки, как плотность населения в бассейне водотока. При населенности водосбора до 10 чел/м² считалось, что водоем относится к ксеносапробной зоне, от 10 до 30 – к олиго-, от 30 до 50 – к β -мезо-, от 50 до 200 – к α -мезо- и свыше 200 чел/км² – к полисапробной зоне.

Поскольку М.В. Чертопруд счел, что определение организмов до вида слишком трудоемко и часто малоэффективно для решения проблем биоиндикации вод, он использует для своей системы таксоны показательных организмов рангом выше видового (преимущественно на уровне семейств и, как минимум, родов; в частности, в качестве индикаторов им были выбраны 44 таксона зообентоса – сообщества насекомых, моллюсков, пиявок, ракообразных, олигохет и т.д.) Используя данные биомониторинга на 245 малых реках центра Европейской России, для каждого из выделенных таксонов определены сапробность s_i и мера разброса по шкале загрязненности (индикаторный вес J_i в четырех балльной шкале). Формула для определения индекса сапробности i -го таксона имела вид:

$$s_i = \sum_k s_k \cdot V_{ik} / \sum_k V_{ik}, \quad (4.19)$$

где s_k – коэффициент сапробности k -го класса загрязненности водотока, V_{ik} – встречаемость i -го таксона в этом классе загрязненности.

Наконец, вместо показателя обилия h_i в формулу Пантле–Букка М.В. Чертопруд включил индикаторный вес таксона J_i :

$$S = \sum_i s_i J_i / \sum_i J_i, \quad (4.20)$$

где s_i – сапробность каждого найденного в пробе индикаторного организма (от 0 до 4). Предложенная модификация метода, по свидетельству автора, оказалась более адекватной на располагаемой обучающей выборке, чем выполненные параллельно расчеты с использованием "классических" индексов сапробности Пантле–Букка в модификации Сладечека.

4.5. Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

Соотношение количества видов, по-разному относящихся к загрязнению, неоднократно использовалось в качестве показателя качества воды. При усилении загрязнения, как правило, уменьшается обилие стенобионтных и олигосапробных видов животных, в результате чего возрастает относительная доля эврибионтных и сапробионтных видов. О.М. Кожова [1986] разделила виды гидробионтов на четыре группы: 1 – чувствительные и устойчивые, 2 – чувствительные и неустойчивые, 3 – нечувствительные и неустойчивые, 4 – нечувствительные и устойчивые. Группа 1 – лучшие индикаторы загрязнения; при усилении загрязнения виды группы 2 обычно мигрируют (при наличии соответствующей способности), а группы 3 – погибают. При дальнейшем загрязнении начинают доминировать представители группы 4.

Для оценки изменения биоразнообразия под влиянием загрязнений Дж. Кернсом с соавт. [Cairns et al., 1968^B, 1971^M] предложен простой *индекс последовательного сравнения* (SCI). Для его расчета не нужно определять организмы до вида, а достаточно лишь улавливать их различие по форме, окраске и величине.

К. Вуртц [Wurts, 1955^M], работавший на реках в шт. Филадельфия (США), предложил систему оценки степени загрязнения, основанную на разделении организмов на четыре группы: **B** – зарывающиеся, **S** – прикрепленные к субстрату, **F** – медленно плавающие, кормящиеся у дна и **P** – активно плавающие, пелагические. Результаты обследования каждой станции изображаются в виде гистограммы из 8 колонок. Вверх от основной линии откладывается процент видов, не устойчивых к загрязнению, ниже – процент устойчивых от общего числа найденных на станции видов. На чистых станциях обычно наблюдается следующее соотношение групп по Вуртцу: **B** – 5%, **S** – 40%, **F** – 45% и **P** – 10%, причем, доля устойчивых видов должна быть менее 50%. Истолкование результатов гистограмм, когда указанные Вуртцем процентные соотношения не соблюдаются, очень субъективно.

Т. Ватанабе [Watanabe, 1962^M] для расчёта индекса загрязнения использует соотношение видов диатомей, которые автор считает в разной мере устойчивыми к загрязнению:

$$i = \frac{2A + B - 2C}{A + B - C} \cdot 100, \quad \text{где } A - \text{число видов, устойчивых к загрязнению, } B - \text{безразличных}$$

и C – встречающихся только в загрязненных водах.

Нам представляется целесообразным отнести к этой группе критериев и так называемые *биотические индексы*, предложенные В. Бекком [V. Beck], Т. Биком [T. Beak], Ф. Вудивиссом [F. Woodiwiss], Т. Грэхемом [T. Graham] и Р. Патрик [R. Patrick], хотя А.В. Макрушин [1974] полагает, что они являются соединением двух других систем оценок: по показательным организмам и по видовому разнообразию.

Оценка степени загрязнения с использованием биотических индексов зависит от числа встреченных на станции видов. При этом организмы, неустойчивые к загрязнению, влияют на итоговую оценку сильнее, чем устойчивые виды. В связи с этим, окончательный результат зависит от видового разнообразия и от того, какие виды это разнообразие создают.

Первым из широко применяемых систем оценки загрязнения пресных вод по биотическим индексам был метод В. Бекка [Beck, 1955^{МБ}], который выделил 39 видов многоклеточных беспозвоночных, являющихся индикаторами загрязнения, и все организмы разделил на две группы:

- выносящие только очень слабое загрязнение;
- способные переносить анаэробные условия.

Им предложена формула для нахождения биотического индекса, характеризующего степень загрязнения водоема органическим веществом (*индекс Бекка*):

$$I = 2(n \text{ видов 1 группы}) + (n \text{ видов 2 группы}).$$

При сильном загрязнении, когда индикаторных организмов на станции не обнаружено, индекс равен нулю, а при среднем загрязнении – варьирует от 1 до 6. В чистой реке с однообразными условиями и медленным течением индекс может принимать значение от 4 до 9, достигая своего максимального значения в наиболее чистых водах – 40.

Увеличение числа групп привело Т. Бика [Beak, 1959^Б, 1964^Б] к разработке двух индексов – озерного и речного. При этом гидрофауна делится на три группы:

- виды очень устойчивые к загрязнению и встречающиеся на загрязненных участках в массовых количествах;
- виды, встречающиеся как на загрязненных, так и на чистых участках, но не образующие больших скоплений;
- виды неустойчивые к загрязнению.

Незагрязненная станция должна иметь полный набор представителей трех групп, обычных для данного типа местообитания, и оценивается суммой трех баллов $1 + 2 + 3 = 6$. По мере развития загрязнения происходит исчезновение отдельных видов, при этом сумма оценочных баллов снижается, достигая в минимуме 0.

Наиболее известен *индекс р. Трент* (и расширенный индекс р. Трент), в отечественной литературе чаще называемый *индексом Ф. Вудивисса* [Woodiwiss, 1964^Б, Вудивисс, 1977]. Изучая влияние загрязнения на бентос р. Трент (Англия), Вудивисс обратил внимание на то, что по мере увеличения интенсивности загрязнения вначале из состава донной фауны выпадают наиболее чувствительные группы животных – веснянки, затем поденки, ручейники и т.д. В конце концов, остаются только олигохеты и личинки красного мотыля, исчезающие только при очень сильном загрязнении. На этом основании он разбил возможные степени загрязнения на 10 классов и построил таблицу для определения этих классов по наличию или отсутствию отдельных групп гидробионтов с учетом общего количества таких групп на изучаемом участке.

Под термином «группа», используемом в табл. 4.6, подразумевается результат, к которому приходят при определении систематического положения водных организмов без рассмотрения деталей строения. Группы составляют следующие организмы: часто встречающиеся и легко определяемые виды плоских червей, пиявок, водных клещей, жуков, ракообразных, личинок веснянок, подёнок, двукрылых, *Baetis rodani* (подёнка), *Chironornus thummi* (мотыль). Кроме них в понятие «группа» входят ручейники, хирономиды и симулииды, определяемые до семейства, и сетчатокрылые, определяемые до вида. Как и в системах Б. Бекка и Т. Бика, здесь величина индекса зависит от видового разнообразия (числа присутствующих "групп") и состава населения. Например, если на станции обнаружено 2-5 "групп", но среди них есть личинки веснянок, то индекс равен 6-7. Если при таком же количестве "групп" население ограничено тубифицидами и хирономидами, то индекс Вудивисса равен 2. Большая ценность метода заключается в сравнительной легкости идентификации указанных групп, что может делать и не специалист-систематик.

Многие исследователи, такие как Г. Хаукс [Hawkes, 1964^М], Ч. Уилбер [1969^М], Г.Г. Винберг [1979б], сравнивая разные системы мониторинга по зообентосу, пришли к выводу, что метод Ф. Вудивисса заслуживает большего внимания, чем остальные, и считают его "классическим". Но опыт применения его в нашей стране и за рубежом показал, что, будучи разработан для малых рек Англии, он применим далеко не ко всем типам водоемов; в частности, он дает неудовлетворительные результаты на крупных равнинных водохранилищах. По мнению Е.В. Балускиной [1987], «к недостаткам метода можно отнести недостаточную корреляцию группы с численностью входящих в нее животных, вследствие чего завышается значение очень малочисленных групп». К сходному мнению на основе анализа большого экспериментального материала приходит и М.В. Чертопруд [2002].

Таблица 4.6

Классификация биологических проб по Ф. Вудивиссу [1964^M]

	Группы организмов	Присутствие или отсутствие вида	Биотический индекс при общем количестве присутствующих "групп"				
			0 – 1	2 – 5	6 – 10	11 – 15	> 15
Чистая вода ↓ Часто наблюдаемая последовательность исчезновения организмов из биоценозов по мере увеличения степени загрязнения ↓ Грязная вода	Личинки веснянок	Больше одного вида		7	8	9	10
		Только один вид		6	7	8	9
	Личинки поденок, включая <i>Baetis rodani</i>	Больше одного вида		6	7	8	9
		Только один вид		5	6	7	8
	Личинки ручейников и/или <i>Baetis rodani</i>	Больше одного вида		5	6	7	8
		Только один вид	4	4	5	6	7
	Гаммарус	Все вышеназванные виды отсутствуют	3	4	5	6	7
	Азеллус	Все вышеназванные виды отсутствуют	2	3	4	5	6
	Тубифициды и/или красные личинки хирономид	Все вышеназванные виды отсутствуют	1	2	3	4	
	Виды, нетребовательные к кислороду (<i>Eristalis tenax</i>)	Все вышеназванные виды отсутствуют	0	1	2		

В.А. Яковлев [1988] для оценки загрязнений водоемов Кольского полуострова предложил свою модификацию табл. 4.6, включив туда такие признанные биоиндикаторы, как мелкие личинки хирономид (*Orthocladiinae* и *Tanytarsini*) и некоторые другие таксоны. Наши исследования, проведенные на малых реках Самарской области, свидетельствуют о целесообразности включения в состав "групп" моллюсков (*Dreissena polymorpha*) и *Pisidium inflatum*.

Сделано много и других более или менее успешных попыток модифицировать биотический индекс применительно к конкретным водоемам разных стран [Andersen et al., 1984^B; De Pauw, Vanhooren, 1984^B; Lang et al., 1984^B; Булгаков, 1989; Barton, Metcalfe-Smith, 1992^B]. В вариантах этого индекса по Т. Грэхему [Graham, 1965^M] и по Дж. Чандлеру [Chandler, 1970^M] предусматриваются элементы стандартизации процедуры сбора материала, отсутствие которой было одним из недостатков метода Вудивисса.

Ж. Верньо и Г. Тюфери [Verneaux, Tuffery, 1967^M] при инспектировании рек Франции использовали модификацию биотического индекса, основанного на видовом составе макрозообентоса, в котором выделили семь характерных для разных степеней загрязнения "систематических групп", или таксонов. Список принятых систематических единиц зависел от физико-географических особенностей водоема (рыбохозяйственная категория реки, ее ширина, экологическая зона, высота над уровнем моря, геология водосбора и т.д.). Биотический индекс J рассчитывался отдельно для участков с высокой (J_L) и малой скоростью (J_c) течения. Оценка степени загрязнения проводилась как по натуральному значению индекса J , так и с учетом разности $\Delta J = (J_L - J_c)$.

К этой группе методов можно отнести значительно реже используемые "биотические баллы" (или "биотические очки") Дж. Чандлера [Chandler, 1970^M], "осредненные биотические баллы" [Balloch et al., 1974^B], методику П.М. Хаттера [Chutter, 1972^B], систему баллов Департамента окружающей среды Великобритании [Хокс с соавт., 1981^B] и ряд сходных разработок других исследователей [Тарасов, 1993; Armitage et al., 1983^B; Hilsenhoff, 1977^B; Perret, 1975^B].

Расчет величин девяти биотических индексов, полученных на одном и том же полевом материале, показал наличие между ними достоверной сильной положительной корреляции, равной 0,76-0,99 [Rico et al., 1992^B].

По мнению В. Сладечека [Sladeček, 1973], биотические индексы оценки загрязнения по Вудивиссу и другим авторам не вносят ничего принципиально нового в биологический анализ качества вод по сравнению с системой Кольквитца-Марссона и ее модификациями. С этим мнением Сладечека можно согласиться, так как в биотических системах для оценки степени загрязнения

видовое разнообразие используется в крайне усеченном виде. В частности, метод М. Зелинки и П. Марвана используется для расчетов все биоразнообразие организмов, определенных до уровня видов, в то время как биотические индексы оперируют с более крупными таксономическими группами.

Р. Патрик [Patrick, 1949^M, 1950^M, Patrick, Stawbridge, 1963^M], долгое время детально изучавшая фауну и флору ряда рек США, считает, что оценка качества воды должна быть основана на детальном изучении видового состава всех 7 выделенных ею групп водных организмов:

- сине-зеленые и некоторые зеленые водоросли и коловратки;
- олигохеты, пиявки и легочные моллюски;
- простейшие;
- диатомовые, красные и большинство зеленых водорослей;
- коловратки, не включенные в 1 группу, двустворчатые и переднежаберные моллюски, черви-триклады;
- насекомые и ракообразные;
- рыбы.

Ею применяется градация качества вод по 4 степеням загрязнения, или нарушения "био-динамического баланса", причем оценка делается на основе сравнения двух распределений общего числа видов по выделенным группам организмов: тестируемая гистограмма сравнивается с некоторым "эталоном", за который принято аналогичное распределение на 9 незагрязненных станциях по результатам ее собственных наблюдений. К сожалению, вместо того, чтобы использовать традиционные статистические критерии сравнения распределений двух выборок (например, χ^2 -критерий Колмогорова-Смирнова), Патрик приводит путанный и не всегда однозначный "алгоритм" оценки, типа «Загрязненные станции – на которых виды 6 и 7 групп либо отсутствуют, а количество видов 1 и 2 групп – 50% или больше, либо виды 6 и 7 групп присутствуют, но в количестве менее 50%, а количество видов 1 и 2 групп может быть 100% или больше».

Если оценивать исследования Р. Патрик и ее сотрудников с точки зрения применимости метода оценки уровня загрязнения широким кругом практических работников, то, вероятно, можно согласиться с достаточно многочисленной критикой в ее адрес. Однако общие концепции по выяснению закономерностей, которые определяют реакцию водных экосистем на загрязнения, глубину, тщательность и детальность этих исследований вряд ли можно переоценить.

В.Н. Максимов [1980] предложил использовать для оценки качества вод метод "функции желательности" [Адлер с соавт., 1976]. Для этого сопоставляются частотные распределения рангов [Левич, 1980] численностей индикаторного вида на "чистых" и "грязных" участках водоема. По каждому виду характерным ранговым диапазоном на наиболее чистых участках приписывается некоторое число ("частная желательность") от 0.8 до 1, а на самых грязных – от 0 до 0.2. Затем для каждого пункта наблюдений по известному обилию обитающих на нем видов гидробионтов может быть рассчитана обобщенная функция желательности, равная средней геометрической из частных желательностей. Эта функция будет характеризовать положение данного пункта среди всех прочих изученных пунктов. Описанный подход с успехом применила также Г.В. Голубева [1985] на малых реках Ярославской области.

4.6. Интегральные критерии: оценка качества экосистем по нескольким показателям

В предыдущих главах мы неоднократно обсуждали подходы к оценке состояния изучаемого объекта по всему комплексу измеренных и расчетных показателей. Вследствие принципиальной сложности экосистем, эта проблема в гидробиологии особенно актуальна, поскольку, желая учесть все множество тенденций и явлений, исследователи стремятся использовать не один, а несколько (иногда 7-8) частных критериев из тех, что были описаны выше.

Классы качества воды по гидробиологическим и микробиологическим показателям в нашей стране определяются "Правилами контроля качества воды водосливов и водотоков" [ГОСТ 17.1.3.07–82], которые регламентируют содержание программ контроля гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей, периодичность контроля, а также назначение и расположение пунктов отбора проб (см. табл. 4.7).

Таблица 4.7

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

Класс качества воды	Степень загрязненности воды	Гидробиологические показатели			Микробиологические показатели			Гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ)	Градации по В.А. Яковлеву [1988] индекса видового разнообразия Шеннона
		По фитопланктону, зоопланктону, перифитону	По зообентосу						
		Индекс сапробности по Пантле и Букку (в модификации Сладечека)	Отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов, %	Биотический индекс по Вудивиссу, баллы	Общее количество бактерий, 10^6 кл/см ³ (кл/мл)	Количество сапрофитных бактерий, 10^3 кл/см ³ (кл/мл)	Отношение общего количества бактерий к количеству сапрофитных бактерий, 10^3 кл/см ³ (кл/мл)		
I	Очень чистые	Менее 1.00	1 - 20	10	Менее 0.5	Менее 0.5	Более 10^3	Менее 0.3	>2
II	Чистые	1.00 – 1.50	21 - 35	7 - 9	0.5 – 1.0	0.5 – 5.0		0.3 – 1.0	>2
III	Умеренно загрязненные	1.51 – 2.50	36 - 50	5 - 6	1.1 – 3.0	5.1 – 10.0	$10^3 - 10^2$	1.0 – 2.5	>2
IV	Загрязненные	2.51 – 3.50	51 - 65	4	3.1 – 5.0	10.1 – 50.0	Менее 10^2	2.5 – 4.0	1.0 – 2.0
V	Грязные	3.51 – 4.00	66 - 85	2 - 3	5.1 – 10.0	50.1 – 100.0		4.0 – 6.0	0 – 1.0
VI	Очень грязные	Более 4.00	86 – 100 или макробентос отсутствует	0 - 1	Более 10.0	Более 100.0		6.0 – 10.0	0

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

Согласно этому документу, степень загрязненности воды оценивается с учетом индекса сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека, олигохетного индекса Гуднайта–Уитлея и Пареле, биотического индекса Вудивисса и традиционного набора микробиологических показателей (столбец со значениями ИЗВ [Временные методические..., 1986] добавлен нами для обобщения). Эта таблица также приведена в специальном руководстве [Руководство по методам..., 1983], обязательном для гидробиологических постов наблюдения.

В.А. Яковлев [1988], применительно к поверхностным водам Кольского Севера, в аналогичную таблицу добавляет оценку зоны сапроботоксикозности в соответствии с разработанным им индексом, индекс Шеннона (см. табл. 4.7), степень токсичности по данным биотестирования и описывает для каждого класса доминирующий комплекс организмов.

С градациями класса качества вод, в принципе, можно связать неограниченное количество показателей и расчетных критериев. Если все они дают одинаковую картину (что бывает редко), то уверенность в правильности оценки возрастает. Однако каждый из индексов, выделяя ту или иную особенность биотического сообщества, недоучитывает другие, в результате чего возникает естественный феномен несовпадения в оценках качества экосистем по различным показателям. Чтобы преодолеть трудности в трактовке такой ситуации, ряд исследователей [Балушкина, 1997, 2002; Баканов, 1999] предлагают методы вычисления обобщенных показателей, которые основаны на том, что выбранные исходные показатели нормируются в некоторой единой шкале, после чего суммируются. При этом появляется еще один индекс (интегральный показатель **IP**, комбинированный индекс состояния сообщества – КИСС и т.п.), который делает попытку обобщить и представить одним числом все множество процессов и факторов развития экосистемы.

Нельзя отрицать вполне доказанной работоспособности обобщенных индексов для экспресс-анализа (правда, при четком понимании конкретных условий, при которых тот или иной индекс наиболее эффективен), а также в тех случаях, когда сравниваемые экосистемы имеют ощутимые различия в уровне антропогенного воздействия. Но эти методы перестают быть адекватными, если ставится задача детального анализа структурных изменений в биоценозах на видовом уровне.

К сожалению, иногда недостаточно взвешенный подход к проблеме "индексологии" и излишняя вера в то, что истину можно найти, вычислив среднее из 4-5 показателей, еще более удаляет нас от физической природы явлений, поскольку такое усреднение сглаживает все статистические всплески исходных данных, сигнализирующие о возможных экокризисных ситуациях. Проблема усугубляется тем, что индексы, выступающие в качестве слагаемых, как правило, сами по себе далеко не всегда адекватно отражают то явление, которое им приписывается, и слишком чувствительны к действию посторонних факторов, не связанных с загрязнением. При их усреднении равновероятными являются предположения, как о взаимной компенсации ошибок, так и об их взаимном усилении.

Интегральный показатель по Е.В. Балушкиной [1997] разработан и используется для оценки состояния экосистем водоемов, подверженных смешанному органическому и токсическому загрязнению. Прошел широкое тестирование в системе Ладожское озеро - р. Нева - восточная часть Финского залива [Балушкина с соавт., 1996]. Интегральный показатель **IP** рассчитывается по формуле:

$$IP = K_1 * S_t + K_2 * OI + K_3 * K_{ch} + K_4 / BI, \quad (4.21)$$

где S_t – индекс сапротоксикозности В.А. Яковлева ($K_1 = 25$); OI – олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея, равный отношению численности олигохет к суммарной численности зообентоса в процентах ($K_2 = 1$); K_{ch} – хирономидный индекс Балушкиной ($K_3 = 8.7$); $1 / BI$ – величина, обратная биотическому индексу Вудивисса ($K_4 \cong 100$).

Основная идея автора – подобрать такие линейные множители $K_1 - K_4$ для всех обобщаемых индексов, чтобы они варьировались на соизмеряемом интервале от некоторого минимального значения до 100, после чего сложить преобразованные значения. Поскольку функциональность значений индекса Вудивисса имеет обратный характер по сравнению с остальными индексами, для его преобразования использовалась обратная величина³ – $1 / BI$. Диапазоны изменения значений

³ На наш взгляд, целесообразнее использовать отношение $1/(BI + 1)$ или, еще лучше, линейную функцию $(10 - BI)$, принимая во внимание вероятность нулевого значения индекса Вудивисса.

используемых показателей соотнесены с градациями качества вод по А.А. Былинкиной с соавт. [1962] и С.М. Драчеву [1964] (см. табл. 4.8).

Таблица 4.8

*Границы классов качества вод по показателям зообентоса S_b , OI , K_{ch} , BI и интегральному показателю IP (обозначения по тексту; * отмечены значения, полученные нами по пропорции)*

Индекс сапротоксности Яковлева		Олигохетный индекс OI	Хирономидный индекс Балушкиной		Биотический индекс Вудивисса		Интегральный показатель IP	Класс качества вод по Былинкиной и Драчеву
S_t	$K_I * S_t$		K_{ch}	$K_3 * K_{ch}$	BI	K_4 / BI		
1	25	0	0.14	1.22	10	10	36.22	Очень чистые
1.5	37.5	50	1.08	9.4	≈8.9*	20	116.9	Чистые
2.5	62.5	60	6.5	56.5	≈ 7.4*	33.3	212	Умеренно загрязненные
3.5	87.5	80	9	78.26	≈ 5.6*	50	295.76	Загрязненные
4	100	100	11.5	100	0	100	400	Грязные

Можно обратить внимание на то, что предлагаемые граничные значения олигохетного индекса OI не совпадают ни с ГОСТ 17.1.3.07–82 (см. табл. 4.7), ни с градациями качества в понимании Гуднайта и Уитлея, ни с рекомендациями О.Л. Качаловой и Э.А. Пареле (см. раздел 4.2 и таблицу 4.2). Не вполне коррелирует с градациями того же ГОСТ "гиперболическая" функция от индекса Вудивисса $1/BI$. Наконец, в литературе нет доказательств, что зоны сапротоксности по В.А. Яковлеву, классы качества по А.А. Былинкиной и С.М. Драчеву и степени загрязнения воды по ГОСТ 17.1.3.07–82 представляют собой эквивалентные разбиения (впрочем, никто не доказал и обратного). Но такие "мелочи" при синтезе обобщенного показателя принято считать несущественными.

Е.В. Балушкина полагает, что полученный ею интегральный показатель (4.21) включил в себя все лучшие черты родительских индексов и максимально учитывает характеристики донных сообществ: наличие видов-индикаторов сапротоксности, соотношение индикаторных групп животных более высокого таксономического ранга, степень доминирования отдельных групп и структуру сообщества в целом.

Комбинированный индекс состояния сообщества по А.И. Баканову [1997, 1999].

При оценке состояния донных сообществ ряда рек, озер и водохранилищ России для количественной характеристики состояния бентоса автор использовал следующие показатели: численность (N), экз./м²; биомассу (B), г/м²; число видов (S); видовое разнообразие по Шеннону (H), бит/экз.; олигохетный индекс Пареле ($OИП$, %), равный отношению численности олигохеттубифидов к общей численности бентоса, среднюю сапробность ($СС$), рассчитываемую как средневзвешенную сапробность трех первых доминирующих по численности видов бентосных организмов. Для объединения значений перечисленных показателей и замене их одним числом предлагается результирующий показатель – *комбинированный индекс состояния сообщества (КИСС; [Баканов, 1997])*, находимый по обычной методике расчета интегральных ранговых показателей:

$$КИСС = \left(\sum_{i=1}^k P_i \cdot R_i \right) / \sum_{i=1}^k P_i, \quad (4.22)$$

где R_i – ранг станции по i -му показателю, P_i – "вес" этого показателя, k – число показателей.

Вначале все станции ранжируются по каждому показателю, причем, ранг 1 присваивается максимальным значениям N , B , H и S . Если на нескольких станциях значения какого-либо показателя были одинаковыми, то они характеризовались одним средним рангом. В статье приводятся разные версии итоговой формулы (4.22) (подчеркнем, что в формулы входят не абсолютные значения показателей, а их ранги):

- $KИСС = (2B + N + H + S)/5$, где биомассе придан "вес", равный 2, поскольку с ней связана величина потока энергии, проходящей через сообщество, что чрезвычайно важно для оценки его состояния;
- $KИСС = (2СС + 1.5ОИП + 1.5В + N + H + S)/8$, где считается, что с загрязнением наиболее тесно связана средняя сапробность.

Чем меньше величина **KИСС**, тем лучше состояние сообщества.

Поскольку состояние сообщества зависит как от естественных факторов среды (глубины, грунта, течения и т.п.), так и от наличия, характера и интенсивности загрязнения, дополнительно рассчитывается *комбинированный индекс загрязнения (КИЗ; [Баканов, 1999])*, включающий ранговые значения трех показателей:

$$КИЗ = (СС + ОИП + В)/3 . \quad (4.23)$$

Ранжирование показателей здесь проводится в обратном порядке (от минимальных значений к максимальным)

KИСС и **КИЗ** – относительные индексы, ранжирующие станции по шкале, в которой наилучшее по выбранному набору показателей состояние сообщества характеризуется минимальными значениями индексов, наихудшее – максимальными. Кроме значений, характеризующих величины показателей на конкретной станции, рассчитывают их средние значения для всего набора станций. Варьирование величин индексов на отдельных станциях относительно среднего позволяет судить, хуже или лучше обстоят на них дела по сравнению с общей тенденцией.

Вычисление коэффициента ранговой корреляции по Спирмену между значениями **KИСС** и **КИЗ** показывает, насколько загрязнение влияет на состояние сообществ зообентоса. Если между значениями этих индексов существует достоверная положительная корреляция, то состояние сообществ донных животных в значительной степени определяется наличием загрязнений (в противном случае оно определяется естественными факторами среды).

Индекс экологического состояния по Т.Д. Зинченко и Л.А. Выхристюк [Зинченко с соавт., 2000; Выхристюк с соавт., 2001; Гелашвили с соавт., 2002].

Предложенный способ комплексной оценки речной системы на основе *интегрального индекса экологического состояния* экосистемы – **ИИЭС**, дает возможность оценить суммарный эффект воздействия загрязнения на сообщества гидробионтов и на экосистему в целом.

Основной подход к построению индекса заключается в следующем:

- выделяется некоторое базовое подмножество измеряемых или рассчитываемых показателей гидрохимического (табл. 4.9) и биологического (табл. 4.10) мониторинга;
- каждый показатель делится на диапазоны (с использованием статистических методов или экспертных оценок);
- каждому выделенному диапазону ставится в соответствие оценка в баллах;
- для каждого тестируемого объекта (например, участка реки) индекс определяется как усредненная сумма всех показателей в баллах.

Таблица 4.9

Градации концентраций химических веществ для вычисления балльной оценки

Показатели	Размерность	Баллы			
		1	2	3	4
Пределы изменения концентраций					
Химическое потребление кислорода (<i>XПК</i>)	мг О/л	> 60	31 - 60	20 - 30	< 20
Азот аммонийный <i>N - NH₄</i>	мг /л	> 2.5	0.51 - 2.5	0.20 - 0.5	< 0.20
Азот нитратный <i>N - NO₃</i>	мг /л	> 2.5	0.71 - 2.5	0.30 - 0.70	< 0.30
Азот нитритный <i>N - NO₂</i>	мг /л	> 0.1	0.021 - 0.1	0.005 - 0.02	< 0.005
Фосфаты <i>P - PO₄</i>	мг /л	> 0.3	0.101 - 0.3	0.03 - 0.1	< 0.03
Фенолы	мкг /л	> 10	1 - 10	следы	0

Градации биологических показателей для вычисления балльной оценки

Показатели	Размерность	Баллы			
		1	2	3	4
		Пределы изменения показателей			
Численность макрозообентоса N	экз./м ²	0 – 500	501-1000	1001-10000	> 10000
Биомасса B	г/м ²	1 - 5.0	5.1 - 10.0	10.1- 15.0	> 15.0
Количество видов S	экз.	0 – 5	6 - 10	11 - 15	> 15
Индекс видового разнообразия Шеннона H	бит/экз.	0 - 1.0	1.1 - 2.0	2.1 - 3.0	> 3.0
Биотический индекс V	-	0 - 2	2 - 4	4 - 6	>6
Индекс Пареле D	-	0.81 –1.00	0.56 - 0.80	0.30 - 0.55	< 0.30

ИИЭС учитывает обе основные составляющие качества пресноводной экосистемы (*химическую* и *биологическую*), выраженные в относительных единицах (баллах), и рассчитывается как

$$ИИЭС = (\sum B_i + \sum H_i) / (N_b + N_h) , \quad (4.24)$$

где B_i – используемые биологические показатели; H_i – используемые гидрохимические показатели; N_h и N_b – количество показателей каждого класса, включенных в расчет.

При составлении списка гидрохимических показателей в основу формирования балльной системы была взята работа О.П. Оксьюк с соавторами [1993]. Однако достаточно скупой и специфический перечень принятых ими за основу ингредиентов заставляет задуматься, что авторы сильно недооценивают степень влияния минерализации, тяжелых металлов и др., которые традиционно считаются более опасными, чем предлагаемые показатели.

В число отобранных биологических характеристик включены наиболее широко употребляемые показатели, характеризующие состояние донных сообществ. При расширении анализируемых групп организмов за счет, например, зоопланктона, табл. 4.10 может претерпеть естественные количественные и качественные изменения.

Численный пример использования *ИИЭС* для экологического районирования бассейна равнинной р. Чапаевка, представлен в табл. 4.11.

Были экспертно оценены числовые диапазоны *ИИЭС*, соответствующие каждой из зон, определенной нормативными документами [Критерии оценки..., 1992]:

<u>Категория водоема</u>	<u>Диапазон индекса ИИЭС</u>
- Зона экологического бедствия	< 2
- Зона экологического кризиса	2 – 3
- Зона относительного экологического благополучия	> 3

Что касается техники расчета *ИИЭС* в смысле получения некоей усредненной оценки, то вряд ли здесь можно добавить что-то новое к сказанному выше в разделах 1.5 и 3.4. Например, нам представляется, что арифметическая операция усреднения баллов может быть безболезненно заменена их суммой, как это делает Е.В. Балушкина. Все границы диапазонов оценены на основании интуитивного опыта исследователей, без использования каких-либо статистических методов. Тем не менее, авторы впервые в практике оценки качества воды по всем категориям гидрохимических и гидробиологических показателей представили свою классификацию не как механический "сборник" отдельных частных классификаций, а как некоторый обобщенный результат.

Таблица 4.11

Интегральная оценка экологического состояния водоемов на примере р. Чапаевка
(в столбцах таблицы: а – натуральное значение показателя, б – оценка в баллах)

Показатели	Участки реки*											
	I (ст. 1)		I (ст. 2)		II (ст. 3)		III (ст. 4)		III (ст. 5)		IV (ст. 6)	
	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б
Оценка экологического состояния водоема по гидрохимическим показателям												
Химическое потребление кислорода (ХПК)	43.7	2	36.6	2	39.5	2	143.7	1	83.9	1	51	2
Азот аммонийный $N-NH_4$	0.23	3	0.13	4	0.77	2	2.42	2	0.85	2	0.79	2
Азот нитратный $N-NO_3$	0.27	4	0.25	4	0.33	3	0.70	2	0.31	3	0.46	3
Азот нитритный $N-NO_2$	0.002	4	0.008	3	0.056	2	0.266	1	0.152	1	0.070	2
Фосфаты $P-PO_4$	0.023	4	0.054	2	0.021	4	0.250	2	0.129	2	0.150	2
Фенолы	1	2	0	4	0	4	3	2	3	2	1	2
Сумма баллов	19		19		17		10		11		13	
Средний балл	3.2		3.2		2.8		1.7		1.8		2.2	
Оценка экологического состояния водоема по биологическим показателям												
Численность N , тыс. экз./м ²	16.0	4	6.5	2	0.53	2	0	1	0.16	1	0.92	2
Биомасса B , г/м ²	24.3	4	19.2	4	5.1	2	0	1	0.14	1	6.3	2
Количество видов S	11	3	20	4	6	2	0	1	1	1	6	2
Индекс разнообразия Шеннона H , бит/экз.	1.77	2	2.61	3	1.59	2	0	1	0.1	1	2.14	3
Биотический индекс Вудивисса V	5	3	4 - 5	3	2	1	0	1	0-1	1	3	2
Индекс Пареле D	0.55	3	0.44	3	0.33	3	0	1	0.95	1	0.8	2
Сумма баллов	19		19		12		6		6		13	
Средний балл	3.2		3.2		2.0		1.0		1.0		2.2	
Значение $ИИЭС$	3.2		3.2		2.4		1.3		1.4		2.2	
Категория водоема	Экологическое благополучие				Экологич. кризис		Экологическое бедствие				Экологич. кризис	

Примечание. *Станции: ст. 1 – верховье реки, ст. 2 – 70 км от истока, ст. 3 – 40 км выше г. Чапаевска, ст. 4 – 1 км ниже г. Чапаевска, ст. 5 – 30 км от устья, ст. 6 – устье р. Чапаевка.

Метод экспертных балльных оценок по П. Шреверсу [Schroevers, 1973^M]

Автор, встретившись с необходимостью за короткий срок оценить состояние значительного числа водоемов Дании, применил своеобразный прием, в основу которого заложены общеэкологические представления. П. Шреверс предположил, что ненарушенное развитие экосистем ведет к увеличению их своеобразия, в частности, к увеличению видового разнообразия и стабильности, а последствия антропогенных влияний действуют в обратном направлении. На этой основе по результатам обработки проб фитопланктона, он по четырехбалльной шкале от 1 до 4 оценивал четыре величины: D – разнообразие, U – своеобразие (university), T – уровень трофии, S – уровень сапробности, и четырьмя разными способами рассчитал "биологическую оценку" (biological value) A каждого водоема по формулам:

$$\begin{aligned}
 A_1 &= D \cdot U / T \cdot S ; \\
 A_2 &= (D \cdot U - T \cdot S) / (D \cdot U + T \cdot S) ; \\
 A_3 &= (D + U - T - S) / (D + U + T + S) ; \\
 A_4 &= (D + U - T - S) .
 \end{aligned}$$

Применив свой прием к пробам из 21 водоема Дании, автор пришел к заключению, что, в общем, все четыре способа расчета приводят к сходному расположению водоемов в ряду возрастающих значений "биологической оценки".

4.7. Оценка видового сходства биоценозов

Типы мер сходства

Индексы видового сходства имеют принципиальное отличие от всех ранее рассмотренных индексов тем, что вычисленные значения сравниваются не с некоторой эталонной шкалой "грязности", "разнообразия", сапробности и проч., а определяют взаимную упорядоченность объектов (проб, описаний, видовых списков биоценозов) друг относительно друга.

Существует несколько классификаций методов расчета индексов связи [Sokal, Sneath, 1963; Goodall, 1973; Василевич, 1969; Миркин, Розенберг, 1978; Сёмкин, 1979 и др.]. Так, Р. Сокал и П. Снит различали три типа мер сходства:

- меры *ассоциации*, выражающие различные отношения числа совпадающих признаков к общему их числу, и близкие им коэффициенты *сопряженности* (квантифицированные коэффициенты связи);
- выборочные коэффициенты связи типа *корреляции* (нормированные "косинусные" меры);
- показатели *расстояния* в метрическом пространстве.

Современные исследователи [Гайдышев, 2001] уменьшают это количество типов до двух, полагая ассоциативные меры естественным распространением "косинусных" мер на номинальные шкалы.

Б.М. Миркин с соавторами [1989] выделяют также следующие типы: вероятностные меры, информационные меры и преобразованные показатели. Однако все меры являются в какой-то степени вероятностными (поскольку оценивается вероятность того, что сравниваемые объекты будут идентичными) и представляют собой некоторые алгебраические выражения (или "преобразования" по Миркину).

Выражений для мер близости или расстояния между объектами существует великое множество: уже на начало 70-х годов в своем обзоре Д. Гудол [Goodall, 1973] перечисляет около 40 коэффициентов подобия. Приводить в полном объеме конкретные формулы или хронологию их создания вряд ли целесообразно⁴, поэтому мы остановимся на некоторых индексах, традиционно употребляемых в геоботанике и гидробиологии (хотя и их набралось немалое количество).

Д. Гудол замечал, что «...выбор лучшего индекса – дело вкуса». Правда, один из авторов [Розенберг, 1984] полагает, что "вкус" должен диктоваться точными знаниями о возможностях того или иного показателя и целями, стоящими перед исследователем. Но...

Мем № 24: «Выбор конкретных коэффициентов зависит в первую очередь от цели исследования. А поскольку формальных правил для выбора целей нет, следовательно, не может быть и формальных правил для выбора подходящей меры сходства» В.Л. Андреев [1979б].

Меры ассоциации

Большинство выражений для индексов сходства основаны на общих положениях теории множеств, которые могут быть интерпретированы в виде диаграммы Венна (см. рис. 4.6). При использовании конкретных выражений для коэффициентов подобия в формулы могут подставляться мощности (число элементов) подмножеств *a*, *b*, *c* и *d*, если исследователи хотят ограничиться альтернативными высказываниями "отсутствие / наличие" вида, либо показатели обилия в абсолютной или интервальной шкале. В первом случае мы будем отождествлять мощность подмножества с ним самим.

⁴ Вспомним еще раз заповедь Н.В. Тимофеева-Ресовского (см. сноску на с. 65), – не писать того, "что все равно напишут немцы", т.е. библиографию и историю вопроса.

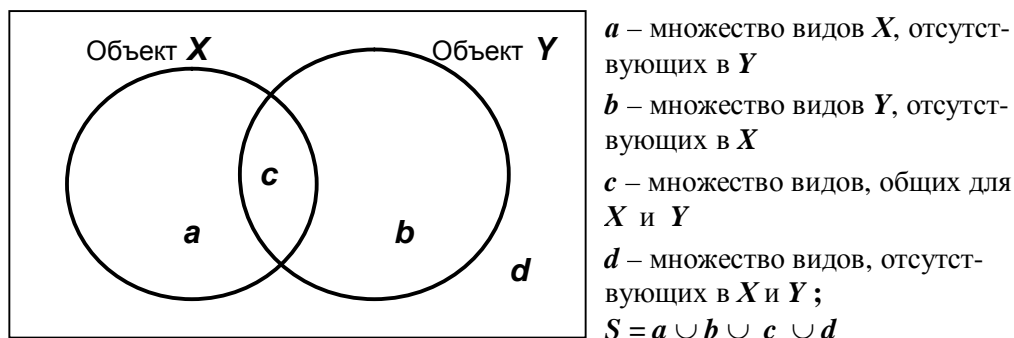


Рис 4.6. Диаграмма интерпретации составляющих подмножеств признакового пространства видов

Первая попытка количественного выражения степени сходства между сообществами принадлежала в 1901 г. швейцарскому исследователю П. Жаккару (P. Jaccard) и коэффициент флористического сходства Жаккара до сих пор широко используется в геоботанике:

$$K_J = c / (a + b - c) . \quad (4.25)$$

Гидробиологи (да и вообще, экологи) чаще применяют формулу коэффициента общности видового состава Т. Сьёренсена [Sørensen, 1948^M]:

$$K_S = 2c / (a + b) . \quad (4.26)$$

Приведем без комментариев еще несколько подобных формул коэффициентов, оперирующих с мощностями подмножеств [Сёмкин, 1979; Миркин с соавт., 1989; Дедю, 1990]:

- Роджерса и Танимото (он же, Нордхагена): $K_3 = c / (a + b + c) ;$
- Маунтфорда: $K_4 = 2c / (2ab - ac - bc) ;$
- Рао-Рассела: $K_5 = c / (a + b + c + d) ;$
- Дейка: $K_6 = 2c / (a + b + 2c) ;$
- Кульчинского: $K_7 = (a + b) / 2ab ;$
- Экмана: $K_8 = (a + b) / c ;$
- процент несогласия: $K_9 = (a + b) / (a + b + c) .$

В качестве несимметричных мер можно отметить:

- меры включения, оценивающие "банальность" K_{I0} и "экзотичность" K_{II} биоценозов [Рябинин, 1993]:

$$K_{I0} = c / (a + c) ; \quad K_{II} = c / (b + c) ;$$

- трансформированный коэффициент Дайса [Миркин с соавт., 1972]:

$$K_D = [c - \min(a, b)] / [c + \min(a, b)] .$$

В дальнейшем было сформулировано [Сёмкин, Двойченков, 1973] несколько правил, по которым можно "изобрести" неограниченное количество мер, подобных K_i .

Традиционное для теории измерений хеммингово расстояние (метрика Хемминга), менее других похоже на перечисленные коэффициенты, т.к. оно не является безразмерным и не ограничено сверху числом 1:

$$R_H = (c + d) . \quad (4.27)$$

В ряде работ [Миркин, Розенберг, 1978, 1979] делаются попытки оценить, какие коэффициенты из вышеперечисленных "завышают" или "занижают" сходство между сообществами и каким коэффициентам следует отдать предпочтение в работе. Однако вряд ли имеет смысл проводить сравнительных анализ абсолютных значений коэффициентов, т.к. в данном случае единственным критерием оценки является последовательность агрегирования объектов на основании меры сходства в более крупные таксоны, иерархические деревья и проч.

Несмотря на почти повсеместную традицию использовать для оценки сходства биоценозов меры ассоциативности по Жаккару (4.25), Сьёренсену (4.26) и проч., нам не кажется плодотворной идея без особенной нужды сводить количественную шкалу, в которой измерено подавляющее большинство гидробиологических показателей к информативно более ослабленной номинальной шкале. Слишком много труда гидробиологов вкладывается в подсчет значений численностей гидробионтов, чтобы потом огрублять исходные данные в мере Сьёренсена до статистически сомнительного факта простой встречаемости видов...

Коэффициенты связи

Использование в качестве меры близости объектов косинусов углов между информативными векторами удобно тем, что функция сходства нормируется в шкале от 0 до 1 и не зависит от абсолютных значений переменных. Чтобы избежать разбиения на две дополнительные подгруппы положительно и отрицательно коррелируемых параметров, обычно используют квадраты (или абсолютные значения) косинусов углов. В разделах части 3 нами подробно будут рассмотрены конкретные формулы вычисления мер этого типа для различных шкал представления признаков: коэффициенты корреляции Пирсона, Спирмена и Кендалла, критерий χ^2 и другие меры оценки сопряженности. Ниже рассматриваются некоторые специфические для экологических исследований коэффициенты этого типа.

При подсчете мер сходства показателей обилия, выраженных в абсолютных или относительных значениях видовой численности или биомассы возможно использование *коэффициента К. Чекановского* [Czekanowski, 1911^M]:

$$M_T = \frac{\sum_{i=1}^S \min(X_i, Y_i)}{\left(\sum_{i=1}^S X_i + \sum_{i=1}^S Y_i \right)}, \quad (4.28),$$

где X_i и Y_i – количественные значения вида i в пробах X и Y , S – общее число видов.

К другим коэффициентам, оценивающим сходство биоценозов по показателям обилия, можно отнести следующие:

- *коэффициент общности удельного обилия*, предложенный А.А. Шорыгиным [1939^M, 1952^M] для сравнения спектра питания рыб, использующий те же обозначения, что и для формулы Чекановского (4.28) (иное название – *коэффициент суммы минимумов* по А.С. Константинову [1969]):

$$M_S = \sum_{i=1}^S \min\left(\frac{X_i}{\sum_{i=1}^S X_i}, \frac{Y_i}{\sum_{i=1}^S Y_i} \right); \quad (4.29)$$

- *коэффициент биоценологического сходства Б.А. Вайнштейна* [1976] для оценки комбинированного сходства биоценозов по обилию и видовому составу:

$$K_{комб} = M_S \cdot K_J',$$

где M_S – коэффициент общности удельного обилия, K_J' – коэффициент сходства видового состава [Алехин с соавт., 1925^M], полностью совпадающий с коэффициентом Жаккара (4.25).

Меры расстояния

Наиболее общей формулой для подсчета расстояния в m -мерном признаковом пространстве между объектами X_1 и X_2 является *мера Минковского* [Ким с соавт., 1989]:

$$D_S(X_1, X_2) = \left[\sum_{i=1}^m |x_{1i} - x_{2i}|^p \right]^{1/r}, \quad (4.30)$$

где r и p – параметры, определяемые исследователем, с помощью которых можно прогрессивно увеличить или уменьшить вес, относящийся к переменной i , по которой соответствующие объекты наиболее отличаются. Параметр p ответственен за постепенное взвешивание разностей по отдельным координатам, параметр r определяет прогрессивное взвешивание больших расстояний между объектами.

Мера расстояния по Евклиду получается, если метрике Минковского положить $r = p = 2$, и является, по-видимому, наиболее общим типом расстояния, знакомым всем по школьной теореме Пифагора, – геометрическим расстоянием в многомерном пространстве, которое вычисляется следующим образом:

$$D_E(X_1, X_2) = \left[\sum_{i=1}^m (x_{1i} - x_{2i})^2 \right]^{1/2}. \quad (4.31)$$

Заметим, что евклидово расстояние может быть вычислено как по исходным, так и по стандартизованным данным (например, нормированным на интервале от 0 до 1).

При $r = p = 1$ метрика Минковского дает "расстояние городских кварталов" (*манхэттенское расстояние*), которое является просто суммой разностей по координатам:

$$D_M(X_1, X_2) = \sum_{i=1}^m |x_{1i} - x_{2i}|. \quad (4.32)$$

В большинстве случаев эта мера расстояния приводит к таким же результатам, что и обычное расстояние Евклида. Однако отметим, что для нее влияние отдельных больших разностей (выбросов) уменьшается, так как они не возводятся в квадрат.

При $r = p \rightarrow \infty$ имеем метрику доминирования (она же, *супремум-норма* или *расстояние Чебышева*), которая вычисляется по формуле:

$$D_T(X_1, X_2) = \max |x_{1i} - x_{2i}|. \quad (4.33)$$

Это расстояние может оказаться полезным, когда желают определить два объекта как "различные", если они различаются по какой-либо одной лимитирующей координате (каким-либо одним измерением).

На практике, особенно в медико-биологических исследованиях, часто возникает проблема исследования связи в таблицах данных, измеренных в различных шкалах. Для этой цели был предложен [Gower, Ross, 1969; Ким с соавт., 1989] коэффициент Гауэра, допускающий одновременное использование трех шкал: количественной, порядковой и номинальной:

$$S(X_1, X_2) = \sum_{i=1}^{m_n} K_i + \sum_{i=1}^{m_p} P_i + \sum_{i=1}^{m_x} D_i. \quad (4.34)$$

При этом:

- для номинальных признаков $i = 1, 2, \dots, m_n$ алгоритм подсчета вклада признаков K_i совпадает с подсчетом коэффициента Жаккара;
- вклад P_i порядковых признаков $i = 1, 2, \dots, m_p$ совпадает с хемминговым расстоянием, если последнее мысленно обобщить на ранжированные переменные;
- для количественных признаков $i = 1, 2, \dots, m_x$ $D_i = 1 - |x_{1i} - x_{2i}| / S_i$, где S_i – размах i -го признака, вычисленный по всем объектам.

Одним из важных шагов по упорядочению используемых оценок явилось формулировка понятий «эквивалентности» и «коэквивалентности» мер сходства. Согласно теореме Б.И. Семкина и В.И. Двойченкова [1973], две меры r_1 и r_2 эквивалентны, если они связаны монотонно возрастающей зависимостью φ , т.е. $r_1 = \varphi(r_2)$. Примерами таких функций φ являются:

- линейное преобразование $r_1 = \alpha + \beta \cdot r_2$, позволяющее любой коэффициент сходства умножить, разделить или сложить с некоторым постоянным числом;
- потенциальные функции, удобные для нормировки: $r_1 = \frac{1}{1 + \alpha \cdot r_2^\varepsilon}$; $r_1 = \beta \cdot e^{-\alpha r_2^\varepsilon}$,

где α и β – константы, ε – любое рациональное число.

Понятие эквивалентности мер имеет важное следствие: если две меры эквивалентны, то они приводят к одной и той же последовательности объектов, упорядоченных по их сходству:

близкие объекты остаются близкими и т.д. Например, можно показать, что свойством эквивалентности обладает континуум мер сходства, представленных формулой:

$$K = \frac{2c}{(1+u)(a+b+2c) - 2u \cdot c}, \quad (4.35)$$

где $-1 < u < \infty$, а остальные обозначения приведены на рис. 4.6. Нетрудно заметить, что при $u = 0$ мы имеет хорошо известный коэффициент Сьёренсена (4.26); мера при $u = 1$ численно совпадает с коэффициентом Жаккара (4.25), а при $u = 3$ – с коэффициентом Сокала–Снита и т.д., поэтому споры о том, какой коэффициент лучше, можно считать беспредметными. То же можно сказать и об использовании более "сложных" формул, которые часто создают только иллюзию объективности и точности классификации.

Если бы принцип оценки эквивалентности получил достаточное распространение в количественной гидробиологии лишь только как "санитарно-профилактическое средство", препятствующее изобретению новых эмпирически мало подтвержденных индексов, неустанно появляющихся в различных областях, от этого была бы большая польза: биологическая литература освободилась бы от множества неоправданных манипуляций с числами и ненадежных рекомендаций.

Введенное понятие «эквивалентности» оказывается полезным еще и потому, что приводит к пониманию смысла использования неэквивалентных мер, как наиболее независимых и ценных членов "распознающего коллектива" [Розенберг с соавт., 1994], оценивающего различные свойства анализируемого материала. Если, например, выводы, полученные на основе использования корреляционных мер сходства, совпадут с выводами кластерного анализа на основе евклидовой дистанции, то с уверенностью можно утверждать, что они действительно основаны на исходных данных, а не на методе их извлечения.

4.8. Элементы продукционной гидробиологии

Мем № 25: *«Биологическая структура является открытой нелинейной системой, которая препятствует своему разрушению за счет способности к самоорганизации. Фактически, жизнь есть не что иное, как система по понижению собственной энтропии за счет повышения энтропии окружающей среды. Но расплатой за устойчивость живой материи является ее зависимость от поступления энергии извне, как необходимого условия существования неравновесной биосистемы. Если способность системы к самоподдержанию своей структуры ослабевает, в том числе из-за неадекватного энергетического восполнения, то ее элементы становятся менее организованными и различия между ними постепенно нивелируются»* С.Б. Пашутин [URL].

Научное формирование развернутых представлений о механизмах трофических взаимосвязей и динамике биотического круговорота в водных экосистемах связано с развитием представлений о балансе вещества и энергии в водоеме, основные методологические концепции которых разработаны П. Бойзен-Иенсеном [Boysen-Jensen, 1919], Л.А. Зенкевичем [1934], Г.Г. Винбергом [1936], В.С. Ивлевым [1938], Р. Линдеманном [Lindeman, 1942], А.Ф. Алимовым [1982, 1987, 1988] и др. Существуют многочисленные литературные источники [Шмальгаузен, 1935; Зенкевич, 1951; Ивлев, 1955; Винберг, 1960, 1979а,б; Россолимо, 1964; Хатчинсон, 1969; Бульон, 1983, 1994; Заика, 1983; Гутельмахер, 1986; Алимов, 1989; Голубков, 2000], посвященные теоретическому обоснованию и принципам расчета функционально-энергетических характеристик различных групп водных организмов. В результате структурного анализа и математического моделирования биотических балансов к настоящему времени установлена и количественно выражена генеральная схема материально-энергетических потоков в разных по типу и характеру водных биоценозов. Отсылая заинтересованного читателя к фундаментальным трудам по этой тематике, в настоящем разделе мы ограничимся общей схемой расчета продукционно-деструкционных показателей на примере зообентоса.

Процессы конструктивного и энергетического обмена в водной экосистеме основаны на тесно и закономерно взаимосвязанных механизмах биогеохимического круговорота, подчиняющегося общим законам сохранения материи Лавуазье–Ломоносова. Это дает возможность представить функционирование сообщества гидробионтов на любом организационном уровне (организм, популяция, биоценоз или водоем в целом) в виде балансовой модели: формальных структурных элементов-преобразователей, связанных материальными потоками и осуществляющих трансформацию вещества и энергии. Для каждого блока модели существует два вида потоков:

- *входные потоки* извне (солнечная энергия, аллохтонные вещества, поступающие с площади водосбора, детрит, продукция нижних трофических уровней и т.д.) или поступающие из других блоков модели (перераспределение материи внутри рассматриваемой организационной структуры), образующие ресурсную составляющую;
- *исходящие потоки*, являющиеся результатом биопродукционных процессов внутри блока (синтез продукции, используемой на других трофических уровнях или внутри самой модели для поддержания гомеостаза), либо связанные с диссипацией материи (вынос или деструкция вещества до минеральной формы, рассеяние энергии).

Для корректно сводимого материального баланса необходимы следующие условия:

- все материальные потоки должны быть соизмеримыми, т.е. выражаться в одних и тех же единицах размерности (например, в тоннах, молях или джоулях);
- алгебраическая сумма входящих и исходящих потоков для каждого составляющего блока в отдельности и всей модели в целом должна быть равна нулю.

Биотический баланс может быть выражен в абсолютных значениях (например, для всего водоема в целом), либо пересчитан на единицу наиболее важной ресурсной или итоговой составляющей: 1 джоуль ассимилированной солнечной энергии, 1 м² площади дна или 1 тонну образовавшейся биомассы. В отличие от материальных балансов искусственных технологических процессов, биотический баланс природной экосистемы в принципе не может быть стационарным, поэтому важнейшей его определяющей составляющей является период времени, за который он был составлен.

Структура основных материальных потоков биотического баланса представлена на рис. 4.7, где объем поступления вещества с потребленной пищей (рацион) обозначен как C , количество не усвоенной пищи – F , ассимиляция пищи гидробионтами – A :

$$A = C - F. \quad (4.36)$$

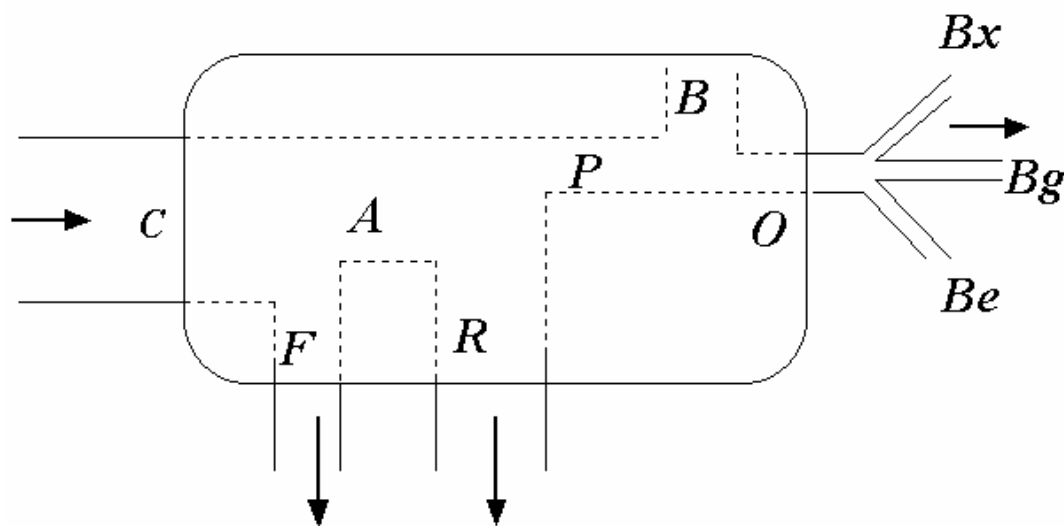


Рис. 4.7. Структура основных потоков обмена веществом и энергией с внешней средой организма или популяции (C – потребление или рацион, A – ассимиляция, F – не усвоенная пища, R – траты на обмен, O – отторгаемая продукция, B_g – половые продукты, B_x – экскреты, B_e – экзувиш, B – прирост биомассы)

Обмен веществ, связанный с жизнедеятельностью, сопровождается выполнением внешней и внутренней работы, сжиганием части ассимилированной пищи и, в конечном итоге, преобразованием энергии сгорания в тепловую. Интенсивность этого процесса трат на обмен обозначена как R . Разность между потоками энергии, поступающей в организм с ассимилированной пищей, и потоком рассеиваемой тепловой энергией в результате трат на обмен представляет собой продукционный поток энергии P :

$$P = A - R . \quad (4.37)$$

В терминах энергии процесс продуцирования можно определить как суммарный процесс накопления биомассы B организмами и их популяциями в виде энергосодержащей соматической ткани, а также в виде отторгаемой продукции O , включающей генеративные (половые) продукты B_g , экскреаты B_x и другие отчуждаемые продукты роста B_e (экзувии, слизь, метаболиты).

Уровень особи

Рассмотрим вкратце систему понятий, предельно четко сформулированных В.В. Меншуткиным [1971] и используемых для построения биотических балансов популяций и сообществ водных животных. В качестве первичного (неделимого) элемента модели принимается особь, существование которой в каждый момент времени определяется следующими основными компонентами: τ – возраст особи, т.е. время, прошедшее с момента начала самостоятельного развития яйца или икринки; w – масса тела особи; k – калорийность тела особи (положительная переменная, имеющая размерность энергии, отнесенной к единице массы); c – реальный рацион, равный количеству пищи, потребляемой особью в единицу времени. Тогда рост особи – это изменение массы тела в единицу времени:

$$v = \frac{w_{t+\Delta t} - w_t}{\Delta t} = \frac{\Delta w}{\Delta t} . \quad (4.38)$$

Энергия ассимилированной особью пищи в единицу времени (a_I) равна сумме трат на обмен r , изменения энергосодержания тела особи и энтальпии генеративных продуктов:

$$a_I = r + k \frac{\Delta w}{\Delta t} + \lambda w_o k_o , \quad (4.39)$$

где w_o и k_o – масса и калорийность выметанных половых продуктов, λ – количество яиц или икринок, откладываемых особью в единицу времени. Если ввести коэффициент переваривания и усвоения пищи $u = a_I / c$, то закон сохранения энергии применительно к особи приводит к следующему балансовому уравнению

$$uc = r + k \frac{\Delta w}{\Delta t} + \lambda w_o k_o . \quad (4.40)$$

Важным показателем биоэнергетики особи является коэффициент использования ассимилированной энергии на рост (k_2), равный приросту массы тела на единицу массы усвоенной пищи с учетом их калорийности:

$$k_2 = \frac{k \frac{\Delta w}{\Delta t}}{uc} = \frac{k \cdot \Delta w}{r \cdot \Delta t} . \quad (4.41)$$

Коэффициент k_2 , как показали работы В.С. Ивлева, закономерно снижается с увеличением возраста животного, в следствие того, что генеративный (экзувиальный) рост начинает превалировать над соматической составляющей.

По литературным данным [Алимов, Финогенова, 1976] усвояемость пищи u для всех нехищных животных, за исключением олигохет, может быть принята равной 0.6, для олигохет – 0.5, для хищных животных – 0.8. Средние значения калорийности k обычно считают равными 19.2 кДж/г сухого вещества для водорослей и макрофитов, а



Виктор Сергеевич ИВЛЕВ
(1907-1964)
ихтиолог, гидробиолог

для водных животных – 23.01 кДж/г. Естественно, что калорийность организмов будет различаться в зависимости от того, рассчитывается ли она для сухой, сырой массы или органического вещества тела животных. Так энергетический эквивалент сырой массы донных организмов зообентоса варьируется в достаточно широких пределах от 4.18 кДж/г для Oligochaeta до 1.0 кДж/г для Dreissenidae (с раковиной).

В практике биоэнергетических исследований последних десятилетий канонизировано применение степенных уравнений типа

$$Y = a X^k, \quad (4.42)$$

которые, как считают многие авторы (см. [Винберг, 1976]), достаточно хорошо описывают параболические зависимости, постулируемые для расчета большинства компонентов материального баланса особи:

- потребления пищи, прироста размеров или биомассы и интенсивности энергетического обмена как функции веса тела самых различных систематических групп пойкилотермных животных;
- веса тела как функции линейного размера организма;
- калорийности массы тела гидробионтов как функции их возраста.

В частности, траты на обмен у донных животных при нормальных условиях обычно рассчитывают по уравнениям потребления кислорода животными в процессе дыхания в зависимости от массы тела, имеющим вид для:

ракообразных	$q_o = 0.125 \cdot w^{0.759}$ [Сущеня, 1972],
олигохет	$q_o = 0.105 \cdot w^{0.75}$ [Камлюк, 1974],
двустворчатых моллюсков	$q_o = 0.129 \cdot w^{0.895}$ [Алимов, 1975],

где q_o , мгО/ч – скорость обмена при $t = 20^{\circ}\text{C}$; w , г – масса тела особи. Чтобы перейти к тратам на обмен, выраженным в количестве диссипативной энергии r_o , расходуемой особью на поддержание своей жизнедеятельности, необходимо количество потребленного кислорода q_o умножить на оксикалорийный коэффициент 14.23 Дж/мгО. Ускоряющее влияние температуры среды на различные физиологические процессы, в частности, на интенсивность газообмена пойкилотермных животных, учитывается с использованием температурных поправок $\beta_r(t)$ в уравнении $r = r_o \beta_r(t)$, которые могут быть взяты по “нормальной кривой” Круга [Винберг, 1956, 1983], либо с использо-

ванием коэффициента Вант-Гоффа $\beta_r(t) = 2.25^{\frac{t-20}{10}}$, коэффициента термолабильности Б.М.Медникова и проч.

Наш комментарий: Теоретически обосновывая канонизацию уравнения (4.42), Г.Г. Винберг [1956] и Н.П. Макарова [1975] связывают его с уравнением скорости анаболизма Л. фон Бергаланфи [Bertalanffi, 1964]. Не отрицая известной адекватности параболической зависимости для описания широкого класса процессов биоэнергетики, мы считаем малопродуктивной догмой идею “универсализма” не совсем удобного в точных расчетах степенного уравнения $Y = a X^k$. Можно привести целый ряд иных более удобных математических формул, которые будут описывать те же экспериментальные данные с не меньшей степенью адекватности. Кроме этого, определенной методологической ошибкой статистической обработки [Умнов, 1976] является широко практикуемая линеаризация степенного уравнения путем логарифмирования в уравнение регрессии вида: $\lg Y = \lg a + k \lg x$. Как будет показано ниже в главе 5, коэффициенты этих обоих уравнений, оптимальные относительно суммы квадратов невязок, далеко не идентичны между собой.

Группа особей и популяция

Вторым уровнем системы модельных уравнений материально-энергетического баланса является группа (когорта) – множество особей, параметры состояния которых одинаковы или находятся в некоторых заданных пределах. Например, множество особей, находящихся на одинаковой стадии развития, образуют *стадийные группы*. По иному определяющему признаку могут быть скомплектованы *весовые группы*, *возрастные группы* и т.д. Состояние группы $I_i \in G$ определяется ее мгновенной численностью N_i и статистической функцией распределения всех регистрируемых показателей функционирования отдельных организмов. В большинстве балансов эти

распределения достаточно описывать средними значениями: средний вес \bar{W} , средняя калорийность \bar{K} или средний возраст особи $\bar{\tau}$ в группе.

Суммарный вес особей данной группы составляет ее биомассу:

$$B = \sum_{I_i \in G} w_i = \bar{w} \cdot N \quad (4.43)$$

По аналогичным формулам могут быть рассчитаны: C – суммарный реальный рацион всех особей группы, R – суммарные траты на обмен; U – суммарное количество несъеденной и непереваренной пищи; J – суммарная масса генеративных продуктов и метаболитов. Состав групп всегда нестационарен во времени и определяется динамикой смертности, а также процессами перехода особей из одной группы в другую. Например, изменение численности особей, входящих в стадийную группу G_i , описывается следующим соотношением:

$$N_{t+\Delta t}^{G_i} = (1 - m_i - b_i) N_t^{G_i} + b_{ji} N_t^{G_j} \quad (4.44)$$

где m_i – коэффициент смертности особей, выловленных или съеденных хищниками за период Δt , b_i – коэффициент выбытия особей на следующую стадию, связанный с продолжительностью этапа развития; b_{ji} – коэффициенты поступления особей из других групп.

Третий уровень иерархии баланса составляют популяции – множество особей или групп особей, обладающих свойством самовоспроизведения. Большинство характеристик и свойств группы особей можно перенести и на популяцию. Так появляется понятие о численности популяции N , ее биомассе B и тратах на обмен R , как суммы показателей по всем возрастным группам, составляющим популяцию, а также среднем возрасте $\bar{\tau}$ и среднем весе особи \bar{W} , которые рассчитываются как средневзвешенные значения по обычным статистическим формулам. Однако понятия, связанные с процессом перехода особей из одной группы в другую, не могут иметь смысла для популяции как для системы, замкнутой в отношении операций перехода и размножения. Кроме диссипативных потерь R и метаболитов, материально-энергетический выход из популяции P' осуществляется только через биомассу погибших в единицу времени особей. Отношения размножения популяции заключаются в приросте численности особей в группах, имеющих соответственный стадийно-возрастной статус.

Специфической характеристикой популяции является понятие «продукции». Под *продукцией популяции* понимается количество органического вещества, создаваемого всеми особями популяции в виде прироста массы их тела и выделения половых продуктов за единицу времени [Boysen-Jensen, 1919; Винберг, 1936; Заика, 1983]. В энергетическом выражении продукция определяется как

$$P = \frac{k}{\Delta t} \sum_{i=1}^n \Delta w_i \cdot N_i + k_o \sum_{i=1}^n w_o \lambda_i \cdot N_i \quad (4.45)$$

где Δw_i – прирост массы тела особей i -й группы популяции, независимо от того, остались ли они в живых, или погибли в течение временного шага системы Δt ; n – число групп в популяции. В тех

же терминах энергетический выход популяции можно представить как $P' = k \sum_{i=1}^n w_i m_i \cdot N_i$,

где m_i – коэффициент смертности особей.

Таким образом, популяцию можно определить, как материальный преобразователь, на вход которого подается вещество или энергия в виде пищи, а на выходе образуется органическое вещество иного уровня организации, которое является энергетической базой для популяций других трофических уровней. В стационарном случае, т.е. когда нет изменения биомассы популяции во времени ($\Delta B = 0$), продукция популяции равна ее энергетическому выходу и $P = P'$.

В общем случае энергетический баланс популяции можно записать в виде

$$C - F = R + k \frac{\Delta B}{\Delta t} + k \cdot \bar{w} \cdot M ; \quad P = C - R - F ; \quad P' = k \cdot \bar{w} \cdot M , \quad (4.46)$$

где C – рацион; F – неувоенная пища; M – количество особей, выбывших из популяции и использованных в пищу на других трофических уровнях.

Компоненты биотического баланса популяции по сложившейся традиции используются для получения различных коэффициентов, которым зачастую придается особо важный, почти мистический смысл. Наиболее широко цитируемым является показатель интенсивности продукционного процесса («удельная продукция» по В.Е. Заике [1983]) или отношение продукции популяции к ее средней биомассе, называемое также *коэффициентом P/B*:

$$\frac{P}{B} = \frac{\frac{1}{\Delta t} \sum_{i=1}^n \Delta w_i \cdot N_i + k_o \sum_{i=1}^n w_o \lambda_i \cdot N_i}{\sum_{i=1}^n \bar{w}_i \cdot N_i} . \quad (4.47)$$

Численные значения величины продукции, а, следовательно, и коэффициента P/B зависят от выбора единицы времени (суточные, недельные, месячные, годовые и прочие значения P/B). Для сравнения не абсолютной, а относительной интенсивности продукционного процесса иногда относят коэффициент P/B к средней продолжительности жизни особи как к естественному масштабу времени популяции. Однако до сих пор нет единого мнения (может – и не должно быть?) относительно того, какие величины P/B характерны для тех или иных объектов или условий их функционирования.

Другой функциональной характеристикой сообществ организмов является *соотношение Шредингера P/R между продукцией и диссипативной энергией*, рассеиваемой организмами в процессах обмена. А.Ф. Алимовым [1989] было показано, что для широкого класса популяций донных животных это соотношение за год или вегетативный сезон статистически постоянно и составляет 1.45 кДж/м^2 .

Приведенный выше коэффициент k_2 (4.41) для особи сохраняют свой смысл и для популяции:

$$k_2 = \frac{P}{P + R} = \frac{P/B}{P/B + R/B} , \quad (4.48)$$

однако его кумулятивные значения за достаточно большой промежуток времени не соответствуют законам онтогенетического развития отдельных особей, а зависят от динамики размерно-возрастного состава популяций, косвенно определяемой условиями внешней среды (трофические условия, температура и проч.) В любом случае, эффективность продукции, т.е. k_2 популяции, оказывается тем выше, чем больше в популяции доля особей младшего возраста, которым свойственны более высокие величины k_2 . Если принять во внимание постоянство отношения Шредингера ($P/R = 1.45 \text{ кДж/м}^2$ за сезон), то легко показать, что для большинства видов зообентоса среднесезонное значение $k_2 = 0.26$. Это соотношение позволяет оценить приблизительно продукцию популяции за вегетационный сезон по рассчитанным тратам на обмен (так называемый, "физиологический" метод).

Балансы трофических уровней и биоценозов

Множество популяций, характерных сходными кормовыми связями, образует *трофический уровень*. Схематически трофо-динамическое направление в гидробиологии, основные положения которого разработаны Р. Линдеманом [Lindeman, 1942] и Дж. Хатчинсоном [1969] (см. раздел 2.2), сводится к следующему.

Первичное автохтонное органическое вещество образуется на первом трофическом уровне в ходе фотосинтеза зелеными растениями или хемосинтеза бактериями. "Пищей" в данном случае является аккумулированная солнечная энергия и аллохтонные органические вещества, поступающие в водоем извне с площади водосбора. В дальнейшем происходит поэтапная трансформация материи, синтезированной фитопланктонами на первом уровне: на последующих трофиче-

ских звеньях животные высшего уровня используют запас материи нижних уровней для построения своего тела. Каждый из выделенных уровней характеризуется своими компонентами биотического баланса: рационом C , ассимиляцией A , деструкцией или тратами на обмен R , продукцией P и массопереносом с уровня на уровень P' . Принято строго различать (по всей видимости, не из общетеоретических соображений, а из-за различий в технике расчетов) *первичную продукцию*, или продукцию автотрофов, и *вторичную продукцию*, или продукцию консументов-гетеротрофов.

Концепция трофических уровней позволила рассматривать процессы потребления, продуцирования, деструкции в сообществах во всей их взаимосвязи. Однако застывшая детерминированность трофических цепей не свойственна реальным экосистемам. Во многих случаях особи одного и того же вида на разных стадиях развития или при изменении внешних условий могут легко переходить с одной пищи на другую, а также менять тип и способ питания. Более строгое представление о трофических взаимодействиях дает односвязная трофическая сеть, т.е. более разветвленная по сравнению с трофическими уровнями система трофических связей, имеющая следующий формализм.

Пусть на множестве популяций (или групп особей) задан граф трофических связей $\Gamma(S)$, где два любых узла могут быть связаны ребром, направленным от хищника к жертве. Каждому ребру поставлена в соответствие трофическая ценность j -й жертвы по отношению к i -му хищнику как априорная вероятность ее поедания этим хищником. Тогда под *биотическими сообществами* можно понимать связанные компоненты этого графа – фрагменты узлов сети, внутренне неразделимые, но изолированные друг от друга на некотором статистическом уровне значимости. Множество популяций биотического сообщества, составляющих изолированный фрагмент трофической сети, вместе с замкнутыми циклами биогенных элементов и компонентами неживой природы образуют экосистему или биогеоценоз. Из данного определения следует, что экосистема в отличие от сообщества обязательно включает в себя автотрофные элементы, т.к. в противном случае невозможно получение замкнутых биогеохимических циклов.

Определение продукции биоценозов – один из наиболее сложных и неоднозначно трактуемых вопросов продукционной гидробиологии и экологии в целом. С общетеоретических позиций продукция экосистемы (P_e) представляет собой разность между первичной продукцией экосистемы (P_p) и суммарными тратами на обменные процессы у всех гидробионтов системы (R_e) [Алимов, 1987]: $P_e = P_p - R_e$. В тех случаях, когда $R_e > P_p$, существование биотической части экосистемы возможно только за счет поступления органических веществ извне.

Схема биотического баланса водных экосистем, впервые предложенная и составленная Г.Г. Винбергом, обычно трактуется как распределение энергии, аккумулированной в виде первичной продукции, между всеми остальными верхними трофическими уровнями: зоо- и бактериопланктоном, бентосными организмами, рыбами, водными и околотовными животными и человеком. Анализ биотических балансов для разных водоемов позволил выявить ряд общих закономерностей и выводов [Алимов, 1989]. Например:

- суммарная средняя биомасса (кДж/м²) всех гидробионтов, включая водные растения, бактерии, зоопланктон и рыб, возрастает пропорционально увеличению первичной продукции в этих водоемах и не превышает 13% ее годового объема ($B = 0.126 P_p$);
- продукция макроконсументов также возрастает с увеличением первичной продукции и составляет для зоопланктона менее 8 % и для зообентоса от 8 до 13% энергии, аккумулированной в первичной продукции (для рыб – менее 1%).

Мы привели эти цифры, чтобы показать некоторую механистическую условность биотических балансов экосистем, основанных исключительно на энергетике *сгорания* органического вещества (напомним, что калорийность биомассы равна количеству теплоты, выделившейся при ее сжигании до воды и углекислоты). В результате этого, расходная часть (т.е. вторичная продукция) энергетического баланса водоема оказывается существенно меньше приходной части (первичной продукции) – см. табл. 21 [Алимов, 1989]. При этом не учитывается, что при последовательном переходе на более высокие трофические уровни биохимическая материя тела особей приобретает дополнительную ценность, хотя бы по причине эндотермичности процессов синтеза высокоорганизованного белка в процессе роста. Если проиллюстрировать это отвлеченным примером, то вязанка дров и мешок с долларовыми ассигнациями может иметь одинаковую теплотворную способность, но потребительская и энергетическая (в смысле затрат на их изготовление) ценность долларов значительно выше. На наш взгляд, оценивать в балансах продукцию рыб и других

консументов исключительно как "топливо" в терминах *теплоты сгорания* без учета *энергии образования*, затраченной на синтетические биохимические процессы, представляется не вполне корректным.

В научном сообществе к проблеме биотических балансов водных экосистем имеется далеко не однозначное отношение, иллюстрируемое следующим "декларативным мемом":

Мем № 26: «Работы Г.Г. Винберга и А.А. Умнова, на которые ссылается автор, были, прежде всего, вызваны требованиями унификации подходов к обработке и представлению многочисленных данных по продукции, обмену, рационам и другим биоэнергетическим параметрам, накопленных в рамках МБП в различных академических и отраслевых институтах. В те годы действительно господствовало мнение, что "крупноблочные" балансовые модели приблизят нас к управлению потоками энергии в естественных и искусственных (в основном водных) экосистемах. Потребовалось гораздо менее 26 лет, чтобы понять, что даже успешное сведение баланса (правда редко реализуемое) констатирует КПД процессов, но не раскрывает их механизмы. Балансовые модели ставили больше вопросов, чем давали ответов и вынудили отказаться от многих упрощенных схем и представлений. Нисколько не умаляя роль этого подхода в активизации научной мысли, следует признать, что он представляет всё же исторический интерес».

[Из рецензии редакции "Журнала общей биологии", на отклоненную статью В.К. Шитикова, 2002 г.]

На наш взгляд, изучение биопродукционных процессов на "микрокинетическом" уровне (особь и группа особей) отнюдь не является "историческим анахронизмом", а представляет собой одну из основных задач гидробиологии. Что касается "крупноблочных" балансовых моделей, то серьезный и беспристрастный анализ опыта их разработки с доказательной оценкой уровня агрегированности (популяция, трофический уровень или водоем в целом), выше которой любые балансы делаются бессмысленными, еще ждет своего читателя. В любом случае, в пользу "макрокинетических" биотических балансов говорят не декларации, а конкретные практические результаты, позволившие, например, А.Ф. Алимову, Н.М. Мингазовой и другим исследователям дать достаточно детальную оценку состояния экосистем уникальных карстовых водоемов Татарстана [Уникальные экосистемы..., 2001].

Иллюстративный материал

Приведем практический пример расчета составляющих биопродукционного баланса сообщества зообентоса на одной из станций на р. Чапаевка, выполненный по результатам разовых экспедиционных наблюдений и с использованием упрощенной схемы. При отсутствии данных о первичной продукции, популяционной динамике донных организмов и их трофической связи с другими консументами, представленные расчеты являются в значительной мере условными и приближенными. Результаты представим в сводной табл. 4.12 (все энергетические показатели приведены в ккал).

Траты на обмен у каждого i -го вида донных животных рассчитаем по уравнениям потребления кислорода животными в процессе дыхания в зависимости от массы тела по следующей формуле, включающей оксикалорийные и пересчетные коэффициенты:

$$R_i = \frac{81.6 \cdot A_i \cdot N_i \cdot (B_i / N_i)^{K_i}}{1000 \cdot \varepsilon_t} \quad (\text{ккал/м}^2 \text{сут}),$$

где: N_i и B_i – численность и биомасса рассчитываемого вида гидробионта; A_i и K_i – коэффициенты степенного уравнения энергетического обмена для данной группы животных по вышеприведенным литературным данным, а также по работам Е.В. Балушкиной [1987], С.М. Голубкова [2000] и др.; ε_t – температурная поправка на ускорение обменных процессов по уравнению Вант-

Гоффа $\varepsilon_t = 2.25^{\left(\frac{20-t}{10}\right)}$, t – температура воды в придонном слое в момент отбора пробы.

Продукцию популяций отдельных видов животных рассчитаем по известным из литературы величинам удельной продукции за сутки C_w [Заика, 1983]. Величина C_w равна для олигохет 0.03, личинок хирономид – 0.033, личинок поденок – 0.027, моллюсков сфериид – 0.0044 и др. [Алимов, Финогонова, 1976]. Для дальнейших расчетов используем данные по калорийности (ккал/г) разных групп животных, что позволяет перевести весовые значения составляющих энергобаланса в энергетические: для олигохет – 1.0, хирономид – 0.63, поденок – 0.92, сфериид с раковиной – 0.35, гаммарид – 0.9, вислоккрылок – 0.92 [Алимов с соавт., 1977; Каменев, 1993].

В каждом донном сообществе выделим два трофических уровня – нехищных и хищных животных. Ко вторым отнесем личинок вислоккрылок, хелеид и некоторых видов хирономид (*Ablabesmyia longistyla*, *A. monilis*, *Cryptochironomus* gr. *defectus*, *Procladius choreus*, *Pr. ferrugineus*, *Tanypus punctipennis*).

Суммарную продукцию донных сообществ (P_c) определим в виде суммы продукций нехищных ($P_{нх}$) и хищных (P_x) животных за вычетом рациона хищников (C_x): $P_c = P_{нх} + P_x - C_x$ [Алимов, 1989]. В связи с тем, что основную долю хищников в р. Чапаевка составляют личинки хирономид, которые являются в основном факультативными хищниками, рацион хищных животных для дальнейших расчетов примем равным 30% [Тодераш, 1984]. Тогда уравнение расчета продукции донных сообществ будет иметь следующий вид:

$$P_c = P_{нх} + P_x - 0.30 \cdot P_x .$$

Для каждого вида и таксономической группы рассчитаем также отношение продукции донных сообществ к суммарным тратам на обменные процессы P_c/R , которое рассматривается как коэффициент стабильности или полезного действия донных сообществ на различных участках реки [Алимов, Финогонова, 1976].

Биоразнообразию анализируемых донных сообществ оценим по индексу Шеннона, а характер доминирования отдельных видов – в соответствии с индексом по В.Ф. Палию и А. Ковнацкому.

Полученные результаты по составляющим энергетического баланса донных сообществ могут быть использованы в дальнейшем для количественной оценки их участия в процессах самоочищения водоемов. Калорийность (энергосодержание) органического вещества ОВ в воде рассчитывается по величине бихроматной окисляемости БХО ($\text{гО}_2/\text{м}^3$) для двух вариантов:

$$OB_{min} = K_{ov} \cdot OB \cdot 0.05 \text{ ккал/м}^2 \text{ – в слое воды 5 см над уровнем дна;}$$

$$OB_{max} = K_{ov} \cdot OB \cdot \text{ккал/м}^2 \text{ – в слое 1 м,}$$

где $K_{ov} = 0.67 \cdot 10.6 \cdot 0.5 = 3.551$ ккал/г – пересчетный коэффициент теплотворной способности [Алимов с соавт., 1977].

Итог самоочищающей способности донных организмов оценим как отношение ассимилированной энергии ($A = P + R$) и суточного рациона C нехищных животных зообентоса, к калорийности органического вещества ОВ, распределенного в слое воды 5 см и 1 м над 1 м^2 площади дна. В результате расчетов по данному примеру можно увидеть, что донное сообщество ежедневно утилизирует свыше 15% чужеродных (ксенобиотических) органических веществ, содержащихся в придонном слое воды, причем около 8% общей массы ОВ расходуется непосредственно на прирост биомассы и обменные процессы. Доля зообентоса в самоочищении реки для слоя воды 1 м существенно меньше, т.к. в средних и верхних слоях водоема ведущая роль в деструкции загрязнений переходит к планктонным организмам и бактериальной микрофлоре, продукция которых нами не учитывалась.

Несмотря на известные допущения при расчете биотического баланса, имеющие место в описанном иллюстративном примере, эта методика позволила нам в свое время обработать несколько сотен проб зообентоса и представить достаточно четкую картину антропогенного загрязнения р. Чапаевка, оценить пространственную динамику функционально-продукционных характеристик сообщества донных организмов и долю его участия в самоочищении реки [Экологическое состояние..., 1997].

Таблица 4.12.

Сводная расчетная таблица гидробиологических данных

Наименование видов	Индекс до-минирования	Численность <i>N</i> , экз/м ²	Биомасса <i>B</i> , г/м ²	Траты на обмен <i>R</i> , кал/сут*м ²	Продукция <i>P</i> , кал/сут*м ²	Ассимиляция <i>A</i> , кал/сут*м ²	Рацион <i>C</i> , кал/с*м ²	Полезность биоценоза, <i>P/R</i>	В слое 5 см		В слое 1 м	
									<i>A/OB</i> %	<i>C/OB</i> %	<i>A/OB</i> %	<i>C/OB</i> %
1. <i>E. acuminata</i>	1.42	200	0.16	0.003	0.0002	0.003	0.005	нехищ.	0.046	0.077	0.003	0.004
2. <i>E. casertana</i>	1.42	200	0.22	0.004	0.0003	0.004	0.007	нехищ.	0.062	0.102	0.003	0.006
3. <i>Euglesa fossarina</i>	1.42	200	0.16	0.003	0.0002	0.003	0.005	нехищ.	0.046	0.077	0.003	0.004
Итого Bivalvia ***		600	0.54	0.01	0.001	0.011	0.017	0.062	0.154	0.256	0.009	0.014
<i>Culicoides</i> sp.	1.99	280	0.22	0.004	0.0046	0.009	0.011	хищ.				
1. <i>Chironomus plumosus</i>	1.7	240	0.24	0.006	0.0039	0.01	0.017	нехищ.	0.15	0.25	0.008	0.014
2. <i>Cladopelma gr.lateralis</i>	0.85	120	0.01	0	0.0002	0.001	0.001	нехищ.	0.009	0.015	0	0.001
3. <i>Cladotanytarsus mancus</i>	4.26	600	0.03	0.001	0.0011	0.002	0.004	нехищ.	0.036	0.06	0.002	0.003
4. <i>C. sylvestris</i>	0.28	40	0.01	0	0.0002	0.001	0.001	хищ.				
5. <i>Cryptochironomus gr. def</i>	5.97	840	1.06	0.027	0.0212	0.048	0.06	хищ.				
6. <i>P. arcuatus</i>	0.28	40	0.01	0	0.0002	0.001	0.001	нехищ.	0.008	0.013	0	0.001
7. <i>P. nubeculosum</i>	10.5	1480	0.87	0.025	0.0211	0.046	0.077	нехищ.	0.68	1.129	0.038	0.063
8. <i>Polypedilum</i> sp.	1.14	160	0.3	0.007	0.0052	0.012	0.02	нехищ.	0.18	0.299	0.01	0.017
9. <i>Procladius choreus</i>	1.99	280	0.28	0.007	0.0061	0.013	0.017	хищ.				
10. <i>P. ferrugineus</i>	1.42	200	0.17	0.005	0.0037	0.008	0.01	хищ.				
11. <i>Paratanytarsus confusus</i>	0.28	40	0.01	0	0.0002	0.001	0.001	нехищ.	0.008	0.013	0	0.001
12. <i>Stictochironomus histrio</i>	0.28	40	0.19	0.004	0.0051	0.009	0.015	нехищ.	0.13	0.216	0.007	0.012
13. <i>T. punctipennis</i>	1.99	280	0.46	0.011	0.0097	0.021	0.026	хищ.				
14. <i>Tanytarsus</i> sp.	0.28	40	0.01	0	0.0003	0.001	0.001	нехищ.	0.009	0.015	0.001	0.001
Нехищники:		2760	1.67	0.045	0.037	0.083	0.137	0.821	1.211	2.01	0.067	0.112
Хищники:		1640	1.98	0.051	0.041	0.091	0.114	0.81				
Итого Chironomidae ***		4400	3.65	0.096	0.044	0.14	0.252	0.458	1.211	2.01	0.067	0.112
<i>Cloeon dipterum</i>	0.28	40	0.03	0.002	0.0006	0.003	0.005	нехищ.	0.042	0.07	0.002	0.004
<i>Valvata</i> sp.	0.57	80	0.03	0.002	0.0005	0.002	0.004	нехищ.	0.034	0.056	0.002	0.003
<i>Sialis lutaria</i>	0.28	40	0.96	0.16	0.0064	0.167	0.208	хищ.				
*** Nematoda ***	3.41	480	0.02	0	0	0	0	нехищ.	0	0	0	0
1. <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	13.6	1920	2.59	0.139	0.065	0.204	0.409	нехищ.	2.989	5.978	0.166	0.332
2. <i>Limnodrilus</i> sp.	35.2	4960	0.77	0.071	0.0193	0.09	0.181	нехищ.	1.323	2.646	0.073	0.147
3. <i>L. udekemianus</i>	2.27	320	1.6	0.062	0.0402	0.102	0.204	нехищ.	1.495	2.99	0.083	0.166
4. <i>Potamotheix hammoniensis</i>	6.82	960	0.53	0.036	0.0133	0.049	0.098	нехищ.	0.716	1.432	0.04	0.08
Итого Oligochaeta ***		8160	5.49	0.308	0.138	0.446	0.892	0.447	6.523	13.046	0.362	0.725
Всего – нехищники:		12120	7.78	0.368	0.177	0.544	1.055	0.481	7.964	15.438	0.442	0.858
Всего – хищники:		1960	3.16	0.215	0.052	0.267	0.333	0.242				
Всего		14080	10.94	0.582	0.129	0.711	1.389	0.221				

Станция: Чапаевка / Ст.04л 1 км ниже с. Ореховка. Дата: 24 июля 1990 г. Температура 22.2 °С. Бихроматная окисляемость = 38.5. Глубина = 0.9 м. Калорийность орг. вещества от *OB*(min) = 6.84 до *OB*(max) = 123.04. Число видов: 26. Индекс разнообразия Шеннона = 3.384.