

**Меншуткин В.В.
Показеев К.В.
Филатов Н.Н.**

ГИДРОФИЗИКА И ЭКОЛОГИЯ ОЗЕР

**Том II
ЭКОЛОГИЯ**



Меншуткин В.В.

Показеев К.В.

Филатов Н.Н.

ГИДРОФИЗИКА И ЭКОЛОГИЯ ОЗЕР

**Том II
ЭКОЛОГИЯ**

Москва
Физический факультет МГУ
2004

Рецензенты: д.б.н., профессор С.П. Китаев,
д.ф.м.н., профессор Л.А. Руховец

**Меншуткин В.В., Показеев К.В., Филатов Н.Н. ГИДРОФИЗИКА
И ЭКОЛОГИЯ ОЗЕР. Том II. ЭКОЛОГИЯ.** — М.: Физический факультет
МГУ, — 280 с. — 2004. ISBN 5-8279-0045-1

Второй том книги посвящен экологии озер. Даны основные понятия о качестве вод и нормированию, приведены принципы мониторинга и управления ресурсами озер, показаны общие сведения по особенностям функционирования озерных систем. Приведены примеры математического моделирования экосистем разнообразных озер. В работе даны примеры в основном по озерам России или территории СССР. Показаны пути совершенствования методов лимнологических исследований, моделирования — как инструмента управления ресурсами озер их охраны и рационального использования.

Для гидрофизиков, специалистов по управлению качеством воды, гидрологов, лимнологов, а также студентов и аспирантов соответствующих специальностей.

Работа выполнена благодаря ФЦП «Интеграция» (проект Я0058).

ВВЕДЕНИЕ

Второй том книги посвящен экологии озер. При написании этого тома авторы учитывали то, что эта книга предназначена в первую очередь для гидрофизиков и инженеров по управлению качеством воды, поэтому читатель здесь почти не найдет латинских названий видов животных и растений или специфических терминов альгологии, малакологии или ихтиологии. Безусловно, работа не претендует на то, чтобы дать исчерпывающие ответы, примеры для иллюстрации разных сторон функционирования озерных экосистем, экологии озер. Здесь лишь приводятся необходимые понятия о качестве вод и нормированию, даны некоторые принципы мониторинга и управления ресурсами озер, общие сведения по особенностям функционирования озерных систем. Показаны подходы и приведены примеры моделирования экосистем. В работе даны сведения в основном по разнообразным озерам России или территории бывшего СССР. Однако, здесь нет сведений по весьма своеобразным озерам, например, по озеру Байкал — уникальному водоему по глубине, объему вод, особенностям протекания химико-биологических и гидрофизических процессов, наличия в нем эндемичных видов и в целом уникальности экосистемы. Заинтересованного читателя мы отправляем к работам, посвященным этому озеру. Главная задача, которую ставили авторы, — описать, проиллюстрировать то, без чего невозможно найти общий язык между гидрофизиками и профессиональными гидробиологами, поскольку только взаимодействие исследователей этих специальностей может привести к прогрессу в понимании процессов, происходящих в озерных экосистемах и,

что самое главное, в качестве результата — к эффективному сохранению, рациональному использованию и управлению ресурсами озер, о чем говорилось во введении к первому тому.

Книга предназначена для гидрофизиков, специалистов по управлению качеством воды, гидрологов, лимнологов, а также студентов и аспирантов соответствующих специальностей. Надеемся, что она будет полезна и специалистам-биологам, которые смогут, мы надеемся, найти полезные сведения по гидрофизике озер, опыту моделирования разнообразных озерных экосистем.

Глава 1

ВВЕДЕНИЕ В ЭКОЛОГИЮ ОЗЕР

1.1. Некоторые общие понятия экологии

Существуют различные понятия термина экология. Согласно классическому определению, экология как самостоятельная наука относится к биологии. Термин "экология" был предложен немецким биологом-материалистом Э. Геккелем. Он считал экологию наукой об отношении организмов к окружающей среде. Перевод с греческого дает: *oikos* — дом, *logos* — учение. Таким образом, экология — это наука о среде обитания. Экология изучает не отношение отдельных организмов к внешней среде, а рассматривает сообщества растений, животных в их взаимодействии с внешней средой. В этом взаимодействии происходит трансформация энергии и вещества. Современная экология широко использует методы исследования сложных систем. С биологической точки зрения экология изучает организацию и функционирование надорганизменных систем различных уровней сложности.

Наряду с таким "биологическим" определением экологии существует понятие экологии как представление об уровне техногенного загрязнения окружающей среды, или как о науке, занимающейся изучением антропогенного воздействия на окружающую среду и разработкой методов уменьшения такого воздействия. Тенденция отождествления экологии с науками, занимающимися комплексом проблем взаимодействия человека с окружающей средой, характерна, прежде всего, для не биологов. Существует ориентация на выделение экологии из комплекса биологических наук и обособление ее в естественно-научную дисциплину, задачей которой является исследование биосферы. Подобные представления об экологии являются наиболее широко распро-

страненными среди исследователей, занимающихся прикладными исследованиями.

Другое понятие экологии возникло на основе теории систем, термодинамики открытых систем и является наиболее физическим (Ганьшин, Борисов, 1995; Трухин, Показеев, Шрейдер, 2001). Такое определение восходит к работам А.А. Богданова, В.И. Вернадского. А.А. Богданов в начале XX века высказал мысль о том, что законы организации должны действовать не только в живой, но и в неживой природе. Наличие структур, организованность — это важнейшие черты природы. Вернадский, развивая свое учение о биосфере и ноосфере, использовал понятие организованности для обозначения важнейшего свойства материальных и энергетических частей биосферы.

На основе подобных представлений экологию можно определить как науку об организации и эволюции биосферных систем разных уровней сложности (в том числе всей биосферы), изучающую связи и превращения в таких системах. Проблемы экологии заключаются в установлении причин и условий возникновения и развития биосферных систем различного уровня сложности, изучение устойчивости этих систем.

В связи с развитием термодинамики открытых систем, изучением процессов самоорганизации в неравновесных системах стали понятными физические причины самоорганизации в живой и неживой природе. Элементы или системы живой и неживой природы являются открытыми термодинамическими системами, далекими от состояния равновесия, их пронизывают потоки энергии и вещества и поэтому в них и происходят процессы структуризации и самоорганизации. Таким образом, самоорганизация систем в природе базируется на фундаментальных физических принципах.

Основные научные результаты, полученные в термодинамике во второй половине XX века, представляют значительный интерес, так как приводят к выводам, которые совершенно по новому описывают строение мира и место человека в нем. К создателям современной термодинамики относятся, прежде всего, Л. Онзагер (Нобелевский лауреат 1968 г.) и И. Пригожин (Нобелевский лауреат 1977 г.). Напомним основные положения классической термодинамики и дадим краткие сведения о важнейших положениях нелинейной неравновесной термодинамики (Эбеллинг, 1979; Пригожин, 2001; Грабов, Трофимова, 1999).

Основным объектом изучения классической термодинамики являются изолированные системы. Система называется изолированной, если она не обменивается с внешними телами ни энергией, ни веществом (в том числе и излучением). В классической термодинамике постулируется, что изолированная система с течением времени перейдет в состояние термодинамического равновесия, причем она никогда самопроизвольно из этого состояния выйти не сможет. Состояние системы, при котором термодинамические параметры (например, температура T , давление p), определяющие ее состояние, не зависят от времени, называется состоянием термодинамического равновесия.

К основным понятиям классической термодинамики относится представление о равновесном процессе, при котором все параметры системы изменяются бесконечно медленно, так что все время система находится в равновесных состояниях.

Важнейшим параметром, характеризующим состояние термодинамической системы, является температура. Часто утверждение о существовании температуры называется нулевым началом (законом) термодинамики.

Первый закон (начало) термодинамики утверждает, что количество теплоты δQ , сообщенное системе, идет на изменение ее внутренней энергии dU и на совершение работы системой δA :

$$\delta Q = dU + \delta A.$$

Второй закон термодинамики определяет направление протекания процессов в замкнутой системе. Одна из формулировок второго начала определяет изменение во времени энтропии S в замкнутой системе:

$$dS \geq 0.$$

В замкнутой системе энтропия S не убывает, оставаясь постоянной в обратимых процессах, и возрастает в необратимых. В открытых системах изменение энтропии не имеет определенного знака, оно может быть как положительным, так и отрицательным, в зависимости от теплообмена и обмена веществом системы с окружающей средой.

Из неравенства Клаузиуса–Карно $dS \geq \delta Q/T$ следует, что подвод тепла увеличивает беспорядок, а отвод тепла (уменьшение

энтропии) увеличивает порядок. Образование структур при отводе тепла является общим свойством материи. Хорошо известным примером повышения упорядоченности является переход тел в кристаллическое состояние при охлаждении. На Земле реализуется другой способ экспорта энтропии — тепло отводится Землей при более низкой температуре, чем подводится к ней. Энтропия системы может уменьшаться, если экспорт энтропии в единицу времени из системы dS_e превышает производство энтропии внутри системы dS_i :

$$dS < 0, \text{ если } |dS_e| > dS_i \geq 0.$$

Согласно третьему закону термодинамики при стремлении температуры системы к абсолютному нулю ее энтропия также стремиться к нулю.

Основные законы классической термодинамики являются обобщением эмпирически установленных связей, статистическая физика служит теоретическим основанием классической термодинамики. Она устанавливает физическую природу термодинамических параметров, которые являются средними значениями микроскопических параметров системы.

Согласно статистической физике энтропия S пропорциональна логарифму термодинамической вероятности W (термодинамическая вероятность W — это число различных микросостояний, которыми может быть реализовано данное макросостояние):

$$S = k \ln W,$$

где k — постоянная Больцмана.

Как уже говорилось, основные законы классической термодинамики касаются изолированных систем. Большинство природных систем, в частности, в биосфере и вся биосфера, не являются изолированными — они являются открытыми системами. Неправомерное применение законов классической термодинамики к открытым или неограниченным системам приводит к неверным выводам. Классическая термодинамика не позволяет определить направление эволюции природных систем.

Согласно второму началу термодинамики эволюция должна состоять в переходе к однородности и равновесию, к хаосу, при котором во всех частях системы будет одинаковая температура. Термодинамический вывод о направленности эволюции не согла-

суется с реальной биологической эволюцией на Земле, где развитие идет от простого к сложному. Классическая термодинамика не может объяснить причину структурирования, наблюдаемого в живой и неживой природе.

Термодинамика имеет ограничения на масштабы рассматриваемых явлений как снизу, так и сверху. Законы классической термодинамики неприменимы к микросистемам, размеры которых сравнимы с размерами молекул. С другой стороны, верхняя применимость законов термодинамики определяется галактическими размерами, при которых определяющую роль играют гравитационные силы.

Неправомерное использование второго начала термодинамики для рассмотрения процессов во Вселенной привело к созданию теории «тепловой смерти» Вселенной. Согласно этой теории Вселенная рано или поздно придет в состояние термодинамического равновесия, при котором все процессы прекратятся и мир погрузится в состояние «тепловой смерти». Клаузиус писал: «Энергия мира остается постоянной, энтропия мира стремится к максимуму».

С точки зрения современной физики Вселенная представляет собой расширяющую систему, то есть нестационарную систему, поэтому законы термодинамики не могут быть к ней применены.

Классическая термодинамика изучает равновесные или квазиравновесные процессы, то есть процессы, протекающие бесконечно медленно. Таким образом, классическая термодинамика является по сути термостатикой и она не может решать вопросы, связанные с определением скорости или времени протекания термодинамических процессов.

Перейдем к краткому рассмотрению основных положений нелинейной неравновесной термодинамики. В ней уже рассматриваются системы, находящиеся в состоянии, далеком от термодинамического равновесия. Термодинамические параметры, такие как давление и температура, уже не являются характеристиками всей системы, а могут меняться в различных частях системы и во времени:

$$p = p(x, y, z, t), T = T(x, y, z, t).$$

Состояние системы называется стационарным, если термодинамические параметры не зависят от времени. В стационарном

состоянии в системе существуют потоки, обуславливающие пространственное распределение термодинамических параметров. В отличие от термостатики в современной термодинамике законы выражаются в дифференциальной (локальной) форме.

Дифференциальная форма первого закона определяет, что скорость изменения плотности энергии $\epsilon = dE/dV$ (где E — энергия системы, V — ее объем) в каждой точке системы равна дивергенции плотности потока энергии $\vec{j} = \epsilon \vec{v}$ ($\vec{v}$ — скорость потока), взятой с обратным знаком:

$$d\epsilon/dt = - \operatorname{div} \vec{j}.$$

Термодинамические процессы в неравновесных системах происходят так, что в каждой точке системы скорость производства плотности энтропии $s = dS/dV$ (S — энтропия системы) больше нуля:

$$(ds/dt)_i > 0.$$

Так как полное изменение плотности энтропии определяется не только производством плотности энтропии, но и потоками плотности энтропии, второе начало термодинамики в дифференциальной форме имеет вид

$$ds/dt = - \operatorname{div} \vec{j}_s + (ds/dt)_i,$$

где $\vec{j}_s = s \vec{v}$ — плотность потока энтропии. Знак $\operatorname{div} \vec{j}_s$ может быть как положительным, так и отрицательным, но знак $(ds/dt)_i$ всегда положительный, что указывает на конечность скорости термодинамических процессов.

Скорость производства плотности энтропии выражается через плотность потока j_k и термодинамическую силу X_k следующим образом:

$$(ds/dt)_i = j_k X_k$$

В замкнутых термодинамических системах энтропия стремится к максимальному значению, при этом скорость изменения энтропии стремится к нулю. Эти соотношения определяют эволюцию замкнутых систем.

И. Пригожин (Пригожин, 2001) показал, что в рамках линейной термодинамики (в линейной термодинамике термодинамические потоки линейно связаны с термодинамическими силами $J_r = \sum_i L_{ki} X_i$), где L_{ki} — кинетические коэффициенты)

термодинамическая система эволюционирует к состоянию с наименьшей из возможных в данных условиях скоростью производства энтропии. Таким образом, термодинамическая система стремится к стационарному, но не равновесному состоянию. Эволюционный критерий открытой системы, таким образом, отличается от эволюционного критерия замкнутой системы. Природные системы характеризуются значительным отклонением от равновесного состояния.

Только в этих условиях может выполняться условие превышения экспорта энтропии над ее производством. Образование структур в системе начинается после того, как отвод энтропии превысит некоторое критическое значение. Отвод энтропии в системе происходит под действием так называемого «энтропийного насоса». Энтропийные насосы могут быть расположены как внутри, так и вне системы. Пассивные структурообразующие системы связаны со средой, в которой находятся энтропийные насосы. Активные структурообразующие системы содержат внутри себя энтропийные насосы. При достижении определенных критических значений внешних параметров система может переходить в качественно новое состояние. Это новое состояние характеризуется более высоким уровнем самоорганизации, возникновением в системе макроскопических структур, которые называются диссипативными структурами. Простейшим типом диссипативных структур являются стационарные диссипативные структуры, не изменяющиеся во времени, для которых при постоянных внешних условиях

$$dS = dS_e + dS_i = 0,$$

$$dS_e = - dS_i < 0.$$

Система отдает энтропию, чтобы компенсировать ее производство внутри системы.

Постоянный экспорт энтропии является необходимым термодинамическим условием самоорганизации. Начало процесса самоорганизации обуславливается неустойчивостью того или иного вида.

Макроскопические структуры формируются при усилении микроскопических флуктуаций. Термодинамические неустойчивости играли важную роль на ранних этапах эволюции Земли. Развитие неустойчивости обуславливается тем, что пространственно структурированная конфигурация энергетически более выгодна, чем однородное распределение. Система является неустойчивой, если она обладает возможностью к оптимизации термодинамического состояния, например путем разделения на фазы. Развитие неустойчивости и формирование структур часто наблюдается в гидродинамических системах, которые получают энергию от внешних источников и находятся вдали от состояния равновесия. Хорошо известными примерами таких гидродинамических систем являются, например, течения, возникающие между вращающимися цилиндрами или структура течений, возникающих при обтекании цилиндра потоком жидкости. В последнем случае, в зависимости от числа Рейнольдса ($Re = dv/\mu$, где d — диаметр цилиндра, v — скорость, μ — кинематический коэффициент вязкости) структура течения меняется от стационарного, осесимметричного, безотрывного к стационарному неосесимметричному, далее нестационарному, периодическому и, наконец, к турбулентному.

Для нелинейных динамических систем характерно наличие критических управляющих параметров процесса, при превышении которых поведение системы резко изменяется. Например, в случае конвекции от тепловых источников управляющим параметром является мощность нагревателя. Для точечного источника тепла при докритических значениях подводимой мощности вокруг нагревателя образуется слой прогретой жидкости с незначительными градиентами температуры и плотности (Чашечкин, 1999). Эта область излучает линейную диссипативно-гравитационную волну. При увеличении мощности теплового излучения растет скорость индуцированного течения. При превышении критического значения мощности происходит резкое изменение структуры конвективного течения — над нагревателем формируется всплывающая струя, вокруг которой возникает купол погружающейся жидкости. Число конвективных слоев или ячеек, образующихся при формировании конвективного движения от точечного источника, зависит от подводимой мощности. Реализуется набор критических значений мощности, при превышении которых число конвективных ячеек увеличивается на единицу.

При достижении определенных критических значений внешних параметров система может переходить в качественно новое состояние. Это новое состояние характеризуется более высоким уровнем самоорганизации, возникновением в системе макроскопических структур, которые называются диссипативными структурами. Переход системы в новое состояние происходит скачком при некоторых критических значениях параметров. Принципиально важно, что система меняет свое состояние вероятностным образом. Диаграмма зависимости скорости производства энтропии от термодинамической силы состоит из двух областей (см. рис. 1.1).

В первой области, где скорость производства энтропии обеспечивается хаотическим поведением частиц, составляющих систему, поведение термодинамической системы описывается линейной термодинамикой. Во второй области, в которой существуют диссипативные структуры, и производство энтропии обеспечивается макроскопическими процессами, поведение системы уже описывается нелинейной термодинамикой. Такой переход от одного режима производства энтропии к другому имеет место, например, при смене ламинарного движения на турбулентное или при образовании конвективных ячеек Бенара в жидкости в случае увеличения градиента температуры.

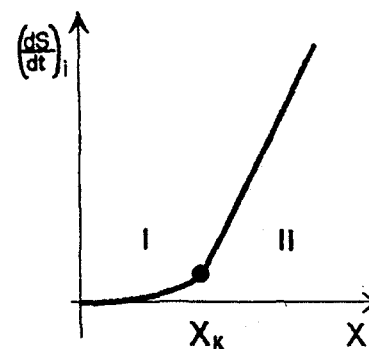


Рис. 1.1. Универсальная диаграмма эволюции системы. I — область термодинамических сил, при которых производство энтропии обеспечивается хаотическим поведением элементов системы; II — область существования диссипативных структур, где производство энтропии обеспечивается макроскопическими процессами

Классическим примером диссипативных структур являются циркуляционные ячейки Бенара. Представим себе следующую картину. Жидкость, налитая в широкий плоский круглый сосуд, подогревается снизу, охлаждается сверху. Будем считать, что плотность линейно зависит от температуры, вязкость и коэффициент теплопроводности от температуры не зависят. Температура на дне и температура на поверхности жидкости поддерживаются постоянными, а разность температур дна и поверхности можно медленно изменять (рис. 1.2).

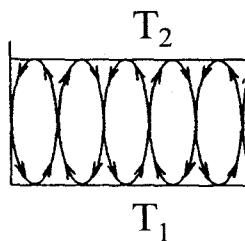


Рис. 1.2. Образование ячеек Бенара (а), вид сбоку. Ячейки Бенара: вид сверху (б)

Рассмотрим поведение некоторого малого объема жидкости при изменении его температуры. Если температура этого объема равна температуре окружающей жидкости, то он будет находиться с ней в равновесии. Если в результате флуктуаций рассматриваемый объем жидкости переместился вверх, то он окажется среди более холодной жидкости, и на него будет действовать выталкивающая сила. Под действием этой силы объем жидкости переместится еще выше, выталкивающая сила возрастет и так далее. Образуется положительная обратная связь. Аналогично, при смещении воображаемого объема жидкости вниз возникает положительная обратная связь, приводящая к еще более сильному заглублению жидкости. Наряду с механизмами положительной обратной связи существуют механизмы отрицательной обратной связи, обусловленные вязкостью и диффузией тепла.

Будем увеличивать разность температур между дном и поверхностью жидкости. После того, как градиент температуры в жидкости превысит некоторое критическое значение, вся жидкость в сосуде разбивается на систему гексагональных циркуляционных

ячеек. В центральной части ячейки жидкость поднимается, а в пограничных боковых гранях опускается. В поверхностном слое жидкость растекается от центра к краям, а в придонном — наоборот. В зависимости от знака температурной зависимости коэффициента молекулярной вязкости от температуры направление движения в ячейках изменяется на обратное. При подогревании тонкого протяженного слоя возможно возникновение конвективных ячеек в форме валов. Поверхностное натяжение жидкости вследствие зависимости коэффициента поверхностного натяжения от температуры может осложнить явление. Возникновение циркуляционных ячеек обеспечивает передачу большего теплового потока в жидкости по сравнению с тепловым потоком, который передавался только за счет молекулярной теплопроводности (рис. 1.3). Гигантская структура таких ячеек наблюдается на Солнце, движение материков обусловлено конвективными процессами в Земле.

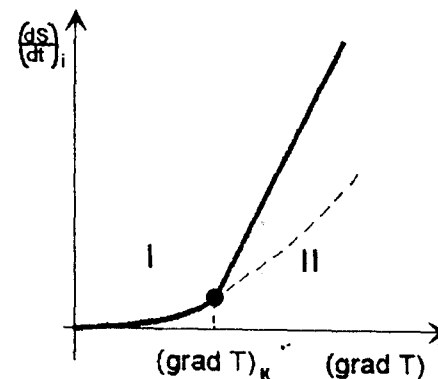


Рис. 1.3. Зависимость скорости производства энтропии в жидкости от вертикально направленного градиента температуры. I — область хаотического движения молекул; II — область конвективных потоков

Если этот же сосуд, не нагревая его снизу, заставить вибрировать, то в жидкости при определенных частотах вибрации могут возникать упорядоченные структуры, обусловленные уже внешним механическим воздействием.

Приведем оценку экспорта энтропии для ячеек Бенара (см. Эбелинг, 1979). Пусть температура нижней поверхности равна T_1 ,

а температура верхней поверхности равна T_2 , а в единицу времени от нижней поверхности к верхней поступает поток тепла q . В этом случае полный поток энтропии через граничную поверхность системы равен:

$$dS_e/dt = q (1/T_1 - 1/T_2) = q(T_2 - T_1)/T_1 T_2 < 0.$$

Таким образом, система экспортирует энтропию. Число Рэлея, характеризующее меру отклонения от положения равновесия, равно:

$$Ra = g\alpha\beta h^4/\kappa\mu,$$

где g — ускорение свободного падения, h — толщина слоя, β — градиент температуры, α — коэффициент объемного расширения, κ — коэффициент теплопроводности, μ — коэффициент кинематической вязкости. Число Нуссельта Na , характеризующее меру отклонения от линейного режима, равно отношению полного теплового потока и части теплового потока, обусловленного теплопроводностью. На зависимости Na от Ra существует несколько изломов. При соответствующих критических значениях Ra происходит перестройка характера конвективных движений, изменяется скорость производства энтропии.

В реальных условиях протекание явления Бенара много сложнее. Значительную роль играют зависимость поверхностного натяжения от температуры и неустойчивость Марангони.

Применительно к системе вода–атмосфера можно привести следующие примеры: микроконвективные ячейки Марангони, возникающие в миллиметровом поверхностном слое воды; крупномасштабные структуры, такие как облачные системы, ураганы и тайфуны, возникающие на границе раздела двух неравновесных сред; циркуляционные структуры Ленгмюра и термобар. Процессы формирования и эволюции неравновесных диссипативных систем до настоящего времени остаются мало изученными. Находясь в термически неравновесном состоянии, океан и атмосфера обмениваются энергией и массой. И в атмосфере, и в океане при этом формируются условия, приводящие к возникновению крупномасштабных движений воздушных и водных масс, которые и составляют общую циркуляцию атмосферы и океана.

Циркуляции Ленгмюра, повсеместно наблюдаемые в широком диапазоне гидрометеорологических условий на поверхности мо-

рей и озер, также являются примером диссипативных структур. Возникновение циркуляций Ленгмюра обеспечивает более интенсивное вертикальное перераспределение тепла и импульса в приповерхностном слое водоема. Циркуляции Ленгмюра обеспечивают интенсивное вертикальное перераспределение тепла и импульса в верхнем приповерхностном слое (см. подробнее раздел 4.7, том I настоящей книги).

Циркуляции Ленгмюра, которые иногда называют также вихрями Ленгмюра, представляют собой разнонаправленные когерентные вихревые структуры с горизонтальными осями, параллельными направлению приводного ветра. Циркуляции Ленгмюра создают особый гидрофизический, гидрохимический и гидробиологический режимы в верхних слоях океанов, морей, озер и водохранилищ (Рянжин, 1999 см. кн. Kondratyev, Filatov, 1999; Показеев, Филатов, 2002).

Другим явлением, которое можно трактовать, как проявление диссипативных структур является термический бар (Тержевик, 1995; Науменко, 1996; Показеев, Филатов, 2002).

Термобар или фронтальный раздел разделяет водоем на две части. Формирование термобара в пресных водоемах связано с аномальным состоянием пресных вод — максимальной плотностью вод при температуре $3,98^\circ\text{C}$. Термобар может формироваться в весенний и осенний периоды.

В период весеннего прогрева (или осеннего охлаждения) в пресноводных озерах зоны умеренного климата формируется фронтальный раздел. Природа термобара в весенний период связана с конвекцией при достижении на мелководье температуры воды наибольшей плотности. В этой зоне более теплые, но плотные воды опускаются до дна, формируя фронтальный раздел (термобар), в котором наблюдается нисходящее течение, сосредоточенное в относительно узкой полосе. При этом горизонтальный обмен между этими областями отсутствует. Температурный фронт формируется вблизи берега и, располагаясь, как правило, параллельно ему, постепенно продвигается к центру озера. Время существования термобара может быть от нескольких суток до двух-трех месяцев. В весенний и осенний периоды термобар оказывает большое влияние на перераспределение тепла, перемешивание водных масс и другие термогидродинамические процессы в водоемах. Ограничивая горизонтальное перемешивание вод, весенний термобар влияет на накопление биогенных элементов и различ-

ного рода загрязнений в прибрежных районах, и тем самым способствует ухудшению санитарного состояния водоемов. Специфика термогидродинамических процессов в озерах в весенний и осенний периоды, связанная с возникновением термобара, приводит к быстрому распространению загрязнений от поверхности до дна в зоне схождения конвективных ячеек.

Существуют пространственные, временные и пространственно-временные диссипативные структуры. Временные и пространственно-временные диссипативные структуры возникают, например, при протекании некоторых нелинейных химических реакций.

Хорошо известным примером таких реакций являются реакции Белоусова (рис. 1.4). В 1951 г. Белоусов показал, что в смеси лимонной кислоты, бромата калия KBrO_3 и сульфата церия $\text{Ce}(\text{SO}_4)_2$ происходит реакция восстановления церия:



и реакция окисления церия:

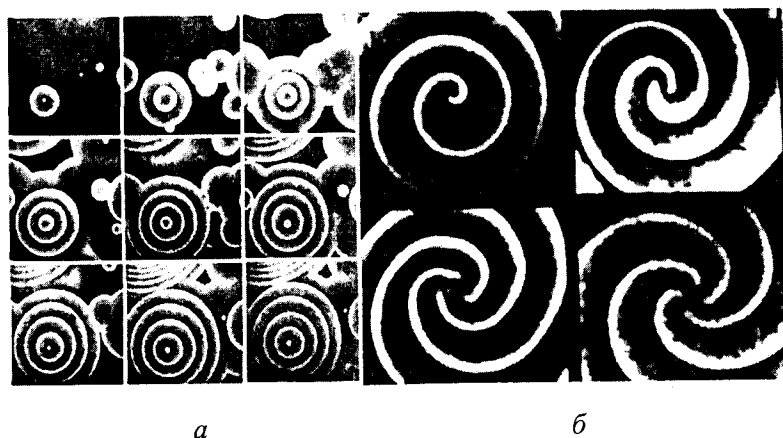
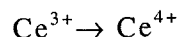


Рис. 1.4. Концентрационные волны в реакции Белоусова (а), Вложенные волны в реакции Белоусова (б)

Реакция окисления церия является автокаталитической, то есть продукты реакции являются ее катализаторами. Сначала протекает медленная реакция восстановления церия, так как Br^- действу-

ет как сильный замедлитель. После превращения всего Ce^{4+} в Ce^{3+} начинается быстрая реакция окисления Ce^{3+} . Затем процесс повторяется сначала. Так как избыток Ce^{3+} окрашивает раствор в красный цвет, а избыток Ce^{4+} окрашивает раствор в синий, наблюдается периодическое изменение цвета раствора. Колебания будут происходить до тех пор, пока не будут израсходованы все реактивы реакции. При протекании этих химических реакций в тонком слое будет иметь место образование пространственно-временных структур, которые имеют форму кольцевых или спиральных волн. Спиральные волны образуются при разрыве плоских или кольцевых волн. Источники кольцевых волн называются ведущими центрами, которые возникают в результате случайных флуктуаций концентраций.

Общим в процессах самоорганизации является совместное или когерентное движение большого числа элементов системы. Для таких процессов самоорганизации используется термин «синергетика», происходящий от греческого *synergeia*, что значит совместное или кооперативное действие. Природа процессов самоорганизации заключается в том, что термодинамическая система, находящаяся вдали от равновесного состояния в нелинейной области теряет устойчивость и под действием малых флуктуаций переходит в новое состояние, при котором в системе реализуется кооперативное движение макроскопических частиц системы.

Вывод нелинейной термодинамики о возможности образования структур, то есть о возможности саморазвития системы без внешних организующих факторов является принципиально важным, так как приводит к возможности образования жизни естественным путем, без вмешательства сторонних сил.

Основным источником энергии, поступающей на Землю, является Солнце. Солнечное излучение формируется в результате интенсивного взаимодействия с веществом в верхних слоях Солнца и находится с ним в равновесии. Электромагнитное излучение Солнца можно характеризовать двумя температурами — энергетической, которая определяется законом Стефана-Больцмана и спектральной, определяемой из закона Вина. Для равновесного излучения эти температуры равны. Показателем неравновесности излучения может служить разность энергетической и спектральной температур. По мере удаления от поверхности Солнца энергетическая температура падает, а спектральная температура остается без изменения. Таким образом, неравновесность излучения

по мере удаления от Солнца возрастает. Поэтому с увеличением расстояния от Солнца создаются более благоприятные условия для процессов самоорганизации, которые протекают в неравновесных условиях. С другой стороны, сложность образуемых систем зависит от температуры. С увеличением расстояния от Солнца температура падает, поэтому существует некоторое оптимальное расстояние, на котором возможно образование систем максимальной сложности. Уровень самоорганизации системы определяется степенью отклонения от равновесного состояния и уровнем сложности. В солнечной системе наиболее оптимальное сочетание названных параметров наблюдается на расстояниях, соответствующих орбите Земли. Таким образом, в Солнечной системе наибольший уровень самоорганизации может быть достигнут на Земле.

Земля находится в состоянии энергетического равновесия с приходящим солнечным излучением. Средняя температура Земли почти не изменяется уже несколько миллионов лет. Спектральная излучательная способность солнечного излучения близка к температуре абсолютно черного тела при 6000°K и существенно отличается от аналогичной характеристики земного излучения. Это обусловлено тем, что средняя температура Земли гораздо ниже — около 300°K . При равенстве мощности падающего на Землю и испускаемого ей излучения и таком различии спектральных характеристик Земля излучает примерно в 20 раз больше фотонов, чем она их поглощает. Плотность энтропии излучения пропорциональна плотности фотонов, значит, Земля излучает энтропии в 20 раз больше, чем получает. То есть Земля является мощным генератором энтропии. Этот рост скорости производства энтропии обеспечивается диссипативными структурами, существующими на нашей планете, в биосфере. Одним из основных признаков самоорганизующейся системы является когерентное поведение ее элементов. Примером когерентного поведения являются крупномасштабные течения и вихревые образования в атмосфере, океане и озерах. Для живых существ также характерно когерентное поведение, которое в этом случае обеспечивается генетическим кодом или стереотипами поведения.

Приведем оценку экспорта энтропии на Земле. Плотность энергии абсолютно черного излучения равна: $I_e = \sigma T^4$, а плотность энтропии — $I_s = (4/3)\sigma T^3$. Выражая I_s через I_e , получим:

$$I_s = (4/3) I_e / T.$$

Таким образом, скорость производства энтропии на Земле равна:

$$dS_e/dt = (4/3) I_e (1/T_c - 1/T_3),$$

где T_c — температура солнечного излучения, T_3 — средняя температура поверхности Земли. Подставив соответствующие цифры, получим, что $dS_e/dt = -6 \times 10^{14} \text{ Вт/К}$. Оценки экспорта энтропии за счет разности температур внутренних и поверхностных слоев Земли дает величину на три порядка меньшую. Таким образом, основную роль в экспорте энтропии играет коротковолновое солнечное излучение. Экспорт энтропии обеспечивает компенсацию ее производства в земных оболочках. Климатические и погодные процессы являются наиболее энтропийно емкими. Конвективные магматические процессы являются формой диссипативных структур, подобных ячейкам Бенара. Оценки числа Релея для магмы дают надкритические значения. Структура возникающих конвективных ячеек значительно усложняется вследствие вращения Земли. Согласно некоторым моделям дрейф континентов обусловлен именно конвективными течениями. Системы гигантских атмосферных ячеек Хэдли, Ферреля, полярные ячейки формируются из-за разности температур и действия отклоняющей силы Кориолиса.

После этого краткого введения остановимся на определении экологии, которое является, с одной стороны, наиболее общим, а с другой стороны — наиболее "физическим". При этом экология понимается как наука, изучающая процессы самоорганизации и эволюции систем в живой и неживой природе. При таком определении хорошо видна особая роль физики в изучении важнейших проблем экологии. Круг этих вопросов может быть выделен в особую отрасль физики — экологическую физику. Геофизика (физика Земли), изучающая, в частности, физические процессы в литосфере, гидросфере, атмосфере, по сути, исследует физические процессы в биосфере. Физика, накопившая богатейший опыт исследования закономерностей физических процессов, протекающих в оболочках Земли, на стыке которых и формируются жизненно-важные экосистемы, подверженные влиянию геозволюционного и катастрофически возрастающего антропогенного фактора, может взять на себя решение ряда проблем, связанных с

оздоровлением окружающей среды. Широкий спектр физических методов изучения вещества должен найти применение в создании эффективных средств мониторинга экосистем различного уровня. Опыт разработки физико-математических моделей природных процессов также может быть полезным в исследовании влияния антропогенных воздействий на функционирование экосистем. Все перечисленные направления могут быть отнесены к сфере интересов новой развивающейся области науки, находящейся на стыке экологии и физики, — экологической физики. Содержание этой области еще четко не определено и находится в стадии становления, о чем свидетельствуют материалы трех Всероссийских конференций «Физические проблемы экологии», проведенные в 1997, 1999, 2001 гг. в МГУ.

1.2. Основные понятия экологии озер

Экология имеет сложную структуру. Например, Н.Ф. Реймерс (1994) насчитывал около 150 экологических наук. Выделим только основные блоки его подразделения, в которые входит много отдельных научных направлений: экология систематических групп, экология иерархии живого, факторальная экология, экология сред обитания, хроноэкология, экспериментальная экология, экология человека, прикладная экология, экология культур.

По широте охвата экология смыкается с науками, изучающими биосферу Земли. Впервые термин биосфера был введен геологом Зюсом. В.И. Вернадский по сути наполнил этот термин новым содержанием. Биосфера — сложная термодинамически открытая система, включающая в себя верхние слои земной коры, гидросферу, атмосферу, вместе с населяющими их живыми организмами. Согласно В.И. Вернадскому, в формировании биосферы играла и играет важнейшую роль живая природа. Почва, многие осадочные породы, атмосфера являются продуктом жизнедеятельности живой природы.

Человек существенно изменил характер взаимоотношений живой и неживой природы. В настоящее время объем горных работ по масштабу соизмерим с объемом горных пород, перемещаемых при землетрясениях. При добыче только черных и цветных металлов ежегодно в мире в отходах откладывается около 3 млрд. м³ хвостов (профессиональный термин, обозначающий

отходы в горнодобывающей промышленности). Ежегодный объем нефтепродуктов, поступающих в мировой океан, уже превышает объем нефти, поступающий из недр в океан естественным путем. Техногенные потоки ряда химических элементов в биосфере превышают естественные потоки этих же элементов. Например, только за счет сжигания угля в окружающую среду поступает ртути в 8700, мышьяка в 12, урана в 60, кадмия в 40, бериллия и циркония в 10, олова и ванадия в 4 раза больше, чем их поступает в результате естественного биогеохимического круговорота. В ряде развитых стран зарегулировано до 60–70 % речного стока. Гигантской величины достиг выброс парниковых газов в атмосферу, приводящий, согласно некоторым оценкам, к глобальному потеплению. В биосферу поступает все больше химических соединений, не имеющих естественных процессов утилизации, поскольку эти соединения не образуются в природе естественным путем. Ясно, что этот перечень, дающий некоторое представление о масштабах антропогенного воздействия на биосферу, может быть продолжен.

Важнейшей проблемой для человечества является определение условий устойчивости биосферы. Сначала напомним, как проблема устойчивости решается в термодинамике. В изолированной системе энтропия при неравновесных процессах будет возрастать. После прекращения этих процессов наступает устойчивое равновесие, при котором энтропия системы будет максимальна и равна S_0 . Общим условием устойчивого равновесия изолированной системы является максимальность энтропии. В неравновесном состоянии система имеет энтропию, равную S . Причем

$$\Delta S = S - S_0 < 0.$$

Так как S_0 — максимальное значение энтропии, то первая вариация энтропии $\delta S = 0$, а вторая $\delta^2 S < 0$. Эти условия определяют необходимое и достаточное условия равновесия изолированной системы.

Принцип Ле-Шателье–Брауна определяет общие условия устойчивого равновесия термодинамических систем. Он был установлен Ле Шателье в 1884 г. и обоснован в 1887 г. Брауном. Согласно этому принципу внешнее воздействие, выводящее систему из состояния равновесия, вызывает в этой системе такие процессы, которые ослабляют эти воздействия. Принцип Ле-Шателье–

Брауна является термодинамическим аналогом хорошо знакомого закона электромагнитной индукции и обобщает его. Он позволяет предсказать направление, в котором под влиянием внешнего воздействия изменятся термодинамические процессы, протекающие в системе. Однако принцип Ле-Шателье–Брауна не позволяет дать количественных заключений о поведении системы. Принципом Ле-Шателье–Брауна обуславливается устойчивость равновесного состояния. Если бы всякий первичный процесс усиливался еще больше благодаря вызванному им вторичному процессу, то это вывело бы систему из равновесия. Наличие устойчивого равновесия у системы является необходимым условием применения принципа Ле-Шателье–Брауна.

На основе того, что биота поддерживает определенный химический состав окружающей среды, следует, что биота подчиняется принципу Ле-Шателье–Брауна. При возникновении внешних возмущений, нарушающих равновесное состояние биосферы, в ней возникают внутренние процессы, компенсирующие это внешнее воздействие. Сейчас много говорится об избыточной величине CO_2 в атмосфере. Для биосферы принцип Ле-Шателье–Брауна выражается в том, что скорость поглощения углерода биотой пропорциональна приросту концентрации углерода по отношению к невозмущенному состоянию. На основе анализа выбросов ископаемого углерода и накопления его в атмосфере показано, что в биосфере принцип Ле-Шателье–Брауна выполнялся до начала XX века. С начала прошлого века биота суши перестала поглощать избыток углерода в атмосфере. Однако большинство ученых считает, что современное состояние биосферы обратимо, при уменьшении антропогенного воздействия биосфера может еще вернуться в устойчивое состояние.

Структура биосферы

Биосферу, как место обитания организмов вместе с самими организмами, можно разделить на три подсферы: аэробiosферу, гидробiosферу, геобiosферу. Аэробiosфера населена аэробиями. Факторами, определяющими возможность существования в ней живых объектов, являются наличие капель воды, аэрозолей, положительные температуры. Аэробiosфера подразделяется на тропобiosферу, альтobiosферу, парабiosферу.

Гидробiosфера включает в себя всю воду планеты за исключением подземных вод. Обитатели гидробiosферы — гидробиянты. Гидробiosфера включает в себя континентальные воды (аквабиосфера), моря (маринобиосфера). Маринобиосфера, в свою очередь, подразделяется на фотосферу, дистосферу (в которую поступает менее 1 % солнечной энергии), афотосферу (нет света). Маринобиосфера подразделяется на части в зависимости от характера протекания в ней физического процесса — распределения световой энергии по глубине.

Геобiosфера подразделяется на следующие подсферы: террабиосферу, гипотеррабиосферу, теллуриобiosферу, гипобиосферу, метабiosферу. Подробное описание этих подсфер можно найти в учебниках по экологии, например Г.А. Богдановский (1994); Г.В. Стадницкий, А.И. Родионов (1996).

Биосфера имеет сложную структуру, в ней функционируют достаточно обособленные системы, так называемые экосистемы или биогеоценозы, включающие в себя сообщества живых организмов и их среду обитания. В биосфере, именно благодаря деятельности экосистем, происходит поглощение солнечной энергии, ее трансформация, с помощью экосистем преобразуется вещество Земли.

Биогеоценоз (экосистема) — является важнейшим элементом биосферы, основным функциональным элементом. Экосистема объединяет все организмы, обитающие на данной территории. Взаимодействие биотического сообщества со средой образует биотические структуры, круговорот вещества между живой и неживой частью экосистемы. Понятие биогеоценоза возникло в 30 годы прошлого века. Английский геоботаник Тэнсли определил биогеоценоз как целостное образование в биосфере, в котором организмы и неорганические факторы выступают компонентами в относительно устойчивом состоянии.

Важнейшими свойствами биосферы являются потоки энергии и вещества. Интенсивность обмена веществ и энергии внутри и вне биогеоценоза позволяет установить их границы, отделить один биогеоценоз от другого. Экосистема, как следует из общей теории систем, обладает общими свойствами сложных систем, такими как эмерджентность, устойчивость, эволюция и др. Под эмерджентностью понимается несводимость свойств системы к свойствам составляющих ее элементов, то есть свойства системы зависят не только от свойств составляющих ее элементов, но и от

особенностей взаимодействия между элементами. Устойчивость системы определяется преобладанием энергии внутренних взаимодействий частей над внешним воздействием. В противном случае в системе могут произойти необратимые изменения.

Учитывая важность понятия биогеоценоза, приведем еще одно определение, принадлежащее нашему соотечественнику В.И. Сукачеву. "Биогеоценоз — участок земной поверхности, где на известном протяжении биоценоз и отвечающие ему участки атмосферы, литосферы, гидросферы, педосферы (почвы) остаются однородными, тесно связанными между собой и поэтому образуют в совокупности единый взаимообусловленный комплекс".

Биоценоз представляет собой биологическую систему, которая является совокупностью популяций различных видов растений, животных и микроорганизмов, обитающих на определенной территории. Биоценоз включает в себя фитоценоз, зооценоз, микробиоценоз. Таким образом, биогеоценоз представляет собой единое целое биоценоза и его среды обитания — биотопа, причем биоценоз играет важную роль в формировании, создании среды своего обитания.

Все биогеоценозы имеют одинаковую структуру. С трофической (от греческого *trophe* — питание) точки зрения структура экосистемы включает два уровня: верхний — автотрофный (самостоятельно питающийся), нижний — гетеротрофный (питаемый за счет других). В основе каждого биогеоценоза лежат автотрофные организмы или продуценты — это растения, которые в процессе фотосинтеза создают органические соединения. (Необходимо отметить существование биогеоценозов, в основе которых лежит хемосинтез. Такие системы, в частности, распространены на океанских глубинах и характеризуются очень высокой биопродуктивностью.) Далее в экосистеме энергия по пищевой (трофической) цепи передается гетеротрофным организмам — это растительноядные животные. На третьем трофическом уровне находятся уже плотоядные животные. Отмершие организмы, растения разлагаются сапротрофами, которые также называются редуцентами, на минеральные вещества, в дальнейшем используемые для питания растений. Эти минеральные вещества называются субстратами цикла, наряду с которыми существуют внешние субстраты, поступающие из внешней среды в экосистему. Сапротрофы подразделяются на сапрофиты (растения) и са-

профаги (живые организмы). Схема экосистемы приведена на рис. 1.5.

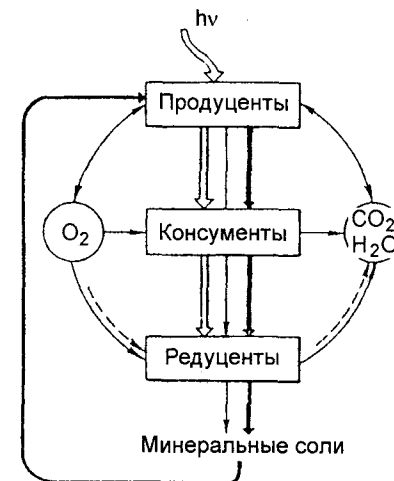


Рис. 1.5. Структура экосистемы, включающая поток энергии (двойная контурная стрелка) и два круговорота веществ: твердых (толстая стрелка) и газообразных (тонкая стрелка). Тонкой прерывистой стрелкой показано участие в круговороте анаэробных бактерий

Энергия, вещество в пределах экосистемы передается с одного трофического уровня на другой. С каждого трофического уровня на следующий передается только небольшая часть энергии или вещества. Структура уровней энергии и вещества образует так называемые пирамиды Эльтона. Имеются различные категории экологических пирамид: пирамида чисел — определяет число особей на каждом уровне пищевой цепи; пирамида биомассы — определяет количество органического вещества на каждом уровне, пирамида энергий — устанавливает количество используемой энергии на каждом уровне. Высота пирамиды определяется длиной пищевой цепи. Чем длиннее пищевая цепь, тем меньшее значение по биомассе, числу особей или потребляемой энергии имеют плотоядные на вершине пирамиды. В учебниках по экологии приведено множество примеров, иллюстрирующих свойства экологических пирамид (Реймерс, 1993; Богдановский, 1994; Стадницкий, Родионов, 1996).

Рассмотрим некоторые энергетические характеристики экосистем. Валовая первичная продукция P — это количество органи-

ческого вещества, возникшего в процессе фотосинтеза. В валовую первичную продукцию включается часть, которая расходуется на дыхание биомассы R . Чистая первичная продукция равна $P_N = P - R$. Коэффициент эффективности фотосинтеза равен отношению чистой первичной продукции к валовой:

$$K = (P - R) / P.$$

Важными характеристиками являются отношения P/B , P_N/B , где B — энергия биомассы. Например, для фитопланктона годовая продукция во много раз превышает B , для леса P/B много меньше единицы, для поля однолетних трав P/B приблизительно равно единице. Вторичная продукция представляет собой накопления органического вещества на уровне консументов. В зависимости от уровня вторичная продукция обозначается как P_2 , P_3 , P_4 ... Чистая продукция сообщества (наличная биомасса или урожай на корню) равна $P_N - (P_2 + P_3 + P_4 + \dots)$. Все указанные характеристики выражаются в единицах массы или энергии, приходящейся на единицу площади и времени. В качестве меры термодинамической упорядоченности для экосистем используется отношение энергии R , расходуемой на дыхание, и энергии, заключенной в биомассе B , — R/B .

Энергия и биомасса органического вещества при переходе с одной экологической ступени на другую уменьшаются, однако для некоторых веществ наблюдается обратная картина — происходит их концентрация при переходе на высшие ступени. Это явление определяется правилом биологического усиления. Например, концентрация пестицидов, попавших в морской залив, возрастает по мере передачи по цепочке: планктон–планктоно–фаги–рыбы–водоплавающие птицы.

Экологические факторы

Под экологическим фактором понимается воздействие определенного рода на биоценоз экосистемы или его элементы. Реакция живого организма или биоценоза экосистемы на действие фактора называется адаптацией или приспособлением. К экологическим факторам относятся:

- питательные (биогенные) элементы,

- почва и ее состав,
- температура,
- электромагнитное излучение (свет),
- вода,
- скорость течения в воде и ветра в атмосфере,
- влажность.

Наряду с этими факторами, в каждом конкретном случае могут быть названы и другие факторы, учитывающие специфику экосистемы. Необходимо указать, что значительное число экологических факторов имеет физическую природу. Многие особенности воздействия физических факторов на элементы экосистемы не исследованы. Физические процессы в биосфере, действие которых на экосистемы описывается в виде экологических факторов, также требуют дальнейших исследований. Экологические факторы физической природы также могут быть отнесены к сфере интересов физической экологии.

Совокупность факторов, обеспечивающих устойчивое существование того или иного вида животных или растений называется экологической нишей. Другими словами экологическая ниша — это совокупность условий жизни внутри экосистемы, предъявляемых к ней тем или иным видом. Экологические факторы подразделяются на абиотические, связанные с неживой природой, например, свет, и биотические, определяемые взаимодействием различных живых организмов друг на друга (рис. 1.6). По характеру действия экологические факторы подразделяются на факторы избирательного действия, общего действия, периодические и непериодические. Значительная часть абиотических факторов имеет геофизическую природу (температура, влажность, скорость ветра и т.д.).

Наряду с изложенной выше традиционной классификацией экологических факторов, существуют и другие способы их классификации. Исходя из способа влияния экологических факторов на живые организмы, все экологические факторы могут быть подразделены на витальные, или энергетические, и сигнальные. Экологические факторы первой группы непосредственно оказывают влияние на жизнедеятельность организмов. Экологические факторы второй группы несут информацию об изменении энергетических параметров. Некоторые факторы обладают как энергетическим, так и сигнальным действием, например, свет. К первой

группе экологических факторов может быть отнесена температура, ко второй группе — продолжительность светового дня.

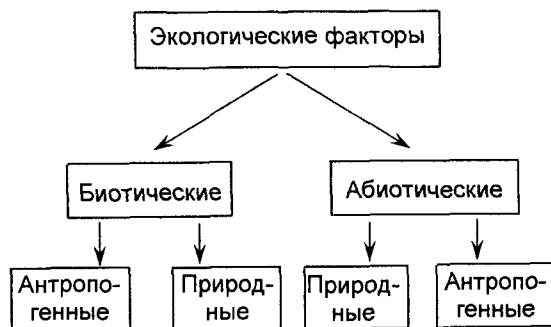


Рис. 1.6. Классификация экологических факторов

Существует классификация экологических факторов, в основу которой положена оценка реакции организма на воздействие этих факторов. В этой классификации экологические факторы подразделяются на следующие группы:

- первичные периодические факторы;
- вторичные периодические факторы;
- непериодические факторы.

К первичным периодическим факторам относятся температура, освещенность, уровень воды. Первичные периодические факторы определяют площади ареала видов. Изменение вторичных факторов обусловлено действием первичных факторов. Например, влажность, растительность относятся ко второй группе факторов. Вторичные периодические факторы оказывают влияние на численность видов в пределах их ареалов. Действие непериодических факторов оказывает влияние на численность особей на данной территории.

Действие экологического фактора сказывается в той или иной форме на условиях жизнедеятельности организмов. При изменении интенсивности экологического фактора в определенных пределах создаются оптимальные условия существования того или иного вида. Наряду с этим интервалом оптимальных условий существует интервал значений экологического фактора, в котором вид может существовать. При выходе значений экологического фактора за эти пределы, условия существования нарушаются,

численность вида уменьшается. Экологическая толерантность охватывает диапазон значений экологического фактора от нижнего предела существования вида до верхнего предела. Закон толерантности Шелфорда устанавливает лимитирующую роль максимального и минимального значений экологического фактора. В качестве примера описанных свойств, можно напомнить о реакции обитателей морских или пресноводных водоемов на изменение солености. Живой организм может иметь широкий диапазон толерантности в отношении одного фактора и узкий — в отношении другого. Наиболее распространены организмы с широким диапазоном толерантности по отношению к наибольшему числу экологических факторов. Диапазон толерантности меняется по мере развития организма.

Любой фактор, приближающийся к пределу толерантности, называется лимитирующим фактором. В 1840 г. Либих сформулировал принцип, названный позднее законом минимума Либиха, который звучит так. Веществом, находящимся в минимуме, управляется урожай и определяется величина и устойчивость урожая во времени. Либих сформулировал свой закон лишь для химических элементов (питательных веществ).

Ясно, что для развития живых организмов важны и другие экологические факторы. Закон лимитирующих факторов рассматривает влияние всех факторов на биоценоз экосистемы, согласно ему любой экологический фактор, находящийся в минимуме, определяет состояние биоценоза.

В процессе развития экосистемы происходит последовательная смена природных сообществ экосистемы, изменение среды обитания или биотопа. Этот процесс называется экологической сукцессией. Различают первичную и вторичную сукцессию. Первичная сукцессия начинается на участке, который не был занят перед заселением каким-либо сообществом. Вторичная сукцессия развивается на площади, с которой было предварительно удалено ранее существовавшее сообщество. Примером первичной сукцессии может служить развитие экосистемы на острове, возникшем в результате подводного извержения вулкана. Примером вторичной сукцессии может служить развитие экосистемы на вырубке леса или заброшенном поле. Вторичная сукцессия протекает обычно более быстро, так как в этом случае территория более благоприятна для развития сообщества, на ней имеются уже не-

которые организмы. Наглядным примером сукцессии в водной среде является развитие искусственного водоема.

Кульминацией развития экосистемы является формирование зрелой или климаксовой экосистемы, для которой характерна максимальная биомасса. Зрелая экосистема обладает максимальной устойчивостью, способностью стабилизировать некоторые физические факторы окружающей среды, противостоять внешним воздействиям и сохранять состояние равновесия.

Наряду с естественными экосистемами существуют искусственные экосистемы, которые характеризуются значительно меньшим видовым разнообразием и обычно используются на ранних стадиях развития. Искусственные системы широко используются в сельском хозяйстве. Эти системы получают дополнительное количество энергии при обработке почвы, в виде удобрений, пестицидов. Доминирующие виды растений и животных в агроэкосистемах получены путем искусственного, а не естественного отбора, как это имеет место в природных системах. В настоящее время под агроэкосистемами занято около 30 % площади суши, из которых пахотные земли занимают 10 %, под пастбища используются 20 %.

Рассмотрим некоторые классические задачи экологии или эволюционной биологии, успешно применяемые для описания численности видов в экосистеме (Алексеев В.В., 1978; Ганьшин В.А., Борисов А.Г., 1995; Рубин А.Б., 1994).

Понятие вида относится к одному из главнейших в биологии. К числу основных характеристик вида относятся способность особей вида к скрещиванию и сохранению этой способности у потомства, внешнее сходство индивидов, подобные взаимодействия с биотой и абиотической средой. Особи одного вида, обитающие на определенной территории, образуют популяции. Популяция — это сложившаяся устойчивая совокупность особей одного вида, характеризующаяся определенными внутренними связями, относительно однородными условиями местообитания. Популяции, обитающие на общей территории, образуют сообщества.

Рассмотрим сначала развитие популяции одного вида. Если в замкнутой системе имеется популяция только одного вида с числом особей x и количество пищи ограничено, то изменение числа особей во времени t описывается уравнением Фергюльста (или логистическим уравнением):

$$\frac{dx}{dt} = ex - hx^2.$$

Член ex описывает прирост за счет превышения рождаемости над смертностью. Член hx^2 описывает внутривидовую конкуренцию из-за пищи, места и т.п. Решение уравнения Фергюльста имеет вид:

$$x(t) = \frac{x_0 x_s}{x_0 + (x_s - x_0) \exp(-et)}.$$

Эта функция выражает рост популяции от начальной численности x_0 до насыщения $x_s = e/h$.

Если $h \ll e$ и количество пищи не ограничено, наблюдается экспоненциальный рост числа особей популяции (закон Мальтуса):

$$x(t) = x_0 \exp(et).$$

Эта первая модель, описывающая численность популяции, была предложена Т. Мальтусом еще в конце 18 века для описания процесса изменения численности населения. Так как условия неограниченности ресурсов в природе не наблюдаются, или наблюдаются на ограниченных временных интервалах и территориях, модель Мальтуса является приближенной. Т. Мальтус показал ее применимость для анализа динамики популяций колонистов Северной Америки. Закон Мальтуса хорошо описывает динамику искусственных систем, развитие популяций на начальном этапе, пока численность популяций невелика.

В логистическом уравнении член, описывающий прирост популяции, пропорционален численности популяции. Это верно только в случае бесполового размножения, например, для микроорганизмов. В случае разнополой популяции для неограниченных ресурсов скорость размножения определяется числом встреч самцов и самок и квадратично зависит от числа особей:

$$\frac{dx}{dt} = rx^2.$$

В случае больших плотностей популяции скорость размножения ограничивается не числом встреч самцов и самок, а числом самок в популяции. Таким образом уравнение, определяющее скорость изменения численности популяции, принимает вид:

$$\frac{dx}{dt} = \alpha \frac{\beta x^2}{\beta + \tau x}.$$

Если численность популяции x упадет ниже некоторой критической величины, при которой среднее время, в течение которого происходит оплодотворение, становится больше среднего времени, в течение которого особь сохраняет способность к размножению, то произойдет гибель популяции. Учет этого эффекта можно провести, включив в предыдущее уравнение член вида $-\gamma x$, т.е. смертность пропорциональна численности особи:

$$\frac{dx}{dt} = \alpha \frac{\beta x^2}{\beta + \tau x} - \gamma x.$$

Стационарные решения этого уравнения $\left(\frac{dx}{dt} = 0\right)$ имеют вид:

$$x_1 = 0,$$

$$x_2 = \frac{\gamma\beta}{\alpha\beta - \gamma\tau} = n.$$

Первое решение устойчиво, второе — нет, то есть при $x < n$ популяция вырождается, ее численность стремится к нулю. При $x > n$ численность популяции растет неограниченно.

Реальные популяции в природных условиях должны быть ограничены по численности и сверху — в случае больших плотностей популяций скорость размножения спадает из-за внутривидовой конкуренции.

Уравнение, описывающее динамику разнополой популяции при учете ограниченности популяции сверху и снизу, имеет вид:

$$\frac{dx}{dt} = \alpha \frac{\beta x^2}{\beta + \tau x} - \gamma x - \sigma x^2.$$

Данное уравнение имеет уже три стационарных решения: $x_1 = 0$, $x_2 = n$, $x_3 = k$. Первое и третье решения являются устойчивыми, второе — нет. В зависимости от начальных значений численности популяции, популяция либо вырождается (если начальная численность меньше n), либо при начальной численности большей n развивается и достигает максимального значения, равного k . На рис. 1.7 показаны зависимость численности популяции от времени и зависимость скорости роста популяции от численности популяции (Рубин А.Б., 1994).

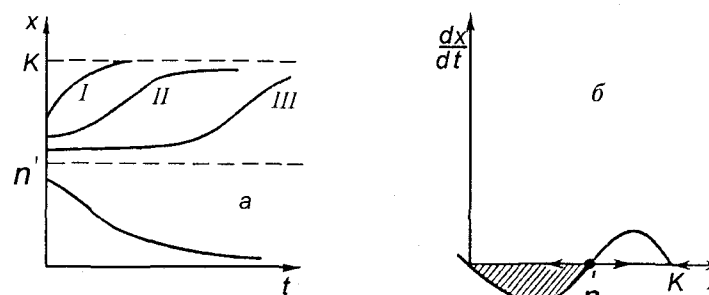


Рис. 1.7. Зависимость численности популяции от времени (а) и скорости роста популяции от ее численности (б). Штриховкой обозначена область вырождения популяции

Учет возрастной структуры особей, входящих в популяцию, употребления ядов, вырабатываемых в процессе жизнедеятельности, приводит к изменению зависимости $x(t)$ — в этом случае возможны колебания численности особей, уменьшение числа особей и гибель популяции в случае накопления ядов.

Более интересные решения получаются в случае системы, в которой имеются два или более взаимодействующих вида (Алексеев, 1978; Рубин, 1994). К этому случаю относится и известная задача о взаимодействии в системе «хищник–жертва», описанная А. Лоткой и В. Вольтера. Пусть в системе имеется жертва, например зайцы, число особей которых равно x . Пища у зайцев

имеется в неограниченном количестве. Хищников, например рысей, в системе — y , они питаются только зайцами. Уравнения, описывающие изменения численности популяций зайцев и рысей имеют вид:

$$\frac{dx}{dt} = k_1 x - kxy,$$

$$\frac{dy}{dt} = k_3 xy - k_2 y.$$

Множитель k_1 , описывает размножение жертв, k — их убыль в результате взаимодействия с хищниками, k_3 — размножение, а k_2 убыль хищников.

Система находится в стационарном состоянии при $dx/dt = 0$, $dy/dt = 0$. В этом случае она принимает вид:

$$k_1 x - kxy = 0,$$

$$k_3 xy - k_2 y = 0,$$

и имеет решения $x = 0$; $y = 0$ и $x_0 = k_2/k_3$; $y_0 = k_1/k$. Состояние системы «хищник–жертва» удобно изображать на плоскости XU (аналогия фазовой плоскости — координата, скорость или координата, импульс). На плоскости XU траектории, описывающие развитие системы во времени, имеют вид замкнутых кривых вокруг стационарных точек x_0, y_0 .

Разделив второе уравнение системы на первое получим уравнение

$$\frac{dy}{dx} = \frac{y(k_3 x - k_2)}{x(k_1 - ky)}.$$

Это уравнение с разделяющимися переменными имеет общий интеграл

$$k_3 x - k_2 \ln x + ky - k_1 \ln y = \text{const},$$

где const — константа, период движения вокруг стационарной точки определяется следующим образом:

$$T = 2\pi/(k_1 k_2)^{1/2}.$$

Численность популяций x, y испытывает периодические колебания с периодом T , смещенные по фазе (Рис. 1.8, Алексеев, 1978). Средние значения равны x_0, y_0 . Колебательные изменения численности популяций в подобной системе хорошо известно по результатам натуральных наблюдений. Внешнее возмущение, воздействующее на систему, может перевести ее на другую траекторию движения вокруг стационарной точки, колебания численности хищников y и жертв x будут происходить при этом с другими амплитудами.

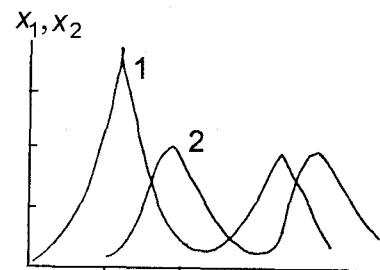


Рис. 1.8. Циклические колебания в системе «хищник–жертва» на примере двух инфузорий: 1 — *paramecium caudatum* (жертва), 2 — *ditinium nasutum* (хищник) (Алексеев В.В., 1978)

Эволюция популяций вблизи стационарного состояния в случае равномерного и пропорционального изменения численности видов (отлов, охота) $dx = axdt$, $dy = bydt$ может быть описана следующей системой уравнений:

$$\frac{dx}{dt} = (k_1 - a)x - kxy,$$

$$\frac{dy}{dx} = k_3 xy - (k_2 + b)y.$$

Если $k_1 - a > 0$, характер решений не изменится, но средние (стационарные состояния будут другие):

$$x_0 = \frac{k_3 + b}{k_3}, \quad y_0 = \frac{k - a}{k}.$$

Полученное изменение численности x_0, y_0 выражает известный результат, так называемый закон изменения средних: если два вида истребляются равномерно и пропорционально их численности, то среднее число особей жертв возрастает, а число особей хищников убывает. Данный закон имеет многочисленные подтверждения в природе.

Модель «хищник–жертва» Лотки–Вольтера справедлива только при низких концентрациях взаимодействующих популяций, для перехода к реальным системам важен также учет ограниченности пищи у жертв, однако сдвиги по фазе колебаний числа жертв и хищников сохранятся и в этих случаях.

Для улучшения модели можно учесть самоограничение роста популяций путем добавления членов пропорциональных квадрату численности видов:

$$\frac{dx}{dt} = k_1x - kxy - \gamma_1x^2,$$

$$\frac{dy}{dt} = k_3xy - k_2y - \gamma_2y^2.$$

Члены γ_1, γ_2 отражают внутривидовую конкуренцию. Даже добавка небольших нелинейных членов может вызвать качественное изменение процессов в системе. Например, на фазовой плоскости возможен переход от особой точки типа центр в особую точку типа фокус или узел. Рис. 1.9–1.12 дают примеры расчетов на языке STELLA системы «хищник–жертва».

Учет пространственного перемещения жертв и хищников обычно производится путем включения в модель диффузионных членов, описывающих случайные блуждания особей.

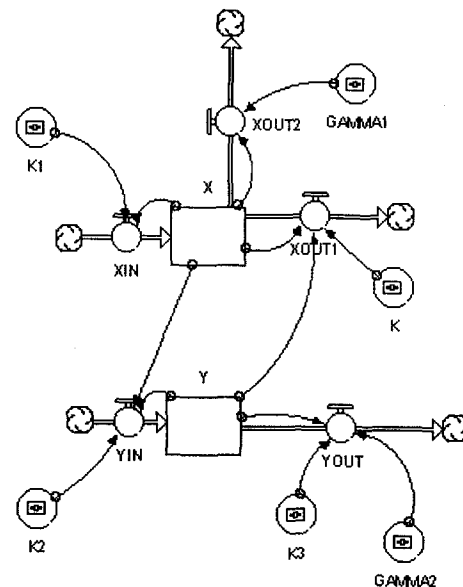


Рис. 1.9. Блок-схема модели «хищник–жертва» на языке STELLA. X — жертвы, Y — хищники, обозначения коэффициентов как в системе уравнений

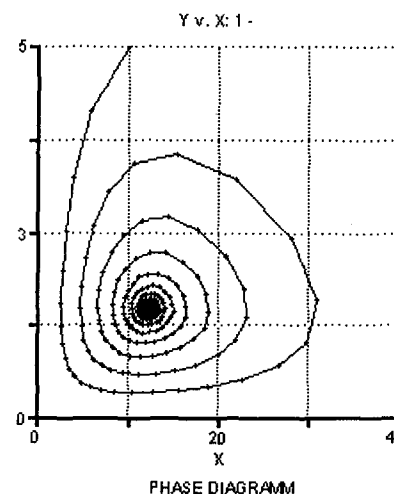


Рис. 1.10. Фазовая диаграмма выхода системы «хищник–жертва» на устойчивое состояние

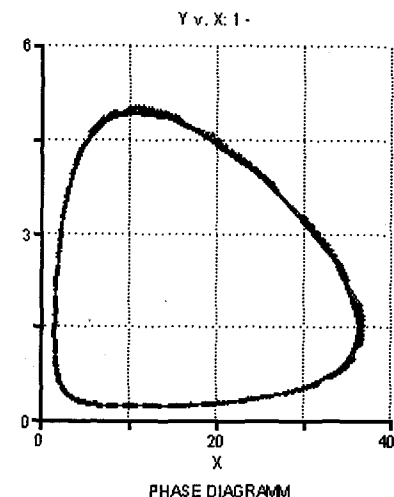


Рис. 1.11. Фазовая диаграмма выхода системы «хищник–жертва» на устойчивый цикл

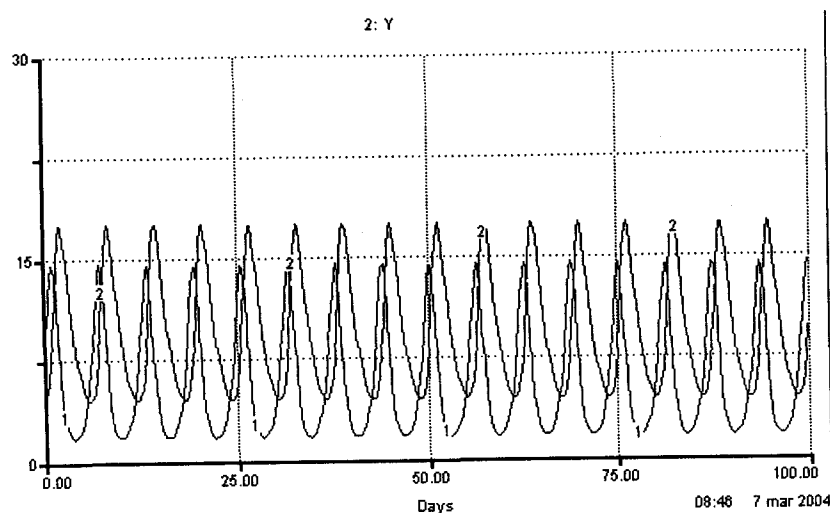


Рис. 1.12. Периодические колебания модели «хищник–жертва»

В этом случае система уравнений примет вид:

$$\frac{\partial x}{\partial t} = k_1 x - kxy + D_1 \frac{\partial^2 x}{\partial r^2},$$

$$\frac{\partial y}{\partial t} = k_3 xy - k_2 y + D_2 \frac{\partial^2 y}{\partial r^2}.$$

В этих формулах D_1, D_2 — коэффициенты миграции особей в пределах ареала распространения. Если ареал ограничен, качественная картина изменения численности популяций сохраняется. Однако, если ареал не ограничен, то возможно возникновение решений типа волн. Важным свойством пространственного поведения системы хищник-жертва является возникновение пространственных неоднородностей плотности распределения особей — так называемых диссипативных структур. Таким образом, если в точечных моделях наблюдаются автоколебательные режимы, то в пространственно распределенных системах имеют место диссипативные структуры.

Наряду с взаимодействиями типа “хищник–жертва” существуют и другие виды парных взаимодействий.

- Нейтрализм — название не требует пояснений.
- Аменсализм — в этом случае один вид препятствует развитию другого, а обратное влияние отсутствует.
- Комменсализм — при этом виде взаимодействий один вид положительно воздействует на второй, при этом первый вид влияния второго не испытывает.
- Конкуренция — два вида влияют друг на друга отрицательно.
- Мутуализм — два вида влияют друг на друга положительно.

Типы парных межвидовых взаимодействий приведены ниже в табл. 1.1.

Табл. 1.1. Типы парных межвидовых взаимодействий

Тип взаимодействия	влияние 1 вида на 2	влияние 2 вида на 1
Хищник–жертва	−1	+1
аменсализм	−1	0
комменсализм	+1	0
конкуренция	−1	−1
мутуализм	+1	+1
нейтрализм	0	0

Несмотря на простоту, изложенные выше модели описывают некоторые важнейшие черты простейших экосистем. Приведем один пример из недалекого прошлого. В 1987 г. в Черном море были обнаружены отдельные экземпляры гребневика мнемипсиса. Гребневик мнемипсис обитает в лагунах на Атлантическом побережье США. Численность его в этих естественных условиях ограничена. Вероятно в Черное море он был завезен случайно с балластными водами судов. В Черном море у него нет естественных врагов, подобных тем, которые водятся в лагунах Атлантического побережья. Гребневик оказался на одном трофическом уровне с медузой аурелией и одержал победу в конкурентной борьбе. За 2–3 года плотность медуз в Черном море уменьшилась

почти в 10 раз, уменьшились и средние размеры медуз примерно в 4–6 раз. Общая масса мнемииопсиса достигла 900 млн. т., что в 10 раз превышает весь годовой улов в море. Но гребневик нанес удар не только медузам, уничтожение зоопланктона гребневи́ком привело к сокращению пищевой базы промысловых рыб и других обитателей моря. В результате резко упал вылов промысловых рыб — хамсы, тюльки, шпрот и др.

Такая ситуация продолжалась до 1999 г. В 1999 г. произошла инвазия в Черное море нового гребневика — *берое*. Предположительно гребневик *берое* попал с теплыми водами из средиземноморского бассейна или был завезен подобно мнемииопсису с балластными водами. Гребневик *берое* питается гребневи́ком мнемииопсис. Внедрение и развитие *берое* привело к резкому уменьшению биомассы мнемииопсиса и, как следствие, к росту зоопланктона и личинок рыб, а позднее и запасов пелагических рыб. Массовое развитие *берое* в Черном море привело к снижению трофического пресса мнемииопсиса на планктонное сообщество. Парное существование гребневи́ков в других морских бассейнах мирового океана обеспечивает природное равновесие их численности. Например, у берегов Америки в Атлантическом океане обитают *Mnemiopsis leidyi* и *Beroe cucumis*, уничтожающий первый вид. Таким образом, в Черном море после инвазии гребневи́ка *берое* развивается ситуация, подобная существующим в других регионах океана.

Ряд видов проник в бассейн Финского залива в результате неслучайных, а намеренных интродукций. Так, вселение байкальской амфиподы гмелиноидеса в ряд водоемов Ленинградской области в начале 1970-х гг. было проведено без учета таких важных биологических особенностей этого байкальского рачка, как способность к хищному питанию и активному саморасселению. Всего 10 лет понадобилось этому небольшому хищному рачку, чтобы из озер Карельского перешейка проникнуть в Ладожское озеро и широко там расселиться (Панов, 1994). В настоящее время гмелиноидес является самым многочисленным представителем фауны прибрежной зоны этого крупнейшего в Европе озера и других крупных водоемов (Чудское озеро, верхневолжские водохранилища), причем наблюдается процесс вытеснения местных видов беспозвоночных животных, и, как результат, упрощение структуры и снижение видового разнообразия фауны.

Недавнее занесение с балластными водами судов в Финский залив понто-каспийской хищной кладоцеры церкопагиса (*Cercopagis pengoi*) может привести к значительным изменениям в пелагических сообществах и уже привело к существенным экономическим потерям для прибрежного рыболовства. В 1995 г. церкопагис в больших количествах был впервые найден в восточной части Финского залива. В Финском заливе в последнее время резко возросло число «пришельцев» (Панов, 2002). В реке Вуокса обнаружен китайский мохноногий краб, в Копорской губе — *дрейссена*. Все это является следствием неконтролируемого выпуска балластных вод. Планируемое расширение судоходства, связанное со строительством новых портов может нанести непоправимый вред экосистеме Финского залива.

Пример изменения экосистем за счет инвазии (внедрения) дан нами для Ладожского озера в разделе 5.1 настоящей книги. Подобные явления наблюдаются во многих водных бассейнах.

Наряду с инвазиями, которые приводят к катастрофическим последствиям, имеют место, казалось бы, положительные примеры искусственных инвазий, например, успешное вселение камчатского краба в Баренцево море. Однако в последние годы камчатский краб сильно размножился и привел к нарушению стабильности экосистемы Баренцева моря (Матишов, 2003).

Рассмотрим математическую модель системы, соответствующий тип парного межвидового взаимодействия — конкуренция. Пусть общая масса медуз M_1 , а масса гребневи́ка M_2 . Общий запас пищи M_0 . Тогда систему уравнений, описывающую изменение масс M_1 и M_2 можно записать в виде:

$$\begin{aligned}\frac{dM_1}{dt} &= \gamma_1 M_1 M_0 - \varepsilon_1 M_1, \\ \frac{dM_2}{dt} &= \gamma_2 M_2 M_0 - \varepsilon_2 M_2.\end{aligned}$$

Члены $\varepsilon_1 M_1$ и $\varepsilon_2 M_2$ описывают убыль видов M_1 и M_2 , соответственно. Разделим первое уравнение на $\gamma_1 M_1 M_0$, второе на $\gamma_2 M_2 M_0$, вычтем второе уравнение из первого и проинтегрируем. В результате получим:

$$\frac{M_1^{\frac{1}{\gamma_1}}}{M_2^{\frac{1}{\gamma_2}}} = \text{const} \exp\left[\left(\frac{\varepsilon_2}{\gamma_2} - \frac{\varepsilon_1}{\gamma_1}\right)t\right].$$

Если $\frac{\varepsilon_2}{\gamma_2} > \frac{\varepsilon_1}{\gamma_1}$, то M_1 будет расти, M_2 уменьшаться. Если $\frac{\varepsilon_1}{\gamma_1} > \frac{\varepsilon_2}{\gamma_2}$, то с ростом времени преобладать будет масса M_2 , а M_1 будет стремиться к нулю. Именно этот последний случай реализуется в системе медуза *аурелия* — гребневик *мнемипсис* (Рис. 1.13). Гребневик, как имеющий меньшую смертность и потребляющий большее количество пищи, почти полностью вытеснил медузу *аурелию*. Вместе с тем, мы получили известную теорию Вольтера: если виды живут в одной экологической нише, то одни из них всегда вытесняют остальные.

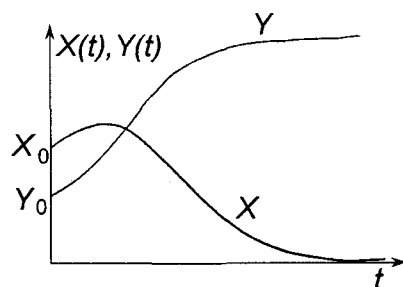


Рис. 1.13. Эволюция популяций двух видов в условиях конкуренции: медуза *Аурелия* — X , гребневик *мнемипсис* — Y

Модели, подобные описанной выше, используются для описания конкурентной борьбы в условиях рыночного производства. Можно сделать вывод, что полная реализация правил рыночного производства должна привести к установлению монополии одного производителя.

1.3. Экосистемы озер

В озерной экологической системе выделяются следующие основные биотопы: *пелагиаль*, *литораль* и *бенталь* (рис. 1.14). Под пелагиалью понимается вся толща водной массы озера, под литоралью — прибрежные области (обычно до глубин проникновения солнечного света до дна или до глубины проникновения влияния поверхностных волн), а под бенталью — дно водоема. Все организмы, обитающие в озере, называются *гидробионтами*. Гидробионты, обитающие в пелагиали и лишенные возможности активно перемещаться в водной среде составляют *планктон*. Гидробионты, обитающие в пелагиали и могущие активно перемещаться в водной среде составляют *нектон*. Гидробионты, обитающие на дне водоема составляют *бентос*. Существует еще группа организмов, которые обитают на самой поверхности озера, на самой границе между водой и атмосферой. Эта группа называется *плейстон*.

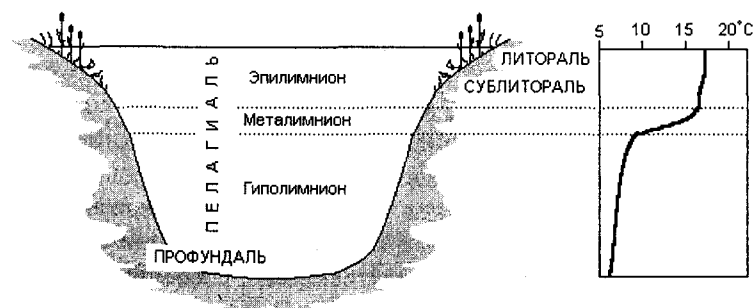


Рис. 1.14. Основные зоны озерной экологической системы. В правой части рисунка — вертикальный профиль температуры во время летней стагнации

Озерная экологическая система, как и всякая экологическая система, характеризуется тем, что для ее существования необходимо поступление энергии, т.е. с точки зрения термодинамики, озерная экологическая система — это всегда открытая система. Источником энергии для озерных экосистем, как правило является энергия солнечной радиации, которая обеспечивает создание нового органического вещества при помощи реакции *фотосинтеза*. Не исключено использование в

озерных экосистемах энергии химических реакций (явление *хемосинтеза*), но это редкое исключение — например, формирование гидротермальных экосистем, подобным тем, что найдены на дне океана, возможно происходит на дне Байкала.

Основными продуцентами в крупных озерных экосистемах являются одноклеточные водоросли — *фитопланктон*. (Винберг, 1960, Бульон, 1983). В небольших озерах существенную роль в образовании первичной продукции могут играть многоклеточные водоросли (например, камыши или тростники, растущие по берегам озер, рдесты или хары, обитающие в воде на небольших глубинах). Это, так называемые, *макрофиты*. К продуцентам относится и *перифитон* — сообщества мелких организмов, покрывающих тонкой пленкой стволы макрофитов, камни и другие предметы в литорали озера.

Фитопланктон в озерах обычно представлен довольно сложным сообществом, которое насчитывает в своем составе сотни видов. Основную роль в фитопланктонных сообществах играют *диатомовые* и *сине-зеленые* водоросли. Диатомовые водоросли имеют кремниевый скелет и для своего развития, помимо обычных биогенных элементов — азота и фосфора, требуют еще и кремний.

Сине-зеленые водоросли, строго говоря, даже не водоросли, поскольку их клетки лишены ядер (они относятся к прокариотам), однако это не мешает им играть большую роль в жизни водоема, поскольку они очень быстро размножаются при достаточно высокой температуре воды, обладая, при некоторых условиях, свойством непосредственного усвоения азота из растворенного в воде воздуха. Кроме этого, некоторые сине-зеленые имеют газовые вакуоли, что позволяет им совершать суточные вертикальные миграции, а это дает им возможность эффективно использовать световые и биогенные ресурсы водоема. Заметим, что многие сине-зеленые и продукты их распада обладают токсическими свойствами, что очень существенно при оценке качества воды (Сиренко, 1972).

Современные методы определения биомассы фитопланктона основаны на определении концентрации хлорофилла "а" (Golterman, 1975) путем концентрации планктона на мембранных фильтрах при вакуумной фильтрации. Последующее определение производится спектрофотометрическими или флуориметрическими методами.

Первичная продукция фитопланктона в озерах измеряется при помощи кислородного и радиоуглеродного методов. Сущность первого метода заключается в сравнении изменения концентрации кислорода в светлой и затененной банке. Полагается, что за время экспозиции (обычно 1 сутки) фотосинтез идет только в светлой банке, а процессы дыхания в обеих банках одинаковы. Сущность радиоуглеродного метода заключается в измерении ассимилированного фитопланктоном меченого углерода (^{14}C) в склянке за время экспозиции. Сравнению и обсуждению интерпретации данных измерений этими методами посвящена обширная литература, краткий обзор которой есть, например, в монографии В.В. Бульона (1994).

Табл. 1.2. Величины первичной продукции в некоторых озерах (Бульон, 1983)

Озеро	Год	Местоположение	Продукция (гСм ² год ⁻¹)
Круглое	1968	Кольский п-ов	4
Севан	1959	Армения	75
Онежское	1961	Карелия	27
Байкал	1970	Сибирь	190
Иссык-Куль	1983	Киргизия	170
Баторин	1973	Белоруссия	1300
Мястро	1973	Белоруссия	1160
Нарочь	1973	Белоруссия	430

Величины годовых продукций фитопланктона некоторых озер приведены в таблице 1.2. Разница между первичной продукцией в арктическом озере Круглом и первичной продукцией в эвтрофных озерах Белоруссии весьма велика. В Байкале первичная продукция низка в единице объема, но высока в расчете на единицу площади озера из-за большой прозрачности воды (до 41 м по диску Секки).

Теперь перейдем к консументам, т.е. потребителям первичной продукции озерного водоема. Непосредственно клетки фитопланктона потребляются планктонными фильтраторами, основную массу которых представляют мелкие ракообразные. По числу видов зоопланктонные сообщества уступают фитопланктонным (Пидгайко, 1984). Сложную и важную для понимания всей динамики озерной экосистемы проблему представляет взаимодействие фито- и зоопланктона (Гутельмахер, 1989, Иванова, 1984). Дело осложняется тем, что процесс фильтрации существенно зависит от размеров фильтруемых частиц. Зоопланктонные фильтраторы потребляют не только живые клетки фитопланктона, но и взвешенные в воде частицы мертвого органического вещества (детрита), который образуется в результате отмирания фитопланктона. Таким образом, зоопланктон включается в две трофические цепи — фитопланктонную и детритную, значимость которых может сильно варьировать, как в зависимости от типа озерной экосистемы, так и от времени года.

В состав озерного зоопланктона обычно входят хищные виды, которые питаются более мелкими формами, например планктонными коловратками или рачками на ранних стадиях своего развития (например, науплиусами). Да и сами хищники переходят на хищный образ жизни только во взрослом состоянии, поэтому в зоопланктонном сообществе не редки случаи каннибализма.

Динамика развития озерного зоопланктона осложняется его постоянными перемещениями вместе с водными массами, а так же суточными и сезонными вертикальными миграциями.

Продукционные свойства зоопланктонных популяций изучены достаточно подробно (Пидгайко, 1984, Иванова, 1985, Гиляров, 1987, Полищук, 1987). Не будем приводить многочисленные эмпирические формулы, которые связывают интенсивность дыхания с массой особи и температурой, продолжительность развития в данной стадии с температурой и кормовыми условиями и т.п. Подобные данные можно найти в специальных изданиях, например «Основы изучения пресноводных экосистем» под редакцией Г.Г. Винберга (1981) или «Трофические связи и их роль в продуктивности природных водоемов» под его же редакцией (1983).

Бентос озер бывает представлен малощетинковыми червями (олигохетами), личинками насекомых (хирономид, ручейников,

стрекоз, поденок и др.), моллюсками (брюхоногими и двусторчатыми), низшими и высшими ракообразными, пиявками и другими животными, о которых можно подробно узнать в специальных руководствах (например, пятитомное издание «Жизнь пресных вод СССР» под редакцией В.И. Жадина (1940–1957) или А.Н. Липина «Пресные воды и их жизнь» (1950). Здесь обратим внимание только на функциональные характеристики бентосных популяций, которые важны для понимания устройства всей озерной экосистемы.

Рассмотрим поколение или когорту, т.е. такое множество особей, в котором происходит только убыль численности (N) и рост средней массы особи (W). Тогда состояние когорты в момент t определяется уравнениями:

$$\frac{dN}{dt} = -\mu N, \quad \frac{dW}{dt} = \lambda W,$$

где μ — коэффициент смертности, λ — коэффициент скорости роста. Биомасса определяется как произведение средней массы особи на численность когорты ($B = WN$). Изменение биомассы во времени определяется как:

$$\frac{dB}{dt} = \frac{d(WN)}{dt} = N \frac{dW}{dt} + W \frac{dN}{dt}.$$

Первый член в этом выражении называется продукцией (P), а второй элиминацией (E). По поводу практического определения продукции гидробионтов есть специальное руководство («Методы определения продукции водных животных» Минск, 1968). Наибольшее распространение получил метод Бойсен-Йенсена:

$$P = (N_1 - N_2) \frac{W_1 + W_2}{2(t_2 - t_1)}.$$

Здесь N_1 , N_2 , W_1 , W_2 — численности и средние массы в два последовательные момента времени t_1 и t_2 . Заметим, что продукция имеет размерность [масса время⁻¹], поэтому складывать ее с биомассой, как это часто делают, никак нельзя.

Другой распространенный метод определения продукции («физиологический») основан на энергетическом балансе особи

$$P = N(uC - R) = NR \frac{K_2}{1 - K_2}.$$

Здесь u — коэффициент усвоения пищи, C — рацион (количество пищи потребленное в единицу времени), R — траты на обмен (интенсивность дыхания), K_2 — коэффициент использования пищи на рост ($K_2 = \Delta W/(uC)$). Траты на обмен определяются экспериментально или вычисляются по формуле Хеммингсена:

$$R = aW^n,$$

где a и n — эмпирические коэффициенты.

Табл. 1.3. Коэффициенты P/B (сут⁻¹) и продолжительности жизни T (сут.) некоторых гидробионтов (Заика, 1974)

		P/B	T
Простейшие	Инфузории	0.5–8.5	1
Коловратки	Аспланхна	0.5	6.5
Ракообразные	Дафния	0.21–0.45	20–30
	Босмина	0.1–0.15	27–36
	Понтопорея	0.01	400–450
Моллюски	Анадонта	0.00054	3600
Рыбы	Ряпушка	0.0021	4000
	Лещ	0.0071	5000

Важным параметром является отношение продукции когорты или популяции к средней биомассе (коэффициент P/B), который имеет размерность [время⁻¹]. В англоязычной научной литературе обычно пользуются обратной величиной (“turnover time”). Для бактерий и фитопланктона коэффициент P/B может достигать сотен год⁻¹, для планктонных ракообразных эта величина составляет от 5 до 20, для бентоса 3–5, а для рыб может быть меньше единицы. Коэффициенты P/B полезны тем, что по данным измерения

биомассы позволяют оценить продукционные свойства популяций, входящих в озерную экологическую систему. В таблице 1.3. приведены ориентировочные значения коэффициентов P/B и продолжительностей жизни некоторых обитателей озер.

Взятие проб бентоса обычно осуществляется при помощи дночерпателей различной конструкции (одна из наиболее распространенных конструкций — дночерпатель Экмана–Берджа). Однако дночерпатели работают хорошо только на мягких песчаных и илистых грунтах, на каменистых грунтах, крутых склонах и в зарослях макрофитов приходится применять другие методы, например с использованием аквалангистов.

Изучение популяций и сообществ рыб, которые обитают в озерах, всегда несколько отличалось от изучения водных беспозвоночных не только в силу специфики самого объекта изучения, но и из-за привязанности к промыслу рыбы, как древней хозяйственной деятельности человека. Поэтому в отношении к рыбе всегда ставился вопрос не только о естественной (μ), но и промысловой смертности (ϕ). Для численности рыб обычно пишется уравнение

$$\frac{dN}{dt} = -(\mu + \phi)N, \quad N(t) = N(0)e^{-(\mu + \phi)t}.$$

Предполагая, для простоты, темп роста рыбы линейным ($W = \alpha t$) можно получить выражение для вылова рыбы:

$$Y = \int_{t_1}^{\infty} \phi N W dt = \alpha \phi N(0) \int_{t_1}^{\infty} t e^{-(\mu + \phi)t} dt =$$

$$= \alpha \phi N(0) \frac{e^{-(\mu + \phi)t_1}}{\mu + \phi} \left[t_1 + \frac{\phi}{\mu + \phi} \right],$$

где t_1 — возраст, с которого рыба достигает промыслового размера и подвергается облову, $N(0)$ — начальная численность популяции или пополнение. При $t_1 = 0$ (т.е. когда облавливаются вся популяция) нетрудно показать, что наибольший вылов может быть достигнут в том случае, когда промысловая смертность равна естественной ($\phi = \mu$). Ф.И. Баранов (1918) решил аналитически сходную задачу об оптимальном вылове в предположении о ку-

бической форме функции роста рыбы ($W = at^3$), а Бивертон и Холт (1957) распространили этот результат на случай функции роста по формуле Берталанффи ($W = W_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_1)}]^3$). На этом,

собственно, кончился аналитический этап в теории динамики популяций рыб и начался период имитационного моделирования, о чем будет сказано в главе 6.

Сообщества рыб в озерах формируются далеко не случайным образом. Например, если в каком-либо озере северо-запада России будет обнаружена красноперка или линь, то можно с полной уверенностью утверждать, что в этом же озере обязательно будут найдены окунь, плотва и щука. А вот обратное утверждение совершенно не верно — наличие в озере окуня не несет почти никакой информации о структуре ихтиоценоза, который может содержать еще десяток других видов рыб или окунь будет единственным представителем ихтиофауны данного водоема. Закономерности формирования сообществ рыб в озерах были изучены Л.А. Жаковым (1984). На рис. 1.15 представлена дендрограмма структур ихтиоценозов озер Вологодской области. При помощи кластерного анализа удалось выделить «ядро» ихтиоценоза и его периферическую часть.

Изучение ихтиофауны озер базируется, прежде всего, на результатах промыслового и научного лова различными типами орудий лова. Кроме этого применяется мечение рыб, учет икринок и кладок, гидроакустические и другие методы. У выловленных рыб кроме морфометрических и весовых измерений, обычно определяется возраст (по чешуе или отолитам), степень половой зрелости, индивидуальная плодовитость, исследуется содержание желудков.

После очень краткого и далекого от полноты рассмотрения отдельных частей озерной экологической системы перейдем к рассмотрению этой системы как единого целого. Идея о том, что озеро представляет собой некоторый «микрокосм», организм высшего порядка восходит к концу XIX началу XX-го века (Форбс, 1887, Науманн, 1927), но только с развитием общей теории систем и появлением компьютерных технологий исследования и управления такими системами представление об озере и его водосборе как о единой целостной системе получило конструктивное развитие.

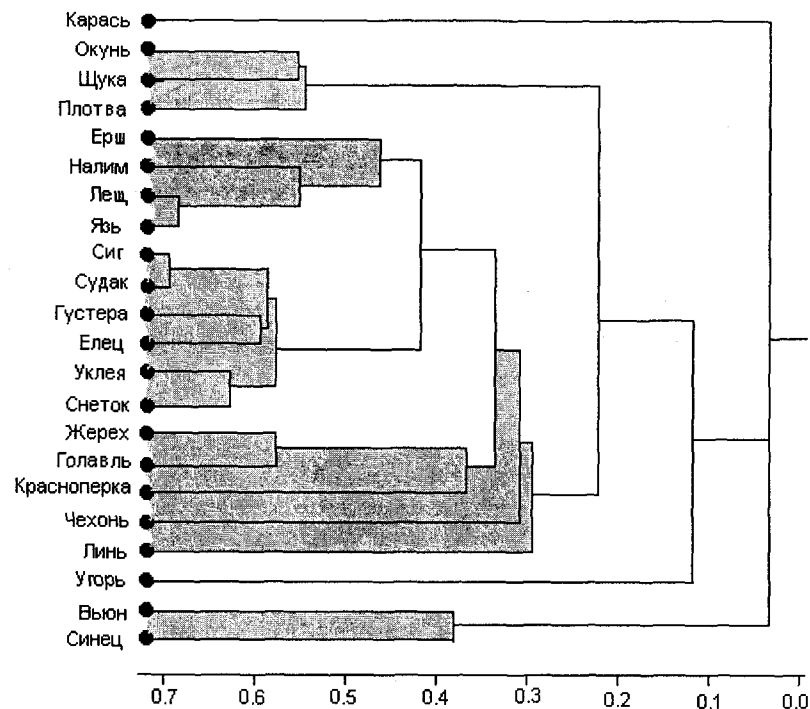


Рис. 1.15. Дендрограмма структур ихтиоценозов Вологодской области (276 озер). На шкале — значения коэффициентов корреляции (Жаков, 1984)

Первостепенное значение в понимании динамики и развития озерных экологических систем играют длительные непрерывные ряды наблюдений и оформление результатов этих наблюдений в виде компьютерных баз и банков данных. Например, по озеру Мендота в штате Висконсин (США) такой ряд составляет более 100 лет (Carpenter, 2003). Созданы банки данных по озеру Байкал (Грачев и др. 1999) и Ладожскому озеру (Рянжин, 2000). В качестве примера использования длинных рядов наблюдений над озерной экосистемой приведем некоторые данные обработки 40-летних наблюдений на озере Дальнем (Камчатка) (Крогиус и др. 1987). Известно, что при короткопериодных наблюдениях исследователи сталкиваются с большими трудностями в определении вертикального коэффициента турбулентной диффузии (см. том I настоящей книги). Однако, располагая длинным непрерывным рядом измерений температуры (за 37 лет не было ни одного про-

пуска сроков наблюдений) простым делением теплового потока на термический градиент удалось получить распределение коэффициентов вертикальной турбулентности как во времени, так и по глубине (рис. 1.16). Эти данные оказались необходимыми для прогноза первичной продукции озера, которая существенно зависит от интенсивности весеннего и осеннего перемешивания, и в конечном счете, промыслового прогноза состояния стада нерки — дальневосточного лосося.

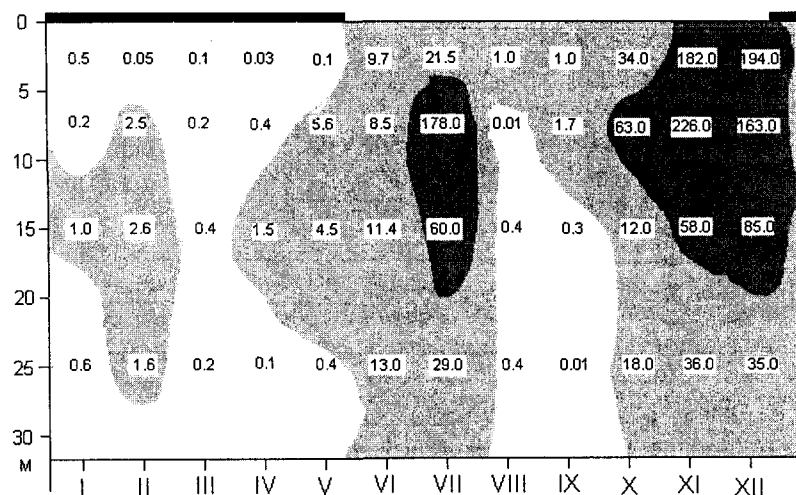


Рис. 1.16. Зависимость коэффициента вертикальной турбулентной диффузии ($\text{см}^2 \text{с}^{-1}$) от глубины (ордината) и времени (абсцисса) в озере Дальнем (Камчатка) по многолетним данным (1937–1974 гг.).

В качестве другого примера использования длинных временных рядов, при рассмотрении озерной экосистемы как единого целого, можно привести схему корреляционных связей в том же озере Дальнем (рис. 1.17). Из этих данных следует, что продукция фитопланктона значительно коррелирует с концентрациями неорганического фосфора только в подледный период (январь–май), а с летними концентрациями такой корреляции нет. Зато существует отрицательная корреляция и интенсивности первичной продукции с концентрациями кремния в осенние месяцы, что не удивительно, поскольку в фитопланктоне озера Дальнего доминируют диатомовые водоросли потребляющие кремний.

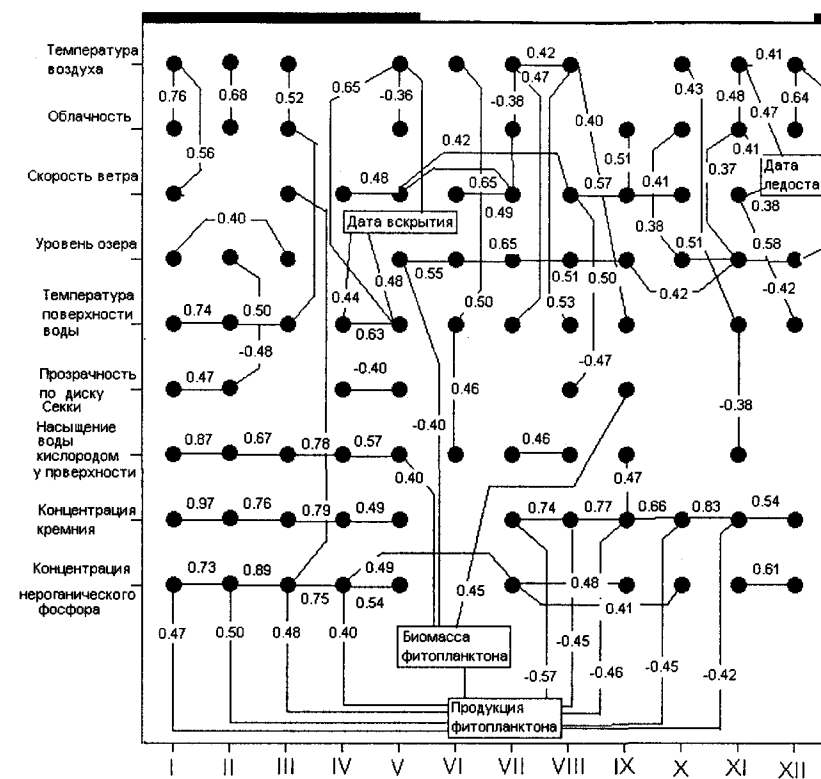


Рис. 1.17. Корреляционные связи в озере Дальнем (Камчатка) по многолетним данным (1937–1974 гг.). Приведены статистически значимые коэффициенты корреляции между отклонениями от средних значений

Обобщением знаний о функционировании озерной экологической системы может служить схема потоков энергии, введенная в обиход экологических знаний Ю. Одумом. Подобная схема для экосистемы озера Дривяты (Белоруссия) приведена на рис. 1.18. Построение подобной схемы требует совместного и целенаправленного труда целого коллектива исследователей от фитопланктологов до ихтиологов, поэтому, возможно, они публикуются относительно редко. Самое трудное при создании подобных схем — это добиться согласованности потоков энергии на различных трофических уровнях. Довольно типичным является случай, при котором потребление энергии зоопланктоном оказывается боль-

ше, чем продукция фитопланктона. Такая коллизия имеет, по крайней мере, два решения. Первое, характерное для арктических озер, заключается в том, что в озеро вносится много аллохтонной органики, которая в переработанном бактериями виде является источником пищи для зоопланктона. Второе заключается в существенной ошибке при определении первичной продукции, например недоучет продукции наннопланктона, который в планктонные сетки не попадает. Следует сказать, что ценность согласованной схемы потоков энергии (а еще лучше и потоков вещества) в озерной экосистеме заключается в том, что она является надежным основанием для построения модели экосистемы озера, о чем будет сказано в главе 6. К примеру, по данным, представленным на рис. 1.18, была создана модель экосистемы озера Дривяты (Меншуктин, Умнов, 1970).

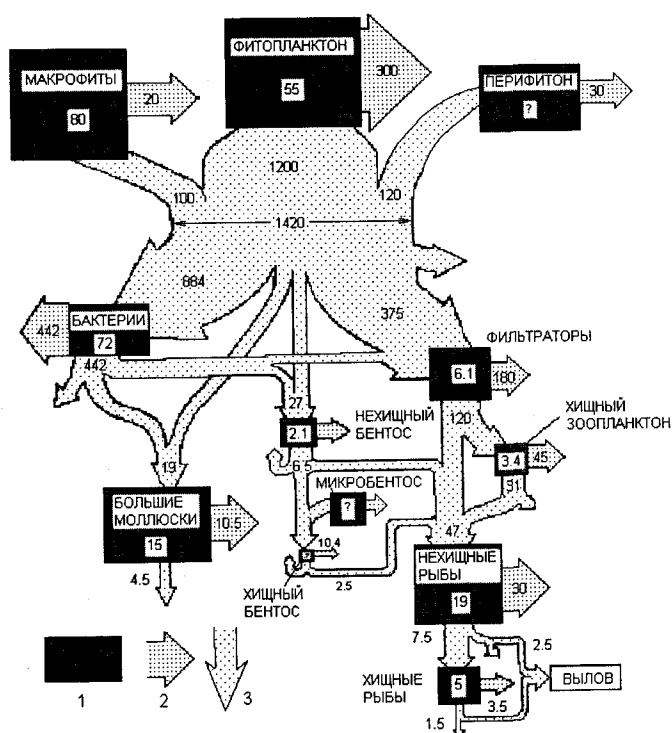


Рис. 1.18. Потоки энергии в экосистеме озера Дривяты (Винберг, 1970). 1 — биомасса в kcal m^{-2} , 2 — траты на обмен в kcal m^{-2} сезон⁻¹, 3 — продукция, рационы и отмирание в kcal m^{-2} сезон⁻¹

Все, что говорилось выше об озерных экосистемах, относилось к одной такой системе, вне связи с другими. Поэтому целесообразно перейти к рассмотрению множества или ансамбля озерных экосистем некоторого региона. При таком подходе сразу возникает проблема классификации озерных экосистем. Наиболее распространена система классификации трофности озер, впервые введенная Науманном и Тинеманом с выделением олиготрофных и эвтрофных водоемов. Литература по типологии озер громадна, разнообразных шкал, таблиц и терминов предложено много. В качестве примера приведем классификационную таблицу, предложенную С.П. Китаевым (1984).

Табл. 1.4. Классификация озер по С.П. Китаеву (1984)

Характеристика	Тип озерной экосистемы						
	Олиготрофный		Мезотрофный		Эвтрофный		Гипер-эвтрофный
	α	β	A	β	α	β	
Хлорофилл "а" (mg m^{-3})	< 1.5	1.5–3	3–6	6–12	12–24	24–48	> 48
Биомасса фитопланктона (g m^{-3})	< 0.5	0.5–1	1–2	2–4	4–8	8–16	> 16
Первичная продукция ($\text{gC m}^{-2} \text{сут}^{-1}$)	< 0.125	0.125–0.25	0.25–0.5	0.5–1	1–2	2–4	> 4
Первичная продукция ($\text{gC m}^{-2} \text{год}^{-1}$)	< 12.5	12.5–25	25–50	50–100	100–200	200–400	> 400
Биомасса бентоса (g m^{-2})	< 1.25	1.25–2.5	2.5–5	5–10	10–20	20–40	> 40
Биомасса зоопланктона (g m^{-3})	< 1.25	1.25–2.5	2.5–5	5–10	10–20	20–40	> 40
Биомасса зоопланктона (g m^{-2})	< 0.5	0.5–1	1–2	2–4	4–8	8–16	> 16
Ихтиомасса (kg га^{-1})	< 12.5	12.5–25	25–50	50–100	100–200	200–400	> 400
Рыбопродукция (kg га^{-1})	< 2.5	2.5–5	5–10	10–20	20–40	40–80	> 80

Надо сказать, что классификация по таблице 1.4 далеко не общепринятая, например Г.Г. Винберг (1960) по первичной продукции приводит несколько иные значения. Более того, эта классификация противоречива — неоднократно в литературе приводились примеры, когда по одним показателям озеро относится к олиготрофному типу, по другим к мезотрофному, а по третьим к эвтрофному (Carpenter, 2003). Разработаны и другие системы классификации озерных экосистем, например, по структуре сообществ

ва рыб (Абросов, 1982), по химическому составу воды (Алекин, 1970), видовому составу бентоса или донным отложениям. Все эти классификации страдают одним недостатком — они используют одну или, в лучшем случае, две-три характеристики озерной экологической системы (примерно так же можно делить всех людей на холериков, сангвиников, меланхоликов и флегматиков). В задаче типологии озер несомненно принадлежит большое будущее методам нечеткого кластерного анализа и теории распознавания образов, которые оперируют с многомерными объектами.

Другой аспект рассмотрения множества озерных экосистем — это установление общих закономерностей, характерных для этих объектов. Например А.Ф. Алимов (2000) приводит целую серию эмпирических уравнений связывающих отдельные элементы биотического баланса озерных экосистем:

$$B_z = 0.099 P_{pe}^{0.613}$$

$$B_b = 0.701 P_{pe}^{0.30}$$

$$B_b = 150.43 B_F^{-0.748}$$

$$B_{bac} = 0.069 P_{pe}^{0.617},$$

где P_{pe} — первичная продукция экосистемы ($\text{ккал м}^{-2} \text{год}^{-1}$), B_z — биомасса зоопланктона (г м^{-2}), B_b — биомасса зообентоса (г м^{-2}), B_F — биомасса рыб (кг га^{-1}), P_{bac} — биомасса бактериопланктона (ккал м^{-2}). Не менее интересны эмпирические обобщения В.В. Бульон (1994), которые касаются, в основном, первичной продукции водоемов.

Для ихтиомассы С.П. Китаевым (1994) выведена внушительная серия эмпирических формул, связывающих эту величину с различными характеристиками озерных экосистем.

Не имея возможности привести все эмпирические формулы С.П. Китаева, ограничимся общей схемой связей, которую можно построить на основе его исследований (рис. 1.19). Не вдаваясь в интересные подробности, заметим, что эта схема должна наглядно показать, что озерная экологическая система — это действительно сложная система в том смысле, который вкладывается в

этот термин общей теорией систем (Князева, Курдюмов, 1999). Сопоставив схему, составленную по работам С.П. Китаева с аналогичной схемой (рис. 1.20), составленной по совершенно независимым, собственным материалам Л.А. Жакова (1987), можно прийти к заключению о том, что озерные экосистемы — это действительно сильно связанные системы, достойные того, чтобы ими занималась единая наука — лимнология. Впрочем, это интуитивно знали еще основоположники лимнологии, только в их распоряжении не было теоретических и технических средств исследования таких систем.

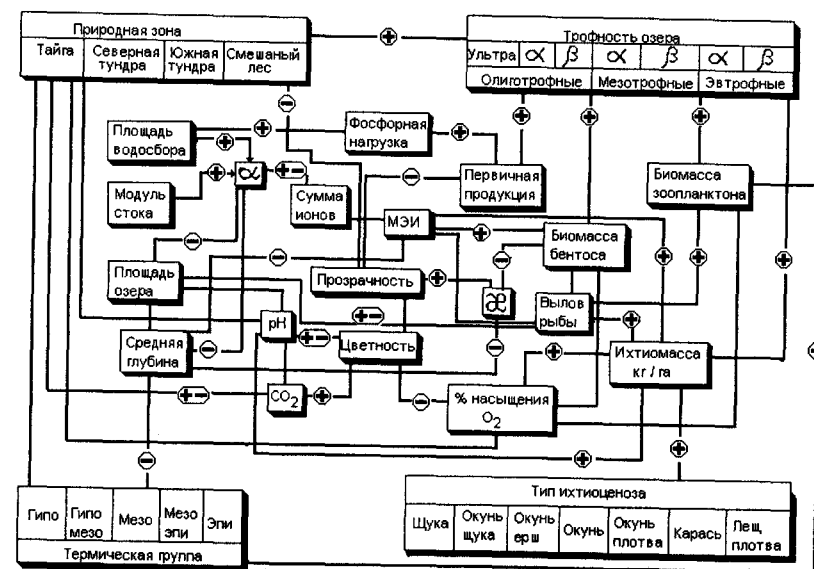


Рис. 1.19. Статистические связи в озерных экосистемах северо-запада России (по данным Китаева, 1986). МЗИ — морфоэдафический индекс (отношение суммы ионов к средней глубине озера), α — коэффициент условного водообмена, α — удельная прозрачность (прозрачность по Секки, деленная на среднюю глубину озера). Знак «+» указывает на проложительность связи, «-» на отрицательность, сочетание этих знаков соответствует многозначным связям

В заключение этого раздела остановимся на взаимодействии водного тела озера и его водосбора. Отношение площади водосбора к поверхности озера называется удельным водосбором. Величина эта колеблется в широких пределах. Например, для Ла-

дожского озера 14.6, для Великих Американских озер 1.6–3.4 для озера Дальнего на Камчатке 8.3, а озера Неро Ярославской области 21.4. Для оценки влияния водосбора на озерную экосистему важна не столько его площадь и удельный водосбор, сколько те процессы, которые на нем происходят и формируют качество вод, которые поступают в озеро как при помощи поверхностного, так и подземного стока. В свою очередь озеро влияет на те процессы, которые определяют динамику водосбора, например, участвуя в формировании климатических условий. Иными словами, озеро является неотъемлемым элементом ландшафта, как целостной природной системы (Арманд, 1975). В качестве примера обратимся к уже цитированной работе Л.А. Жакова (1984), в которой не только гидрохимические и гидробиологические особенности вологодских озер, но и тип ихтиоценоза прямо связывается с геологическим и геоморфологическим строением ландшафта.

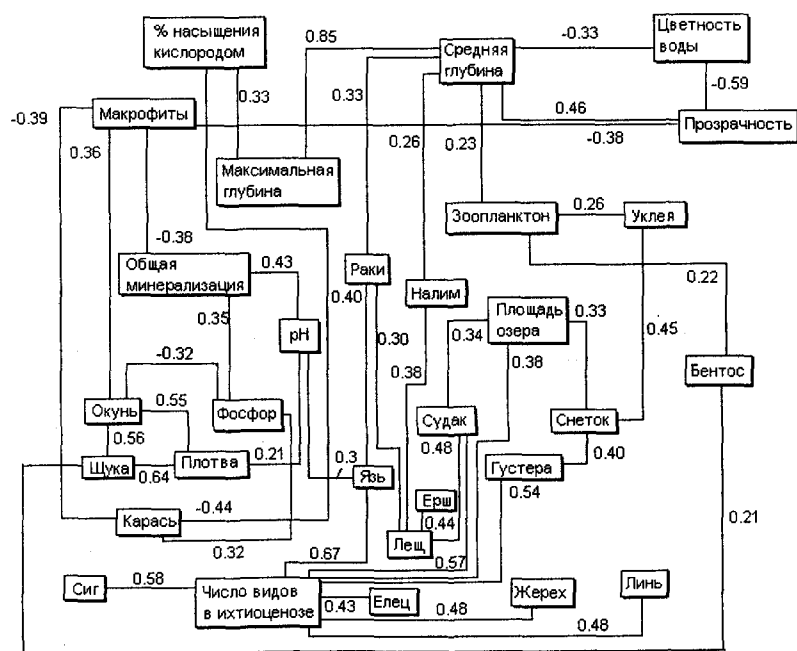


Рис. 1.20. Корреляционные связи в экосистемах Вологодских озер (всего 276 озер) по материалам Л.А. Жакова (1984). Приведены только статистически значимые коэффициенты линейной корреляции

Особое значение приобретает ландшафтное направление в изучении экосистем озер при сильном антропогенном воздействии на эти системы. Управление качеством воды в озерах (гл. 3) невозможно без знания и активного вмешательства в процессы, происходящие на водосборе.



Рис. 1.21. Схема озера, как элемента антропогенной ландшафтной системы

На рис. 1.21 изображена схема озера, как элемента ландшафтной антропогенной системы. Подробно проблемы загрязнения озер будут затронуты в гл. 2, а методы моделирования процессов на водосборе озера будут рассмотрены в гл. 6. Внешняя фосфорная нагрузка, как важнейший параметр антропогенного эвтрофирования, обычно целиком формируется на водосборе, это же относится и к источникам загрязнений. Поэтому рассмотрение озерной экосистемы, не изолировано, а в совокупности с ландшафтной системой водосбора является одним из важнейших направлений лимнологических исследований.

Глава 2

АНТРОПОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОЗЕРА И ПРОБЛЕМЫ КАЧЕСТВА ВОД

2.1. Загрязнения водоемов

Загрязнением среды считается внесение в нее новых, не свойственных ей физических, химических, биологических составляющих или превышение естественного среднего уровня за многолетний период этих составляющих в среде. Основные определения настоящей главы изложены, следуя работам (Богдановский, 1994; Стадницкий, Родионов, 1996; Скурлатов, 1994; Данилов-Данильян, 1997; Показеев, Медведев, 1998).

Поступление загрязнений изменяет функционирование экосистемы. Изменяются потоки энергии и вещества, продуктивность, численность популяций и т.п. Загрязнение природной среды может происходить как от естественных источников (при наводнении, обрушении берегов, и т.д.), так и в результате человеческой деятельности. Таким образом, следует различать природные и антропогенные загрязнения. Загрязнение может иметь физическую, химическую, биологическую природу.

Приведем определение загрязнения, которое было сформулировано группой экспертов по научной проблеме глобального загрязнения морей при ООН. Хотя определение касается морей, оно приемлемо и для озер. «Загрязнение означает внесение человеком прямо или косвенно, вещества или энергии в морскую среду, в результате чего возникают такие последствия, как ущерб живым ресурсам, опасность для здоровья человека, изменение полезных свойств водного объекта».

В биологическом энциклопедическом словаре загрязнение определяется следующим образом. К загрязнениям биосферы относятся поступление и накопление как стойких загрязняющих ве-

ществ, которые почти не разрушаются в природных средах (например, ДДТ), так и веществ, имеющих естественные механизмы размножения и усвоения (например, удобрения) в количествах, превышающих способность биосферы к их переработке и нарушающих сложившиеся в ходе длительной эволюции природные системы и связи в биосфере и подрывающих способность природных компонентов к саморегуляции.

Физическое загрязнение связано с изменением физических параметров: тепловых, световых, электромагнитных, радиационных, звуковых и др.

Тепловое загрязнение обычно связано с промышленными выбросами теплой воды, например от атомных станций. Тепловое загрязнение водоемов может усиливать эвтрофикацию озер.

Химическое загрязнение представляет собой поступление в экосистему тех или иных веществ, количественно или качественно чуждых экосистеме. При этом изменяются не только химические свойства среды, но может нарушиться функционирование экосистемы. Человек поставляет в окружающую среду соединения, которых раньше в ней не было. Поэтому отсутствует естественный (природный) путь их нейтрализации. Примерами химического загрязнения являются загрязнения тяжелыми металлами, пестицидами, хлорбифинилами и др. Отрицательные влияния химических загрязнений на метаболизм живых организмов называют «экологическими ловушками». В качестве такой ловушки можно упомянуть явление накопления метилртути в организме человека (болезнь Минамата — по названию местности в Японии, где эта болезнь была впервые обнаружена). Отходы производства, содержащие метилртуть, сбрасывались в водоем, откуда с продуктами, выловленными рыбаками, поступали в организм человека. Более 40 лет понадобилось природе для того, чтобы устранить последствия сбросов ядовитых отходов в залив. Накопление химических веществ в пищевой цепи называется концентрированием в пищевой цепи или бионакоплением. Особенно опасно это явление в отношении некоторых устойчивых к разложению пестицидов и радионуклидов, которые используются в небольших концентрациях. Например, представим себе поступление ДДТ в водоем. По трофической цепи сначала ДДТ передается продуцентам (водным растениям), затем рыбе (травоядной), далее хищной рыбе и, наконец, хищной птице. При переходе с первого на второй трофический уровень концентрация ДДТ возраста-

ет в 250 раз, при переходе со второго на третий — еще в 1200 раз, а с третьего на четвертый — еще в 1800 раз. Сильное влияние ДДТ оказывает на популяции птиц. Поступление ДДТ в организм пернатых нарушает образование яичной скорлупы, что нарушает развитие птенцов и может привести к сокращению или даже гибели популяции. Подобным образом следовые количества радиоактивных элементов, поступающих в водоемы с предприятий атомной промышленности, концентрируются в тканях рыб и птиц, и представляют опасность для человека. Классическим примером такого опасного воздействия является озеро Карачай в Челябинской области, которое много лет накапливало радиоактивные стоки.

Биологическое загрязнение является не менее опасным, чем химическое загрязнение. Распространение патогенных организмов со сточными водами часто являлись и продолжают являться причинами эпидемий ряда болезней, например такой опасной как гепатит.

Случайное переселение животных или растений в экосистемы может привести к значительному нарушению их функционирования. Это явление так называемой инвазии. Гребневик мнемииopsis, попавший с балластными водами в Черное море, где он оказался более живучим, по сравнению с местными обитателями в той же трофической цепи, нанес огромный ущерб экосистеме моря. Подобные вселенцы замечены в Балтийском море, Ладожском озере, Великих Американских озерах.

Разделение загрязнений на физические, химические, биологические имеет определенную условность и ограниченность. Например, тепловое загрязнение водоема, возникающее при использовании воды для отвода избыточного тепла, относится к физическому загрязнению. Однако тепловое загрязнение приводит к интенсификации и перестройке процессов биотической компоненты экосистемы, нарушаются процессы переноса химических веществ, изменяется видовой состав. Таким образом, возникает вторичное химическое и биологическое загрязнение. Классическим примером вторичного загрязнения при изменении физических процессов в озере является озеро Севан в Армении. В течение многих лет в донных отложениях накапливались различные вещества. А при падении уровня озера на 18 метров вследствие использования вод на нужды гидроэнергетики произошло катастрофическое изменение экосистемы озера. Часть озера — Боль-

шой Севан стал относительно мелководным. И в новых условиях при уменьшении глубины озера перемешивание вод достигало дна. При этом стало отмечаться явление ресуспенсии — подъема из донных отложений веществ, которые привели к вторичному загрязнению этого водоема (Филатов, 1991).

Другой пример. Поступление нефтепродуктов на поверхность водоема — химическое загрязнение. Но распределение нефтепродуктов по поверхности нарушает процессы газообмена, испарения, теплообмена водоема с атмосферой. Поверхностные пленки изменяют параметры ветровых волн, как следствие происходит гашение или ослабление коротковолновых составляющих волнового спектра. Изменения параметров поверхностных волн в свою очередь влияют на структуру приводного слоя атмосферы и приповерхностного слоя водоема — изменяются профили скорости ветра и течения, вертикальные распределения пульсаций. При этом изменяются потоки энергии и импульса между атмосферой и водоемом, то есть имеет место изменение динамического взаимодействия пограничных слоев атмосферы и водоема. Напомним, что в основе этого сложного каскада вариаций физико-химических процессов лежит химическое загрязнение водной поверхности.

Способность природной среды к самоочищению зависит от характеристик загрязняющего вещества и биоценоза. При загрязнении, например, водных объектов поступающие вещества можно подразделить на следующие группы (Скурлатов, 1994). В первую группу входят консервативные загрязняющие вещества, которые не разлагаются или разлагаются в природной среде очень медленно. Снижение концентрации консервативных загрязняющих веществ происходит за счет процессов разбавления, массопереноса, сорбции, бионакопления и др. Самоочищение в этом случае имеет кажущийся характер, так как происходит только перераспределение и рассеяние консервативных загрязняющих веществ в окружающей среде. Локальное загрязнение уменьшается за счет расширения области загрязнения за счет течений, перемешивания, диффузии. Общее количество загрязняющих веществ не изменяется. Во вторую группу относятся биогенные загрязняющие вещества, которые участвуют в биологическом круговороте. Самоочищение природной среды происходит за счет биохимических процессов.

В третью группу могут быть отнесены воднорастворимые вещества, не участвующие в биологическом круговороте. Самоочищение от этих загрязняющих веществ происходит путем химической и микробиологической трансформации.

Реакция экосистемы на внесение разного вида загрязняющих веществ в экосистему будет различной. При увеличении концентрации загрязняющих веществ, участвующих в биологическом круговороте, наблюдается первоначальное увеличение биопродуктивности экосистемы, при дальнейшем росте концентрации загрязняющих веществ происходит падение продуктивности и возможно гибель экосистемы.

Антропогенные загрязнения имеют, как правило, локальный характер поступления в среду. Антропогенное загрязнение озер отмечается как от точечных источников, например, от городских стоков, так и распределенное или диффузное от стока в озера удобрений от сельхозпредприятий или из атмосферы. Как показывают последние наблюдения, поступление в крупные озера биогенов может достигать 40 % от общего (Сабылина, 1999). А закисление небольших озер, например, озер Скандинавии или Кольского полуострова происходит в основном с атмосферными источниками при выбросах серосодержащих соединений промышленными предприятиями (Моисеенко, 2003).

Загрязняющие вещества, поступающие в атмосферу, участвуют в глобальной атмосферной циркуляции. Осаждение атмосферных загрязняющих веществ на поверхность водных объектов приводит не только к закислению, изменению реакции pH, упрощению экосистемы, гибели ценных пород рыб и доминированию в экосистеме «сорных» пород, но и их загрязнению. Загрязняющие вещества, поступившие в водный объект, участвуют в циркуляции водной массы. За счет испарения воды может происходить загрязнение атмосферы, переход загрязненной воды в почву или биоту вызывает их изменение.

Подобным образом можно перечислить, как загрязняющие вещества, поступившие первоначально в биоту или на поверхность суши, вызывают загрязнение атмосферы и гидросферы. Беглое рассмотрение процессов миграции загрязняющих веществ показывает, что физические процессы массопереноса играют важнейшую роль в распространении загрязнений. Особенно велика роль физических механизмов на границах раздела фаз, в пограничных слоях.

Множественность путей миграции загрязняющих веществ приводит к необходимости комплексного подхода к изучению этого процесса. Решить задачу переноса загрязнений только в рамках исследования физических, химических или биологических процессов невозможно.

Упомянем, что, в зависимости от масштабов распределения загрязнений, выделяют глобальные, региональные и локальные загрязнения. Глобальные загрязнения называют также биосферными. Примерами глобальных загрязнений служат загрязнения озоноразрушающими веществами атмосферы, загрязнение водоемов нефтепродуктами, радиоактивное загрязнение, загрязнение ДДТ биосферы. С начала космической эры было запущено около 24000 объектов, из них 16000 уже прекратили свое существование, остальные еще находятся на орбитах. Главные источники загрязнений от этих объектов — остатки топлива и материалов от космических аппаратов и ракет-носителей. Освоение космического пространства приводит также к загрязнению верхней атмосферы и земной поверхности, в том числе водоемов продуктами сгорания топлива (химическое загрязнение), фрагментами космических аппаратов, радиоактивному загрязнению в результате использования бортовых ядерных источников и электромагнитному загрязнению.

Экономическая и хозяйственная деятельность приводят к растущему поступлению загрязнений в водоем, которые являются естественными приемниками. В озерах и шельфовых морях влияние загрязнений проявляется сильнее, чем в океане. Комплексный характер процессов, определяющих загрязнение озер, делает очень сложным проведение анализа их экологического состояния, разработку эффективных методов борьбы с загрязнением. Загрязняющие вещества образуют области повышенной загрязненности в литоральной зоне, в зонах фронтов, и в эвфотическом слое, на границах разделов, то есть там, где протекают активные биологические процессы и сосредоточена основная масса живых организмов. Наибольшую опасность из множества веществ, поступающих в озера, представляют хлорированные углеводороды, радионуклиды, тяжелые металлы. Поступлений многих видов загрязнений уменьшает, прежде всего, первичную продукцию фитопланктона. Следует отметить, что многочисленные пессимистические прогнозы уровня загрязнения, сделанные в конце прошлого века оказались ошибочными, вследствие недооценки ас-

симиляционного потенциала океанов и озер и примитивности прогностических моделей, использованных для прогноза и ненадежности данных об уровнях загрязнений, полученных в разное время.

Наибольшая часть загрязнений и биогенных веществ попадают в озера с речным стоком, что обуславливает эвтрофикацию на (40–45 %). Вторым по значимости источником загрязнений, примерно равным доле поступления загрязнений с речным стоком, является атмосферный перенос. На третьем месте (примерно 20 %) находятся местные источники загрязнения, включающие коммунальные стоки, смыв промышленных отходов и т.п.

Поверхностно-активные вещества

В озерных водах обнаруживаются синтетические поверхностно-активные вещества (ПАВ). В промышленности и быту применяется большое количество детергентов, используемых как моющие средства, стабилизаторов пен и эмульсий, замедлителей испарения и т.д. Попадая со сточными водами в водоем, они также участвуют в образовании поверхностно-активных пленок. Эти вещества весомо разнообразны по составу, к ним относятся алкилсульфаты и сульфонаты, алкилбейзолсульфонаты (с длиной цепи 12–16 атомов углерода), полиэфиры оксиэтилированных спиртов и т.д. В основном все эти вещества являются хорошо растворимыми в воде.

Еще одним источником поступления антропогенных загрязнений является адсорбция из атмосферы, из так называемой золовой взвеси — пылевых частиц, переносимых ветром. Образование натуральных ПАВ может происходить биогенным путем за счет жизнедеятельности зоопланктона, фитопланктона и других организмов и растений. Несмотря на то, что биопродуктивность максимальна в толще вод, происходит вынос взвешенных и растворенных биогенных ПАВ на поверхность пузырьками воздуха. Материал стенок пузырьков, насыщенных адсорбированными ПАВ, переходит в поверхностные пленки.

Детальные химические анализы биогенных органических ПАВ до сих пор не проведены. Хотя давно известно, что физические свойства естественных пленок из различных проб сходны. Это видно из зависимостей поверхностного давления, что, косвенно,

может служить подтверждением идентичности их состава. С другой стороны, физические свойства типичных проб естественных пленок отличаются от свойств составляющих их соединений. Это может происходить за счет того, что естественные пленки представляют собой сложную смесь широкого набора ПАВ. Кроме того, естественные пленки часто представляют собой слой порядка нескольких десятков размеров молекул.

Из результатов анализа проб естественных пленок ПАВ известно, что их составляют сложные комплексы из основных классов органических соединений: липиды, протеины, углеводы и др. (например, стеролы, гуминовые вещества). Между классами обнаружено примерное распределение: протеины — ~ 50 %, углеводы — ~ 30 %, липиды — ~ 12 %. Разбиение по процентному составу носит условный характер, поскольку в естественной пленке органические вещества находятся не в чистом виде, а в виде сложных комплексов. Отмечается, что даже малая добавка липидов может оказывать существенное влияние на поверхностное давление в пленке. Сравнение естественных пленок с искусственно составленными из известных компонент показало, что наиболее стабильными компонентами являются жирные кислоты и их эфиры и в меньшей степени протеины, углеводы и углеводороды.

Преобладание в естественных пленках насыщенных карбоновых кислот говорит о том, что у поверхности раздела аккумулируются химически стабильные ПАВ. Несмотря на то, что они содержатся в морских организмах в меньших количествах, чем ненасыщенные кислоты, их большая стойкость к микробиологическим и фотохимическим воздействиям приводит к наблюдаемому балансу. Заметим, что для биогенных пленок ПАВ в силу их происхождения характерны сезонные вариации состава.

Наряду с пленками особую опасность для водоемов представляют загрязнения, сконцентрированные в поверхностном микрослое воды, в котором сосредоточено огромное количество микроорганизмов. Концентрация загрязнений в микрослое более чем на порядок превышает концентрацию в нижележащих слоях, что может приводить к пагубным последствиям для экосистем. Повышенное содержание нефтяных загрязнений наблюдается также на границе раздела вода–взвесь, находящейся в придонной части водоема.

Поверхностные загрязнения проявляются в форме slickов — участков выглаженной водной поверхности. Загрязнения умень-

шают высокочастотные составляющие ветрового волнения. Уменьшение высокочастотных компонент спектра поверхностных волн проявляется в выглаживании водной поверхности. Поверхностное натяжение в естественных пленках (в отсутствие видимого сликa) понижено относительно чистой воды на 0,5–1,5 дин/см, а для видимого сликa на 6–9 дин/см. В отдельных случаях больших загрязнений наблюдаются и меньшие значения коэффициента поверхностного натяжения. Существенное понижение поверхностного натяжения обнаружено в прибрежных районах и в зонах интенсивного судоходства. Причем это понижение хорошо коррелирует с концентрацией синтетических ПАВ в поверхностном слое. Естественные пленки, в основном, существуют при поверхностных давлениях ниже критического. В натуральных условиях они способны сохраняться при ветре до 5–7 м/с. При больших скоростях ветра пленка разрушается и может восстанавливаться при прекращении действия диспергирующего фактора, в зависимости от вида воздействия и состава пленки, через 10 с–10 мин. Учитывая тот факт, что средняя скорость ветра в озерах составляет несколько м/с, по видимому, можно считать, что пленки ПАВ в водной среде находятся в рассеянном состоянии, исключая, естественно, районы антропогенных загрязнений, высокой биопродуктивности и близких к штиту условий. В этом состоянии их упругость недостаточна для оказания гасящего воздействия на волны и образование сликoв. Тем не менее, возникновение плотно упакованных пленок и появление сликoв возможно в местах конвергенции течений (например, за счет внутренних волн или циркуляции Ленгмюра) и ветровых нагонов.

Нефтяные загрязнения

Наряду с ПАВ антропогенного происхождения, естественными ПАВ, представляющими собой продукты жизнедеятельности морских организмов, и детергентами, нефть является основным источником загрязнения поверхности. Отметим, что крупнейшие озера мира: Американские великие, крупнейшие озера Европы: Ладожское и Онежское являются крупными транспортными артериями, что является источником поступления нефтепродуктов в водоемы (промывные воды, докование, утечки, погрузочно-разгрузочные работы и т.д.) — 35 %; промышленные стоки —

13 %; речной сток — 32 %; поступление из атмосферы — 10 %; природные источники поступления нефти — около 10 %. Анализ космических снимков водной поверхности показывает, что области нефтяного загрязнения совпадают с трассами перевозок и устьями крупнейших рек. Нефть, как естественный продукт биоты, участвует в биогеохимических циклах миграции веществ на протяжении миллионов лет. Основную ее массу составляют углеводороды. Путем фотосинтеза в океанах и озерах производится определенный объем углеводородов. В процессе длительной эволюции сложились механизмы ассимиляции, самоочищения водоемов от углеводородов.

Нефть в воде может находиться в виде пленок различной толщины, эмульсии, в растворенном виде и в форме сгустков. Теоретически нефть может растекаться до мономолекулярных слоев, однако в реальных условиях нефтяные пленки содержат тысячи молекулярных слоев. Размеры частиц нефти в эмульсии менее $3 \cdot 10^{-4}$ мм. Растворимость нефти зависит от многих факторов и лежит в пределах от 2 до 100 мг/л. На чистой поверхности без ветра, волн и течений нефть растекается довольно быстро. Например, 1 м^3 средневосточной сырой нефти за 10 мин распространяется в пределах круга радиусом около 25 м. Через 1,5 часа радиус увеличивается вдвое, средняя толщина пленки при этом составляет 0,1 мкм. В целом судьба нефтяного сликa характеризуется совокупностью следующих процессов: испарение, эмульгирование, растворимость, окисление, образование агрегатов, седиментация и биodeградация, включающая микробное разрушение и ассимиляцию планктонными и бентосными организмами. Испарение летучих фракций в значительной степени зависит от природы нефти, температуры, ветровой и волновой деятельности и может составлять до 40 % первоначального объема.

При наличии кислорода и отсутствии ингибиторов углеводороды окисляются довольно быстро. Большое влияние на скорость окислительных реакций оказывает температура воды. Так при снижении температуры с 20° до 5°С скорость реакций уменьшается в 2,5 раза, а при повышении температуры на 10°С скорость окислительных реакций увеличивается в 2 раза. Таким образом, попадание нефтепродуктов в озера с холодным климатом еще более опасно, чем с теплым. На фотохимическое окисление нефтепродуктов под действием солнечного света заметное влияние

оказывает толщина пленки и состав воды. Продукты фотохимического и микробиологического окисления уменьшают коэффициент натяжения углеводородной пленки, скорость испарения воды через пленку (до 10 раз) и увеличивают скорость растекания пленки на поверхности воды.

Даже после исчезновения нефти с водной поверхности ее вредное действие на экосистемы продолжает сохраняться длительное время. Например, выброс нефти в прибрежной зоне на заболоченных участках может сохраняться несколько лет. Участок, покрытый крупной галькой, сохраняет нефтяное загрязнение в течение 2 лет, а скалистый участок не содержал загрязнений уже через 2 месяца.

Рассмотрим кратко динамику нефтяного слика. Если разлившаяся нефть на поверхности водоема не подвергается действию волн, ветра и течений, то основную роль в формировании области нефтяного разлива сначала играет сила тяжести. Затем начинают преобладать силы поверхностного натяжения, вязкости и инерции. В зависимости от соотношения сил, играющих главную роль в распространении нефти, выделяют три стадии в процессе формирования нефтяного загрязнения. На первой стадии (гравитационно-инерционный или инерционный режимы растекания) определяющую роль играют силы тяжести и инерции. На второй стадии — называемой гравитационно-вязким режимом — определяющую роль играют силы тяжести и вязкости, на третьей — силы поверхностного натяжения и вязкости.

Радиальный размер области растекания нефти на первой стадии имеет вид:

$$r = C_1 (g V t^2 \Delta)^{\frac{1}{4}},$$

где C_1 — константа, примерно равная 1, g — ускорение силы тяжести, V — объем нефтяной пленки, t — время, $\Delta = \frac{\rho_w - \rho_0}{\rho_w}$, ρ_w ,

ρ_0 — плотность воды и нефти, соответственно.

В гравитационно-вязком режиме растекания

$$r = C_2 g \frac{1}{6} V^{\frac{1}{3}} t^{\frac{1}{4}} \nu^{\frac{1}{12}} \Delta,$$

где — коэффициент кинематической вязкости воды, $C_2 = 1,5$.

Наконец, в режиме поверхностного натяжения имеем

$$r = C_3 \sigma^{\frac{1}{2}} t^{\frac{3}{4}} / \rho^{\frac{1}{2}} \nu^{\frac{1}{4}},$$

где $C_3 = 2,3$.

Величина r является суммарной величиной поверхностного натяжения пленки на воде: $\sigma = \sigma_{wa} - \sigma_{w0} - \sigma_{a0}$, где σ_{wa} , σ_{w0} , σ_{a0} — соответственно коэффициенты поверхностного натяжения на границах раздела вода–воздух, вода–нефть, воздух–нефть.

Приведенное разделение режимов растекания нефти является первым приближением к изучаемому процессу. Исследования показывают, что вязкость нефти влияет на коэффициент сопротивления между слоями нефти и воды и скорость растекания нефти в гравитационно-инерционном режиме.

Продолжительность режимов растекания зависит от первоначального объема нефти. Причиной прекращения растекания нефти является уменьшение и изменение знака коэффициента поверхностного натяжения пленки на воде. Однако определение этой границы является очень сложной задачей ввиду того, что в состав нефти входит много органических веществ, влияющих на величину коэффициента поверхностного натяжения.

Перемещение (дрейф) нефтяной пленки как целого в отличие от растекания определяется внешними силами: ветром, течениями, поверхностными волнами. Если дрейф пленки нефти происходит под действием ветра и течений, не вызванных прямым действием ветра, скорость дрейфа равна арифметической сумме скоростей

$$U = U_w + 0,56 U_c,$$

где U_w — скорость ветрового дрейфа, U_c — скорость дрейфа, вызванного течениями. Определяющую роль в дрейфе пленки играет ветровой дрейф. Скорость ветрового дрейфа составляет около 3 % от скорости ветра. Под действием силы Кориолиса направление дрейфа отклоняется от направления скорости ветра, угол отклонения составляет от 0 до 100°. После прекращения растекания, дальнейший рост площади нефтяного загрязнения будет происходить под действием турбулентной диффузии. Диффузия нефтяных загрязнений отличается от диффузии консервативных пассивных примесей. Неконсервативность нефтяной пленки обусловлена испарением, растворением нефти и биодegradацией, в процессе диффузии происходит изменение химического состава пленки. Поэтому необходимо подходить с осторожностью к перенесению результатов опытов по горизонтальной турбулентной диффузии с различными красителями на диффузию нефтяного пятна. Следует отметить, что в случае нефтяной пленки имеет место горизонтальная диффузия, а для нефти в диспергированном состоянии — диффузия будет трехмерной.

Поверхностные волны оказывают значительное влияние на нефтяные загрязнения. Волны являются причиной волнового дрейфа, вызывают перемешивание нефти при обрушении волн, изменяют толщину нефтяного слика над различными участками волны. Волновое движение создает в приповерхностном слое волновое течение, обусловленное нелинейными эффектами. Скорость течения определяется формулой Стокса.

Поверхность водоема при определенных ветровых условиях покрыта значительным числом обрушивающихся волн, которые влияют на перемешивание нефти и расплывание нефтяных сликов. В свою очередь нефтяные слики уменьшают частоту обрушения волн. Разрушение волны на нефтяном слике приводит к перемешиванию нефти в водяном столбе, плавучесть частиц нефти вызывает подъем ее частиц на поверхность. Баланс сил, приводящих к заглублению и к подъему нефти, определяет время нахождения ее частиц в воде. Непосредственно влияние загрязняющих веществ, в частности нефти, на обрушение волн сохраняется до тех пор, пока не нарушена целостность поверхностных пленок. При сильных ветрах поверхностный слик разрушается, в слое ветрового перемешивания образуется эмульсия нефти в во-

де, влияние которой на обрушение волн незначительно. Увеличение вязкости в приповерхностном слое из-за образования эмульсии приводит к незначительному ослаблению высокочастотных составляющих спектра волн. Проникновение нефти в глубину сопровождается пространственной дифференциацией частиц нефти по размерам и нефтяных углеводородов по химическому составу.

Волны способны изменять толщину нефтяного слика над ними. Измерения толщины слоя нефти над волновой поверхностью (если толщина слоя более 1 мм) в лабораторных и натурных условиях показали, что слой нефти становится более толстым над гребнями волн и уменьшается над впадинами. Этот эффект был установлен в случае волн без ветра. Исследования показывают, что напряжение трения и давления в ветровом потоке могут приводить к перераспределению слоя нефти над волновой поверхностью. Слик, имеющий большие пространственные размеры, приводит к изменению характеристик пограничного приводного слоя — изменяется шероховатость водной поверхности, коэффициент сопротивления, скорость трения, скорость ветра в приводном слое. В результате изменяется поступление энергии от ветра к поверхностным волнам и течениям, нарушаются газообмен и влагообмен пограничных слоев. Таким образом пленочные загрязнения значительных акваторий могут существенно нарушить механизмы взаимодействия атмосферы и водоема.

При распространении нефтепродуктов в водоеме важно учитывать и другие гидрофизические явления. При поступлении нефтепродуктов с поверхности в гипolimнион, они начинают накапливаться в донных отложениях, перемещаться придонными течениями. Приведем здесь пример по Онежскому озеру. Серьезная авария произошла на Онежском озере в зимний период 2001 г., когда нефтепродукты попали под лед. Они из-за слабости течений в зимний период (скорости течений менее 3 см/с) достигли дна (при глубине места порядка 30 м) и в весенне-летний период 2001 и 2002 г. под действием течений и турбулентной диффузии эти нефтяные загрязнения, содержащиеся в воде и донных отложениях распространились вдоль берега (рис. 2.1).

При этом возникла опасность попадания нефтепродуктов в городской водозабор, в результате чего могла возникнуть чрезвычайная ситуация для источника питьевого водоснабжения г. Петрозаводска — столицы Республики Карелия. Однако объем по-

ступивших загрязнений и малая интенсивность гидродинамических процессов в придонной области не дали возможности дальнейшего продвижения пятна загрязнения, а процессы самоочищения предотвратили возможную аварию. При этом надо учесть,

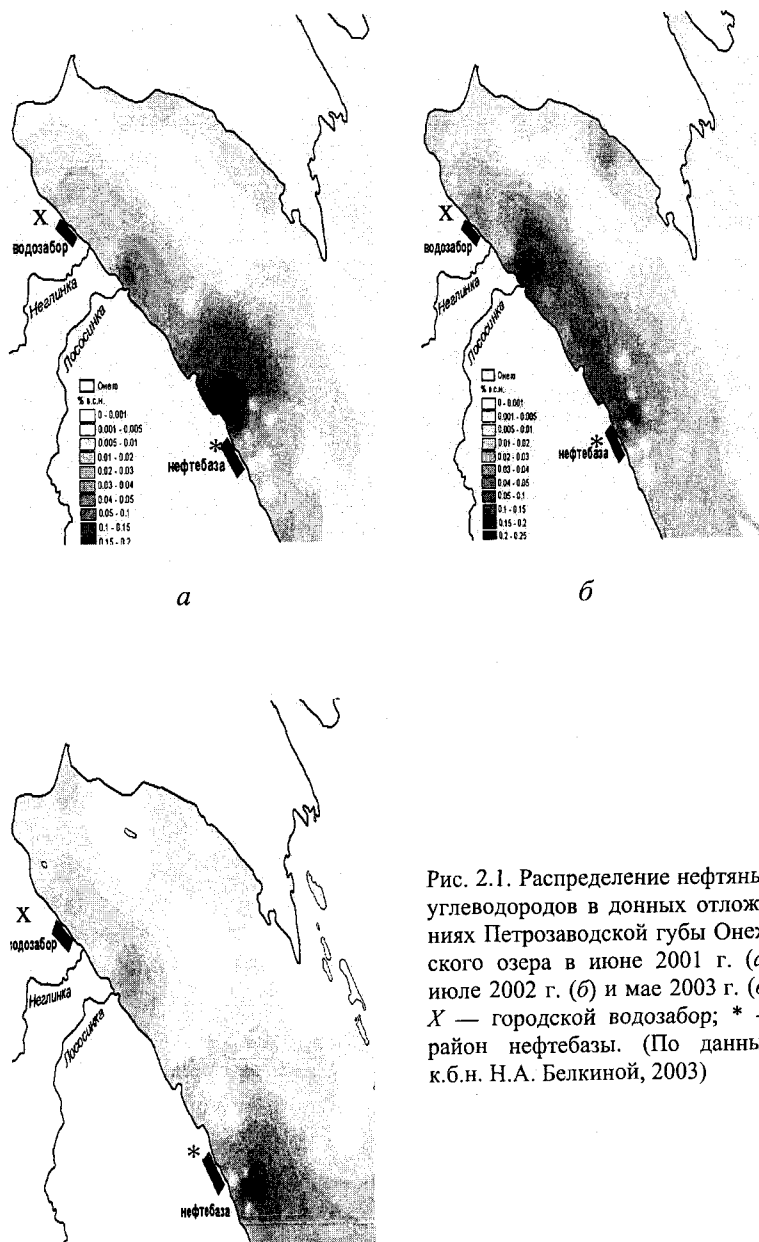


Рис. 2.1. Распределение нефтяных углеводородов в донных отложениях Петрозаводской губы Онежского озера в июне 2001 г. (а), июле 2002 г. (б) и мае 2003 г. (в). X — городской водозабор; * — район нефтебазы. (По данным к.б.н. Н.А. Белкиной, 2003)

что город Петрозаводск не имеет альтернативных источников питьевого водоснабжения. Важным явлением, которое необходимо учитывать при оценке особенностей распространения нефтепродуктов в озерах является термобар. Известно, что в Северном полушарии при термобаре (Филатов, 1991) течения, циркуляция вод в прибрежной зоне и между фронтом термобара имеют направление против часовой стрелки (рис. 2.2). Направление течений, интегрального переноса вод в зоне между термобаром и берегом показано стрелками. При поступлении нефтепродуктов при аварии танкера в 80-х гг. XX в. пытались ограничить растекание нефти путем установки боновых заграждений. Но делалось это без учета особенностей гидрофизических процессов. В частности, боновые заграждения достаточно было установить на пути распространения нефтепродуктов, т.е. вдоль берега и севернее распространения пятна между берегом и фронтом термобара (рис. 2.2). Таким образом, знание физических процессов, могло бы оптимизировать, сократить спасательные работы от загрязнения, быстрее их локализовать и собрать. Не было необходимости устанавливать не нужные заграждения от нефтепродуктов на юг, установка которых отняло время и средства и замедлило процесс борьбы с загрязнением.

На основе имеющихся знаний гидрофизических процессов и их моделировании можно оценить распространение нефтепродуктов и выработать оптимальную схему борьбы с распространением загрязнений для любого комплекса условий, времени года.

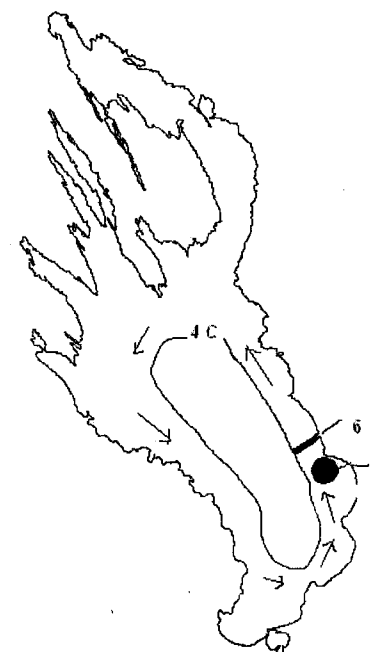


Рис. 2.2. Направление течений (стрелками) в Онежском озере во время весеннего термобара. Распространение пятна загрязнений (а). Оптимальное место для установление бонов для предотвращения распространения нефти (б)

Изменение характеристик атмосферы, тропосферы, наряду с указанными выше особенностями, может привести к воздействию на водоем. Например, изменение озонового слоя может воздействовать на экосистему озер

Озон — газ, являющийся очень хорошим окислителем, и его практически нет в нижних слоях тропосферы. Слой атмосферы называется озоновым (10–40 км) только потому, что в пределах этого слоя наблюдается относительно большая концентрация озона. В пределах озонового слоя только одна молекула из 100 000 является молекулой озона. Общее содержание озона в атмосфере ничтожно — $4 \cdot 10^{-7}$ % от массы атмосферы. Вместе с тем, влияние озона на радиационные, термодинамические, циркуляционные явления в атмосфере и различные процессы в биосфере и, в частности на озера, достаточно велика. Озон, поглощая ультрафиолетовое излучение с длиной волны около 0,3 мкм (излучение УФ-Б, УФ-С), выполняет роль экрана биоты от губительного излучения. Озон является также парниковым газом, поскольку он поглощает инфракрасное излучение.

Общее содержание озона в атмосфере определяется как количество озона, находящегося в вертикальном столбе с основанием 1 см². Типичное значение общего содержания озона, выражаемого в специальных единицах шкалы высот, составляет около 300 единиц Добсона. Интенсивность реакций, определяющих условия образования и разрушения озона, изменяется с высотой, поэтому существует высота на которой концентрация озона будет максимальной (около 25 км). Высота максимальной концентрации зависит от географической широты и времени.

Одна из причин изменчивости озонового слоя — воздействие озоноразрушающих веществ. К ним относятся вещества содержащие хлор и/или бром: хлорфторуглероды, бромфторуглероды, четыреххлористый углерод, метилбромид, гидрохлорфторуглероды. Эти вещества широко используются в промышленности и быту в качестве пенообразующих материалов, хладогентов, аэрозолей, растворителей. Достаточно много работ посвящено «озоновой» проблеме в статьях, опубликованных в материалах конференций «Физические проблемы экологии» (см. 1997, 1999, 2001).

Ослабление озонового слоя может привести, прежде всего, к усилению ультрафиолетового излучения в диапазоне около 290–320 нм (так называемый УФ-Б). Полагают, что ультрафиолетовое излучение этого диапазона оказывает влияние на молекулы ДНК, передающие генетический код. Усиление интенсивности ультрафиолетового излучения приводит к росту вероятности возникновения раковых заболеваний кожи, снижает урожайность некоторых видов сельскохозяйственных растений, оказывает губительное воздействие на одноклеточные и микроорганизмы в поверхностном слое озер. Последнее может нарушить пищевые цепи в озере.

Обсудим воздействие ультрафиолетового излучения на биоту. Суммарная ультрафиолетовая радиация у земной поверхности определяется не только эффективностью озонового слоя, но сильно зависит и от других факторов, прежде всего от состояния атмосферы, ее состава и примесей. Поэтому уменьшение общего содержания озона не обязательно будет приводить к росту ультрафиолетового излучения. Согласно (Крученицкий, Берюков, Перов, 1998), в настоящее время нет убедительных свидетельств положительных трендов УФ-Б и УФ-С радиации, хотя подобные положительные тренды общего содержания озона имеются. Необходимо подчеркнуть, что озоновый дефицит наблюдается, как правило, весной или зимой, когда вследствие низкого положения Солнца, нельзя ожидать высоких значений ультрафиолетовой радиации. В работах В.В. Зуева (Зуев и др. 2003) показана зависимость продуктивности озера, вылова рыбы в Ладожском и Онежском озерах от колебаний озоносферы. На основе многолетних наблюдений Л.А. Кудерского было показано, что ряд рыб-планктонофагов, четко реагируют на изменение биопroduкции в зависимости от уровня УФ-Б радиации из-за колебаний озонового слоя, увеличение УФ-Б радиации угнетающе воздействует на развитие фитопланктона. Данные об уловах рыбы имеют высокую корреляцию с содержанием озона в стратосфере.

При этом необходимо отметить, что лабораторные и натурные эксперименты показывают, что растения, живые организмы обладают защитными механизмами, которые, вероятно, были выработаны в процессе эволюции на ранних стадиях развития биосферы.

2.2. Критерии и нормы качества воды в озерах

Важнейшим показателем при определении нагрузок на окружающую среду является понятие *качества среды*. Качество среды — совокупность параметров, удовлетворяющих условиям существования человека (экологическая ниша) и условиям существования человеческого общества. В качестве критериев качества среды могут быть использованы биологическая продуктивность экосистемы, соотношение видов, состояния трофических систем и т.п. Качество воды зависит от химического состава воды, физических свойств — цвета, вкуса и запаха — и биологических особенностей воды. Термин "качество воды" употребляется в контексте определенного аспекта ее использования. Существует множество целей использования воды: для питья, купания, удаления отходов, рекреации, полива, в различных производственных процессах. Очевидно, что не имеется универсального или общепринятого набора требований к качеству воды. Для каждой формы использования применяются свои стандарты качества. Как правило, эти стандарты формулируются в виде критических уровней определенного свойства воды, которые не должны быть превышены. Поэтому, к примеру, вода, которая считается непригодной для питьевых целей, вполне может использоваться для орошения или даже купания. При этом отметим, что вода это возобновляемый ресурс, она способна к восстановлению, самоочищению.

Водным кодексом Российской Федерации определяются так называемые нормативы предельно допустимых вредных воздействий (ПДВВ). Однако остается открытым вопрос о предельно допустимых значениях этих параметров. Механизм системной увязки экологического нормирования, экологической экспертизы, программно-целевого подхода и экологического мониторинга к решению экологических проблем делает процесс управления более целостным и эффективным.

Нормативы качества водных объектов устанавливаются в форме предельно допустимых концентраций вредных веществ (ПДК). ПДК — концентрация вещества в воде, при превышении которой воды становятся непригодными для одного или нескольких видов водопользования. Величина ПДК — это экспериментально установленное и официально утвержденное максимально

допустимое постоянное содержание конкретного вредного вещества в водах водного объекта.

Водоем считается загрязненным, если показатели качества воды изменились в результате антропогенного воздействия и вода стала непригодной хотя бы для одного из видов водопользования или водопотребления. Степень предельно допустимого загрязнения воды определяется предельно допустимой нагрузкой, которая зависит от вида использования водного объекта. В России нормирование качества воды водоемов и водотоков осуществляется в зависимости от видов водопользования:

— хозяйственно-питьевое водопользование — использование водных объектов в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения;

— коммунально-бытовое водопользование — использование водных объектов для купания, занятия спортом и отдыха населения;

— рыбохозяйственное водопользование — использование водных объектов для обитания, размножения и миграции рыб и других водных организмов.

ПДК для разных категорий существенно различаются. Например, ПДК для аммиака в водоемах 1-й категории составляет 2 мг/л, а для водоемов 2-й категории он равен 0,05 мг/л. ПДК для нефтепродуктов в водоемах 1-й категории равен 0,3 мг/л, а в водоемах 2-й категории — 0,05 мг/л. Для водоемов 1-й категории установлены ПДК более чем для 1700 веществ, для водоемов 2-й категории — почти для 1000. Оценка качества вод по ПДК не учитывает разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ. Оценка степени загрязнения водного объекта по отдельным веществам проводится с использованием критерия ПДК и ОБУВ (ориентировочно-безопасный уровень воздействия) для рыбохозяйственных водоемов (Обобщенный перечень..., 1990), а также фоновых региональных концентраций веществ — ксенобиотиков. В работе (Лозовик, 1998) отмечается, что наиболее часто используемый в отечественной практике критерий ПДК и расчеты на его основе суммарного индекса загрязненности не учитывают региональных особенностей и предопределяют в какой-то степени необходимость определения большого числа нормируемых компонентов.

Если водный объект имеет multifunctionalное использование, применяется показатель вредности, отражающий приоритетность требований к качеству воды, он является лимитирующим показателем. Загрязнение воды может быть обусловлено не только токсичными веществами, но и изменением органолептических показателей (запах воды изменяется от поступления нетоксичных, но дурно пахнущих веществ) и других физико-химических характеристик, к ним относятся: содержание взвешенных веществ, минеральный состав, растворимый кислород, температура, цвет, показатель pH и др.

При нормировании загрязняющих веществ необходимо иметь в виду, что многие вещества обладают сходным токсичным действием, в этих случаях суммарная концентрация таких веществ может превышать предельно допустимую концентрацию для отдельных веществ. Некоторые загрязняющие вещества обладают синергетическим эффектом, то есть токсичность одного в присутствии другого может многократно возрастать. Эффект суммирования действия загрязняющих веществ необходимо учитывать при сложном спектре загрязняющих веществ.

Приведенное описание показывает, что нормирование загрязнений в воде является очень сложной проблемой. Современная система нормирования не учитывает особенностей водного объекта как экосистемы. Наряду с изложенным выше подходом, в мировой практике достаточно широко распространено нормирование загрязняющих веществ, базирующееся на понятии ассимиляционного потенциала (Израэль, 2002). В этом случае поступление загрязняющих веществ от предприятий должно быть таким, чтобы эти поступления не нарушили экосистему в целом. Ассимиляционный потенциал как раз и показывает, какое количество загрязняющих веществ может поглотить та или иная экосистема без ущерба для своего состояния. Определив ассимиляционный потенциал, далее можно установить предельные нормы на сбросы загрязняющих веществ отдельными предприятиями. Экологическое нормирование необходимо проводить с учетом множественности путей загрязнения и самоочищения элементов биосферы. Нормирование антропогенных воздействий проводится на основе оценок их влияния на природные системы. Важным моментом при обосновании экологического нормирования является поиск наиболее слабых или «критических» звеньев биосферы. При анализе адаптационных возможностей биосферы к антропо-

генным воздействиям важен учет экологического резерва, определяющего долю возобновляемых природных ресурсов, которую можно изъять из биосферы без нарушения ее основных свойств. Экологический резерв неразрывно связан с понятием устойчивости системы. Для нормального функционирования экосистемы (без потери ее устойчивости) антропогенные нагрузки не должны превышать предельно допустимые экологические нагрузки.

Для комплексной оценки качества природной среды используется биомониторинг, который основан на высокой чувствительности ряда животных и растений к загрязнениям. Например, разрабатывается мониторинг качества вод водоемов по биохимическим особенностям организмов, обитающим в нем (Сидоров и др. 2000). То есть состояние организма зависит от среды обитания.

Критерий загрязненности воды — ухудшение качества вследствие изменения органолептических свойств (запах, цвет) и появления веществ, вредных для человека, животных, птиц, рыб, кормовых и промысловых организмов, а также изменяющей условия для нормальной жизнедеятельности водных организмов.

Можно представить экосистему водоема состоящей из двух компонентов. Один — органический, представляющий комплекс видов, в которой осуществляется круговорот веществ (биоценоз), другой — неорганический, дающий пристанище биоценозу и называемый биотопом. Тогда определение состояния экосистемы будет следующим. *«Состояние водной экосистемы это ее характеристика по совокупности количественных и качественных биогенных, абиогенных и антропогенных показателей применительно к видам водопользования»*. При этом отметим, что экосистема обладает тенденцией развиваться в направлении к зрелой экосистеме, имеющей более устойчивое состояние. Как показала практика, при загрязнении водного объекта, происходят изменения в физическом и химическом состоянии воды, которое приводит к нарушению экологического баланса системы, при котором наблюдается сокращение видового состава сообщества и увеличение численности устойчивых видов (Кимстач, 1993).

К настоящему времени сформировалось два основных способа оценки состояния водных объектов, характеризуемого качеством их вод по гидробиологическим и гидрохимическим показателям.

Изменения в экосистеме можно охарактеризовать с помощью функций распределения видов по обилию и расчетом т.н.

индексов, не связанных с определенным статистическим распределением. Эти индексы являются функцией видовой структуры и их называют индексами разнообразия. С их помощью характеризуют многокомпонентную видовую структуру сообщества одним числом. Этих индексов разработано достаточно много, среди них отметим наиболее часто употребляемые индексы Шеннона, Шелдона, Маргалафа и другие (Абакумов, 1978). Индекс Шеннона характеризует систему с точки зрения хаоса и упорядоченности. Состояние водного объекта может быть оценено по данным полевых наблюдений гидробионтов в сравнении с результатами известными для незагрязненных водных объектов аналогичного типа. На практике для оценки биоразнообразия озер индекс Шеннона нашел широкое применение в исследованиях (Алимов, 1992; Курашов, 1994). Однако для крупных озер (Ладожского и Онежского) этот индекс разнообразия не может служить надежным критерием индикации состояния (Курашов, 1994).

Качество вод можно оценивать и с помощью классификаций, интегральных оценок качества воды (индексов качества воды). Индексы — это формализованные показатели загрязненности воды, обобщающие более широкие группы показателей, с высокой степенью объективности учитывающие различные стороны оцениваемого объекта. Индекс это величина, являющаяся мерой состояния и изменений главных физических, химических и биологических компонент окружающей среды. Как показано Г.Т. Фруминым (1998) для представления качества вод в виде единой оценки показатели необходимо выбирать независимо от лимитирующего признака вредности; а при «равенстве концентраций предпочтение отдается веществам, имеющим токсикологический признак вредности». Качество вод можно определять по стандартным гидрометеорологическим измерениям с помощью т.н. индекса загрязненности вод, который рассчитывается по нескольким загрязняющим веществам, концентрация которых наибольшая (Фруммин, 1998). Индекс загрязненности вод J предлагается рассчитывать по 6 показателям:

$$J = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{ПДК_i},$$

где C_i — концентрация i загрязняющего вещества и его ПДК_{*i*}. Классификация вод по степени загрязненности, оцененной по ИЗВ приведена в табл. 2.1.

Концентрация веществ в воде не отражает токсикологическую нагрузку на экосистему, так как не учитывает процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях (Никаноров и др., 1988).

Таблица 2.1. Классы качества воды в зависимости от величин ИЗВ (для поверхностных вод суши)

Характеристика и класс качества во-	Величина ИЗВ
I — "очень чистая"	< 0,2
II — "чистая"	> 0,2–1
III — "умеренно загрязненная"	> 1–2
IV — "загрязненная"	> 2–4
V — "грязная"	> 4–6
VI — "очень грязная"	> 6–10
VII — "чрезвычайно грязная"	> 10

Биоиндикация вод проводится по различным трофическим звеньям (бактерио-, фито- и зоопланктон, макрозообентос) и включает определение видового разнообразия, биомассы и численности гидробионтов, на основании которых устанавливаются уровень трофии водоема, структурно-функциональные изменения биоты во времени. Для оценки качества воды применяется известный метод сапробных индикаторов с учетом региональных особенностей функционирования гидробиоценозов (Куликова, 1983; Кухарев, 1986). Эколого-токсикологический контроль за сточными водами осуществляется методами биотестирования с использованием обычно 2-х видов тест-объектов — *Daphnia magna* Straus и *Simocephalus serrulatus* Koch.

В последние годы при развитии вычислительной техники, позволяющей оперировать с огромными объемами экспериментальных данных, базами данных, открываются новые возможности для исследования роли различных факторов в изменении экологического состояния водоемов с помощью разных классификаций. Классификация это система распределения объектов, явлений, процессов по классам в соответствии с определенными при-

знаками. Возможно выполнить оценку качества воды по совокупности физико-химических и биологических параметров. Например для классификации водных объектов Карелии по совокупности параметров использовались следующие характеристики (Лозовик и др., 1999):

1. Минерализация, электропроводность и ионный состав воды (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , R-COO^-).
2. Органическое вещество (цветность, ПО, $\text{C}_{\text{орг.}}$, БПК₅).
3. Биогенные элементы ($\text{P}_{\text{мин.}}$, $\text{P}_{\text{общ.}}$, NH_4^+ , NO_2^- , $\text{N}_{\text{орг.}}$).
4. Микроэлементы (Fe, Mn, Si, F).
5. Хлорофилл *a*.
6. Растворенные газы (CO_2 , O_2) и pH воды.
7. Загрязняющие, токсические вещества.

Содержание в воде биогенных элементов — очень важный лимнологический показатель. От их количества в значительной степени зависит продукция в водоеме и определяется его трофический статус. В естественном состоянии уровень трофии может изменяться от олиго- (низкопродуктивных) до мезо- (среднепродуктивных) и эвтрофных (высокопродуктивных). Такие классификации проведем на примере многочисленных озер Карелии. При этом рассматривались особенности вод, отражающие природное ее качество, трофическое состояние водоемов и их загрязнение, с учетом нормативов по использованию воды для питьевого водоснабжения и рыбохозяйственных целей. С учетом этого было выделено несколько классов вод разного качества: высокое, хорошее, удовлетворительное, низкое, а также загрязненные воды.

К категории **высокого** качества вод отнесены все воды, имеющие цветность до 40 град. и олиготрофные ($\text{P}_{\text{общ}}$ до 12 мкг/л, хлорофилл *a* — до 3 мкг/л) водные объекты с содержанием Fe до 0.2 мг/л, pH — 6.5–8.0 и насыщением воды кислородом 80–105 %. При соблюдении этих параметров озеро чистое с высокой прозрачностью, водоросли не ограничивают использование воды для всех форм использования.

К категории **хорошего** качества вод отнесены воды с цветностью 30–120 град, олиго- и мезотрофные ($\text{P}_{\text{общ}}$ 8–25 мкг/л, хлорофилл *a* — до 10 мкг/л) с величиной pH 6.2–8.5, содержанием Fe 0.1–0.5 (возможно до 0.75 мг/л при условии низкого содержания $\text{P}_{\text{общ}}$ и цветности менее 120 град.), насыщением воды кислородом 60–120 %. Водоем почти в естественном состоянии, с высокой

прозрачностью вод, очень слабо эвтрофированный, его воды пригодны для всех форм использования.

К **удовлетворительному** качеству отнесены все водные объекты с величиной pH 5.5–6.2, а также эвтрофные ($30 < \text{P}_{\text{общ}} < 50$ мкг/л, $10 < \text{хлорофилл } a < 30$ мкг/л), независимо от остальных показателей, и полигуменные с pH > 6.5, с содержанием железа от 0.5 до 1.5 мг/л и цветностью до 200 град. Водоем слабо эвтрофирован в результате поступления сточных вод, расщепленной нагрузки загрязняющими веществами и другого антропогенного воздействия. Отмечается заметное уменьшение прозрачности, влияние водорослей на ухудшение качества вод. Содержание вредных веществ в воде, донных отложениях или бентосных организмах могут несколько превышать фоновые природные концентрации. Водоем подходит для различных целей использования с определенными ограничениями.

К **низкому** качеству вод отнесены все водные объекты с кислой реакцией (pH < 5.5), независимо от остальных показателей, и полигуменные с pH > 6.5, с содержанием железа более 0.7 мг/л, а также высоко эвтрофные для условий Карелии озера ($\text{P}_{\text{общ}} > 40$, хлорофилл *a* > 30 мкг/л). Водоем слабо эвтрофирован, заметно влияние сточных вод, малая прозрачность, ухудшаются органолептические свойства. Концентрации вредных веществ в воде, донных отложениях и зообентосе существенно превышают фоновые значения. В водоемах с глинистым грунтом в литоральной зоне значения pH воды могут быть очень низкими в течение значительного периода времени, в результате чего периодически наблюдается повышенная смертность рыб при закислении. Вообще водоем подходит для использования, только когда имеются низкие требования к качеству воды.

К **загрязненным** причислены все водные объекты (или участки), являющиеся приемниками сточных вод. Для этих водоемов характерно превышение показателей ($\text{P}_{\text{общ}}$, БПК, нефтепродуктов, K, Li, тяжелых металлов и др.) по сравнению с фоновыми. Водный бассейн испорчен сточными водами, загрязнением. Водоросли часто препятствуют использованию воды для разных целей. Из-за эвтрофирования кислородный режим может быть нестабильным. Концентрации вредных веществ в воде, донных отложениях и зообентосе могут достигать того уровня, когда появляется реальная опасность для экосистемы и использования воды

человеком. Использование такой воды существенно ограничено для всех видов водопользования.

На основе указанных выше критериев была построена средствами ГИС классификация вод Карелии по качеству вод (рис. 2.3).

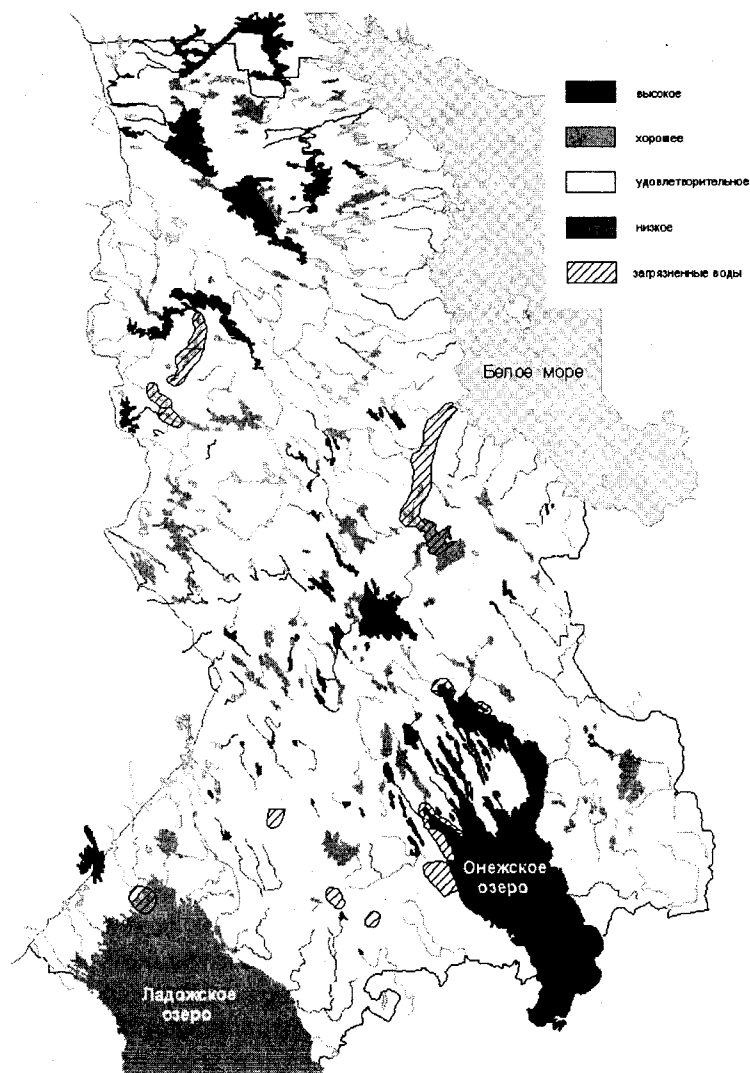


Рис. 2.3. Карта качества вод Карелии по совокупности химико-биологических параметров

В этом разделе даны лишь общие представления об эвтрофировании, а более подробно оно будет рассмотрено в главе 4.1. Эвтрофирование — это «старение» озера. Оно различается на естественное и антропогенное. Естественное эвтрофирование развивается в пределах геологических периодов времени. «Молодое» озеро является обычно олиготрофным, содержащим небольшое количество биогенных (дающих жизнь, обычно это фосфор, азот, кремний) веществ, которое способно поддерживать только низкий уровень биомассы. Со временем в озере идет образование ила, со скоростью около 3 мм/год, а в некоторых водохранилищах эта скорость достигает 1 м/год. По мере развития осадконакопления глубина озера уменьшается, озеро проходит через среднюю стадию (мезотрофную) и, в конце концов, становится «старым» эвтрофным водоемом. В эвтрофном озере вода низкого качества, обедненная растворенным кислородом и имеющая избыточную биомассу. В геологическом масштабе времени озеро исчезает, превращаясь в болото. Если озеро перенасыщено биогенами, то оно становится гипертрофным и рост водорослей в нем ограничивается (лимитируется) светом и/или температурой. Экосистемы таких озер имеют неустойчивое состояние, которое иногда сопровождается «катастрофами». Эвтрофирование развивается интенсивнее в водоемах с медленным водообменом, со слабыми течениями, перемешиванием; при этом для рек и эстуариев нельзя применять понятие «возраст», как для озер и водохранилищ. Антропогенное эвтрофирование может протекать существенно более быстрыми темпами — всего несколько лет, несколько десятков лет. За счет интенсивного поступления биогенных веществ от предприятий (в особенности алюминиевой промышленности), сельского хозяйства, городов. Так, например, в Ладожском озере или озере Эри (Северная Америка) этот процесс развивался интенсивно за два десятилетия, за это время озеро или его отдельные части перешли из олиготрофного в мезотрофное состояние.

В работе Хендерсона–Селлера и Маркланда (1990) показано, что разделение водоемов на олиготрофные, эвтрофные, мезотрофные является субъективным, и весьма относительным.

Так как разные специалисты по-разному классифицируют водоемы, ввиду того, что категория «трофность» должно включает региональные особенности. Например, озеро Верхнее в Северной Америке обычно считают олиготрофным, а Эри — эвтрофным, и даже в свое время считалось гипертрофным, однако по европейским стандартам это озеро может быть отнесено к мезотрофным. Все дело в том, что озера, которые могут быть классифицированы как эвтрофные по концентрации фосфора, из-за ограниченной первичной продукции, определяемой по концентрации хлорофилла «а», должны быть отнесены к мезотрофным.

Опыт исследований разных стран показал, что могут быть приняты следующие критерии эвтрофирования озер:

- увеличение концентрации биогенных веществ;
- последовательная смена популяцией водорослей с преобладанием сине-зеленых или зеленых водорослей;
- уменьшение концентрации растворенного кислорода в гипolimнионе;
- увеличение содержания взвешенных частиц, особенно органического вещества;
- уменьшение проникновения света (или увеличение мутности водной среды);
- увеличение концентрации фосфора в донных отложениях.

Поскольку процесс эвтрофирования связан с обогащением вод биогенными веществами, часто первым доказательством этого влияния является биомасса водоема. В среде с запасами биогенных веществ теоретически рост должен возрастать экспоненциально, но в действительности этого не происходит. Учет выедания или лимитирования-ограничения роста в результате истощения запасов какого-либо одного из биогенных веществ может ограничивать такой рост до уровня «потенциальной способности» экосистемы. При этом любой вид может стать неустойчивым и погибнуть, позволяя другим видам активно развиваться. Ограничение роста как результат доступности специфического биогенного вещества является ключевой в концепции трофности водоема. Обычно в озерах умеренной

зоны рост биомассы сдерживается недостатком фосфора. Концепция трофического состояния представляет собой качественное описание водной массы определенным набором параметров. Например, увеличение степени трофии, вероятно, приводит к возрастанию биомассы, определяемой по изменению количества хлорофилла «а» или в какой-то степени прозрачности воды, определяемой по глубине видимости диска Секки. Уменьшение концентрации растворенного кислорода в гипolimнионе представляет собой другой хороший индикатор трофического состояния, свидетельствующий о тенденции эвтрофирования. К сожалению, корреляция между этими отдельными индикаторами трофности водной среды не всегда достаточна и озеро может быть, например, отнесено к эвтрофному, когда используют один из индикаторов. Это приводит к необходимости комбинирования двух или более индикаторов в один для оценки индекса трофического состояния водоема. Для этого составляются простые модели с одним или несколько индикаторами. Последние вводятся затем в эмпирическую зависимость для расчета индекса трофического состояния водоема. Однако, уникальные природные особенности каждого водоема делает почти невозможной разработку универсального индекса состояния водного объекта. Поэтому оценка трофности водоема традиционно достигается использованием нескольких индексов по отдельности или в сочетании, путем расчета общей оценки по отдельным индикаторам.

Из множества индикаторов, которыми можно отразить трофическое состояние водоемов, наиболее приемлемы следующие:

Поступление специфических биогенных веществ. Скорость истощения кислорода в гипolimнионе. С развитием эвтрофирования пропорционально увеличиваются потери кислорода в водах гипolimниона. Приведем пример градаций трофического состояния водоема, предложенный в работе Хендерсона-Селлера и Маркланд (1990).

Табл. 2.2. Категории трофического состояния озер

Трофическое состояние	Ср. поступление Фосфора, мг/м ³	Концентрации Хлф-а, мг/м ³ , ср. значения	Глубина видимости диска Секки, м ср. значения
Ультраолиготрофное	≤ 4.0	≤ 1.0	> 12.0
Олиготрофное	≤ 10.0	≤ 2,5	> 6,0
Мезотрофное	10–35	2,5–8,0	3–6
Эвтрофное	35–100	8–25	1,5–3
Гипертрофное	> 100	≥ 25	< 1,5

Отметим, что приведенные границы для разных озер не являются жесткими. Эти данные могут полезным ориентиром, для тех, кто занимается управлением качества вод озер.

Простые модели эвтрофирования, учитывающие фосфорную нагрузку, могут быть предоставлены как черный ящик и рассматривают только поступление, вынос и общую массу фосфора в озере. Модели входа — выхода часто основываются на оригинальной работе Р. Фолленвайдера. Эта модель была первой, в которой связаны все переменные, касающиеся эвтрофирования водоемов, в предположении, что все биогенные вещества будут хорошо перемешаны. Как и для более сложных моделей, ее основой является баланс массы. Фолленвайдер установил связь между ежегодным поступлением биогенных веществ и средней глубиной озера при его соответствующем трофическом состоянии (рис. 2.4). При этом фосфорная нагрузка P может иметь вид:

$$P = L/[z(r_0 + r_a)],$$

где L — фосфорная нагрузка, г/(м²·год); z — средняя глубина озера, м; r_0 — скорость осаждения в долях ежегодного осаждения общего фосфора, год⁻¹; r_a — коэффициент наполнения, или скорость гидравлического водообмена, год⁻¹.

Этот подход может рассматриваться как первая хорошая оценка эвтрофирования водоемов, использующая концепцию «перемешиваемого реактора» и отсутствия автохтонной биогенной нагрузки. Эти простые модели могут использоваться при экспертизе на ранних стадиях планирования управления водными объектами. Для более детальных исследований, однако, требуются существенно более сложные компьютерные модели, которые и будут представлены в главе 6 настоящей книги.

Для крупных глубоких озер, например Ладожского и Онежского, критерии качества вод, трофического уровня разрабатываются на достаточно большем материале. Известно, что более 50 % из попадающих в озеро веществ удерживается в каком-нибудь из звеньев озерной экосистемы (Гусаков и др., 1992).

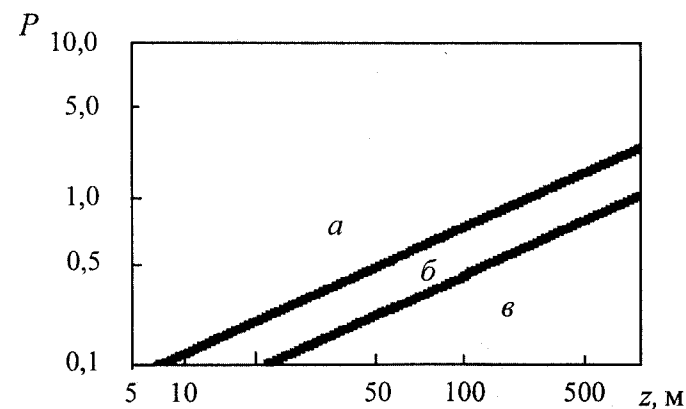


Рис. 2.4 Зависимость критической фосфорной нагрузки от глубины водоема по Фолленвайдеру (см. Хендерссон–Селлерс, 1989); а — эвтрофный, б — мезотрофный, в — эвтрофный водоем (по вертикальной оси — фосфорная нагрузка в г м⁻² год⁻¹)

В табл. 2.3. представлены сведения для оценки состояния Ладожского озера, по ряду параметров (см. Гусаков и др., 1992).

Таблица 2.3. Критерии уровня трофии экосистемы Ладожского озера

Показатель	Верхняя граница олиготрофии. Допустимое состояние	Переход к эвтрофии. Критическое состояние
Концентрация общего фосфора в суммарном притоке, мкг Р/л	50	100
Концентрация общего фосфора в воде озера, мкг Р/л	15	25
Среднелетняя прозрачность воды по диску Секки, м.	4	2
Максимальные значения pH	8	9.5
Максимальная численность фитопланктона, млн кл./л: прибрежная и деklinальная зоны профундальная и ультрапрофундальная зоны.	1 0/7	50 20
Содержание хлорофилла "а" в летнем планктоне, мкг/л	1	3
Первичная продукция фитопланктона за вегетационный период, г С/м ²	10	50
Максимальная численность бактериопланктона, тыс. кл./л	500	2500
Максимальная величина бактериальной деструкции, мкг С/(л сут)	20	200
Максимальная величина бактериальной продукции, мкг С/(л сут)	5	100
Диапазон межсезонных колебаний (в % от среднегодового) содержания общего С _{плг} в глубоководных зонах (для периода дестабилизации экосистемы характерна большая амплитуда изменений)	5	25
Доля лабильного органического углерода, % от общего С _{орг}	4	25
Концентрация кислорода в воде, мг О ₂ /л	10–12	7
Скорость уменьшения содержания кислорода в гипolimнии деklinальной зоны, мг О ₂ /(м ² сут)	0.017	0.036
Максимальная численность диаспор водных грибов, тыс. кл./л	1	10
Максимальная численность зоопланктона, тыс. экз./м ²	300	1500
Отношение численности Corepoda/Cladocera, %	55/45	30/70
Приводится с разрешения Н.А. Петровой, А.Ю. Тержевика — ред. книги Б.Г. Гусакова и др. «Ладожское озеро. Критерии состояния экосистем». СПб. Наука. 1992		

Если антропогенное воздействие не превышает определенного предела и процессы в экосистеме устойчивы, тогда отклонения от "нормы" не выходят за рамки межгодовых колебаний, и она сохраняет способность к самовосстановлению путем самоочищения. Это устойчивое, стабильное состояние может нарушиться, при превышении некоего предела антропогенного стресса. Указанными авторами показано, что основная задача экологического нормирования состоит в выявлении тенденций к неблагоприятным изменениям в озерной системе на ранней стадии развития дестабилизирующих процессов, а при этом необходимо определить границы для элементов экосистемы, при которых экосистема сохраняет способность к самовосстановлению. В книге «Ладожское озеро. Критерии состояния экосистемы» (Б.Г. Гусаков и др., 1992) на основании опыта многолетних исследований выделяются эти параметры, которые сведены в специальную таблицу (табл. 2.3). При этом авторы работы отмечают, что фосфорная нагрузка, концентрация фосфора в воде, содержание хлорофилла "а", первичная продукция, потребление кислорода в гипolimнии являются основными, а остальные (более 10) параметры являются дополнительными.

Глава 3

МОНИТОРИНГ И УПРАВЛЕНИЕ СОСТОЯНИЕМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

3.1. Общие принципы организации мониторинга и управления ресурсами водных объектов

Мониторинг

Определение качества вод, нормирование загрязнений основываются на мониторинге. Под мониторингом окружающей среды понимают комплекс мероприятий по определению степени загрязненности экосистем или элементов биосферы, наблюдению за нарушениями экологического равновесия. Иногда под мониторингом понимают информационную систему наблюдения и анализа состояния природной среды, прежде всего наблюдения уровней загрязнения и эффектов, вызываемых ими в биосфере или ее частях. Мониторинг представляет собой многоцелевую систему, информирующую о состоянии биосферы, о степени антропогенного воздействия на окружающую среду, об источниках антропогенного воздействия. Мониторинг как система наблюдения и контроля включает в себя наблюдение, оценку состояния и прогноз возможных изменений состояния биосферы или ее элементов. При этом нужно производить измерение таких параметров, на основе которых можно получить оценку состояния окружающей среды. Для построения прогноза состояния необходимо знание закономерностей изменения состояния окружающей среды под действием тех или иных факторов.

Мониторинг это система повторяющихся наблюдений одного или более элементов окружающей среды в пространстве и во времени с определенными целями и в соответствии с заранее

подготовленной программой (Израэль, 1979). Мониторинг обеспечивает информацией о современном состоянии окружающей среды, тенденциях изменения. Он должен включать наблюдения за факторами, воздействующими на окружающую среду и ее состоянием для прогноза изменений и управления экосистемами. По масштабу, охвату территории мониторинг подразделяется на: *глобальный, региональный (национальный) и локальный (или импактный)*.

До формирования органов охраны окружающей среды в нашей стране мониторинг выполнял Государственный комитет по гидрометеорологии (в настоящее время *“Роскомгидромет”*). Последний продолжает и сейчас выполнять эти функции, но при участии Минприроды и научных организаций. Мониторинг - система наблюдений, позволяющих выделить изменения биосферы под влиянием человеческой деятельности. Эта система наблюдений включает измерения, оценку состояния, прогноз антропогенных изменений. Мониторинг, по определению Агенства по охране окружающей среды США, — система получения информации о качестве воды во времени и пространстве по отношению к целям управления в области качества воды. При этом интересует не любая информация, а та, которая нужна для управления.

Мониторинг по определению ЮНЕСКО — периодическое и (или) постоянное измерение, оценка и определение параметров охраны среды (ОС) и (или) уровней загрязнения с целью предотвращения отрицательного воздействия на ОС. Мониторинг включает также прогнозирование возможных изменений.

В соответствии с Водным кодексом РФ Государственный мониторинг водных объектов (ГМВО) представляет собой систему регулярных наблюдений за гидрологическими или гидрогеологическими и гидрохимическими показателями их состояния, обеспечивая их сбор, передачу и обработку полученной информации в целях своевременного выявления негативных процессов, прогнозирования их развития, предотвращения вредных последствий и определение степени эффективности осуществляемых водоохранных мероприятий. В этом определении ГМВО присутствуют цели мониторинга. Слабость этого определения в том, что в нем отсутствуют гидробиологические сведения о состоянии водоема. ГМВО включает в себя систему наблюдений за количественными, качественными и режимными показателями водных объектов, формирование баз данных с использованием ГИС-технологий и

прогностических моделей, подготовку управляющих решений. Мониторинг ВО сопряжен с водохозяйственным и экологическим мониторингом. В России до сих пор нет единой действующей системы ГМВО (Баренбойм, 1998). Задача федеральных органов — обеспечение нормативно-методической и правовой базой для функционирования государственной систем ВО бассейнового и регионального масштабов. До сих пор не разработан типовой технический проект МВО.

Важнейший принцип экологического мониторинга заключается в реализации принципа “проблемной ориентации”, т.е. в выполнении наблюдений под определенную экологическую задачу. Задачи экологического мониторинга (ЭМ) вытекают из его роли и места в системе мероприятий по обеспечению экологической безопасности. ЭМ — система наблюдений, оценки, прогноза состояния окружающей среды и информационного обеспечения процесса подготовки и принятия управленческих решений. Экологический мониторинг относится к мероприятиям, направленным на информационную поддержку задач по обеспечению экологической безопасности (рис. 3.1).

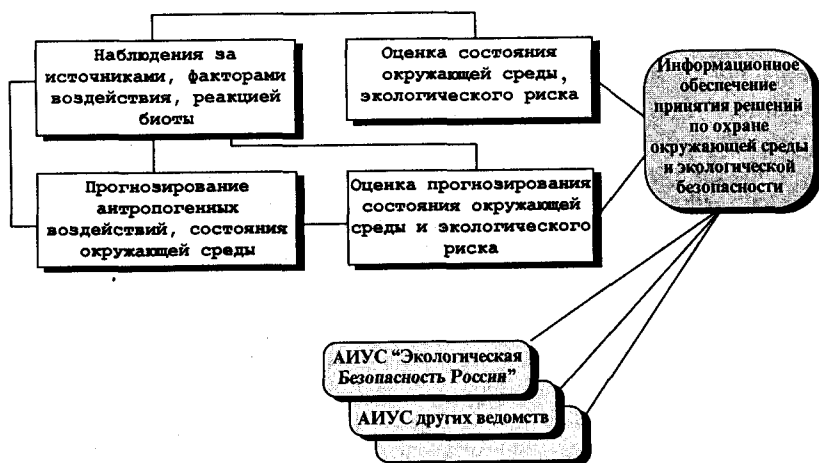


Рис. 3.1. Блок-схема экологического мониторинга

На рис. 3.1 представлена блок-схема ЭМ. На ней видно, что это не только и не столько наблюдения, а еще и оценка реакции биоты на антропогенные и природные изменения. Математическая формализация данных не может в полной мере быть удовлетворительной при принятии решений без углубленного анализа реакции биоты на изменения среды. В зависимости от реакции основных составляющих биосферы существуют геофизический и биологический мониторинги (соответственно, ГМ и БМ). ГМ — это наблюдения, анализ, прогноз состояния совокупности физических параметров, т.е. абиотических составляющих, а также слежение за загрязняющими ингредиентами и изменениями крупных систем (погоды и климата). Основная задача биологического мониторинга (БМ) — определение состояний биотической составляющей биосферы и ее реакции на молекулярном, клеточном, организменном, популяционном и уровне сообществ.

Таким образом, совокупность геофизического и биологического мониторингов, а также источников воздействия (МИВ) составляют комплексный экологический мониторинг (КЭМ):

$$ГМ + БМ = ЭМ,$$

$$ЭМ + МИВ = КЭМ.$$

Задачи мониторинга вытекают из характера и содержания экологических проблем глобального, регионального и локального масштабов. Глобальная система мониторинга окружающей среды сокращенно называется ГСМОС, а российская — *Общегосударственная служба наблюдений и контроля за уровнем загрязнения природной среды — ОГСНК*. Серьезной является проблема доступа и обмена разнообразных баз данных (БД) в РФ. Не смотря на декларируемую доступность, открытость и передачу информации бюджетным организациям на безвозмездной основе, как показывает практика, эти принципы до сих пор не реализуются. Другими важными принципами регионального экологического мониторинга (РЭМ) являются: *открытость* (в том числе информационная), *целостность*, *оперативность*. Система мониторинга тесно связана с географическими информационными системами. Так, например, организованная ЮНЕСКО глобальная система баз данных по окружающей среде (GRID), направлена на организацию сбора, хранения, анализа, прогноза и принятия решений, ис-

пользует различные технологии ГИС. Для организации баз данных созданы различные системы. Например, для океанов и морей база данных, которая поддерживается в Мировом Центре Данным в г. Обнинске; для кадастра водных ресурсов — автоматизированная система государственного водного кадастра АИС ГВК в Государственном гидрологическом институте.

При формировании программы мониторинга очевидно необходимо сформулировать так называемые экологические “риски”, которые также необходимо отслеживать. На глобальном уровне к таким проблемам (рискам) относятся:

- изменения глобального климата;
- истощение озонового слоя;
- потеря биоразнообразия, сокращение генофонда.

В любой региональной геоинформационной системе должно обеспечиваться решение следующих задач (Растоскуев, 1996):

- обоснование оптимальной сети наблюдений мониторинга природной среды;
- накопление, обработка и анализ данных, выявление параметров наиболее чувствительных к антропогенным воздействиям;
- анализ изменчивости параметров окружающей среды, выявление трендов и математическое моделирование с целью прогнозирования;
- создание карт, схем, в том числе и электронных цифровых, наиболее оперативно, по сравнению с традиционными бумажными картами, отражающими изменения в окружающей среде;
- подготовку информации о состоянии окружающей среды, прогноз влияния хозяйственной деятельности на природу и разработку рекомендаций по экологически безопасному развитию региона для систем поддержки принятия решений;
- обмен информацией о состоянии окружающей среды (импорт–экспорт данных) с информационными системами в других регионах России и других странах.

Структурная схема региональной экологической информации должна состоять из трех уровней:

1. Наблюдения и первичная обработка результатов мониторинга.
2. Системный анализ информации о состоянии окружающей среды.
3. Поддержка принятия решений.

С помощью полученной информации выполняется системный комплексный анализ с использованием разного уровня сложности программных средств и методов оценки воздействия на окружающую среду: от простейших *экспертных оценок*, до сложных *имитационных математических моделей*. На так называемом нижнем уровне, используются сложные разнообразные ГИС. На верхнем же уровне, уровне руководителей, принимающих решения, используются сведения, полученные с помощью *экспертных систем*. Экспертная система представляет собой набор математических моделей, экспериментальных данных, и специальных критериев, правил, определенных экспертами-специалистами. Для каждого типа данных об окружающей среде создается набор (банк) математических моделей. На первом этапе любая модель рассматривается как гипотеза. В том случае, если модель отвергается по экспериментальным данным, противоречит известным фактам, происходит переход к другим моделям. Априорные знания принимаются для планирования эксперимента, выбора моделей из множества пригодных для описания изучаемого объекта и выбора критериев для обоснования, какие модели из имеющихся лучше использовать в том или ином случае. Результаты моделирования проверяются на достоверность в рамках той или иной статистической процедуры.

Упрощенные методические подходы для принятия решений в, частности, в системе организации экологической безопасности, широко применяемой и в природоохранных организациях, называются “оценки воздействия на окружающую среду” (ОВОС). Они направлены на выявление и прогнозирование ожидаемого влияния на среду обитания, здоровье населения, со стороны разных мероприятий, которые могут повлиять на состояние окружающей среды.

В методологическом плане можно говорить об имеющемся в настоящее время существенном разрыве между проведением исследований, ведением экологического мониторинга и принятием управленческих решений в сфере природопользования.

Этот разрыв является характерным для продолжающей доминировать в современном мире парадигмы природопользования, которая заключается в том, что вначале осуществляется масштабная и зачастую плохо контролируемая деятельность, вызывающая грубые деформации в окружающей среде. Только после этого, как правило, в полной мере осознается необходимость наблюдений и исследований, идет осмысление ситуации, и принимаются меры для снижения уровня антропогенных воздействий и снятия остроты экологических проблем (не решаемых, впрочем, до конца).

Суть же вопроса заключается в том, что мониторинг воздействия на окружающую среду осуществляется в настоящее время в достаточно узкой области. Государственное управление природопользования осуществляется именно по механизму нормирования предельно допустимых воздействий, а не по механизму установления критических порогов состояния природных сред и биоты (т.е. фактически наблюдаемых природных объектов). Другими словами, даже если мониторинг покажет наличие негативных тенденций в изменении состояния природных объектов и экосистем, то принять по-настоящему эффективное и юридически обоснованное управленческое решение в рамках старой системы нормирования предельно допустимых воздействий оказывается практически очень трудным.

Таким образом, из приведенного выше анализа можно сделать общий вывод, что развитие системы экологического мониторинга, как и системы управления природопользованием в целом, следует увязывать не столько с существующей системой нормирования предельно допустимых воздействий на окружающую среду, сколько с переходом к новой системе нормирования, а именно к системе *нормирования предельных состояний природных объектов и экосистем различных таксономических рангов*.

Систему экологического мониторинга можно при этом определить как целостную и взаимоувязанную совокупность следующих основных функциональных элементов (Баренбойм, 1998; Кимстач, 1993):

- правовых норм и управленческих решений, определяющих создание, функционирование и развитие системы (т.е. «правил игры»);
- организационных структур, включая органы управления, службы наблюдения и контроля, аккредитован-

ные аналитические лаборатории, информационно-аналитические центры и др.;

- комплекса технических средств ведения мониторинга, включая станции и посты наблюдения, а также средств приема, обработки и передачи информации;
- методов наблюдений и обработки данных, метрологического обеспечения, моделей состояния объектов мониторинга, а также моделей анализа ситуаций и прогнозирования;
- информационных ресурсов;
- финансовых и кадровых ресурсов.

Наблюдения за загрязнением поверхностных вод в РФ в последние годы по гидрохимическим показателям проводились на 1132 водных объектах, отбор проб выполнялся в 1788 пунктах на 2454 створах. Наблюдения за загрязнением поверхностных вод по гидробиологическим показателям осуществлялись на 120 водных объектах, отбор проб проводился в 156 пунктах. Сеть комплексного мониторинга загрязнений природной среды и состояния растительности включает 30 постов. Контроль химического состава осадков, их кислотности осуществляется на 131 станции федерального уровня. Контроль загрязнения снежного покрова проводится в 484 пунктах.

Ежегодно в РФ издается доклад «О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации», кроме того, сокращенный вариант доклада обычно публикуется в газете «Зеленый мир», что делает его доступным для широкой общественности. По данным этого издания, качество воды большинства водных объектов в РФ не отвечало нормативным требованиям. Наиболее распространенными загрязнениями водных объектов являются нефтепродукты, фенолы, соединения металлов, органические вещества. В последние годы из-за экономической ситуации сохраняется устойчивая тенденция сокращения водозабора, общего сброса использованных вод, однако при этом сброс загрязненных вод практически не изменился. В ряде регионов сброс загрязненных вод даже вырос за счет таких отраслей, как цветная металлургия, нефтедобывающая и нефтеперерабатывающая промышленность. При общем уменьшении водоотведения доля загрязненных вод возросла. Сложившаяся ситуация с загрязнением водных объектов объясняется недостаточной эффективностью существующих устаревших очи-

стных сооружений, резким сокращением введения в строй новых очистных сооружений. Большая часть воды, поставляемая населению РФ, берется из поверхностных источников. Высокое содержание хлоридов и сульфатов в питьевой воде приводит к росту заболеваний сердечно-сосудистой системы, распространению желчно-каменной болезни и другим заболеваниям.

Конечная цель мониторинга заключается в реализации мероприятий (называемых экологическим нормированием), направленных на ограничения антропогенного воздействия на экосистемы или биосферу в целом.

В информационных системах мониторинга в западных и, в частности, в скандинавских странах организованы “сверху” — государством, в то время как в нашей стране — “снизу” (Ecological information..., 1996). Главная цель ЕГСЭМ — улучшить совместимость измерений и координации мониторинга на федеральном, территориальном и местном уровнях, а также внутри отраслей промышленности. Другая задача — улучшить интеграцию и анализ данных. До сих пор плохо организован даже первый важный этап информационных систем — метабазы данных (данные о данных), сводящих воедино всю имеющуюся информацию, полученную в разных министерствах, ведомствах организациях. Разработка доступных систем метаинформации должна быть первоочередной при разработке и развитии интегрированных и лучше скоординированных систем. Система мониторинга тесно связана с географическими информационными системами

Некоторые организационные принципы и проведение комплексного экологического мониторинга на примере озер Карелии

С целью повышения эффективности работ по сохранению и улучшению состояния окружающей природной среды, обеспечению экологической безопасности Правительство Российской Федерации Постановлением от 24.11.93 N1229 “О создании Единой государственной системы экологического мониторинга” (ЕГСЭМ) определило порядок организации системы наблюдения за состоянием окружающей природной среды в России. Государственный мониторинг водных объектов (ГМВО) проводится в соответствии с Водным кодексом Российской Федерации и Поста-

новлением Правительства РФ № 307 от 14 марта 1997 “Об утверждении Положения о ведении государственного мониторинга водных объектов”.

Государственный мониторинг водных объектов включает:

- регулярные наблюдения за состоянием водных объектов, количественными и качественными показателями;
- создание и ведение банков данных
- оценку и прогнозирование изменений состояния водных объектов, количественных и качественных показателей поверхностных и подземных вод.

ГМВО является составной частью системы государственного мониторинга окружающей среды (Новоселова, 1995). Он состоит из:

- мониторинга поверхностных водных объектов суши и морей;
- мониторинга подземных водных объектов;
- мониторинга водохозяйственных систем и сооружений.

ГМВО осуществляется с 1997 г. Министерством природных ресурсов Российской Федерации (МПР РФ) совместно с Федеральной службой России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет) и другими специально уполномоченными государственными органами в области охраны окружающей природной среды на единой геоинформационной основе.

Например, в Республике Карелия, в которой находится около 60 000 озер и 27 000 рек наблюдательная сеть состоит из 20 гидрометеостанций, около 100 гидрологических постов (в 80-х гг. их было более 200). Наблюдения за качеством воды осуществляются на 40 объектах мониторинга.

В 1994 г. Министерство охраны окружающей Среды и природных ресурсов РФ решило, что в ряде регионов РФ будут созданы региональные системы экологического мониторинга. В комплексный экологический мониторинг ВО были вовлечены институты РАН, что существенно расширило возможности реализации этой системы. Сетью наблюдений в 1992–2002 гг. в Карелии было охвачено около 100 водных объектов, имеющих примерно 190 станций (створов) наблюдений (Современное состояние..., 1998).

На локальном уровне мониторинг водных объектов осуществляют водопользователи, которые ведут систематические наблюдения за водными объектами в порядке, определяемом территориальными органами МПР РФ и представляют данные наблюдений в указанные органы.

Мониторинг озер осуществляется по нескольким направлениям: мониторинг качества воды, степени загрязнения и трофического состояния водоемов по химическим и биологическим показателям, мониторинг водохозяйственных систем и сооружений и экологотоксикологический контроль сточных вод. Контроль за химическим составом воды и донных отложений включает определение их основных физико-химических параметров (минерализация, электропроводность, ионный состав воды, органическое вещество, биогенные элементы, микроэлементы, хлорофилл «а», растворенные газы), а также загрязняющих веществ (нефтепродукты, тяжелые металлы, фенолы, фурфурол, лигносульфонаты). Биоиндикация вод проводится по различным трофическим звеньям (бактерио-, фито- и зоопланктон, макрозообентос) и включает определение видового разнообразия, биомассы и численности гидробионтов, на основании которых устанавливаются уровень трофии водоема, структурно-функциональные изменения биоты во времени. Для оценки качества воды применяется метод сапробных индикаторов с учетом региональных особенностей функционирования гидробиоценозов, с изменениями и дополнениями для условий Карелии (Куликова, 1983; Кухарев, 1986). Экологотоксикологический контроль за сточными водами осуществляется методами биотестирования с использованием 2-х видов тест-объектов — *Daphnia magna* Straus и *Simocephalus serrulatus* Koch.

Мониторинг поверхностных водных объектов осуществляется по химическим, гидрологическим, гидробиологическим показателям, а в отдельных случаях изучаются донные отложения водных объектов. Контроль химического состава воды и донных отложений включает определение основных параметров их качества (Лозовик и др., 1998). В Карелии ГМВО гидробиологические исследования проводятся по основным трофическим звеньям.

Измерения включают:

Физико-химические параметры:

Температура, электропроводность, pH, Eh, прозрачность, взвешенные вещества, цветность; сумма ионов, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+1} , K^{+1} , HCO_3^{-1} , SO_4^{-2} , Cl^{-1} , фториды, CO_2 , O_2 , процент насыщения ки-

слородом, перманганатная окисляемость, БПК₅, органический углерод (C), Фенолы, нефтепродукты, лигносульфонаты, Фосфор (P) общий, минеральный, взвешенный; азот (N) органический, аммонийный, нитратный, нитритный; железо (Fe) общее и взвешенное; кремний (Si), марганец (Mn), литий (Li), алюминий (Al), тяжелые металлы: Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr

Биотические параметры:

Бактериопланктон: численность, количество сапрофитов, коли-индекс. Фитопланктон и зоопланктон: численность, биомасса, количество видов, сапробный коэффициент, основные таксономические группы и виды доминанты.

Бентос: численность, биомасса, сапробный коэффициент или индекс Вудивисса, основные доминирующие группы и виды-индикаторы.

Периодичность наблюдений определяется конкретно для каждого водного объекта.

Параллельно с мониторингом водных объектов осуществлялся мониторинг водохозяйственных систем и сооружений ведомственными лабораториями, подотчетными Министерству экологии и природных ресурсов Республики Карелия, в соответствии с принятой системой статотчетности по форме 2-ТП ВОДХОЗ.

Управление

Основной функцией управления является обеспечение надлежащего количества воды соответствующего качества для различных пользователей без нанесения ущерба окружающей среде (Guidelines of Lake Management, 1997). Для регулирования управления используют различные стандартные принципы экологической политики, в том числе принципы замкнутости экологической системы, критических нагрузок, превентивных мер, замещения, использование наилучших имеющихся технологий, а также принцип «загрязнитель» платит.

В Водном Кодексе Российской Федерации (1995) определены основные принципы государственного управления в сфере использования и охраны водных объектов:

- Устойчивое развитие (сбалансированное развитие экономики и улучшение состояния окружающей природной среды);

- Сочетание рационального использования и охраны всего бассейна водного объекта и его частей в пределах территорий отдельных субъектов Российской Федерации (сочетание бассейнового и административно-территориального принципов).

При разработке систем управления качеством воды в Водной Директиве ЕС декларируется важнейший принцип: «Вода не является коммерческой вещью подобно другим, а скорее наследием, которое необходимо охранять, защищать и обращаться с ним соответственно». Однако, на самом деле, вода имеет цену, ее охрана, рациональное использование, водоподготовка стоят достаточно дорого.

Объектами и целями управления могут быть водные ресурсы, водохозяйственные системы, качество воды.

Для сохранения качества вод существует концепция критических нагрузок, которая подразумевает недопустимость превышения определенного уровня воздействия на среду, в пределах которого отсутствует ущерб для окружающей среды. Важным требованием является внедрение современных технологий для предотвращения, или минимизации воздействия на окружающую среду. Широко используется принцип «загрязнитель платит». Основной задачей водной отрасли в широком смысле является управление и контроль за гидрологическим циклом для обеспечения всех водопользователей. Современное управление или менеджмент качества воды базируется на комбинации экономических и политических механизмов с целью достижения оптимума между решением поставленных задач и эффективностью с точки зрения затрат на их решение. Для реализации этого необходима соответствующая законодательная база. Положения Водного Кодекса Российской Федерации предусматривают следующие необходимые этапы: государственный контроль, мониторинг, нормирование, ведение водного кадастра и др.

Для принятия управленческих решений на разном иерархическом уровне (страны, бассейна, водоема) требуется поэтапная детализация планов по управлению водопользованием, что определяет использование соответствующих подходов, математических моделей разной детальности. На верхнем уровне (регион, крупный речной бассейн) обычно используются оценочные модели. При этом учитываются лишь основные зависимости между параметрами, что позволяет, тем не менее, провести многовариантные

расчеты и сопоставить множество альтернатив. Агрегированный характер исходных данных таких моделей обуславливает упрощение большинства параметрических связей и их линеаризацию, а для конкретных водных объектов применяются разнообразные (точечные, одно- дву- и трехмерные) модели (Пряжинская, 2002). В настоящее время подход бассейнового уровня является основным в управлении. Для рационального использования, восстановления и охраны водных объектов в Российской Федерации существуют бассейновые специально уполномоченные государственные органы управления за использованием и охраной водного фонда. Средством и правовой основой реализации управления является Бассейновое Соглашение о восстановлении и охране водных объектов, которое заключается между специально уполномоченным государственным органом управления использованием и охраной водного фонда и органами исполнительной власти субъектов Российской Федерации, расположенных в пределах бассейна водного объекта.

Системы регулярного мониторинга служат механизмом с обратной связью как для принятия оперативных решений (например, по выдаче разрешений), так и для выработки стратегических политических решений.

Проблемы водного хозяйства междисциплинарны и в силу этого сложны для математического формализованного описания. Современным аппаратом для изучения подобных проблем служит системный анализ, который синтезирует различные математические методы, средства численной реализации моделей и способы обработки информации. Разработано много моделей для решения водохозяйственных задач, связанных с изменением системы управления водными ресурсами в условиях ухудшения качества природных вод и перестройки экономической и политической структуры государства. Кроме моделей для водных объектов существуют модели водохозяйственных систем (ВХС), которые могут охватывать большие регионы, включающие в себя самостоятельные административные единицы и отраслевые структуры. В настоящей работе мы не будем касаться этого класса моделей. По этому вопросу имеется обширная литература см., например, работы Пряжинской (2002).

Рассмотрим особенности управления водными объектами на современном этапе. Несмотря на определенное снижение в последнее время экономической активности в районе крупных озер

РФ, заметных улучшений качества их воды не отмечается. В результате стало очевидным, что вместе с административными мерами необходимо выработать экономические механизмы оценки нагрузки на природную среду и на основе этого осуществлять управления ресурсами и качеством вод. Для этих целей разработаны экономические оценки ущерба от загрязнения природной среды. Разработаны подходы экономической оценки ассимиляционного потенциала природной среды, введенного ранее Ю.А. Израэлем (2002). Следует отметить, что ассимиляционная способность экологических систем по отношению к загрязнению является одним из существенных факторов поддержания устойчивости их развития. Перечисленные выше понятия связаны с проблемой нормирования качества окружающей среды. Подходы к нормированию качества вод были представлены в разделе 2.2. При этом отметим, что ограничения ПДК таковы, что иногда снятие этих ограничений экономическими методами управления трудно выполнимыми. Современным является подход с использованием нормативов предельно допустимых сбросов (ПДС) и временно согласованных сбросов (ВСС), которые нуждаются в региональной привязке и обосновании для конкретных водоемов. Они, как правило, формируются для каждого отдельно взятого источника. Важной целью управления является выбор научно обоснованных значений ключевых параметров в экономическом механизме использования природных ресурсов крупных озер. К этим параметрам наряду с ПДС и ВСС относятся все базовые нормативы платежей за сброс загрязнений и использование водных ресурсов. В этом случае используются разные математические модели — распространения загрязнений, экосистем для определения реальных нагрузок по каким-то параметрам на водоем. А далее по полученным расчетам вырабатываются прогнозные оценки состояния водоемов при разной нагрузке и установлению размеров платежей и нормативов на сбросы. Например, коллективом авторов под руководством Л.А. Руховца (Руховец и др. 2003) была разработана математическая модель экосистемы Ладожского озера, которая воспроизводит круглогодичное функционирование экосистемы водоема при заданной биогенной нагрузке на водоем. В качестве такой нагрузки в модели используется величина годового поступления общего фосфора за год с заданным помесечным распределением. Показано, что будет с водоемом, как измениться его экосистема при разной нагрузке. Ус-

тановлены пределы, при которых не будет происходить эвтрофирование озера. Даются рекомендации по сокращению поступления биогенной нагрузки. И, наконец, принимаются управленческие решения для отраслей, предприятий по сокращению нагрузки. С помощью моделей распространения примесей рассчитывается распределение концентраций загрязняющих веществ, таких как фенолы, нефтепродукты, хлорорганические соединения и тяжелые металлы.

Важным является определение экологических последствий рассчитанной антропогенной нагрузки. В связи с тем, что время реакции экосистемы таких больших водоемов, как Ладожское или Онежское озеро, на изменение антропогенной нагрузки измеряется годами, время проведения прогностических расчетов не должно быть меньше срока, на который предполагается зафиксировать регламенты водопользования. На основе известных данных наблюдений и параметров экосистемы, полученных в результате расчетов, могут быть определены индикаторные характеристики уровня трофии и загрязнения по следующим параметрам: биогенная нагрузка с учетом условного водообмена; прозрачность по диску Секки; годовая первичная продукция фитопланктона; скорость уменьшения содержания кислорода в гипolimнионе и др. Степень загрязнения может быть оценена и для отдельных акваторий водоема, что может уточнить принятие решений.

Управленческие решения, основанные на экономических механизмах, требуют определения размеров платежей с использованием имеющихся компьютерных моделей. Однако для реализации этого подхода кроме математических моделей требуется соответствующая информационная база, основанная на мониторинге. Мониторинг является непосредственным звеном системы управления.

Экологическая экспертиза

Проводя те или иные мероприятия, связанные с воздействием на окружающую среду, необходимо еще на предпроектной стадии оценить возможные последствия реализации предполагаемого проекта. Для этого проводится экологическая экспертиза — комплекс мероприятий, предназначенных для проверки соответ-

ствия хозяйственной деятельности (или иной деятельности) требованиям экологической безопасности. Экологическая экспертиза является обязательной мерой охраны окружающей природной среды, предшествующей принятию хозяйственного решения. Цель экологической экспертизы заключается в том, чтобы предотвратить или минимизировать ущерб природной среде.

Экологическая экспертиза призвана дать оценку влияния сооружаемого объекта на экологические ниши живых организмов, находящихся в зоне воздействия объекта, на совокупность экологических факторов и их изменение. В результате экспертизы должны быть также получены оценки изменения ландшафтов, структуры экологических систем, изменения популяций живых организмов, оценки возможных глобальных последствий.

Все это указывает, что экологическая экспертиза является комплексом мероприятий различного уровня сложности. Она включает экспертные оценки, математическое и физическое моделирование экосистем или отдельных процессов в них, натурные эксперименты.

Государственная экологическая экспертиза (ГЭЭ) проводится экспертными комиссиями, которые создаются Государственными органами Российской Федерации их региональными представительствами с целью проверки соответствия хозяйственной деятельности требованиям экологической безопасности. Государственная экологическая экспертиза осуществляется на принципах обязательности, научной обоснованности, законности ее выводов и рекомендаций, независимости, гласности, вневедомственности и широкого участия общественности.

Эти принципы должны обеспечить действенность экспертизы. Нарушение их приводит к негативным последствиям, подрывает у людей веру в целесообразность ее проведения. Наряду с ГЭЭ и общественной экологической экспертизой выделяют оценку воздействия на окружающую среду (ОВОС). ОВОС направлена прежде всего на выявление недостатков проекта, принятие мер по улучшению экологических показателей технического задания. Принципы экологической экспертизы и оценки воздействия на окружающую среду закреплены в законах РФ «Об охране окружающей природной среды» и «Об экологической экспертизе». ГЭЭ, ОВОС и общественная экологическая экспертиза дополняют друг друга и являются разными сторонами экологической экспертизы.

При проведении экологической экспертизы основное внимание уделяется анализу технического обоснования проекта и оценке экологических последствий его реализации. Уменьшение экологических последствий может значительно увеличить первоначальную стоимость проекта. При экспертизе целесообразно сравнивать проекты с лучшими образцами, имеющими минимальное экологическое воздействие на окружающую среду.

3.2. Общие представления об управлении качеством воды

Проблема рационального управления природными ресурсами озера, достаточно актуальна (Straskraba, Tundisi, 1999). Задача оптимального управления экосистемой озера можно представить как нахождение таких значений управляемых воздействий на экологическую систему ($\bar{\Psi}$), которые бы обеспечили при определенных неуправляемых воздействиях на экосистему ($\bar{\Phi}$) достижения максимума некоторой функции эффективности (Ω) в течение достаточно длительного промежутка времени (Atkinson et.al., 1997). Входы, выходы и состояние экосистемы полагаем векторными величинами, поскольку, даже в простейших случаях, они состоят из нескольких компонентов. Функция эффективности может быть определена как сумма разностей между доходом полученным от эксплуатации озерной экосистемой и затратами на осуществление управляющего воздействия:

$$\Omega = \sum_{t=1}^{t_{\max}} (\bar{\Gamma} \cdot \bar{\gamma} - \bar{\Psi} \cdot \bar{\phi}),$$

где $\bar{\Gamma}$ — полезный выход экосистемы, $\bar{\gamma}$ — вектор стоимостей компонентов выхода, $\bar{\phi}$ — вектор затрат на осуществление управляемого входа, t — время, $t_{\max}$ — промежуток времени, за который производится определение функции эффективности.

Для решения поставленной задачи необходимо располагать моделью экологической системы, которая бы связывала ее состояние в будущий момент времени ($\bar{\alpha}_{t+1}$) с состоянием в теку-

щий момент ($\bar{\alpha}_t$) и состоянием управляемого ($\bar{\Psi}$) и неуправляемого входов ($\bar{\Phi}$):

$$\bar{\alpha}_{t+1} = \Xi(\bar{\alpha}_t, \bar{\Psi}_t, \bar{\Phi}_t),$$

где Ξ — функция переходов.

Кроме этого надо знать зависимость состояния выхода от состояния самой экосистемы и воздействий на нее:

$$\bar{\Gamma} = \Theta(\bar{\alpha}_t, \bar{\Psi}_t, \bar{\Phi}_t),$$

$\bar{\Gamma}$ — функция выходов.

Вопросы, связанные с построением модели озерной экосистемы, будут подробно рассмотрены в главе 6, а в настоящем разделе на достаточно абстрактном примере покажем методы и результаты решения задачи оптимального управления экологической системой озера. Поскольку здесь преследуются исключительно иллюстративные и методические цели, то имеет смысл воспользоваться максимально упрощенной моделью экосистемы, отражающей в качественной форме только самые общие черты моделируемого объекта. Обратимся к аппарату размытой логики с определением переменных в виде действительных чисел определенных в интервале от 0 до 1 (Klir, Folger, 1988)

Концептуальная схема модели представлена на рис. 3.2. Состояние экологической системы озера ($\bar{\alpha}_t$) определяется уровнем воды (L), температурой воды (T), концентрацией биогенов (K) и обилием рыбного населения (N). Временной шаг модели полагается равным одному году. Неуправляемое воздействие на экосистему ($\bar{\Phi}$) определяется водностью или количеством выпавших осадков (A), температурой воздуха (B) и ветровыми условиями над поверхностью водоема (V). Управляемые воздействия на экосистему озера ($\bar{\Psi}$) представлены в виде сработки уровня воды для получения электроэнергии (C), сброс в водоем промышленных стоков (D), рыболовство (E) и рыборазведение с выпуском молоди рыб в озеро (F).

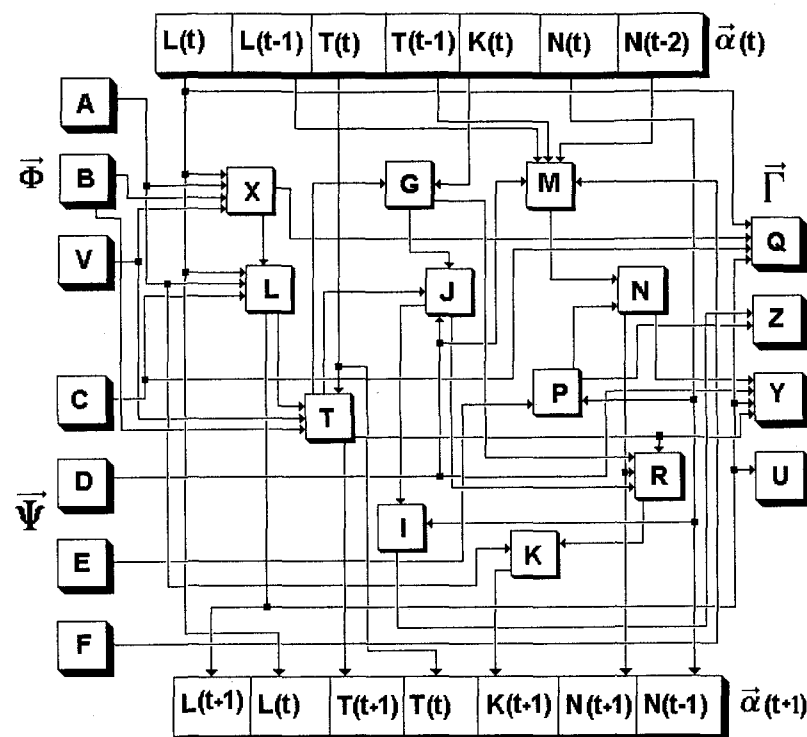


Рис. 3.2. Блок-схема логической модели управления экосистемой озера. $\bar{\Phi}$ — неуправляемый вход (A — атмосферные осадки, B — температура воздуха, V — ветровые условия), $\bar{\Psi}$ — управляемый вход (C — срабатывание уровня, D — сброс промышленных стоков, E — рыболовство, F — рыборазведение), $\bar{\Gamma}$ — выход экосистемы (Q — выработка электроэнергии, Z — вылов рыбы, Y — туризм, U — водный транспорт), $\bar{\alpha}_t$ — состояние экосистемы в момент t (L — уровень воды, T — температура воды, K — концентрация биогенов, N — численность промысловой рыбы), промежуточные переменные: X — испарение, G — развитие фитопланктона, I — темп роста рыбы, J — развитие зоопланктона, M — пополнение популяции рыб, P — вылов рыбы, R — интенсивность регенерации биогенов)

Интенсивность испарения воды с поверхности озера (X) становится высоким при повышенной температуре воздуха (B), существенной скорости ветра (V) и значительной поверхности зеркала воды, что связано с высоким уровнем в предыдущий момент времени (L_{t-1}). На языке алгебры логики это утверждение выглядит так:

$$X = B \wedge V \wedge L_{t-1},$$

где $\wedge$ — символ конъюнкции.

Уровень воды (L_t) в озере высок в том случае, когда велик сток в озеро и нет срабатывания уровня гидроэлектростанцией или, когда уровень в предыдущий момент времени был высок, и работа гидроузла компенсировалась большим стоком. Уровень воды в водоеме может снизиться при сильном испарении с его поверхности:

$$L_t = (A \wedge \neg C) \vee (\neg C \wedge L_{t-1} \wedge \neg X) \vee (A \wedge C \wedge L_{t-1}),$$

где $\neg$ — символ отрицания и $\vee$ — символ дизъюнкции.

Температура воды для условий глубокого озера ($H = 1$) выше своего среднего значения бывает тогда, когда мало ветровое перемешивание и высока температура воздуха. Другая возможность повышения температуры эпилимниона связана с сильным перемешиванием при большом запасе тепла в гипolimнионе от предыдущего года. Для мелководного водохранилища ($H = 0$) ветровой режим не сказывается на термике водоема, так как предполагается, что в этом случае всегда имеет место хорошее перемешивание.

$$T_t = (B \wedge \neg V) \vee (V \wedge T_{t-1} \wedge H) \vee (B \wedge \neg H).$$

Интенсивное развитие фитопланктона (G_t) полагается возможным только при повышенной температуре воды и достаточным запасом биогенов, оставшихся от предыдущего года (K_{t-1}):

$$G_t = T_t \wedge K_{t-1}.$$

Будем считать, что для достижения высоких биомасс зоопланктона (J_t) необходимо сочетание повышенной температуры воды, обилия фитопланктона и отсутствие в воде загрязняющих примесей (D_t):

$$J_t = G_t \wedge T_t \wedge \neg D_t.$$

Предположим, что в водоеме обитает один массовый промысловый вид рыбы с двухлетним циклом развития (например, снеток). На обилие пополнения этой популяции (M_t) влияют следующие факторы: многочисленность нерестового стада, высокий уровень воды, чтобы не оголялись места нереста, и повышенная температура воды. Для успешного нереста предполагается достаточным выполнение двух из перечисленных выше условий. Кроме этого нерест не может быть успешным в случае загрязнения воды. Пополнение может осуществляться и искусственно путем рыборазведения (F):

$$M_t = \neg D_{t-2} \wedge ((N_{t-2} \wedge L_{t-2}) \vee (N_{t-2} \wedge T_{t-2}) \vee (L_{t-2} \wedge T_{t-2}) \vee F).$$

Интенсивный рост рыбы (I_t) возможен при обилии корма (J_t) или в случае малочисленности потребителей корма (N_{t-1}):

$$I_t = J_t \vee \neg N_{t-1}.$$

Количество выловленной рыбы (P_t) будет большим только при ее усиленном вылове (E_t) и обилии самой рыбы:

$$P_t = N_{t-1} \wedge E_t.$$

После воздействия промысла в водохранилище останется много рыбы только в том случае, если вылов был невелик, а пополнение значительно:

$$N_t = \neg P_t \wedge M_t.$$

Регенерация биогенов в озере (R_t) в результате деятельности бактерий будет интенсивной при обилии отмирающего фито- и зоопланктона, а так же при высокой температуре воды:

$$R_t = T_t \wedge (J_t \vee G_t).$$

Концентрация биогенов в озере (K_t) будет высока при их интенсивной регенерации или при обильном поступлении с речным и поверхностным стоком:

$$K_t = R_t \vee A_t.$$

Совокупность приведенных выше формул алгебры логики составляют содержание функции переходов модели экосистемы (Ξ). Теперь перейдем к описанию функции выходов (Θ).

Выработка электроэнергии велика ($Q1$) в том случае, если уровень воды срабатывается от высокого значения до низкого, причем это должно происходить в результате пропуска воды через турбины, а не в результате интенсивного испарения с поверхности водоема.

$$Q1 = C \wedge L_{t-1} \wedge \neg L_t \wedge \neg X_t.$$

Выработка электроэнергии находится на среднем уровне ($Q2$), если уровень воды сохраняется на высоком уровне, но это сопровождается обильным стоком. Другой вариант поддержания выработки электроэнергии на среднем уровне заключается в срабатывании уровня в маловодные годы при условии того, что уровень в предыдущий год был высоким.

$$Q2 = (L_{t-1} \wedge L_t \wedge A_t) \vee (L_{t-1} \wedge \neg L_t \wedge C_t).$$

Во всех остальных случаях выработка электроэнергии полагается низкой.

Масса выловленной рыбы велика ($Z1$) в случае сочетания обильного вылова и хорошего темпа роста рыбы.

$$Z1 = P_t \wedge I_t.$$

Масса выловленной рыбы оценивается как средняя ($Z2$), если один из факторов, ее определяющий, находится на низком уровне:

$$Z2 = (P_t \wedge \neg I_t) \vee (\neg P_t \wedge I_t).$$

В остальных случаях масса выловленной рыбы мала.

Использование озера в качестве объекта туризма (Y) будет успешным только в том случае, если вода не загрязняется промышленными стоками, в озере много рыбы, вода в нем теплая и берега не оголены из-за опускания уровня. Из последних трех условий одно может считаться не обязательным:

$$Y = \neg D_t \wedge (N_t \wedge T_t) \vee (N_t \wedge L_t) \vee (T_t \wedge L_t)$$

Использование озера для нужд водного транспорта (U) предполагает только постоянство высокого уровня воды.

Реализация функций нечеткой логики предполагалась в двух вариантах, приведенных в табл. 3.1. При исследовании свойств модели оба варианта представления функций нечеткой логики показали сходные результаты, однако пороговый вариант приводил к ступенчатому виду функции эффективности, что создавало известные затруднения при поиске экстремума этой функции (появлялись локальные максимумы, выходить из которых приходилось методом случайного поиска). Все приведенные ниже результаты исследования модели получены при вероятностной интерпретации функций нечеткой логики, хотя применение пороговой интерпретации дало качественно такие же результаты.

Таблица 3.1. Реализация функций нечеткой логики

	Пороговый вариант	Вероятностный вариант
Отрицание ($z = \neg x$)	$z = 1 - x$	$Z = 1 - x$
Дизъюнкция ($z = x \vee y$)	$Z = \max(x, y)$	$Z = x + y - xy$
Конъюнкция ($z = x \wedge y$)	$Z = \min(x, y)$	$Z = xy$

При исследовании созданной модели время оценки эффективности управления ($t_{\max}$) устанавливалось равным 100 годам. В начальном состоянии все логические переменные, определяющие состояние системы, принимали нейтральное значение ($L = 0.5$, $T = 0.5$, $K = 0.5$, $N = 0.5$). Максимум функции эффективности (Ω) находился при помощи метода градиентного спуска (Venzel, 1980).

В табл. 3.2 приведены результаты нахождения оптимальных режимов при постоянных стоимостях единиц управляющего воздействия и полезного выхода экосистемы. Общая тенденция при

всех вариациях природных условий заключается в том, что при принятых значениях параметров следует обязательно поддерживать высокий уровень воды в озере, а искусственное разведение рыбы в большинстве случаев оказывается нерентабельным. Исключение составляет лишь вариант 3, который соответствует резкому потеплению климата в сочетании с уменьшением количества атмосферных осадков и снижению средней скорости ветра над поверхностью озера. Наиболее выгодным в экономическом отношении оказывается сценарий 7, который предусматривает одновременное повышение водности и температуры воздуха при уменьшении скорости ветра. Наихудшее сочетание природных воздействий на экосистему озера (вариант 4 табл. 3.2) происходит при сочетании уменьшения атмосферных осадков с повышением температуры воздуха и скорости ветра. Выработка электроэнергии в этом случае существенно сокращается, но срабатывать уровень все же оказывается невыгодным, чтобы не подорвать доходы от рыболовства, туризма и транспорта.

Таблица 3.2. Оптимальные режимы эксплуатации экосистемы озера при $\phi C=5$, $\phi D=50$, $\phi E=5$, $\phi F=50$, $\gamma Q=50$, $\gamma Z=70$, $\gamma Y=50$, $\gamma U=50$

Сценарий	A	B	V	C	D	E	F	Ω
1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.44	0.22	0.0	140
2	0.0	0.0	1.0	0.0	0.45	0.70	0.05	101
3	0.0	1.0	0.0	0.0	0.29	0.57	0.30	130
4	0.0	1.0	1.0	0.0	0.46	0.46	0.09	45
5	1.0	0.0	0.0	0.0	0.48	0.45	0.0	143
6	1.0	0.0	1.0	0.0	0.22	0.38	0.19	159
7	1.0	1.0	0.0	0.0	0.47	0.27	0.05	194
8	1.0	1.0	1.0	0.0	0.37	0.31	0.04	186

* Обозначения см. на рис. 3.2

При всех сценариях климатических изменений, рассмотренных в табл. 3.2, оказывается выгодным очищать примышленные стоки сбрасываемые в озеро (D), сократить затраты на очистку сточных вод возможно только в случае увеличения стока в сочетании с усилением средней скорости ветра (вариант 6 табл. 3.2). Рекомендуемая интенсивность промысла рыбы (E) колеблется в широких пределах и максимальна в ситуациях неблагоприятных для выработки большого количества электроэнергии.

При изменении стоимостей вырабатываемой электроэнергии, выловленной рыбы или доходов от туризма, оптимальные режимы эксплуатации экосистемы водоема могут резко измениться по сравнению с тем, что рассматривалось выше. В табл. 3.3 приведены результаты нахождения оптимальных режимов при постоянном неуправляемом входе экосистемы, при изменении стоимостей единиц управляющего воздействия и полезного выхода экосистемы. Сценарий 1 соответствует случаю, рассмотренному в табл. 3.2, но при нейтральных природных воздействиях. Если озеро используется исключительно для нужд гидроэнергетики (сценарий 2), то очистку промышленных стоков следует прекратить ($D = 1.0$), а рыбу не ловить и не разводить. Использование водохранилища исключительно в рыбопромысловых целях (сценарий 3) заставляет очищать промышленные стоки, но рыборазведение при принятых величинах затрат на его проведение и в этом случае оказывается нерентабельным.

Использование озера исключительно как объекта туризма (сценарий 4, табл. 3.3) предусматривает глубокую очистку сточных вод, но при принятой шкале стоимостей — это наименее выгодный способ использования озерной экосистемы. Наиболее рациональным, из всех рассмотренных случаев, является комплексное использование природных ресурсов экосистемы водохранилища (сценарий 1, табл. 3.3).

В случае резкого удорожания затрат на очистку промышленных стоков при комплексном использовании экосистемы водохранилища (сценарий 6, табл. 3.3), очистка сточных вод все равно остается необходимой, причем убытки от затрат на очистные сооружения целесообразно компенсировать усилением промысла рыбы с введением рыборазведения. Удешевление средств очистки промышленных стоков (сценарий 7) позволяет сократить интенсивность эксплуатации рыбных запасов озера. Если снизить стоимость затрат на рыборазводные мероприятия (сценарий 8), то

разведение рыбы станет рентабельным и доходы от рыболовства существенно возрастут.

Таблица 3.3. Оптимальные режимы эксплуатации экосистемы озера при $A = 0.5$, $B = 0.5$, $V = 0.5$

Сценарий	ϕC	ϕD	ϕE	ϕF	γQ	γZ	γY	γU	C	D	E	F	Ω
1	5	50	5	50	50	70	50	50	0.09	0.46	0.04	0.0	174
2	5	50	5	50	100	0	0	0	0.07	1.0	0.0	0.0	100
3	5	50	5	50	0	100	0	0	0.14	0.83	0.17	0.04	93
4	5	50	5	50	0	0	100	0	0.25	0.33	0.20	0.02	44
5	5	50	5	50	0	0	0	100	0.28	1.00	0.0	0.0	77
6	5	100	5	50	50	70	50	50	0.07	0.49	0.60	0.11	148
7	5	5	5	50	50	70	50	50	0.34	0.16	0.14	0.0	194
8	5	50	5	5	50	70	50	50	0.36	0.49	0.41	0.64	174

Примеры оптимизации режимов эксплуатации экосистемы водохранилища на основе созданной модели можно было бы значительно расширить за счет рассмотрения входов, как случайных функций времени, или поставить выбор управляемых воздействий в зависимости от текущего состояния системы и неуправляемых входов (это будут уже стратегии управления), однако для иллюстрации самой идеи оптимального управления природными ресурсами водохранилищ рассмотренных примеров вполне достаточно.

В последние десятилетия интерес к проблеме управления экологическими системами значительно возрос (Walker, Cuff, 1988, Grant и др. 1997), от теоретических соображений исследователи начали переходить к вопросам оптимального управления конкретными природными объектами (Grasso, 1995). К проблеме управления природными ресурсами обратились специалисты по макроэкономике (Atkinson et.al. 1997). Судя по цитируемым выше и многим другим работам, все больше укрепляется мнение о том, что для уверенного управления природной экологической

системой в первую очередь нужна адекватная модель этой системы. Таким образом, экологическое моделирование становится из абстрактного научного направления, каким оно было 20–30 лет назад, прикладной дисциплиной, без которого немислимо решение практических задач сохранения и использование природных ресурсов. С другой стороны, именно ответственность за принятие тех или иных решений в отношении воздействия на окружающую среду, заставляет поддерживать экологическое моделирование на высоком теоретическом уровне, используя современные достижения экологии, прикладной математики и информатики.

3.3. Роль мониторинга и научных исследований при управлении озерной экосистемой

В предыдущем разделе, при рассмотрении проблемы управления природными ресурсами озера, предполагалось, что состояние объекта управления полностью известно. Однако в лимнологической практике дело обстоит совсем не так. О состоянии управляемой экосистемы можно судить только по данным наблюдений, которые никогда не бывают полными и исчерпывающими. Более того, в описании экологической системы озера много величин, которые вообще не поддаются непосредственному измерению. Например, коэффициент вертикального турбулентного обмена или смертность молоди рыб на ранних стадиях развития. Эти величины, очень важные для понимания функционирования озерной экосистемы и прогнозирования ее поведения, обычно определяют косвенным путем на основе фундаментальных лимнологических знаний. В настоящем разделе на простом модельном примере выясним роль непосредственных наблюдений за состоянием озера (мониторинга) и функциональных представлений об устройстве данной озерной экосистемы в деле оптимального управления её природными ресурсами.

Предположим, что структура управляемой озерной экосистемы имеет вид, изображенный на рис. 3.3. Фитопланктон (Phy) потребляет для своего развития вещества (биогены) $N1$ и $N2$, которые необходимы для синтеза биомассы в определенном соотношении. Эти вещества могут поступать в озеро вместе со сточными водами, которые, весьма условно, привязываются к стоку 1 и стоку 2. Кроме этого биогены могут регенерироваться бактерия-

ми (Bac) при разложении мертвой органики (Det). Зоопланктон (Zoo) потребляет фитопланктон и детрит и сам служит пищей для младших возрастных групп (F1 и F2) промысловой рыбы. Старшие возрастные группы (F3, F4 и F5) питаются бентосом (Ben). На состояние рыбных запасов водоема оказывает влияние его кислородный режим (Ox) и температура воды (T). Модель реализована с помощью аппарата размытой логики, который использовался в предыдущем разделе.

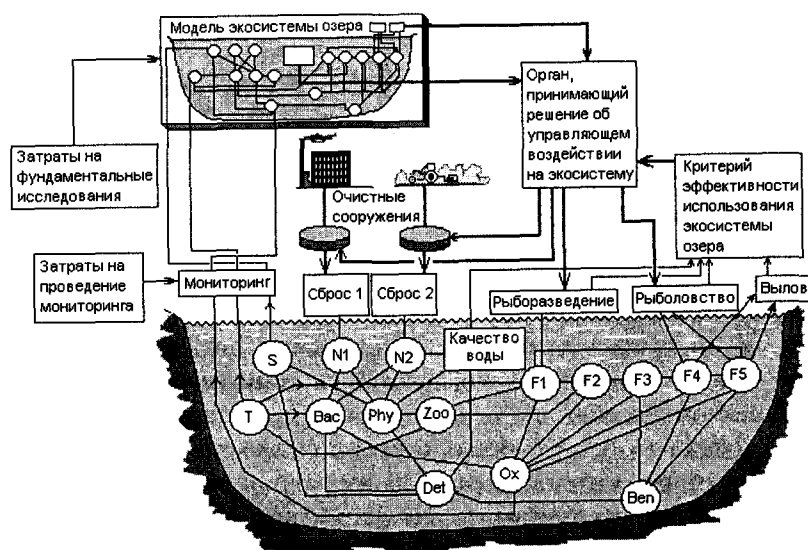


Рис. 3.3. Схема управления озерной экосистемой

Воздействие на экосистему можно оказывать, регулируя сброс 1, сброс 2, выпуская в озеро молодь промысловой рыбы (C3) и вылавливая взрослую рыбу (C4).

Эффективность использования экосистемы оценивается по двум показателям — качеству воды в озере (Q) и вылову рыбы (Y). Качество воды определяется концентрацией фитопланктона и детрита, а так же биогена N2, который при высоких концентрациях может вызвать токсичность воды.

Цель управления заключается в том, чтобы подобрать такие управляющие воздействия (C1, C2, C3 и C4), которые обеспечивают максимальное значение критерия эффективности, который, в данном случае, вычислялся по формуле :

$$E = \alpha Y - \beta(1 - Q) - (\gamma_1 C1 + \gamma_2 C2 + \gamma_3 C3 + \gamma_4 C4),$$

где Y — вылов рыбы, Q — качество воды, C1 — мощность очистных сооружений 1, C2 — мощность очистных сооружений 2, C3 — интенсивность рыборазведения, C4 — интенсивность промысла, α — стоимость вылавливаемой рыбы, β — оценка ущерба от ухудшения качества воды, γ_1 — затраты на очистку сброса 1, γ_2 — затраты на очистку сброса 2, γ_3 — затраты на рыборазведение, γ_4 — затраты на промысел.

Таблица 3.4. Результаты модельных экспериментов по управлению озерной экосистемой

Стратегия управления	Качество воды Q	Вылов рыбы Y	Эффективность E
1	0.90	0.07	- 35
2	0.03	0.98	- 64
3	0.96	0.0	- 4
4	0.02	0.13	-123
5	0.98	0.81	+ 74
6	0.93	0.79	+ 64
7	0.96	0.83	+ 59

В табл. 3.4 приведены результаты некоторых экспериментов с созданной системой. Стратегия 1 предусматривает постоянное удержание всех управляющих воздействий на среднем уровне (C1 = 0.5, C2 = 0.5, C3 = 0.5, C4 = 0.5). Результат управления получается не слишком удачным — вылов рыбы не велик, а затраты на рыбоводство и штрафы за ухудшение качества воды существенны. Попытка воздействия на озерную экологическую систему максимально возможным образом (стратегия 2 — C1 = 0, C2 = 0, C3 = 1, C4 = 1) приводит к еще более худшим результатам. Хотя уловы возрастают, но безнадежно ухудшается качество воды. Запрет всякого воздействия на экосистему (стратегия 3), естественно, улучшает положение с качеством воды.

Если отказаться от очистки сбросов, но развивать рыболовство и рыборазведение на среднем уровне (стратегия 4 — C1 = 0, C2 = 0, C3 = 0.5, C4 = 0.5) то результат окажется наихудшим из

всех рассмотренных – низкое качество воды отрицательно сказывается на развитии рыбы и средства потраченные на рыборазведение пропадают зря. Наилучшим, конечно только при принятой конструкции модели и параметров, оказывается, вариант при полной очистке всех стоков и усиленном рыболовстве (стратегия 5).

Все рассмотренные выше стратегии были жесткими, т.е. никак не учитывали текущее состояние управляемого объекта. Стратегия 6 предусматривает включение очистных устройств только в тех случаях, когда прозрачность воды в озере (S) снижается ниже средних значений. Результаты применения такой стратегии удовлетворительные, но сама по себе такая стратегия мало реалистична, т.к. в эксплуатации очистных сооружений основную роль играют затраты на создание самих сооружений, а эксплуатационные расходы имеют второстепенное значение. Стратегия 7 предусматривает гибкое управление рыбным хозяйством водоема — при снижении выловов усиливается рыборазведение.

Все сказанное следует рассматривать только как иллюстративный пример, показывающий, что управление озерной экологической системой (как, положим, и всякой сложной системой, изобилующей нелинейностями и обратными связями) дело трудное и общей рекомендацией является создание модели управляемой системы (Князева, Курдюмов, 1994).

Вопросы моделирования озерных экосистем будут подробно рассмотрены в главе 6, здесь будет разобрано только место и значение модели при управлении экосистемой. В системе, представленной на рис. 3.3. структура модели отображает уровень лимнологических знаний, а данные текущих наблюдений — развитие мониторинга. Условно, предполагается, что наблюдению доступны лишь температура воды в озере (T), прозрачность (S) и концентрация растворенного в воде кислорода (Ox). Все остальные характеристики экосистемы (фитопланктон, зоопланктон, бентос и бактерии) полагаются недоступными для непосредственного наблюдения, что близко к реальной ситуации для большинства озер.

В результате исследования модели можно получить не только сведения о состоянии характеристик, недоступных наблюдению, но и установить наиболее выгодный режим активного воздействия на систему. Таким образом, эффективность использования экосистемы становится зависящей от степени адекватности ото-

бражения состояния и динамических характеристик эксплуатируемой экосистемы в созданной модели. В свою очередь, точность описания свойств реальной озерной экосистемы ее моделью зависит как от достоверности теоретических сведений, положенных в основу модели, так и от точности оперативной информации о состоянии реального озера.

Дальнейшее изложение посвящено выяснению вопроса о том, в каком соотношении должна находиться теоретическая и оперативная информация об экосистеме для достижения наиболее эффективного ее использования при ограниченных средствах и возможностях получения такой информации (Меншуткин, 1972). Поставленную задачу будем решать путем создания модели (M), которая находится полностью в распоряжении органа, управляющего экосистемой, как это показано на рис.3.3. Роль реального озера в этом исследовании будет играть основная модель (L).

По своей структуре модель M повторяет структуру модели L , однако связи между переменными в модели M полагаются оцененными с некоторой ошибкой, по сравнению с аналогичными связями в реальной системе (модели L). Эта ошибка тем меньше, чем достовернее наши знания об озерной экологической системе, причем эта достоверность ставится в прямую зависимость от затрат на фундаментальные исследования в области лимнологии (MM).

Точность оперативной информации, по которой настраивается модель данного конкретного озера, зависит от затрат на организацию мониторинга (RR). В данном исследовании погрешности мониторинга имитировались введением в канал связи между моделью L и моделью M шума, интенсивность которого была тем больше, чем меньше затраты на проведение мониторинга. Например, передача сведений о температуре воды в модель M представлялась как:

$$T_M = T_L (1 + (1 - \exp(-1/RR)) (RND - 0.5) T_D,$$

где T_M — температура воды в модели M , T_L температура воды в модели L , T_D — максимальная дисперсия температуры, RND — псевдослучайное число с распределением от 0 до 1. Таким образом при больших RR в модель подается почти истинное значение температуры, а при малых затратах на мониторинг ошибка может достигать величины $T_D/2$.

Имитационные эксперименты проводились при случайных внешних воздействиях на экосистему, что выражалось в добавлении стохастической компоненты в величины температуры и первичной продукции модели L. Продолжительность каждого эксперимента продолжалась 40 лет при шаге в один год. Для упрощения задачи оптимизации подвергался только один параметр — интенсивность промысла рыбы (C4). Поиск максимума эффективности использования экосистемы находился методом сплошного перебора.

Критерий эффективности системы управления экосистемой может быть записан как

$$E1 = 1 - ABS(EO - E) / EO,$$

где E — эффективность использования экосистемы с применением модели с шумящими параметрами, которые соответствуют данному уровню затрат на мониторинг и фундаментальные исследования, EO — эффективность использования экосистемы с применением «абсолютно точной» модели, которая может быть получена при бесконечно больших вложениях в мониторинг и фундаментальные исследования. Зависимость эффективности управления озерной экосистемой от затрат на мониторинг (RR) и на фундаментальные исследования (MM) приведена на рис. 3.4. Сглаженные кривые равной эффективности ($E1 = \text{const}$) в координатах MM – RR имеют вид асимметричных гипербол, которые более тесно прилегают к оси MM , чем к оси RR . Это означает, что увеличение затрат на фундаментальные исследования и мониторинг дает положительный эффект только до известного предела и дальнейшее увеличение затрат приносит незначительные улучшения в данной конкретной ситуации. С другой стороны, асимметричность кривых свидетельствует о том, что *достижения высоких эффективностей управления экосистемами гораздо важнее вкладывать средства в фундаментальные исследования, нежели в усовершенствование мониторинга*. Более того, достижение эффективного управления озерной экосистемой просто невозможно без некоторого порогового развития фундаментальных исследований при даже самом совершенном мониторинге.

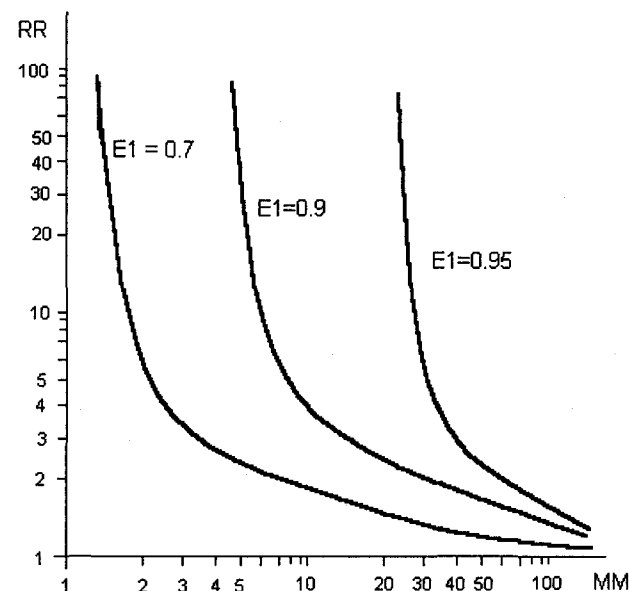


Рис. 3.4. Зависимость эффективности управления озерной экосистемой ($E1$) от затрат на мониторинг (RR) и фундаментальные исследования (MM). Шкалы в условных единицах

Основной смысл настоящего раздела в том, что показана возможность применения методов теории исследования операций (Венцель, 1980) к проблемам наблюдения, изучения и управления озерными экосистемами. Хотя подобная возможность продемонстрирована на очень простом и достаточно абстрактном примере, разработанная схема подхода может быть применена и к управлению природными ресурсами конкретных озер, что, естественно, сопряжено с немалыми трудностями.

Глава 4

СОСТОЯНИЕ ОЗЕР И ВОДОХРАНИЛИЩ. ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ

4.1. Эвтрофирование озер

Эвтрофированием озер называется переход озерной экологической системы из олиготрофного состояния в эвтрофное¹. Эвтрофирование бывает естественным и антропогенным. В первом случае, происходящие в озерной экосистеме процессы, никак не связаны с хозяйственной и иной деятельностью человека на озере и его водосборе, а во втором — являются прямым следствием такой деятельности.

Первоначально, когда вода заполняет тем или иным способом образовавшуюся котловину, озеро становится олиготрофным («первично олиготрофным»). Если естественное поступление в него биогенов и органики будет низким, то образование автохтонной органики будет полностью уравниваться седиментацией, а, возможно, и стоком. Примерами таких озер могут служить высокогорные озера. Если водосбор озера велик и покрыт обильной растительностью, то поступление биогенов и органики уже не может компенсироваться седиментацией и озеро постепенно (в течение сотен или даже тысяч лет) переходит в эвтрофное состояние. Дальнейшее развитие такого водоема сопряжено с зарастанием макрофитами и превращением в болото. Если в стоке много гуминовых веществ и мало биогенов в растворенном

виде, то получаются водоемы дистрофного типа, которые так же с течением времени превращаются в болота. Речь, конечно, идет об относительно мелких водоемах, если же глубины измеряются сотнями метров, то озера могут существовать очень долго — миллионы лет. Такова естественная эволюция озер в зонах избыточного увлажнения (например, в зоне тайги). В условиях недостатка воды (аридных зонах), где большую роль играет испарение с поверхности озера, часто происходит повышение минерализации воды (засолонение) до появления насыщенных растворов. Такие озера характерны, например, для северной части Казахстана. Антропогенное эвтрофирование происходит гораздо быстрее естественного (счет идет на годы, а не на десятки и сотни лет) и связано в первую очередь со стремительным ростом населения на территории водосбора, развитием городов и мегаполисов, повышением роли минеральных удобрений в сельском хозяйстве, а также развитием тех отраслей промышленности, в сбросах которых присутствуют азот и фосфор (Россолимо, 1977, Кajak, 1998). Пример резкого возрастания биомассы фитопланктона вследствие антропогенного эвтрофирования приведен на рис. 4.1. Рост концентрации биогенов в воде озера приводит к увеличению первичной продукции фитопланктона. При этом существенно изменяется видовой состав фитопланктонного сообщества. Вместо диатомовых водорослей, характерных для олиготрофных водоемов, доминирующую роль начинают играть сине-зеленые водоросли. Наступает так называемое «цветение» воды, при котором биомасса фитопланктона может достигать десятков миллиграмм в литре. Рост биомассы фитопланктона сопровождается уменьшением прозрачности воды, а интенсивное отмирание водорослей приводит к увеличению продукции бактерий. Бактерии, в свою очередь, потребляют большое количество растворенного в воде кислорода, что, обычно, приводит к заморным явлениям. Заморы могут появляться летом в гипolimнионе, а в мелких хорошо перемешиваемых озерах, заморы появляются в зимнее время, когда контакт с атмосферой затруднен из-за наличия ледяного покрова. Отмечались даже суточные дефициты кислорода, приуроченные к ночному времени, когда потребление кислорода максимально, а выделение кислорода в результате фотосинтеза отсутствует. Изменение кислородного режима озера существенно сказывается на всех элементах экологической системы. Зоопланктонное сообщество реагирует на эвтрофикацию увеличени-

¹ Заметим, что лимнолог Л.Л. Россолимо (1977), который первый начал изучать явление эвтрофикации озер России, писал этот термин как «евтрофирование», мотивируя такую транскрипцию греческого слова “eu” (хорошо) по аналогии с термином «евгеника» или именем Евгений. «Ведь не пишем же мы Евгений Онегин!» — неоднократно говорил в пылу полемики Леонид Леонидович. Но в научной литературе утвердились термины «эвтрофирование», «эвтрофный» (например, Быков Б.А. Экологический словарь. 1987) и менять их нет смысла.

ем общей биомассы и изменением видового состава. Если для олиготрофных озер характерно преобладание копепод, то для эвтрофных — преобладание кладоцер. Эвтрофирование сказывается и на составе и биомассе бентоса. От ухудшения кислородных условий, в первую очередь, страдают реликтовые ракообразные (понтопорея, мизиды) и личинки ручейников, их место занимает красный мотыль (*Chironomus plumosus*) и олигохеты. На сообществе рыб процесс эвтрофирования сказывается на выпадении из ихтиоценозов таких рыб как лосось, форель, ряпушка. На промежуточных стадиях эвтрофирования господствуют лещевые и судаковые сообщества, а на заключительной — окунево-плотвичные, и, при сильных заморах — карасевые типы ихтиоценозов. В процессе эвтрофирования, из-за снижения прозрачности воды, обычно пропадают погруженные высшие водные растения, а интенсивно развиваются на литорали растения с плавающими и воздушными листьями (ряска, камыш, элодея и др.), на стеблях которых развивается перифитон.

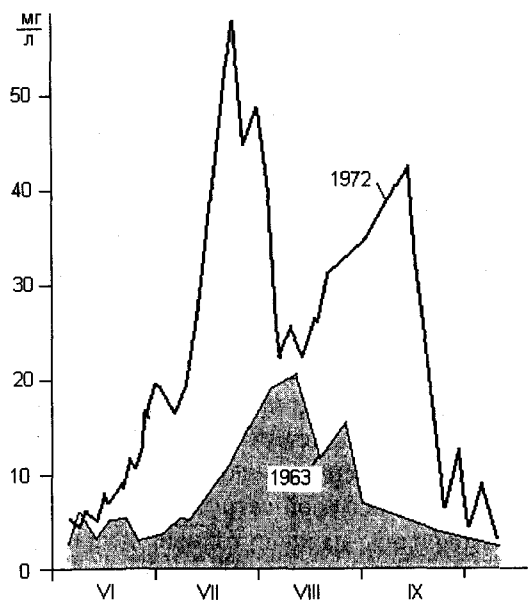


Рис. 4.1. Динамика биомассы фитопланктона в озере Миколайском (Польша) в 1963 и 1972 гг. (Kajak, 1998)

Крайним проявлением эвтрофирования является появление в воде озера сероводорода, причем, обычно, сероводородная зона начинает развиваться в придонных слоях воды.

Такова качественная и очень схематичная картина процесса эвтрофирования озер. Конкретный пример эвтрофирования Ладожского озера приведен в разделе 5.1.

Процесс антропогенного эвтрофирования является доминирующим для большинства озер Европы и Северной Америки, однако есть редкие исключения, выраженные в антропогенной деэвтрофикации. Речь идет о лососевых озерах Камчатки и Британской Колумбии (Канада). В этих озерах основным источником фосфора является разложение трупов отмирающих после нереста тихоокеанских лососей. С ростом интенсивности промысла лососей эти озера стали испытывать недостаток фосфора, что привело их к олиготрофизации и снижению продукции. Для поддержания продукционных свойств этих озер пришлось, в некоторых случаях, применить искусственное внесение в них фосфора и азота — это, так называемая фертилизация озер (Крогиус и др. 1987).

Самой существенной научной проблемой, связанной с эвтрофированием озер, является умение предсказывать ход этого процесса и, если это возможно, принять такие меры, чтобы избежать его негативных последствий в виде ухудшения качества воды и снижения рыбопродуктивности (Carpenter, 2003). Тут не избежать применения в той или иной степени применения моделей, о которых подробно речь пойдет в главе 6, здесь же ограничимся самыми общими соображениями. На рис. 4.2 изображена общая схема взаимодействия элементов экосистемы в процессе эвтрофирования. Ограничимся рассмотрением всего двух переменных — фитопланктона (*A*) и зоопланктона (*Z*) при входных воздействиях в виде фосфорной нагрузки (*P*) и воздействия на зоопланктон рыб-планктофагов (*F*).

• Качественно картина такого взаимодействия представлена на рис. 4.3. При низких фосфорных нагрузках и отсутствии пресса со стороны хищных рыб в озере достигается высокая численность рыб-планктофагов, которые подавляют развитие зоопланктонных фильтраторов. При низкой активности фильтраторов создаются условия для повышения биомассы фитопланктона.

При наличии в озере хищных рыб такие же или даже большие фосфорные нагрузки могут приводить к более низким биомассам фитопланктона, поскольку малая численность рыб-планктофагов

способствует повышению численности зоопланктонных фильтраторов, особенно кладоцер.

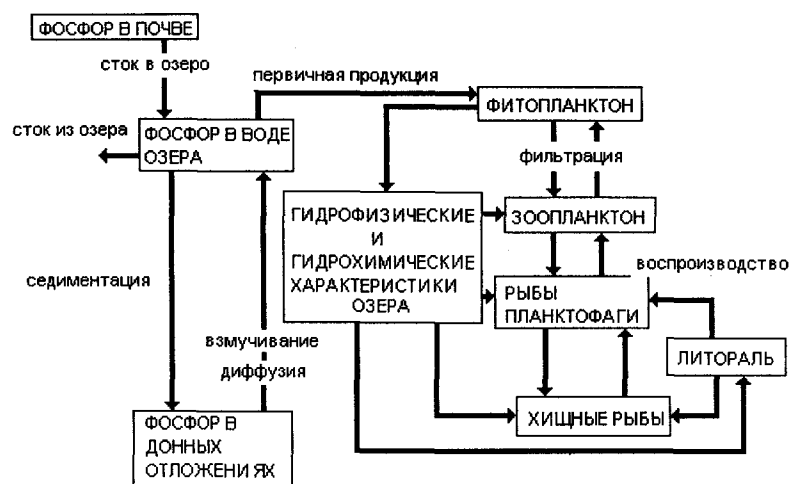


Рис. 4.2. Схема связей в экосистеме озера, существенных при объяснении процесса эвтрофирования

Представим рассмотренную ситуацию в виде простой схемы (рис. 4.4). Состояние каждого элемента будем оценивать по трехбальной шкале: 0 — мало, 1 — средне, 2 — много. Динамика системы определяется соотношениями:

$$A(t+1) = \varphi(A(t), P(t), Z(t)) \text{ и}$$

$$Z(t+1) = \psi(Z(t), A(t), F(t)),$$

где $A(t+1)$ — состояние фитопланктона в момент времени $t+1$, $A(t)$ — состояние фитопланктона в момент времени t , $Z(t+1)$ — состояние зоопланктона в момент времени $t+1$, $Z(t)$ — состояние зоопланктона в момент времени t , $P(t)$ — фосфорная нагрузка, $F(t)$ — пресс рыб — планктофагов. Функции φ и ψ представлены на рис. 4.5. Например, значение $\varphi(1, 2, 0) = 2$ означает, что если биомасса фитопланктона находилась на среднем уровне ($A(t) = 1$), фосфорная нагрузка велика ($P(t) = 2$), а биомасса зоопланктона

низка ($Z(t) = 0$), то биомасса фитопланктона возрастет к следующему моменту времени до высоких значений ($A(t+1) = 2$).

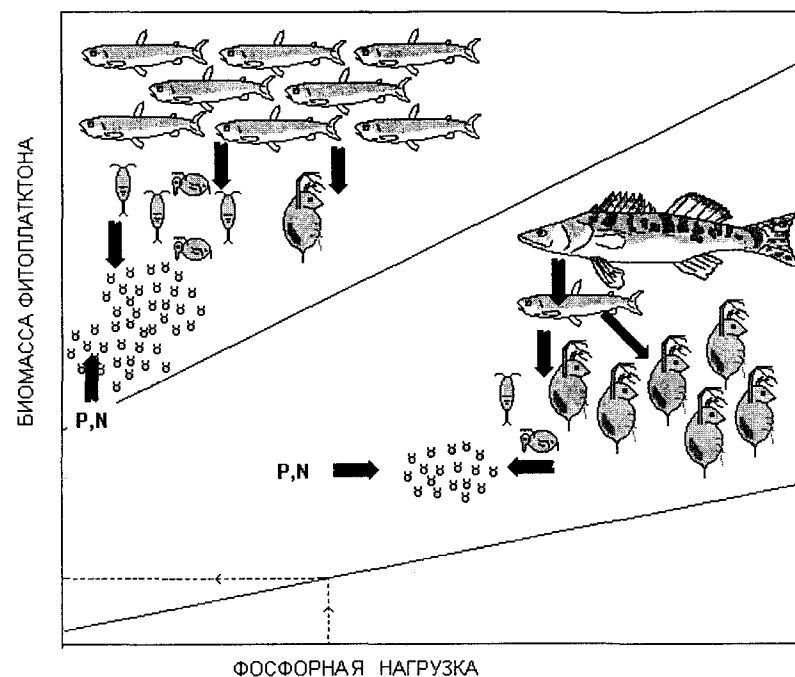


Рис. 4.3. Концептуальная схема, показывающая связь между фосфорной нагрузкой и биомассой фитопланктона при наличии в озере хищных рыб (нижняя линия), и та же связь при отсутствии в озере хищных рыб (верхняя линия) (Carpenter, 2003)

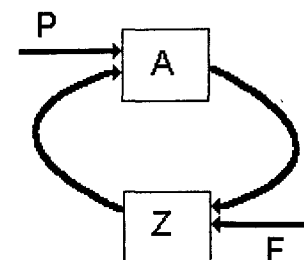


Рис. 4.4. Элементарная схема взаимодействия фитопланктона (A) и зоопланктона (Z) при различной фосфорной нагрузке (P) и прессе рыб-планктофагов (F)

P				A					
0 1 2				0 1 2					
A	0	0	1	2	Z	0	0	1	2
	1	1	2	2	Z	1	1	1	2
	2	2	2	2	Z	2	2	2	2
				Z=0					F=0
A	0	0	0	1	Z	0	0	1	1
	1	0	1	1	Z	1	0	1	2
	2	1	2	2	Z	2	1	2	2
				Z=1					F=1
A	0	0	0	0	Z	0	0	0	1
	1	0	0	1	Z	1	0	1	1
	2	0	1	1	Z	2	1	1	2
				Z=2					F=2
A				Z					

Рис. 4.5. Матричное представление функции переходов фитопланктона $A(t+1) = \varphi(A(t), P(t), Z(t))$ и функции переходов зоопланктона $Z(t+1) = \psi(Z(t), A(t), F(t))$

Функция переходов зоопланктона (ψ) отображает процессы питания, размножения и смертности планктонных ракообразных. Например, значение $\psi(0, 2, 1) = 1$ соответствует представлению о том, что при низкой исходной биомассе зоопланктона, при высокой биомассе фитопланктона и среднем прессе со стороны рыб-планктофагов, биомасса зоопланктона увеличивается до среднего уровня.

В принципе, для исследования рассматриваемой системы никакой вычислительной техники не нужно — можно обойтись карандашом и листом бумаги, хотя работать с программой удобнее, да и ошибок будет меньше, а написать такую программу для персонального компьютера по силам школьнику старших классов. Примеры функционирования системы фитопланктон-зоопланктон приведены на рис. 4.6. При низкой фосфорной нагрузке и любых воздействиях со стороны рыб система имеет устойчивое состояние, соответствующее низкой биомассе фито- и зоопланктона, что соответствует олиготрофным условиям. Повышение

фосфорной нагрузки при сохранении низкого пресса рыб, приводит так же к устойчивому состоянию при средней биомассе водорослей и обилии зоопланктона (С на рис. 4.6). Средние значения фосфорной нагрузки и пресса рыб приводят к потере устойчивости системы и возникновению автоколебаний (В на рис. 4.6). Это достаточно характерный режим, описанный, например Карпентером (Carpenter, 2003) для озер Мендота и Вест Лонг Лейк. Этот режим при дальнейшем возрастании фосфорной нагрузки приводит к резкому переходу водоема в эвтрофное состояние (А на рис. 4.6). Для исследования процесса эвтрофирования Карпентер (Carpenter, 2003) использует гораздо более сложную модель, но для демонстрации существа дела приведенное упрощение вполне достаточно и, кроме того, позволяет продемонстрировать применение в лимнологии методов дискретой математики.

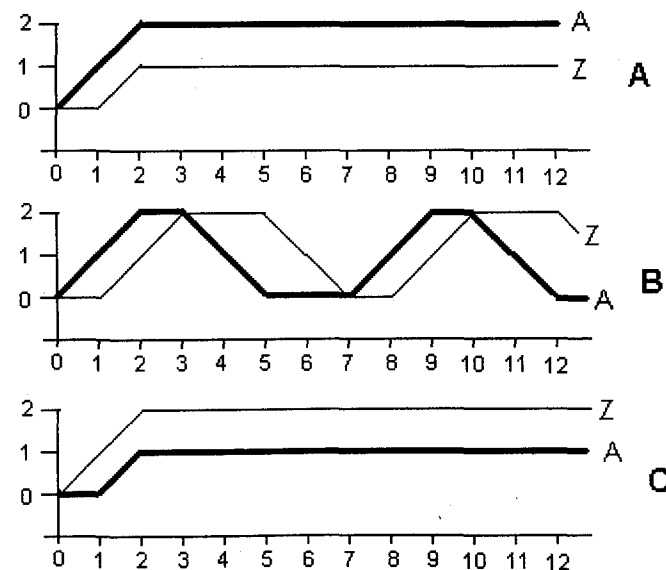


Рис. 4.6. Динамика системы фитопланктон (A) — зоопланктон (Z) при различной фосфорной нагрузке (P) и прессе рыб-планктофагов (F). А — высокая фосфорная нагрузка (P=1) и низкий пресс хищников (F=0), В — средняя фосфорная нагрузка (P=1) и средний пресс хищников (F=1), С — высокая фосфорная нагрузка (P=2) и низкий пресс хищников (F=0)

4.2. Последствия усиленной эксплуатации природных ресурсов озера

В настоящем разделе рассматривается проблема излишне интенсивной эксплуатации рыбных запасов (так называемого «перелова рыбы») в озерах. В самом общем виде этот вопрос был затронут в главе 1 (1.3). Классическая теория рыболовства (Beverton, Holt, 1957) неоднократно применялась к задачам озерного рыболовства (Конторин, 1986), однако, здесь из всего многообразия проблем, связанных с промыслом рыбы и рыборазведением, остановимся только на аспекте изменения генетической структуры облавливаемой популяции рыб под воздействием селективного промысла. Существо дела заключается в том, что селективный промысел действует на популяцию примерно так же, как искусственный отбор, только отбираются не лучшие по своим размерно-весовым качествам особи, а, наоборот, самые худшие, которые не попали в орудия лова. Для популяции дальневосточных лососей, в частности нерки, селективный вылов крупных особей японским промыслом отразился в виде преобладания в нерестовом стаде ранненерестующих особей и сокращением продолжительности морского периода жизни, что привело к генетическим изменениям в самой популяции (Крогиус и др. 1987). В настоящем разделе рассматривается простейший случай облавливаемой популяции, особи которой обладают свойством передавать такое свойство, как возраст полового созревания по наследству. Если в предыдущих разделах рассмотрение велось на уровне таких обобщенных экологических объектов как фитопланктон, зоопланктон, то в данном случае придется опуститься до самого низкого уровня в иерархической системе экологических понятий — до особи. Предположим, что каждая особь рыбы обладает следующими свойствами: полом, размером, возрастом и степенью половой зрелости. Эти свойства объединяются термином фенотип. Предполагается, что особь рыбы может достигать возраста 8+ и участвовать в нересте начиная с возраста 3+. Особи в популяции отличаются друг от друга сроками полового созревания. Всего в модели выделено 5 фенотипических групп от ранненерестующих ($P = 0$) до позднеерестующих ($P = 4$). Предполагается, что способность к раннему или позднему нересту определяется генетически, и это свойство передается по наследству. В данной модели принято, что свойство скорости полового созревания кодируется

при помощи четырех двухаллельных генов, т.е. каждый ген может принимать значения 0 или 1. При этом набор генов считается диплоидным. Здесь придется остановиться и сделать необходимые пояснения, существенные для читателей с небиологическим образованием. (Подробное и строгое изложение можно найти в специальных руководствах, например, Лобашов, 1988) Информация, передаваемая от родителей к потомству, кодируется в геноме, причем в дискретной форме. Единицей генома является ген, который может принимать различные состояния — аллели. В данном случае рассматриваются только двухаллельные гены, причем их состояния кодируются как 0 и 1. Каждый признак особи (в данном случае — это возраст наступления половой зрелости) кодируется одним или несколькими генами (в нашем случае четырем, но бывает, что и одним, а бывает что десятками и сотнями генов). У рыб, как и большинства других животных, гены дублированы в виде диплоидных наборов ($G1$ и $G2$ на рис. 4.7). При оплодотворении икринки молоками особь потомства берет один набор генов от самца, а другой от самки, причем какой именно от самца, а какой от самки определяется случайным образом.

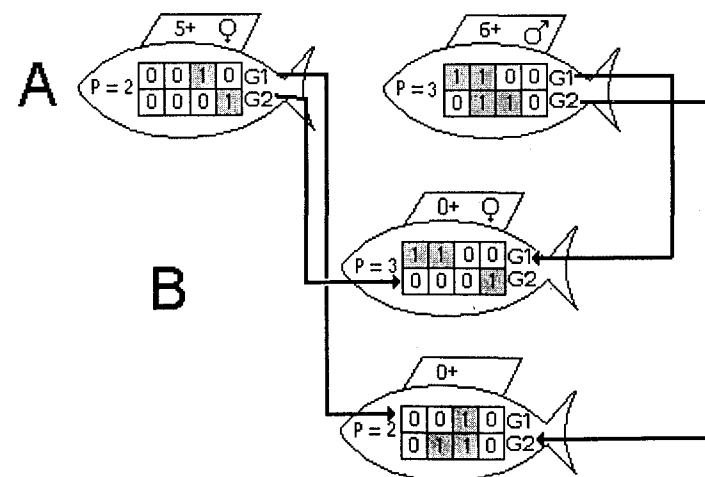


Рис. 4.7. Схема передачи наследственной информации от родителей (А) к потомству (В)

После того, как геном потомства сформирован, следует расшифровать полученную от родителей информацию и превратить ее в свойства особей. В реальности этот процесс очень сложен и до сих пор во многом непонятен современной науке. В данном случае просто принято соглашение о том, что состояния генов в каждом локусе надо сложить по логическому правилу дизъюнкции (в генетике это называется доминированием), а полученные результаты сложить арифметически. При этом могут получиться значения от 0 до 4. Это и будут различные градации старости полового созревания. Значение 0 соответствует наиболее рано нерестующим особям, а 4 — наиболее поздно нерестующим (рис. 4.8).

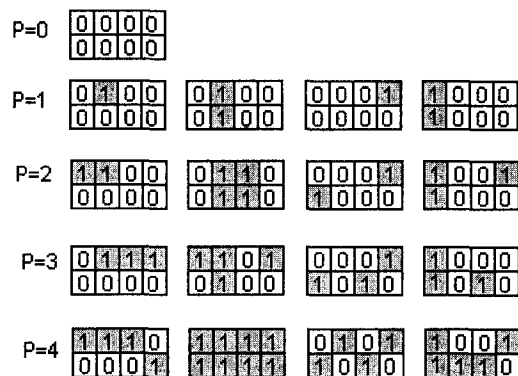


Рис. 4.8. Схема расшифровки генетической информации в отношении свойства скорости полового созревания. $P=0$ — особи участвуют в нересте начиная с возраста 3+, $P=1$ — начиная с возраста 4+, $P=2$ — начиная с возраста 4+, $P=3$ — начиная с возраста 5+, $P=4$ — начиная с возраста 6+. На схеме приведены далеко не все возможные комбинации состояний генов в геноме

Те события, которые были рассмотрены выше, относятся только к одной паре производителей и одной выжившей икринке. В любой, более или менее реальной популяции рыб должны быть сотни или тысячи особей. Поэтому сразу видно, что карандашом и бумажкой, как это было в предыдущем разделе, никак не обойтись и неминуемо — обращение к компьютерным технологиям. Подробно вопрос о моделировании в экологии рассмотрен в гла-

ве 6, здесь не касаясь технической стороны дела, отметим, что рассматриваемая модель построена с использованием принципов индивидуального моделирования, которое в последнее время получило достаточно широкое применение в экологии (DeAngelis, Gross, 1992). Примером модели, в которой описывается изменение генетической структуры популяции, может служить исследование, посвященное классическому генетическому объекту — дрозофилле (Loebel et.al., 1992). Применительно к популяциям рыб так же разработаны концепции микроэволюционного подхода (Karpusinski, Lannan, 1968), частично использованные в настоящем разделе.

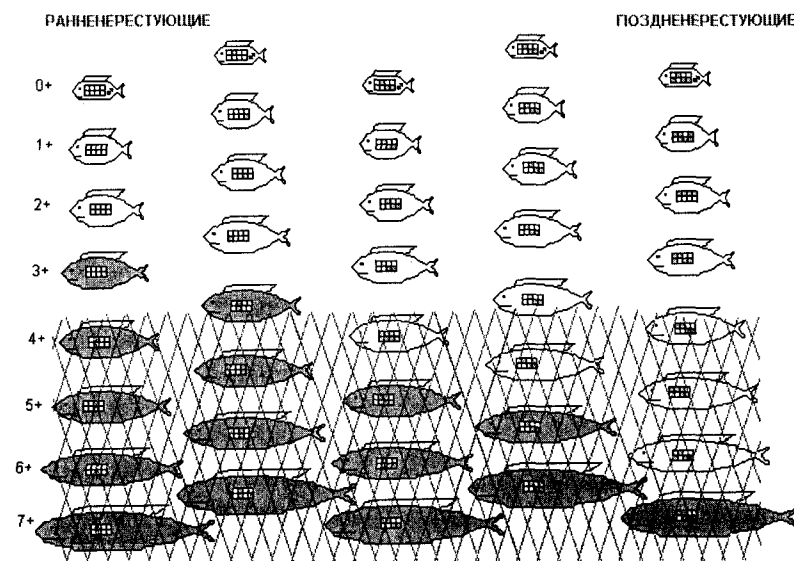


Рис. 4.9. Популяция рыб с различными генотипами, которые определяют скорость полового созревания. Серым цветом отмечены половозрелые особи. Сеткой отмечена та часть популяции, которая подвергается промысловому воздействию

На рис. 4.9 изображена часть популяции рыбы, представленная особями разных возрастов и разными скоростями полового созревания.

Нерестовое стадо ставриды формируется только из половозрелых особей в предположении полной панмиксии. Это означает,

что встреча любых двух брачных партнеров равновероятна, что имитируется в модели при помощи датчика случайных чисел (RND) с равномерной функцией распределения вероятности. Событие гибели особи имитируется при помощи сравнения вероятности ее гибели (M) с текущим состоянием датчика случайных чисел (RND). Если $M \leq \text{RND}$, то особь гибнет, если $M > \text{RND}$, то она остается жить. Величина вероятности естественной смертности полагается зависящей от фенотипа особи — у ранненерестующих особей она выше, а у поздненерестующих — ниже. При многократном нересте ранненерестующие особи имели бы при постоянстве вероятности гибели от естественных причин явное эволюционное преимущество, которая для сохранения устойчивого разнообразия генофонда популяции должна быть компенсирована изменением естественной смертности. Промысловое воздействие на популяцию ставриды характеризуется интенсивностью (F) и селективностью (SEL) промысла. В рамках настоящей модели интенсивность промысла интерпретируется как вероятность захвата особи орудиями лова. Предполагается, что для промысла применяются отцеживающие орудия лова. Функция зависимости размеров рыбы от возраста полагается постоянной, поэтому можно говорить об избирательности промысла относительно возрастных групп популяции. Процесс воспроизводства ставриды имитируется с применением формулы Бивертон и Холта. Временной шаг модели равнялся одному году. Естественная смертность особей самой старшей возрастной группы полагалась равной 1. Начальное состояние популяции при всех компьютерных экспериментах задавалось случайным, как в отношении состава генофонда, так и в отношении возрастного состава популяции, однако соотношение полов выдерживалось в отношении 1:1. Через 200–300 лет после начального состояния популяция выходила на стационарный режим, который характеризовался во всех случаях колебаниями возрастного и генетического состава популяции. Переходные режимы, ввиду их фантастического разнообразия, не рассматривались. Статистической обработке подвергались только стационарные режимы функционирования модели. Экспериментально было найдено, что 20 реализаций случайного процесса работы модели достаточно для надежной оценки средних значений распределения числа особей по фенотипам скорости полового созревания.

На рис. 4.10 представлены структуры фенотического состава популяции рыбы в зависимости от селективности промысла при постоянной его интенсивности ($F = 0.5$). Если облов производится мелкочейным тралом и из популяции изымаются особи в возрасте 3+ и старше ($S = 3$), то в популяции остаются только ранненерестующие особи. По мере увеличения ячеи орудий лова генетический состав популяции становится более равномерным и приближается к естественному распределению, характерному для необлавливаемой популяции.

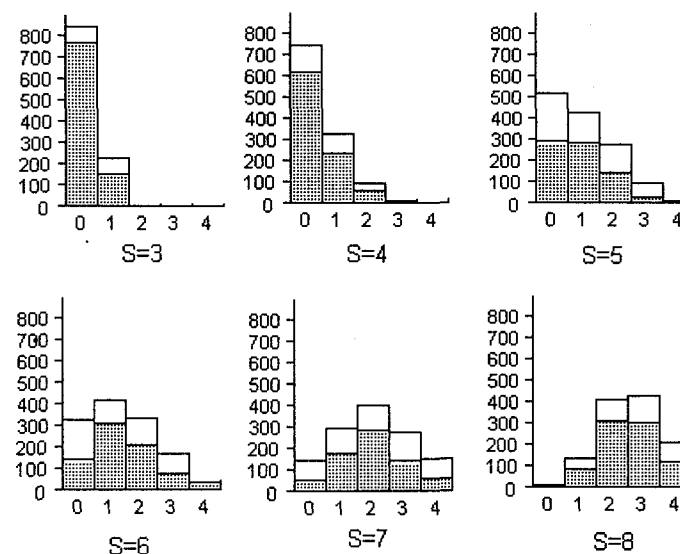


Рис. 4.10. Зависимость распределения фенотипов в популяции промысловой рыбы в зависимости от селективности промысла (S — возрастная группа рыбы, начиная с которой особи попадают в орудия лова). Интенсивность промысла постоянна ($F = 0.5$). По оси ординат — численность особей, по оси абсцисс — номер фенотипа (0 — ранненерестующий, 4 — поздненерестующий). Незатемненная часть столбиков соответствует вариациям распределения при 20 реализациях

Изменение интенсивности промысла при постоянной его селективности (рис. 4.11) действует на изменение генетического состава облавливаемой популяции подобно изменению селективности, только в более мягкой форме. Увеличение промыслового изъятия рыб старших возрастных групп приводит к доминированию в популяции особей способных нереститься в более раннем возрасте.

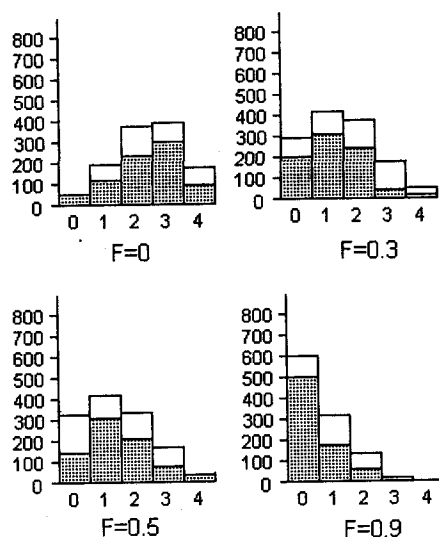


Рис. 4.11. Зависимость распределения фенотипов в популяции промысловой рыбы в зависимости от интенсивности промысла (F — доля особей изымаемая промыслом за один год). Селективность промысла постоянна ($S = 6$). Остальные обозначения как на рис. 4.9

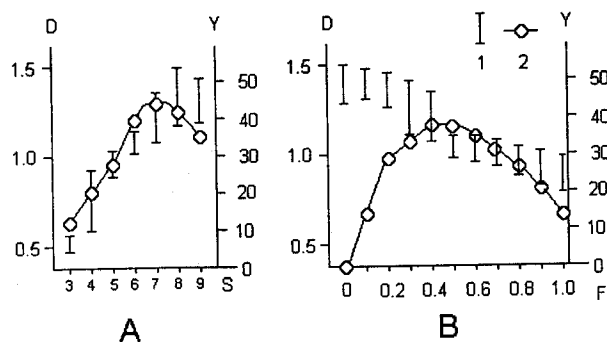


Рис. 4.12. Зависимость вылова (Y) и разнообразия генотипов популяции (D) в зависимости от селективности (A) и интенсивности (B) промысла. (1 — вариация разнообразия, 2 — вылов)

Генетическое разнообразие популяции ставриды подсчитывалось по формуле Шеннона. По мере увеличения ячеи орудий отцеживающего лова разнообразие популяции в стационарном режиме ее существования увеличивается (рис. 4.12). Увеличение интенсивности промысла при постоянной его селективности, наоборот, приводит к сокращению разнообразия генетического состава популяции. Характерно, что область максимума вылова совпадает с областью минимальной вариальности разнообразия популяции.

Варьирование размера моделируемой популяции от 100 до 10000 особей показало, что зависимость характеристик разнообразия популяции от режимов рыболовства при этом не изменяется, а вариальность всех характеристик популяции существенно увеличивается по мере сокращения размера популяции. Более того, у популяций размером менее 500 особей появляется вероятность гибели популяции при тех режимах промысла, которые безопасны для больших популяций. В рамках настоящей модели популяция размером менее 100 особей даже при отсутствии промысла может погибнуть из-за дрейфа генов.

Все описанные выше результаты исследования модели получены в предположении наличия случайных ненаправленных мутаций с вероятностью появления 0.0001 на один локус одной особи. В предположении полного отсутствия мутаций, описанные выше эффекты изменения генетического состава популяции при изменении условий промыслового воздействия, становятся более резкими и могут привести к полной потере генетического разнообразия популяции. При этом вероятность гибели популяции возрастает и распространяется на те режимы рыболовства и те размеры популяции, которые при учете мутаций были совершенно безопасными.

Уменьшение числа генов, контролирующих скорость полового созревания у ставриды, до одного приводит к резкому ухудшению стабильности популяции. Вариальность характеристик существенно увеличивается и для популяций размером менее 1000 особей возможность гибели популяции при всех исследованных режимах рыболовства. Наоборот, увеличение числа генов, определяющих сроки нереста ставриды до 8, привело к большей стабильности популяции, но и увеличило время адаптации популяции к изменению режима рыболовства. Разработанная модель достаточно примитивна, хотя бы потому, что в ней не

учитываются изменения темпа роста рыбы, которые так же в значительной степени обусловлены генетически. Опыт создания моделей популяций лососевых рыб с применением метода индивидуального моделирования (Favro et al., 1982, VanWinkle et al., 1998) свидетельствует о больших и еще мало использованных возможностях этого подхода к изучению динамики популяций. Особенно перспективно применение метода индивидуального моделирования при исследовании пространственного распределения и миграций рыб (Hermann et al., 1996, Nibbeling, Carpenter, 1998). Полученные при исследовании настоящей модели результаты не противоречат классической теории рыболовства (Beverton, Holt, 1957), а являются ее дальнейшим развитием. Если сделать в предложенной модели скорость полового созревания независимой от генотипа особи, а задавать ее с помощью датчика случайных чисел с постоянным законом распределения (такой компьютерный эксперимент действительно проводился), то модель повторяет результаты, которые могут быть получены при помощи уравнений динамики численности и темпа роста для всей популяции. Эти результаты существенно отличаются от полученных на настоящей модели при тех же параметрах промыслового воздействия. Особенно велико различие при высокой интенсивности и селективности промысла, где классическая теория предсказывает катастрофический перелом, а модель с учетом изменения генетической структуры стада, только перестройку генофонда популяции. С другой стороны, классическая теория никак не учитывает абсолютные размеры облавливаемой популяции и сходные результаты получаются только для больших популяций и при умеренном промысле. Для малых популяций классическая теория дает неоправданно оптимистические рекомендации. Это же относится и ко времени восстановления популяции после прекращения или существенного ослабления интенсивного промысла. По классической теории время такого восстановления соизмеримо с продолжительностью жизненного цикла рыбы. При использовании модели с учетом изменений генетического состава популяции время восстановления первоначального состояния растягивается на десятилетия (в данном конкретном случае со ставридой), причем не исключается вероятность необратимых изменений.

При всей заманчивости метода индивидуального подхода к моделированию популяций промысловых рыб, его основным не-

достатком следует считать большую неопределенность в описании механизма наследования и генетической обусловленности экологических характеристик особей. Прямые экспериментальные данные в этой области являются редким исключением, и приходится довольствоваться косвенными соображениями.

Основной смысл настоящего раздела не только в том, чтобы показать, что, эксплуатируя рыбные запасы озер, следует учитывать возможность изменения генетического состава облавливаемых популяций, но и в том, чтобы привлечь внимание к пока еще редкому в лимнологической практике методу компьютерной имитации, основанному на индивидуальном подходе. Долгое время развитие этого метода сдерживалось отсутствием достаточно мощных компьютеров. В настоящее время это ограничение практически отпало, и все дело в умении сформулировать задачу и довести ее до программной реализации. Математический аппарат в этом случае так же далек от традиционных для гидрофизики и экологии систем дифференциальных уравнений. Это теория случайных процессов, знакомая гидрофизикам по статистической теории турбулентности, только в экологическом приложении объекты ведут себя куда более сложно, чем элементарные частицы жидкости в потоке воды.

Глава 5

ПРИМЕРЫ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЫХ ОЗЕР

Рассмотрим современное состояние крупных озер Европы: Ладожского и Онежского, и их изменения в результате антропогенных и климатических воздействий.

Текущее состояние внутреннего водоема и его эволюция в определяющей мере являются функцией зональных параметров (геохимия ландшафта, климатические и погодные условия), специфики самого водоема (форма озерной котловины, литология, гидрология водосбора, внешний водообмен), а также характера и интенсивности антропогенного воздействия на озеро и водосбор. Неудивительно, что озера, первоначально возникшие в результате идентичного лимногенезиса, и имеющие близкий трофический статус впоследствии могут существенно отличаться в своем развитии в силу либо изменения локального/регионального климата, либо особенностей антропогенного воздействия.

Важными физико-географическими параметрами являются не только размеры водоема: глубина, объем, но и в особенности время условного водообмена, от которого зависят процессы эвтрофирования озер. Условным водообменом называется отношение объема водной массы озера к среднемуголетнему стоку, он определяется в годах. В табл. 5.1. представлены некоторые характеристики.

Образовавшиеся менее 10 тыс. лет назад большие озера северной Европы Ладожское и Онежское принадлежат к группе димиктических озер, с первоначально олиготрофным трофическим статусом. Их общим свойством являлась сравнительно малая минерализация вод с величиной рН близкой к 7. Содержание кремния и азота в крупных олиготрофных озерах обычно достаточно для развития планктона. В тоже время для всех олиготрофных озер характерно низкое содержание фосфора (менее 10 мкг/л) и

его лимитирующая роль в развитии фитопланктона. Сложная морфометрия котловин больших озер обуславливает ярко выраженную пространственно-временную неоднородность лимнических процессов, происходящих в их профундальных и литоральных провинциях.

Таблица 5.1. Некоторые характеристики крупных озер Европы (КОЕ)

Озера	Площадь озера, тыс.км ²	Площадь водосбора, тыс.км ²	Объем вод, км ³	Время Условного Водообмена, лет
Ладожское*	17.7	258.6	908	12.3
Онежское	9.6	56.3	295	16.4

* — общая площадь водосборного бассейна Ладожского озера включает водосборы оз. Сайма и Ильмень, но в настоящей работе мы не рассматриваем эти относительно мелководные и существенно меньшие по морфометрическим характеристикам озера

Последние несколько десятилетий ознаменовались изменениями трофического статуса ряда европейских озер, обусловленных антропогенной деятельностью, а также заметным климатическим воздействием. Рассмотрим далее причины, лежащие в основе динамики изменений экосистем озер.

5.1. Ладожское озеро

Олиготрофный статус Ладожского озера удерживался вплоть до второй половины шестидесятых годов прошлого столетия. Начавшееся затем движение к мезотрофии (возможно, на фоне естественной цикличности трофии этого водоема (Петрова, 1990)) было обусловлено причинами явно антропогенного характера (Ладожское озеро, 1992; Ладожское озеро, 2002).

Можно выделить, по крайней мере, пять этапов в современной истории динамики экологического состояния озера (Ладожское озеро, 1992; Viljanen et.al., 1994):

1. До 1976 г. озеро было олиготрофным со средней концентрацией общего фосфора около 10 мкг/л (рис. 5.1).

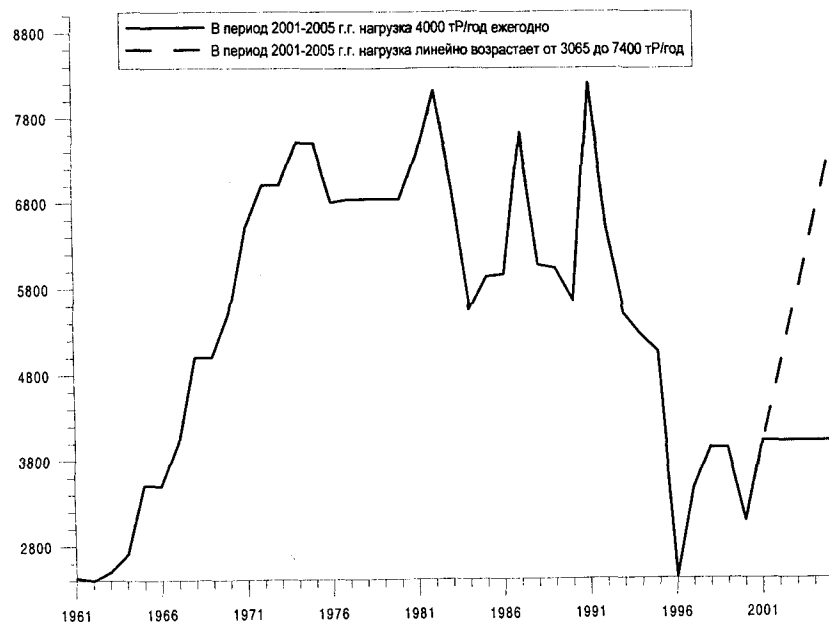


Рис. 5.1. Фосфорная нагрузка на Ладожское озеро в период 1961–2000 гг. (данные Института озераедения РАН) и возможные нагрузки на период 2001–2005 гг. (из работы Руховец и др. 2003)

2. 1976–1983 гг.: увеличение концентрации фосфора в среднем до 26 мкгР/л как результат развития промышленности, сельского хозяйства и длительного поступления биогенных веществ в озеро в конце 60-х–начале 70-х из антропогенных источников. Экспоненциальный рост всех количественных показателей фитопланктонного сообщества и выдвигание в доминанты таксонов, характерных для водоемов более высокого трофического уровня. Увеличение численности бактериопланктона в эпилимнионе и гипolimнионе, и усиление процессов, связанных с бактериальной деструкцией. Быстрый рост накопления в озере органического вещества.
3. 1981–1986 гг.: снижение среднеозерной концентрации фосфора (до ~ 22 мкг Р/л), на фоне стабилизации (впервые с конца шестидесятых) первичной продуктивности

водоема — усиление бактериальной деструкции. Фитопланктон, характерный для олиготрофных водоемов начинает вновь доминировать в пелагиальных провинциях озера. Отмечается стабилизация среднеозерной концентрации РОВ на уровне 9.5–9.8 мгС/л; появляются свидетельства нарушения кислородного режима в гипolimнионе.

4. 1986–1989 гг.: среднеозерная концентрация фосфора составляет 21 мкгР/л; объемы первичной продукции по-прежнему велики на фоне общего снижения уровня бактериальной деструкции и доминирования олиготрофного фитопланктона в профундальных провинциях озера. Происходит некоторое снижение содержания РОВ и дальнейшее накопление органического вещества в донных отложениях.
5. С 1991 г. по настоящее время содержание общего фосфора становится менее 17 мкг/л при существенном падении производства (Современное состояние..., 1998).

Эвтрофикационные процессы и обусловленное ими нарушение *status quo* озерной экосистемы, проходили в условиях интенсивных поступлений в озеро химических поллютантов. При среднем очень малом уровне тяжелых металлов (ТМ) в воде по сравнению с Великими северо-американскими озерами, небольшие поступления в озеро Cd, Cr, Hg, V, Pb, Se приводили к гибели фитопланктона и перераспределению в соотношениях доминантов. Так, например, поступления ртути и ванадия может явиться причиной снижения доминантной роли синезеленых в летнем планктоне (Iofina, Petrova, 1997). Исследования последних лет показали (Современное состояние..., 1998), что в озере не отмечается увеличение поступления тяжелых металлов и серьезных проблем связанных с ними в экосистеме озера.

Улучшение в экологическом состоянии озера обусловлено комплексом мер, предпринятых в 80–90 гг.: закрытие и репрофилирование Приозерского целлюлозно-бумажного комбината, других предприятий ЦБП (Питкяранта, Ляскела), совершенствование технологических процессов на Волховском алюминиевом заводе (ВАЗ), а также общим снижением антропогенной нагрузки на озеро, в особенности, вследствие уменьшения в 5–10 раз внесения удобрений на водосборе в сельском хозяйстве из-за продолжающегося экономического спада в России в 90-х гг. XX в.

Однако, в силу большого объема водной массы озера и инерционности процессов как загрязнения, так и самоочищения озера в настоящее время, несмотря на некоторую стабилизацию экологического состояния озера, отчетливо выявляются сокращения численности высокопородных сортов рыб, в частности, сига (см. Ладожское озеро, 2002). Отмечено накопление галогеноуглеродов и ДДТ в тканях озерной фауны, в частности тюленей и разных пород рыб, что приводит к тяжелым патологиям их внутренних органов (Кудерский, 2000; Vilajanen, et.al. 1994).

Ладожское озеро является крупнейшим источником пресной воды на Севере Европейской территории России и имеет важнейшее значение для водоснабжения С.-Петербурга и других населенных пунктов. Уникальные природные комплексы сосредоточены в северной части Ладожского озера, так называемых Ладожских шхерах. Для сохранения их уникальных ресурсов необходимо создать новые охраняемые территории.

Хозяйственная деятельность на территории бассейна озера и поступление разного рода сточных вод как непосредственно в озеро, так и в водотоки отражается на ухудшении качества вод, пусть и локализовано, в отдельных заливах, губах. При этом, учитывая особенности гидрографии озера, внутриводоемная циркуляция вод в озере охватывает его в целом (Филатов, 1991; Руховец, и др. 2003), что обуславливает относительно равномерное распределение химических веществ по всему озеру. Исключение составляет Сортавальские шхеры, залив Хяденселька, имеющий ограниченный водообмен с озером, где формируются собственные водные массы и отмечается наибольший уровень эвтрофирования из всех Ладожских шхер. Наиболее значимым фактором антропогенного влияния на озеро до недавнего времени было избыточное поступление фосфора. В последние десять лет, по данным Г.Ф. Расплетиной, 2001, наблюдается тренд уменьшения концентрации общего фосфора с 25 до 15 мкг/л. По данным Н.В. Игнатьевой (В кн. Ладожское озеро, 2003), внутренняя фосфорная нагрузка не превышает 10 % от внешней. В целом, в настоящее время для донных отложений Ладожского озера преобладают процессы накопления фосфора в железо-связанной форме. Исключение составляют осадки техногенного происхождения, залегающие вблизи промышленных центров, где более 60 % фосфора возвращается обратно в воду (поступление фосфора из донных отложений в воду — 1 мкгР/м^2 в сутки, что в 100 раз выше

его поступления из осадков центральных районов озера), но площадь дна занятая такими накоплениями невелика (Белкина и др., 2002). При таком снижении поступления общего фосфора и уменьшении его содержания в водной толще озера есть основание полагать, что состояние озера стремится к олиготрофному с концентрацией фосфора общего порядка 10 мкг/л.

При этом отметим, что фосфорная нагрузка с территории республики Карелия составляет не более 10 %. Основную долю в фосфорную нагрузку дают речные воды и прежде всего р. Волхов (50 %), причем половина приходится на точечный источник — Волховский алюминиевый завод.

По классификации П.А. Лозовика (Лозовик и др., 1999) в целом, по химическим показателям воды Ладожское озеро относится к олигогумозным, приближаясь к границе мезогумозных (цветность 30 град, ПО — $9 \text{ мгО}_2/\text{л}$, Fe общ. $< 0.1 \text{ мг/л}$), среднещелочным циркум-нейтральным (Alk — $28 \text{ мгНСО}_3/\text{л}$, pH 7.1–7.6), кислородонасыщенным (80–105 %) с отсутствием гипоксимального дефицита кислорода, мезотрофным (Робщ. 15 мкг/л), незагрязненным водоемам, что совпадает с другими оценкам, полученным по ряду других параметров, полученным Г.Т. Фруминым (Фрумин, 1998) Химический состав поверхностного слоя донных отложений северной части Ладожского озера в период наблюдений отличался стабильными показателями содержания органических веществ, биогенных элементов и металлов. В связи с экономическим спадом производства наблюдается уменьшение антропогенной нагрузки на озеро и идет процесс его «восстановления».

В тоже время, для надежной оценки современного состояния озера, тенденций изменения его экосистемы следует отметить недостаточность, выполняемых сегодня мониторинговых наблюдений на Ладожском озере и его притоках. Для выяснения, какие происходят изменения, требуется проведение дополнительных натурных исследований, большее внимание следует уделить мониторингу шхерного района Северной Ладоги.

Некоторые особенности использования ресурсов озера

В настоящее время считается, что Ладожское озеро является безальтернативным источником питьевого водоснабжения круп-

ного города С.-Петербурга. Однако заметим, что для питьевого водоснабжения используются не воды самого озера, а воды реки Невы. Качество воды последней существенно ухудшается, так как река является крупной транспортной артерией, на ее берегах находятся промышленные и сельхозпредприятия, населенные пункты — источники загрязненных вод и биогенных элементов. По данным работы (Кудерский, Румянцев, Драбкова, 2000) воды реки Невы на всем протяжении характеризуются как «загрязненные» или «умеренно загрязненные». В связи с этим, как в случае с Онежским озером, для обеспечения населения города качественной питьевой водой приходится вкладывать большие средства на водоподготовку (см. "Зоны санитарной охраны источников водоснабжения и водопроводов питьевого назначения. СанПиН., 2002). Для улучшения качества самих озерных вод в бассейне Ладожского озера проводится комплекс мероприятий по снижению поступления загрязнений путем улучшения технологий производства (Волховский алюминиевый комбинат), строительством комплексов очистных сооружений (КОС), регулированием внесения удобрений, а также закрытие или перепрофилирование предприятий, наносящих вред водам озера (Приозерский ЦБК). Но, не смотря на предпринимаемые меры по улучшению качества вод самого озера, поступающие по реке Неве воды сильно загрязнены, и приходится вкладывать очень большие средства на очистку и водоподготовку исходной воды для обеспечения населения безопасной питьевой водой надлежащего качества. Для решения проблем управления качеством вод Ладожского озера для питьевого водоснабжения можно пойти по пути не только сокращения поступления загрязнений на водосборе, оптимизации поступления биогенов, но и путем технических решений. Например, можно использовать смешанную схему водоснабжения города, путем использования вод р. Невы для технических нужд, а для питьевого водоснабжения — из других источников, путем переноса водозабора в другое место на Ладожском озере, отсюда, где эти воды не загрязнены. При этом, даже для технических нужд, вода для городского водозабора должна забираться из верхнего течения реки Невы, а очистка сточных вод выше существующих водозаборов должна быть улучшена. Кроме того, в работе (Заключительный отчет, Ладожское озеро, 1995) предлагается перенос водозабора на берега непосредственно Ладожского озера в район г. Приозерска (вариант 1, рис. 5.2.), или верхнее

течение реки Вуокса (вариант 2), или же можно использовать воды из подземных источников, расположенных на юго-востоке от города в 40–80 км от С.-Петербурга, которые по оценкам могут обеспечить поступление воды в объеме 15 000 м³/сут (суточная потребность Санкт-Петербурга для питьевых целей). При первом варианте, качество воды Ладожского озера здесь выше, чем в р. Неве, существенно уменьшается объем необходимых водоохранных мероприятий. При втором варианте — в верхнем течении реки Вуокса, требуются небольшие объемы капиталовложений для охраны вод.



Рис. 5.2. Расположение альтернативных источников водоснабжения г. С.-Петербурга: а) у г. Приозерска, б) в верхнем течении р. Вуокса, в) подземные воды

Строительство новых водозаборов, от которых вода по трубопроводам будет поступать в город, требует больших инвестиций. Но в тоже время для водоснабжения Санкт-Петербурга при использовании р. Невы для питьевого водоснабжения на водоох-

ранные мероприятия затраты будут во много раз больше, чем это потребуется при варианте 1 водозабора.

5.2. Онежское озеро

Химический состав вод озера формируется за счет речного и подземного стока, атмосферных осадков и сточных вод (Сабылина, 1999). Поскольку бассейн озера сложен труднорастворимыми кембрийскими породами, минерализация вод притоков и озера очень низкая: 37 мг/л, что в 1.5, 3 и 4–5 раз ниже, чем в воде Ладожского, Байкала и Великих Американских озер, соответственно. Природные воды рек, впадающих в Онежское озеро, низкого качества: они маломинерализованы (≥ 25 мг/л), содержат повышенное количество органического вещества ($C_{\text{орг}} > 8$ мг/л; $\text{ПО} > 10$ мгО/л), сильно гумифицированы ($\text{pH} \geq 6$; цветность > 40 град.).

С водами притоков в озеро поступает около 80–90 % органических и взвешенных веществ, 90 % общего азота, 70 % общего фосфора. Три основных притока (реки Водла, Шуя и Суна) дают 60–70 % всего стока органических веществ (Онежское озеро, 1990).

Антропогенное воздействие на водоем сопряжено с эвтрофированием, загрязнением и рядом других сопутствующих неблагоприятных последствий. Развитие процесса эвтрофирования в водоеме, главным образом, связано с увеличением в его воде концентрации фосфора и, в какой-то степени, азота. В начале 60-х годов антропогенное воздействие на Онежское озеро и его водосбор было близко к естественному (Форш-Меншуткина и др., 1973). Развитие хозяйственной деятельности на водосборе в 70–90-х гг. привело к повышению содержания биогенных элементов в притоках озера — главных источниках формирования химического состава Онежского озера, поскольку речной сток составляет 75 % приходной части водного баланса, а также в сточных водах промышленных предприятий и атмосферных осадках.

Проблема эвтрофирования Онежского озера не является столь острой, как для Ладожского. Процесс антропогенного эвтрофирования в этих двух крупнейших озерах Европы различен. Существующая в Ладожском озере интенсивная циркуляция водных масс, охватывающая почти весь водоем, при менее сложной, чем

в Онежском озере морфометрии, способствует распространению обогащенных фосфором волховских и других приточных вод по всей акватории озера. В Онежском озере обогащение вод биогенными элементами и органическим веществом, связанное с поступлением их с приточными, хозяйственно-бытовыми и промышленными сточными водами, затрагивает только отдельные районы (заливы, губы и прибрежные участки), а основная водная масса пока еще характеризуется невысоким содержанием биогенных элементов и остается олиготрофной.

В середине 60-х годов Онежское озеро являлось олиготрофным водоемом. В конце зимней стагнации концентрация минерального фосфора составляла 2–5 мкг/л, а минерального азота 0.25–0.30 мг/л (Шерман, Ульянова, 1973). За 30-летний период средневзвешенная концентрация $P_{\text{мин}}$ и $P_{\text{общ}}$ в притоках озера выросла в 2 раза.

Существенно изменился масштаб антропогенного воздействия крупных промышленных центров — Петрозаводска, Кондопоги, Медвежьегорска — на Онежское озеро. Ранее, в 1964–1983 гг., до строительства станции биологической очистки (СБО), в Кондопожскую губу со сточными водами Кондопожского промцентра поступало ежегодно от 1 (1964–1970 гг.) до 15.5 т. (1975–1980 гг.) общего фосфора. После пуска СБО в конце 1983 г. сброс общего фосфора и азота Кондопожским ЦБК в губу увеличился в 2–6 раз (рис. 5.3). Кондопожская губа характеризуется высоким уровнем антропогенной нагрузки по сравнению с природной по всем химическим компонентам (см. табл. 6), особенно по фосфору и лабильным ОВ (Филатов, Сабылина, 1998). Природная фосфорная нагрузка на Кондопожскую губу весьма незначительна: концентрация $P_{\text{общ}}$ в воде Нигозерского (Кондопожского) канала, через который поступает 90 % собственно сунских вод, равна 7 мкг/л, в районе выхода в открытую часть озера — 10 мкг/л. В настоящее время средневзвешенная концентрация $P_{\text{общ}}$ в губе составляет 18 мкг/л, что на 7 мкг/л выше, чем до строительства СБО. В настоящее время трансформированные сточные воды от рассеивающего выпуска распространяются в виде факела в средней толще водных масс. В центре губы они находятся на глубине от 20 до 35 метров. Концентрация веществ здесь в 2–3 раза выше, чем в придонных слоях воды. Таким образом, качество вод в Кондопожской губе после пуска СБО сточных вод Кондопожского промзла улучшилось незначительно, но исчезла выраженная

зональность загрязняющих веществ. Однако с увеличением содержания $P_{\text{общ}}$ в сбрасываемых сточных водах усилился масштаб эвтрофирования вод губы. Концентрация $P_{\text{общ}}$ в ее водах приближается к критической, составляющей 20 мкг/л (Сабылина, 1999). Имеющиеся по Онежскому озеру данные показывают, что стабильность озерной экосистемы нарушается при концентрации $P_{\text{общ}}$, равной 20 мкг/л и выше, 15 мкг/л считается верхней (допустимой) границей, а концентрации $P_{\text{общ}}$ меньше 10 мкг/л являются относительно экологически безопасными (Гусаков, 1987).

Петрозаводская губа испытывает значительно большую антропогенную и природную нагрузки, чем Кондопожская. Биогенная нагрузка на Петрозаводскую губу по общему фосфору составляет 2.83, на Кондопожскую 0.53 г/м³ год. Суммарное поступление ОВ в Петрозаводскую губу с приточными и сточными водами составляет в 1.4 раза меньше, чем Кондопожскую (Сабылина, 1999).

В качественном составе ОВ возросла доля лабильного ОВ. В период ледостава дефицит кислорода в загрязненных участках губы составляет 28–42 %. Наименьшие изменения во времени претерпела величина солевого состава воды, но и в этом случае наметились изменения в ионном составе воды. Увеличились концентрации ионов Na^+ , K^+ . Повышенное их содержание связано с хозяйственной деятельностью на водосборе. В настоящее время содержание анионов Cl^- и SO_4^{2-} в воде губы увеличилось в среднем на 2–3 мг/л по сравнению с 60-ми годами.

Открытый плес озера в настоящее время сохранил все черты олиготрофного водоема: среднегодовая концентрация $P_{\text{общ}}$ составляет около 10 мкг/л, преобладающий диапазон колебаний — 8–17 мкг/л, общего азота — 0.61 мг/л, диапазон колебаний — от 0.31 до 0.98 мг/л.

Замедленный водообмен озера (период условного водообмена равен 13.3 лет) обеспечивает озеру малую межгодовую изменчивость его химического состава. Однако следует отметить, что последние два десятилетия в эпилимнионе залива Большое Онего и в Центральном плесе озера периодически стали отмечаться высокие концентрации $P_{\text{общ}}$ (20–27 мкг/л), минеральных соединений азота и железа. Такие эпизодические повышения количественного содержания веществ, и прежде всего фосфора, могут служить одним из признаков процесса антропогенного эвтрофирования открытого плеса озера. Воды озера испытывают прогрессирующее обеднение кремнием, основным потребителем которого яв-

ляются диатомовые водоросли. В Ладожском озере, например, под влиянием антропогенного эвтрофирования содержание кремния за 15 лет уменьшилось на 50 % (Расплетина, Сусарева, 2003). В водах Великих Американских озер также отмечено значительное уменьшение концентрации кремния по мере роста антропогенного воздействия (Schelske, 1986).

Общий среднегодовой химический сток с бассейна составляет около 390 тыс. т. ОВ, 100 тыс. т взвешенных веществ, 900 тыс. т. минеральных и 55 тыс. т биогенных веществ.

Антропогенный сток, поступающий от Петрозаводского, Кондопожского и Медвежьегорского промузлов, достигает около 100 млн. м³. С антропогенным стоком вносится около 10 % взвешенных, 16 % органических веществ, 18–20 % общего азота и фосфора.

Воды Центрального, Большого и Малого Онего, Повенецкого залива сохранили до настоящего времени олиготрофный характер и достаточно высокое качество. Они слабо окрашены (цветность 20–30 град.), содержат небольшое количество ОВ ($C_{\text{орг}}$ — 4–6 мг/л; ПО — 5–8 мгО/л), бедны биогенными элементами, особенно общим фосфором (7–10 мкг/л). В последнее десятилетие эпизодически повышается концентрация $P_{\text{общ}}$ (до 20 мкг/л) в Центральном и Южном Онего и понижается содержание кремния (с 0.7 до 0.2 мг/л), что может служить одним из признаков эвтрофирования этих районов озера.

Олиготрофный статус Центрального Онего может сохраняться еще очень длительное время, так как развитие продукционных процессов, связанное с увеличением концентрации $P_{\text{общ}}$, происходит в сравнительно небольшом поверхностном слое воды (10–20-метровом) в вегетационный период, а деструкционные процессы идут в течение всего года во всей водной толще. Огромный запас кислорода в Онежском озере может длительное время расходоваться на деструкционные процессы. Немаловажную роль в сохранении олиготрофного статуса открытой части Онежского озера играет перемешивание его вод, происходящее дважды в год — весной и осенью при термобаре.

В губах, подверженных антропогенному воздействию, содержание $P_{\text{общ}}$, примерно, в 2 раза выше, чем в открытом Онего, в результате чего развитие эвтрофирования в них идет быстрее.

Биопродукционные процессы всех трофических звеньев вследствие холодноводности озера выражены слабо и уступают водо-

емам средней полосы. Продуктивность донных сообществ также низкая (рис. 5.3). В последние два десятилетия в открытых районах озера наблюдается рост количественных показателей почти всех трофических звеньев в результате антропогенного загрязнения, поступающего в основном из Кондопожской и Петрозаводской губ. Эти губы по величине первичной продукции приближаются к мезотрофным экосистемам, а северная часть Кондопожской губы — даже к эвтрофным (Тимакова, Теканова, 1999).

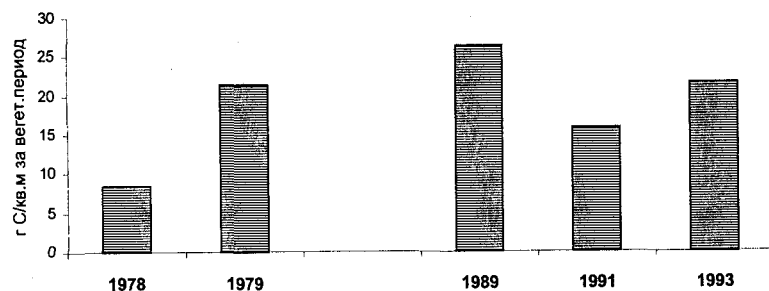


Рис. 5.3. Первичная продукция в заливе Большое Онего за вегетационный период в 1978–1979 и 1989–1993 гг. (по работе Тимаковой, Текановой, 1999)

Летом заметную роль в озерном фитокомплексе по данным Т.П. Куликовой и М.А. Сярки (1999) играют синезеленые и зеленые водоросли, возрастает численность летних форм диатомовых (Современное состояние..., 1998). Существенная перестройка происходит в структурной организации и функционировании вторичных звеньев пищевой цепи. Донные ценозы характеризуются значительными величинами общей биомассы и продукции, максимальный уровень которых отмечается в Петрозаводской губе.

В настоящее время средняя концентрация $P_{\text{общ}}$ в воде озера по данным (Сабылина, 1999) не превышает 8–10 мкг/л. При росте его поступления в водоем, процесс антропогенного эвтрофирования может пойти с гораздо большей скоростью, чем в Ладожском озере. Связано это с тем, что средние глубины Онежского озера в 1,7 раза меньше, чем Ладожского, оно лучше прогревается, имеет меньший объем гипolimниона и более благоприятные условия для развития фитопланктона. Для сохранения олиготрофного ста-

туса Онежского озера концентрация общего фосфора в его воде не должна превышать 15 мкг/л. В целом, Онежское озеро в настоящее время находится на стадии дестабилизации экосистемы и начальных этапах эвтрофирования.

Сравнительный анализ показателей количественного развития фитопланктона Онежского озера в период 1989–1993 гг. с данными, полученными в 80-е гг. для олиго-мезотрофного Ладожского озера, свидетельствует о происходящих в Онежском озере изменениях, связанных с увеличением биогенной нагрузки в процессе эвтрофирования. Как в Ладожском озере 80-х гг., так и в современном Онежском озере сегодня отмечается значительное увеличение количественных характеристик фитопланктона за счет усиленной вегетации весеннего доминанта *A. islandica subsp. helvetica*.

По интенсивности продуцирования органического вещества Онежское озеро заметно уступает другим крупным глубоководным водоемам, находящимся в условиях антропогенного эвтрофирования, в частности — Ладожскому озеру. Экосистема Онежского озера как единое целое находится в состоянии определенного разбалансирования (Тимакова и др., см. в кн. Современное состояние..., 1998). Несмотря на довольно низкую интенсивность микробиальных процессов, характерной чертой, как показано Т.М. Тимаковой, Е.В. Текановой (1999), является преобладание:

- продукции бактериальной биомассы над продукцией фитопланктона;
- деструкционных процессов над продукционными и значительное превышение потребления кислорода водными биоценозами над иловыми (В кн. Современное состояние..., 1998).

На стадии эвтрофирования находятся в настоящее время донные ценозы центрального плеса Онежского озера, которые по своим количественным показателям достигли и даже несколько превысили уровень сообществ профундальной зоны северного шхерного района Ладоги.

Процессы эвтрофирования в губах Онежского озера, как и Ладожского, несмотря на их морфометрические, гидрохимические особенности и различия, имеют сходные закономерности. В то же время в этих водоемах имеются специфические черты. В Ладожском озере доминирующим агентом, приводящим к эвтрофированию,

является минеральный фосфор (Антропогенное..., 1992). В губах Онежского озера, наряду с минеральным, большое значение имеет фосфор, поступающий в составе аллохтонного органического вещества со сточными и хозяйственно-бытовыми водами городов и со стоком рек (Современное состояние..., 1998). Это обстоятельство определяет развитие эвтрофирования в Ладожском озере через первичное звено — фитопланктон, который затем формирует дальнейшие трофические взаимоотношения в водоеме. В губах Онежского озера, наряду с фитопланктоном, интенсивное развитие на основе аллохтонного органического вещества приобретает бактериопланктон, который, разрушая это органическое вещество, высвобождает минеральный фосфор, давая тем самым толчок к развитию фитопланктона. Подобное явление отмечено лишь в тех водоемах, эвтрофирование которых идет по гетеротрофному пути (Т.М. Тимакова в кн. Современное состояние..., 1998).

Как и Ладожское озеро, Онежское является основным источником водоснабжения столицы Карелии — г. Петрозаводска и многих городов и населенных пунктов Карелии. Водозабор был спланирован и построен на берегу Петрозаводской губы Онежского озера без учета гидрофизических процессов в озере. Петрозаводская губа служит приемником сточных промышленно-бытовых и ливневых вод города.

По данным многолетних наблюдений вода в вершинной части губы, в том числе в районе водозабора, по ряду показателей не соответствует ГОСТу для питьевой воды. Ее санитарное состояние имеет сезонную изменчивость и зависит от целого ряда факторов. Сильное влияние на качественные и санитарные характеристики водной массы здесь оказывает сток р. Шуи, вода которой имеет низкое природное качество из-за высокого содержания в ней железа, гумусных веществ, а также сильного загрязнения сельскохозяйственными отходами на водосборе. Содержание железа, алюминия постоянно достигает, а в период ледостава превышает значения ПДК. В течение всего года, а в летний период особенно, выявляется загрязнение воды нефтепродуктами. Негативное влияние на санитарное состояние воды оказывает ливневой сток города, который обогащает ее микроорганизмами, а в отдельные периоды насыщает эпидемиологически опасной бактериофлорой. Эпизодически, при развитии течений, направленных вглубь губы, водные массы в районе водосбора оказываются под воздействием трансформированных вод горколлектора. Осо-

бенно неблагоприятная для питьевого водоснабжения обстановка складывается в периоды зимней межени и весеннего половодья, когда качественные характеристики воды наиболее неудовлетворительны по санитарным нормам. Для обеззараживания озерных вод до нормативов ГОСТ «Вода питьевая» водоканалом (в республике Карелия) используется хлорирование. Однако, с уничтожением болезнетворных микробов, возникает проблема формирования хлорорганических соединений, которые воздействуют на генетический аппарат человека.

Санитарное состояние и химический состав вод, используемых для питьевых целей по ряду параметров, многие годы не соответствуют ГОСТу. Связано это с тем, что построенный в нескольких километрах от устья реки Шуя водозабор фактически использует воды реки Шуя, а не достаточно чистые воды Онежского озера. Качество вод губы определяется водами рек, а также озерными водами. Наличие большого количества болот и лесных почв на водосборе реки, активная деятельность человека в ее бассейне значительно ухудшили качество воды рек. Шуйские воды обогащают воду губы стойким к биохимическому окислению органическим веществом, повышают цветность и окисляемость, содержание железа, кремния, аммонийного азота, взвешенных и отдельных органических веществ, природного и антропогенного происхождения, снижают минерализацию и pH воды. Самыми низкими питьевыми качествами шуйские воды обладают зимой, в периоды весеннего половодья и осеннего паводка. В летние месяцы качество воды в губе значительно улучшается за счет активизации процессов самоочищения, поступления чистых, маломинерализованных вод Онежского озера.

В зимний период подо льдом прекращается непосредственное действие ветра на водную поверхность Петрозаводской губы. Скорости стоковых течений быстро уменьшаются с удалением от устья и уже на расстоянии 1600 м составляют всего 2–3 см/с. В период ледостава основная ось речного потока под воздействием силы Кориолиса отклоняется к городскому побережью, и в этот период на водозаборе фактически используют речные Шуйские воды. В этот период воды характеризуются как "умеренно загрязненные".

В весенний период с мая в Петрозаводской губе разрушается и исчезает ледовый покров. Вследствие более быстрого прогрева речных вод и прибрежных мелководий в вершине губы формиру-

ется термический бар — узкая зона наиболее плотных вод, препятствующая перемешиванию речных и озерных вод (рис. 5.4).

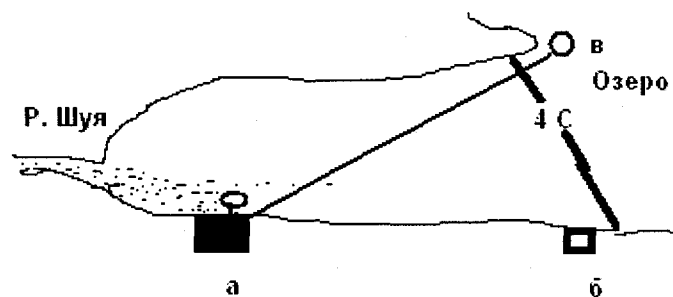


Рис. 5.4. Схема расположения существующего водозабора г. Петрозаводска (а) и оптимальная, предполагаемое место нового водозабора (в). На рис. 5.4. показан шлейф вод р. Шуи, положение городских очистных сооружений (б) и термобара — по изотерме 40 °C

С накоплением шуйских вод в губе и процессами нагревания фронт термобара удаляется от устья р. Шуи, достигая Ивановских островов в конце мая (рис. 5.4). В этот период губа находится в самых плохих условиях, так как воды ее оказываются отчлененными от озерных и состоят из трансформированных речных и сточных вод города. В летние месяцы в губе преобладает озерная вода, возрастает ее разбавляющая и самоочищающая способность. Для летнего периода характерна резкая пространственная неоднородность гидрологических, гидрохимических и гидробиологических полей. Это обусловлено апвеллингами, внутренними волнами, фронтами, течениями разного генезиса, которые приводят к пятнистому распределению загрязняющих веществ и гидробионтов. При резкой температурной стратификации, существующей в озере в это время, загрязненные воды распространяются преимущественно в поверхностном слое глубоководной и по всей вертикали литоральной зон. Глубинные воды, за исключением придонных слоев, представлены чистыми холодными озерными, характеризующимися высоким качеством. А осенью в октябре–ноябре в озере вновь возникает термобар, который снова закрывает Петрозаводскую губу от поступления чистых озерных вод.

Решение проблемы возможно путем постоянной очистки некондиционных вод, что требует больших финансовых вложений.

А поскольку этих средств не хватает, а также существуют определенные технические проблемы, население города, которое составляет почти треть населения республики Карелия, вынуждено использовать недостаточно кондиционные воды. Поэтому уместно напомнить изречение «Какую воду пьем — такое и здоровье». Учитывая особенности протекания гидрофизических процессов в Онежском озере, для улучшения ситуации с обеспечением населения чистой питьевой водой во все сезоны года ИВПС КарНЦ РАН было рекомендовано перенести водозабор на выход из губы (рис. 5.4, в). Другие варианты для строительства нового водозабора в районе сброса сточных вод города (рис. 5.4), не дадут гарантированного качества воды для питьевого водоснабжения во все сезоны года, так как близкое расположение станции сброса сточных вод города представляется небезопасным.

Оценивая в целом состояние озера, качество его вод, отметим, качество вод озера, оцененное по совокупности параметров, в настоящее время относится к высокому (Филатов, Лозовик, Литвиненко, 1998). Однако, отдельные губы и заливы подвержены антропогенному эвтрофированию и токсическому загрязнению. В остальные периоды эвтрофированные воды Кондопожской губы оказывают существенное воздействие на центральную глубоководную часть озера. Устойчивость водной системы озера к антропогенному воздействию высокая, однако даже при некотором снижении этого воздействия тенденции изменений неблагоприятны. Даже при уменьшении нагрузок не только из-за экономического кризиса в России, но и при принятии природоохранных мер, восстановить полностью олиготрофный статус не удалось ни на одном из больших озер Европы и Америки. При возможном потеплении климата (хотя данные, имеющиеся в ИВПС, не согласуются с некоторыми популярными сценариями глобального потепления климата) может ускориться процесс антропогенного эвтрофирования и станет весьма заметным изменение параметров качества вод уже через 20–30 лет. Однако, безусловно, для устойчивого развития региона и для принятия своевременных мер по предотвращению негативного воздействия необходимо учитывать и самые неблагоприятные стечения обстоятельств. При прогнозируемом увеличении промышленного и сельскохозяйственного производства необходимо предусмотреть внедрение новых технологий, способствующих охране озера. Восстановить роль проходных рыб в озере можно не только за счет природоохран-

ных мероприятий, а, в первую очередь, за счет искусственного воспроизведения. Указанные выше особенности развития экосистемы заставляют со всей серьезностью отнестись к экологическим проблемам Онежского озера, одного из немногих водоемов мира, обладающего огромными, стратегическими запасами пресной воды. Это требует постоянного слежения за состоянием качества и запасов его вод.

5.3. Сравнительные особенности экосистем озер

Управление экосистемой, ресурсами Ладожского и Онежского озер должно осуществляться на базе знаний о состоянии и тенденциях изменения экосистем. При экологическом нормировании качества вод ограничивается антропогенное воздействие на них, исходя из учета возможностей водоема. В качестве основы для принятия решений по нормированию, использовалась концепция стабильности экосистемы, т.е. способности сохранять свою структуру и характер функционирования при изменяющихся условиях среды (Драбкова, Румянцев, 2002). Принятые в свое время меры по закрытию, перепрофилированию и модернизации предприятий целлюлозно-бумажной, алюминиевой и других предприятий привели к остановке процесса эвтрофирования Ладожского озера, улучшению состояния озера, но это не вызвало реакции рыбного населения (Румянцев и др., 1995; Кудерский, 2000). Таким образом, для решения проблемы повышения качества его воды требуются соответствующие фундаментальные знания о происходящих изменениях, основанные на мониторинге. Мониторинг Ладожского озера осуществляется многими организациями: подразделениями Росгидромета, ИНОЗ РАН, ИВПС РАН, ГОСНИОРХ, лабораторией «Мониторинг Арктики», а Онежского — в основном усилиями ИВПС КарНЦ РАН и Карельским подразделением Росгидромета. В последние годы были выполнены работы по программе ТАСИС (Viljanen, Drabkova, 2000). На основе данных мониторинговых наблюдений и их анализа показано определенное отличие в изменении экосистем Онежского и Ладожского озер. В, частности, основное воздействие на эвтрофирование Онежского озера оказывают сточные воды от предприятий Петрозаводска и Кондопоги, на северную часть Ладожского озера — поступление биогенных веществ с речными водами. По

основным химическим показателям Ладожское озеро относится к мезогумозному олиготрофному типу, Онежское озеро — олиготрофному олиготрофному (табл. 5.2).

Таблица 5.2. Некоторые показатели качества воды озер в весенний период 1992–98 гг. (по данным ИВПС КарНЦ РАН, Современное состояние..., 1998)

Озеро	Σ_{inh} , мг/л	ЦВ, град	ПО, мгО/л	Fe, мг/л	$P_{общ}$, мкг/л	$P_{мин}$, мкг/л	$N-NO_3$, мг/л	$N_{орг}$, мг/л	Si, мг/л	pH
Ладожское	62.7	35	9	0.06	18	5	0.37	0.36	0.54	6.8–7.1
Онежское	36.3	20	5	0.05	8	1–2	0.30	0.29	0.42	7.4–7.7

Из этой таблицы видно, что воды Ладожского озера имеют более высокую минерализацию, чем Онежского. Содержание нитратов а Ладогe достигает 0.4 мгN/л, Онеге — 0.3 мгN/л. В последние годы (1992–98) наибольшая концентрация фосфора отмечается для Ладожского озера (средняя концентрация $P_{общ}$ — 18, P_{inorg} — 5 мкг/л), в то время как его содержание в Онежском озере меньше $P_{общ}$ — 8–11 мкг/л, P_{inorg} — 1–2 мкг/л соответственно. В многолетнем плане наблюдается уменьшение содержания фосфора в Ладожском озере: 70-е гг. — 28, 80-е 23 мкг/л (Lozovik, Raspletina 1999) и тенденция его роста в Онежском: в начале 90-х — 8, 1998 г. — 11 мкг/л. Учитывая, что фосфор лимитирует развитие фитопланктона в исследуемых озерах, более высокий уровень биопродукционных процессов наблюдается в Ладожском озере, чем в Онежском, что подтверждается динамикой биогенных элементов, кислорода, Chl “A” и показателями развития фито-, зоопланктона и зообентоса (табл. 5.3).

Концентрация Chl “A” в эпилимнионе Ладожского озера, толщина которого составляет 10–15 м, приблизительно в 2 раза выше, чем в Онежском. Вследствие интенсивного развития фотосинтетических процессов, в Ладожском озере отмечается более контрастное распределение биогенных элементов между эпи- и гиполимнионом, чем в Онежском (табл. 5.3). Дефицит кислорода в гиполимнионе Ладожского и Онежского озер незначителен и

биотические процессы не сказываются на его режиме в основной водной массе этих водоемов. В литоральной зоне северной части Ладожского озера, наблюдается наиболее высокое содержание фосфора и Chl "А" по сравнению с открытыми участками этих озер. Данное обстоятельство связано с поступлением сточных вод от промцентров и влиянием речного и дренажного стоков (табл. 5.3).

Таблица 5.3. Распределение химических показателей и биомассы биоценозов в основной водной массе озер в летний период 1992–1998 гг. (по данным ИВПС КарНЦ РАН, Лозовик и др., 2000)

Показатель	Ладожское		Онежское	
	эпилимнион (до 10–15 м)	гиполимнион (h ≥ 30 м)	эпилимнион (до 5–10 м)	Гиполимнион (h ≥ 20 м)
Р _{общ.} , мкг/л	19.5	15.4	11	7
Р _{мин.} , мкг/л	3.5	6.4	1	1
N–NH ₄ , мг/л	0.05	0.02	0.04	0.02
N–NO ₃ , мг/л	0.18	0.35	0.21	0.26
N _{орг.} , мг/л	0.44	0.25	0.48	0.40
Si	0.27	0.50	0.18	0.26
O ₂	97–105	95–100	89–108	89–101
pH	7.6	7.3–7.5	7.3–7.7	7.1–7.6
Chl "А"	4–8	не опр.	1–6	не опр.
Фитопланктон, г/м ³	0.24–1.33	0.23–3.00	0.09–1.17	0.20–3.00
Зоопланктон, г/м ³	0.33–0.87	0.04–0.13	0.18–0.80	0.04–0.13
Бентос, г/м ²		2.0–3.0		1.8–4.9

Даже зимой динамические процессы в Ладожском озере более интенсивны по сравнению с Онежским, что приводят к некоторому разбавлению и рассеиванию сточных вод, и локализации загрязнений в самих заливах не происходит.

Исследования по программе мониторинга больших озер Онежского и Ладожского показали (Лозовик и др. 2000), что интенсивность процесса эвтрофирования в большей степени отмечается в Ладожском озере, трофический статус которого в настоящее вре-

мя соответствует олиго- мезотрофному типу, а в отдельных заливах — эвтрофному. Онежское озеро находится на переходной стадии из олиго в мезотрофное состояние. В современных условиях по сравнению с 70-ми годами наблюдается тенденция уменьшения содержания фосфора в Ладожском озере и увеличение в Онежском.

5.4. Колебания климата и изменение состояние Ладожского и Онежского озер

Состояние проблемы

В настоящем разделе рассмотрены тенденции современных изменений климата, и дана оценка их возможного воздействия на крупнейшие озера Европы. Исследование основано на материалах инструментальных наблюдений, проведенных гидрометеорологической службой, а также математическом моделировании климатических изменений в регионе на моделях глобального климата (МГК).

Одними из наиболее чувствительных и достаточно просто измеряемых параметров, отражающими влияние климатических изменений, являются уровеньный режим и элементы водного баланса. Изучение меж- и внутривековой изменчивости водного баланса, уровня крупнейших озер Европы (Ладожского, Онежского) представляет интерес в связи с заметными изменениями водности в XX веке. С начала 80-х гг. наметилась тенденция повышения уровня крупных озер Европы, которая сменилась в конце XX века - начале XXI заметным падением уровня озер. Большое значение имеет прогноз режима уровня в озерах в связи с использованием их как транспортных артерий, для гидротехнического строительства, для питьевого водоснабжения. Заметное падение уровня многих озер, в особенности с 1990 г. по настоящее время, создало существенные проблемы для питьевого водоснабжения населенных пунктов. В Карелии, например, в 2003 г. была создана специальная государственная комиссия, в задачу которой входило прогнозирование будущих изменений уровня для принятия управленческих решений. Исследование современного состояния уровня озер и элементов водного баланса (ЭВБ) при изменении

ях климата представляется весьма актуальной задачей в связи с тем, что анализ этих процессов в предыдущих работах ограничивался данными, собранными до начала 80-х гг., т.е. до заметного изменения уровня водоемов, отмечаемого в последние два десятилетия. Для оценки колебаний уровня озер и факторов, его определяющих, были использованы гидрометеорологические, дендрохронологические, палеолимнологические, геофизические данные, характеризующие особенности изменения климата в регионе в XIX–XX веках.

Для оценки общих закономерностей применялся также анализ «дальних связей» с изменениями уровня удаленных на многие сотни километров озер, например, Скандинавии, Северной Америки, что позволяет выявить как общие глобальные особенности, так и региональные закономерности изменчивости уровня озер и ЭВБ. Современное состояние водных ресурсов определяется природными климатическими особенностями региона и антропогенным влиянием на них. Природное качество вод изменяется в результате сброса промышленных и коммунальных бытовых сточных вод, сельскохозяйственного использования, загрязнения атмосферными выпадениями при трансграничных переносах. Изменения климата оказывают определенное влияние на водные ресурсы региона, гидрологический режим водоемов и состояние их экосистем.

Наиболее важные задачи, которые решаются в настоящее время на примере Ладожского и Онежского озер, представлены в работе коллектива авторов «Влияние потепления климата на экосистемы больших озер Северо-Запада России» (под ред. Руховца и Филатова, 2003). В этой работе выполнено: изучение влияния изменений климата на гидротермодинамический режим Онежского и Ладожского озер; и оценено изменение экосистемы Ладожского озера под влиянием антропогенных и климатических факторов.

По генетической классификации Б.А. Алисова, в основу которой положена зависимость возникновения различных типов климата от условий общей циркуляции, климат района Ладожского и Онежского озер относится к атлантико-арктической зоне умеренного пояса. Характер климата обусловлен географической близостью Балтийского, Белого и Баренцева морей, преобладанием интенсивной циклонической деятельности во все времена года. Терморегулирующее воздействие озера сказывается на годовом

ходе температуры воздуха, особенно в переходные периоды (весна и осень). Формирование режима ветров Ладожского озера происходит под влиянием атмосферных процессов, общих для большей части северо-запада России. Особенность ветрового режима Ладоги по сравнению с Онегой — сравнительная однородность повторяемости направления ветров. Особенности гидрохимического и гидробиологического режимов северной части Ладожского озера определяются высокой динамикой водных масс и процессами антропогенного эвтрофирования. Даже зимой динамические процессы в озере способствуют распределению загрязнений по всей толще воды. В летнее время антропогенное влияние прослеживается и в северной части Ладоги. Воды Ладожского озера по данным мониторинговых исследований ИВПС КарНЦ РАН по тяжелым металлам являются незагрязненными (Современное состояние..., 1997), тоже отмечено и в работах Фрумина (2000).

Изучению изменений климата в регионе Ладожского и Онежского озер и воздействия этих изменений на озера были посвящены в свое время работы Шнитникова (1968), Малининой, Масановой (1977), Адаменко (1985), Филатова, Филатовой (1988), Адаменко, Кондратьева (2000), Догановского, Мякишевой (2000), Трапезникова, Григорьева (2000) и др.

В последние годы большое внимание этой проблематике уделено в работах Голицына с соавторами (2000, 2002), Арпе и др., (2000), Кондратьева с соавторами (2002), а также Филатова с соавторами (2000, 2002). В работах Догановского, Мякишевой (2000) рассматривается по натурным данным многолетняя изменчивость уровня и ледяного покрова Ладожского озера. Выделены многоводные и маловодные годы, вплоть до 1995 г.

В работе Голицына с соавторами (2002) анализируются составляющие теплового и водного балансов на основе моделирования и по фактическим данным до 1988 г. для водосбора Ладожского озера. Исследования выполнены на 14 современных моделях глобального климата (МГК) для периода 1980–1988 гг.

В работе Кондратьева, Ефимовой и др. (Ладожское озеро, 2002) выполнена оценка изменений гидрологического режима водосбора и притока в озеро в зависимости от изменений климата. Выполнено детальное изучение гидрологического отклика водосбора на изменения климатических параметров с использованием математической модели гидрологического режима круп-

ного речного бассейна на примере бассейна р. Волхов — крупнейшего притока Ладожского озера. Работы Трапезникова с соавторами (Трапезников и др., 2000) посвящены изучению механизма формирования годового хода и межгодовой изменчивости уровня озера под воздействием температуры воздуха и осадков с использованием методов теории периодически коррелированных случайных процессов (ПКСП). В их работе показано, что увеличение температуры воздуха на 1°C , при потеплении климата приведет к смещению границ гидрологических сезонов.

На результатах моделирования и анализа данных ИВПС КарНЦ РАН (Филатов, Назарова, Сало, 2000, Filatov et al, 2002, 2003) остановимся подробнее. Определенные отличия работ указанных выше авторов состоят в том, что для анализа использовались гидрометеорологические данные вплоть до 2002 г. для всего водосбора Ладожского и Онежского озер.

Современные изменения климата, состояния водоемов и водосборов¹

Для оценки изменчивости климата и элементов водного баланса, колебаний уровня озер, как интегрального показателя изменений климата, были собраны данные многолетних инструментальных наблюдений температуры воздуха, осадков, испарения, стока рек, продолжительности солнечного сияния (ПСС), о ледоставе на озерах, уровне озер и др. параметров за период 1880–2002 гг. на станциях и постах Федеральной службы Российской Федерации по гидрометеорологии и мониторингу природной среды. Анализ основных тенденций в долгосрочных климатических и гидрологических временных рядах по северо-западной части России начиная с 1880 по 2002 гг. выявил наличие положительных линейных трендов годовых температур воздуха (T), осадков (P), общего испарения (E) и отрицательный тренд речного стока. В исследуемом регионе, так же, как и по всему северо-западу России, с конца 1970-х гг. были отмечены высокие годовые суммы осадков и увеличение уровня воды в озерах. Заметные климатические изменения в регионе в эти годы проявились также в уменьшении продолжительности периода с устойчивым снежным

покровом и увеличении безледного периода на озерах и уменьшение ПСС.

Положительная тенденция отмечена и в рядах годовых сумм осадков, что, прежде всего, является следствием увеличения продолжительности периодов с западным переносом воздушных масс в течение года над исследуемой территорией. Можно отметить увеличение годовых сумм осадков в течение двадцатого столетия. В общем случае увеличение осадков и повышение годовой температуры воздуха приводит к возрастанию суммарного испарения с территории, которое все же не компенсирует полностью увеличение приходной части водного баланса. По полученным результатам нельзя сделать однозначный вывод о том, что изменения климата в регионе, а также реакция на эти изменения уровня и элементов водного баланса озер определяются антропогенными климатическими изменениями, вызванными "парниковым" эффектом. Приведенные выше результаты свидетельствуют о том, что климат и общая увлажненность водосбора подвержены значительным естественным флуктуациям, на которые накладываются колебания, вызванные антропогенными факторами. При этом межвековая и внутривековая изменчивость гидрометеорологических полей существенно влияют на состояние природного фона, на котором происходит функционирование водных экосистем. Приведем изменения уровня озер и их основные статистические характеристики по современным данным на 2002 г. включительно (рис. 5.5 и табл. 5.4).

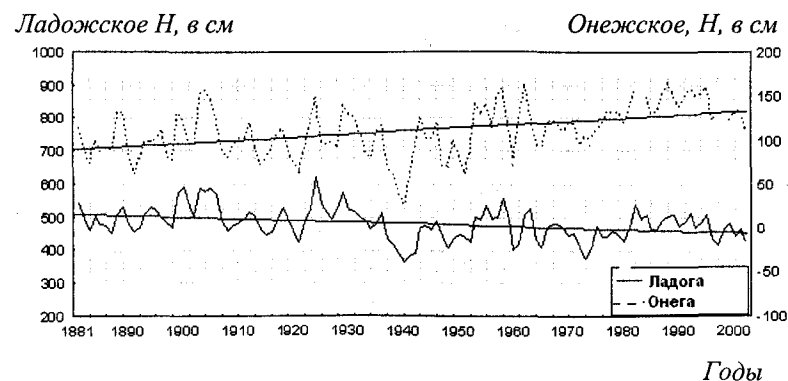


Рис. 5.5. Основные тенденции изменений уровня (в см.) крупнейших озер Европы: Ладожского и Онежского за 1881–2002 гг.

¹ Параграф подготовлен при участии Л.Е. Назаровой и Ю.А. Сало.

Таблица 5.4. Основные статистические характеристики для уровня озер по данным за 1881–2002 гг.

Озеро Стат. значения	Ладожское, отн. Нуля Балтийского футштока	Онежское, отн. 31.8 м
Среднее значение	479	111
Медиана	480	113
Максимум	620	165
Минимум	364	26
Дисперсия	2263	795
Станд. откл.	47.5	28.2
Асимметрия	0.22	– 0.21
Эксцесс	0.28	– 0.32

По полученным нами данным, основные тенденции изменений уровня исследуемых озер сохранились, по сравнению с ранее изучаемым периодом 1881–1995 гг. При общей тенденции с 1881 г. увеличения уровня Онежского озера, а Ладожского напротив — падения (отрицательный тренд). До начала 50-х гг. XX века тенденции для обоих озер были одинаковые, но начиная с момента зарегулирования Онежского озера Верхне-Свирским водохранилищем эти изменения за последние два климатических цикла 1940–2000 гг. противоположны: средний уровень Ладожского озера — ниже нормы (табл. 5.4), а Онежского — выше. Начиная с 90-х гг. XX века, наметилась тенденция падения уровня Ладожского и Онежского озер. При этом дисперсия колебаний уровня в последний климатический цикл 1970–2000 гг. минимальная, что свидетельствует о меньшей изменчивости уровня, более стабильном его характере (табл. 5.4.).

За последние 10 лет (1996–2003 гг.) отмечается маловодная фаза для обоих озер. Однако среднегодовые значения уровня озер далеки от минимальных, наблюдавшихся в 1940 и 70-х гг., и поэтому нет необходимости беспокоиться по поводу, якобы катастрофического его падения, обусловленным антропогенными изменениями климата.

В исследованиях (Филатов, Назарова, Сало, 2002) показано, что изменения климата могут воздействовать на изменения эко-

систем озер, при этом сами водные объекты также могут влиять на климатические особенности водосбора.

Для оценки возможных изменений основных характеристик климата и ЭВБ исследуемой территории при разных сценариях вариаций климата были использованы результаты численного моделирования на модели глобальной циркуляции атмосферы и океана (Модель глобального климата — МГК), разработанной в Метеорологическом институте Макса Планка (Bengtsson, 1997).

В основе модели лежит система уравнений геофизической гидродинамики. Расчетные уравнения получены для сетки с пространственным разрешением $2,8 \times 2,8$ градуса по широте и долготе. Расчеты выполнялись по вертикали от земной поверхности по 10 уровням до 30 км (до высоты 10 гПа) для всего Земного шара. Минимально возможный временной шаг модели ЕСНАМ4/ОРУС3 составляет 24 мин, однако для анализа воздействия изменений климата на водные системы достаточно было сделать выборку для среднемесячных значений моделируемых параметров (подробнее о модели см. главу 5, 1 тома настоящей книги). В качестве сценариев использовались оценки возможного постепенного увеличения концентрации парниковых газов, принятые при разработке и проверке известной модели глобального циркуляционного механизма IPCC (Houghton и др., 1995).

Анализ измеренных и модельных данных для отдельных станций показал хорошее соответствие среднемесячных значений температуры воздуха, однако для месячных сумм осадков связь неудовлетворительна.

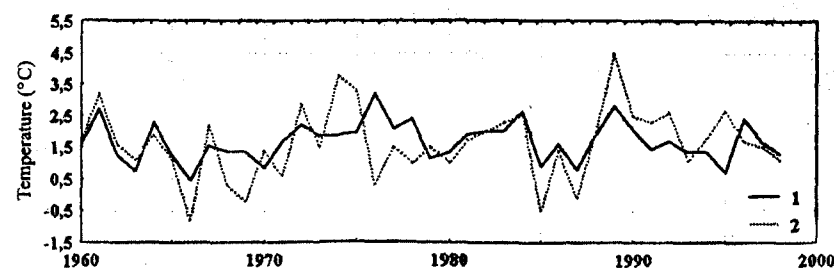


Рис. 5.6. Модельные (1) и измеренные (2) значения среднегодовой температуры воздуха за контрольный период 1960–1999 гг.

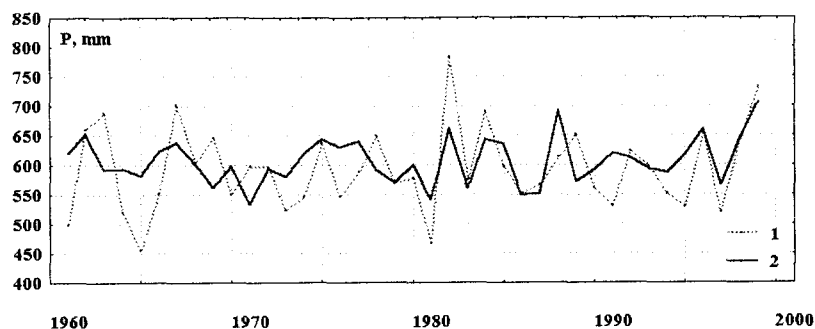


Рис. 5.7. Измеренные (1) и модельные (2) годовые суммы осадков за контрольный период 1960–1999 гг.

Для годовых значений, рассчитанных в целом по каждой территории, модельные данные хорошо согласуются с измеренными значениями (рис. 5.6; 5.7).

Влияние климата на гидрологический режим и экосистемы озер

Расчеты на МГК и анализ длительных наблюдений показывают, что все элементы водного баланса на исследуемом водосборе, кроме речного стока, в новых климатических условиях по обоим сценариям будут возрастать. Наиболее интенсивно, в 1,2–1,3 раза или на 60–80 мм в сравнении с периодом 1950–1999 гг., возрастет суммарное испарение. Эта оценка хорошо согласуется с модельными данными, полученными по другим моделям климата (Бусарова и Гусев, 1995). Как было показано выше, в настоящее время весенние температуры воздуха по всей исследуемой территории имеют наиболее значимый положительный тренд. В будущем, согласно сценариям G и GA, большой рост температуры воздуха будет характерен для зимних сезонов (декабрь–февраль). При новых климатических условиях изменится внутригодовое рас-

пределение среднемесячных температур воздуха. Наибольшее потепление возможно в осенние и зимние месяцы, в то время как в течение весенних и летних месяцев повышение температуры воздуха не будет столь значительным. В соответствии с результатами моделирования на модели ЕСНАМ4/ОРУС3 в изучаемом районе крупных озер Европы возможны заметные изменения климата и гидрологического режима. На водосборе Онежского озера возможен рост годовой температуры воздуха от 1,6 до 2,7–3,0°C, увеличение годовых сумм осадков от 582 мм до 610–635 мм, при этом суммарное испарение может возрасти от 264 до 323–348 мм. Учитывая эти соотношения, суммарный речной сток при новых климатических условиях может уменьшиться с 319 в современном климате до 280–290 мм к 2050 году. В новых климатических условиях по обоим сценариям наибольший рост температуры воздуха будет отмечаться в зимние сезоны (декабрь–февраль). Согласно модельным данным, возможны значительные изменения в распределении среднемесячных температур воздуха: в Карелии месяцы с мая по октябрь станут более теплыми, чем в настоящее время, на Кольском полуострове все месяцы будут значительно теплее.

Какова же реакция гидрологического режима и экосистем исследуемых озер на изменения климата. Выполненные расчеты для Карелии и Финляндии выявили существенную нестационарность гидрологического режима озер, элементов водного баланса и уровня Ладожского и Онежского озер в зависимости от изменений климата. При увеличении температуры воздуха возрастет температура воды относительно небольших озер — с площадью зеркала в сотни и десятки кв. км. (Kuusisto, 2002); с 7 до 8–9 месяцев возрастет безледоставный период, количество атмосферных осадков увеличится, что повлечет за собой повышение уровня озер (Филатов, 1997; Kuusisto, 1992). Такие изменения гидрометеорологических характеристик приведут к воздействию на водные и наземные экосистемы. Возможны и серьезные изменения гидродинамики крупнейших озер Европы — Ладожского и Онежского, что скажется на особенностях переноса и трансфор-

мации загрязнений, самоочищении озер. При вышеуказанных условиях возможно увеличение интенсификации течений, перемешивания. Если в настоящее время при климатическом масштабе осреднения основной механизм формирования общей циркуляции вод циклонического характера вносят циркуляция вод в весенне-осенний период (за счет совместного эффекта бароклинности, ветра и рельефа дна), то при потеплении климата в соответствии с рассчитанными значениями, возрастет интенсивность циркуляции зимой. При этом при длительном воздействии ветра в озерах формируется «двухячейковая» циркуляция вод. Существенно возрастет, как и в Великих Американских озерах, циркуляция вод, перемешивание в зимний период. Процессы переноса и перемешивания (термогидродинамические) в определенной степени схожи для крупных димиктических озер (Филатов, 1991). Как показали последние исследования (Beletsky et al., 1999; Показеев, Филатов, 2002), в американских озерах интенсивность циркуляции в зимний период выше, поскольку в это время они не замерзают, за исключением оз. Эри. В то же время Ладожское и Онежское озера полностью или частично в зимний период покрываются ледяным покровом, и в них отмечается слабая интенсивность динамики вод.

При увеличении температуры воздуха за счет возрастания концентрации углекислого газа в атмосфере, т.е. при парниковом эффекте в рассматриваемых районах Великих Американских озер произойдут следующие изменения (Mortsch, Quinn, 1996). При увеличении CO_2 в два раза в районе ВАО на широтах $42\text{--}47^\circ$ будет наблюдаться уменьшение осадков и стока рек, а при возрастании температуры нижнего слоя атмосферы — увеличение испарения. И как следствие, снизится уровень водоемов и увеличится температура их поверхности. Поскольку экономика региона ВАО существенно определяется водными ресурсами, использованием озер для нужд гидроэнергетики, водоснабжения, транспорта, рекреации, добычи минеральных ресурсов и как приемников сточных вод, в том числе подогретых вод атомных станций, то при снижении уровня озер экономике региона ВАО будет нанесен существенный ущерб.

Определенные изменения произойдут не только в водной толще озер, но и на водосборах. И эти изменения скажутся на самих озерах. При сокращении периода существования снежного покрова на водосборах возрастет эрозия почв. Эти и ряд других причин будут способствовать еще большему эвтрофированию водоемов.

При повышении температуры воздуха на 1°C продуктивность лесов на водосборе исследуемых озер вырастет на 0.3–0.4 класса бонитета (Карпечко и др., 1999). При существующем в настоящее время объеме вырубок ($6\text{--}10$ млн. $\text{м}^3/\text{год}$) это не приведет к заметным изменениям в водном балансе региона за счет этого фактора (Бондарик, 2000).

Оценить вклад антропогенных и природных факторов в изменения климата и водных систем является задачей до сих пор не решенной.

При новых климатических условиях изменится внутригодовое распределение среднемесячных температур воздуха. Наибольшее потепление возможно в осенние и зимние месяцы, в то время как в течение весенних и летних месяцев повышение температуры воздуха не будет столь значительным. Необходимо отметить, что оценка месячных сумм осадков при новых климатических условиях пока не надежна, поскольку модельные данные дают неудовлетворительную аппроксимацию рассчитанных и измеренных осадков за контрольный период 1960–1999 гг.

Данные палео- и дендро-анализов показали, что естественные изменения климата приводили к существенной перестройке экосистемы озер на протяжении тысячелетий. По данным завершеного в Финляндии проекта SILMU показано, что при потеплении климата для озер бореальной зоны следует ожидать существенных изменений в гидрологическом режиме и в целом экосистемы. Например, из наблюдений за Великими озерами Северной Америки следует, что ледяной покров стал примерно на 20 см тоньше за последние 20 лет (Mortsch, Quinn, 1996). Существенно меняются условия существования биоты в экосистеме Великих озер. Исследований посвященных изучению изменений климата в районе крупнейших озер Европы не так много, и почти не изучена возможная реакция экосистем озер на возможные изменения климата.

Моделирование экосистемы Ладожского озера при разных сценариях изменений климата и антропогенных факторов дано в

работе Л.А. Руховца и Н.Н. Филатова и др. (2003). При разработке трехмерных моделей (Rukhovets et al., 2003; Астраханцев и др., 2003), которые использовались для оценки функционирования экосистемы озера и о фосфорной нагрузке, осредненные за период 1984-1990 гг. (Ладожское озеро..., 1992). Согласно данным Института озераведения (Ладожское озеро..., 1992; Ладожское озеро ..., 2002) фосфорная нагрузка на водоем изменялась за период 1961-2000 гг. от величины $2430 \text{ tP}_{\text{total}}$ в 1961 г. до рекордных $8100 \text{ tP}_{\text{total}}$ в 1991 г. (рис. 5.1). Первая группа вычислительных экспериментов состояла в построении трех вариантов круглогодичного режима функционирования экосистемы Ладожского озера с помощью базовой модели для всех трех циркуляций («теплой», климатической и «холодной») при фосфорной нагрузке $6100 \text{ tP}_{\text{total}}/\text{год}$ — средней за период 1984-1990 гг. (Руховец и др. 2003). Для каждого из вариантов исходными данными служили поля скоростей течений и поля температуры, соответствующие данному типу циркуляции. Вторая группа вычислительных экспериментов была направлена на построение прогнозов развития экосистемы на краткосрочную перспективу на период 2001-2005 гг. для двух возможных сценариев изменения фосфорной нагрузки, как для условий климатической циркуляции, так и для условий возможного глобального потепления, т.е. для «теплой» циркуляции.

Сценарии изменения фосфорной нагрузки выбраны с учетом проведенных ранее исследований (Меншуткин, Воробьева, 1987; Astrakhansev et al., 1996). С помощью моделей было показано, что поддержание внешней нагрузки, на уровне, не превышающем $4000 \text{ tP}_{\text{total}}/\text{год}$, сохраняет озеро в слабо мезотрофном состоянии. Превышение же фосфорной нагрузки величины $7400 \text{ tP}_{\text{total}}/\text{год}$ приводит озеро в развитое мезотрофное состояние с тенденциями перехода в эвтрофное состояние. Эти и другие расчеты на математической модели экосистемы являются важным обоснованием при принятии управленческих решений по рациональному использованию и охране ресурсов озера.

Расчеты на математических моделях экосистем по Ладожскому и Онежскому озерам также свидетельствуют о следующем. При увеличении уровня озер будет отмечаться еще большая эрозия берегов, вынос солей, биогенов, органики с водосборов, изменятся базисы эрозии рек, что повлечет за собой перераспределение наносов, возрастет заболачиваемость территории. При сокраще-

нии периода существования снежного покрова на водосборах возрастет эрозия почв. Эти причины будут способствовать еще большему эвтрофированию водоемов. С возрастанием выноса в водоемы минеральных солей будет обедняться поверхностный почвенный покров. При увеличении поступления органики и биогенных веществ с водосбора возрастет и скорость продукции бактерий и фитопланктона. В озерах будет больше зоопланктона при меньшем его разнообразии, увеличится количество сине-зеленых водорослей. Эти факторы будут способствовать изменению видового состава ихтиофауны. При увеличении температуры воды и эвтрофировании озер будет наблюдаться уменьшение количества рыб лососевых пород.

Последствия изменений климата, элементов водного баланса могут быть разнонаправленными. Климат в Южной и Средней Карелии станет более морским, а в северных районах — более континентальным. Изменения климатического и водного режима потребуют изменения в управлении водохозяйственными системами и отраслями экономики, базирующимися на использовании водных ресурсов (гидроэнергетика, промышленное и коммунальное водоснабжение, сельское хозяйство и др.).

Важным моментом в изменении состояния экосистем являются не только глобальные изменения климата, региональные особенности антропогенной деятельности, но и такой важный фактор, как инвазии видов, характерных для района Каспийского и Балтийского морей, например таких, как моллюск дрейсена или ледниковый реликт *Bythotrephes cederstroemi* из Ладожского озера, обнаруженный в северо-американских озерах еще в 1980 г. (MacIsaac, Grigorovich, 1999). Причиной этих инвазий могут быть балластные воды судов. Однако, даже, несмотря на принятые законодательные защитные меры, которые предусматривают при заходе в эти озера заполнение танков судов соленой океанской водой в качестве балласта, не стали препятствием для инвазий. Возможно, взрослые виды не выживают, а для икры эта мера не является надежным барьером. Инвазии являются не безопасными для устойчивого развития экосистем озер, поскольку они могут играть значительную роль в пищевых цепях, и как замечают MacIsaac, Grigorovich (1999) местные рыбаки на Великих Американских озерах могут ожидать все более значительные уловы интродуцированных экзотических видов из Евразии, чем рыб типичных для собственных водоемов. Вышеуказанная проблема показыва-

ет, что, несмотря на то, что крупнейшие американские и европейские озера и Каспийское море удалены друг от друга на значительные расстояния, эти водоемы связаны воздействием изменений климата и техногенно, например через инвазии.

Оценивая последствия взаимодействия климатических вариаций и антропогенного прессинга на Крупнейшие озера Европы и Великие северо-американские озера за последние 40 лет, становится очевидным, что хозяйственная деятельность человека оказала за этот период большое влияние на их экосистемы, при том, что в изменениях климата, по всей видимости, преобладала естественная, природная изменчивость. Тем не менее, в будущем при условии снижения антропогенной нагрузки роль климатических факторов в формировании динамики экосистем крупных озер может оказаться определяющей.

Глава 6

МОДЕЛИРОВАНИЕ ОЗЕРНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ

6.1. Общие представления о методе моделирования и классификация моделей

Представим себе область наших знаний в экологии озера в виде некоторой поверхности, которая разделена на две области — область нашего знания и область нашего незнания (*Terra incognita* в терминологии географических карт XVI века), как это изображено на рис. 6.1. Существо метода моделирования заключается в том, чтобы вырваться из методов и понятий одной области знания (в нашем случае экологии озер) и перенести решаемую проблему в другую область знания (плоскость М на рис. 6.1). В этой области существования модели границы познанного совсем другие, чем в исходной области знания. Например, в мире компьютерного моделирования масштаб времени может быть сжат в тысячи и сотни тысяч раз. Это вселяет в нас надежду существенно продвинуться в области моделирования в область *Terra incognita* экологии (линия 2–3 на рис. 6.1). После этого остается только вернуться в область исходных экологических знаний (линия 3–4).

Во всем этом процессе методически очень важны два момента: переход от оригинала к модели (построение модели — линия 1–2) и обратный переход от модели к оригиналу (интерпретация результатов моделирования — линия 3–4). На практике первый переход протекает, обычно, благополучно — тут все зависит от знаний и эрудиции модельера и той техники, которой он располагает. Но вот с обратным переходом бывают серьезные осложнения. Дело в том, что не всегда есть гарантия того, что, интерпретируя результаты моделирования, вы попадете именно в область реальной экологии, а не в какую-то иную, внешне возможно и

правдоподобную, но при ближайшем рассмотрении фантастическую область. Такое случилось, например, с моделями Вольтерра, описывающими взаимоотношения хищника и жертвы. Исследованию этих моделей посвящена громадная литература, которая продолжает пополняться и в настоящее время, однако экологи очень скоро заметили, что реальные хищники и реальные жертвы ведут себя далеко не так, как это им полагалось бы согласно этой модели.

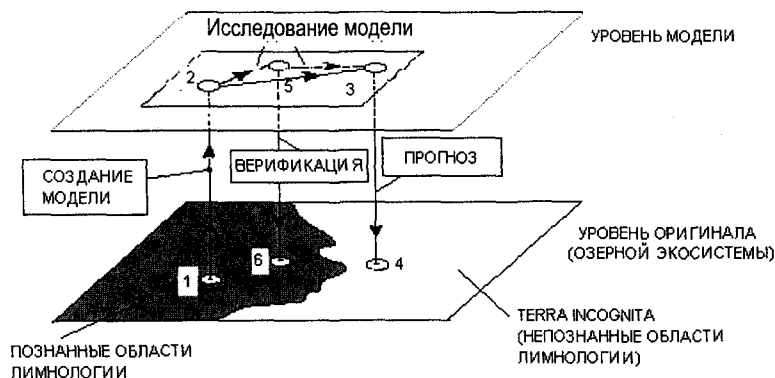


Рис. 6.1. Общая схема применения метода моделирования

Чтобы хоть как-то обезопасить себя от крупных просчетов (на 100 % это сделать вообще невозможно), существует процедура верификации модели. Заключается она в том, что в процессе исследования модели (линия 2–3 на рис. 6.1) модельер не рискует сразу прорваться в область неизведанного, а осторожно двигается туда, где в исходной области знания есть достаточно надежная информация (рис. 6.1). Сравнивая результаты моделирования с реальными данными можно судить о качестве или адекватности модели описываемому процессу или явлению. Например, при прогнозировании уловов рыбы на будущий год, модель популяции промысловой рыбы пробуют на данных текущего года, которые более или менее точно известны. При этом надо зорко следить, чтобы при такой процедуре проверки в модель не попали никакие данные, которые стали известны только в этом году. Другой пример верификации модели заключается в перенесении результатов, полученных для одного объекта, на другие объекты. Например, построив модель эвтрофикации одного озера, целесо-

образно приложить эту же модель для другого озера, естественно, используя в модели глубину, фосфорную нагрузку и иные параметры для этого другого озера. Заметим, что если модель успешно проходит несколько таких верификаций, то она приближается по своему рангу к статусу научной теории. Например, модель Ньютона динамики материальной точки уже давно стала общепризнанной теорией, и все дальнейшие успехи физики только более точно определили границы применимости этой модели. Модель движения жидкости, описываемая уравнениями Навье–Стокса, также стала признанной теорией для описания движения жидкости, зарождение и развитие турбулентности — блестящий пример детерминированного хаоса. К сожалению, экология подобными примерами похвастаться не может, т.к. изначально уже на уровне особи имеет дело с очень сложной системой — живым организмом, для которого абстракции типа материальной точки или элементарного объема жидкости ведут к слишком грубым моделям.

На рис. 6.2 изображена одна из возможных схем классификации моделей. Модель называется *концептуальной*, если она сформулирована при помощи средств естественного языка (например, русского или английского) и элементарных графических изображений. Например, все содержание книги Б.Б. Богословского «Озероведение» (1960) представляет собой серию концептуальных моделей озерных экосистем.

Модель называется *аналоговой* или *физической* в том случае, когда она имеет материальное воплощение в виде реальной гидравлической, электрической или биологической системы. Применительно к водным экосистемам известны, например, модели популяций рыб, выполненные в виде гидравлических или электрических схем, или миниатюрные лабораторные аквариумные экосистемы (микрокосмосы). В настоящей книге такие модели не рассматриваются.

Модель называется *знаковой*, если она сформулирована на языке *математики* (в частности математической логики) или программирования. В последнем случае модель называется *имитационной*. Следует сразу оговориться, что между математическими и имитационными моделями нет четкой границы, поскольку очень часто модель формулируется на языке математики (на-

пример, как система дифференциальных или конечно-разностных уравнений), а исследуется методами компьютерного эксперимента.

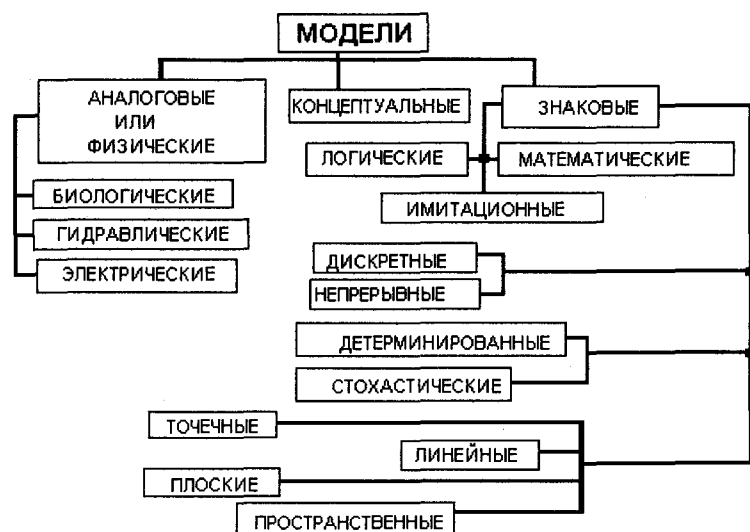


Рис. 6.2. Классификация моделей

По тому, как представлено в модели время, модели делятся на *дискретные* и *непрерывные*. В первом случае в модели рассматриваются состояния системы только в некоторые моменты времени (например, с интервалом в один год, как это принято в моделях популяций рыб), во втором случае — время полагается непрерывным (такой подход характерен для моделей потоков вещества и энергии в озерных экосистемах).

Если состояние моделируемой системы в данный момент времени однозначно определяется ее состоянием в предыдущий момент времени и внешними воздействиями, то модель называется *детерминированной*. Большинство известных моделей озерных экосистем относится именно к этому классу моделей. Если по предыдущему состоянию системы и внешним воздействиям можно указать только вероятности перехода системы в то или иное следующее состояние, то модель называется *стохастической*. Стохастические модели применяются при имитации явле-

ний поведения гидробионтов, процессов адаптации и эволюционных преобразований в озерных экосистемах и их элементах.

По пространственному распределению элементов системы модели подразделяются на:

- *точечные*, в которых пространственное распределение вообще игнорируется;
- *линейные*, в которых изменение переменных учитывается только по одной координате (например, по глубине); *плоские*, в которых фигурируют уже две координаты (например, изменение переменных экосистемы по акватории мелкого, но обширного водоема);
- *пространственные*, в которых учитывается изменение переменных, характеризующих состояние озерной экосистемы по всем трем координатам.

Как всякая сложная система, экологическая система озера обладает свойством *иерархичности*. Это означает, элементы этой системы, в свою очередь, могут быть сложными системами и иметь собственную структуру. Например, в модель круговорота вещества и энергии зоопланктон может входить в виде одного элемента, характеризующегося одной переменной — суммарной биомассой зоопланктона. Однако, часто бывает целесообразно выделить хищный зоопланктон и фильтраторов. Такого подразделения так же может оказаться не достаточным и приходится переходить к видовым популяциям. Например, в модели зоопланктона Ладожского озера (Казанцева, Смирнова, 1996) выделены популяции диаптомуса, дафнии и циклопа. Возможна и еще большая детализация, так в модели экосистемы озера Дальнего на Камчатке (Крогиус и др. 1969) фигурируют не только популяции рыб, но и разделение этих популяций на возрастные группы для возможности имитации миграций рыб из озера в море и обратно. Учитывая свойство иерархичности моделей озерных экосистем, начнем их рассмотрение с наиболее низкого, встречающегося на практике, уровня — с уровня популяции. Уровень особи оставим в стороне, хотя многие, важные в лимнологическом аспекте явления, например действие загрязняющих веществ на смертность гидробионтов, разыгрываются именно на этом уровне.

В дальнейшем изложении будут использоваться, в основном, имитационные детерминированные конечно-разностные модели с использованием языка STELLA, который широко применяется в

последнее время при моделировании водных экосистем. Особенно удобен язык STELLA для целей обучения. В Приложении дается краткое описание этого языка. Конечно, это не означает, что язык STELLA является оптимальным во всех случаях, например, для индивидуально-ориентированных или эволюционных моделей.

6.2. Модели популяций водных животных

Наиболее разработанными моделями популяций водных животных являются модели популяций рыб. На рис. 6.3 представлена блок-схема простейшей модели популяции рыб. Временной

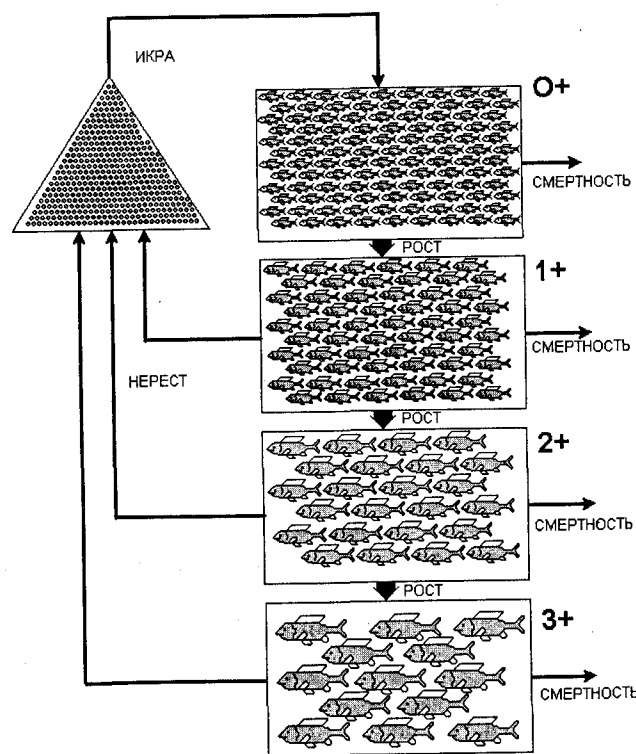


Рис. 6.3. Популяция рыб. Прямоугольники — возрастные группы, треугольник — процесс размножения — откладка икры

шаг модели один год. Популяция определяется численностью сеголеток (0+ — это традиционное обозначение возраста рыб в ихтиологии, связанное с определением возраста рыб по годовым кольцам на их чешуе, в данном случае первого кольца еще нет, но уже что-то приросло, отсюда знак "+"), годовиков (1+), двухгодовиков (2+) и трехлеток (3+). В модели учитываются процессы смертности, размножения и роста (перехода в следующую возрастную группу, что на рис 6.3 показано жирными стрелками).

Перейдем к реализации модели на языке STELLA. Блок-схема модели приведена на рис. 6.4. Возрастные группы представлены объектами типа reservoir, возрастные переходы потоками (flow), а функция размножения — объектом типа convertor с графическим заданием функциональной зависимости.

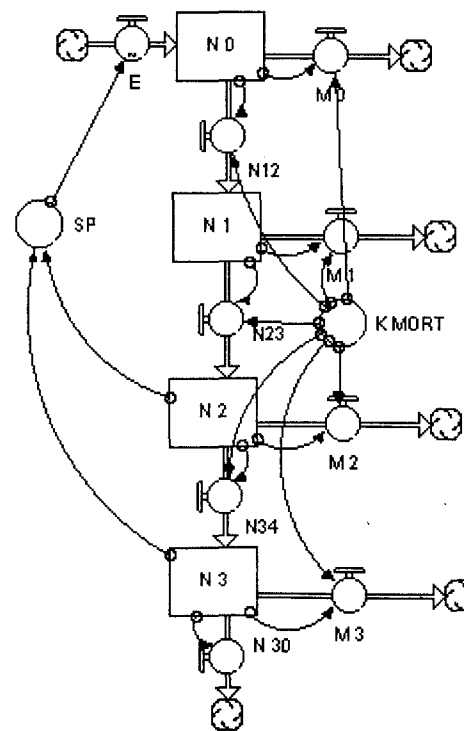


Рис. 6.4. Блок-схема модели популяции рыб на языке моделирования STELLA

Уравнения модели, которые получаются автоматически в процессе рисования блок-схемы, приведены ниже.

$$N_0(t) = N_0(t - dt) + (E - N_{12} - M_0) * dt$$

$$\text{INIT } N_0 = 100$$

$$E = \text{GRAPH}(SP)$$

$$(0.00, 0.00), (10.0, 38.0), (20.0, 64.5), (30.0, 74.0), (40.0, 50.0), (50.0, 14.5), (60.0, 5.50), (70.0, 5.00), (80.0, 4.00), (90.0, 4.00), (100, 3.50)$$

$$N_{12} = N_0 * (1 - K_MORT)$$

$$M_0 = N_0 * K_MORT$$

$$N_1(t) = N_1(t - dt) + (N_{12} - N_{23} - M_1) * dt$$

$$\text{INIT } N_1 = 50$$

$$N_{12} = N_0 * (1 - K_MORT)$$

$$N_{23} = N_1 * (1 - K_MORT)$$

$$M_1 = N_1 * K_MORT$$

$$N_2(t) = N_2(t - dt) + (N_{23} - N_{34} - M_2) * dt$$

$$\text{INIT } N_2 = 20$$

$$N_{23} = N_1 * (1 - K_MORT)$$

$$N_{34} = N_2 * (1 - K_MORT)$$

$$M_2 = N_2 * K_MORT$$

$$N_3(t) = N_3(t - dt) + (N_{34} - M_3 - N_{30}) * dt$$

$$\text{INIT } N_3 = 5$$

$$N_{34} = N_2 * (1 - K_MORT)$$

$$M_3 = N_3 * K_MORT$$

$$N_{30} = N_3$$

$$K_MORT = 0.4$$

$$SP = N_2 + N_3$$

Поясним значения переменных. N_0, N_1, N_2, N_3 — численности рыб в возрастных группах, N_{12}, N_{23}, N_{34} — переходы в следующие возрастные группы, N_{30} — гибель рыб старшего возраста от старости, M_0, M_1, M_2, M_3 — естественная смертность, K_MORT — коэффициент естественной смертности, E — количество икры, SP — функция воспроизводства. В модели рассматриваются два варианта функции воспроизводства — Бивертон и Холта (рис. 6.5, А), которая характерна для рыб с пелагической икрой или при отсутствии ограничений на емкость нерестилищ. Другой вариант — функция Риккера (рис. 6.5, Б) — предусматривает эффект переполнения нерестилищ, при котором увеличение нерестового стада выше некоторого предела ведет к уменьшению количества выжившей икры, что характерно для лососевых рыб.

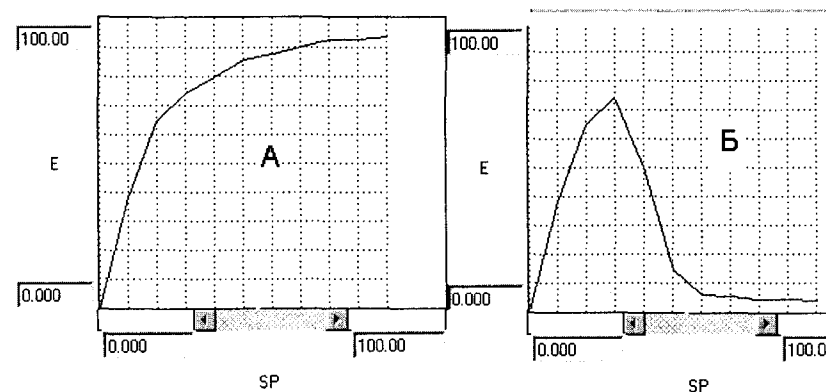


Рис. 6.5. Функции воспроизводства А — Бивертон и Холта, Б — Риккера

При первом варианте функции воспроизводства модель из любого начального состояния приходит в устойчивое состояние с пирамидальной возрастной структурой популяции (рис. 6.6). При втором варианте возможно появление незатухающих автоколебаний, что действительно наблюдается в популяциях дальневосточных лососей (рис. 6.7).

Рассмотренный пример модели популяции рыбы предельно примитивен и служит исключительно иллюстративным целям. Для практического прогнозирования в модель обычно вводят еще переменный темп роста массы рыбы, который зависит от кормовых условий и абиотических факторов среды (температуры, кон-

центрации кислорода и загрязняющих веществ в воде и т.п.). Иногда приходится учитывать миграционные перемещения рыб и тогда модель из точечной превращается в пространственную. В условиях выращивания молоди рыб на рыбоводных заводах приходится учитывать не только численность и среднюю массу особи данного возраста, но и функцию распределения рыб данного возраста по размерам. Наконец, интенсивный селективный промысел может привести к существенному изменению генетического состава популяции. В последнем случае целесообразен переход к стохастическим моделям, в которых элементом модели является не возрастная группа, а отдельная особь. Это, так называемые, "individual-based" модели, получающие в последнее время все большее распространение (Меншуткин, 2003).

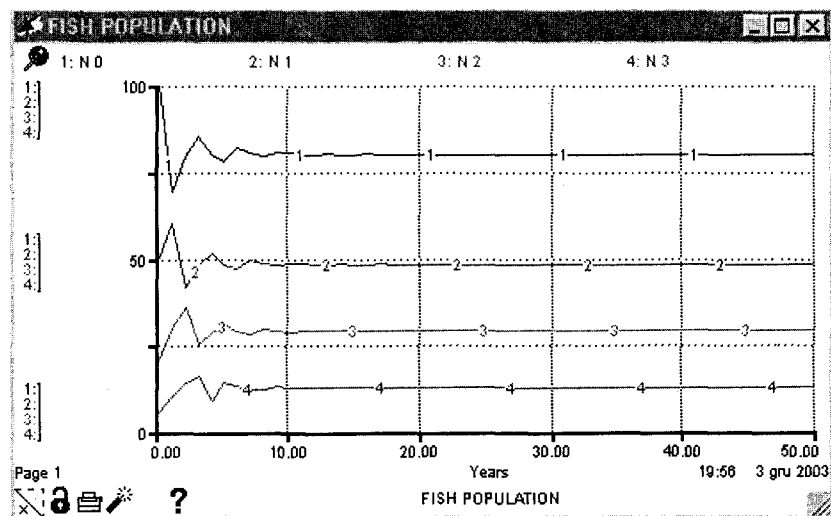


Рис. 6.6. Динамика численности популяции рыб при функции воспроизводства Бивертон и Холта

Теперь перейдем к моделям популяций водных беспозвоночных, например планктонных ракообразных. Отличие этих животных от рыб заключается в том, что состояние особи здесь определяется не возрастом, определяемым по кольцам на чешуе или на отолитах, а стадиями развития. Например, копеподы (циклопы, диаптомусы и т.п.) проходят в своем развитии от стадии яйца, несколько науплиальных стадий, затем несколько копеподитных и, только после этого, достигают взрослого половозрелого состоя-

ния. У кладоцер (дафний, босмин и т.п.) дело осложняется еще и чередованием полового и бесполого (партеногенетического) размножения.

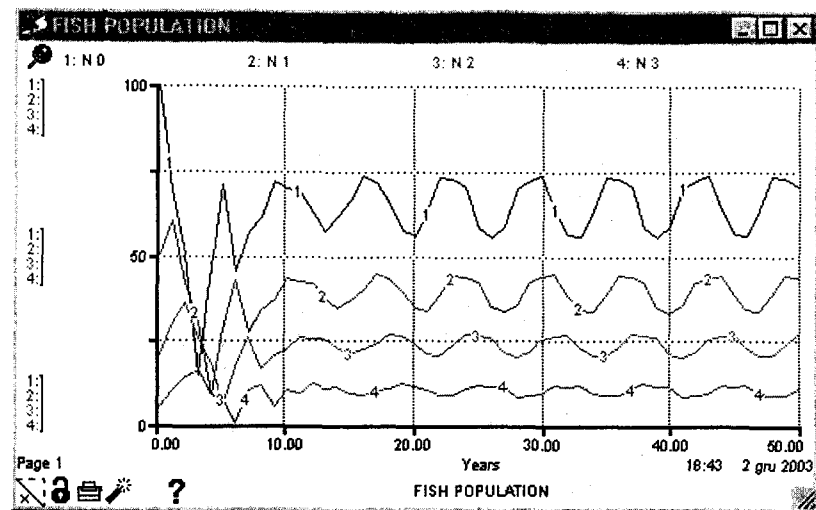


Рис. 6.7. Динамика численности популяции рыб при функции воспроизводства Риккера

Рассмотрим модель популяции диаптомуса (копепода). Блок-схема модели приведена на рис. 6.8. Временной шаг модели составляет одни сутки. Состояние популяции определяется численностью яиц (EGGS), науплиусов от 1 до 3 стадии (N13), науплиусов от 4 до 6 стадии (N46), копеподитов от 1 до 3 стадии (K13), от 4 до 5 стадии (K45), копеподитов в 6 стадии развития (K6) и взрослых особей (A). Для имитации развития рачков в стадийной группе целесообразно применить не объект типа *reservoir*, как в случае возрастной группы рыб, а объект типа *conveyor*, который создает очередь из особей. Дело в том, что каждая особь диаптомуса должна находиться в данной стадии развития совершенно определенное время, которое в случае данной модели определяется только температурой воды. (Объект *conveyor* пришел в технологию моделирования из теории массового обслуживания, где действительно служил для имитации работы конвейера или обыкновенной человеческой очереди в магазине).

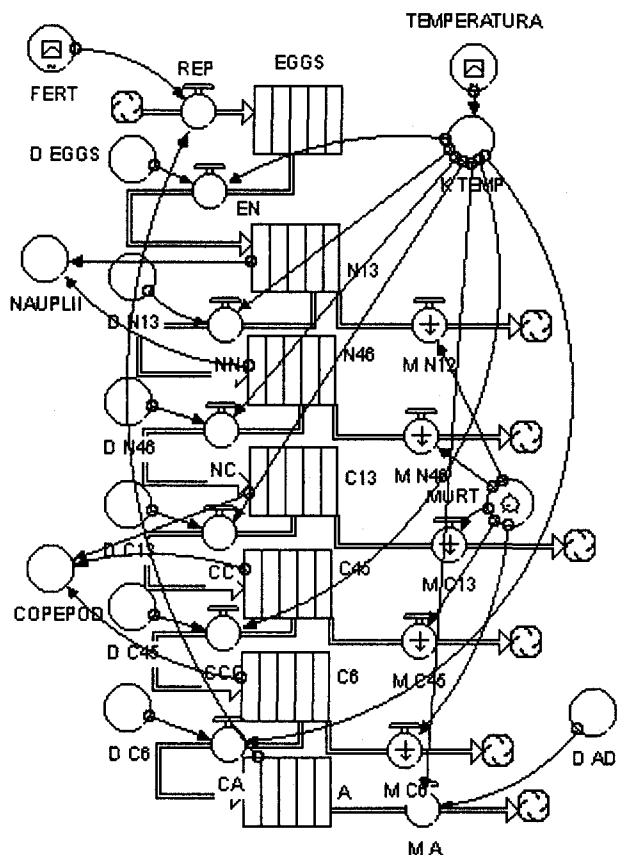


Рис. 6.8. Блок-схема модели популяции диатомуса

Ниже приводится программа модели популяции диатомуса на языке STELLA

```

A(t) = A(t — dt) + (CA — M_A) * dt
INIT A = 10
CA = CONVEYOR INFLOW
TRANSIT TIME = D_C6 * K_TEMP
M_A = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_AD * K_TEMP
C13(t) = C13(t — dt) + (NC — CC — M_C13) * dt

```

```

INIT C13 = 10
NC = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_N46 * K_TEMP
CC = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_C13 * K_TEMP
M_C13 = LEAKAGE OUTFLOW
LEAKAGE FRACTION = MORT
C45(t) = C45(t — dt) + (CC — CCC — M_C45) * dt
INIT C45 = 10
CC = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_C13 * K_TEMP
CCC = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_C45 * K_TEMP
M_C45 = LEAKAGE OUTFLOW
LEAKAGE FRACTION = MORT
C6(t) = C6(t — dt) + (CCC — CA — M_C6) * dt
INIT C6 = 10
CCC = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_C45 * K_TEMP
CA = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_C6 * K_TEMP
M_C6 = LEAKAGE OUTFLOW
LEAKAGE FRACTION = MORT
EGGS(t) = EGGS(t — dt) + (REP — EN) * dt
INIT EGGS = 10
REP = FERT * A
EN = CONVEYOR OUTFLOW
TRANSIT TIME = D_EGGS * K_TEMP
N13(t) = N13(t — dt) + (EN — NN — M_N12) * dt
INIT N13 = 10
EN = CONVEYOR OUTFLOW

```

TRANSIT TIME = D_EGGS * K_TEMP

NN = CONVEYOR OUTFLOW

TRANSIT TIME = D_N13 * K_TEMP

M_N12 = LEAKAGE OUTFLOW

LEAKAGE FRACTION = MORT

$N_{46}(t) = N_{46}(t - dt) + (NN - NC - M_{N46}) * dt$

INIT N46 = 10

NN = CONVEYOR OUTFLOW

TRANSIT TIME = D_N13 * K_TEMP

NC = CONVEYOR OUTFLOW

M_N46 = LEAKAGE OUTFLOW

LEAKAGE FRACTION = MORT

COPEPOD = C13 + C45 + C6

D_AD = 7

D_C13 = 4

D_C45 = 5

D_C6 = 6

D_EGGS = 2

D_N13 = 3

D_N46 = 4

$K_TEMP = 1 / (2.3 ^ ((TEMPERATURA - 20)/10))$

MORT = 0.02

NAUPLII = N13 + N46

FERT = GRAPH(TIME)

(0.00, 0.285), (12.0, 0.405), (24.0, 0.81), (36.0, 1.05), (48.0, 2.05), (60.0, 2.16), (72.0, 0.75), (84.0, 0.42), (96.0, 0.06), (108, 0.00), (120, 0.015)

TEMPERATURA = GRAPH(TIME)

(0.00, 2.75), (10.0, 5.00), (20.0, 20.8), (30.0, 21.3), (40.0, 22.1), (50.0, 22.3), (60.0, 21.3), (70.0, 20.3), (80.0, 18.9), (90.0, 17.3), (100, 14.4), (110, 11.6), (120, 2.63)

Поясним некоторые конструкции и идентификаторы этой программы.

INIT A — начальная численность взрослых диаптомусов, CA — поступление в стадию взрослых за счет роста копеподитов 6-ой стадии, M_A — гибель взрослых особей, D_C6 — продолжительность развития копеподитов 6-ой стадии, D_AD — продолжительность жизни взрослых особей, $K_TEMP = 1/(2.3 ^ ((TEMPERATURA - 20)/10))$ — зависимость продолжительности развития от температуры (чем выше температура, тем скорее развиваются рачки).

Смертность диаптомусов имитируется при помощи свойства «утечки» — LEAKAGE FRACTION и определяется коэффициентом смертности MORT.

Эффективная плодовитость диаптомусов (FERT), которая учитывает соотношение полов, число яиц в кладке и интервалы между кладками принимается в данной модели, согласно экспериментальным исследованиям М.Б. Ивановой (1985). Этот параметр зависит только от кормовых условий, которые изменяются во времени.

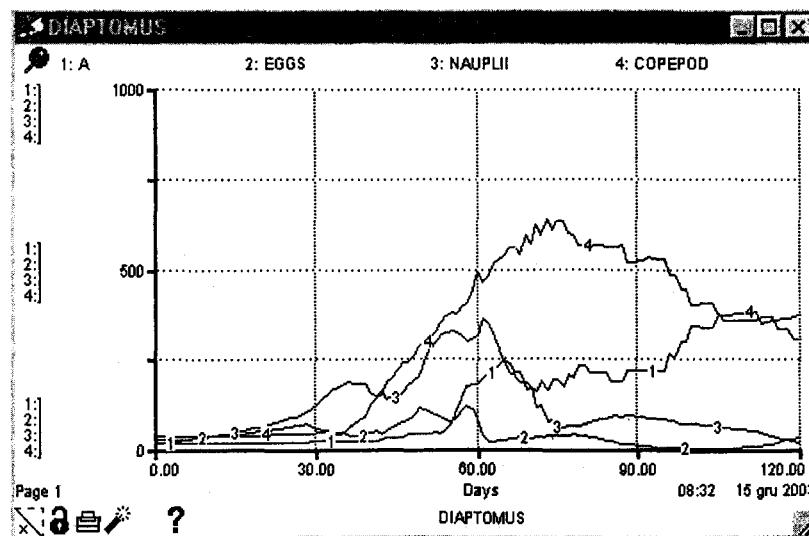


Рис. 6.9. Динамика популяции диаптомуса. Численности: 1 — взрослых особей, 2 — яиц, 3 — науплиусов, 4 — копеподитов

На рис. 6.9 приведен пример работы модели популяции диаптомуса. В отличие от популяции рыб, здесь нет четко выраженных по-

колений. Для подобных случаев в экологии существует специальный термин — «популяции с непрерывным размножением».

Модели, подобные рассмотренной выше, используются для определения продукционных свойств популяций зоопланктона. Например, были исследованы зависимости коэффициента P/B (отношение продукции популяции к средней биомассе) от температурных и кормовых условий, а так же при различных воздействиях хищников для целого ряда видовых популяций зоопланктонных ракообразных, обитающих в озерах (Приходько, 1978).

Модели популяций планктонных ракообразных могут включать в себя имитацию таких явлений, как суточные и сезонные вертикальные миграции или диапаузы — временного прекращения питания при неблагоприятных условиях (Алексеев, Умнов, 2000).

Модели популяций бентосных животных (например, моллюсков, С.Н. Голиков и Меншуткин, 1971) принципиально ничем не отличаются от моделей рыб и планктонных ракообразных, за исключением резкой смены среды обитания, которая наблюдается у личинок насекомых (например, хирономид) при массовом превращении личинок во взрослые летающие особи (имаго).

6.3. Модели сообществ и трофических сетей

При построении моделей сообществ водных животных на первый план выходят трофические отношения конкуренции и типа «хищник–жертва» между отдельными популяциями. Основоположником моделей такого типа является Вито Вольтерра (1934), который написал и решил системы простых дифференциальных уравнений, без которых не обходится ни один учебник экологии. Модели Вольтерра основываются на предположении о том, что взаимодействие между популяциями пропорционально произведению их численностей. На практике, во всяком случае для водных животных, это предположение не оправдалось. Для построения моделей сообществ фундаментальное значение имеют результаты экспериментальных работ В.С. Ивлева (1955), который обнаружил наличие максимального рациона, выше которого хищник потреблять пищу просто не может, а также существование такой пороговой концентрации корма, ниже которой питание данным видом корма прекращается. Не менее значительны достижения В.С. Ивлева в описании процесса избирательности питания, в которых, по существу, была показана применимость

формулы Байеса для условной вероятности к процессу потребления разных видов кормовых объектов. Именно эти данные в различных модификациях используются в современных моделях сообществ водных животных.

В качестве первого примера используем модель сообщества рыб (ихтиоценоза) озера Воже на севере Вологодской области (Жаков, 1984; Жаков, Меншуткин, 1974). Блок-схема этой модели представлена на рис. 6.10.

Переменными в модели сообщества рыб озера Воже являются биомассы популяций язя, плотвы, ерша, леща, окуня, щуки, налима, уклейи и снетка. При построении модели предполагалось, что язь, ерш и лещ питаются только бентосом, плотва помимо бентоса может потреблять еще и детрит, а окунь может быть и бентофагом, и хищником. Уклея и снеток представляют собой чистых планктофагов, а щука и налим — хищников.

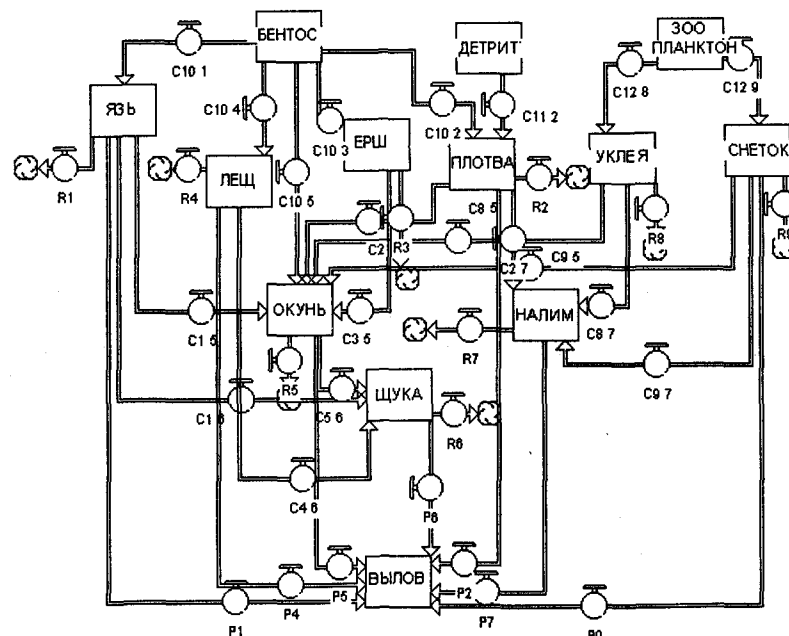


Рис. 6.10. Блок-схема сообщества рыб в озере Воже (Вологодская обл.)

Не будем приводить всей программы модели ихтиоценоза озера Воже, а ограничимся демонстрацией только базовых уравнений (Жаков, 1984):

$$B_i(t) = B_i(t - dt) + u \sum_{j=1}^N C_{ij} - (r_i + \phi_1 + \phi_2 + F_i) B_i.$$

Здесь B_i — биомасса i — ой популяции рыб, u — коэффициент усвоения пищи, C_{ij} — частный рацион питания i — ого потребителя корма за счет j — ого источника пищи, N — общее число членов сообщества, включая и внешние источники питания, r_i — коэффициент трат на обмен, ϕ_1 — коэффициент смертности от воздействия хищников, ϕ_2 — коэффициент смертности от прочих причин, F_i — коэффициент промысловой смертности. Соотношение реального рациона (C_R) с максимальным (C_{MAX}) определяется соотношением

$$C_R = C_{MAX} (1 - EXP(-\xi(B - B_{min}))),$$

где B — биомасса жертв (источника питания), B_{min} — пороговое значение биомассы жертв, ниже которой питание прекращается, ξ — эмпирический коэффициент. При помощи модели ихтиоценоза озера Воже были прогнозированы те изменения в ихтиоценозе, которые могли бы произойти в случае реализации проекта переброски вод северных рек России на юг в бассейн Каспийского моря. К счастью, этот проект, популярный в 70-е годы прошлого века, осуществлен не был.

При исследовании описанной выше модели ихтиоценоза озера Воже было замечено, что она хорошо описывает стационарные состояния сообщества и плохо переходные процессы от одного такого состояния к другому. Это связано с тем, что в модели не учтены временные задержки происходящие между нерестом рыб и вступлением следующего поколения в половозрелый возраст. Другим недостатком этой модели было игнорирование того факта, что рыба в процессе своего онтогенеза может изменять способ питания. Так молодь всех рыб, составляющих сообщество, питается зоопланктоном, включая и таких хищников, как щука. Указанные недостатки были учтены при создании модели сообщества рыб Ладожского озера.

Сообщество рыб в Ладожском озере представляет собой довольно сложную динамическую систему. В Ладожском озере обитает более 50 видов рыб (Кудерский и др., 1996) — плотва, густера, синец, уклея, лещ, щука, судак, сиги, ряпушка, корюшка,

налим и другие. Даже если отбросить малочисленные в настоящее время виды рыб (минога, осетр, лосось, форель, угорь, бычок-рогатка), то останется не менее десятка видов важных в промысловом отношении, без которых просто нельзя рассматривать сообщество рыб Ладожского озера. В предлагаемой модели к таким видам рыб отнесены: окунь, плотва, щука, лещ, ерш, ряпушка, рипус, налим, сиг, судак и корюшка. Характеристики каждой из этих популяций рыб в Ладожском озере достаточно подробно изучены сотрудниками ГосНИОРХ (по каждому виду защищена кандидатская диссертация) и именно эти данные легли в основу предлагаемой модели. Первую модель сообщества рыб в Ладоге выполнили С. Тихонов и Ю. Ладанов (1988), рассматриваемая модель является результатом коренной переработки модели С. Тихонова и Ю. Ладанова с использованием моделирующего алгоритма разработанного для ихтиоценоза озера Воже (Жаков и Меншуткин, 1974) и рассмотренного выше.

Общая схема ихтиоценоза Ладоги приведена на рис. 6.11.

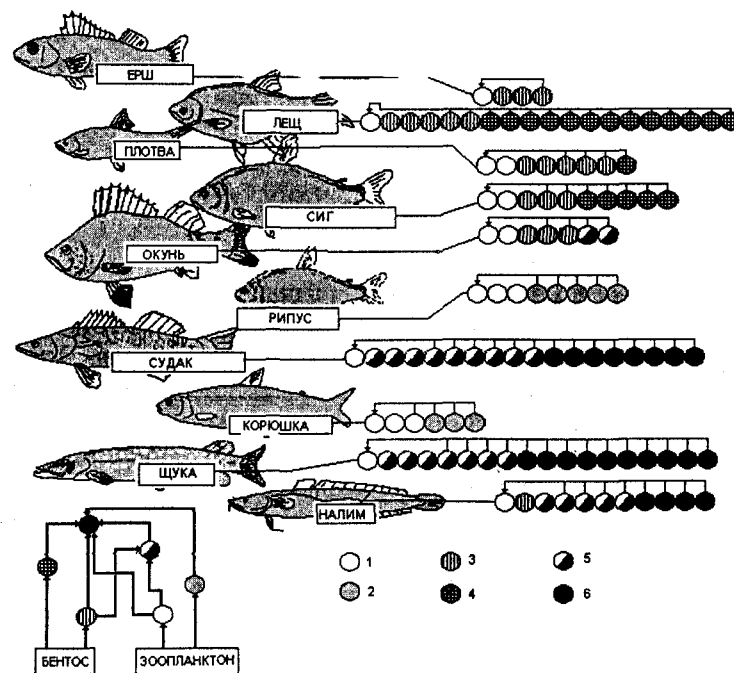


Рис. 6.11. Блок-схема сообщества рыб Ладожского озера (1 — мелкие планктофаги, 2 — крупные планктофаги, 3 — мелкие бентофаги, 4 — крупные бентофаги, 5 — мелкие хищники, 6 — крупные хищники)

Основная идея построения модели ихтиоценоза заключается в разделении описания трофических, популяционных и промысловых процессов. В трофической сети ихтиоценоза элементом является трофическая группа (фитофаг, детритофаг, мелкий и крупный планктофаг, мелкий и крупный бентофаг, мелкий и крупный хищник). В структуре популяции элементом служит возрастная и половая группа, а при промысловом воздействии решающую роль играет размер рыбы, попадающей в те или иные орудия лова. Конечно, принятое деление представляет собой определенную абстракцию, так как при трофическом взаимодействии рыб между собой и с кормовой базой видовые особенности играют существенную роль, то в первом приближении этим можно пренебречь и объединить, например, в одну трофическую группу крупных щук, и судаков в возрасте свыше 6–8 лет. Трофическая структура сообщества рыб в Ладожском озере приведена в нижней части рис. 6.11.

Другим допущением является игнорирование пространственной структуры ихтиоценоза. При переменном шаге модели в один год все миграционные процессы вообще выпадают из рассмотрения.

Следующее допущение связано с принятием для каждой популяции постоянного темпа роста, т.е. предполагается, что возраст рыбы и масса ее тела связаны однозначной функцией, не зависящей от кормовых и иных внешних условий. Это относится так же к срокам полового созревания и естественной смертности, не связанной с воздействием хищников.

При описании в модели процесса воспроизводства используется понятие эффективной плодовитости, которая определяется количеством выжившей молоди на одного производителя. В отличие от абсолютной плодовитости (числа икринок на одну самку), эффективная плодовитость интегрально описывает целый набор процессов (соотношение полов, эффективность оплодотворения, смертность икры и личинок рыб), однако трудно поддается непосредственному определению. На эффективную плодовитость наибольшее воздействие оказывают внешние факторы, такие как уровень и температура воды во время нереста, загрязненность нерестилищ токсическими веществами антропогенного происхождения, емкость нерестовых площадей и другие факторы. В модели принята зависимость выживания икры и молоди в форме, предложенной Бивертоном и Холтом. Очень популярная в ихтиологической литературе функция Риккера, характерная наличием максимума выживания молоди и эффектом перенаселения нерес-

тилиц, применима только к популяциям лососевых рыб и в условиях Ладожского озера не имеет особых преимуществ.

Не вдаваясь в подробное исследование модели сообщества рыб Ладожского озера, рассмотрим только некоторые характерные особенности этой системы. Основной вариант (табл. 6.1) более или менее соответствует состоянию сообщества в 80-х гг., когда вылов судака ограничивался, и запасы его начали медленно восстанавливаться. Более точная подгонка состояния сообщества к официальным данным о вылове рыбы вполне возможна, но не имеет большого смысла не только из-за значительной доли браконьерского лова, но и в виду большого числа неопределенных коэффициентов (характеристики кормовой базы, нерестилищ, интенсивностей промысла по отдельным видам рыб). Более того, для такого крупного водоема как Ладожское озеро, модель, не учитывающая сезонных нагульных и нерестовых миграций рыб, не может являться основой для окончательного суждения о состоянии сообщества рыб и рекомендаций по рациональному ведению промысла. Заметим, что основной вариант является устойчивым во времени с продолжительностью переходного процесса 20–25 лет (из биологически осмысленного начального состояния).

Таблица 6. 1. Характеристики популяций в модели сообщества рыб Ладожского озера при 1 и 2 варианте внешних условий (Y% — процентное содержание данного вида в промысловом вылове, N — численность рыб в 1000 на все озеро, B — биомасса рыб в 1000 ц на все озеро)

Вид	Вариант 1 — основной			Вариант 2 — сокращение продукции планктона и бен- тоса		
	Y%	N	B	Y%	N	B
Окунь	4.3	1567	22.2	0.4	31	0.2
Плотва	6.1	1104	16.8	14.8	731	5.1
Щука	1.4	511	22.6	2.1	34	10.2
Лещ	2.9	235	29.0	0.6	8	0.2
Ерш	0.6	722	2.3	15.6	374	0.7
Сиг	8.1	4197	11.6	3.0	116	0.2
Рипус	11.0	917	5.2	0.0	0	0.0
Налим	1.0	99	4.8	0.1	1	0.05
Ряпушка	9.2	1580	38.4	0.7	86	0.4
Судак	9.1	323	13.1	0.7	3	0.1
Корюшка	46.2	5639	61.5	62.0	616	2.6
Суммарный вылов (в тоннах в год)	3641			230		

Четвертый вариант исследования модели сообщества рыб Ладжского озера соответствует случаю существенного сокращения продукции бентоса при сохранении продукции зоопланктона на уровне основного варианта. Суммарный вылов в этом случае составляет 4421 тонн в год, а доля рипуса, как планктофага, увеличивается до 30 %. Биомасса бентофагов существенно сокращается (табл. 6.2).

Таблица 6.2. Характеристики трофических групп в модели сообщества рыб Ладжского озера при 3 и 4 варианте внешних условий (В — биомасса трофической группы в 1000 ц, TS — напряженность трофических отношений)

Трофическая группа	3 — увеличение продукции планктона и бентоса		4 — высокая продукция планктона и низкая бентоса	
	В	TS	В	TS
Крупные хищники	0.6		0.2	
Мелкие хищники	63.2	0.01	45	0.01
Крупные бентофаги	55.8	0.01	0.3	0.01
Мелкие бентофаги	68.1	0.83	16.2	0.91
Детритофаги	17.2	0.83	9.4	0.91
Крупные планктофаги	33.2	0.01	38.2	0.01
Мелкие планктофаги	1.2	0.83	1.2	0.91
Зоопланктон	1000	1.27	1000	1.3
Детрит	1000	0.04	500	0.5
Бентос	1000	0.30	500	1.8
Суммарная биомасса рыб (в 1000 ц)	350		222	

Вариант 5 соответствует низкой продукции озерного зоопланктона и высокой продукции бентоса (табл. 6.1 и табл. 6.2). В этом случае, как и в варианте 2 популяция рипуса гибнет, а в промысловых уловах значительную долю составляет лещ.

Наконец, вариант 6 имитирует полное прекращение промысла рыбы в Ладжском озере. Кормовая база в этом случае установлена такой же, как в основном варианте. Суммарная биомасса рыб при этом возрастает, но не очень сильно, а вот структура сообщества существенно изменяется в сторону увеличения численности судака, корюшки и рипуса — основных промысловых рыб Ладоги.

Данное исследование ни в коей мере не претендует на какие-либо рекомендации или заключения по поводу состояния рыбных запасов Ладжского озера — задача этого раздела состоит только в том, чтобы показать возможность модельного подхода к динамике реального сообщества рыб крупного промыслового водоема.

Таблица 6.3. Характеристики популяций в модели сообщества рыб Ладжского озера при 5 и 6 варианте внешних условий (Y% — процентное содержание данного вида в промысловом вылове, N — численность рыб в 1000 на все озеро, В — биомасса рыб в 1000 ц на все озеро)

Вид	5 — низкая продукция планктона и высокая бентоса			6 — отсутствие Промысла		
	Y%	N	В	Y%	N	В
Окунь	4.8	1108	8.2	0	1418	15.9
Плотва	3.5	830	7.2	0	1003	11.9
Щука	1.5	145	4.6	0	258	9.5
Лещ	16.0	221	40.6	0	205	22.5
Ерш	4.6	661	1.6	0	738	2.4
Сиг	4.6	1087	10.8	0	4120	11.1
Рипус	0.0	0	0	0	2343	18.1
Налим	0.9	41	1.7	0	50	2.1
Ряпушка	17.6	1218	22.6	0	1418	23.1
Судак	0.7	15	0.5	0	837	33.5
Корюшка	45.8	2641	12.8	0	5454	53.8
Суммарный вылов (в тоннах в год)	1370			0		

Таблица 6.4. Характеристики трофических групп в модели сообщества рыб Ладжского озера при 5 и 6 варианте внешних условий (В — биомасса трофической группы в 1000 ц, TS — напряженность трофических отношений)

Трофическая группа	5 — низкая продукция планктона и высокая бентоса		6 — отсутствие Промысла	
	В	TS	В	TS
Крупные хищники	0.3		0.8	
Мелкие хищники	7.6	0.02	45	0.03
Крупные бентофаги	44.0	0.02	24	0.03
Мелкие бентофаги	21.6	0.33	27	1.05
Детритофаги	3.1	0.33	6.3	1.05
Крупные планктофаги	0.6	0.02	19.2	0.03
Мелкие планктофаги	2.0	0.33	8.2	1.05
Зоопланктон	5	5.4	50	1.87
Детрит	100	0.07	50	0.03
Бентос	100	0.12	50	0.29
Суммарная биомасса рыб (в 1000 ц)	102		204	

От моделей сообществ рыб перейдем к моделям сообществ зоопланктонных ракообразных. Примером может служить мо-

дель планктонного сообщества центральной части Ладожского озера (Казанцева, Смирнова, 1996). Модель состоит из пяти популяций — одна популяция ветвистоусых рачков (кладоцер) — босмин (*Bosmina obtusirostris*) и четыре популяции веслоногих рачков (копепод) диаптомус (*Eudiaptomus graciles*), микроциклопс (*Microcyclops oithonoides*), лимнокалянус (*Limnocalanus macrurus*) и циклоп (*Cyclops abyssum*). Блок-схема сообщества представлена на рис. 6.12. Принципы построения моделей популяций копепод уже были рассмотрены в разделе 6.2, однако отметим особенность, которая связана с существованием покоящихся яиц (эфиппиумов) у босмины (B1 на рис. 6.12). Эти яйца существуют в зимнее время на дне водоема, а весной дают начало партеногенетическим поколениям (B2, B3 и B4). Осенью появляются самцы, происходит половое размножение, в результате которого появляются новые эфиппиумы, перезимовывающие на дне до следующей весны.

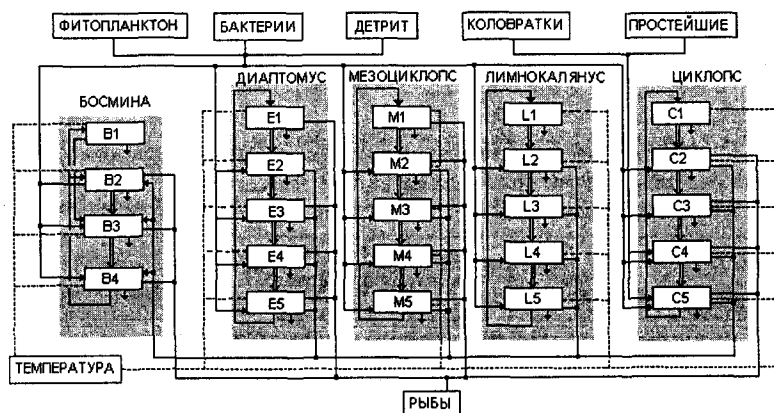


Рис. 6.12. Блок-схема модели зоопланктонного сообщества в центральном районе Ладожского озера (Казанцева, Смирнова, 1996). Сплошные линии соответствуют трофическим связям, прерывистые — информационным (влияние температуры)

Для циклопа и мезоциклопса в модели учитывалось явление диапаузы, которое проявлялось во временной задержке развития особей на 4–5 копеподитной стадии (M4 и C4). После прекращения

диапаузы особи поднимались со дна и продолжали свое развитие.

Особенностью рассматриваемой модели зоопланктонного сообщества является учет динамики не только возрастной, но и вертикальной структуры входящих в него популяций. Для этого выделено три слоя воды — от поверхности до глубины 10 м, от 10 до 25 м и от 25 м до дна (рис. 6.13).

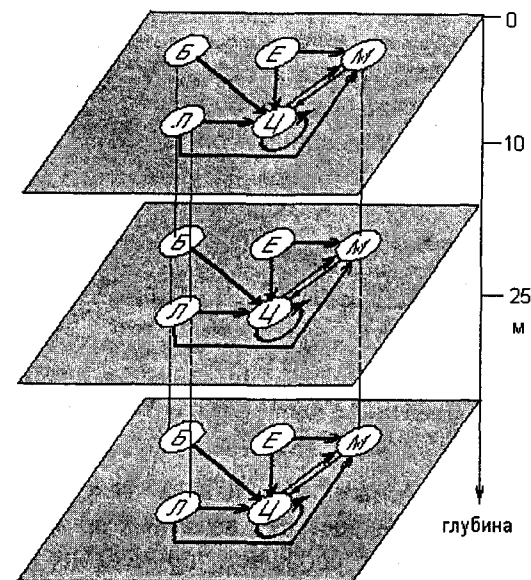


Рис. 6.13. Вертикальная структура модели зоопланктонного сообщества. Б — босмины, Е — диаптомусы, М — мезоциклопсы, Л — лимнокалянусы, Ц — циклопы

Вертикальные миграции зоопланктона определялись температурными и кормовыми условиями, которые изменялись во времени. Для особей каждой популяции, находящихся в соседних слоях, сравнивались отклонения температурных условий от оптимальных, характерных для каждого вида. Особи могли перемещаться из слоя с менее благоприятными условиями в слой с более благоприятными условиями. Кроме температурных, учитывались еще и кормовые условия. Была предусмотрена возможность

перемещения гидобионтов из слоя с худшими условиями питания (степенью удовлетворения максимального рациона) в слой с лучшими условиями. На рис. 6.14. приведен пример вертикальных перемещений нехищной части зоопланктонного сообщества в течение года.

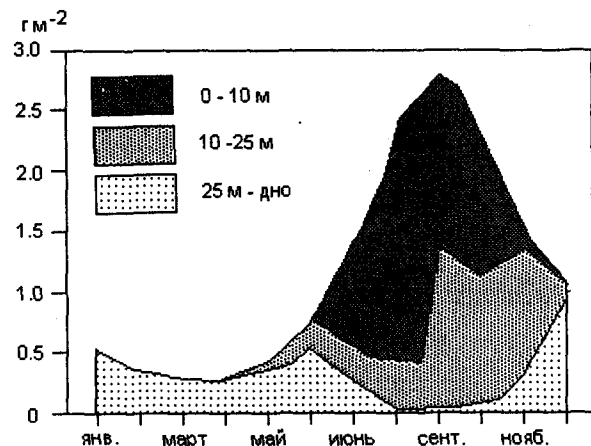


Рис. 6.14. Вертикальное распределение нехищного зоопланктона по данным модели зоопланктонного сообщества в центральной Ладоге

Сообщества бентосных животных и макрофитов по своим свойствам близки к сообществам наземных организмов, поэтому к моделированию таких сообществ применимы методы, характерные для этих объектов (Botkin, 1993).

6.4. Точечные модели экологических систем

Модели водных экологических систем (прудов, озер, водохранилищ, морей и океанов) начали разрабатываться раньше и развивались интенсивнее, чем модели наземных экосистем как в силу практической значимости процессов эвтрофикации и антропогенного загрязнения водоемов, так и в силу большей изученности продукционных процессов в водной среде. Объясняется это, в частности, тем, что гетерогенность почвы создает существенные методические трудности при количественном описании биогео-

химических циклов, по сравнению с относительно гомогенной водной средой.

Компьютерному моделированию водных экологических систем посвящено очень много исследований. Так, моделей Великих Американских озер существует несколько десятков, укажем только на некоторые, наиболее характерные примеры (Auer и Canale, 1980; Auer et al., 1986; Bierman и Dolan, 1981). Даже самый беглый обзор публикаций по моделированию водных экологических систем выходит за рамки настоящей книги, поэтому ограничимся только перечислением наиболее существенных работ. Теоретическим проблемам моделирования водных экосистем уделяется много внимания, появились новые идеи связанные с развитием общей теории сложных систем, например идей самоорганизации, оптимизации, детерминированного хаоса, синергетики, применения лингвистических переменных и нечеткой логики (Cale, 1988; Emlen, 1984; Lauenroth et al., 1983; Lhotka и Straskraba, 1987; Mageau et al., 1998; Mauersberger, 1981; Меншуткин, 1970, 1971, 1972, 1974, 1993; Меншуткин и Умнов, 1970; Patouchaes и Stamou, 1993; Peters, 1992; Ripl и Feibicke, 1992; Straskraba, 1995; Vinogradov и Menshutkin, 1977; Воинов и Ахрименков, 1990). В моделировании морских экосистем наметилась тенденция к созданию стандартного программного обеспечения типа систем ERSEM, STELLA или SESAME (Blackford и Radford, 1995; Baretta et al., 1995; Ruardij et al., 1995). Из моделей экосистем конкретных пресноводных водоемов отметим модели экологических систем озера Байкал (Ащепкова и др., 1978; Горстко и др., 1978), Ладожского озера (Астраханцев и др., 1996, 1998; Леонов и др., 1991; Меншуткин и Воробьева, 1987), небольших эвтрофных озер в Дании (Jorgensen, 1985; Kemp-Nilsen, 1986) и озер Финляндии (Kenttunen, 1981; Varis, 1984), озера Дривяты и Нарочанских озер в Белоруссии (Меншуткин и Умнов, 1970; Иконников и Умнов, 1985), озера Дальнего на Камчатке (Menshutkin и Умнов, 1971), Лакшмозера в Карелии (Балушкина и др., 1997), Мазурских озер в Польше (Uchmanski и Szeligiewicz, 1988).

Перейдем далее к анализу моделей. Рассмотрим, как устроены и как работают такие модели на максимально упрощенном примере.

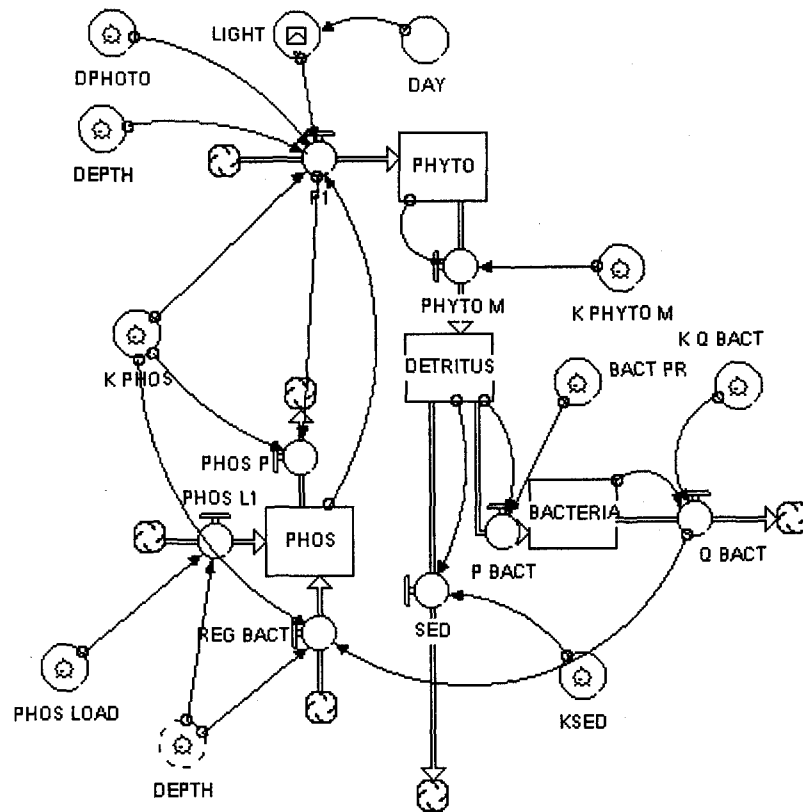


Рис. 6.15. Блок-схема простейшей модели озерной экосистемы

Блок-схема модели представлена на рис. 6.15. Модель является точечной, т.е. в ней игнорируются вертикальные и горизонтальные неоднородности в распределении компонент экосистемы. В природе такое бывает только в случае хорошо перемешиваемых водоемов небольших размеров без ярко выраженной литоральной зоны. В качестве живых элементов экосистемы выбраны: фитопланктон (продуцент) и бактериопланктон (редуцент). В качестве неживых элементов в модели фигурируют — мертвое органическое вещество (детрит) и неорганический фосфор (биоген) растворенный в воде. Таким образом, в предлагаемой модели рас-

сматривается только пелагическая часть экологической системы и полностью игнорируется роль бентоса и взаимодействие между донными отложениями и водной массой водоема. Состояние экосистемы в данный момент времени определяется биомассами фитопланктона (PHYTO), бактериопланктона (BACTERIA) и массой мертвого органического вещества (DETRITUS), выраженных в граммах углерода на квадратный метр поверхности озера, а для биогена (PHOS) в граммах фосфора на кубический метр. Временной шаг модели равен суткам. Приведем программу модели на языке STELLA.

$$BACTERIA(t) = BACTERIA(t - dt) + (P_BACT - Q_BACT) * dt$$

$$INIT BACTERIA = 0$$

$$P_BACT = BACT_PR * DETRITUS$$

$$Q_BACT = BACTERIA * K_Q_BACT$$

$$DETRITUS(t) = DETRITUS(t - dt) + (PHYTO_M - P_BACT - SED) * dt$$

$$INIT DETRITUS = 0$$

$$PHYTO_M = PHYTO * K_PHYTO_M$$

$$P_BACT = BACT_PR * DETRITUS$$

$$SED = DETRITUS * KSED$$

$$PHOS(t) = PHOS(t - dt) + (PHOS_L1 + REG_BACT - PHOS_P) * dt$$

$$INIT PHOS = 0$$

$$PHOS_L1 = (PHOS_LOAD / 360) / DEPTH$$

$$REG_BACT = Q_BACT * K_PHOS / DEPTH$$

$$PHOS_P = P1 * K_PHOS$$

$$PHYTO(t) = PHYTO(t - dt) + (P1 - PHYTO_M) * dt$$

$$INIT PHYTO = 0$$

$$P1 = MIN (LIGHT, PHOS * MIN(DEPTH, DPHOTO) / K_PHOS)$$

$$PHYTO_M = PHYTO * K_PHYTO_M$$

$$PRIMARY_PROD(t) = PRIMARY_PROD(t - dt) + (PP) * dt$$

```

INIT PRIMARY_PROD = 0
PP = IF TIME > 1800 — 360 THEN P1 ELSE 0
    BACT_PR = 0.1
    DAY = MOD(TIME,360)
    DEPTH = 10
    DPHOTO = 5
    KSED = 0.08
    K_PHOS = 0.05
    K_PHYTO_M = 0.1
    K_Q_BACT = 0.15
    PHOS_LOAD = 0.05
    LIGHT = GRAPH(DAY)
(0.00, 0.00), (30.0, 0.00), (60.0, 0.00), (90.0, 0.00), (120,
0.64), (150, 1.15), (180, 1.15), (210, 0.9), (240, 0.59), (270,
0.00), (300, 0.00), (330, 0.00), (360, 0.00)

```

Изменение биомассы фитопланктона происходит за счет первичной продукции (P1) и отмирания фитопланктона (PHYTO_M). Первичная продукция лимитируется световыми условиями (LIGHT) и наличием биогенов, в данном случае фосфора. Если глубина фотического слоя (DPHOTO) меньше, чем глубина водоема (DEPTH), то предполагается, что в фотосинтезе может участвовать только тот фосфор, который находится в фотическом слое. Содержание фосфора в биомассе фитопланктона полагается постоянным и равным K_PHOS. Отмирание фитопланктона регулируется коэффициентом K_PHYTO_M.

Изменение биомассы бактериопланктона происходит за счет потребления детрита (P_BACT) и трат на обмен (Q_BACT). Предполагается, что за сутки бактерии могут переработать только некоторую часть (BACT_PR) массы детрита. Траты на обмен (дыхание бактерий) определяется их биомассой и коэффициентом K_Q_BACT.

Масса детрита (DETRITUS) складывается из отмирающего детрита (PHYTO_M) и расходуется на питание бактериопланктона (P_BACT) и осаждение на дно — седиментацию (SED).

Концентрация неорганического фосфора, растворенного в воде (PHOS) определяется как внешними поступлениями

(PHOS_L1) — так называемой внешней фосфорной нагрузкой, регенерацией фосфора за счет жизнедеятельности бактерий (REG_BACT) и расходом на фотосинтез (PHOS_P). Регенерация фосфора считается пропорциональной тратам на обмен (Q_BACT) с соответствующим переходным коэффициентом (K_PHOS).

На рис. 6.16 представлен интерфейс разбираемой модели. При помощи настроечных «ручек» можно изменять все параметры системы (DEPTH — глубина озера, KSED — коэффициент седиментации, PHOS_LOAD — фосфорная нагрузка, K_Q_BACT — коэффициент трат на обмен бактериопланктона, R_PHYTO_M — коэффициент отмирания фитопланктона, K_PHOS — содержание фосфора в биомассе фитопланктона, DPHOTO — мощность фотического слоя, BACT_PR — интенсивность потребления детрита бактериями).

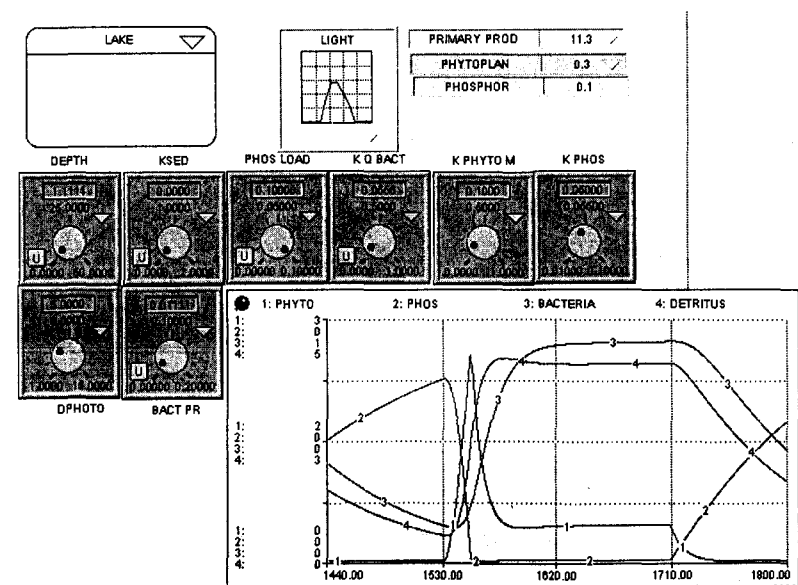


Рис. 6.16. Интерфейс простейшей модели озерной экосистемы

Из произвольного начального состояния (в данном примере это нулевое значение всех биомасс, что можно представить себе как затопление водой свежесваренного котлована) модель через 5–10 лет выходит на стационарное состояние. На рис. 6.16 представлено состояние на пятом году функционирования мо-

дели. Для принятых значений параметров характерна низкая первичная продукция ($113 \text{ ккал м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, исходя из эквивалентности $1 \text{ гС } 10 \text{ ккал}$) и резкая вспышка биомассы фитопланктона после вскрытия озера ото льда. Это соответствует характеристикам олиготрофного водоема.

На рис. 6.17 представлены данные о функционировании той же модели, но при увеличенной фосфорной нагрузке. При этом первичная продукция возрастает до $1300 \text{ ккал м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, что соответствует α — эвтрофному озеру по классификации С.П. Китаева (табл. 1.3.1 в главе 1). Динамика биомассы фитопланктона приобретает иной вид — теперь максимум приходится на середину вегетационного периода, это соответствует тому, что лимитирующим фактором в развитии фитопланктона становится свет, а не фосфор, как в олиготрофных условиях.

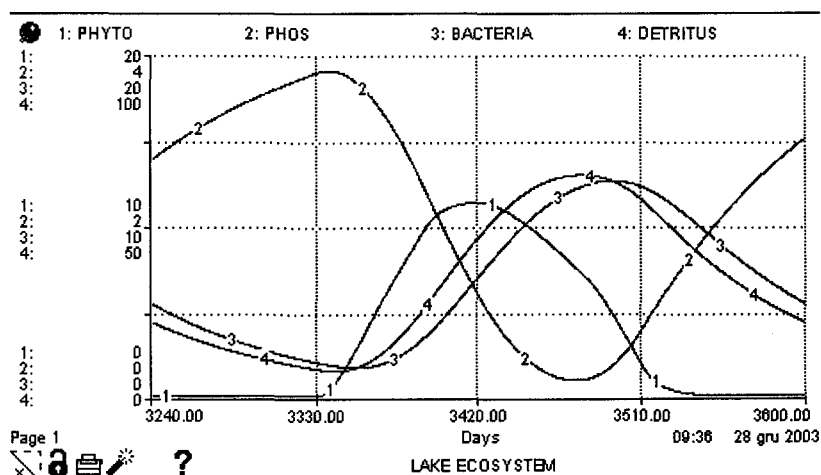


Рис. 6.17. Динамика переменных простейшей модели озерной экосистемы при повышенной фосфорной нагрузке

Рассмотренная выше модель примерно соответствует модели эвтрофикации водоемов, предложенной Фоленвейдером (Vollenweider, 1987).

В этой модели не учтены многие существенные процессы и элементы, свойственные озерным экосистемам. Например, отсутствуют консументы (зоопланктон, бентос, рыбы), которые поми-

мо иных функций участвуют в регенерации биогенов (Гутельмахер, 1986). Не учтена нелинейность зависимости интенсивности фотосинтеза от потока солнечной энергии (Пырина, 1967), а так же эффект самозатенения фитопланктона, т.е. уменьшение прозрачности воды при массовом развитии одноклеточных водорослей.

Блок-схема модели, в которой учитываются влияние консументов (зоопланктона и рыб) приведена на рис. 6.18 (Klekowski, Menshutkin, 2002).

Не приводя полностью программу модели, отметим лишь некоторые ее отличия от предыдущей.

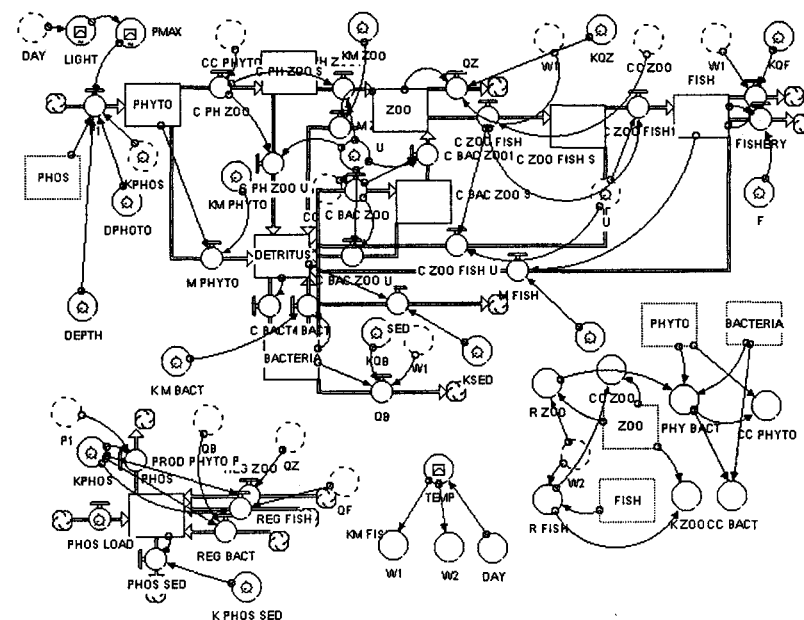


Рис. 6.18. Блок-схема точечной модели озерной экосистемы с учетом развития зоопланктона и рыб

Рост биомассы зоопланктона происходит за счет поедания фито- и бактериопланктона, а убыль за счет трат на обмен (QZ) отмирания (M_ZOO) и потребления рыбами (C_ZOO_FISH).

$$ZOO(t) = ZOO(t - dt) + (C_PH_ZOO1 + C_BAC_ZOO1 - QZ - M_ZOO - C_ZOO_FISH) * dt$$

Аналогично, изменение биомассы рыб определяется потреблением пищи (C_ZOO_FISH1), тратами на обмен (QF), естественной смертностью (M_FISH) и промысловым выловом ($FISHERY$)

$$FISH(t) = FISH(t - dt) + (C_ZOO_FISH1 - QF - M_FISH - FISHERY) * dt$$

Биомасса бактерий пополняется за счет питания, а расходная часть формируется тратами на обмен и естественной смертностью

$$BACTERIA(t) = BACTERIA(t - dt) + (C_BACT - QB - M_BACT - C_BAC_ZOO) * dt$$

Масса мертвого органического вещества пополняется за счет отмирания фито-, бактериопланктона и рыб, а так же за счет неусвоенных частей рациона зоопланктона, бактерий и рыб, расходная часть формируется потреблением бактерий (C_BACT) и седиментацией (SED).

$$DETRITUS(t) = DETRITUS(t - dt) + (M_ZOO + M_PHYTO + M_FISH + M_BACT + C_PH_ZOO_U + C_BAC_ZOO_U + C_ZOO_FISH_U - C_BACT - SED) * dt$$

Концентрация неорганического фосфора пополняется за счет внешних поступлений ($PHOS_LOAD$), а так же за счет регенерации фосфора в процессе метаболизма бактерий, рыб и зоопланктона. Расходуется фосфор на создание первичной продукции ($PROD_PHYTO_P$) и диффузию в донные отложения ($PHOS_SED$). Заметим, что последний член может быть положительным — это называется внутренней фосфорной нагрузкой.

$$PHOS(t) = PHOS(t - dt) + (REG_ZOO + REG_FISH + REG_BACT + PHOS_LOAD - PROD_PHYTO_P - PHOS_SED) * dt$$

Траты на обмен определяются по соотношениям:

$$\begin{aligned} QB &= BACTERIA * KQB * W1 \\ QF &= FISH * KQF * W1 \\ QZ &= ZOO * KQZ * W1, \end{aligned}$$

где $W1$ — температурная поправка

$$W1 = \exp(20.5 * (TEMP - 20) / (273 - 20))$$

KQB , KQF , KQZ — постоянные коэффициенты.

Естественная смертность полагается пропорциональной биомассе каждого живого компонента экосистемы с соответствующим коэффициентом.

$$M_ZOO = ZOO * KM_ZOO$$

$$M_PHYTO = PHYTO * KM_PHYTO$$

$$M_FISH = FISH * KM_FISH$$

$$M_BACT = BACTERIA * KM_BACT$$

Пищевые потребности рыб и зоопланктона определяются по соотношениям

$$R_FISH = 1 * W2 * FISH * \exp(-0.2 * FISH)$$

$$R_ZOO = 8 * W2 * ZOO * \exp(-0.11 * ZOO),$$

где $W2$ — температурная поправка на отклонение реальной температуры ($TEMP$), от оптимальной, которая принята в данном случае равной 15 градусов.

$$W2 = \exp(-0.172 * \text{ABS}(TEMP - 15))$$

Напряженность пищевых отношений между зоопланктоном с одной стороны и фитопланктоном и бактериями с другой, определяется как:

$$K_PHY_BACT = \text{IF } (PHYTO + BACTERIA) > 0 \text{ THEN } R_ZOO / (PHYTO + BACTERIA) \text{ ELSE } 0$$

Напряженность пищевых отношений между рыбами, с одной стороны, и зоопланктоном, с другой, определяется как

$$K_ZOO = \text{IF } ZOO > 0 \text{ THEN } R_FISH / ZOO \text{ ELSE } 0$$

Реальное потребление бактерий, фитопланктона и зоопланктона за счет фильтраторов и рыб вычисляется по соотношению В.С. Ивлева:

$$CC_BACT = BACTERIA * \exp(-K_PHY_BACT)$$

$$CC_PHYTO = PHYTO * \exp(-K_PHY_BACT)$$

$$CC_ZOO = ZOO * \exp(-R_FISH)$$

При помощи коэффициента усвоения пищи (U) определяется количество ассимилированной и непереваренной пищи.

$$C_BAC_ZOO1 = C_BAC_ZOO * U$$

$$C_BAC_ZOO_U = C_BAC_ZOO * (1 - U)$$

Входные величина солнечной радиации (LIGHT) и температуры воды (TEMP), а так же функция интенсивности фотосинтеза от освещенности (PMAХ) задаются в графической форме.

В табл. 6.5 приведены результаты исследования продукционных характеристик озерной экологической системы в зависимости от глубины озера и фосфорной нагрузки. Сценарий 1 соответствует базовому олиготрофному варианту. В сценарии 2 резко увеличена глубина водоема, что привело к существенному росту первичной продукции. При оценке этого результата не следует забывать, что модель осталась той же, т.е. без учета вертикальной стратификации. Иными словами — это довольно глубокое озеро с постоянным интенсивным перемешиванием.

Таблица 6.5. Зависимость продукционных характеристик озерной экологической системы в зависимости от глубины озера и фосфорной нагрузки

СЦЕНАРИЙ	1	2	3	4	5
Глубина (м)	1	50	1	50	1
Фосфорная нагрузка (г м ⁻² год ⁻¹)	0.1	0.1	1.0	1.0	5.0
Концентрация минерального фосфора (мг м ⁻³)	0.009	0.005	0.29	0.013	1.65
Концентрация детрита (гС м ⁻³)	0.42	1.15	4.9	3.18	22.3
Биомасса фитопланктона (гС м ⁻²)	0.1	1.9	4.7	6.3	24.0
Продукция фитопланктона (гС м ⁻² год ⁻¹)	5.5	81.8	153	200	623
Биомасса зоопланктона (гС м ⁻²)	0.3	7.4	4.7	8.4	7.5
Продукция зоопланктона (гС м ⁻² год ⁻¹)	1.9	17.1	13.0	18.0	17.4
Биомасса рыб (гС м ⁻²)	0.3	1.7	1.6	1.8	1.8
Продукция рыб (гС м ⁻² год ⁻¹)	0.5	2.6	2.3	2.3	2.6
Биомасса бактерий (гС м ⁻²)	0.1	2.3	0.8	3.0	2.4
Продукция бактерий (гС м ⁻² год ⁻¹)	4.1	74.3	24.7	67.0	38.4
Рацион зоопланктона за счет фитопланктона (гС м ⁻² год ⁻¹)	2.9	40.6	53.1	65.0	87.7
Рацион зоопланктона за счет детрита и бактерий (гС м ⁻² год ⁻¹)	3.8	68.8	22.8	60.6	32.2
Седиментация (гС м ⁻² год ⁻¹)	1.01	2.7	36.3	7.63	478.1
Вылов рыбы (кг га ⁻¹ год ⁻¹)	8.7	45.5	41.4	46.2	46.0

Сценарий 3 — это очень мелкое озеро с высокой фосфорной нагрузкой. Все черты эвтрофирования налицо — высокая первичная продукция, рост биомассы зоопланктона и повышение

вылова рыбы. Увеличение глубины озера при сохранении полного перемешивания (сценарий 4) только усиливает эвтрофные черты водоема. Наконец, сценарии 5 — это явно гиперэвтрофные водоемы.

Таблица 6.6. Изменение продукционных характеристик озерной экологической системы в зависимости от радиационных и температурных условий

СЦЕНАРИЙ	1	2	3	4	5	6
Концентрация минерального фосфора (мг м ⁻³)	0.29	0.28	0.23	0.08	13.8	0.08
Концентрация детрита (гС м ⁻³)	4.9	4.9	4.9	5.8	2.4	5.6
Биомасса фитопланктона (гС м ⁻²)	4.7	4.7	5.3	4.8	4.9	4.5
Продукция фитопланктона (гС м ⁻² год ⁻¹)	153	172	131	188	70	205
Р/В фитопланктона (год ⁻¹)	33	36	24	39	14.3	46
Биомасса зоопланктона (гС м ⁻²)	4.7	4.8	3.4	8.3	2.5	9.4
Продукция зоопланктона (гС м ⁻² год ⁻¹)	13.0	15.8	4.1	18.2	9.8	9.4
Р/В	2.8	3.3	1.2	2.2	3.9	2.5
Биомасса рыб (гС м ⁻²)	1.6	1.9	0.0	1.7	1.8	2.4
Продукция рыб (гС м ⁻² год ⁻¹)	2.3	2.7	0.0	2.5	1.9	3.4
Р/В	1.47	1.45	—	1.47	1.05	1.46
Биомасса бактерий (гС м ⁻²)	0.8	0.6	1.6	2.8	0.7	2.0
Продукция бактерий (гС м ⁻² год ⁻¹)	24.7	11.1	19.6	41.1	22.3	46.1
Р/В	32.7	56.2	12.2			22.7
Рацион зоопланктона за счет фитопланктона (гС м ⁻² год ⁻¹)	53.1	70	15	83	28	107
Рацион зоопланктона за счет детрита и бактерий (гС м ⁻² год ⁻¹)	22.8	29	16	34	20	41
Седиментация (гС м ⁻² год ⁻¹)	36.3	35.1	36.0	50.1	13.3	44.5
Вылов рыбы (кг га ⁻¹ год ⁻¹)	41.4	47.5	0.0	45.2	36.5	60.7

Исследование зависимости продукционных характеристик озерной экологической системы при различных радиационных и температурных условиях приведено в табл. 6.6. Сценарий 1 соответствует условиям мелкого водоема (H=1 м) и фосфорной нагрузке 1.0 г м² год⁻¹. При этом достигается первичная продукция в 153 гС м⁻² год⁻¹. Повышение летней температуры воды на 2° (сценарий 2) приводит к росту первичной продукции до 172 гС м⁻² год⁻¹ и снижению средней концентрации минерального

фосфора. Снижение летней температуры воды на 2° при прочих равных условиях (сценарий 3) приводит к снижению первичной продукции при повышении средней биомассы фитопланктона. Характерно, что снижение температуры привело к тому, что в питании зоопланктона стал преобладать детрит, а не фитопланктон, как в предыдущем сценарии. Кроме этого в озере погибли рыбы, поскольку оптимальная температура их развития осталась прежней (15°), а процессы адаптации, которые всегда имеют место в живой природе, в данной модели не были учтены.

Сценарий 4 соответствует повышенной интенсивности солнечной радиации на 20 % от условий первого сценария. Помимо повышения первичной продукции отмечается существенное уменьшение концентрации минерального фосфора в летний период и рост седиментации. Снижение интенсивности солнечной радиации (сценарий 5) ведет примерно к обратному результату — первичная продукция сокращается, биомасса зоопланктона становится ниже, хотя коэффициент P/B зоопланктона возрастает. Наконец, сценарий 5 соответствует условиям незамерзающего водоема при сохранении интенсивности солнечной радиации, как в сценарии 1. Естественно, что при этом отмечается резкое увеличение не только первичной продукции, но и вылова рыбы.

Исследование модели можно было бы продолжить, но уже приведенные результаты показывают, что даже очень примитивная модель демонстрирует довольно сложные реакции в условиях весьма простых сценариев внешних воздействий, которые в естественных условиях мало реальны (например, изменения солнечной радиации связано с изменением термики озера, а постоянство внешних условий в течение ряда лет тоже существенная абстракция).

6.5. Модели экосистем с вертикальной и пространственной структурой

Естественное вертикальное деление водной массы озера на эпилимнион и гиполимнион составляет основу двухслойной модели водной экосистемы, блок-схема которой представлена на рис. 6.19. Предположим, что положение слоя скачка не меняется во времени, что огрубляет действительность, так как толщина

эпилимниона меняется от появления термоклина до его разрушения, но существенно облегчает построение модели.

Состояние системы определяется биомассами фитопланктона ($B1$), зоопланктона ($B3$), рыб ($B4$), бактериопланктона в эпилимнионе ($B2$) и гиполимнионе ($B5$) и бентоса ($B6$). Неживая часть экосистемы представлена детритом ($D1$ и $D2$), растворенным в воде кислородом ($O1$ и $O2$) и минеральным фосфором ($N1$ и $N2$) в эпилимнионе и гиполимнионе соответственно.

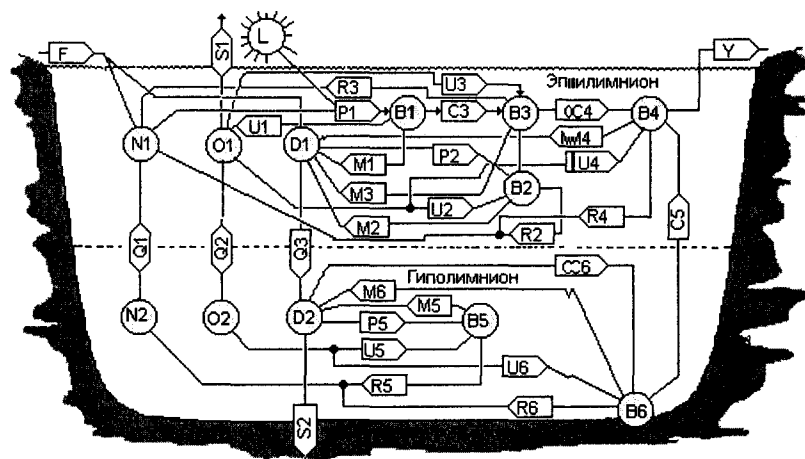


Рис. 6.19. Блок-схема двухслойной модели озерной экосистемы. L — солнечная радиация, F — поступление фосфора, B1 — биомасса фитопланктона, B2 — биомасса бактериопланктона в эпилимнионе, B3 — биомасса зоопланктона, B4 — биомасса рыб, B5 — биомасса бактериопланктона в гиполимнионе, B6 — биомасса бентоса, N1 — концентрация неорганического фосфора в эпилимнионе, N2 — концентрация неорганического фосфора в гиполимнионе, D1 — концентрация детрита в эпилимнионе, D2 — концентрация детрита в гиполимнионе, O1 — концентрация кислорода в эпилимнионе, O2 — концентрация кислорода в гиполимнионе, Q1 — перенос неорганического фосфора между эпилимнионом и гиполимнионом, Q2 — перенос растворенного в воде кислорода между эпилимнионом и гиполимнионом, Q3 — опускание детрита, S1 — обмен кислородом на границе вода-атмосфера, S2 — седиментация, M1, M2, M3, M4, M5 и M6 — отмирание, U1 — выделение кислорода в процессе фотосинтеза, U2 и U5 — потребление кислорода бактериопланктоном, U3 — потребление кислорода зоопланктоном, U6 — потребление кислорода бентосом, P1 — первичная продукция, P2 — продукция бактериопланктона в эпилимнионе, P5 — продукция бактериопланктона в гиполимнионе, R2 и R5 — регенерация фосфора бактериопланктоном, R3 — регенерация фосфора зоопланктоном, R4 — регенерация фосфора рыбами, R6 — регенерация фосфора бентосом, C3 — питание зоопланктона, C4, C5 — питание рыб зоопланктоном и бентосом, C6 — питание бентоса, Y — вылов рыбы

Органическое вещество представляется в гС м^{-2} , кислород в мг л^{-1} , а фосфор в мкг л^{-1} . Временной шаг модели составлял 1 сутки. Фотический слой полагался равным удвоенной прозрачности по диску Секки (S), которая связывалась эмпирической зависимостью (Бульон, 1983) с концентрацией сестона (BC):

$$S = 4 \text{ BC}^{-0.7}$$

Таким образом, в модели был отображен эффект самозатенения, т.е. ухудшения световых условий при интенсивном размножении фитопланктонных водорослей.

Траты на обмен зоопланктона определялись исходя из типичной массы особи $3 \cdot 10^{-5}$ г сырого веса. Для рыб принималась масса 25 г, а бентос полагался состоящих из личинок хирономид с массой тела 10^{-3} г. Все эмпирические зависимости брались из руководства «Общие основы изучения водных экосистем» под ред. Г.Г. Винберга (1979).

Биомасса бентоса, в отличие от планктонных элементов экосистемы, относилась не к объему воды, а к единице площади дна озера.

Перенос кислорода через поверхность водоема (S1) зависит от условий насыщения в эпилимнионе, причем насыщающая концентрация (QS) находилась по эмпирической зависимости:

$$QS = 14.2 - 0.39 T1 + 0.006 T1^2,$$

где T1 температура воды в эпилимнионе.

В остальном модель повторяет уже рассмотренные в разделе 6.4. конструкции и полный текст программы не приводится. Описание функционирования модели начнем с примера относительно глубокого (H1=15 м, H2 = 35 м), холодного (максимальная температура эпилимниона 12°), замерзающего озера с небольшим поступлением аллохтонной органики.

На примере рассматриваемой модели озерной экосистемы удобно познакомиться с методом исследования чувствительности сложной системы к возмущающим воздействиям (Томович, Вукубратович, 1972). Под чувствительностью переменной Y системы к возмущающему параметру X называется частное от деления относительного изменения величины Y на относительное изменение X:

$$K_{XY} = \frac{(Y - \bar{Y})/\bar{Y}}{(X - \bar{X})/\bar{X}},$$

где $\bar{Y}$ и $\bar{X}$ — стационарные значения, а Y и X — возмущенные значения переменной и параметра. Например, при фосфорной нагрузке $0.01 \text{ гС м}^{-2}\text{год}^{-1}$ в озере образуется первичная продукция $134.6 \text{ гС м}^{-2}\text{год}^{-1}$, а при снижении нагрузки до $0.0055 \text{ гС м}^{-2}\text{год}^{-1}$ продукция уменьшается до $103.1 \text{ гС м}^{-2}\text{год}^{-1}$. Тогда

$$K = \frac{(103.1 - 134.6)/134.6}{(0.0055 - 0.01)/0.01} = 0.52.$$

Коэффициенты чувствительности для относительно мелкого (H1= 5 м, H2=5 м) озера приведены в табл. 6.7. Увеличение фосфорной нагрузки ведет к росту первичной продукции и вылова рыбы. Повышение интенсивности вертикальной циркуляции улучшает условия существования бентоса, что ведет к росту рыбопродукции. Рост седиментации существенно сказывается на первичной продукции в сторону ее уменьшения. Заметим, что в этом случае коэффициент чувствительности больше чем единица, т.е. малые возмущения вызывают большие последствия, что характерно для сложных систем с обратными связями.

Таблица 6.7. Коэффициенты чувствительности модели двухслойной озерной экологической системы

Возмущающая величина или параметр	Результат возмущения	
	Первичная продукция	Вылов рыбы
Фосфорная нагрузка	+ 0.52	+ 0.51
Интенсивность вертикальной циркуля-	+ 0.30	+ 0.54
Скорость седиментации	- 1.79	- 0.84
Глубина слоя скачка	+ 0.27	+ 0.22
Температура воды в эпилимнионе	- 0.44	+ 1.23
Коэффициент условного водообмена	- 0.28	- 0.37
Коэффициент K ₂ бактериопланктона	+ 0.41	+ 0.14
Коэффициент K ₂ бентоса	+ 0.04	- 1.68
Коэффициент K ₂ зоопланктона	+ 0.20	- 0.02
Коэффициент K ₂ рыб	- 0.27	+ 1.82
Коэффициент дыхания бактериопланк-	+ 0.36	- 0.19
Коэффициент дыхания зоопланктона	+ 0.20	- 0.96
Коэффициент дыхания рыб	- 0.03	- 0.62
Коэффициент усвоения пищи	+ 0.26	+ 3.25

Повышение температуры воды в эпилимнионе вызывает сокращение первичной продукции. Это связано с тем, что с увеличением градиента в слое скачка, затрудняется транспорт биогенов из гиполимниона в эпилимнион. Однако, из-за повышения темпа роста зоопланктона, вылов рыбы в этом случае увеличивается.

Рост коэффициента условного водообмена приводит к сокращению первичной продукции и вылова рыбы.

Вариации коэффициента утилизации усвоенной пищи на рост (K_2) существенно сказывается на всех элементах экосистемы. Так увеличение K_2 бактериопланктона увеличивает не только продукцию бактериопланктона, но и всех других элементов экосистемы, кроме бентоса. Обратим внимание на то, что отношение коэффициента чувствительности к этому коэффициенту могут быть больше единицы. Это означает, что ошибка в определении этих коэффициентов, при переходе к оценке продукции возрастает. Например, ошибка в оценке K_2 рыб приводит, при оценке рыбопродукции в 3.25 раз большей, чем ошибка в определении K_2 .

В табл. 6.7 коэффициентов чувствительности модели приведена только небольшая часть полной матрицы этих коэффициентов, но и она показывает насколько сложной и трудно предсказуемой без помощи компьютерного эксперимента может быть реакция экосистемы на изменение только одного параметра. В действительности неопределенностью обладают все параметры экосистемы, поэтому целесообразно ввести в модель экосистемы, так называемые, шумящие параметры.

Сущность метода шумящих параметров заключается в том, что параметры модели представляются, как случайные величины со своими функциями распределения, средними и дисперсиями, которые оцениваются в публикациях, обычно, в виде доверительных интервалов, но чаще остаются неопределенными. В языке STELLA предусмотрены специальные функции (RANDOM (<min>, <max>), NORMAL (<M>, <SP>)) для генерации случайных величин. Проблема заключается в том, что далеко не для всех параметров модели известны не только функции распределения, но и дисперсии.

При исследовании модели с шумящими параметрами нельзя обойтись одной реализацией процесса функционирования экосистемы озера. Приходится повторять этот процесс много раз, запомнить результаты каждой реализации, а результаты обработать методами математической статистики. Называется такая процедура методом Монте-Карло (Полляк, 1971).

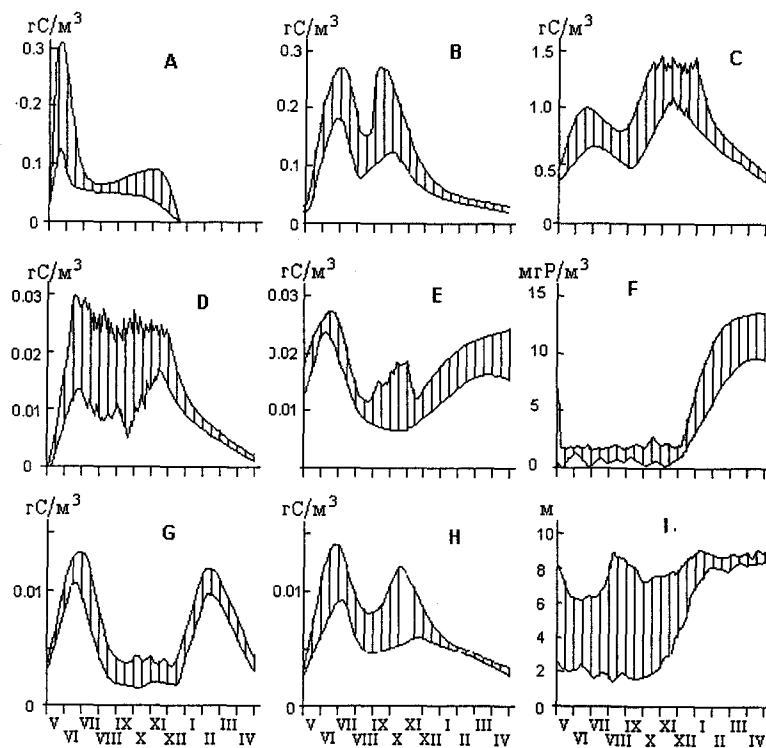


Рис. 6.20. Годовая динамика переменных двухслойной модели озерной экосистемы. А — биомасса фитопланктона, В — биомасса бактериопланктона в эпилимнионе, С — биомасса зоопланктона, D — биомасса рыб, Е — биомасса бактериопланктона в гиполимнионе, F — концентрация неорганического фосфора в эпилимнионе, G — масса детрита в эпилимнионе, H — концентрация неорганического фосфора в гиполимнионе, I — прозрачность воды по диску Секки. Указаны области изменения переменных при дисперсии шума внутренних параметров 0.8 от средних значений

На рис. 6.20 и рис. 6.21 представлены результаты исследования двухслойной модели озерной экосистемы с шумящими параметрами. Вместо привычных кривых или ломаных линий на этих рисунках изображены области, внутри которых располагаются траектории переменных за 20 реализаций функционирования модели. Экспериментально было установлено, что дальнейшее увеличение числа реализаций существенно не расширяет эти области.

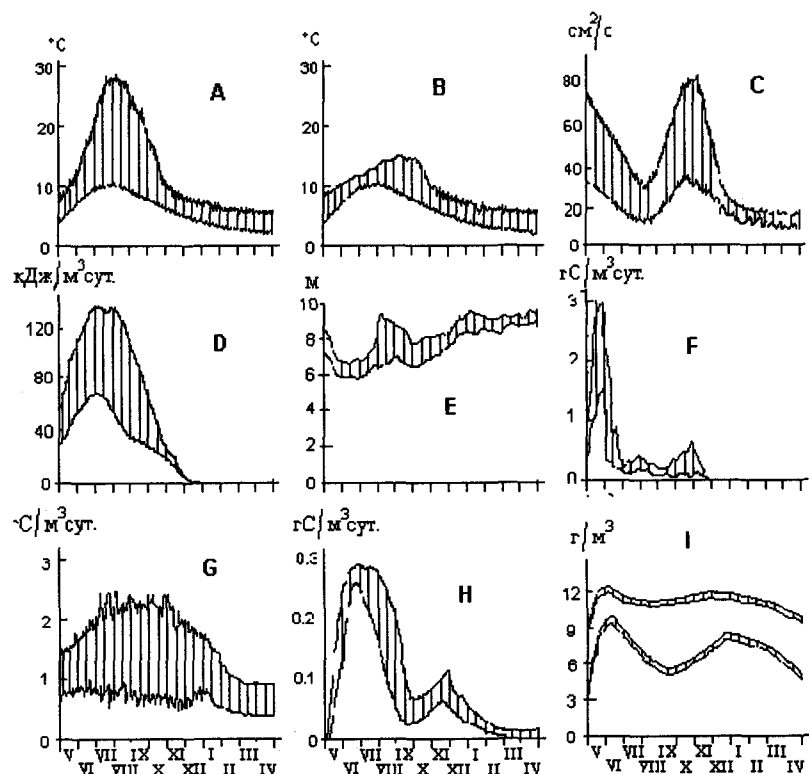


Рис. 6.21. Области изменения переменных экосистемы озера при дисперсии внешних воздействий на систему 0.8 от средних значений. А — температура воды в эпилимнионе, В — температура воды в гипolimнионе, С — коэффициент вертикальной турбулентной диффузии, D — интенсивность солнечной радиации, E — прозрачность воды по диску Секки, F — первичная продукция, G — деструкция, H — седиментация, I — концентрация растворенного в воде кислорода (верхняя область — в эпилимнионе, нижняя — в гипolimнионке). По оси ординат — время в сутках

Наибольшей неопределенностью при шумящих внутренних параметрах обладает биомасса рыб и прозрачность по диску Секки (рис. 6.20, D, I). Характерно, что в летнее время неопределенность состояния озерной экосистемы выше, чем в зимнее.

Неопределенность внешних воздействий на экосистему (т.н. шум внешней среды — "environmentary noise") так же сказывается на динамике озерной экосистемы (рис. 6.21). Наибольшей дисперсией, в этом случае, обладает величина деструкции, что, в общем-то, понятно, поскольку именно в величине деструкции (суммарных тратах на обмен всех элементов экосистемы) скапливаются все возмущения отдельных элементов системы. Наоборот, для таких величин, как концентрации растворенного в воде эпилимниона и гипolimниона кислорода, дисперсия оказывается меньшей, чем дисперсия входных величин, что свидетельствует о саморегуляции (гомеостазе) всей экосистемы.

От двухслойной модели озерной экосистемы не сложно перейти к многослойной модели (рис. 6.22). Освещенность в этой модели является элементом каждого слоя, таким образом функция ослабления освещенности с глубиной фигурирует в явном виде, причем всюду имеется в виду только фотоинтерически активная часть спектра (ФАР). Коэффициент вертикального турбулентного перемешивания так же является в этой модели не только функцией времени, но и глубины.

В рассматриваемой модели предусматривается, что зоопланктон имеет способность к суточным вертикальным миграциям, а временной шаг, как и прежде, составляет 1 сутки. Поэтому привязка зоопланктона к одному слою была нецелесообразна, и он полагался распределенным по всей глубине вертикальных миграций. Это же относится к хищному зоопланктону и рыбам. Бентос всегда располагался в самом нижнем слое. В модели предусматривалось наличие в воде растворенного органического вещества (РОВ), которое выделялось фитопланктоном в размере 30 % от первичной продукции и могло потребляться бактериопланктоном.

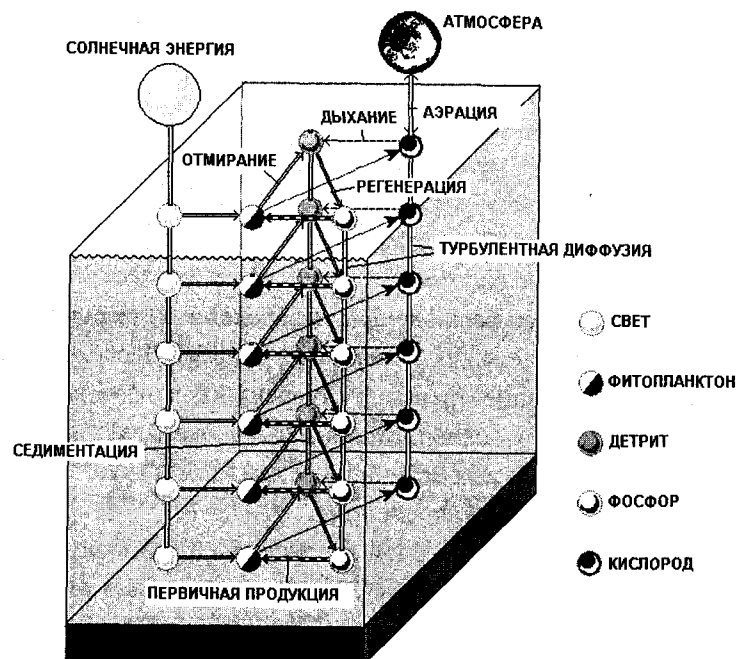


Рис. 6.22. Блок-схема многослойной модели озерной экологической системы

В табл. 6.8. приведены некоторые результаты исследования многослойной модели озерной экосистемы. Сценарий 1 представляет собой мелкое озеро, лишенное термической стратификации, прогреваемое и перемешиваемое до самого дна. По своей динамике это озеро практически не отличается от точечной модели, рассмотренной в разделе 6.4. При принятых параметрах зимнего замора не отмечается — концентрация кислорода в подледный период не опускается ниже 4 мг л^{-1} . Биомасса фитопланктона имеет максимум в июне, нехищного зоопланктона в июле, а хищного зоопланктона в осенние месяцы.

Таблица 6.8. Исследование многослойной модели озерной экологической системы

Характеристики Экосистемы	СЦЕНАРИИ								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Глубина (м)	3	10	20	4	3	200	200	5	4
Ледостав (мес.)	6	6	6	7	0	6	0	6	0
Средняя температура поверхности	7.3	7.3	5.5	14.5	5.0	7.3	21.0	7.3	20.0
Солнечная радиация ($\text{ккал см}^{-2} \text{ год}^{-1}$)	30	30	15	150	30	30	240	30	30
Аллохтонная органика ($\text{ккал м}^{-2} \text{ год}^{-1}$)	200	200	220	20	1200	20	720	200	200
Продукция фитопланктона ($\text{гС м}^{-2} \text{ год}^{-1}$)	90	52	63	16	520	13	205	570	131
Продукция зоопланктона ($\text{гС м}^{-2} \text{ год}^{-1}$)	11.2	5.2	6.1	2.7	0.1	2.6	32.7	27.8	24.9
Продукция бентоса ($\text{гС м}^{-2} \text{ год}^{-1}$)	0.3	0.3	0.0	0.8	0.0	0.2	0.0	0.0	1.2
Продукция бактерий ($\text{гС м}^{-2} \text{ год}^{-1}$)	47.4	24.4	30.0	10.1	442	5.5	128	884	79

Сценарий 2 представляет собой водоем глубиной 10 м с хорошо выраженной летней температурной стратификацией. Это димиктический водоем с полной весенней и осенней циркуляцией. На рис. 6.23. представлены некоторые характеристики этой экосистемы. Концентрация кислорода имеет максимумы на поверхности, соответствующие временам весеннего и осеннего перемешивания. Изолиния 10 мг л^{-1} в обоих случаях доходит до дна, что свидетельствует о полном перемешивании в водоеме. Области минимальных концентраций кислорода тяготеют к придонным областям и опускаются до 3 мг л^{-1} в зимнее время. В поверхностном слое отмечается перенасыщение воды кислородом до 104 %.

Вертикальное распределение биомассы фитопланктона (рис. 6.23, В) характерно опусканием максимума биомассы от поверхности в период весенней циркуляции до глубины 4 м в летний период. В августе фитопланктон распределяется по всей толще воды от поверхности до дна. Из-за хорошего перемешивания вертикальная неоднородность в распределении минерального фосфора выражена слабо, отметим только, что во второй половине лета в поверхностных слоях его содержание близко к нулю.

Вертикальное распределение концентрации детрита во всех случаях имеет максимум в придонных слоях. По времени максимум содержания детрита непосредственно следует за максимумом биомассы фитопланктона (рис. 6.23, D).

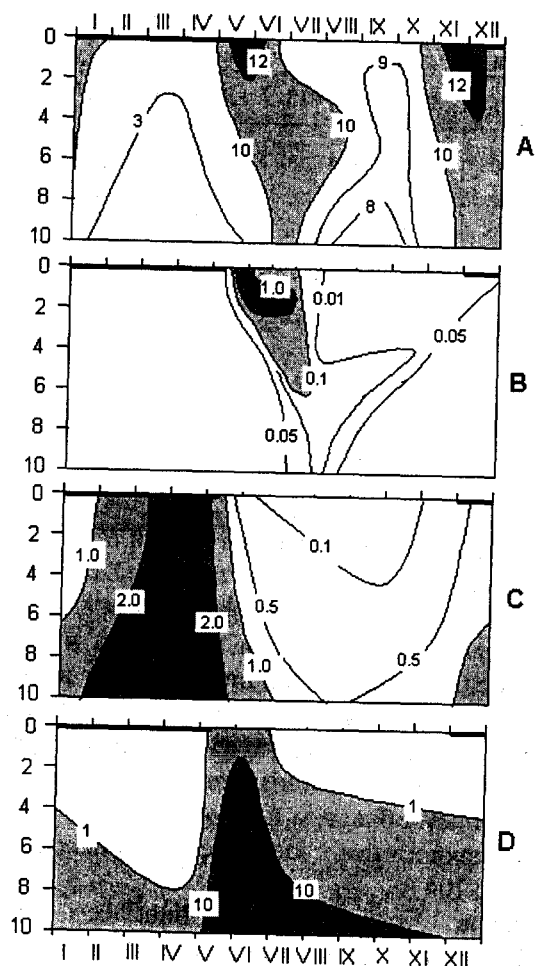


Рис. 6.23. Динамика многослойной модели озерной экосистемы (сценарий 2). А — концентрация растворенного в воде кислорода (мг л^{-1}), В — биомасса фитопланктона (мг л^{-1}), С — концентрация минерального фосфора (мкг л^{-1}), D — концентрация детрита (мг л^{-1})

Сценарий 3 соответствует озеру более глубокому (20 м) и несколько более холодному, чем в предыдущем сценарии. Объем гипolimниона в этом озере достаточно велик. Слой термоклина формируется в мае на глубине 2–4 м, а к августу–сентябрю он опускается до 8–10 м, а затем разрушается. Области перенасыщения воды кислородом (до 130 %) располагаются у поверхности воды в весеннее время и на глубине 6–10 м во время осенней циркуляции (это, так называемое, явление «металимниального максимума кислорода»). В придонной области находится область дефицита кислорода, толщина которой достигает максимумов в апреле и июле.

Слой максимальной биомассы фитопланктона от глубины 3 м в период весеннего «цветения» опускается до 8–10 м в середине лета, а затем снова поднимается до 6 м в осеннее время. В отличие от модели по сценарию 2, в придонной части водоема круглый год сохраняется высокая концентрация растворенных биогенов, что свидетельствует о неполном перемешивании водных масс по вертикали («биогенная меромиксия», по терминологии Хатчинсона (1969)).

Сценарий 4 представляет собой пример незамерзающего и не глубокого озера (4 м) с низким поступлением аллохтонной органики. Максимум концентрации кислорода приходится в этом случае на зимнее время, а сезонные колебания биомассы фитопланктона определяются целиком световыми условиями.

Сценарий 5 представляет собой как бы противоположность модели по сценарию 4. Это холодное замерзающее озеро с высоким поступлением аллохтонной органики. Если в экосистеме по сценарию 4 доминировала фитопланктонная цепь питания зоопланктона, то в данном случае зоопланктон питается почти исключительно детритом. Кислородный режим этого, явно гиперэвтрофного, водоема характерен резкими контрастами от 420 % перенасыщения до полного отсутствия кислорода и появления сероводорода (отрицательные значения концентрации кислорода интерпретировались в модели как появление сероводорода). Из-за сильного самозатенения почти вся первичная продукция создается в верхнем метровом слое озера. Зоопланктон может существовать только в летние месяцы.

Очень глубокое (200 м) холодное замерзающее озеро представлено сценарием 6. Этот водоем имеет вполне благополучный кислородный режим. По всей водной толще содержание кислорода близко к насыщающему, как следствие высокой степени турбулентного перемешивания. Вода в рассматриваемом водоеме очень прозрачна ($S=20$ м) и максимум биомассы фитопланктона

располагается достаточно глубоко. Концентрации биогенов очень низки, особенно в летнее время. Это типичное ультраолиготрофное озеро с низкой первичной продукцией.

Перенесение водоема сценария 6 из условий умеренного климата в зону влажных тропических лесов осуществлено в сценарии 7. Для этого повышено поступление аллохтонной органики, солнечной радиации, что увеличило среднюю температуру воды до 21°. Такие изменения привели к существенной перестройке всей экосистемы. Малая растворимость кислорода при высоких температурах в сочетании с большим количеством органики, интенсивно разлагаемой бактериями, привела к образованию обширной сероводородной зоны на глубинах более 50–60 м. Обращает на себя внимание постоянное перенасыщение кислородом в поверхностных слоях, что связано с активностью фитопланктона, которая продолжается круглый год. Характерным является максимум концентрации детрита на границе сероводородной зоны.

Сценарий 8 соответствует озеру с экзогенной меромиксией, в котором вертикальное перемешивание существенно затруднено из-за разности плотностей воды, вызванных градиентом солености. В остальном в этом сценарии повторяются условия сценария 2. Расслоение водоема вызвало сильные заморы и гибель бентоса. Возросла продукция бактериопланктона, который сконцентрировался в области максимального градиента плотности.

Водоем с искусственно подогреваемой водой (например, водоем–охладитель теплоцентрали или атомной электростанции) представлен в сценарии 9. По сравнению со сценариями 1 и 2 подогрев воды ведет к росту продукции фито- и зоопланктона.

Число различных сценариев и подробность их описания можно было бы существенно увеличить и провести сравнение с реальными прототипами, которые стоят за этими сценариями, но и приведенных примеров достаточно для того, чтобы продемонстрировать гибкость и результативность метода имитационного моделирования озерных экологических систем.

В конце этого раздела осталось расширить область моделирования озерных экосистем от многослойной вертикальной структуры к пространственному распределению. При этом придется отказаться от обобщенных понятий предыдущей модели (глубина, приток аллохтонных веществ, термический режим) и обратиться к моделям конкретных водоемов, поскольку морфометрия озер настолько индивидуальна, что делает всякие абстракции ма-

лопродуктивными. В качестве примера пространственной модели выберем модель экосистемы Ладожского озера (Астраханцев и др., 1987, 1992, 2003), гидродинамическая часть которой в той или иной степени отражена в первой части настоящей монографии, а в данном разделе рассматривается только гидробиологическая и гидрохимическая части этой модели. Подробная история развития этой модели, которая продолжалась более 15 лет, изложена в работе Л.А. Руховца и др. (2000), поэтому ограничимся только самыми общими ее характеристиками.

Вся акватория озера разбивалась на ячейки, причем в различных вариантах модели число ячеек колебалось от 41 до более, чем тысячи. В первых вариантах модели каждая ячейка была двухслойной, но в последующих применялась многослойная конструкция. На рис. 6.24. приведена блок-схема ячейки двухслойного варианта модели с двумя биогенами — азотом и фосфором, чем она отличается от ранее рассмотренной двухслойной модели. Учет двух биогенов при постоянном их соотношении в биомассах фито- и зоопланктона и переменном в составе детрита и биогенов в растворенном состоянии заставляет несколько усложнить модель, не меняя принципиальных основ балансового подхода.

Другой особенностью рассматриваемой модели является то, что в большинстве ее вариантов фитопланктон был представлен не в виде однородной массы, как во всех рассмотренных выше моделях, а в виде совокупности отдельных комплексов, что существенно для динамики экосистемы Ладожского озера (Петрова, 1990). Дело в том, что не только сине-зеленые и диатомовые водоросли обладают различными экофизиологическими характеристиками (скорость размножения, чувствительность к световым условиям и концентрациям различных форм биогенов, чувствительность к температуре и др.), но и внутри этих больших групп четко выделяются группировки с различными свойствами. В Ладожском озере выделено девять таких групп, называемых по видам доминантам в каждой группе. Это диатомовые *Asterionella islandica*, *Asterionella formosa*, *Diatoma elongatum*, *Fragilaria crotonensis* (здесь уже не обойтись без латинских названий видов, употребления которых мы тщательно избегали на протяжении всей книги, поскольку эти водоросли русских названий не имеют и транскрипция кириллицей обычно вызывает только раздражение специалистов). Желтозеленые водоросли представлены одним комплексом — *Tribonema affine*. Синезеленые представлены четырьмя комплексами — *Oscillatiria tenuis*, *Aphanisomenon flos-*

aquae, *Microcystis aeruginosa* и *Woronichinia naegelina*. Для процесса эвтрофикации характерен не только рост биомассы фитопланктона, но и смена его видового состава, как в сезонном, так и в многолетнем плане. Для отражения этого явления в модели пришлось идти на выделение групп в общей массе фитопланктона.

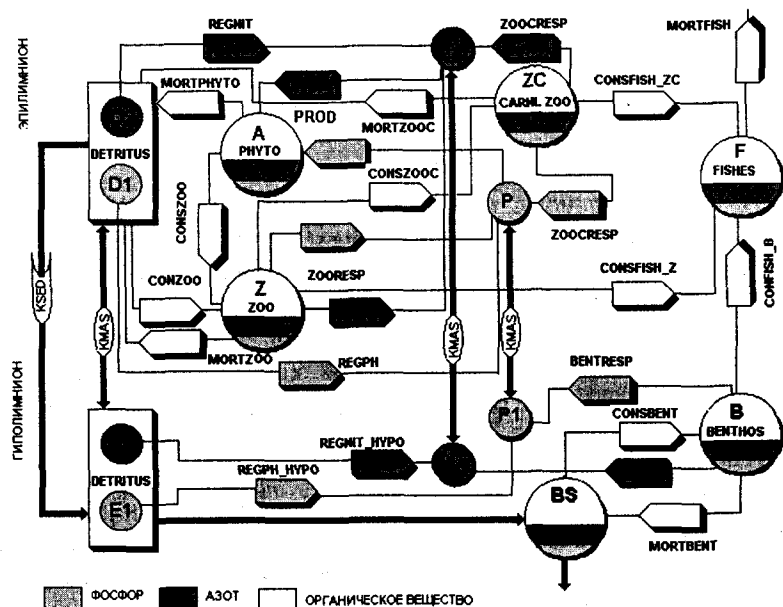


Рис. 6.24. Блок-схема экологической модели Ладожского озера (A — биомасса фитопланктона, Z — биомасса зоопланктонных фильтраторов, ZC — биомасса хищного зоопланктона, B — биомасса бентоса, F — биомасса рыб, BS — масса органики донных отложений D1 — содержание фосфора в детрите эпилимниона, D2 — содержание азота в детрите эпилимниона, E1 — содержание фосфора в детрите гипolimниона, E2 — содержание азота в детрите гипolimниона, P — концентрация минерального фосфора в эпилимнионе, P1 — концентрация минерального фосфора в гипolimнионе, N — концентрация минерального азота в эпилимнионе, N1 — концентрация минерального азота в гипolimнионе, REGNIT — регенерация азота в эпилимнионе, REGPH — регенерация фосфора в эпилимнионе, REGNIT_HYPO — регенерация азота в гипolimнионе, REGPH_HYPO — регенерация фосфора в гипolimнионе, MORTPHYTO — смертность фитопланктона, MORTZOO — смертность нехищного зоопланктона, MORTZOO — смертность хищного зоопланктона, MORTFISH — смертность рыб (в том числе и промысловая), MORTBENT — смертность бентоса, PROD — первичная продукция, CONSZOO — питание нехищного зоопланктона, CONCZOO — питание хищного зоопланктона, CONSFISH_Z — питание рыб нехищным зоопланктоном, CONCFISH_ZC — питание рыб хищным зоопланктоном, CONSFISH_B — питание рыб бентосом, CONSBENT — питание бентоса, KSED — опускание детрита, KMAS — турбулентный перенос между эпи- и гипolimнионом

На рис. 6.25. представлен пример отображения состояния модели экосистемы Ладожского озера при стандартной сетке в 203 ячейки с размерами ячейки 10 на 10 км. Эта сетка употребляется при нумерации станций в Институте озероведения РАН (Ладожское озеро, 2002; Атлас Ладожского озера, 2003), что облегчает сопоставление модели с натурными данными.

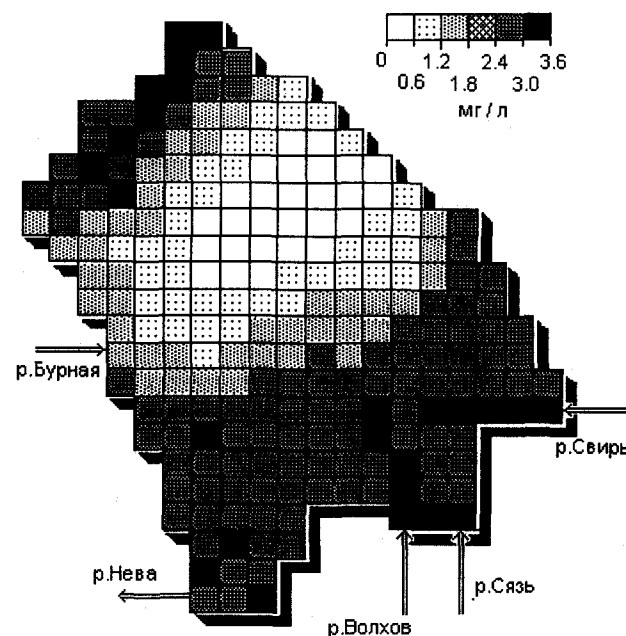


Рис. 6.25. Распределение биомассы фитопланктона по модельным данным 12 мая 1987 г.

Не останавливаясь подробно на верификации и исследовании этой модели, укажем только, что с ее помощью было установлено предельно допустимое количество фосфора (ПДК), которое можно сбрасывать в озеро, не вызывая его дальнейшей эвтрофикации — 4000 т год⁻¹.

6.6. Современные тенденции в моделировании экосистем

Во всем предыдущем изложении рассматривались исключительно детерминированные модели экосистем и их элементов. Единственное исключение составляли модели с шумящими параметрами, но и там стохастичность относилась скорее к процессу исследования модели, чем к ее внутреннему устройству. В первой части этой монографии много говорилось о статистической природе турбулентности в озерах. При исследовании и моделировании гидробиологических аспектов озерных экосистем, такой подход, фактически только еще начинается. Речь идет, в первую очередь о, так называемых индивидуальных (individual-based) моделях (DeAngelis, Gross (ed.), 1997; Keitt, 1997). Сущность этого подхода заключается в том, что элементом модели является особь, которой свойственны явления рождения и гибели. Жизненный путь и поведение особи трактуется как случайный процесс, причем коэффициенты смертности, характерные для детерминированного подхода, рассматриваются как вероятности события гибели особи в данных условиях. Динамика популяции или сообщества в этом случае складывается из большого числа историй жизни отдельных особей. Естественно, что такой подход возможен только при использовании достаточно мощной компьютерной техники.

Одним из первых примеров применения такой методики моделирования к водным экосистемам была имитация суточных вертикальных миграций зоопланктона (Меншуткин, Рудяков, 1977). Особенно успешно применялись индивидуальные модели при исследовании миграционного поведения рыб (Walter et al. 1997). Одним из перспективных направлений применения данного подхода является моделирование процессов адаптации гидробионтов к изменению внешних условий и генетических перестроек в их популяциях вызванных селективным промыслом и смертностью в результате загрязнений. Например, популяции лососей, нерестующих в озерах Камчатки, настолько существенно изменили свою генетическую структуру под воздей-

ствием избирательного вылова, что это пришлось учитывать в промысловых прогнозах (Крогиус и др. 1987; Меншуткин, 2003). Наконец, моделирование эволюционных изменений в озерных сообществах не мыслимо без применения вероятностных методов (Меншуткин, 2002).

Другое перспективное направление в моделировании озерных экологических систем заключается в применении математического аппарата дискретной математики. Исторически развитие экологического моделирования сложилось так, что по аналогии с моделированием физических процессов, здесь использовался аппарат дифференциальных уравнений и дискретность появилась как результат применения численных методов решения этих уравнений.

В качестве конкретного примера применения дискретных методов в лимнологии выбрано небольшое дистрофное озеро Пиени Хентаярви расположенное на востоке Финляндии (Niinioja et al. 2002). Это небольшое озеро площадью в 2.4 га, поверхностью водосбора в 464 га, с максимальной глубиной 7 м, при средней глубине 3.5 м. Воды озера сильно окрашены гумусом, прозрачность по диску Секки колеблется от 0.6 до 2.8 м. Озеро практически не испытывает никакого антропогенного воздействия. Средние концентрации общего фосфора и азота в нем составляют от 6 до 32 мкг л⁻¹ и от 180 до 430 мкг л⁻¹ соответственно. В озере ежегодно отмечаются заморные явления.

По этому озеру опубликованы данные ежемесячных наблюдений с 1988 по 2000, которые и послужили материалом для настоящей модели. В качестве входного сигнала целесообразно было рассматривать количество осадков в данном году, а состояние автомата оценивать по максимальной концентрации общего фосфора и хлорофилла «а». Данные по атмосферным осадкам (Prec) шкалировались по шести грациям от 60 до 180 мм мес⁻¹, данные по максимальным значениям общего фосфора шкалировались по пяти грациям от 20 до 120 мкг л⁻¹, а данные по концентрации хлорофилла «а» по четырем грациям от 3 до 9 мг л⁻¹. Шкалированные данные приведены в табл. 6.9.

Таблица 6.9. Шкалированные данные о состоянии озера Pieni Hientajarvi с 1988 по 2000 гг.

Год	Осадки	Максиальная концентрация общего фосфора	Максимальная концентрация хлорофилла «а»	Состояние автомата
1988	6	5	4	A
1989	3	4	4	B
1990	1	1	3	E
1991	3	3	3	C
1992	5	2	2	D
1993	3	5	2	A
1994	5	2	2	D
1995	2	1	1	E
1996	4	3	3	C
1997	3	1	2	E
1998	5	3	1	B
1999	1	1	2	E
2000	2	4	3	C

По существу, решалась задача синтеза автомата, по входному (осадки) и выходному (фосфор и хлорофилл) словам, состоящим из 13 символов. Подобные задачи имеют развитую теорию (например, Глушков (1962)), однако в данном случае привлечение сложного математического аппарата не имеет смысла из-за относительной краткости входного сообщения.

Выделим 5 характерных состояний экосистемы озера: *A* — высокие концентрации фосфора и хлорофилла, *B* — концентрации фосфора ниже максимальных, но выше средних, *C* — средние концентрации фосфора и хлорофилла, *D* — концентрации ниже средних, *E* — низкие концентрации фосфора, хотя при этом концентрации хлорофилла могут изменяться от минимальных до средних.

Граф автомата приведен на рис. 6.26. Видно, что это частичный автомат, поскольку многие комбинации состояний и входных воздействий за рассматриваемый промежуток времени не наблюдались. Однако все состояния синтезированного автомата оказались достижимыми. Характерной особенностью рассматриваемого автомата является отсутствие петель в структуре графа.

Это означает, что экосистема данного озера никогда не задерживается два года подряд в одном и том же состоянии.

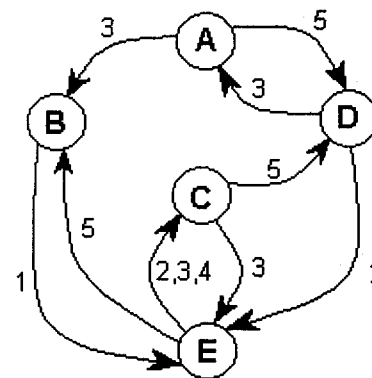


Рис. 6.26. Граф автомата, имитирующего динамику экосистемы озера Pieni Hientajarvi с 1988 по 2000 годы. Дуги помечены шкалированными величинами атмосферных осадков

Матрица переходов в данном случае имеет вид (напомним, что исходные состояния соответствуют столбцам, а строки входным воздействиям, нулями отмечаются переходы, по которым нет данных):

$$Q(Q, Prec) = \begin{vmatrix} 0 & E & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & E & C \\ B & 0 & E & A & C \\ 0 & 0 & 0 & 0 & C \\ D & 0 & D & 0 & B \end{vmatrix}$$

Из рассмотрения графа и матрицы переходов видно, что при средних и низких значениях атмосферных осадков озерная экосистема озера имела тенденцию к колебаниям между состояниями *C* и *E*. Только экстремально высокие значения входа ($Prec = 5$) выводит систему из этой области состояний.

Приведенный пример с почти предельно простой водной экосистемой показывает, что даже в таком случае временной ряд в 13 лет далеко не исчерпывает всех возможных комбинаций состояний и входных воздействий, которые позволили бы создать надежный аппарат для прогнозирования.

Существенно более сложным оказался автомат, имитирующий динамику экологической системы озера Дальнего (Камчатка), который базировался на 40 летнем временном ряде непрерывных наблюдений (Крогиус и др., 1987, Меншуткин, 1993), однако для демонстрации методики приложения теории автоматов к лимнологическим проблемам приведенного выше примера вполне достаточно.

Следующий перспективный путь развития моделей озерных экосистем связан с пониманием существа исходной лимнологической информации. Если для гидрофизических величин, таких как температура воды или скорость течения, вполне приложим классический аппарат статистической обработки, то гидробиологические данные обычно имеют весьма неопределенные функции распределения, что связано с большим количеством предположений при подобных измерениях. Даже такие элементарные величины, как биомассы базируются на предположении о постоянстве уловистости планктонной сетки или равномерности распределения планктона в случае батиметрических наблюдений, хотя пятнистость в распределении планктона является давно установленным экспериментальным фактом. Еще хуже дело обстоит с оценкой ихтиомассы рыб. При переходе к оценке величин потоков вещества (наиболее изученная, в этом смысле, величина — первичная продукция) неопределенность только возрастает. Например, лимнологи до сих пор спорят о том, что же собственно измеряется при радиоуглеродном и кислородном методе определения продукции фитопланктона, не говоря уже о том, что продукционные свойства коловраток или простейших оцениваются с точностью не более порядка. На признании факта размытости наблюдаемых величин и, что еще более важно в экологической практике, размытости связей между переменными построена теория размытых множеств и нечеткая логика (Кофман, 1982, Поспелов, 1986, Терано и др. 1993). В практике экологического моделирования уже появились примеры применения таких методов (Tuma et al. 1996).

Заключение

ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ИЗУЧЕНИЯ ЭКОЛОГИИ ОЗЕР

В первой части этой книги (глава 1 — «Краткий очерк исследования озер») рассматривались, в основном, перспективы развития гидрофизической части лимнологии. В настоящем разделе основное внимание уделяется развитию экологической и гидробиологической части науки об озерах.

В самом конце XX века в лимнологии совершенно явственно наметился кризис. Выразился он в том, что энергетическая парадигма, столь блистательно развитая во время Международной Биологической программы (IBP) 60-х годов, перестала удовлетворять тем, все возрастающим по сложности и значимости проблемам, которые ставит перед современной экологией общество, как на региональном, так и на государственном и глобальном уровне (Margalef, 1997, Mooney, 1998). За полстолетия основной фокус экологических интересов сместился от индивидуума и популяции к сообществам и экологическим системам. Практика поставила перед лимнологией грандиозную задачу оптимального управления экологическими системами (Underwood, 1998), для решения которой традиционные методы оказались малопригодными.

В дальнейшем изложении используются термины «лимнология XX века» и «лимнология XXI века», которые не следует понимать буквально, просто под первым термином понимается экологическая парадигма и практика экологических исследований, которая сложилась в 60–70 годах XX века, а под вторым — черты того нового, что складывается в лимнологии настоящего времени и что, по мнению авторов, имеет надежду закрепиться в будущем.

Лимнология XX века, несмотря на развитие продукционного направления, была наукой описательной. Чтобы убедиться в этом, достаточно перелистать тома трудов Лимнологических Конгрессов за последние десятилетия. Схема подавляющего большинства статей такова: наблюдались некоторые факты в природе или в эксперименте, иногда достаточно сложном, результаты наблюдений статистически обрабатывались, что часто завершалось выводом эмпирической формулы с доверительными интервалами. В разделе обсуждение обычно указывалось, чем полученные данные отличаются от данных других авторов на ту же тему.

Все это действительно очень солидно и в истинности описываемых фактов и зависимостей сомнений, обычно, не возникает. Но практика уже давно перестала спрашивать у лимнологов какой индекс биоразнообразия по Шеннону у того или иного планктонного или бентосного сообщества, или какова продукция зоопланктона в данном озере (хотя сами по себе это далеко не простые и не надуманные экологические проблемы). Практика XXI века спрашивает у лимнологов совсем другое — не как измерить биоразнообразие природных сообществ, а как его сохранить или изменить видовой состав в желаемом направлении. Не как измерить продукцию популяций зоопланктона или промысловых рыб (что, конечно, само по себе очень интересно), а сколько и как следует ловить рыбу, чтобы при получении максимальных выловов не только не подорвать промысловые запасы, но и не нарушить всей экологической системы водоема. Для решения подобных задач одних словесных описаний или анализа фактов мало, нужно понимание и описание процессов, происходящих в экологических системах.

Итак, помимо описания фактов, лимнология должна обратить внимание на связи между элементами экологических систем, на исследование механизмов процессов на всех уровнях. Подобные идеи провозглашались достаточно давно (Верещагин, 1934, Фортунатов, 1967), но практическое их приложение продвигается очень медленно.

Заметим, что ориентация на процессы, а не на отдельные факты — это отличительная черта объектного подхода, который находит все более широкое применение в экологических исследованиях (Henderson–Sellers, 2000).

Особую значимость при изучении озерных экологических систем приобретают не только причинно–следственные связи,

но и взаимодействия, ибо именно взаимодействия формируют петли с отрицательной обратной связью, которые обеспечивают устойчивость и адаптивность водных экологических систем (Straskraba, 1997).

Лимнология XXI века — это, в первую очередь, экология озерных систем, причем смысл термина “система” надо понимать во всей его полноте и сложности (Bertalanffy, 1939, Флейшман, 1983). Философские основы такого подхода берут начало в учении о “процессах” и “сообществах” Уайтхеда (1990).

Основа лимнологии XX века — это энергетический подход, баланс вещества и энергии (Винберг, 1970). Значимость этого подхода для понимания динамики экосистем несомненна и имеет такой же фундаментальный смысл как законы Ньютона в механике материальной точки или периодическая система элементов в химии.

Однако, развитие лимнологических знаний и особенно практика построения имитационных моделей, показали, что знание энергетических зависимостей необходимо, но недостаточно для адекватного описания динамики экологических систем. Действие таких факторов как токсиканты, турбулентность, хеморецепция не поддаются объяснению в терминах энергетического баланса. Еще больше это относится к процессам связанным с микроэволюцией, поведением животных, сукцессионными изменениями в растительных сообществах и пространственным распределением организмов.

Биоэнергетический подход необходим, но далеко не достаточно для решения экологических проблем XXI века.

Идеалом (правда, относительно редко реализуемым) лимнологии XX века было использование длинных непрерывных временных рядов наблюдений. В изучении динамики популяций крупных водных животных (промысловых рыб) этот метод сыграл решающую роль и стал хрестоматийным. Например, ряды численности тихоокеанских лососей.

Исходя из такого подхода, основным математическим инструментом экологии была теория вероятности, математическая статистика, а математическое моделирование с использованием аппарата дифференциальных уравнений полагалось скорее экзотикой, а не рабочим инструментом.

Стремительное развитие информационных технологий и имитационного моделирования в первую очередь в сочетании с тре-

бованиями экологического прогнозирования сделало моделирование рабочим методом экологии. Достаточно сказать, что журнал "Ecological Modelling" за короткий срок своего существования уже выпустил более 150 томов. Длинные временные ряды экологических данных стали не только объектом наблюдения (необходимость в этом не только не отпала, но и усилилась), но и объектом генерирования при помощи компьютерных моделей.

Для решения лимнологических задач XXI века компьютерное имитационное моделирование является одним из главных методических приемов.

В связи с повышением интереса экологии к вероятностным процессам существенную роль начинает играть моделирование, основанное на имитации жизненных циклов отдельных особей (Uchmanski, Grimm, 1996).

Лимнология XX века — это наука ярких впечатляющих примеров. Так на примере озера Вашингтон (возле Сиэтла, США) было показано, что озеро из крайне эвтрофного состояния может, при надлежащем воздействии человека, вернуться в олиготрофное состояние. Практическое уничтожение Аральского моря или возникновение необратимых изменений в экологии озера Севан (Армения), произошли тоже из-за интенсивного техногенного воздействия (Mnatsakanian, 1924 Филатов, 1991).

Конечно, и в XXI веке экологические катастрофы будут продолжаться, но дело экологической науки вовсе не эмоциональное смакование этих катастроф (оставим это популяризаторам и «экологическим» журналистам), а создание такой экологической теории, которая смогла бы, если не предотвратить, то предвидеть последствия таких катастроф и дать рекомендации по ликвидации их последствий.

Задача лимнологии XXI века — это создание теории динамики экологических систем, способной к практическому прогнозированию, не только в обычных, но и в экстремальных ситуациях.

В лимнологии XX века как-то полагалось само собой разумеющимся, что чем больше будет получено данных о состоянии природы, тем лучше. Особенно среди лимнологов-практиков бытовала мифическая вера в могущество статистических методов, которые помогут вытащить истину из больших массивов данных. Что это не так, первыми поняли экологи-экспериментаторы и стали применять методы оптимального планирования эксперимента по примеру физиков и химиков.

Представление о том, что экологические системы — это стохастические системы идет еще от работ Ч. Дарвина, однако первыми дарвиновский подход усвоили генетики, а до лимнологии эти идеи дошли относительно не так давно. Между тем игнорировать микроэволюционные процессы в экологических прогнозах стало невозможным, а без стохастичности нет эволюции.

Парадигма экологии XXI века должна включать в себя представление о стохастичности экологических процессов.

Такой подход существенно меняет отношение к материалу экологических наблюдений, если при детерминированном подходе исследователей интересовала только средняя и ошибка ее определения, то при стохастическом подходе важен весь вид функции распределения, который, как показала практика, очень редко имеет вид нормального распределения. Одними из первых результативность такого подхода поняли ихтиологи, которые установили, например, зависимость асимметрии распределения размеров рыб от трофических условий в водоеме.

С другой стороны, признание факта стохастичности озерных экологических систем существенно повышает требования к аппарату экологического прогнозирования и увеличивает значимость длинных рядов непрерывных наблюдений.

Приходится учитывать также принцип omnipotentности (Налимов, 1983), суть которого сводится к тому, что существуют факторы, которые вчера или сегодня не играли значимой роли в динамике той или иной экосистемы, но которые могут оказывать решающее воздействие на нее в будущем.

Типичной темой для лимнологической работы второй половины XX века было выяснение антропогенного влияния на организмы, популяции, сообщества и экосистемы. Спектр этих влияний был достаточно широк — от загрязнений до промысловых изъятий.

Для решения проблем XXI века такой подход оказался уже недостаточным. Нетронутых человеческим влиянием водных экосистем на Земле почти не осталось (даже в Антарктике) и человеческое общество стало неотъемлемой частью биосферы. Уже мало стало изучать влияние человека на экосистемы, потребовался переход к изучению взаимодействия человека и природы. Это породило представление об эколого-экономических и даже социо-эколого-экономических системах. Экология стала составной

частью региональной и мировой макроэкономики (Atkinson et al. 1997).

Экологические системы в современном мире — это почти всегда эколого-экономические системы.

Только в последней трети XX века лимнология стала рассматривать динамику своих элементов не только во времени, но и пространстве. Этому способствовало развитие средств аэро- и космического наблюдения, а так же появление геоинформационных компьютерных систем. На стыке экологии, географии и других наук о Земле появилась ландшафтная экология (Исаченко, 2003), со своими специфическими методами, включающими в себя, например, использование математического аппарата клеточных автоматов.

В области изучения водных экологических систем существенную роль стали играть эффекты пространственной неоднородности, пятнистости и трехмерной гидродинамической и гидробиологической структуры.

Двух- или трехмерная пространственная структура становится неприменным атрибутом изучения экологических систем.

Экология озер XX века создавалась небольшим числом ярких индивидуальностей (в России, например, нельзя не назвать таких имен как Г.Ю. Верещагин, Л.Л. Россолимо, М.Е. Фортунатов, Г.Г. Винберг, А.Ф. Алимов, В.С. Ивлев и ряд других ученых), вокруг которых формировались научные школы специалистов одного профиля.

В XXI веке лимнология становится междисциплинарной наукой, для решения задач которой необходимо создание коллективов специалистов различных дисциплин, объединенных не только единым начальством, местом проведения исследования или средством транспорта (например, экспедиционным судном), но и единой идеей и задачей. Результатом работы такого коллектива ни в коем случае не должен быть сборник разнородных статей, хотя бы под единой редакцией (примеров таких сборников много, начиная с комплексного исследования озера Марион в Канаде или ряду озер, Рыбинского водохранилища в России). Результат заключается в решении конкретной экологической задачи. Например, результатом работы коллектива “Невская Губа” был комплекс компьютерных программ по прогнозированию качества воды в реке Неве и Невской губе, который был передан властям Санкт-Петербурга, а уж потом вышли монографии с описанием

этого комплекса (Невская губа, 1997, Интегрированное управление... 2001). Коллектив, решавший эту задачу, состоял из гидробиологов, гидрологов, гидрохимиков, инженеров по очистным сооружениям, математиков, программистов, экономистов и даже юриста.

Проблемы экологии XXI века должны решаться коллективами ученых разных специальностей, но объединенных общей задачей.

Новая экологическая парадигма еще не выработана и находится в стадии становления, причем усилия к этому прилагаются. История науки показывает, что теоретическое оформление новой парадигмы происходит обычно на завершающем этапе переходного периода от одной системы представлений о природе и методологии данной науки к следующей. Для лимнологии этот завершающий этап еще не наступил, но перечисленные выше тенденции свидетельствуют об интенсивном поиске новых форм и методов.

Предлагаемый краткий анализ состояния лимнологических знаний ни в коей мере не претендует на полноту, так например вне рассмотрения остались интереснейшие перспективы связи современной экологии с проблемой создания искусственного интеллекта, с этическими проблемами поведения человека по отношению к окружающей среде и др. Однако, сказанного достаточно для того, чтобы лимнологи, занимающиеся каждый собственной и, несомненно, нужной и актуальной проблемой, взглянули на пути развития своей науки несколько шире и дальше, чем это требует их повседневная научная и практическая деятельность.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абакумов В.А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем. Л. 1987. Труды Зоологического института АН СССР, т. 165, с. 51–61.
2. Абросов В.Н. Зональные типы лимногенеза. Наука, Л. 1982. 144 с.
3. Адаменко В.Н., Кондратьев К.Я. Глобальные изменения климата и их эмпирическая диагностика. //В сб. Антропогенное воздействие на природу Севера и его экологические последствия. Под. Ред. Ю.А. Израэля, Г.В. Калабина, В.В. Никонова. КНЦ РАН, Апатиты, 1999, с. 17–34.
4. Адаменко В.Н. Климат и озера. Гидрометеиздат. Л. 1985, 264 с.
5. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат. 1970. 443 с.
6. Алексеев В.В. Физика и экология. М.: Знание, 1978. 46 с.
7. Алимов А.Ф. Разнообразие в сообществе животных. В кн.: Биологическое разнообразие: подходы к изучению и сохранению. Мат. конф. ВИН РАН и ЗИН РАН 14–15 февраля и 14–15 мая 1990 г. Отв. ред. Б.А. Юрцев. Ленинград (СПб), 1992, с. 153–161.
8. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000, 148 с.
9. Алимов А.Ф., Умнов А.А. Применение математической модели для исследования разнообразия биотических потоков в водоемах // В кн. Алимов А.Ф. Бульон А.А. (ред) Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. Труды ЗИН, т. 272. Санкт-Петербург 1997: с. 311–319.
10. Андронникова И.Н., Мокиевский К.А. (ред.) Биологическая продуктивность озера Красного и условия ее формирования, Л.: Наука, 1976, 208 с.
11. Андронникова И.Н., Мокиевский К.А. (ред.) Особенности формирования качества воды в разнотипных озерах Карельского перешейка. Л.: Наука, 1984, 296 с.
12. Анохин Ю.А., Остромогильский А.Х., Семевский Ф.Н., Семенов С.М. Имитационная балансовая модель распространения антропогенных веществ в озере Байкал // В кн. Круговорот вещества и энергии в озерах и водохранилищах, Иркутск, 1977, с. 75–77.
13. Антропогенное воздействие на малые озера. Отв. ред. И.С. Коплан–Дикс и Е.А. Стравинская. Л.: Наука. 1980, 172 с.
14. Арманд Д.Л. Наука о ландшафтах. (Основы теории и логико-математические модели). М.: Наука. 1975. 287 с.
15. Астраханцев Г.П., Егорова Н.Б., Меншуткин В.В., Писунин И.В., Руховец Л.А., Петрова Н.А. Моделирование современного состояния Ладожского озера. Издание Экономико-математического института. Санкт-Петербург. 1995. 74 с.
16. Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В., Петрова Н.А., Руховец Л.А. Математическое моделирование крупных стратифицированных озер. СПб.: Наука, 2003. 320 с.
17. Атлас Ладожского озера. Под ред. В.А. Румянцева и др. Санкт-Петербург, 2002, 128 с.
18. Ащепкова Л.Я., Кожова О.М., Меншуткин В.В. Функциональная модель экосистемы озера Байкал // Гидробиологический журнал, 1978, № 14, с. 3–11.
19. Баканов А.И. О некоторых методологических вопросах применения системного подхода для изучения структур водных экосистем. // Биология внутренних вод. 2000. № 2, с. 5–19.
20. Балущкина Е.В., Голубков С.М., Иванова М.Б., Никулина В.Н., Умнов А.А., Умнова Л.П. 1997. Опыт прогнозирования последствий эвтрофирования водоемов на основе закономерностей функционирования экосистемы (на примере Лахшмозера) // В сб. Алимов А.Ф. Бульон А.А. (ред). Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. Труды ЗИН т. 272. Санкт-Петербург. с. 228–265.
21. Баранов И.Б. Лимнологические типы озер СССР, Л.: Гидрометеиздат, 1961, 271 с.
22. Баранов Ф.И. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства //В сб. Очерки по биологическим основам рыбного хозяйства. М.: Изд. АН СССР. 1918 (1961), с. 84–128.

23. Баренбойм Г.М. Научно-технологические принципы проектирования систем экологического мониторинга. //В кн. Мониторинг водных объектов. М. 1998. 255 с.
24. Белкина Н.А., Калмыков М.В., Сандаман О., Игнатьева Н.В. Поровые воды донных отложений северного района Ладожского озера //В кн. Ладожское озеро. Петрозаводск. 2003, с. 128–132.
25. Богдановский Г.А. Химическая экология. Учебное пособие. М.: Изд-во МГУ, 1994, 237 с.
26. Бояринов П.М., Васильева Е.П., Вислянская И.Г., Гершензон Т.Е., Пирожкова Г.П., Помазовская И.В., Филимонова Н.А. Научные аспекты проблемы водоснабжения г. Петрозаводска. Наука — производству. Карельский (филиал АН СССР, 1989. 40 с.
27. Бродский А.К. Краткий курс общей экологии. С-Пб.: ДЕАН = АДИА, 1996, 164 с.
28. Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических системах, СПб.: Наука, 1994, 222 с.
29. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов, Л.: Наука, 1983, 150 с.
30. Бондарик Н.Л. Влияние лесопользования на водность рек Карелии // Пятая Санкт-Петербургская Ассамблея молодых ученых и специалистов: Тезисы докладов. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2000. с. 9.
31. Бусарова О.Е., Гусев Е.М. Использование результатов моделирования изменения климата для оценки изменения суммарного испарения для территории Европы //Метеорология и гидрология, 1995, № 10. с. 29–34.
32. Венцель Е.С. 1980. Теория исследования операций. М.: Наука, 208 с.
33. Верещагин Г.Ю. Лимнология и ее главные задачи //Вестник АН СССР, 1934. № 3, с. 12–27.
34. Винберг Г.Г. (ред.) Методы определения продукции водных животных.(Methods of estimation the production of aquatic animals) Минск 1968. 212 с.
35. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Изд-во АН БССР, Минск, 1960, 245 с.
36. Винберг Г.Г. (ред.) Основы изучения пресноводных экосистем, Л.: Наука, 1981, 172 с.

37. Винберг Г.Г. (ред.) Трофические связи и их роль в продуктивности природных водоемов, Л.: Наука, 1983, 184 с.
38. Влияние потепления климата на экосистемы больших озер Северо-Запада России (Ладога и Онега). Часть 1. //Препринт. (Ред. Л.А. Руховец, Н.Н. Филатов). СПб ЭМИ РАН, ИВПС КарНЦ РАН. СПб. 2003, 52 с.
39. Водный ландшафт. Устойчивый водный менеджмент в бассейне Балтийского моря. Книга 1. Программа Балтийского университета. Упсала, Швеция. Ред. Л-К. Лундин. 2000. 237 с.
40. Водоохранные мероприятия в бассейне реки Невы для обеспечения водоснабжения Санкт-Петербурга. Заключительный отчет 1590–в 3211. Планцентр лимитед. Окружное управление водного хозяйства и окружающей среды губернии Кюми, Финляндия. 1994. 85 с.
41. Ганьшин В.А., Борисов А.Г. Общая экология: Учебное пособие. М.: МГИЭТ (ТУ), 1995, 80 с.
42. Геоэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Сб. Под. ред. Филатова Н.Н., Лифшица В.Х. и др. Изд. КарНЦ РАН. Петрозаводск. 2003. 171 с.
43. Гидрологический режим и водный баланс Ладожского озера. //Под ред. Т.И. Малининой. Л.: ЛГУ, 1966. 324 с.
44. Гиляров А.М. Динамика численности пресноводных планктонных ракообразных, М.: Наука, 1987, 190 с.
45. Глушков В.М. Синтез цифровых автоматов. М.: Физматгиз. 1962. 340 с.
46. Голиков А.Н., Меншуткин В.В. Моделирование популяции брюхоногого моллюска на вычислительной машине. //Океанология 1971, № 11, с. 695–699.
47. Голицин Г.С., Мелешко В.П., Ефимова Л.К., Говоркова В.А., Сомова Н.Г. Составляющие водного и теплового балансов на водосборе Ладожского озера по фактическим и модельным данным //Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск. КарНЦ РАН, 2000. с. 312–319.
48. Голицин Г.С., Ефимова Л.К., Мохов И.И., Семенов В.А., Хон В.Ч. Изменения температуры и осадков в бассейне Ладожского озера по расчетам климатической модели общей циркуляции в XIX–XXI вв. Изв. РГО, т. 134, в. 6, 2002. с. 23–27.

49. Горстко А.Б., Домбровский Ю.А., Задорожная Н.С., Маркман Г.С., Матвеев А.А., Селютин В.В., Эпштейн Л.В. Имитационное моделирование экосистемы оз. Байкал и ее антропогенных изменений // В сб. Моделирование природных систем (В.И. Гурман, ред.), Наука, Новосибирск, 1978. с. 65–86.
50. Грабов В.М., Трофимова С.Ю. Элементы динамики неустойчивых состояний и неравновесной термодинамики. Оренбург, Изд-во ОГПУ, 1999, 100 с.
51. Грачев М.А., Сергеева В.Н., Земская Е.И., Дроздов В.Н., Бычков И.В. и др. Перспективы использования банка знаний о Байкале для решения лимнологических задач // Сибирский экологический журнал, 1999, т. 6, № 6, с. 551–598.
52. Гусаков Б.Л., Петрова Н.А., Курашов Е.А., Слепухина Т.Д., Зайцева И.И., Петрова Т.Н., Черных О.А. В кн. Ладожское озеро. Критерии состояния экосистемы. СПб.: Наука. 1992. 325 с.
53. Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона, как единого целого. Трофометаболические взаимодействия зоо- и фитопланктона, Л.: Наука, 1986, 154 с.
54. Догановский А.М., Мякишева Н.В. Уровень Ладожского озера в различных диапазонах частот // Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск. КарНЦ РАН, 2000. с. 352–358.
55. Домбровский Ю.А., Ильичев В.Г., Селютин В.В., Сурков Ф.А. Теоретические и прикладные аспекты моделирования первичной продукции водоемов. Изд-во Ростовского ун-та, Ростов/Дон, 1990, 176 с.
56. Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР, М. Наука, 1984, 144 с.
57. Заика В.Е. Удельная продукция водных беспозвоночных. Киев.: Наукова Думка. 1972. 148 с.
58. Зилитинкевич С.С., Крейман К.Д., Тержевик А.Ю. Теоретическое и лабораторное исследование термического бара. В кн. Гидротермодинамическое взаимодействие озера с атмосферой. Л.: Наука. 1990, с. 106–123.
59. Зуев В.В., Зуева Н.Е., Бондаренко С. Л. Зависимость продуктивности рыбных уловов от колебаний озоносферы. Тезисы доклада 11 Международной конф. «Окружающая среда и экология Сибири, Дальнего Востока и Арктики. Т. 2. Томск. 2003. с 11.

60. Иванова М.Б. Продукция планктонных ракообразных в пресных водах. Л.: Наука, 1985, 222 с.
61. Ивлев В.С. Экспериментальная экология питания рыб, Киев: Наукова Думка, 1977, 272 с.
62. Израэль Ю.А. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка изменений состояния окружающей природной среды. Основы мониторинга // Метеорология и гидрология. 1974. № 7, с. 3–8.
63. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. 560 с.
64. Исаченко А.Г. Введение в экологическую географию. Изд. СПб. университета. 2003. 192 с.
65. Казанцева Т.И. и Смирнова Т.С. Зоопланктон центральной части Ладожского озера (имитационное моделирование). Издание института эволюционной физиологии и биохимии РАН, Санкт-Петербург. 1996. 58 с.
66. Канторин В.В. Математическое моделирование популяции байкальского омуля. Наука: Новосибирск, 1980, 208 с.
67. Карпечко Ю.В., Бондарик Н.Л., Карпечко В.А. Влияние антропогенных факторов на формирование речного стока на водосборе Белого моря // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: Материалы II (XXV) Международной конференции (22–26 ноября 1999 г., Петрозаводск). Изд-во ПГУ, 1999. с. 328–331.
68. Кимстач В.А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества. СПб.: Гидрометеиздат. 1993. 48 с.
69. Китаев С. П., Экологические основы биопродуктивности озер различных природных зон, Л.: Наука, 1984, 206 с.
70. Князева Е.И., Курдюмов С.П. Закономерности эволюции и самоорганизации сложных систем. М.: Наука. 1994. 266 с.
71. Кондратьев С.А., Ефимова Л.К., Маркова Е.Г. Оценка изменений гидрологического режима водосбора и притока в озеро в зависимости от изменений климата // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука. 2002, с. 283–291.
72. Кормилицын В.И., Цицкишвили М.С., Яламов Ю.И. Основы экологии. Учебное пособие. М.: МПУ, 1994, 162 с.
73. Кофман А. Введение в теорию нечетких множеств. М.: Мир. 1982. 432 с.

74. Крогиус Ф.В., Крохин Е.М., Куренков И.И. Меншуткин В.В. Модель экологической системы озера Дальнего //Гидробиологический журнал 1969, № 5, с. 14–22.
75. Крогиус Ф.В., Крохин Е.М., Меншуткин В.В. Тихоокеанский лосось — нерка в экосистеме озера Дальнего (Камчатка). Л.: Наука. 1987, 198 с.
76. Крогиус Ф.В., Крохин Е.М., Меншуткин В.В. Сообщество пелагических рыб озера Дальнего (опыт кибернетического моделирования) Л.: Наука. 1969, 87 с.
77. Крученицкий Г.М., Берюков В.И., Перов С.П. Проблема изменчивости озонового слоя Земли, климата, УФ-воздействия на биосферу и предлагаемая концепция государственной политики России //Физическая экология, 1998, № 1, с. 19–25.
78. Кудерский Л.А., Румянцев Л.А., Драбкова В.Г. Экологическое состояние водной системы Онежское озеро–Ладожское озеро–река Нева–Финский залив в канун XXI века. СПб. 2000. 78 с.
79. Куликова Т.М., Сярки М.Т. Структура и количественные показатели зоопланктона //В кн. Онежское озеро. Петрозаводск. 1999. с. 191–211.
80. Курашов Е.А. 1994. Мейобентос как компонент озерной экосистемы. СПб. 223 с.
81. Кухарев В.И. Сообщества макрозообентоса как индикаторы качества вод малых рек Карелии. Автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук. Л., 1991. 24 с.
82. Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее. Под ред. В.А. Румянцева и В.Г. Драбковой. Наука, СПб, 2002. 328 с.
83. Ладожское озеро. Критерии состояния экосистемы. //Под. Ред. Н.А. Петровой, А.Ю. Тержевика). СПб.: Наука. 1992. 326 с.
84. Ладожское озеро. 2000. //Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск, 489 с.
85. Лазарев А.А., Показеев К.В., Шелковников Н.К. Физико-химическая неоднородность океана и поверхностные волны. Ч. 1. Поверхностные загрязнения. М.: Изд-во МГУ, 1987, 92 с.
86. Лазарев А.А., Показеев К.В., Шелковников Н.К. Физико-химическая неоднородность океана и поверхностные волны. Ч. 2. Течения, термические аномалии. М.: Изд-во МГУ, 1988, 112 с.

87. Леонов А.В., Осташенко М.М., Лаптева Е.Н. Математическое моделирование процессов трансформации органического вещества и соединений биогенных элементов в водной среде: предварительный анализ условий функционирования экосистемы Ладожского озера //Водные ресурсы, 1991, № 12, с. 51–72.
88. Литвиненко А.В., Филатов Н.Н., Лозовик П.А., Карпечко В.А. Региональная экология: эколого–экономические основы рационального использования водных ресурсов Карелии// Инженерная экология, 1998. N 6, с. 3–13.
89. Литвиненко А.В., Лозовик П.А., Филатов Н.Н. и др. Водохозяйственный комплекс Карелии и его влияние на экологическое состояние водных объектов. Инженерная экология. М. 1998, № 5, с. 47–56.
90. Лозовик П.А., Сабылина А.В., Коваленко В.Н., Басов М.И., Харкевич Н.С. Гидрохимическая характеристика малых озер Карелии //Антропогенные изменения экосистем малых озер (причины, последствия, возможность управления). – СПб, 1991. с. 34–37.
91. П. Лозовик, Т. Куликова, Н. Филатов, А. Сабылина, Т. Полякова, И. Вислянская. Мониторинг и современное состояние больших озер Онежского, Ладожского и Выгозерского водохранилища. В кн. Ладожское озеро. Петрозаводск. 2000. с. 57–66.
92. Матишов Г.Г., Абраменко М.И., Гаргопа Ю.М., Буфетова М.В. Новейшие экологические феномены в Азовском море. Аппатиты. 2003. 441 с.
93. Маргалеф Р. Облик биосферы, М.: Мир. 1992, 214 с.
94. Меншуткин В.В. Компьютерное моделирование процесса эволюции рыб //Вопросы ихтиологии, 2002, № 42(4), с. 543–548.
95. Меншуткин В.В. Моделирование популяции нерки *Oncorhynchus nerka* озера Дальнего (Камчатка) с применением индивидуально-ориентированного метода. //Биология моря. Владивосток. 2003. № 29(3): с. 217–221.
96. Меншуткин В.В. Имитационное моделирование водных экологических систем, Л.: Наука, 1993, 196 с.
97. Меншуткин В.В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных, Л.: Наука, 1971, 196 с.

98. Меншуткин В.В., Жаков Л.А. Опыт математического определения характера динамики численности окуня в заданных экологических условиях // В сб. Озера Карельского перешейка. Лаборатория Озероведения АН СССР. Л.: Наука. 1964, с. 140–155.
99. Меншуткин В.В., Умнов А.А. Математическая модель экологической системы озера Дривяты // Экология (Свердл.) 1970. № 4(1), с. 3–10.
100. Меншуткин В.В., Умнов А.А. Энергетическая модель экосистемы пелагиали озера Дальнего // Гидробиологический журнал. 1971. 7(4), с. 11–17.
101. Моделирование Онежского озера для решения задач использования и сохранения его ресурсов. Часть 1. // Препринт. (Ред. Л.А. Руховец, Н.Н. Филатов). СПб ЭМИ РАН, ИВПС КарНЦ РАН. СПб. 2003, 32 с.
102. Моисеенко Т.И., Петрова Н.В. Изменение химического состава поверхностных вод Кольского Севера под влиянием кислых осадков // Эколого-географические проблемы Кольского Севера. Апатиты, 1992. с. 3–12.
103. Монаков А.В. Питание пресноводных беспозвоночных. М.: Наука. 1998. 320 с.
104. Мусатов А.П. Пространственно-временная структура водных экосистем, М.: Наука. 1994, 155 с.
105. Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Филатов Н.Н. Изменение климата и водные ресурсы Восточной Финляндии. Препринт. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 2001. 35 с.
106. Налимов В.В. Анализ оснований экологического прогноза. Паттерн-анализ как ослабленный вариант прогноза // Человек и Биосфера, вып 8, Изд. МГУ. 1983, с. 31–47.
107. Науменко М.А. Новое определение морфометрических характеристик Ладожского озера // ДАН, т. 345, № 4? 1999, СС. 514–517.
108. Никаноров А.М. Гидрохимия. Л.: Гидрометеиздат. 1989. 351 с.
109. Новоселова О.А. Единая государственная система экологического мониторинга. // Мониторинг. 1995, № 2, с. 5–9.
110. Онежское озеро. Изменения экосистемы. // (Под ред. Н. Филатова, Т.М. Тимаковой). КНЦ. Петрозаводск. 1999. 320 с.

111. Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР, М.: Наука, 1984, 208 с.
112. Показеев К.В., Анурин В.О. Общая экология. Воронеж: Изд-во Воронежского государственного университета, 2000, 176 с.
113. Показеев К.В., Медведев А.М. Основы экологии. М., «Печатник», 1998, 140 с.
114. Показеев К.В., Филатов Н.Н. Гидрофизика и экология озер. Т. 1. Гидрофизика. М.: физический факультет МГУ. 2002. 276 с.
115. Полищук Л.В. Динамические характеристики популяций планктонных животных, М.: Наука, 1986, 128 с.
116. Полляк Ю.Г. Вероятностное моделирование на электронных вычислительных машинах, М.: Советское Радио, 1971, 400 с.
117. Пригожин И. Введение в термодинамику необратимых процессов. Ижевск: НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика», 2001, 160 с.
118. Приходько Т.И. Математическое моделирование популяций планктонных ракообразных // Экология, 1976, № 4, с. 5–14.
119. Проспелов Д.А. (ред.) Нечеткие множества в моделях управления и искусственного интеллекта. М.: Наука. 1986. 312 с.
120. Пряжинская В.Г., Ярошевский Д.М., Л.К. Левит-Гуревич. Компьютерное моделирование в управлении водными ресурсами. М.: Физматгиз. 2002. 493 с.
121. Пырина И.Б. Эффективность утилизации солнечной энергии при фотосинтезе планктона Волжских водохранилищ // Труды ИБВВ, т. 14, 1966, с. 34–42.
122. Разработка и реализация интегрированной программы природоохранного мониторинга Ладожского озера: охрана и устойчивое использование водных ресурсов (DIMPLA) Tasis Приграничное Международное Сотрудничество по Проектам Тасис. Ионсуу. 35 с.
123. Распопов И.М. (ред). Прибрежно-водные экотоны больших озер. СПб. 1998, 53с.
124. Расплетина Г.Ф., Сусарева О.М. Биогенные элементы. // В кн. Ладожское озеро. СПб.: Наука. 2003. с. 77–86.
125. Растоскуев В.В. Экспертная система для обработки данных контроля загрязнений атмосферы. СПб.: НИЦЭБ РАН, 1997. 261 с.

126. Реймерс Н.Ф. Начала экологических знаний. М.: Изд-во МНЭПУ, 1993, 261 с.
127. Розенберг Г.С., Шитиков В.Е., Брусиловский П.М. Экологическое прогнозирование. Институт экологии Волжского бассейна. Тольятти. 1994, 273 с.
128. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах, 1985, Л.: Наука, 294 с.
129. Россолимо Л.Л. Изменение лимнических систем под воздействием антропогенного фактора, М.: Наука, 1977, 165 с.
130. Рубин А.Б. Лекции по биофизике. М.: Изд-во МГУ, 1994, 160 с.
131. Румянцев В.А. (ред.) 1996. Программа мер по сокращению загрязнения водных объектов и осуществлению водоохранных мероприятий в бассейне Балтийского моря. СПб. 118 с.
132. Руховец Л.А., Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В., Петрова Н.А. Комплекс моделей экосистемы Ладожского озера // Обзорные прикладной и промышленной математики. М. 2003. т. 10., вып. 1, с. 39–62.
133. Сабылина А.В. Современный химический режим озера // В кн. Онежское озеро. Петрозаводск. 1999. С. 58–108.
134. Сало Ю.А. Закономерности многолетних колебаний элементов водного баланса территории Карелии. Авт. дис. канд. геогр. наук РГГМУ, СПб. 2003. 24 с.
135. Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.4.559–96 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества». Госкомсанэпиднадзор России. М., 1996.
136. Свирижев Ю.М. (ред.) Математические модели водных экологических систем, Изд. ВЦ АН СССР, 1984. 148 с.
137. Сиренко Л.А. Физиологические основы размножения синезеленых водорослей в водохранилищах, Киев.: Наукова Думка, 1972, 202 с.
138. Скурлатов Ю.И. Введение в экологическую химию. М.: Высшая школа, 1994, 400 с.
139. Современные проблемы физиологии и экологии морских животных. Под ред. Г.Г. Матишова. Апатиты. 2003. 365 с.
140. Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Отв. ред. Н.Н. Филатов, Т.П. Куликова, П.А. Лозовик. Петрозаводск. 1997. 188 с.

141. Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата. Пределы изменений. Под ред. Ю.А. Израэля. – М.: Наука, 2001. 242 с.
142. Стадницкий Г.В., Родионов А.И. Экология: Учебное пособие для вузов. С-П.: Химия, 1996, 240 с.
143. Терано Т., Асаи К., Сугено М. Прикладные нечеткие системы. М. Мир. 1993. 280 с.
144. Тержевик А.Ю. Формирование гидрофизических полей в Ладожском озере. Автореф. диссертации канд. техн. наук. Л., 1991, 14 с.
145. Тимакова Т.М., Теканова. Е.В. Характеристика процессов первичного продуцирования // В кн. Онежское озеро. Петрозаводск. 1999, с. 158–174.
146. Томович Р., Вукубратович М. Общая теория чувствительности, М.: Советское Радио. 1972. 240 с.
147. Трапезников Ю.А., Григорьев А.С., Хорбаладзе М.А. Уровень Ладожского озера под влиянием климатических факторов // Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 2000. с. 581–365.
148. Трухин В.И., Показеев К.В., Куницын В.Е. Основы экологической геофизики. М.: Физический факультет МГУ, 2000, 292 с.
149. Трухин В.И., Показеев К.В., Шрейдер А.А. Физика и экология // Экология и жизнь, № 3, 2000, с. 9–12.
150. Уайтхед А. Избранные работы по философии. М.: Прогресс. 1990. 720 с.
151. Умнов А.А. Изучение стабильности экосистем при помощи их математических моделей. // А. Алимов и В. Бульон (ред) Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий Труды ЗИН т. 272.; 1997, с. 303–310.
152. Физические проблемы экологии (физическая экология). Тезисы докладов Всероссийской конференции. М.: Физ. фак. МГУ, 1997, № 1, 87 с.
153. Физические проблемы экологии (физическая экология). Тезисы докладов Всероссийской конференции. М.: Физ. фак. МГУ, 1997, № 2, 102 с.

154. Физические проблемы экологии (физическая экология). Тезисы докладов. Второй Всероссийской конференции. М.: Физ. фак. МГУ, 1998, 224 с.
155. Физические проблемы экологии (физическая экология). Тезисы докладов Третьей Всероссийской конференции. М.: Физ. фак. МГУ, 2001, 312 с.
156. Филатов Н.Н. ГИС. Применение ГИС при изучении окружающей среды. Петрозаводск. КГПИ. 1997. 103 с.
157. Филатов Н.Н. Изменение климата Восточной Фенноскандии и уровня воды крупнейших озер Европы. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 1997. 148 с.
158. Филатов Н.Н., Лозовик П.А., Литвиненко А.В. Водные системы Карелии // В кн. Экологические проблемы Северо-Запада России и пути их решения. СПб, 1997. с. 86–115.
159. Филатов Н.Н., А.В.Литвиненко, П.А. Лозовик. Современное состояние водных объектов Республики Карелия Препринт КНЦ РАН. Петрозаводск. 1998. 30 с.
160. Филатов Н.Н., А.В.Литвиненко, В.В.Кекконен и др. Каталог озер и рек Карелии. Петрозаводск, 2001. 289 стр.
161. Филатов Н.Н., Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. Богачев М.А. Бородулли Г.С. Исследования ИВПС КарНЦ РАН по международному проекту «Улучшение питьевого водоснабжения Республики Карелия за счет использования подземных вод. // Тр. IV Международной конференции «Акватерра». С.-Петербург, 2001. 181 с.
162. Флейшман Б.С. Основы системологии. М.: Радио и Связь. 1982. 386 с.
163. Фортунатов М.А., Московский Б.Д. Озера Ярославской области. Кадастровое описание и краткие лимнологические характеристики // Сб. Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль, 1970. с. 3–178.
164. Фрумин Г.Т. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование. 1998. СПб. 96 с.
165. Хайми П.Т. Мониторинг водных объектов Республики Карелия, Ионенсуу. 1996. 56 с.
166. Хендерсон-Селлерс Б, Маркланд Х. Умирающие озера. 1990. Л.: Гидрометеоиздат. 279 с.
167. Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология, Л.: Гидрометеоздат, 1987, 336 с.

168. Цхай А.А., Агейков В.Ю. 1997. Математическое моделирование процессов трансформации азота и фосфора и изменение кислородного режима водохранилищ // Водные ресурсы. 1997. № 24, с. 718–728.
169. Чашечкин Ю.Д. Потоки и структуры в стратифицированных океане и атмосфере // Физические проблемы экологии (экологическая физика). № 4. М.: Физический факультет МГУ. 1999. с. 31–40.
170. Щербаков А.П. Озеро Глубокое. М.: Наука, 1967, 380 с.
171. Шнитников А.В. Межгодовая изменчивость общего увлажнения в бассейне Ладожского озера // Гидрологический режим и водный баланс Ладожского озера. Ленинград, 1966. с. 5–57.
172. Эбелинг В. Образование структур при необратимых процессах. М.: Мир, 1979. 279 с.
173. Экологические информационные системы в Российской Федерации. Оценка ОЭСР. Париж. 1996. 105 с.
174. Экологические проблемы: что происходит, кто виноват и что делать? / Под ред. В.И. Данилова-Данильяна. М.: Изд-во МНЭПУ, 1997, 332 с.
175. Экодинамика и мониторинг // Под ред К.Я. Кондратьева и А.К. Фролова. СПб.: Наука. 1996. 442 с.
176. Экологическая классификация водных объектов страны (по данным гидробиологической сети) – Тез. докл. Всесоюз. конф. "Методология экологического нормирования". Харьков, 1983, с. 14–15.
177. Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Ред. Кауфман З.С. СПб.: Наука, 1990. 264 с.
178. Atkinson G., Dubourg R., Hamilton K., Munasinghe M., Pearce D., Young C. Measuring of sustainable development. Macroeconomics and the environment. Edward Elgar, Lyme US. 1997, 252 p.
179. Auer M. and Canale R. Mathematical modelling of primary production in Green Bay (Lake Michigan, USA), a phosphorus and light-limit system. // Hydrobiological Bulletin, 1980. V. 20, pp. 195–211.
180. Auer M., Kieser S and Canale R. Identification of critical nutrient levels through verification of models for phosphorus and phytoplankton growth. // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1986. V. 43, pp. 379–388.

181. Beletsky D., Saylor D., Schwab D. 1999. Mean circulation in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.* Vol. 25, No. 1, pp. 78–93.
182. Bengtsson L., Numerical modeling of the Earth's Climate. Publ. of Max-Planck Inst. for Meteorology, Hamburg, 1997. 94 p.
183. Beverton, R., J. and S. Holt J. On the dynamics of exploited fish populations., Fishery Investigation. Ser. 2., 19, London, 1957. 533 p.
184. Bierman, V., J. and D. Dolan M. 1981. Modelling of phytoplankton–nutrient dynamics in Saginaw Bay // Lake Guron. Journal of Great Lakes Research 1981. V. 7. pp. 409–439.
185. Botkin D.B. Forest dynamics. An ecological model. Oxford. NY. 1996. 346 p.
186. Cale W.G. 1988. Characterizing populations as entities in ecosystem models: Problems and limitations of mass–balance modeling. // Ecological Modelling. 1988. V. 42. pp. 89–102.
187. Carpenter C.R. Regime shifts in lake ecosystems: pattern and validation, Exelence in Ecology, Oldendorf/Luhe, 2003, 199 p.
188. Climate of Europe, 1995. First European Climate Assessment. ECSN, Netherlands, 731 p.
189. DeAngeles, D., L., and J. Gross L. (eds.) Individual–based models and approaches in ecology. Chapman&Hall, NY. 1992, 340 p.
190. DeBernardi R., Glussani G. Biomanipulation in Lakes and Reservoirs, Guidelines of Lake Management, V.7. ILECF, Shiga, 1999, 182 p.
191. Favro L.D., Kuo P.K., McDonald J.F., Favro A.D. A multilocus model applied to the effect of selective fishery on the growth rate of trout // Can. J.Fish. Aquat.Sci, 1982. 39(3), pp. 1540–1544.
192. Filatov N.N., L. Nazarova and Yu. Salo. Regional change analysis of NW Russia. In book: Arctic Env. Variability in the context of Global Change. Ed. By L. Bobylev, K. Kondratyev, O. Johannessen. London. Springer-Praxis. 2003. pp. 391–411.
193. Filatov N.N., L. Nazarova and Yu. Salo Possible climate and water balance changes in Karelia (Russia) during the first half of the XXI century. Stuttgart. *J. Arch. Hydrobiol. Suppl.* Large Rivers Vol. 13, No. 3–4, 2002. pp. 341–352.
194. Golterman H.L. Physiological Limnology. Amsterdam. 1974. 362 p.
195. Grant W.E., Pedersen E.K., Marin S.L. Ecology and natural resource management, system analysis and simulation. J. Wiley & Son, NY. 1997. 348 p.

196. Guidelines of Lake Management. Vol. 8 The World Lakes in Crisis. Ed. S.E. Jorgenssen, S. Matsui. ILEC. Japan. 1997. 186 p.
197. Hakanson, L., and R. Peter H. Predictive Limnology. Methods for predictive modelling. SAP Academy, 1995, 350 p.
198. Hannon B., Ruth M. Modeling Dynamic Biological Systems. Springer NY. 2001, 398 p.
199. Henderson–Sellers B. The use of object technology in modelling aquatic systems //Verh. Internat.Verein. Limnol, 2002. V. 28 (8), pp. 426–428.
200. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Callandar B.A., Harris N, Kattenberg A, Maskell (Eds.) / Climate Change 1995, The Science of Climate Changes. Contribution of working group I. Intergovernmental Panel of Climate Change (Cambridge Univ. Press), 1995. 80 p.
201. Hermann A.J., Hinckey S., Megrey B.A., Stabeno P.J. 1996. Interannual variability of the early life history of walleye pallock near Shelikof Strait as inferred from spatially explicit, individual–based model // Fishery and Oceanography 1996. V. 5 (suppl. 1), pp. 39–57.
202. Jorgensen S.E. Fundamentals of ecological modelling. Elsevier. Amsterdam. 1994. 628 p.
203. Jorgensen S.E. Hailing B.S. Nielsen N. (ed.). Handbook of environment and ecological modelling. Lewins Pub. 1995, 620 p.
204. Kajak Z. Hydrobiologia–Limnologia. Ekosystemy wod srodla_dowych. Warszawa. 1998. 356 p.
205. Kamp-Nielsen, L. Modelling of eutrophication processes // In R. Vismara, R. Marforio, V. Mezzanotte and S. Cernuschi, editors. EWPCA International Congress. Lake Pollution and recovery. 1985. pp. 57–68.
206. Kapuscinski A.R., Lannan J.E. A conceptual genetic fitness model for fisheries management//Can.J.Fish. Aquat.Sci, 1968. 48(3), pp. 1606–1616.
207. Kenttunen J. Model for a eutrophic finish lake // Aqua Fennica. 1981 .V. 11, N 2, pp. 49–54.
208. Klekowski R.2., Menshutkin V.V. Modelowanie komputerowe w ekologii. KUL, Lublin, 2002. 178 p.
209. Klir G.J., Folger T.A. Fuzzy Sets, Uncertainty and Information. NY. 1988. 320 p.

210. Kondratyev K.Ya., Filatov N.N. Limnology and Remote sensing. A contemporary approach. Springer-Praxis. London. 1999. 406 p.
211. Kuusisto E. Runoff from Finland in the period 1931–1990. *J. Aqua Fennica*, 1992, v. 22, N 1, pp. 9–22.
212. Lauenroth, W.K., G.U. Skogerboe, and M. Flug, editors. 1983. Development in Environments Modelling, 5: Analysis of ecological systems: state-of-the-art in ecological modelling. Elsevier Sci Publ., Amsterdam. 1983. 380 p.
213. Lhotka, L. and M. Straskraba. Combinatorial model of ecosystem dynamics. // *Ecological Modelling*. 1987. V. 39, N 1–2, pp. 181–200.
214. Loebel D.A., Nurthen R.K., Frankham R., Briscoe D.A., Craven D. Modelling problem in conservation genetics using captive «Drosophila» population: Consequence of equalizing founder representation // *Zoo Biology*. 1992. V. 11, pp. 319–332.
215. Mauersberger, V.P. Entropie und freie Enthalpie im aquatischen Oecosystem (Entropy and Free Enthalpy in an Aquatic Ecosystem). // *Acta Hydrophysica*, 1981. V. 26, pp. 67–90.
216. Mortsch L., Quinn F. 1996. Climate change scenarios for Great Lakes Basin ecosystem studies. *Limnol. Oceanogr.* Vol. 41, No. 5, pp. 903–911.
217. Nibbeling N.P., Carpenter S.R. Interlake variation in growth and size of bluegill (*Lepomis microchirus*): inverse analysis of individual-based model // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1998. V. 55(2), pp. 387–396.
218. Niinioja R., Halopainen A.L., Ramo A. Seasonal water quality variation in two pristine headwater lake boreal coniferous area, eastern Finland // *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 2002, v. 28, p. 492–496.
219. Niinioja, R., Tanskanen, A.-L., Rumjantsev, V., Smirnova, L., Hilden, M., Kontio, P. & Filatov, N. (eds) Water management policy of large lakes. Report of the tasks 5 and 4, Tacis project DIMPLA TSP 40/97, Environmental Monitoring of Lake Ladoga. Finnish Environment. 1999. 320 p.
220. Panov V.E., S.M. Golubkov, M.I. Orlova, L.E. Anokhina. Littoral zone research in the Neva Estuary: history and future perspectives. Abstracts of the Intern. Conference “History of Marine and Freshwater Research in Estonia and Neighbouring Countries”, February 1–2, 2001. Tallinn, Estonia. 18 p.

221. Patoucheas, D., P. and G. Stamou. Non homogeneous Markovian models in ecological modelling: A study of zoobenthos dynamics in Thermaikos Gulf, Greece. // *Ecological Modelling*, 1993. V. 66, p. 197–215.
222. Peeters F., G. Piepke, R. Kipfer, R. Hohmann, and D. Imboden. Description of stability and neutrally buoyant transport in freshwater lake. // *Limnology and Oceanography*. 1996. V 41, p. 1711–1723.
223. Ricker W.E. Stock and recruitment, // *Journal of Fishery Research Board of Canada*. 1954. 11(5): p. 25–67.
224. Ripl, W., and M. Feibicke. Nitrogen metabolism in ecosystem — a new approach // *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*. 1992. V. 77. N. 1. p. 5–27.
225. Ruurdij, P., J.W. Baretta, and J.G. Baretta-Bekker. SESAME, a software environment for simulation and analysis of marine ecosystems. // *Netherlands Journal of Sea Research*, 1995. V. 33, N 3–4. pp. 261–270.
226. Scheffer M., Brock W.A., Westley F. Socioeconomic mechanism preventing optimum use of ecosystem : an interdisciplinary theoretical analysis // *Ecosystems*. 2000. V. 3, pp. 451–471.
227. Straskraba M., Tundisi J.G. Reservoir Water Quality Management. Guidelines of Lake Management, V. 9, ILECF, Shiga, 1999, 230 p.
228. Straskraba, M. 1995. Cybernetic Theory of Ecosystems // In A. Gnauck, A. Frischmuth and A. Kraft, (editors.) *Okosysteme. Modelling and Simulation*. Eberhard Blotter Verlag, Taunusstein. Germany. 1996. p. 31–51.
229. Straskraba, M. 1996. Lake and Reservoir management. // *Verhandl. International Verein Limnology*, 1996. V. 26, pp. 193–209.
230. Suterland W.J. Evolution and fisheries // *Nature (Lon.)*, 1990. V. 344, pp. 814–815.
231. The Waterscape. Sustainable Water Management in the Baltic Sea Basin. Book 1. Ed. By L.-C. Lundin. Uppsala, Sweden. 2000. 237 p.
232. Trebault, J., M. and M. Salencon J. Simulation! model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup) // *Ecological Modelling*, 1983. V 65, pp. 1–30.

233. Tuma A., Haasis H.D., Rentz O. A comparison of fuzzy expert systems, neural networks and neuro-fuzzy approaches: controlling energy and material flows // *Ecological Modelling*. 1996. V. 85(1), pp. 93–98.
234. Uchmanski J., Grimm V. Individual-based modelling in ecology: what make the difference? // *Trends in Ecol. & Evol.* 1996. V. 10, pp. 437–441.
235. Uchmanski, J. and W. Szeligiewicz. Empirical models for predicting water quality as applied to data on lakes of Poland // *Ekologia Polska*. 1988. V. 36, pp. 285–316.
236. Underwood A.J. Relationships between ecological research and environmental management // *Landscape and Urban Planning*, 1998, v. 40, pp. 123–130.
237. Van Winkle W., Jager H.I., Railsbach S.F., Holcomb B.D., Studley T.K., Baldrige J.E. 1998. Individual-based model of sympatric population of brown and rainbow trout in instream flow assessment: model description and calibration // *Ecological Modelling*, 1998. 110(2), pp. 175–207.
238. Varis, O. 1991. A canonical approach to diagnostic and predictive modelling of phytoplankton communities // *Archiv fuer Hydrobiologie*. 1991. V. 122, N 2, pp. 147–166.
239. Varis, O. Water quality model for lake Kuortaneenjärvi, a polyhumic finish lake // *Aqua Fennica*. 1984. V 14, N 2, pp. 179–187.
240. Viljanen M. & Drabkova V. Monitoring of lake Ladoga. In book: *Lake Ladoga*. Petrozavodsk. 2000. pp. 40–56.
241. Vollenweider R.A. Scientific concepts and methodologies pertinent to lake research and lake restoration // *Swiss Journal of Hydrology*, 1987, v. 49, N 2, pp. 129–147.
242. Walker H.D., Cuff W.R. 1988. Scientist, models and resource managers // In "Modelling in support of resource management" *Memory Entom. Soc. Canada*. 1988, v. 143, pp. 11–17.
243. Walter E.F., Scandal J.P., Healey M.C. A reappraisal of ocean migration patterns of Fraser River sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) by individual-based model. // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1997. V. 54, № 4, pp. 847–858.
244. Water Use and Management in Sustainable Water Management in the Baltic Sea Basin. Book 2. Ed. By L.-C. Lundin. Uppsala, Sweden. 2000. 239 p.

КРАТКИЙ ТЕРМИНОЛОГИЧЕСКИЙ СЛОВАРЬ

Автомат — математический объект, представляющий из себя совокупность множества состояний, множества входов, множества выходов, матрицы (или функции) переходов, матрицы (или функции) выходов и начального состояния. В экологии применяется для моделирования систем с дискретным временем и дискретными состояниями.

Автохтонная органика — органическое вещество, образующееся внутри озерной экосистемы.

Аллохтонная органика — органическое вещество, поступающее в озерную экосистему с водосбора.

Анаэробные условия — условия, характерные отсутствием кислорода.

Аэрация и деаэрация — процессы обмена водной толщей озера с атмосферой. Эти процессы особенно важны при сведении кислородного баланса водоема.

Аэробные условия — условия, характерные присутствием в воде растворенного кислорода.

База данных — компьютерная система, включающая в себя большие массивы информации любого вида и средства поиска и управления этими данными.

Бактерии — одноклеточные гетеротрофные организмы, разлагающие мертвое органическое вещество. Встречаются во всех частях озерных экосистем, даже в анаэробных условиях.

Бентос — совокупность организмов обитающих на дне озера.

Биомасса — масса живых организмов, выраженная в единицах массы и эквивалентного количества энергии.

Биоманипуляция — техника управления озерными экосистемами, которая основана на воздействии на популяции рыб-планктофагов с тем, чтобы повышая численность зоопланктонных фильтраторов, снизить биомассу водорослей и улучшить тем самым качество воды.

Биоразнообразие — характеристика неоднородности сообщества или экосистемы, оцениваемое при помощи индекса Шеннона ($H = -\sum_i (N_i/N) \lg_2(N_i/N)$, где численность N_i -ого вида, N — общая численность всех видов)

БПК — биохимическое потребление кислорода. Распространенный способ оценки содержания органического вещества в воде. Обычно пользуются БПК₅, т.е. количеством кислорода, пошедшего на окисление органики за 5 суток в стандартных условиях.

Верификация модели — проверка правильности функционирования модели по сопоставлению с примером функционирования оригинала, данные о котором не были использованы при построении модели.

Вход — воздействие внешней среды на данную систему.

Выход — воздействие данной системы на окружающую среду.

Гидробионт — всякий организм, обитающий в воде.

Гиполимнион — часть водного тела озера, расположенная ниже слоя температурного скачка.

Граф — математический объект, представляющий отображение множества самого на себя, иначе, совокупность точек (вершин), соединенных дугами или ребрами. Если дуги имеют направление (стрелочки), то мы имеем дело с ориентированным графом. Применяется в экологии для описания трофических сетей и автоматов.

Дизъюнкция — функция математической логики, логическое «ИЛИ». Экологический пример — действие хищников и промысла на рыбу — чтобы рыбы не было достаточно одного фактора — или рыба попадет в сеть, или ее съест хищник.

Детрит — мертвое органическое вещество, взвешенное в воде. Обычно в частицах детрита присутствуют бактерии.

Диатомовые водоросли — (Diatomea) — группа одноклеточных водорослей с кремневой оболочкой. Обычны для олиготрофных озер.

Димиктические озера — озера, в которых имеются два периода гомотермии в течении года

Дистрофные озера — озера с высоким содержанием в воде гумуса. Эти озера характерны высокой кислотностью (низкий pH), темнокоричневой водой и низкой продуктивностью.

Зоопланктон — животная часть планктона, в озерах представлен, обычно, бактериями, коловратками, ракообразными.

Изотермия (гомотермия) — такой период в развитии термического режима озера, при котором температура воды выравнивается от поверхности до дна.

Имаго — название взрослой особи насекомых.

Интерфейс — средство диалога между исследователем и компьютерной моделью или программой.

Калибрация модели — определение параметров модели исходя из известного функционирования оригинала в определенных условиях.

Каннибализм — замыкание трофической связи внутри одной популяции. Каннибализм отмечается у рыб (окунь, щука) и у планктонных ракообразных.

Качество воды — интегральная характеристика природной воды, определяемая концентрацией в ней естественных и загрязняющих веществ, а также живых, особенно патогенных, организмов. Количественно иногда выражают как сумму относительных превышений ПДК по всем компонентам, но общепринятого количественного критерия пока не выработано.

Кладоцеры (Cladocera) — ветвистоусые ракообразные, один из основных компонентов озерного планктона.

Коловратки (Rotatoria) — очень мелкие многоклеточные животные способные создавать массовые скопления в планктоне.

Конъюнкция — функция математической логики, логическое «И». Экологический пример — действие света и биогенов на фитопланктон — чтобы клетки активно делились необходимо действие обоих факторов — и света, и биогенов. Часто это называют законом Либиха и интерпретируют в виде функции минимума.

Копеподит — промежуточные стадии развития планктонных ракообразных. Следуют за науплиальными стадиями.

Копеподы (Copepoda) — веслоногие ракообразные, один из основных компонентов озерного планктона.

Кормовой коэффициент — отношение количества потребленной пищи к приросту биомассы (обычно за год, применяется в рыбохозяйственной практике).

Коэффициент смертности — параметр процесса отмирания особей. Следует отличать мгновенный коэффициент смертности (μ) от разностного (m), который относится к периоду времени Δt . ($m = 1 - e^{-\mu \Delta t}$).

Коэффициент усвоения пищи (U) — отношение ассимилированной пищи ко всей потребленной.

Коэффициент условного водообмена — отношение притока воды в озеро к его объему.

Макрофиты — высшие водные растения обитающие в литорали и сублиторали озера.

Метод Монте-Карло — (метод статистических испытаний) — метод исследования стохастических систем, заключающийся в многократной их имитации с преследующим статистическим анализом результатов.

Миграции — массовые перемещения nektonных животных, например нерестовые и кормовые миграции рыб.

Мономиктические озера — озера, в которых имеется всего один период гомотермии в течение года.

Морфоэдафический индекс — отношение общей минерализации воды в озере к его средней глубине.

Напряженность трофических отношений — отношение максимальных пищевых потребностей к реальному количеству корма.

Науплиус — ранняя стадия развития планктонных ракообразных.

Нектон — совокупность организмов обитающих в толще воды, но способных, в отличие от планктона, к активному перемещению. Основу нектона озера составляют рыбы и, реже, водные млекопитающие (нерпа в Ладоге и Байкале).

Общий фосфор — совокупность растворенного в воде и содержащегося в sestone фосфора.

Объедающие орудия лова — такие орудия лова (например, ставные сети), которые захватывают особей определенного диапазона размеров, малые особи через них проходят, а крупные не попадают.

Олигохеты (Oligochaeta) — малощетинковые черви — основной компонент бентоса эвтрофных озера.

Оптимальное управление — нахождение таких воздействий на управляемый объект (например, экосистему озера), которые обеспечили бы достижение максимальных значений критерия управления, иногда даже при неизвестных значениях возмущающих воздействий на систему.

Отцеживающие орудия лова — такие орудия лова (например, тралы, лампара, невод), которые захватывают всех особей больше некоторого размера.

Перифитон — совокупность организмов обрастания макрофитов и любых других предметов, помещенных в воду. Основу перифитона составляют одноклеточные водоросли, коловратки, инфузории.

Первичная продукция — продукция, создаваемая продуцентами, в основном фитопланктоном озера.

ПДК — предельно допустимая концентрация какого-либо вещества в воде. ПДК устанавливаются водоохранными организациями и далеко не всегда отражают реальные воздействия загрязненной воды на организм человека.

ПДС — предельно допустимый сброс в озеро загрязняющих веществ.

Планктон — совокупность организмов взвешенных в воде, не имеющих собственного горизонтального движения, а перемещающихся вместе с течениями.

Приведенная плодовитость — отношение количества выжившей молодежи к числу производителей. Включает в себя соотношение полов, индивидуальную плодовитость и выживание яиц или икринок.

Продукция — количество органического вещества создаваемого в единицу времени.

Размытая (нечеткая) логика — математический аппарат для описания процессов, которые заданы качественно с значительной степенью неопределенности.

РОВ — растворенное органическое вещество.

Седиментация — процесс осаждения взвешенного органического и неорганического вещества из водной толщи на дно.

Селективность орудий лова — свойство орудий лова отбирать животных только в определенном размерном диапазоне. Особенно важна селективность орудий лова при регулировании рыболовства.

Сестон — все взвешенное вещество в воде, т.е. планктон и детрит.

Сине-зеленые водоросли — (Cyanobacteria, Cyanophyta) — группа одноклеточных, фотосинтезирующих, безъядерных организмов, способных к очень быстрому размножению (т.н. «цветение воды») и обладающие токсическими свойствами. Характерны для эвтрофных водоемов.

Система — ограниченная часть вселенной, на которую остальная часть вселенной (называемая окружающей средой) воздействует через входы и которая, в свою очередь, воздействует на окружающую среду через выходы.

Стохастичность — проявление вероятностных свойств объекта. В принципе все экологические объекты имеют стохастическую природу, а детерминированными бывают только модели этих объектов.

Сукцессия — изменение видового состава сообщества или экосистемы во времени.

Траты на обмен — составляющая энергетического баланса особи, связанная с поддержанием жизнедеятельности организма. Обычно измеряется как интенсивность дыхания с последующим пересчетом в энергетические единицы. Существует много достаточно надежных эмпирических формул связывающих траты на обмен с массой тела и температурой среды.

Трофическая группа — совокупность особей, занимающих в экосистеме одинаковое трофическое положение, например планктонные фильтраторы или крупные nektonные хищники.

Трофическая сеть — Совокупность трофических групп экосистемы, соединенных трофическими связями. Обычно представляется в виде ориентированного графа.

ФАР — фотосинтетически активная часть солнечной радиации.

Хирономиды (Chironomidae) — личинки комаров, одна из основных частей бентоса.

Шумящие параметры — параметры, реализованные в модели в виде случайных величин.

Эвтрофикация — процесс перехода озер из олиготрофного состояния в эвтрофное.

Эпилимнион — часть водного тела озера, расположенная выше слоя температурного скачка.

Эфипиум — покоящееся яйцо кладоцеры.

Языки моделирования — средства построения компьютерных моделей без обращения к универсальным языкам программирования посредством использования терминов и средств предметной области. Примеры языков моделирования — САПФИР, SIMULA, STELLA.

Языки программирования — средство передачи компьютеру данных о вычислительном или моделирующем алгоритме в универсальном виде. В настоящее время наиболее распространены языки C++, Delphi, Visual Basic

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение.....	3
Глава 1.	
ВВЕДЕНИЕ В ЭКОЛОГИЮ ОЗЕР.....	5
1.1. Некоторые общие понятия экологии	5
1.2. Основные понятия экологии озер.....	22
1.3. Экосистемы озер	45
Глава 2.	
АНТРОПОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОЗЕРА И ПРОБЛЕМЫ КАЧЕСТВА ВОД	62
2.1. Загрязнения водоемов	62
2.2. Критерии и нормы качества воды	80
Глава 3.	
МОНИТОРИНГ И УПРАВЛЕНИЕ СОСТОЯНИЕМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ	96
3.1. Общие принципы организации мониторинга и уп- равления водными объектами	96
3.2. Общие представления об управлении качеством воды	113
3.3. Роль мониторинга и научных исследований при уп- равлении озерной экосистемой	123
Глава 4.	
СОСТОЯНИЕ ОЗЕР И ВОДОХРАНИЛИЩ. ТЕНДЕН- ЦИИ РАЗВИТИЯ.....	130
4.1. Эвтрофирование озер	130
4.2. Последствия усиленной эксплуатации природных ресурсов озера.....	138

Глава 5.	
ПРИМЕРЫ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЫХ ОЗЕР РОССИИ	148
5.1. Ладожское озеро	149
5.2. Онежское озеро	156
5.3. Сравнительные особенности экосистем озер.....	166
5.4. Колебания климата и изменение состояние Ладож- ского и Онежского озер	169
Глава 6.	
МОДЕЛИРОВАНИЕ ОЗЕРНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ	183
6.1. Общие представление о методах моделирования и классификация моделей	183
6.2. Модели популяций водных животных	188
6.3. Модели сообществ и трофических сетей	198
6.4. Точечные модели экосистем	208
6.5. Модели экосистем с вертикальной и пространст- венной структурой.....	220
6.6. Современные тенденции в моделировании экоси- стем	236
Заключение	
ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ИЗУЧЕНИЯ ЭКОЛОГИИ ОЗЕР.....	241
Литература.....	248
Краткий терминологический словарь	267

CONTENTS

Introduction	3
Chapter 1. ECOLOGY OF LAKES: BACKGROUND.....	5
1.1. Some general definitions of ecology	5
1.2. General definitions of ecology of lakes.....	22
1.3. Ecosystems of lakes	45
Chapter 2. ANTHROPOGENIC IMPACT ON LAKES AND WATER QUALITY	62
2.1. Contamination of water bodies	62
2.2. Criteria and norms of water quality	80
Chapter 3. MONITORING AND WATER MANAGEMENT.....	96
3.1. General principles of lake monitoring and water man- agement	96
3.2. General view to water management of water quality	113
3.3. Role of monitoring and research in the management of lakes.....	123
Chapter 4. MODERN STATE AND EVOLUTION OF WATER ECO- SYSTEMS	130
4.1. Eutrophication of lakes.....	130
4.2. Consequences of intensive exploitation of lake re- sources)	138

Chapter 5. SAMPLES OF WATER ECOSYSTEMS OF GREAT LAKES OF RUSSIA	148
5.1. Lake Ladoga	149
5.2. Lake Onega.....	156
5.3. Main features of lake ecosystems	166
5.4. Climate variability and its effect on lakes Ladoga and Onega.....	169
Chapter 6. MODELLING LAKE ECOSYSTEMS	183
6.1. General principles of numerical modelling and classi- fication of mathematical models.....	183
6.2. Models of population of water animals	188
6.3. Models of communities and trophic chains	198
6.4. Point models of ecosystems.....	208
6.5. Models of ecosystems with vertical and spatial struc- ture.....	220
6.6. Models of ecosystems with vertical and spatial struc- ture	236
6.6. Modern trends in modeling water ecosystems.....	236
References TRENDS IN FURTHER STUDIES OF LAKE ECOLOGY	241
Literature.....	248
Short glossary	267

Reviewers: S.P. Kitaev and L.A. Ruchovets

Menshutkin V.V., Pokazeev K.V., Filatov N.N. HYDROPHYSICS AND ECOLOGY OF LAKES

V.II. **ECOLOGY**. M.: Faculty of physics MSU, 2004.
ISBN 5-8279-0045-1

Volume 2 deals with the ecology of lakes. The volume being meant primarily for hydrophysicists and engineers involved in water quality management. The authors included limited number of Latin names of plant and animal species, and specific algological, malacological and ichthyological terms to a minimum. Only the indispensable notions related to water quality and standartisation, some principles of monitoring and managing lake resources, general information about the functioning of lake systems are included. Approaches to and examples of ecosystem modelling are shown. Examples mostly cover lakes of Russia or former USSR. The authors' main task was to describe and illustrate things that are vital for reaching understanding between hydrophysicists and hydrobiologists, since it is only through interactions between these specialists that progress can be achieved in the comprehension of the processes going on in lake ecosystems, and, what is most important, in the quality of the result — effective conservation, sustainable utilisation and management of lake resources.

The book was written for hydrophysicists, experts in water quality management, hydrologists, limnologists, as well as for graduate and post-graduate students majoring in the corresponding disciplines.

Научное издание

*МЕНШУТКИН Владимир Васильевич
ПОКАЗЕЕВ Константин Васильевич
ФИЛАТОВ Николай Николаевич*

**ГИДРОФИЗИКА И ЭКОЛОГИЯ ОЗЕР
Том II. ЭКОЛОГИЯ**

Компьютерная верстка: *Силантьева И.А.*

ЛР № 021293 от 18.06.1998 г. Подписано в печать 11.06.04.

Формат 60х90/16. Объем 17,5 п.л.

Печать офсетная. Тираж 300 экз. Заказ № 1373.

Физический факультет МГУ
119992 ГСП-92 Москва, Ленинские горы, МГУ им. М.В. Ломоносова

ISBN 5-8279-0045-1

© Menshutkin V.V., Pokazeev K.V., Filatov N.N., 2004
© Faculty of physics MSU, 2004

Отпечатанов типографии Издательства Московского университета