

Редакционная коллегия

А.А. Лукин (гл. редактор), А.П. Педченко (зам. гл. редактора), В.Н. Воронин, Ю.А. Лукина, О.Б. Максимова, Н.В. Одегова, И.Н. Остроумова, Г.П. Руденко, Д.С. Сендек, А.К. Шумилина

Редактор А.А. Дерман Верстка В.Г. Хабазовой

Простые модели популяции промысловой рыбы и ихтиоценоза служат иллюстрацией перехода от классической теории рыболовства и продукционного подхода к компьютерному моделированию. Модельная интерпретация метода определения ОДУ по Г.П. Руденко связывает изложение с современными проблемами рыбного хозяйства. Особое внимание уделяется языку моделирования STELLA, использование которого позволит ихтиологам, не обладающим современными навыками программирования, создавать и исследовать модели популяций и сообществ рыб, а также водных экологических систем. Объектноориентированный метод построения моделей демонстрируется на примере сообщества рыб в малой реке с учетом кормовых и нерестовых миграций. Построение вероятностных моделей с шумящими параметрами демонстрирует существо предосторожного подхода к эксплуатации рыбных запасов с применением моделей. Настройка модели при недостаточной исходной информации демонстрируется с применением компьютерных методов поиска экстремума многомерной функции. Рассматривается использование математической теории оптимального управления сложными системами, теории игр и теории нечетких множеств при построении моделей популяций промысловых рыб. Заключение содержит перспективы развития метода компьютерной имитации применительно к популяциям промысловых рыб с расширением объекта управления до экологической системы водоема и включения экономических и правовых аспектов рыбохозяйственной деятельности.

ISBN 978-5-91648-032-0

Объем ЭИ: 3,2 МБ

http://mail.niorh.ru/download.pub/Network_edition/ Model_based_approach_to_fisheries_management_in_inland_waters.pdf

Минимальные системные требования:

Тип компьютера, процессор, частота: Процессор Intel 1,3 Гц или аналогичный; Оперативная память (RAM): 128 Мб; Необходимо на винчестере: 335 Мб; Операционные системы: Microsoft Windows 2000 с пакетом Service Pack 4, Windows Server 2003, 2008 или 2008 R2; Windows XP Professional, Home Edition либо Tablet PC Edition с пакетом Service Pack 2 или 3 (32- и 64-разрядная версии); Windows Vista Home Basic, Home Premium, Business, Ultimate или Enterprise с пакетом Service Pack 1 или 2 (32- и 64-разрядная версии); Windows 7 Starter, Home Premium, Professional, Ultimate или Enterprise (32- и 64-разрядная версии; Дополнительные программные средства: Adobe Reader, версия 9.5 и выше.

© ФГБНУ «Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства» (ФГБНУ «ГосНИОРХ»), 2015

СОДЕРЖАНИЕ

1. Введение	4
2. Модель изолированной популяции промысловой рыбы	5
3. Модель сообщества рыб	11
4. Модельный подход к определению общего допустимого улова (ОДУ)	19
5. Применение языка STELLA для создания моделей популяций и сообществ рыб	23
5.1. Общее представление о языке Stella	23
5.2. Простейшая модель популяции рыбы	33
5.3. Модель популяции окуня (<i>Perca fluviatilis</i>)	39
5.4. Модель сообщества рыб	47
5.5. Модель экологической системы озера	58
6. Объектноориентированные модели популяций и сообществ рыб	64
6.1. Особенности объектноориентированного метода моделирования	64
6.2. Модель популяции рыб	64
6.3. Модель сообщества без учета миграций	76
6.4. Модель простейшего сообщества с учетом миграций	78
6.5. Модель сообщества рыб малой реки	79
7. Вероятностный подход к моделированию популяций промысловых рыб	85
7.1. Модель популяции рыб с шумящими параметрами. Предосторожный подход к оценке состояния популяции	85
7.2. Настройка модели популяции промысловой рыбы при недостаточной информации	89
8. Применение теории игр для определения оптимальной стратегии рыболовства	92
9. Модели, использующие аппарат нечетких множеств	98
9.1. Метод нечеткого моделирования	98
9.2. Построение нечеткой модели	99
9.3. Использование нечеткой модели	102
10. Модель сообщества рыб как часть экологической системы озера	104
Заключение	138
Питература	139

1. Введение

Со времени первых публикаций о применении электронных вычислительных машин при построении и исследовании популяций промысловых рыб (Меншуткин, Жаков, 1964; Larkin, Hourston, 1964) прошло 50 лет. За этот период наметились два направления развития моделей популяций рыб. Условно эти пути можно назвать развитием вглубь и развитием вширь.

Первый путь был отмечен усложнением и уточнением структуры самой модели. Фиксированный темп роста рыбы по эмпирическим данным или формуле Берталанфи стали заменять переменным, зависящим от питания и внешних условий. Функция воспроизводства многократно совершенствовалась и уточнялась (Криксунов, Бобырев, 2010). Коэффициент естественной смертности определялся при помощи введения в модель отношений «хищник-жертва». Кардинальные изменения в моделировании популяций промысловых рыб произошли в связи с применением объектно-ориентированного метода построения моделей (Grimm et al. 1996). От возрастных и размерных групп рыб перешли к рассмотрению судьбы каждой рыбы в отдельности. Такой переход был бы невозможен без бурного развития вычислительной техники. Объектно-ориентированный подход дал возможность моделирования изменений генетического состава популяций рыб и позволил подойти к моделированию пространственного распределения особей в популяции, миграциям рыб, их поведению и взаимодействию с орудиями лова. Прогресс в области теории управления сложными стохастическими системами дал возможность осуществить анализ процессов прогнозирования и управления популяциями промысловых рыб.

Иной путь (развитие вширь) - это переход от моделирования изолированной популяции промысловой рыбы к моделированию сообществ рыб (Крогиус и др., 1969). Другое расширение заключалось во введении в модель кормовой базы рыб. Этому в значительной степени способствовало развитие моделирования популяций и сообществ зоопланктонных и бентосных организмов (Казанцева, Смирнова, 1996). Следующий шаг – это переход к моделированию популяций промысловых рыб как неотъемлемых частей экологических систем водоемов.

2. Модель изолированной популяции промысловой рыбы

В настоящем разделе рассматривается модель популяции промысловой рыбы, которая соответствует классической теории облавливаемой популяции, описанной в трудах Ф.И. Баранова (1918), Риккера (Ricker, 1954), Бивертона и Холта (Beverton, Holt, 1957).

В силу специфики компьютерной реализации дифференциальное уравнение численности заменяется конечноразностным уравнением с шагом в один год. В ихтиологической практике такой временной шаг представляется вполне естественным, так как возраст рыбы определяется обычно по годовым кольцам на чешуе или отолитах.

Программная интерпретация модели записана на универсальном языке Visual Basic 6.0, который входит в комплект программ Windows фирмы Microsoft. Предполагается, что читатель знаком с этим языком хотя бы в объеме учебника для школьников (Сафронов, 2003; Ананьев, Федоров, 2006).

Для конкретности изложения будем рассматривать популяцию рыб, состоящую из 5 возрастных групп (imax). Каждая возрастная группа характеризуется численностью особей, имеющих данный возраст (N(i,t)), и средней массой особи (W(i)). Поскольку полагается, что с течением времени функция массы тела рыбы не изменяется, то эта величина имеет только индекс возрастной группы.

Фрагмент программной реализации рассматриваемой модели приведен ниже (рис. 2.1.). Комментарии на русском языке отделены от тела программ апострофом ('). Цикл по времени (t) идет не до последнего года исследования модели, а до предпоследнего (tmax - 1), поскольку в цикле вычисляется состояние популяции в момент t+1 по состоянию в момент t. Вычисление биомассы популяции и пополнения производятся посредством суммирования (цикл по i), который обязательно предваряется обнуливанием суммируемых величин. Суммарное число выметанных икринок с учетом их смертности (EE) определяется при помощи коэффициента приведенной плодовитости (E(i)), который учитывает степень половой зрелости рыб данного возраста, соотношение полов, индивидуальную плодовитость и смертность икры. Для особей, не достигших возраста половой зрелости, этот коэффициент равен нулю (например, E(1) = 0). Предусмотрена возможность задания этих коэффициентов с интерфейса программы (Fertility).

```
'вычисление пополнения (EE) и биомассы популяции (B(t))
For t = 1 To tmax - 1
  EE = 0
  B(t) = 0
  For i = 1 To imax
     EE = EE + E(i) * N(i, t)
    B(t) = B(t) + W(i) * N(i, t)
  Next i
   If nmax > 0 Then
         'имитация воспроизводства по формуле Риккера
        If Option1 = True Then
       N(1, t + 1) = nmax * (1 - Exp(-beta * EE / nmax)) * (1 - m(1)) * (1 - f(1)) ` N - численность особей
         YNN(1, t + 1) = N(1, t) * f(1) ` YNN – вылов отдельных особей
         YN(1, t + 1) = N(1, t) * f(1) * W(1) ` YN - вылов всех особей
       End If
         'имитация воспроизводства по формуле Бивертона и Холта
       If Option2 = True Then
         N(1, t + 1) = nmax * (1 - Exp(-beta * EE / nmax)) * (1 - m(1)) * (1 - f(1))
         YN(1, t + 1) = N(1, t) * f(1) * W(1)
         YNN(1, t + 1) = N(1, t) * f(1)
       End If
    Else
        N(1, t + 1) = 0
   End If
         расчет выловов и численности в следующем году
   For i = 2 To imax
      N(i, t + 1) = N(i - 1, t) * (1 - m(i)) * (1 - f(i))
     YN(i, t + 1) = N(i - 1, t) * f(i) * W(i)
     YNN(i, t + 1) = N(i - 1, t) * f(i)
   Next i
   ' подсчет общего вылова
   Y(t + 1) = 0
  For i = 1 To imax
    Y(t + 1) = Y(t + 1) + YN(i, t + 1)
  Next i
Next t
```

Рисунок 2.1. Фрагмент программы модели изолированной популяции промысловой рыбы

Процесс воспроизводства может рассчитываться по двум вариантам: по формуле Риккера (рис. 2.2.) или по формуле Бивертона и Холта (рис. 2.3.). Выбор варианта производится с интерфейса программы путем нажатия кнопок в блоке REPRODUCTION с соответствующими надписями.

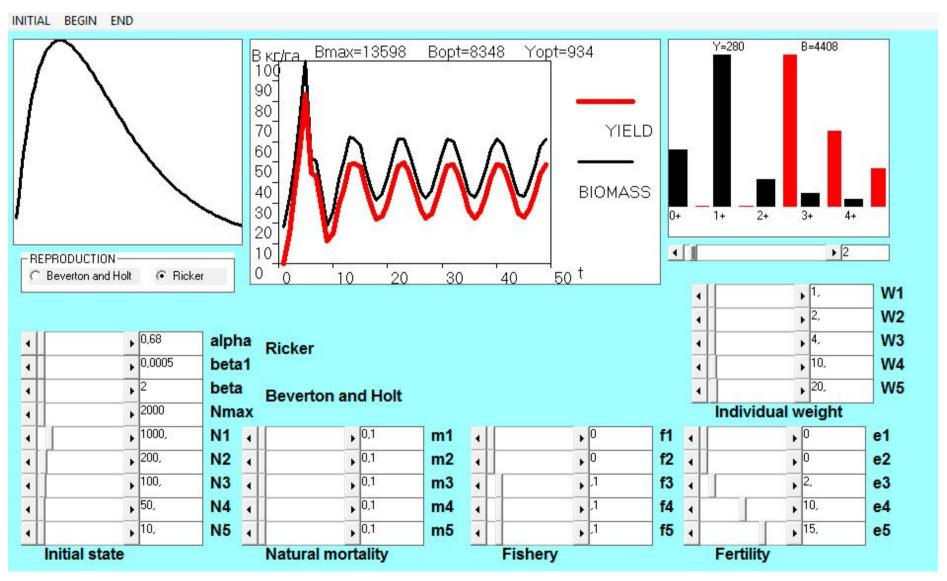


Рисунок 2.2. Интерфейс программы модели изолированной популяции промысловой рыбы по Риккеру

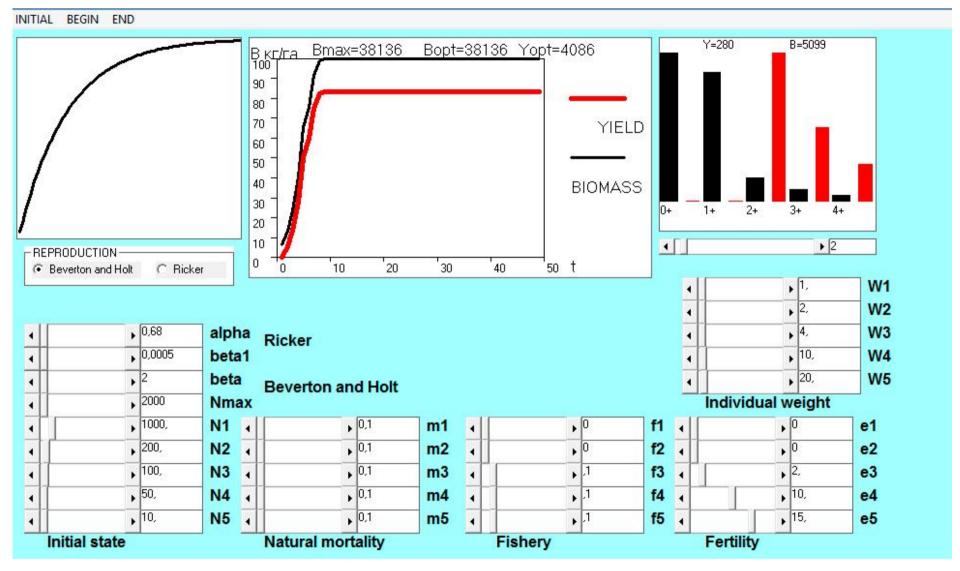


Рисунок 2.3. Модель популяции промысловой рыбы при использовании функции воспроизводства по Бивертону и Холту

Значения всех параметров модели видны по положению движков. На крайнем правом окне выведена начальная возрастная структура популяции. Перемещением движка, который находится под этим окном, можно посмотреть структуру популяции и вылова за любой год исследования модели.

В программе формула Риккера записывается в виде:

$$N(1,t+1) = alpha1 \cdot EE \cdot Exp(-beta1 \cdot EE) \cdot (1-m(1)) \cdot (1-f(1))$$
. (2.1)

Здесь N(1, t + 1) - численность сеголетков (0+) в следующем году, alpha1, beta1 - коэффициенты в формуле Риккера, которые можно изменять с помощью движков на интерфейсе программы, m(1) - естественная смертность молоди, f(1) - промысловая смертность молоди, обычно равная нулю. Заметим, что численность молоди последовательно умножается на вероятность выжить при воздействии хищников (1 - m(1)) и вероятность выжить после воздействия промысла (1 - f(1)). Это соответствует представлению о несовместимости событий одновременного поедания особи хищником и его попаданием в орудие лова.

Обычная нотация формулы Риккера:

$$N_{t+1}^{1} = \alpha E e^{-\beta E} (1 - m^{1}) \cdot (1 - F^{1}). \tag{2.2}$$

Формула Бивертона и Холта записывается в виде:

$$N(1,t+1) = nmax \cdot (1 - Exp(-beta1 \cdot EE/nmax) \cdot (1 - m(1)) \cdot (1 - f(1)).$$
 (2.3)

Обычная нотация:

$$N_{t+1}^{1} = N^{\text{max}} \left(1 - e^{-\beta \frac{E}{N^{\text{max}}}} \right) (1 - m^{1})(1 - F^{1}). \tag{2.4}$$

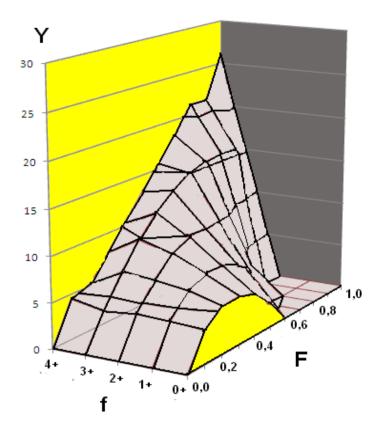
Здесь N^{max} — максимально возможное число выжившей молоди, β — коэффициент.

Дальнейшее определение нового состояния популяции промысловой рыбы производится в цикле от і = 2 до ітах по соотношению:

$$N(i,t+1) = N(i-1,t) \cdot (1-m(i)) \cdot (1-f(i)). \tag{2.5}$$

В этом же цикле вычисляются выловы по возрастным группам, которые потом суммируются в виде общего вылова в год t Y(t).

Исследование модели начнем с традиционной задачи теории рыболовства – определения зависимости вылова от интенсивности и селективности промысла и нахождения максимального устойчивого вылова. На рис. 2.4. и 2.5. представлены результаты такого исследования.



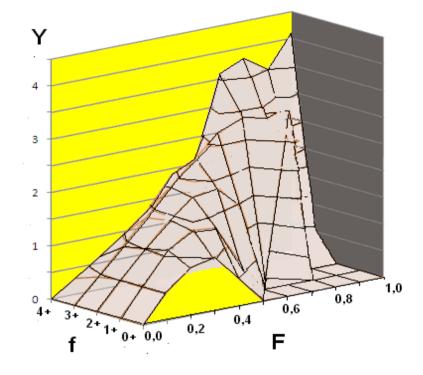


Рисунок 2.4. Зависимость устойчивого вылова (У) от интенсивности промысла (F) и селективности орудий лова (f). В модели применяется функция воспроизводства Бивертона и Холта.

Селективность орудий лова считается по той возрастной группе, начиная с которой особи попадают в улов. Например, f = 4+ - вылавливаются особи только 4+, а f = 0+ - вылавливаются особи всех возрастов от 0+ до 4+

Рисунок 2.5. Зависимость устойчивого вылова (Y) от интенсивности промысла (F) и селективности орудий лова (f). В модели применяется функция воспроизводства Риккера.

В обоих вариантах максимальный вылов достигается при интенсивном облове самой старшей возрастной группы

3. Модель сообщества рыб

Изолированные популяции промысловых рыб, которые рассматривались в предыдущем разделе, встречаются на практике относительно редко. Обычно промысловому воздействию подвергается целое сообщество, причем даже рыб если некоторые виды не имеют существенной товарной ценности. то ОНИ вылавливаются в виде прилова. Размер этого может быть прилова значительным, что существенно для динамики всего сообщества.

В настоящем разделе описывается простая модель, оперирующая только биомассами трофических групп рыб игнорирующая тот факт, что некоторые виды рыб могут в процессе онтогенеза изменять свой трофический статус. В дальнейшем изложении будут описаны более подробные модели.

Состояние сообщества рыб в момент времени t определяется биомассами трофических групп B(I,t), где i — индекс группы. Рассматриваются крупные хищники (i=1), мелкие хищники (i=2), крупные планктофаги (i=3), мелкие планктофаги (i=4), крупные бентофаги (i=5), мелкие бентофаги (i=6) и детритофаги (i=7). Кормовая база представлена зоопланктоном (i=8), бентосом (i=9) и детритом (i=10). Трофические связи даны в виде стрелок на рис. 3.1.

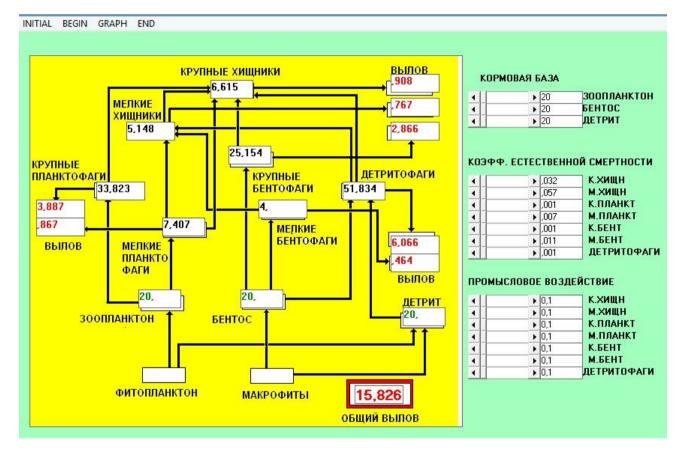


Рисунок 3.1. Интерфейс программы продукционной модели сообщества рыб

Алгоритм перехода системы из состояния в момент t в состояние в момент t + 1 начинается с определения пищевых потребностей каждой группы PP(i) по соотношению:

$$PP(i) = KKK(i) *PB(i)* B(i, t),$$
 (3.1)

где ККК(i) – кормовой коэффициент, представляющий собой отношение потребности в пище к максимальным приростам в год. PB(i) – коэффициент P/B, отношение продукции к биомассе.

Каждой трофической группе соответствует своя кормовая база. Например, для крупных хищников биомасса кормовой базы состоит из сумм биомасс мелких хищников, крупных планктофагов и крупных бентофагов:

$$BBB(1) = (B(2, t) + B(3, t) + B(5, t)). \tag{3.2}$$

Предполагается, что пищевые потребности каждой трофической группы распределяются пропорционально биомассам каждого элемента кормовой базы. Частные максимальные рационы между потребителем корма (i) и источником пищи (j) определяются как:

$$R(i, j) = PP(i) * B(j, t) / BBB(i).$$
 (3.3)

Трофоэкологический коэффициент, представляющий собой отношение потребной пищи к ее наличию, определяется как:

$$K(j) = RS(j) / B(j, t),$$
 (3.4)

где RS(j) – сумма максимальных рационов потребителей корма j. Например, для бентоса (j = 9) это будет сумма максимальных рационов крупных и мелких бентофагов (R(5, 9) + R(6, 9)) и доля рациона детритофагов R(7, 9), которые потребляют не только бентос, но и детрит.

Коэффициент смертности или выедания определяется по экспоненциальной зависимости (Ивлев, 1955):

$$MORT(j) = 1 - Exp(-kk(j)^* K(j)),$$
 (3.5)

где kk(j) – эмпирический коэффициент.

Теперь можно перейти от максимальных рационов к реальным (RR), учитывая, что потребности в корме ограничены реальными биомассами кормовых объектов:

$$RR(i, j) = R(i, j) * MORT(j) / K(j).$$
 (3.6)

В случае, когда трофическая группа имеет несколько источников питания, то частные реальные рационы суммируются RRS(j). Например, для мелких хищников:

$$RRS(2) = RR(2, 3) + RR(2, 4) + RR(2, 6) + RR(2, 7).$$
 (3.7)

Естественная смертность от прочих причин (исключая промысел и хищничество) полагается зависящей от биомассы трофической группы, причем при низких биомассах она стремится к нулю, а при очень высоких – к единице:

MNAT1(i) =
$$1 - \text{Exp}(-\text{knat}(i) * B(i, t)),$$
 (3.8)

где knat(i) – эмпирический коэффициент.

Переход системы из состояния в момент времени t в состояние в момент времени t+1 осуществляется при помощи балансовых уравнений:

$$B(i, t + 1) = (B(i, t) + RRS(i) / KKK(i)-RRQ(i))*(1-MORT(i))*(1-F(i))*(1-MORT1(i))$$
(3.9)

Уравнение записано в предположении о том, что события гибели рыбы от воздействия промысла, от воздействия хищников и прочих причин являются несовместимыми. Поэтому следует перемножать вероятности выживания, а не вероятности смертности. Можно, конечно, предположить, что вначале действует смертность от хищников, потом действует промысел, а уж потом прочие причины, но такое предположение не более произвольно, чем первое.

Динамика сообщества рыб при равномерном облове всех трофических групп и средних величинах кормовой базы представлена на рис. 3.2.

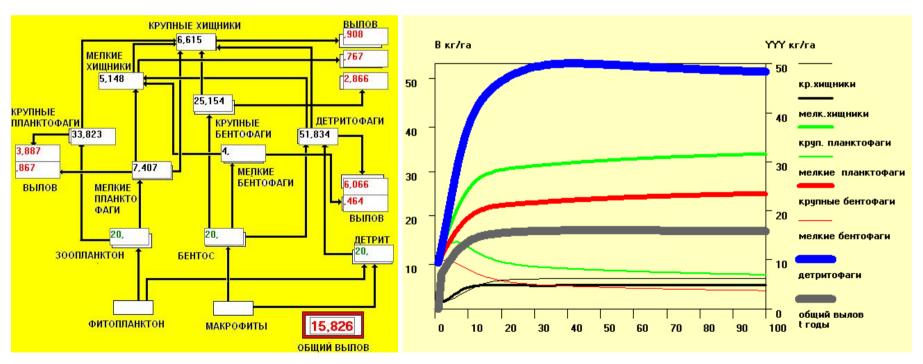


Рисунок 3.2. Динамика сообщества рыб при равномерном облове всех трофических групп и средних величинах кормовой базы

Если задать высокую продукцию кормовой базы, то биомасса рыб увеличивается, и наоборот (рис. 3.3.). Интенсивность облова всех трофических групп одинакова и не высока (F = 0.1).

При изменении промысла происходят перераспределения биомассы в сообществе (рис. 3.4.)

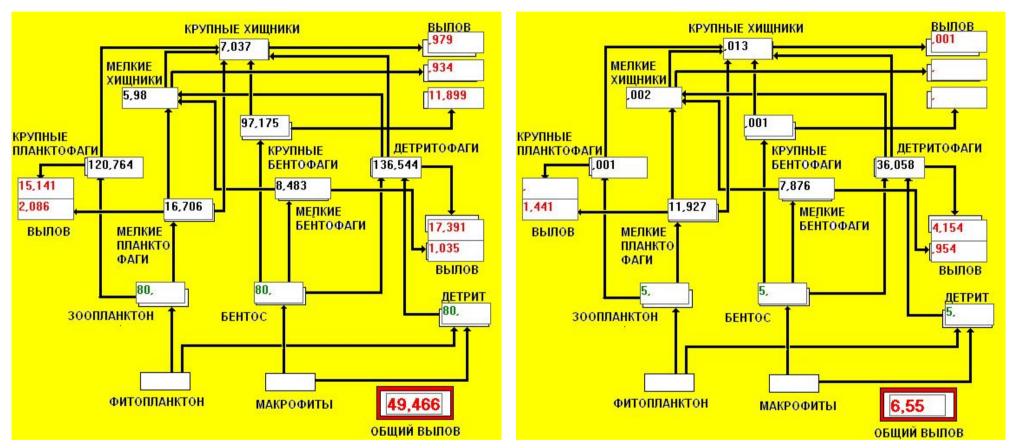


Рисунок 3.3. Установившаяся структура сообщества рыб при высокой (слева) и низкой (справа) продукции кормовой базы

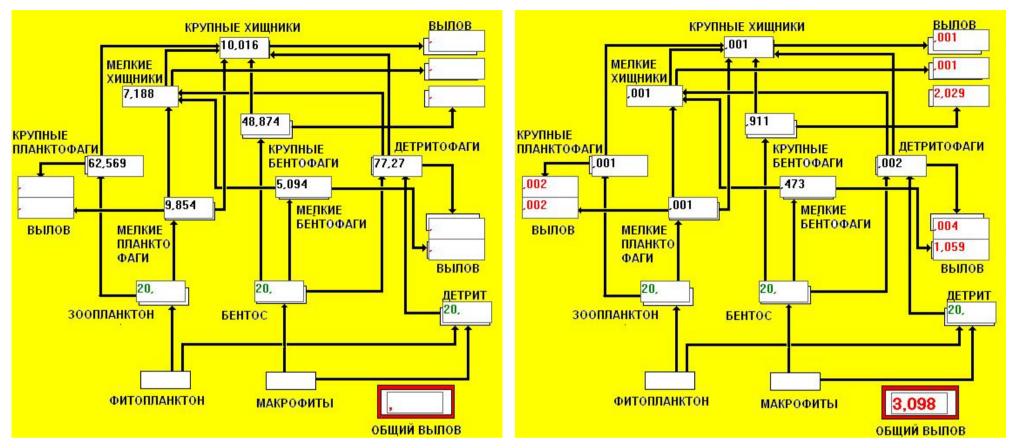


Рисунок 3.4. Установившаяся структура сообщества рыб при отсутствии промысла (слева) и при высокой интенсивности облова всех трофических групп (F = 0.7) (справа)

Оптимизация промысла, заключающаяся в нахождении таких значений интенсивностей облова отдельных трофических групп, при которых обеспечивается максимальный суммарный вылов, даже для простой модели представляется сложной задачей (рис. 3.5.). Традиционные методы нахождения максимума функции многих переменных работают в данном случае плохо из-за наличия локальных экстремумов. Поэтому для решения задачи оптимизации промысла сообщества рыб был использован генетический алгоритм (Гладков, Курейчик, Курейчик, 2006). Поскольку в рыбохозяйственной практике этот метод еще не нашел широкого применения, то приведем фрагмент программы, использованный в настоящем исследовании.

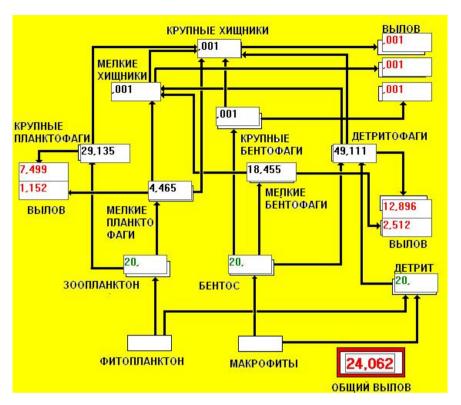


Рисунок 3.5. Оптимальный промысел при таком же состоянии кормовой базы, что и в примерах, представленных на рис. 3.3.

Для увеличения суммарного вылова потребовалось подавление хищников и крупных бентофагов

$$[F(1) = 0.7, F(2) = 0.7, F(3) = 0.2, F(4) = 0.2, F(5) = 0.7, F(6) = 0.1, F(7) = 0.2]$$

Сущность генетического алгоритма заключается в формировании популяции, состоящей из особей, наделенных некоторыми свойствами. По каждой комбинации свойств (в нашем случае это промысловые усилия для каждой трофической группы) можно определить эффективность (в нашем случае это модель, вычисляющая суммарный вылов). Начальное состояние задается при помощи генератора случайных чисел *Rnd*.

Каждый шаг генетического алгоритма начинается с мутаций. В нашем случае это увеличение или уменьшение интенсивности облова трофической группы на одну градацию (принято 0,1). Индекс особи, локус гена (свойства) и направление мутации (увеличение или уменьшение) определяются при помощи датчиков случайных чисел. После этого для каждой особи при помощи обращения к модели сообщества рыб определяется ее эффективность (суммарный вылов). Особь, обладающая максимальной эффективностью, размножается путем вытеснения из популяции особи с минимальной эффективностью. Это имитация естественного отбора. Затем весь процесс повторяется до получения стабильных результатов (рис. 3.6.).

Случайное начальное состояние: ј – индекс особи, і - индекс свойства, јј – число особей, іі - число свойств.

```
For j = 1 To jj
      For i = 0 To ii
        G(i, j) = Int((jj+1) * Rnd)
   Next i
   For k = 1 To 5000
   Мутации jmut – индекс мутирующей особи, imut - индекс мутирующего свойства
   imut = 1 + Int(jj * Rnd)
   imut = 1 + Int(ii * Rnd)
   If Rnd > 0.5 Then
     G(imut, jmut) = G(imut, jmut) + 1
      G(imut, jmut) = G(imut, jmut) - 1
   End If
   Ограничение мутаций по числу градаций
   If G(imut, imut) > 10 Then G(imut, imut) = 10
   If G(imut, jmut) < 0 Then G(imut, jmut) = 0
   For j = 1 To 10
      For i = 1 To 7
         F(i) = 0.1 * G(i, j)
      Next i
   Обращение к модели сообщества рыб
      Call mnulNITIAL Click
      Call mnuBEGIN_Click
      Y(j) = YYY(tmax - 1)
   Next i
   Нахождение особей с максимальной (imax) и минимальной (imin) эффективностью
   Ymax = 0
   Ymin = 1000
   For j = 1 To jj
     If Ymax < Y(j) Then
       Ymax = Y(j)
       jmax = j
     End If
     If Ymin > Y(j) Then
       Ymin = Y(j)
       imin = j
     End If
   Next i
   Размножение наиболее эффективного и гибель наименее эффективного
   For i = 1 To ii
      G(i, jmin) = G(i, jmax)
   Next i
   Next k
   Вывод результатов оптимизации
   Ymax = 0
   For j = 1 To jj
     If Ymax < Y(i) Then
       Ymax = Y(j)
       jmax = j
     End If
   Next j
```

Рисунок 3.6. Фрагмент программного текста имитации естественного отбора в модели

В табл. 3.1. представлены результаты определения оптимальных режимов эксплуатации сообщества рыб методом генетического алгоритма. Вариант 1 соответствует равномерному распределению кормовой базы между зоопланктоном, бентосом и детритом. В этом случае максимальный суммарный вылов соответствует усиленному отлову хищных рыб и крупных бентофагов. При снижении величины кормовой базы (вариант 2) распределение усилий промысла сохраняется, только в отношении крупных хищников рекомендуется полное их уничтожение. При повышении величины кормовой базы (вариант 3) усиление давления на хищников сохраняется, но в отношении крупных бентофагов воздействие промысла рекомендуется снизить для получения максимума суммарного вылова.

Таблица 3.1. Оптимальные интенсивности промысла трофических групп сообщества рыб при различных состояниях кормовой базы

	Кормовая база				Интенсивности облова трофических групп						
№ вариан	Зоопланктон	Бентос	Детрит	Крупный хищник	Мелкий хищник	Крупный планктофаг	Мелкий планктофаг	Крупный бентофаг	Мелкий бентофаг	Детритофаг	Вылов, кг/га год
1	20	20	20	0,7	0,7	0,2	0,2	0,7	0,1	0,3	20,1
2	5	5	5	0,9	0,5	0,2	0,2	0,2	0,7	0,2	5,51
3	80	80	80	0,7	0,7	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	65,6
4	80	5	5	0,7	0,7	0,2	0,2	0,7	0,4	0,3	33,55
5	5	80	80	1,0	0,7	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	44,99
6	5	5	80	0,7	0,2	0,2	0,7	0,7	0,7	0,3	23,32
7	40±20	40±20	40±20	5,2±1,6	5,3±1,2	3,0±0,0	3,8±1,9	4,0±1,6	5,3±1,6	2,9±1,6	44±3,2

В таблице приведены средние значения и дисперсии суммарного вылова и усилий промысла. Характерно, что дисперсия усилий промысла крупных планктофагов минимальна, а мелких планктофагов - максимальна.

При преобладании в кормовой базе зоопланктона (вариант 4) рекомендации по распределению усилий промысла примерно такие же, как и в основном варианте. Доминирование бентоса и детрита (варианты 5 и 6) приводит к рекомендации усиленного облова бентофагов при сохранении давления на крупных хищников.

В варианте 7 значения элементов кормовой базы представлены в виде случайных величин с нормальным распределением и одинаковыми средними и дисперсиями. Для получения значений оптимальных режимов рыболовства пришлось прибегнуть к методу Монте-Карло. Для этого компьютерные эксперименты с постоянными параметрами многократно повторялись, а результаты подвергались статистической обработке.

При оценке полученных результатов следует учитывать, что прилов оценивался только в весовом, а не в стоимостном отношении. На практике стоимость одной весовой единицы крупной рыбы и детритофагов может существенно различаться.

4. Модельный подход к определению общего допустимого улова (ОДУ)

Определение общего допустимого улова представляет собой одну из основных проблем рыбохозяйственной науки. Предложено много различных методик определения этого важного для практики показателя. В настоящем разделе рассматривается только метод, предложенный Г.П. Руденко (2014а). Рассматриваемый подход основан на представлении о том, что из годовой продукции каждой возрастной группы промысел может извлекать только такую биомассу рыб, которая останется после сохранения такого количества рыбы, которое необходимо для сохранения стационарности всей популяции. Фрагмент программы, реализующий рассматриваемый метод, может выглядеть так:

```
For i = 1 To imax
                                     ' цикл по всем возрастным группам
 B(i) = 0.001 * N(i) * W(i)

    вычисление биомассы возрастной группы.

 dP(i) = 0.001 * (W(i) - W(i - 1)) * N(i)
                                     ' продукция возрастной группы
 PB(i) = dP(i) / B(i)
                                     ' коэффициент Р/В
 ODU(i) = (B(i) * dP(i)) / (dP(i) + B(i))
                                     'ОДУ для возрастной группы
 KMORT(i) = BMORT(i) / B(i)
                                     ' коэффициент смертности по биомассе
 dPS = dPS + dP(i)
                                     ' суммарная продукция популяции
 ODUS = ODUS + ODU(i)
                                     ' суммарный ОДУ
Next i
```

Программная реализация была тестирована по данным для окуня (*Perca fluviatilis*) в оз. Рачково (Руденко, 2014а). Для этого использовалась модель популяции окуня (*Perca fluviatilis*), разработанная для оз. Тюленьего (Меншуткин, Жаков, 1964). Параметры функции воспроизводства окуня были подобраны таким образом, чтобы обеспечить постоянство во времени структуры популяции. Промысловое воздействие на популяцию окуня было принято по результатам расчета ОДУ.

Результаты тестирования представлены на рис. 4.1. Действительно, величина вылова совпадает с величиной ОДУ, рассчитанной по методу Г.П. Руденко (18.1 кг/га). Биомасса популяции окуня сохраняется постоянной в течение 20 лет. Эти результаты свидетельствуют о том, что идеи, положенные в основу рассматриваемого метода, правильно отражены в созданной программе.

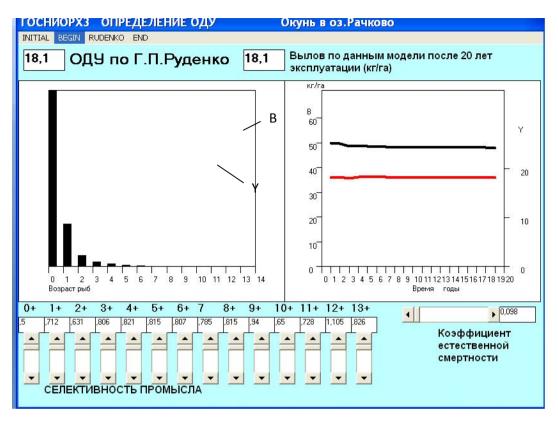
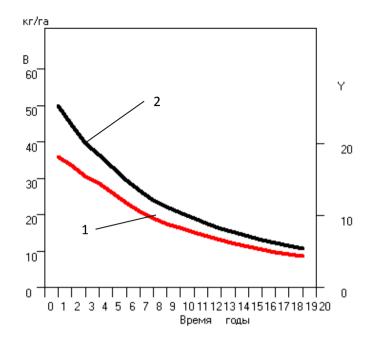


Рисунок 4.1. Интерфейс программы «Определение ОДУ»: В – биомасса, У – вылов

Как уже указывалось выше, в основу метода Г.П. Руденко положено предположение о стационарности во времени облавливаемой популяции промысловой рыбы. На практике такое наблюдается не так уж часто. Особенно это относится к популяциям окуня, которые вследствие каннибализма могут сильно изменять возрастную численность. Сопряженность программы расчета ОДУ с моделью популяции окуня позволяет посмотреть, к каким результатам приведут определение ОДУ и его практическая реализация при несоблюдении условия стационарности. Например, увеличение естественной смертности, величина которой в явном виде не используется в расчете ОДУ, существенно снижает биомассу популяции и выловы (рис. 4.2.). Так, вместо рассчитанных 18.1 кг/га можно получить через 20 лет только 4.3. Наоборот, снижение естественной смертности приводит к увеличению вылова (рис. 4.3.).



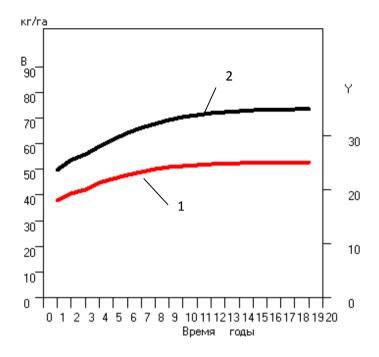


Рисунок 4.2. Результат увеличения естественной смертности до 0.2. Улов снижается с 18.1 до 4.3 кг/га (1 - вылов, 2 – биомасса)

Рисунок 4.3. **Результат снижения естественной смертности до 0.02.** Улов растет с 18.1 до 24.3 кг/га (1 - вылов, 2 — биомасса)

Другой предпосылкой метода Г.П. Руденко расчета ОДУ является предположение о неселективности промыслового воздействия на популяцию промысловой рыбы. Предполагается, что облову подвергаются все возрастные группы, начиная с 0+. Именно облов младших возрастных групп дает наибольший вклад в ОДУ в силу высокой численности особей в этих группах. На практике облов мелкоячеистыми орудиями лова проводится, в основном, только с научными целями. Более того, правила рыболовства часто ограничивают минимальный размер ячеи.

Программа расчета ОДУ выдает величины интенсивностей облова отдельных возрастных групп, необходимых для достижения ОДУ (см. рис. 4.1.). Ряд вертикальных движков позволяет имитировать промысел с любой избирательностью. Например, вылов особей возрастных групп от 4+ до 13+, при снятии промыслового воздействия с особей младших возрастных групп, приводит к снижению вылова до 17.2 кг/га (рис. 4.4.).

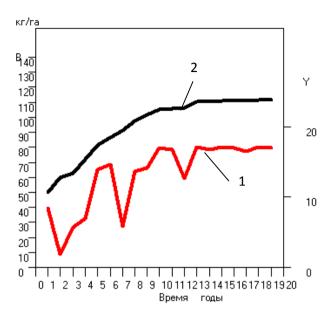


Рисунок 4.4. **Результат введения селективного лова:** В – биомасса, Y – улов. (1 - вылов, 2 – биомасса)
Облавливаются только рыбы в возрасте от 4+ до 13+. Улов падает с 18.1 до 17.2 кг/га

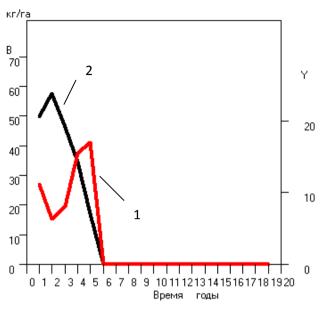


Рисунок 4.5. Результат введения селективного лова всех особей старше возраста 3+:

В – биомасса, Y – улов (1 - вылов, 2 – биомасса). Популяция гибнет

Расширение диапазона облавливаемых возрастных групп до 3+ при полном изъятии особей старших возрастных групп ведет к полному уничтожению популяции окуня (рис. 4.5.).

Полученный результат относится только к тому случаю, при котором ОДУ рассчитывается для неселективного промысла, а полученный результат используется при введении избирательного промысла. В методике Г.П. Руденко (2014а) такой случай предусмотрен.

Смысл проделанных компьютерных экспериментов заключается не только в том, чтобы наглядно показать область применяемости метода определения ОДУ по Г.П. Руденко. Исследование модели облавливаемой популяции рыб позволяет показать не только то, что должно произойти на практике при точном выполнении рекомендаций (что редко бывает на практике по разным причинам), но и то, что может произойти при тех или иных отклонениях от этих рекомендаций. Эти отклонения могут происходить как из-за недостаточной точности исходных данных, так и в силу особенностей используемых методик расчета ОДУ.

5. Применение языка STELLA для создания моделей популяций и сообществ рыб

5.1. Общее представление о языке Stella

В предыдущих разделах предполагалась программная реализация моделей популяций и сообществ рыб на универсальном языке программирования Visual Basic. Однако, как показала практика, сложившемуся ихтиологу бывает трудно освоить программирование, хотя в настоящее время изучение основ информатики входит в курс средней школы. Выход из создавшегося положения может быть найден в использовании специализированных языков моделирования, одним из которых является STELLA. Достоинство языков такого типа заключается в том, что в случае их применения писать и отлаживать компьютерную программу вообще не надо – она создается автоматически. Достаточно только правильно собрать из заготовленных элементов на экране компьютера блок-схему модели и нажать кнопку пуска. Язык STELLA используется для обучения студентов биологических специальностей в Дальневосточном университете (Ащепкова, 2002).

Для первого языка программирования – Visual Basic – существуют специальные руководства (Hannon, Ruth, 1997) и развитая система HELP самого языка, а для второго – STELLA – достаточно навыка общения с другими продуктами фирмы Microsoft (например, Word, Excel, Power Point), которые в настоящее время являются предметами элементарной компьютерной грамотности для подавляющего большинства ихтиологов. Цель настоящего раздела в облегчении вхождения в технологию экологического моделирования на языке STELLA.

На рис. 5.1.1. изображено входное меню языка STELLA. Начинать работу со всяким программным продуктом лучше не сразу с попыток создания новых объектов, а с рассмотрения уже существующих примеров, которые обычно прилагаются в фольдерах samples или tutorial. Нажав позицию входного меню File, войдем в подменю, в котором найдем позицию Open. Далее в разделе tutorial найдем программу popdyn1.stm. – это модель динамики популяции рыб. При вызове этой программы на экране должно появиться то, что изображено на рис. 5.1.2.

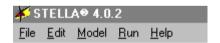


Рисунок 5.1.1. Входное меню языка Stella

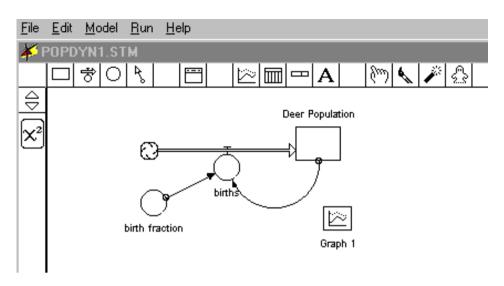


Рисунок 5.1.2. Блок-схема модели динамики численности поколения рыбы

На рис. 5.1.3. дано краткое описание значений позиций меню, некоторые подробности будут приведены в дальнейшем изложении. С любыми вопросами можно легко разобраться, обратившись к позиции Help.

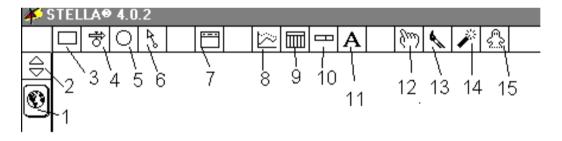


Рисунок 5.1.3. Рабочее меню языка Stella:

- 1 указатель режимов моделирования, 2 переключатель режимов моделирования, 3 создание объекта типа reservoir, 4 создание объекта типа flow,
- 5 создание объекта типа converter, 6 создание объекта типа connector, 7 создание объекта типа sector, 8 создание графика, 9 создание таблицы,
 - 10 создание окна переменной, 11 создание надписей, 12 перетаскивание объектов при помощи мыши,
 - 13 изменение цвета объектов, 14 уничтожение объектов, 15 создание дубликата объекта («призрак»)

Однако вернемся к модели динамики численности популяции рыбы. Если нажать на переключатель режимов моделирования (см. позицию 2 на рис. 5.1.3.), то на экране появится текст программы модели (рис. 5.1.4.). Вернуться к блок–схеме (см. рис. 5.1.2.) можно повторным нажатием на переключатель режимов.

☐ Fish(t) = Fish(t - dt) + (- Mortality) * dt INIT Fish = 100 OUTFLOWS: =Ō⇒ Mortality = Fish*m ○ m = 0.1

Рисунок 5.1.4. Программа модели динамики численности рыбы

Теперь перед нами как бы два лица одной модели: блок-схема и текст программы. Все удобство и прелесть языка STELLA заключаются в том, что эти два лица модели автоматически связаны; производя изменения в блок-схеме, мы автоматически меняем текст программы.

Прямоугольник на блок-схеме (объект reservoir) соответствует дифференциальному уравнению первой степени. В случае популяции рыб это уравнение (в привычной записи) выглядит как:

$$\frac{d(Fish)}{dt} = m. ag{5.1.1}$$

Правая часть этого уравнения представлена на блок-схеме двойной стрелкой, выходящей из «облака» и упирающейся в прямоугольник. Это объект типа поток (INFLOW). В данном случае этот поток определяется посредством умножения численности популяции (Fish) на коэффициент смертности (m):

Mortality = Fish * m,
$$(5.1.2)$$

что отражено в тексте программы против символического рисунка потока.

На блок-схеме эта связь обозначается одинарными стрелочками от прямоугольника (Fish) и кружочка (m) к потоку (Mortality). Кружочек соответствует объекту типа преобразователь (converter), который, правда, в данном случае ничего не преобразовывает, а только хранит число 0.1. Одинарные стрелочки соответствуют объектам типа связей (connector) и символизируют передачу информации от одного объекта модели к другому. В отличие от них двойные стрелки (flow) символизируют передачу чего-то материального (вещества или энергии), для чего действительны законы сохранения.

Объект типа reservoir обладает свойством начального состояния, в тексте программы это отображается оператором INIT. В данном примере начальная численность популяции hs составляет 100.

Запустить модель можно путем нажатия на позицию меню Run. Для того, чтобы увидеть результаты моделирования, следует нажать на пиктограмму с изображением графиков (Graph 1 см рис. 5.1.3.). При этом должно получиться то, что изображено на рис. 5.1.5. Собственно, ничего другого от данной модели нельзя было ожидать - падение численности по экспоненте при постоянном коэффициенте смертности.

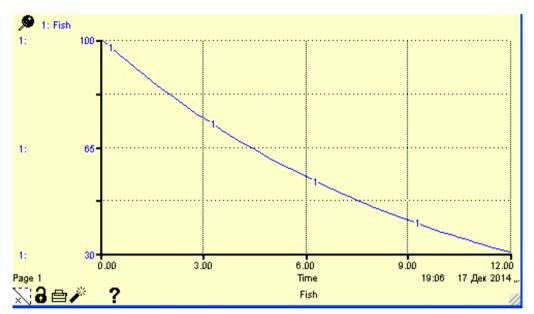


Рисунок 5.1.5. График к модели динамики численности рыбы (при m = 0.2)

Теперь, когда мы убедились, что модель работает, можно заняться ее исследованием, например, попробовать изменить коэффициент размножения. Для этого на блок-схеме (см. рис. 5.1.2.) следует дважды нажать на изображение кружочка с надписью birth_fraction. В результате должно появиться меню преобразователя, как это изображено на рис. 5.1.6. Не будем пока обращать внимание на многочисленные клавиши и окна, а обнаружим в нижнем окне уже знакомое нам число 0.1 и заменим его, например, на 0.4 и нажмем клавишу ОК.

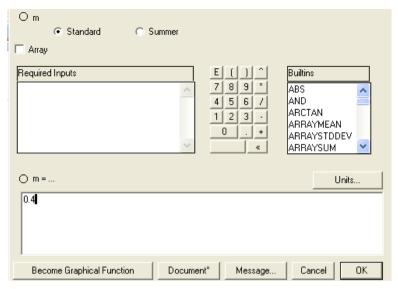


Рисунок 5.1.6. Вид меню преобразователя при m = 0.2

Теперь повторим все манипуляции с запуском модели и вызовом графика. В результате получим более крутую кривую роста численности популяции рыб (рис. 5.1.7.). Обратите внимание на то, что масштаб графика выбирается автоматически.

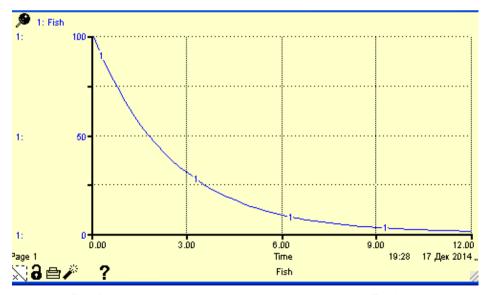


Рисунок 5.1.7. График к модели динамики численности рыбы (при m = 0.4)

Начнем с создания объекта типа reservoir. Для этого в традициях программного обеспечения Microsoft надо нажать на образ объекта в меню и перенести его на поле. По умолчанию новый объект носит имя «Noname 1», и ему сразу же следует дать нужное имя; для разнообразия и подчеркивания физической интерпретации объекта reservoir пусть это будет объем водной массы озера или водохранилища VOLUME.

Естественно ввести в модель водного баланса приток (INFLOW) и сток (OUTFLOW). Делается это путем взятия из меню объекта типа flow и введения в первом случае курсора в прямоугольник, а во втором случае из прямоугольника. В результате должна получиться следующая картинка (рис. 5.1.8.):

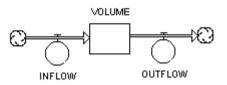


Рисунок 5.1.8. Первоначальный вид блок-схемы модели водного баланса

В этом случае текст программы будет иметь следующий вид (рис. 5.1.9.):

```
VOLUME(t) = VOLUME(t - dt) + (INFLOW - OUTFLOW) * dt
INIT VOLUME = { Place initial value here... }
INFLOWS:

INFLOW = { Place right hand side of equation here... }
OUTFLOWS:
OUTFLOW = { Place right hand side of equation here... }
```

Рисунок 5.1.9. Первоначальный вид текста программы модели водного баланса

Как видно из рис. 5.1.9, в тексте программы есть только уравнение водного баланса и сплошные вопросы, на которые следует ответить. Начнем с начального состояния. Нажмем дважды на рисунок прямоугольника и вызовем меню объекта VOLUME. Вид меню объекта типа reservoir представлен на рис. 5.1.10. Здесь нужно только вставить начальное значение объема моделируемого водоема (в данном случае 100).

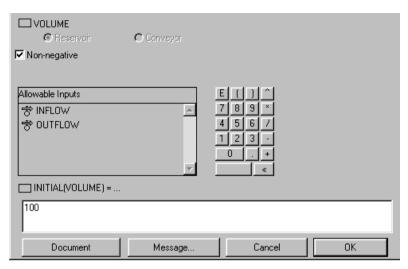


Рисунок 5.1.10. Вид меню объекта VOLUME (начальное значение 100)

Теперь обратимся к установлению вида функции стока в водоем. Как и ранее, вызовем меню объекта INFLOW (рис. 5.1.11.). Предположим, что в нашем примере сток носит случайный характер и ограничен значениями от 10 до 50. Из окна встроенных функций (Builtins) выберем функцию RANDOM и припишем ей аргументы 10 и 50. Заметим, что числа можно набирать не с клавиатуры компьютера, а пользуясь внутренней клавиатурой меню при помощи курсора мыши.

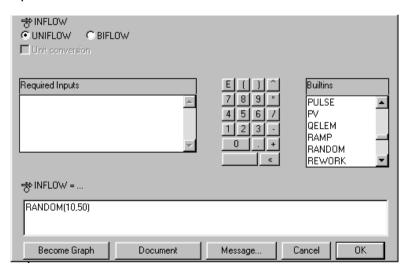


Рисунок 5.1.11. **Вид меню объекта INFLOW.** Установлена функция равномерного случайного распределения в диапазоне от 10 до 50

Функцию стока (OUTFLOW) поставим в зависимость от объема водохранилища VOLUME. При низких положения уровня (VOLUME < 30) стока вообще нет ("мертвый объем"), а дальше происходит нелинейное нарастание стока с увеличением объема. На рис. 5.1.12. представлена графическая форма меню функции стока, которая вызывается нажатием клавиши Become Graph (см. рис. 5.1.11.).

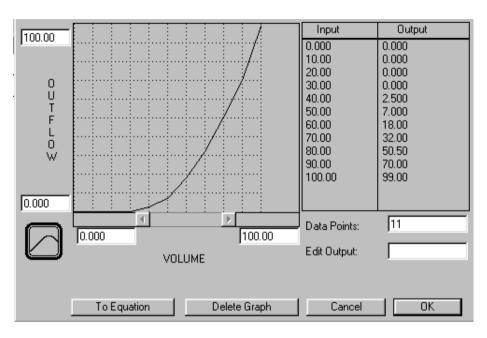


Рисунок 5.1.12. Вид меню объекта OUTFLOW.

Связь между величиной VOLUME и OUTFLOW установлена в графической форме и записана в виде таблицы

Осталось привести в порядок объект Graph 1, меню которого изображено на рис. 5.1.13. Величины, предназначенные для отображения на графике, следует перенести из левого окна (Allowable) в правое (Selected). Нажатием на значки справа от окна Selected и установлением границ изменения величин (Scale) (Min) (Max) можно добиться нужного масштабирования (подробности смотри в Help). Заметим, что кроме графиков изменения величин во времени (Time Series) имеется возможность построения фазовых диаграмм (Scatter) и гистограмм (Bar). Есть возможность наложения одного графика на другой (Comparative), что полезно при исследовании динамики вероятностных систем.

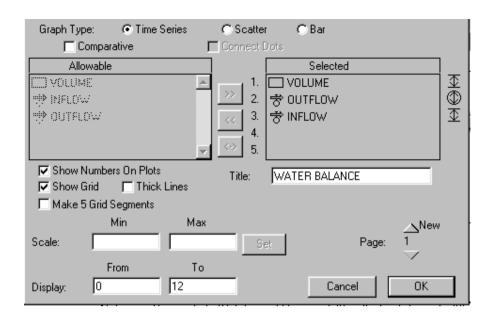


Рисунок 5.1.13. **Вид меню объекта Graph.**

Установлена функции изменения во времени (Time series) величин VOLUME, OUTFLOW и INFLOW, при этом масштаб всех этих величин одинаков

Окончательный вид блок-схемы модели водного баланса с применением анимации показан на рис. 5.1.14., а текста программы – на рис. 5.1.15. Пример результата работы модели представлен на рис. 5.1.16.

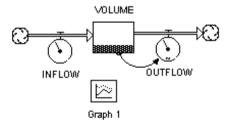


Рисунок 5.1.14. Окончательный вид блок-схемы модели водного баланса с применением анимации

Рис. 5.1.15. Окончательный вид текста программы модели водного баланса

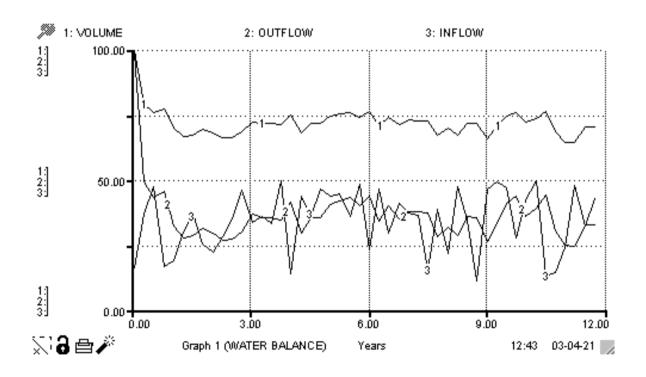


Рисунок 5.1.16. Пример результата работы модели водного баланса

5.2. Простейшая модель популяции рыбы

Рассматриваемая в настоящем разделе модель популяции рыб основана на примере, рассмотренном в разделе 2. Моделируемая популяция состоит из трех возрастных групп с численностью N1, N2 и N3. На рис. 5.2.1. изображена блок-схема модели, а на рис. 5.2.2. - соответствующая ей программа.

Численность рыб в возрастных группах представлена объектами типа reservoir, причем выходные потоки соответствуют смертности (MORT1, MORT2, MORT3) или переходу в следующую возрастную группу (N12, N23).

Коэффициент естественной смертности (KMORT) полагается одинаковым для всех возрастных групп и не зависящим от времени года. Конечно, это очень грубое приближение, в реальности смертность рыб младшего возраста существенно выше, чем у более старших особей.

Воспроизводство описывается в модели при помощи формулы Риккера:

$$REC = ALPHA* SPAV * EXP(- BETA *SPAV),$$
 (5.2.1)

где ALPHA и BETA – параметры, а SPAV - количество выметанной икры. Последняя величина определяется исходя из численности особей в возрасте 2+ с учетом естественной смертности и приведенной плодовитости (К1). Приведенная плодовитость определяется в данном случае как количество выжившей икры на одну половозрелую особь (а не самку).

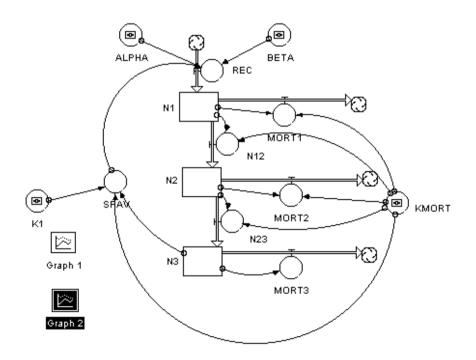


Рисунок 5.2.1. Блок-схема простейшей модели популяции рыб

```
    □ N1(t) = N1(t - dt) + (REC - N12 - MORT1) * dt

    INIT N1 = 500
    INFLOWS:

☆ REC = ALPHA*SPAV*EXP(-BETA*SPAV)

    OUTFLOWS:

お N12 = N1*(1 - KMORT)

      ♥ MORT1 = N1*KMORT
\square N2(t) = N2(t - dt) + (N12 - N23 - MORT2) * dt
    INIT N2 = 300
    INFLOWS:

☆ N12 = N1*(1 - KMORT)

    OUTFLOWS:
      ☆ N23 = N2*(1-KMORT)
      ♥ MORT2 = N2*KMORT
\square N3(t) = N3(t - dt) + (N23 - MORT3) * dt
    INIT N3 = 100
    INFLOWS:
      ☆ N23 = N2*(1-KMORT)
    OUTFLOWS:

★ MORT3 = N3

○ ALPHA = 0.1
O BETA = 0.0001
\cap K1 = 100
SPAV = K1*N3*(1-KMORT)
```

Рисунок 5.2.2. Программа простейшей модели популяции рыб

Для удобства исследования модели организуем интерфейс средствами языка STELLA. Для этого заключим созданную блок-схему (рис. 5.2.3.) в рамку типа sector (см. рис. 5.1.3. позиция 7). Этому сектору можно дать название, в данном случае "POPULATION". Нажав на треугольничек в правом верхнем углу рамки сектора, получаем его изображение в свернутом виде, как это показано на рис. 5.2.3. Новым нажатием на треугольничек можно вернуться к исходному изображению блок-схемы.

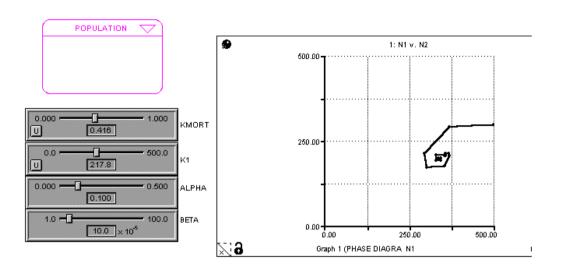


Рисунок 5.2.3. **Интерфейс простейшей модели популяции рыб с фазовой диаграммой, соответствующей параметрам KMORT = 0.410, K1 = 247, ALPHA = 0.1, BETA = 0.00001.** Популяция приходит в устойчивое стационарное состояние

На уровне интерфейса в главном меню появляются новые позиции (рис. 5.2.4.). В данном случае нас интересует только позиция 7 – движок или «сувак». Перенеся этот «сувак» на поле интерфейса, нажмем на него два раза и выйдем на меню «сувака» (рис. 5.2.5.).

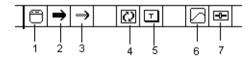


Рисунок 5.2.4. Позиции главного меню на уровне интерфейса:

1 – сектор, 2 – связь между секторами при помощи потоков, 3 – информационная связь между секторами, 4 – создание объекта типа петля (loop), 5 – трассировка, 6 – график переменных с аргументом время, 7 – движок

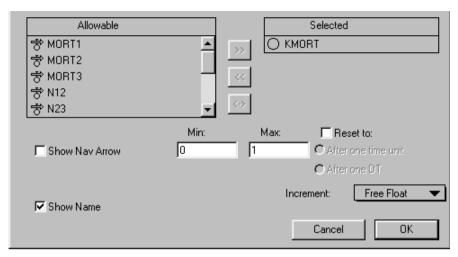


Рисунок 5.2.5. Меню объекта типа «движок»

Устройство меню «движка» аналогично устройству меню графика или окна. Из окна «Allowable» следует перенести имя регулируемой переменной в окно «Selected» и установить нужные пределы регулирования (Min и Max).

На поле интерфейса разместим фазовую диаграмму динамики популяции. Существо фазовой диаграммы заключается в том, что по оси абсцисс откладывается не время (как, например, на рис. 5.1.5. или 5.1.7.), а какая-либо переменная, характеризующая состояние системы. Задание графика типа фазовая диаграмма осуществляется нажатием кнопки «Scatter» на меню графика (см. рис. 5.1.3.). В данном случае по оси абсцисс откладывается численность рыб в возрасте 0+ (N1), а по оси ординат - численность рыб в возрасте 2+ (N3). Каждому временному шагу соответствует точка на фазовой диаграмме. Точки, соответствующие последовательным моментам времени, соединяются отрезками прямой.

На рис. 5.2.3. показано, что при заданных параметрах популяция приходит к стационарному состоянию. Изменение коэффициента естественной смертности от 0.41 до 0.267 приводит к возникновению в популяции незатухающих колебаний с периодом в 4 года (рис. 5.2.6.). Дальнейшее снижение коэффициента естественной смертности до KMORT = 0.102 сокращает период этих колебаний до 2 лет (рис. 5.2.7.).

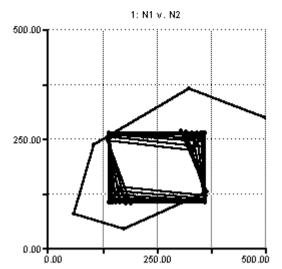


Рисунок 5.2.6. **Фазовая диаграмма простейшей модели популяции рыб, соответствующая параметрам KMORT = 0.267, K1 = 247, ALPHA = 0.1, BETA = 0.00001.**

Популяция приходит к устойчивым циклическим незатухающим колебаниям с периодом в 4 года

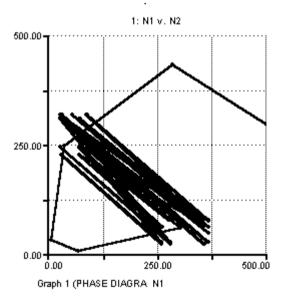


Рисунок 5.2.7. **Фазовая диаграмма простейшей модели популяции рыб, соответствующая параметрам KMORT = 0.102, K1 = 247, ALPHA = 0.1, BETA = 0.00001.**

Популяция приходит к устойчивым циклическим незатухающим колебаниям с периодом в 2 года

Если снижать коэффициент естественной смертности еще ниже (KMORT = 0.059), то популяция начинает изменять свою численность хаотически, заполняя точками состояний целую область на фазовой диаграмме (рис. 5.2.8.). Явление «детерминированного хаоса» достаточно хорошо известно в экологии (Schuster, 1988), и мы не будем останавливаться на этом интересном явлении.

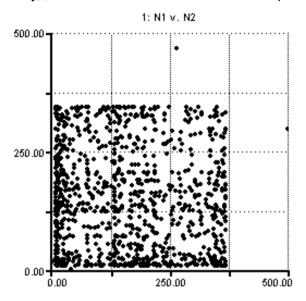


Рисунок 5.2.8. **Фазовая диаграмма простейшей модели популяции рыб, соответствующая параметрам KMORT = 0.059, K1 = 247, ALPHA = 0.1, BETA = 0.00001.**

Популяция испытывает хаотические изменения численности. Точки на фазовой диаграмме не соединены, так как в противном случае рисунок превращается в черный квадрат (почти по Малевичу)

На рис.5.2.9. приведен пример функционирования модели. Рассматриваемая модель слишком примитивна для того, чтобы ее можно было сопоставлять с какими-то реальными природными объектами – основное ее назначение ввести читателя в проблематику динамики популяций (не обязательно только рыб).

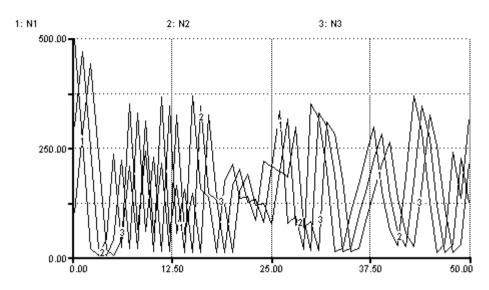


Рисунок 5.2.9. Динамика численности возрастных групп в популяции рыб, соответствующая параметрам КМОRT = 0.059, K1 = 247, ALPHA = 0.1, BETA = 0.00001.
По оси ординат время в годах

5.3. Модель популяции окуня (Perca fluviatilis)

Теперь перейдем от довольно абстрактных построений, приведенных выше, к более конкретному примеру – например, к модели популяции окуня. Окунь (Perca fluviatilis) – это одна из немногих рыб, которая способна в небольших озерах заполнить все основные экологические ниши рыбного сообщества. Окунь может быть в зависимости от возраста планктофагом, бентофагом и хищником. В случае одновидового сообщества хищничество оборачивается каннибализмом.

Конкретным прототипом рассматриваемой ниже модели послужила популяция окуня, обитавшая в небольшом озере Херя-ярви (Карельский перешеек, Россия). В свое время (Меншуткин, 1964) модель этой популяции была выполнена вообще без применения каких-либо средств программного обеспечения — программа для компьютера БЭСМ-2М была написана прямо в машинных кодах с использованием в виде символов только нулей и единиц - и ничего более. Это позволяет наглядно увидеть поразительный прогресс в области информатики за последние 50 лет.

Блок-схема модели приведена на рис. 5.3.1.

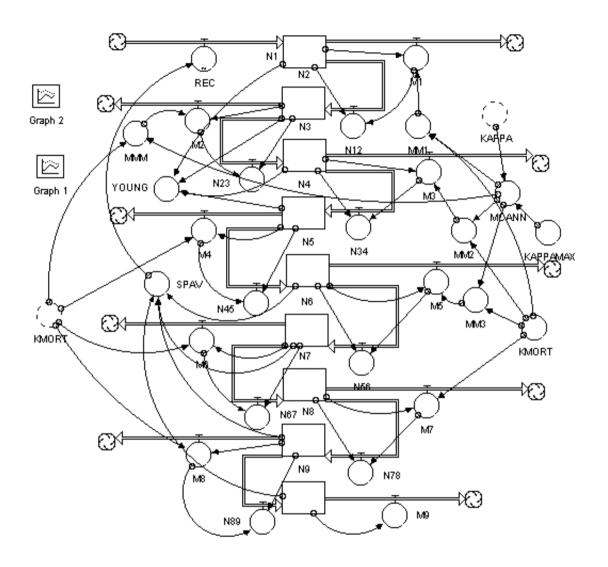


Рисунок 5.3.1. Блок-схема модели популяции окуня

Популяция состоит из девяти возрастных групп (N1–N9), что соответствует рыбам в возрасте от 0+ до 8+. Временной шаг модели составляет один год. Поскольку временные переходы носят, по существу, дискретный характер, то в разделе Time Spec принят метод Euler's Method и DT = 1.

Переходы из одной возрастной группы в другую и естественная смертность для старших возрастных групп описываются в данной модели так же, как и в предыдущей. Однако для окуней младших возрастных групп к естественной смертности (KMORT) добавляется еще смертность от каннибализма (MCANN). Результирующая смертность вычисляется согласно формуле сложения вероятностей:

$$MM1 = KMORT + MCANN - KMORT * MCANN. (5.3.1)$$

Смертность от каннибализма вычисляется исходя из представлений о напряженности трофических отношений (КАРРА):

$$MCANN = MCANNAX * EXP (- KAPPA),$$
 (5.3.2)

где KAPPA определяется как отношение пищевых потребностей хищников (RSUM) к наличному запасу пищи в виде биомассы молоди (BYOUNG). Пищевые потребности каждой возрастной группы (учитывается в данном случае только хишное питание, поэтому у младших возрастных групп RR принимает нулевые значения, так как молодь питается зоопланктоном) определяются как произведение численности группы (например, N5) на годовые пищевые потребности одной особи (R5). На блок-схеме (см. рис. 5.3.1) эти вычисления не отражены, чтобы не усложнять картину (КАРРА - фигурирует как объект типа «призрак»), а текст программы (рис. 5.3.2.) приведен полностью.

Процесс размножения моделируется при помощи функции REC, которая задана в графической форме и основана на эмпирических данных.

```
N1(t) = N1(t - dt) + (REC - N12 - M1) * dt
   INIT N1 = 78
   INFLOWS:
      常 REC = GRAPH(SPAV)
         (0.00, 0.00), (400, 285), (800, 1080), (1200, 1245), (1600, 1845), (2000, 2340), (2400, 2490),
         (2800, 2745), (3200, 2835), (3600, 2850), (4000, 2955)
   OUTFLOWS:

☆ N12 = N1-M1

お M1 = N1*MM1

\square N2(t) = N2(t - dt) + (N12 - N23 - M2) * dt
   INIT N2 = 261
   INFLOWS:

→ N12 = N1-M1

   OUTFLOWS:

お N23 = N2-M2

      \square N3(t) = N3(t - dt) + (N23 - N34 - M3) * dt
   INIT N3 = 467
   INFLOWS:

→ N23 = N2-M2

   OUTFLOWS:

お M3 = N3*MM2

\square N4(t) = N4(t - dt) + (N34 - N45 - M4) * dt
   INIT N4 = 1494
   INFLOWS:
      OUTFLOWS:

☆ N45 = N4-M4

      ** M4 = N4*KMORT
\square N9(t) = N9(t - dt) + (N89 - M9) * dt
    INIT N9 = 4
    INFLOWS:

お N89 = N8-M8

    OUTFLOWS:

☆ M9 = N9

B1 = N1*W1
B2 = N2*W2
B3 = N3*W3
B4 = N4*W4
B5 = N5*W5
B6 = N6*W6
B7 = N7*W7
B8 = N8*W8
B9 = N9*W9
BPOP = SUM(BYOUNG,B5,B6,B7,B8,B9)
BYOUNG = SUM(B1,B2,B3,B4)
KAPPAMAX = 0.1755
MCANN = (1 - EXP(-KAPPA))*KAPPAMAX
MM1 = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN
MM2 = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN
MM3 = KMORT+MCANN-MCANN*KMORT
    MMM = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN
```

```
\square N4(t) = N4(t - dt) + (N34 - N45 - M4) * dt
    INIT N4 = 1494
    INFLOWS:
      ** N34 = N3-M3
    OUTFLOWS:
      常 N45 = N4-M4
      常 M4 = N4*KMORT
\square N5(t) = N5(t - dt) + (N45 - N56 - M5) * dt
    INIT N5 = 528
    INFLOWS:
      党 N45 = N4-M4
    OUTFLOWS:
      ** N56 = N5-M5
      ** M5 = N5*MM3
\square N6(t) = N6(t - dt) + (N56 - N67 - M6) * dt
    INIT N6 = 94
    INFLOWS:
      ** N56 = N5-M5
    OUTFLOWS:
      ** N67 = N6-M6
      常 M6 = N6*KMORT
\square N7(t) = N7(t - dt) + (N67 - M7 - N78) * dt
    INIT N7 = 133
    INFLOWS:
      労 N67=N6-M6
    OUTFLOWS:
      ☆ M7 = N7*KMORT
      ☆ N78 = N7-M7
\square N4(t) = N4(t - dt) + (N34 - N45 - M4) * dt
    INIT N4 = 1494
    INFLOWS:
       ** N34 = N3-M3
    OUTFLOWS:
       お N45 = N4-M4
       *** M4 = N4*KMORT
\square N5(t) = N5(t - dt) + (N45 - N56 - M5) * dt
    INIT N5 = 528
    INFLOWS:
       * N45 = N4-M4
    OUTFLOWS:
       ** N56 = N5-M5
       ** M5 = N5*MM3
\square N6(t) = N6(t - dt) + (N56 - N67 - M6) * dt
    INIT N6 = 94
    INFLOWS:
       お N56 = N5-M5
    OUTFLOWS:
       ** N67 = N6-M6
       费 M6=N6*KMORT
\square N7(t) = N7(t - dt) + (N67 - M7 - N78) * dt
    INIT N7 = 133
    INFLOWS:
       ** N67 = N6-M6
    OUTFLOWS:
       常 M7 = N7*KMORT
       ☆ N78 = N7-M7
```

D NEW - NEW 40 - OHE NEC MEXT-11	
\square N5(t) = N5(t - dt) + (N45 - N56 - M5) * dt	
INIT N5 = 528	
INFLOWS:	
중 N45 = N4-M4	
•	
OUTFLOWS:	
충 N56 = N5-M5	
중 M5=N5*MM3	
· ·	
\square N6(t) = N6(t - dt) + (N56 - N67 - M6) * dt	
INIT N6 = 94	
INFLOWS:	
♂ N56=N5-M5	
OUTFLOWS:	
충 N67 = N6-M6	
🕏 M6=N6*KMORT	
\square N7(t) = N7(t - dt) + (N67 - M7 - N78) * dt	
INIT N7 = 133	
INFLOWS:	
중 N67 = N6-M6	
OUTFLOWS:	
중 M7=N7*KMORT	
중 N78 = N7-M7	
□ N8(t) = N8(t - dt) + (N78 - M8 - N89) * dt	
INIT N8 = 19	
INFLOWS:	
충 N78=N7-M7	
OUTFLOWS:	
♂ M8=N8*KMORT	
쿵 N89 = N8-M8	
0 1111 1111	
\square N9(t) = N9(t - dt) + (N89 - M9) * dt	
INIT N9 = 4	
INFLOWS:	
븅 N89=N8-M8	
OUTFLOWS:	
쿵 M9=N9	
○ B1 = N1*W1	
○ B2 = N2*W2	
○ B3 = N3*W3	
○ B4 = N4*W4	
O B5 = N5*W5	
0 85 103 993	
○ B6 = N6*W6	
○ B7 = N7*W7	
○ B8 = N8*W8	
○ B9 = N9*W9	
BPOP = SUM(BYOUNG,B5,B6,B7,B8,B9)	
BYOUNG = SUM(B1,B2,B3,B4)	
○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40	
○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40	
○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40 ○ KAPPAMAX = 0.1755	
○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40 ○ KAPPAMAX = 0.1755 ○ KMORT = 0.1	
○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40○ KAPPAMAX = 0.1755○ KMORT = 0.1○ MCANN = (1 - EXP(-KAPPA))*KAPPAMAX	
○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40○ KAPPAMAX = 0.1755○ KMORT = 0.1○ MCANN = (1 - EXP(-KAPPA))*KAPPAMAX	
 ○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40 ○ KAPPAMAX = 0.1755 ○ KMORT = 0.1 ○ MCANN = (1 - EXP(-KAPPA))*KAPPAMAX ○ MM1 = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN 	
 ○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40 ○ KAPPAMAX = 0.1755 ○ KMORT = 0.1 ○ MCANN = (1 - EXP(-KAPPA))*KAPPAMAX ○ MM1 = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN ○ MM2 = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN 	
 ○ KAPPA = (RSUM/BYOUNG)/40 ○ KAPPAMAX = 0.1755 ○ KMORT = 0.1 ○ MCANN = (1 - EXP(-KAPPA))*KAPPAMAX ○ MM1 = KMORT+MCANN-KMORT*MCANN 	

```
\bigcirc R1 = 0
\bigcirc R2 = 0
\bigcirc R3 = 30
R4 = 80
R5 = 120
R6 = 332
R7 = 360
R8 = 440
R9 = 1060
RR1 = N1*R1
RR2 = N2*R2
RR3 = N3*R3
RR4 = N4*R4
RR5 = N5*R5
RR6 = N6*R6
RR7 = N7*R7
RR8 = N8*R8
RR9 = N9*R9
RSUM = SUM(RR1,RR2,RR3,RR4,RR5,RR6,RR7,RR8,RR9)
O SPAV = 0.2*N5+0.4*N6+0.8*N8+1.2*N9
W1 = 1.2
W2 = 11.2
W3 = 16.9
W4 = 24.4
\bigcirc W5 = 30.4
W6 = 47
W7 = 65
W8 = 87
W9 = 140
YOUNG = SUM(N1,N2,N3,N4)
```

Рисунок 5.3.2. Текст программы модели популяции окуня

Характерной особенностью моделируемой популяции окуня является наличие периодических колебаний численности и структуры популяции. Именно такой режим представлен на рис. 5.3.3. и 5.3.4. При уменьшении интенсивности каннибализма колебания затухают, и популяция приходит к стационарному состоянию.

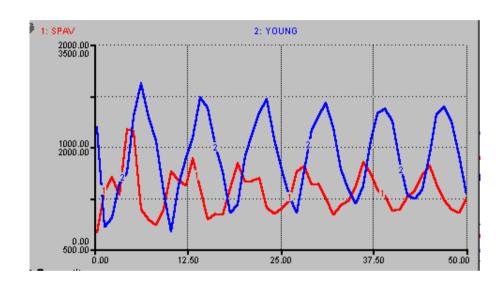


Рисунок 5.3.3. **Пример динамики популяции окуня:** YOUNG — численность неполовозрелой и SPAV — половозрелой части популяции

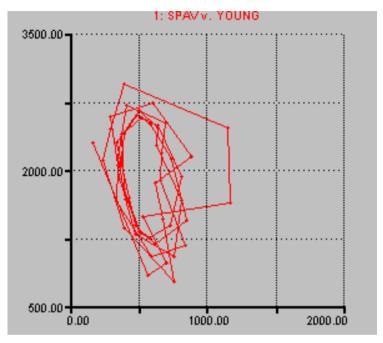


Рисунок 5.3.4. **Фазовая диаграмма популяции окуня:** YOUNG – численность неполовозрелой и SPAV – половозрелой части популяции

В отличие от абстрактной модели популяции, рассмотренной в начале настоящего раздела, модель популяции окуня была не только создана, но и проверена на основании данных наблюдений. Популяция окуня в оз. Херя-ярви подверглась абсолютному учету численности и возрастного состава, что очень редко бывает с природными популяциями. На этом озере проводились эксперименты по изменению состава ихтиофауны, поэтому исходное население (окунь) было полностью уничтожено и подверглось тотальному учету. Заметим, что эксперименты по изменению состава рыбного населения на более ценные в товарном отношении породы (сиговые, нельма) в этом озере не удались. Через несколько лет после эксперимента ихтиофауна озера вернулась к исходному состоянию (Жаков, 1984).

С методической точки зрения рассмотренная модель популяции окуня интересна тем, что даже в самом простом случае обращения к реальному природному объекту программы, написанные на языке STELLA, получаются довольно громоздкими, причем много места занимают всякие вспомогательные операции типа хранения данных о темпе роста, вычислении рационов питания и т.п. Живая природа сложна даже в самых простых ее проявлениях.

5.4. Модель сообщества рыб

Рассмотрение моделей сообществ, так же как и моделей популяций, начнем с простейших абстрактных примеров. На рис. 5.4.1. изображена блок-схема модели простейшего сообщества, которое состоит из популяций рыб (FISH) и источника корма (FOOD). Текст программы представлен на рис. 5.4.2., а динамика сообщества – на рис. 5.4.3.

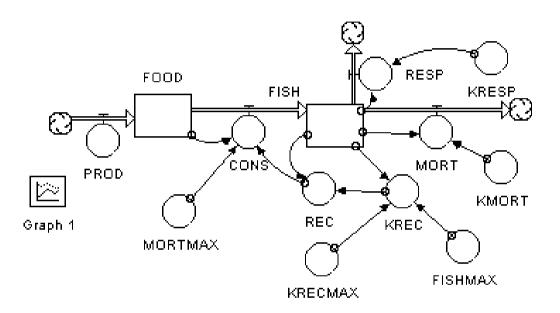


Рисунок 5.4.1. Блок-схема элементарного сообщества, состоящего из популяций рыб (FISH) и источника корма (FOOD)

```
FISH POPULATION
FISH(t) = FISH(t - dt) + (CONS - MORT - RESP) * dt
   INIT FISH = 10
   INFLOWS:

★ CONS = IF REC<FOOD*MORTMAX THEN REC ELSE FOOD*MORTMAX
</p>
   OUTFLOWS:
     * MORT = FISH*KMORT
     RESP = FISH*KRESP
FOOD(t) = FOOD(t - dt) + (PROD - CONS) * dt
   INIT FOOD = 100
   INFLOWS:

₱ PROD = 1

   OUTFLOWS:

★ CONS = IF REC<FOOD*MORTMAX THEN REC ELSE FOOD*MORTMAX
</p>
KREC = KRECMAX*((FISHMAX-FISH)/FISHMAX)
KRECMAX = 0.08
KRESP = 0.01

    MORTMAX = 0.5

REC = FISH*KREC
```

Рисунок 5.4.2. Текст программы модели популяций рыб как элемента сообщества

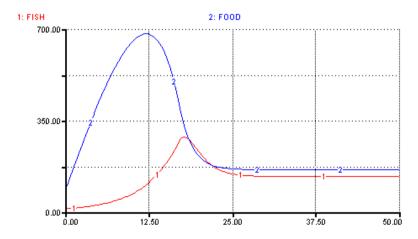


Рисунок 5.4.3. Динамика элементарного сообщества: FISH – биомасса рыб, FOOD - кормовая база

В данном случае, в отличие от моделей раздела 5, структура популяций не учитывается, и ее состояние описывается только одной переменной – биомассой.

Предполагается, что пищевые потребности популяции (REC) линейно зависят от ее биомассы (REC = KREC * FISH), где KREC - коэффициент.

Потребление корма (CONS) ограничивается, с одной стороны, количеством корма (FOOD), причем полагается, что потреблен может быть не весь корм, а только некоторая его часть (MORTMAX), а, с другой стороны, пищевыми потребностями рыб (REC):

Или короче

$$CONS = MIN(REC, FOOD*MORTMAX). (5.4.2)$$

Траты на обмен (RESP) и естественная смертность (MORT) описываются при помощи коэффициентов KRESP и KMORT, как это уже рассматривалось в разделе 5.3.

Описанный подход к моделированию трофических отношений в сообществе является самым простым, но далеко не единственным. Например, часто используют понятие напряженности трофических отношений (КАРРА), которое представляет собой отношение потребностей в данном виде корма к его наличному количеству. Если напряженность существенно меньше единицы, то пищевые потребности удовлетворяются почти полностью. При высокой напряженности потребление корма стремится к некоторому пределу, который определяется его доступностью:

$$CONS = FOOD *MORTMAX * (1 - EXP(- KSI*KAPPA)), (5.4.3)$$

где KSI – коэффициент, описывающий крутизну экспоненты. В принципе, подход, использующий функцию минимума, есть не что иное, как аппроксимация экспоненты двумя отрезками прямых линий. Подход с применением экспоненты привлекателен тем, что дает гладкие решения, но требует определения еще одного коэффициента, который бывает не так просто оценить на практике.

Рассмотренное выше элементарное сообщество отражает только одну сторону функционирования сообщества – передачу и трансформацию органического вещества. Другая сторона представлена популяционными процессами с воспроизводством и гибелью особей, как это было рассмотрено в разделе 5. Поэтому более или менее реалистические модели сообществ должны совмещать как трофический, так и популяционный подходы.

Рассмотрим сообщество рыб, которое состоит из популяций леща, окуня, плотвы и щуки. Такой состав достаточно характерен для мелких озер северо-восточной Европы, хотя и не является наиболее распространенным (Жаков, 1984). В языке STELLA предусмотрена возможность блочного подхода к моделированию, которой мы воспользуемся в данном случае. На рис. 5.4.4. представлена общая структура модели, состоящей из пяти блоков (sectors – в терминологии языка STELLA). Создание блока производится путем рисования прямоугольника из позиции главного меню (позиция 7 рис. 5.1.3.). Нажатием на треугольник в правом верхнем углу рамки блока можно раскрыть его содержание, а последующим нажатием

снова скрыть его. Связи между блоками могут быть типа потоков (толстые стрелки) и информационные связи (тонкие стрелки). На рис. 5.4.4. представлены только информационные связи.

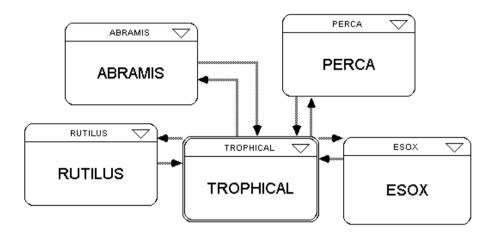


Рисунок 5.4.4. Блок-схема модели сообщества рыб:

ABRAMIS – субмодель популяции леща, RUTILUS – субмодель популяции плотвы, PERCA – субмодель популяции окуня, ESOX– субмодель популяции щуки, TROPHICAL – субмодель трофических связей в сообществе

Рассмотрим внутреннее содержание блока RUTILUS – субмодель популяции плотвы, входящей в сообщество (рис. 5.4.5.). Как и в случае модели изолированной популяции окуня (см. раздел 5.3), основу модели представляет численность рыб в разных возрастных группах (NR1 – NR9).

Эти группы связаны между собой потоками возрастных переходов (N12 3 – N89 3). Кроме этого, от каждой возрастной группы отходит поток смертности (MORT1 3 – MORT9 3). Коэффициенты смертности отдельные для каждой возрастной группы (KMORT1 3 – KMORT9 3). Информация о величинах этих коэффициентов поступает от субпрограммы трофических связей сообщества и представлена в виде объектов типа «призрак». Это смертности в результате воздействия хищников (MORTSMALL, MORTLARGE) и смертности от голодания в результате недостаточного количества корма – зоопланктона (MORTZOO) для молоди, детрита (MORTDETRIT) и бентоса (MORTBENTHOS) для взрослых рыб.

Каждой возрастной группе плотвы соответствует средний вес особи данного возраста в граммах (W1 3 – W9 3). Умножением весов на численность получаются биомассы возрастных групп (B1 3 – B9 3), которые суммируются по принадлежности рыб к различным трофическим группам. BTG2RUT – молодь, BTG4RUT – плотва, питающаяся детритом, BTG7RUT – плотва, питающаяся бентосом. Эти данные передаются в субмодель TROPHICAL.

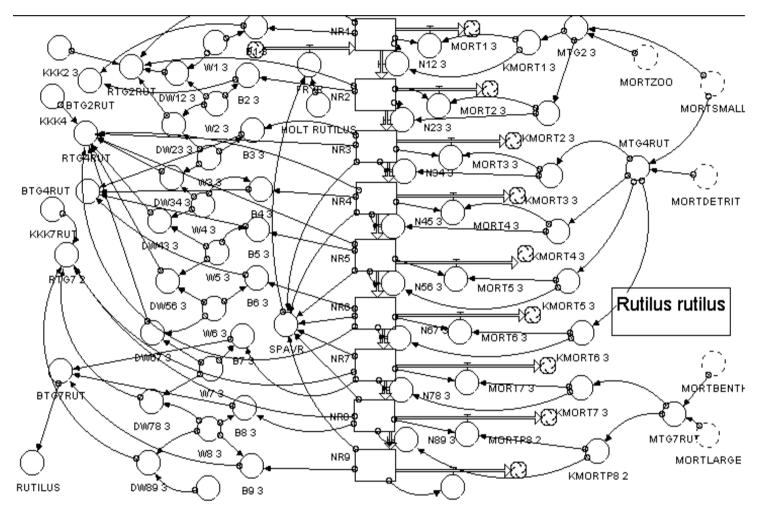


Рисунок 5.4.5. Блок-схема субмодели популяции плотвы - RUTILUS

Пищевые потребности плотвы определяются исходя из годовых приростов (DW12 3 – DW89 3) и кормовых коэффициентов (ККК2 3, ККК4, ККК7), которые различны для каждого кормового объекта. Пищевые потребности каждой возрастной группы суммируются согласно принадлежности рыб к той или иной трофической группе. RTG2RUT – суммарные потребности плотвы в зоопланктоне, RTG4RUT – в детрите и RTG5RUT – в бентосе. Эти данные также передаются в субмодель TROPHICAL.

Нерестовое стадо (SPAVR) формируется из особей, достигших половой зрелости. Воспроизводство имитируется по формуле Бивертона и Холта и представлению о том, что в пресноводных водоемах каждая видовая популяция имеет характерную для нее предельную биомассу или численность. Воспроизводство (FRY 3) определяется как:

FRY
$$3 = HOLT_RUTILUS * (1 - EXP(- SPAVR / HOLT_RUTILUS)),$$
 (5.4.4)

где HOLT_RUTILUS – предельная величина пополнения популяции плотвы за год.

Субмодели ABRAMIS, PERCA и ESOX построены аналогичным образом, только с иным количеством возрастных групп, иными значениями масс особей различного возраста и принадлежностью к трофическим группам. Поэтому подробные блок-схемы этих субмоделей не приводятся.

Перейдем к описанию субмодели трофических отношений в сообществе рыб (рис. 5.4.6. и 5.4.7.).

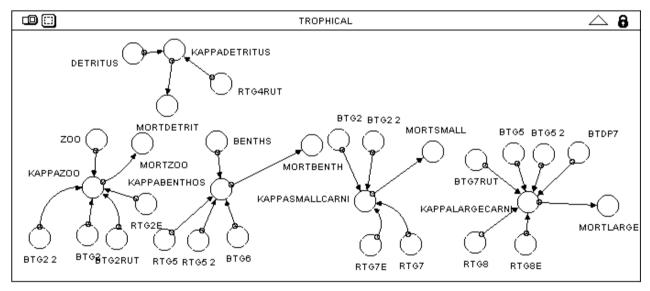


Рисунок 5.4.6. Блок-схема субмодели трофических отношений в сообществе

Эта субмодель при помощи объектов типа "призрак" получает информацию от всех популяционных субмоделей о биомассах и пищевых потребностях рыб, сгруппированных по трофическим группам. Определяются напряженности пищевых отношений при питании молоди зоопланктоном (КАРРАZOO), питании бентофагов (КАРРАВЕNTHOS) и детритофагов (КАРРАDETRITUS). Исходя из этих напряженностей (или как их иногда называют, трофоэкологических коэффициентов) определяются смертности от недостатка корма (MORTZOO, MORTDETRIT, MORTBENTHOS), которые передаются в соответствующие популяционные субмодели.

```
RUTILUS
NR1(t) = NR1(t - dt) + (FRYR - N12_3 - MORT1_3) * dt
    INIT NR1 = 1000
    INFLOWS:
      常 FRYR = HOLT_RUTILUS* (1-EXP(- SPAVR/HOLT_RUTILUS))
    OUTFLOWS:
      🕏 N12_3 = NR1*(1 - KMORT1_3)

お MORT1_3 = NR1*KMORT1_3

\square NR2(t) = NR2(t - dt) + (N12_3 - N23_3 - MORT2_3) * dt
   INIT NR2 = 800
    INFLOWS:
      랑 N12_3 = NR1*(1 - KMORT1_3)
    OUTFLOWS:
      🕏 N23_3 = NR2*(1 - KMORT2_3)

お MORT2_3 = NR2*KMORT2_3

\square NR3(t) = NR3(t - dt) + (N23_3 - N34_3 - MORT3_3) * dt
   INIT NR3 = 600
    INFLOWS:
      중 N23_3 = NR2*(1 - KMORT2_3)
    OUTFLOWS:
      빵 N34_3 = NR3*(1 - KMORT3_3)

お MORT3_3 = NR3*KMORT3_3

\square NR4(t) = NR4(t - dt) + (N34 3 - N45 3 - MORT4 3) * dt
   INIT NR4 = 500
    INFLOWS:
      ** N34_3 = NR3*(1 - KMORT3_3)
    OUTFLOWS:
      🕏 N45_3 = NR4*(1 - KMORT4_3)
      労 MORT4_3 = NR4*KMORT4_3
\square NR5(t) = NR5(t - dt) + (N45_3 - N56_3 - MORT5_3) * dt
    INIT NR5 = 450
    INFLOWS:
       중 N45_3 = NR4*(1 - KMORT4_3)
    OUTFLOWS:
       ** N56_3 = NR5*(1 - KMORT5_3)

★ MORT5_3 = NR5*KMORT5_3

\square NR6(t) = NR6(t - dt) + (N56_3 - N67_3 - MORT6_3) * dt
    INIT NR6 = 300
    INFLOWS:
       🕏 N56_3 = NR5*(1 - KMORT5_3)
    OUTFLOWS:
       🕏 N67_3 = NR6*(1 - KMORT6_3)
       ♥ MORT6_3 = NR6*KMORT6_3
\square NR7(t) = NR7(t - dt) + (N67_3 - N78_3 - MORT7_3) * dt
    INIT NR7 = 200
    INFLOWS:
       ** N67_3 = NR6*(1 - KMORT6_3)
    OUTFLOWS:

お N78_3 = NR7*(1 - KMORT7_3)

       労 MORT7_3=NR7*KMORT7_3
\square NR8(t) = NR8(t - dt) + (N78_3 - N89_3 - MORTP8_2) * dt
    INIT NR8 = 150
    INFLOWS:
       🕏 N78_3 = NR7*(1 - KMORT7_3)
    OUTFLOWS:
       ** N89_3 = NR8*(1 - KMORTP8_2)

★ MORTP8 2 = NR8*KMORTP8 2
```

```
\square NR5(t) = NR5(t - dt) + (N45_3 - N56_3 - MORT5_3) * dt
    INIT NR5 = 450
    INFLOWS:
      중 N45_3 = NR4*(1 - KMORT4_3)
    OUTFLOWS:
      중 N56_3 = NR5*(1 - KMORT5_3)
      労 MORT5_3=NR5*KMORT5 3
\square NR6(t) = NR6(t - dt) + (N56_3 - N67_3 - MORT6_3) * dt
    INIT NR6 = 300
    INFLOWS:
      🕏 N56_3 = NR5*(1 - KMORT5_3)
    OUTFLOWS:

お N67_3 = NR6*(1 - KMORT6_3)

      労 MORT6_3=NR6*KMORT6_3
NR7(t) = NR7(t - dt) + (N67 3 - N78 3 - MORT7 3) * dt
    INIT NR7 = 200
    INFLOWS:
      🕏 N67_3 = NR6*(1 - KMORT6_3)
    OUTFLOWS:

お N78_3 = NR7*(1 - KMORT7_3)

      🕏 MORT7_3=NR7*KMORT7_3
\square NR8(t) = NR8(t - dt) + (N78_3 - N89_3 - MORTP8_2) * dt
    INIT NR8 = 150
    INFLOWS:
      🕏 N78_3 = NR7*(1 - KMORT7_3)
    OUTFLOWS:
      *** N89_3 = NR8*(1 - KMORTP8_2)

★ MORTP8 2 = NR8*KMORTP8 2

NR9(t) = NR9(t - dt) + (N89 3 - MORTR9) * dt
   INIT NR9 = 1
    INFLOWS:
      ** N89_3 = NR8*(1 - KMORTP8_2)
    OUTFLOWS:
      お MORTR9=NR9
B2_3 = NR2*W2_3
B3 3 = NR3*W3 3
B4_3 = NR4*W4_3
B5_3 = NR5*W5_3
B6_3 = NR6*W6_3
B7_3 = NR7*W7_3
B8_3 = NR8*W8_3B9_3 = NR9*W8_3
BTG2RUT = (B1_3 + B2_3)/1000
BTG4RUT = SUM(B3_3, B4_3, B5_3, B6_3)/1000
BTG7RUT = (B7_3+B7_3+B8_3+B9_3)/1000
O B_RUTILUS = BTG7RUT
DW12_3 = W2_3-W1_3
DW23_3 = W3_3-W2_3
DW34_3 = W4_3-W3_3
DW43_3 = W5_3 - W4_3
DW56_3 = W6_3-W5_3
DW67_3 = W7_3-W6_3
DW78_3 = W8_3-W7_3
O DW89_3 = W9_3 - W8_3
○ HOLT_RUTILUS = 400
KKK2_3 = 5

    KKK4 = 13
```

○ KKK7RUT=6
│
○ KMORT3_3 = MTG4RUT
○ KMORT4_3 = MTG4RUT
○ KMORT5_3 = MTG4RUT
○ KMORT6_3 = MTG4RUT
○ KMORT7_3 = MTG7RUT
○ KMORTP8_2 = MTG7RUT
○ RTG2RUT = KKK2_3*(DW12_3*NR1+ DW23_3*NR2)
RTG4RUT = KKK4*SUM(NR3*DW34_3, NR4*DW43_3, NR5*DW56_3, NR6*DW67_3)
RTG7_2 = KKK7RUT*SUM(NR7*DW78_3, NR8*DW89_3)
SPAVR = SUM(NR3, NR4, NR5, NR6, NR7, NR8, NR9)
○ W1_3 = 1
○ W2_3 = 10
○ W3_3 = 40
○ W5_3 = 80
○ W6_3=100
○ W7_3 = 120
○ W8_3 = 160
○ W9_3 = 200

Рисунок 5.4.7. Программа модели сообщества рыб, состоящего из плотвы, окуня, щуки и леща

В модели выделены две группы хищных рыб – мелкие и крупные. Мелкие хищники формируются из окуней в возрасте 4+-6+ и щук в возрасте 2+-5+. Крупные хищники – это окуни и щуки старших возрастных групп. Мелкие хищники питаются молодью всех рыб сообщества, а также плотвой младших возрастов. Крупные хищники способны поедать лещей до возраста 4+, плотву всех возрастов, окуня до возраста 6+ и щуку до возраста 5+. Напряженности трофических отношений для мелких и крупных хищников (KAPPASMALLCARNI, KAPPALARGECARNI) определяются путем деления пищевых потребностей на биомассы жертв. Смертность жертв, а следовательно, и возможная смертность хищников от недостатка корма определяются исходя из напряженности трофических отношений.

На рис. 5.4.8. представлена динамика сообщества рыб, состоящего из популяций окуня, щуки, плотвы и леща при постоянных во времени запасах корма в виде зоопланктона, бентоса и детрита.

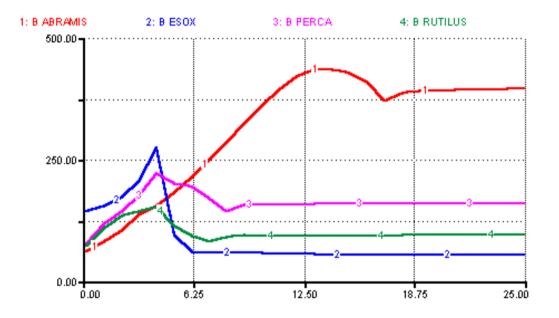


Рисунок 5.4.8. **Динамика сообщества рыб при постоянных во времени запасах корма** в виде зоопланктона, бентоса и детрита:

В ABRAMIS - биомасса половозрелой части популяции леща, В ESOX - биомасса половозрелой части популяции щуки, В PERCA - биомасса половозрелой части популяции окуня, В RUTILUS - биомасса половозрелой части популяции плотвы

Отметим, что переходной процесс из начального состояния к состоянию устойчивого равновесия растягивается для леща до 18 лет. Демонстрация того, как влияют на динамику рассматриваемого сообщества рыб случайные колебания кормовой базы, дана на рис. 5.4.9. Эксперимент по выяснению временных ухудшений условий воспроизводства леща показал, что на половозрелой части популяции этой рыбы результаты такого воздействия сказываются с существенной временной задержкой и на динамику других рыб сообщества влияют незначительно (рис. 5.4.10.).

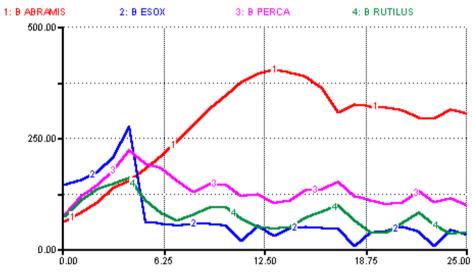


Рисунок 5.4.9. Динамика сообщества при случайных колебаниях во времени запасов корма в виде зоопланктона, бентоса и детрита:

В ABRAMIS - биомасса половозрелой части популяции леща, В ESOX - биомасса половозрелой части популяции щуки, В PERCA - биомасса половозрелой части популяции окуня, В RUTILUS - биомасса половозрелой части популяции плотвы

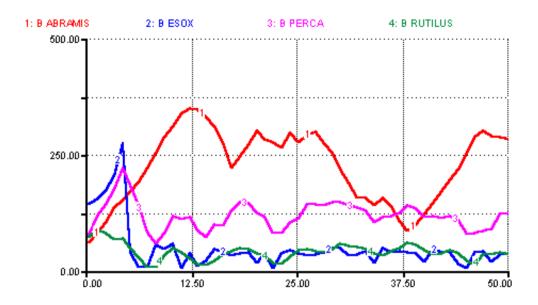


Рисунок 5.4 10. Динамика сообщества при резком ухудшении воспроизводства леща от 20 до 25 года модельного эксперимента:

В ABRAMIS - биомасса половозрелой части популяции леща, В ESOX - биомасса половозрелой части популяции щуки, В PERCA - биомасса половозрелой части популяции окуня, В RUTILUS - биомасса половозрелой части популяции плотвы

5.5. Модель экологической системы озера

Теперь перейдем к моделированию биотической части водных экологических систем. Ограничимся рассмотрением только точечной пелагической экосистемы, т.е. экосистемы без пространственного распределения элементов. Сразу отметим, что такая модель может служить в качестве субмодели при моделировании экосистемы с вертикальной или пространственной структурой.

На рис. 5.5.1. представлена блок-схема точечной модели водной экосистемы. За основу взят материал из раздела 2.4.1.1 книги В.В. Меншуткина (2010) с небольшими изменениями.

В модели представлены два материальных кругооборота или баланса: органического вещества и фосфора. Первый включает в себя фитопланктон (PHYTO), зоопланктон (ZOO), рыб (FISH), бактерий (BACTERIA) и детрита (DETRITUS) в виде объектов reservoir, соединенных потоками flow. Цикл фосфора представлен объектом минерального растворенного в воде фосфора (PHOS), в виде reservoir, а всю остальную информацию о поглощении и выделении фосфора этот цикл получает от элементов цикла органического вещества. Заметим, что можно было сделать наоборот – фосфорный цикл считать основным, а биомассы пересчитывать по содержанию в них фосфора, но сути дела это не меняет.

Продукция фитопланктона (PPHYTO) ограничивается световыми условиями (LIGHT) и наличием минерального фосфора (PHOS). Потребление фитопланктона зоопланктоном (CONZOO) ограничивается потребностями зоопланктона и наличным количеством фитопланктона. Аналогично обстоит дело и с потреблением рыбами зоопланктона (CONFISH). Траты на обмен зоопланктона (RESPZOO), рыб (RESPFISH) и бактерий (RESPBACT) полагаются пропорциональными их биомассам с соответствующими коэффициентами (KRESPZOO, KRESPFISH, KRESPBACT). Зависимость интенсивности дыхания от температуры воды (TEMPERATURE) регулируется температурным коэффициентом (KTEMP).

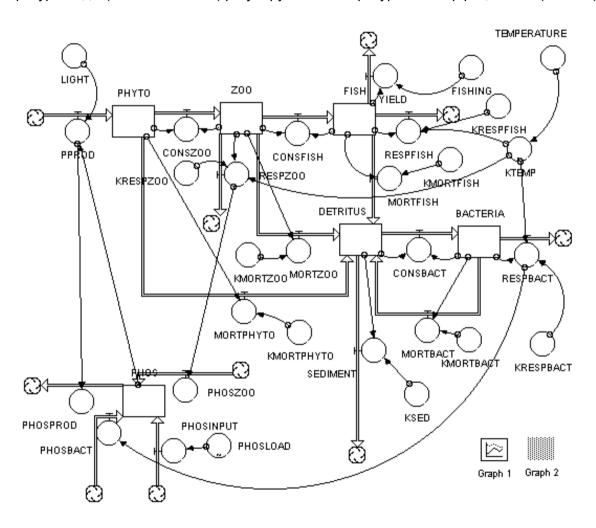


Рисунок 5.5.1. Блок-схема точечной модели озерной экосистемы

Отмирание фитопланктона (MORTPHYTO), зоопланктона (MORTZOO), рыб (MORTFISH) и бактерий (MORTBACT) регулируется коэффициентами (KMORTPHYTO, KMORTZOO, KMORTFISH, KMORTBACT) соответственно. Продукция бактерий (CONSBACT) ограничивается наличным количеством детрита (DETRITUS) и биомассой бактериопланктона (BACTERIA).

Регенерация минерального фосфора полагается в модели пропорциональной интенсивности трат на обмен бактериопланктона (PHOSBACT) и зоопланктона (PHOSZOO). Кроме этого, в балансе органического фосфора предусмотрено его внешнее поступление (PHOSLOAD) и расходы на образование первичной продукции (PHOSPROD).

Выходами системы являются седиментация (SEDIMENT) и вылов рыбы (YIELD). Первая величина регулируется коэффициентом седиментации (KSEED), а вторая - интенсивностью рыболовства (FISHING).

На рис. 5.5.2. представлен текст программы модели пелагической точечной экосистемы на языке STELLA.

BACTERIA(t) = BACTERIA(t - dt) + (CONSBACT - MORTBACT - RESPBACT) * dt INIT BACTERIA = 0.1 INFLOWS:	
궁 CONSFISH = MIN(0.5*ZOO,FISH) OUTFLOWS:	
중 MORTFISH=FISH*KMORTFISH 중 RESPFISH=FISH*KRESPFISH*KTEMP 중 YIELD=FISH*FISHING	
0 NEED = 11011 1101111140	

```
PHOS(t) = PHOS(t - dt) + (PHOSBACT + PHOSZOO + PHOSINPUT - PHOSPROD) * dt
         INIT PHOS = 5
         INFLOWS:

★ PHOSBACT = 0.1*RESPBACT

               ♥ PHOSZOO = 0.1*RESPZOO
               常 PHOSINPUT = PHOSLOAD
          OUTFLOWS:

☆ PHOSPROD = 10*PPROD

□ PHYTO(t) = PHYTO(t - dt) + (PPROD - CONSZOO - MORTPHYTO) * dt
         INIT PHYTO = 0
         INFLOWS:
               常 PPROD = MIN(LIGHT,0.5*PHOS)
          OUTFLOWS:

☆ CONSZOO = MIN(PHYTO.ZOO)

★ MORTPHYTO = PHYTO*KMORTPHYTO

ZOO(t) = ZOO(t - dt) + (CONSZOO - CONSFISH - MORTZOO - RESPZOO) * dt
         INIT Z00 = 0.2
         INFLOWS:

☆ CONSZOO = MIN(PHYTO,ZOO)

          OUTFLOWS:

☆ CONSFISH = MIN(0.5*ZOO,FISH)

               ★ MORTZOO = ZOO*KMORTZOO

☆ RESPZOO = ZOO*KRESPZOO*KTEMP

 FISHING = 0.15
 KMORTFISH = 0.01
 KMORTZ00 = 0.01
 KRESPFISH = 0.01
 KRESPZ00 = 0.03

    KSED = 0.05

 LIGHT = 40+5*COSWAVE(3,30)
 TEMPERATURE = 10+COSWAVE(10,30)
 KTEMP = GRAPH(exp(20.5*(TEMPERATURE-20)/(273+TEMPERATURE)))
           (0.00, 0.00), (2.00, 0.87), (4.00, 1.28), (6.00, 1.62), (8.00, 1.83), (10.0, 2.09), (12.0, 2.31), (14.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), (10.0, 1.00), 
           2.60), (16.0, 2.75), (18.0, 2.78), (20.0, 2.85)
 PHOSLOAD = GRAPH(TIME)
          (0.00, 0.5), (10.0, 2.01), (20.0, 2.03), (30.0, 2.07), (40.0, 2.42), (50.0, 2.37), (60.0, 1.47), (70.0, 1.43),
          (80.0, 1.17), (90.0, 1.68), (100, 1.17)
```

Рисунок 5.5.2. Текст программы модели озерной экосистемы

Поскольку в задачу настоящего раздела не входит подробное исследование созданной модели экосистемы, то ограничимся демонстрацией отдельных характерных режимов этой системы. На рис. 5.5.3. представлены последствие увеличения поступления фосфора в экосистему, так называемое явление эвтрофикации. Последствия такого воздействия хорошо известны из практики — увеличение первичной продукции и концентрации бактериопланктона. В данной модели не учитывается кислородный режим водоема, но при его введении в модель при определенных условиях в последствия эвтрофикации включаются и заморные явления дефицита кислорода, которые отчетливо прослеживаются на более сложных моделях (см., например, Меншуткин, 1993).

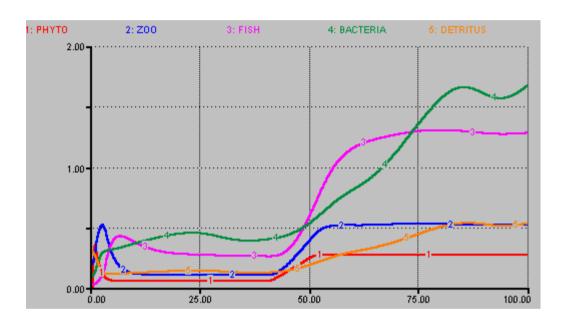


Рисунок 5.5.3 . Последствия резкого увеличения фосфорной нагрузки на 40-м году модельного эксперимента

Явление, обратное эвтрофикации (деэвтрофирование водоемов), встречается на практике значительно реже, чем эвтрофикация, и протекает не всегда так гладко и уверенно, как это происходит в модельном эксперименте (рис. 5.5.4.). Дело тут в том, что рассматриваемая модель не учитывает многих важных сторон процесса эвтрофирования водоемов, например, захоронения в донных отложениях больших количеств азота и фосфора, которые при соответствующих условиях могут вернуться в растворенное состояние (так называемая внутренняя фосфорная нагрузка).

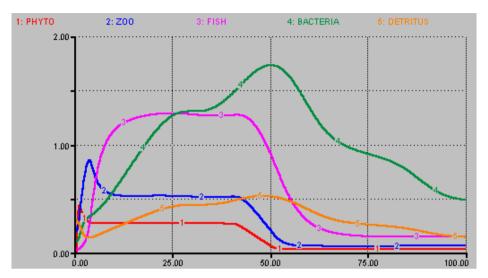


Рисунок 5.5.4. Последствия резкого снижения фосфорной нагрузки на 40-м году модельного эксперимента

Эффект биоманипуляции можно продемонстрировать на данной модели путем резкого изменения вылова рыбы. Как видно из данных рис. 5.5.5., такое воздействие на систему приводит к резкому увеличению биомассы зоопланктона.

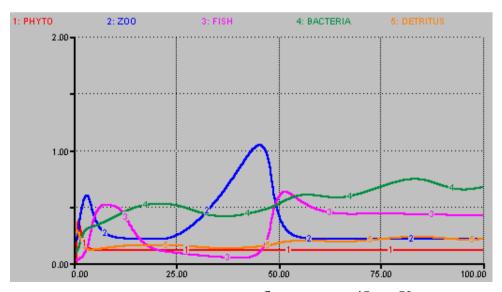


Рисунок 5.5.5 . Последствия резкого увеличения интенсивности рыболовства от 15 до 50-х годов модельного эксперимента

6. Объектноориентированные модели популяций и сообществ рыб

6.1. Особенности объектноориентированного метода моделирования

Большинство моделей сообществ рыб (Крогиус и др., 1969; Жаков, Меншуткин, 1974; Казанский, 1982; Астраханцев и др., 2003) выполнено в виде детерминированных систем, причем элементом модели являлась возрастная группа рыб. Временным шагом этих моделей являлся год, и миграции выпадали из рассмотрения. Так же выполнены модели популяций и сообществ рыб, описываемые в предыдущих разделах данной работы. В настоящем разделе разбирается другой подход к моделированию сообществ, основанный на учете в модели судьбы каждой особи.

Изложение методики построения моделей такого типа ведется последовательно начиная с простых примеров и кончая все более и более сложными. В качестве объекта моделирования выбрано сообщество рыб в малой реке, причем первоначально эта модель была сформулирована и исследована с применением аппарата уравнений в конечных разностях (Меншуткин, Жаков, 1989). В настоящем разделе та же задача моделирования решается с применением аппарата индивидуального подхода. Такой порядок изложения имеет то методическое преимущество, что результаты моделирования, полученные с применением новой методики, всегда можно проверить по результатам предыдущих исследований. Общая блок-схема модели приведена на рис. 6.5.1., но мы ее будем рассматривать не в полном объеме, а по кусочкам, последовательно наращивая сложность моделируемых процессов.

6.2. Модель популяции рыб

Начинать изложение сразу с описания достаточно сложной модели, состоящей из 8 видовых популяций с учетом сезонных миграций и изменения трофического статуса особей в процессе онтогенеза, было бы не разумно. На практике сложные модели никогда не создаются сразу, а конструируются и отлаживаются по частям в виде отдельных процедур и блоков. Это одна из основных заповедей современного программирования, и мы будем ее придерживаться.

Начнем конструирование модели с изолированной популяции без миграций и без смены экологических ниш в процессе роста рыбы. Поскольку элементом модели является особь, то целесообразно описать новый тип объекта:

Private Type Animal sp As Integer age As Integer loc As Integer troph As Integer End Type,

где sp - видовая принадлежность животного, age - возраст, loc - локализация или биотоп, занимаемый особью в данный момент, troph - трофический статус особи. Для простоты такие в принципе нечисловые характеристики, как вид, биотоп и экологическая ниша, описаны как

целые числа, хотя вполне можно было оперировать латинскими названиями или словесными описаниями. В настоящем разделе используется только такое свойство особи, как возраст, однако в последующих разделах будут использованы и другие свойства.

Теперь, чтобы описать популяцию, достаточно объявить в виде глобальной переменной следующий массив:

```
Dim fish (nFmax) As Animal,
```

где nFmax - максимально возможная численность рыб.

Основой популяционной модели при индивидуальном подходе являются операции (или метода в терминологии языка Visual Basic) появления новой особи и гибель уже существующей. Эти операции могут быть реализованы в виде следующих процедур:

```
Private Sub AddFish(sp. loc)
   If nF < nFmax Then
      nF = nF + 1
      fish(nF).age = 1
      fish (nF).sp = sp
      fish( nF ).loc =loc
   End If
End Sub
Private Sub DeleteFish( i )
   If nF > 0 Then
      fish(i).age = fish(nF).age
      fish (i).sp = fish(nF).sp
      fish( j ).loc =fish(nF).loc
      nF = nF + 1
   End If
End Sub.
```

где nF - число особей в популяции в данный момент времени. Эта величина объявляется в виде глобальной переменной. В первой процедуре происходит просто приписывание характеристик особи в конец массива, во второй - характеристики последней особи в списке ставятся на место характеристик гибнущей особи с индексом j.

Заметим, что в языке C++ и в последних версиях Visual Basic имеется возможность непосредственного использования аппарата объектноориентированного программирования с объявлением объектов, их свойств и методов их взаимодействия. Однако практика показала, что применение такого подхода хотя и делает программы более изящными и короткими, но время их выполнения существенно увеличивается. При использовании вероятностных моделей последнее весьма существенно. Поэтому в настоящем изложении сохранен архаический, но результативный подход к построению программ.

В предлагаемом примере считаем, что численность особей в популяции определяется только двумя факторами: кормовыми условиями и площадью нерестилищ. Пищевые потребности особи зависят от массы ее тела. В нашем примере масса тела особи и ее возраст жестко связаны однозначной функцией, поэтому можно полагать пищевые потребности зависящими от возраста рыб - cons (fish(j).age). Суммарная потребность популяции в корме тогда вычисляется как:

```
For j = 1 To nF
ConsPop = ConsPop + cons(fish(j).age)
Next j
```

Напряженность трофических отношений (TS) определяется как отношение суммы пищевых потребностей к наличному количеству пищи (Food):

```
TS = ConsPop / Food.
```

Если пищевые потребности существенно превышают наличное количество корма (TS = TScrit > 1), то наступает гибель особей в результате голодания с некоторой отличной от нуля вероятностью (MortStarv):

```
If TS > TScrit Then
    MortStarv = 1 - ( TScrit / TS )
Else
    MortStarv = 0
End If
```

Определение события гибели данной особи в результате недостатка корма производится путем сравнения величины смертности (вероятности гибели особи) с равномерно распределенным в диапазоне от 0 до 1 псевдослучайным числом (функция Rnd):

```
For j =1 To nF
If MortStarv > Rnd Then
Call DeleteFish (j)
End IF
Next j
```

Теперь перейдем к описанию процесса размножения рыб. Здесь используется понятие популяционной плодовитости – Fert (fish(j).age), которая учитывает и соотношение полов, а также смертность икры и молоди рыб. Популяционная плодовитость - это численность особей следующего поколения, которое приходится на одного производителя вне зависимости от его пола (свойство **sex** для упрощения в данном случае опущено). Предполагается, что эта плодовитость зависит только от возраста рыб и у неполовозрелых равна нулю:

```
Fry = 0
    For j = 1 To nF
        Fry = Fry + Fert(fish(j).age)
    Next j
    Fry = Fry / (1 + Fry / FryMax )
    For i = 1 To Fry
        Call AddFish(1, 1 )
    Next i
```

Здесь количество выжившей молоди (Fry) ограничивается предельной емкостью нерестилищ (FryMax) по зависимости (в отличие от репродукционной кривой, рассмотренной в разделе 2), не учитывающей эффект переполнения нерестилищ.

Переход рыб в следующую возрастную группу и гибель рыб, достигших предельного возраста (amax), моделируется следующим образом:

```
For j = 1 To nF
If fish(j).age < amax Then
fish(j).age = fish(j).age +1
Else
Call DeleteFish (j)
End If
Next j
```

При постоянной кормовой базе и неизменной площади нерестилищ рассмотренная в настоящем разделе модель приходит всегда в устойчивое состояние с небольшими флуктуациями численности из-за стохастического характера модели.

Перейдем к описанию процесса миграций рыб.

Рассмотрим популяцию рыб, особи которой могут в течение года перемещаться из одного биотопа в другой. Для конкретности будем иметь в качестве прототипа популяцию синца (*Abramis ballerus*), который в продолжение всей своей жизни является планктофагом, но весной заходит в реку для нереста, а к концу лета скатывается в озеро.

При таком подходе временной шаг, равный одному году (как это было принято в разделе 2), уже становится слишком грубым, и приходится переходить с более дробным временным интервалам. В данном случае целесообразно выделить пять периодов в течение года: раннюю весну, когда происходит нерест, позднюю весну, начало лета, конец лета и осень.

В качестве характерных биотопов выделим: ручьи и мелкие протоки в верховьях реки (1), верхнее (2), среднее (4) и нижнее (6) течение реки, а также заливные участки, на которых происходит нерест, в верхнем (3), среднем (5) и нижнем (7) течении реки. Кроме того, предусмотрен озерный биотоп (8). Взаимное расположение биотопов и их связи представлены на рис. 6.2.1.



Рисунок 6.2.1. Схема биотопов сообщества рыб в малой реке.

Цифрами 1-8 обозначены биотопы. Внутри каждого биотопа предусмотрено 7 трофических групп. В формировании трофических групп рыб могут участвовать особи 8 видовых популяций

В каждом биотопе (I) в каждый сезон (s) определяется свое количество корма FOOD (I, s), например, так, как это представлено в табл. 6.2.1.

Таблица 6.2.1. Распределение корма по биотопам в течение года

Биотопы	Ранняя весна	Поздняя весна	Начало лета	Конец лета	Осень
Ручьи и мел. протоки в верховье реки (1)	5	10	15	15	15
Верхнее течение реки (2)	50	100	50	50	25
Пойма в верхнем течении реки (3)	1000	500	5	0	0
Среднее течение реки (4)	50	100	50	50	50
Пойма в среднем течении реки (5)	1000	600	5	0	0
Нижнее течение реки (6)	50	100	50	25	25
Пойма в нижнем течении реки (7)	1000	700	5	0	0
Озерный биотоп (8)	4000	2000	3000	3000	4000

В модель, описанную в начале раздела, вводится процедура нерестовых миграций и ската следующим образом:

```
Private Sub Spawning_migration()
For j=1 To nF
If fish(j).age > agemat Then
R = Rnd
For i = 1 To locmax
If R < locs (i) And R > locs (i - 1) Then
fish(j).loc = i
End If
Next i
End If
End Sub
```

Здесь locs (i) - значение кумулятивной функции распределения биотопов нереста синца. Пример такого распределения приведен в табл. 6.2.2.

Таблица 6.2.2. Кумулятивная функции распределения биотопов нереста синца

1	0	1	2	3	4	5	6	7	8
locs (i)	0	0.3	0.3	0.6	0.6	0.8	0.8	0.9	1

Согласно табл. 6.2.2. синец может нерестовать в ручьевой части реки (1), на заливных участках (3, 5, 7) и в озере (8):

```
Private Sub Drift ( )
For j = 1 to nF
If vdrift > Rnd Then
fish(j).loc = D (fish(j).loc)
Enf If
Next j
End Sub,
```

где vdrift - относительная скорость ската рыб, т.е. доля рыб, которая переходит из биотопа, находящегося выше по течению реки, в биотоп, расположенный ниже по течению реки, за один сезон. Функция D отражает взаимное расположение биотопов реки в направлении течения. Например, для схемы, изображенной на рис. 6.2.1., эта функция имеет вид:

L	1	2	3	4	5	6	7	8
D	2	4	2	6	4	8	6	8

Результат работы модели - устойчивое распределение численности особей синца по биотопам в течение года - приведен в табл. 6.2.3, возрастной состав популяции – в табл. 6.2.4.

Таблица 6.2.3. Распределение численности синца по биотопам в течение года

Биотопы	Ранняя весна	Поздняя весна	Начало лета	Конец лета	Осень
Ручьи и мел. протоки в верховье реки (1)	33	14	10	8	4
Верхнее течение реки (2)	4	159	73	47	22
Пойма в верхнем течении реки (3)	135	74	9	1	0
Среднее течение реки (4)	131	170	95	79	49
Пойма в среднем течении реки (5)	125	61	9	0	0
Нижнее течение реки (6)	110	142	102	48	44
Пойма в нижнем течении реки (7)	45	21	9	0	0
Озерный биотоп (8)	0	555	592	643	656

Таблица 6.2.4. Возрастной состав популяции синца

0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+
194	156	181	170	57	13	3	1

Рассмотрим популяцию рыб, особи которой могут занимать различные экологические ниши. В качестве прототипа возьмем популяцию окуня (*Perca fluviatilis*), ту самую, о которой говорилось в разделе. Окуни первые два года своей жизни являются планктофагами, последующие три - бентофагами и занимаются хищничеством (в данном случае каннибализмом) в более старших возрастах.

Рассмотрим сначала внешнюю сторону (интерфейс) этой модели (рис. 6.2.2.). Меню, расположенное в верхней части формы, имеет всего три позиции: Initial State, Begin и Close. Первая соответствует вводу в программу начального состояния популяции, вторая - запуску модели. а третья - выходу на главное меню программы. В текстовом окне YMAX можно установить число лет прогона модели (по умолчанию это число равно 5). Если вы желаете наблюдать состояние популяции окуня каждый год, то введите в это окно число 1. Текстовое окно ZOO предназначено для изменения кормовой базы популяции окуня в виде зоопланктона, а окно BENTHOS - бентоса. По умолчанию поставлены заведомо высокие значения кормовой базы, которые не ограничивают численность популяции. Текстовое окно TScrit позволяет изменять трофической критическое значение напряженности в экологической нише хищников. Фактически это позволяет регулировать степень каннибализма. По умолчанию эта величина устанавливается как 0.8, что соответствует условиям активного хищничества. Если установить эту величину на уровне 0.2, то это будет означать, что особи окуня старших возрастных групп находят себе иные источники питания помимо каннибализма.

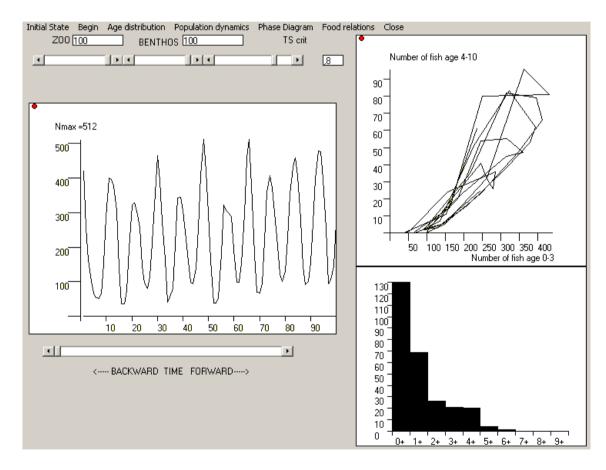


Рисунок 6.2.2. Интерфейс программы модели популяции окуня

Для исследования результатов функционирования модели предусмотрены процедуры: Age Distribution, Population Dynamics, Phase Diagram и Food Relations. Процедуре Age Distribution соответствует построение диаграммы возрастной структуры популяции окуня. Процедура Population Dynamics выводит в окно рисунков график изменения суммарной численности популяции за установленное число лет. При нажатии клавиши, соответствующей процедуре Phase Diagram, происходит построение фазовой диаграммы динамики популяции окуня за 50 лет. В качестве фазовых переменных используются суммарная численность более молодой части популяции (от 0+ до 3+) и суммарная численность более старой части популяции (от 4+ до 9+). Проследить движение популяции по фазовой диаграмме можно при помощи вертикальной линейки прокрутки, которая устанавливает номер текущего года и положение точки на фазовой диаграмме. Результаты машинных экспериментов изолированной популяции окуня при малой и очень высокой интенсивности каннибализма представлены на рис. 6.2.3. и 6.2.4.

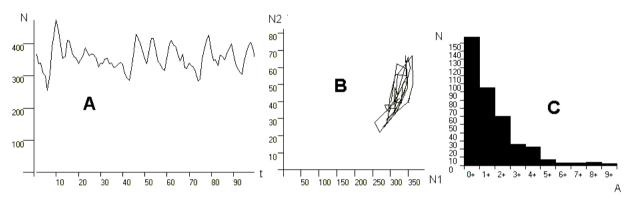


Рисунок 6.2.3. Динамика модели изолированной популяции окуня при малой интенсивности каннибализма:

A – изменение общей численности (N) популяции во времени, В – фазовая диаграмма в координатах числа половозрелых (N1) и неполовозрелых (N2) особей, С - типичная возрастная структура популяции

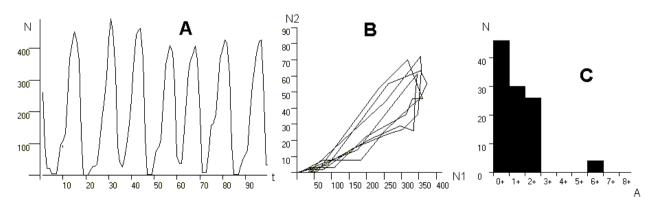


Рисунок 6.2.4. **Динамика модели изолированной популяции окуня при очень высокой интенсивности каннибализма.** Обозначения графиков как на рис. 6.2.3.

Для исследования модели следует установить в текстовых окнах исходные данные, затем нажать клавишу Initial State, а после этого Begin. Клавишами исследования модели можно пользоваться в любом порядке.

Теперь можно перейти к описанию конструкции модели. Моделирование трофических отношений начинается с выяснения трофического статуса особей:

```
Private Sub Trophical_groups
For j = 1 To nF
Select Case fish(j).age
Case 1, 2
fish(j).tro = 2 планктофаги
Case 3, 4, 5
fish(j).tro = 4 бентофаги
Case 6, 7, 8, 9, 10
fish(j).tro = 6 хищники
End Select
Next j
End Sub
```

Вычисление биомасс и пищевых потребностей трофических групп производится в процедуре Food requirments:

Здесь W - масса особи данного возраста в граммах, а KK - кормовой коэффициент, характерный для каждой трофической группы. Кормовой коэффициент - это отношение количества потребленного корма к приросту массы тела рыбы за год. В данном примере для хищников принято KK = 5, для бентофагов - KK = 10 и планктофагов - KK = 15.

Взаимодействие между трофическими группами описывается матрицей трофических отношений troph_net (табл. 6.2.5.). Столбцы матрицы соответствуют потребителям корма, а строки - источникам питания. Например, мелкие хищники (трофическая группа 6) питаются за счет фитофагов (1), мелких планктофагов (2) и мелких бентофагов (4). В рассматриваемом примере с популяцией окуня экологические ниши фитофагов, крупных бентофагов и крупных хищников остаются незанятыми, но они нам понадобятся при моделировании сообществ рыб.

Таблица 6.2.5. **Матрица трофических отношений troph_net**

	1	2	3	4	5	6	7
1. Фитофаги	0	0	0	0	0	1	0
2. Мелкие планктофаги	0	0	0	0	0	1	0
3. Крупные планктофаги	0	0	0	0	0	0	1
4. Мелкие бентофаги	0	0	0	0	0	1	0
5. Крупные бентофаги	0	0	0	0	0	0	1
6. Мелкие хищники	0	0	0	0	0	0	1
7. Крупные хищники	0	0	0	0	0	0	0
8. Фитопланктон	1	0	0	0	0	0	0
9. Зоопланктон	0	1	1	0	0	0	0
10. Бентос	0	0	0	1	1	0	0

Для данного случая это описывается следующим образом:

```
Private Sub Trophical relation ()
For q = 1 to qmax
  For g1 = 1 to gmax + 3
    Food(g) = Food(g) +
      + biomassTG(g1) * troph_net (g, g1)
   Next g1
Next q
For q = 1 To qmax
  If Food (g) > 0 Then
    TS(g) = cons reg(g) / Food(g)
  Else
    TS(g) = 0
  End if
Next q
For q = 1 To qmax
 If TS (g) > TScrit Then
```

```
MortStarv(q) = 1 - (TScrit / TS(q))
    For q1 = 1 To qmax + 3
        If troph net(q, q1) = 1 Then
           MortPred(a1) = TScrit
        End If
    Next a1
Else
    MortStarv(g) = 0
    For a1 = 1 To amax + 3
        If troph net(q, q1) = 1 Then
           MortPred(a1) = TS(a)
        End If
    Next a1
 End If
Next a
 End Sub
```

Отметим, что здесь фигурирует не только смертность, вызванная недостатком корма MortStarv, но и смертность в результате воздействия хищников MortPred. Результирующая смертность вычисляется по формуле вероятности для двух несовместимых событий, так как предполагается, что рыба не может одновременно умереть от голода и быть съеденной хищником:

$$Mort = 1 - (1 - MortStarv)*(1 - MortPred).$$
(6.2.1)

Динамика изолированной популяции окуня достаточно хорошо исследована при помощи моделей, использующих аппарат конечноразностных уравнений (Меншуткин, Жаков, 1964). Настоящая модель не вносит ничего нового в полученные ранее результаты компьютерных экспериментов и натурных наблюдений. Режим резких колебаний численности и возрастной структуры популяции с выпадением отдельных возрастных групп из-за сильного каннибализма показан на рис. 6.2.3. Этот режим соответствует ограниченным кормовым запасам водоема, именно это и наблюдалось в оз. Херя-Ярви. С увеличением кормовой базы и сохранении емкости нерестилищ на прежнем уровне колебания численности затухают и возрастная структура популяции приближается к пирамидальной.

Принципиальное отличие данной модели популяции окуня от предыдущих разработок в том, что она допускает легкий и естественный переход к моделям сообществ рыб любой сложности (в рамках принятой трофической структуры) из любого числа видовых популяций, тогда как раньше всю модель приходилось каждый раз делать снова.

6.3. Модель сообщества без учета миграций

Рассмотрим простейшее сообщество рыб, состоящее из окуня (*Perca fluviatilis*) и плотвы (*Rutilus rutilus*). Трофическая часть модели в этом случае остается точно такой же, как и в предыдущем примере с изолированной популяцией окуня. Однако при вычислении биомасс трофических групп приходится учитывать видовые различия в темпах роста и занимаемых экологических нишах. Процедура Food_requirments для случая сообщества (для двух видов в сообществе) выглядит так:

```
Private Sub Food requirments ()
Dim g, j As Integer
For q = 1 To qmax
 cons_req(g) = 0
Next q
For i = 1 To nF
If fish(j).sp = 1 Then
   cons reg(fish(j).tro) = cons reg(fish(j).tro) +
   (W(1, fish(j).age) - W(1, fish(j).age - 1)) * KK(fish(j).tro)
End If
 If fish(i).sp = 2 Then
    cons reg(fish(i).tro) = cons reg(fish(i).tro) +
    (W(2, fish(j),age) - W(2, fish(j),age - 1)) * KK(fish(j),tro)
  End If
Next i
For i = 1 To nF
   biomassTG (fish(j).tro) = biomassTG (fish(j).tro) +
      + W(fish(j).age)
Next i
  biomassTG (9) = Zooplankton
  biomassTG (10) = Benthos
End Sub
```

Процедура трофических отношений сохраняет тот же вид, что и в примере с изолированной популяцией, только с добавлением еще одной трофической группы - крупных бентофагов, которая формируется из особей плотвы старших возрастов. Характеристики процесса размножения (Fert, FryMax) различны для окуня и плотвы, как и зависимость массы тела от возраста.

При высокой напряженности трофических отношений (TScrit = 0.9) сообщество испытывает резкие колебания численности и возрастной структуры популяций, как это показано в табл. 6.3.1. Так, в годы 6, 7 популяции состоят только из особей самых младших и самых старших возрастов. Это возникает из-за потребления крупными окунями молодых особей плотвы и окуня. После гибели поколений таких хищников

структуры популяций выравниваются через 14–15 лет до того времени, когда снова появятся многочисленные хищники, уничтожающие более мелких рыб. Подобные автоколебания численности рыб характерны для многих мелких водоемов.

Таблица 6.3.1. Динамика возрастных структур популяций окуня и плотвы

					. отот т										
1			1	1	1	1	OK:	УНЬ	1	T	1	T		1	T
Годы	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
0+	178	184	185	186	188	185	55	37	37	55	157	171	178	183	189
1+	46	178	102	113	72	2	6	45	36	37	55	155	150	112	10
2+	46	46	132	48	7	0	0	6	43	35	37	49	138	118	81
3+	41	46	30	81	1	0	0	0	5	42	32	32	41	108	84
4+	106	40	30	22	0	0	0	0	0	5	40	28	27	38	83
5+	2	106	31	18	4	0	0	0	0	0	5	40	28	26	31
6+	0	2	106	31	18	0	0	0	0	0	0	5	38	28	26
7+	0	0	2	106	31	8	0	0	0	0	0	0	5	38	28
8+	0	0	0	2	87	4	3	0	0	0	0	0	0	5	30
9+	0	0	0	0	2	36	0	3	0	0	0	0	0	0	4
		•	•				ПЛС	ТВА	•	•	•	•	•		•
Годы	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
0+	146	147	147	146	147	174	145	178	179	180	145	146	147	148	148
1+	157	146	102	113	146	121	120	97	123	176	176	145	150	112	101
2+	133	157	108	91	51	4	0	2	71	123	125	176	125	118	147
3+	175	132	117	19	38	0	0	0	1	71	70	105	156	108	101
4+	51	174	96	68	1	0	0	0	0	1	71	70	105	128	72
5+	109	50	131	53	27	0	0	0	0	0	0	71	69	105	128
6+	6	109	50	131	43	6	0	0	0	0	0	0	71	69	105
7+	1	6	108	50	131	38	2	0	0	0	0	0	0	71	69
8+	0	1	6	108	50	77	22	2	0	0	0	0	0	0	71
9+	0	0	1	6	104	36	43	3	2	0	0	0	0	0	0

При смягчении напряженности трофических отношений (TScrit = 0.5) автоколебания уменьшаются и приобретают нерегулярный характер. Заметим, что снижение величины TScrit можно интерпретировать как наличие убежищ и других приспособлений, которые затрудняют действие хищников.

6.4. Модель простейшего сообщества с учетом миграций

Соединим модель из предыдущего раздела (сообщество окуня и плотвы) с механизмом сезонных миграций. Получится несколько искусственная с ихтиологической точки зрения конструкция, служащая промежуточным этапом для перехода к более реалистической модели, которая будет рассмотрена в следующем разделе. Постепенное наращивание сложности моделей - это не только дидактический прием, но и суровая необходимость разработки всякой сложной программы.

При сохранении всех параметров предыдущей модели сообщества окуня и плотвы введение пространственного распределения приводит к существенному смягчению колебаний численности и структур популяций, входящих в сообщество. В табл. 6.4.1. приводится распределение численности рыб по сезонам и биотопам в течение года, а в табл. 6.4.2. - напряженность трофических отношений.

Таблица 6.4.1. Распределение численности рыб сообщества по сезонам и биотопам (перед чертой - окунь, за чертой - плотва)

Биотоп	Ранняя весна	Поздняя весна	Начало лета	Конец лета	Осень
Ручьи и мел. протоки в верховье реки (1)	10/10	7/6	5 / 4	2 / 1	1 / 1
Верхнее течение реки (2)	56 / 76	47 / 86	31 / 45	17 / 37	9 / 24
Пойма в верхнем течении реки (3)	69 / 98	34 / 44	6 / 11	4/3	4 / 1
Среднее течение реки (4)	31 /63	53 / 79	32 / 61	23 / 49	7 / 29
Пойма в среднем течении реки (5)	62 / 74	32 / 41	5/9	2 / 5	1 / 1
Нижнее течение реки (6)	14 / 29	32 / 73	31 / 77	23 / 34	23 / 40
Пойма в нижнем течении реки (7)	12 / 67	5 / 38	4 / 7	3 / 7	1/1
Озерный биотоп (8)	140/ 233	145/ 246	164 / 277	178 / 316	188/ 332

Таблица 6.4.2. **Распределение напряженности трофических отношений по сезонам и биотопам** (указывается только экологическая ниша, в которой эта напряженность максимальна, пл - планктофаги, бен - бентофаги, хищ - хищники)

Биотоп	Ранняя весна	Поздняя весна	Начало лета	Конец лета	Осень
Ручьи и мел. протоки в верховье реки (1)	5.6 -бен	0.15-пл	0.07-пл	0.05-пл	0.03-пл
Верхнее течение реки (2)	1.75-бен	0.42-хищ	0.32-бен	0.29-хищ	0.11-пл
Пойма в верхнем течении реки (3)	0.31-хищ	0.34-хищ	0.45-пл		
Среднее течение реки (4)	1.18-бен	0.28-бен	0.91-хищ	0.58-хищ	0.24-хищ
Пойма в среднем течении реки (5)	0.47-хищ	0.75-хищ	0.4-бен		
Нижнее течение реки (6)	1.05-пл	0.31-бен	0.43-пл	0.71-бен	0.48-бен
Пойма в нижнем течении реки (7)	0.02-пл	0.01-пл	0.78-пл		
Озерный биотоп (8)	0.18-бен	0.36-бен	0.37-бен	0.25-бен	0.18-бен

6.5. Модель сообщества рыб малой реки

Модели, рассмотренные в предыдущих разделах настоящей главы, были, по существу, подготовительными шагами к созданию более реалистичной модели сообщества рыб малой реки, которая разрабатывалась В.В. Меншункиным и Л.А. Жаковым (1989) с использованием совершенно иной технологии построения модели. Постепенное наращивание сложности имитационных моделей является обычным приемом при создании сложных программ и программных комплексов. Написать сразу программу функционирования достаточно сложной системы в принципе возможно, но вот отладить такую программу и убедиться в том, что она функционирует именно так, как задумали ее создатели, а не как-то несколько иначе (что часто бывает на практике), можно только методом последовательного наращивания сложности.

Рассматриваемое сообщество рыб состоит из восьми видовых популяций (рис. 6.5.1.): гольяна (*Phoxinus phoxinus*), гольца (*Barbatula barbatulus*), плотвы (*Rutilus rutilus*), окуня (*Perca fluviatilis*), щуки (*Esox lucius*), язя (*Leuciscus idus*), леща (*Abramis brama*) и синца (*Abramis ballerus*).

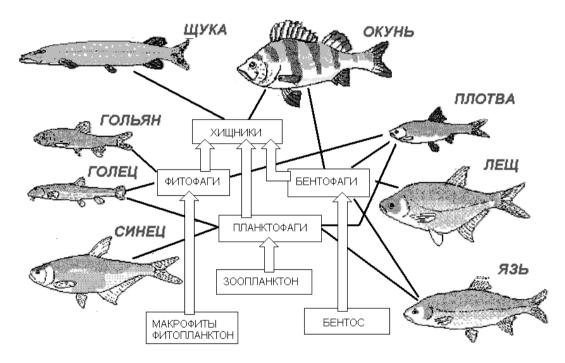


Рисунок 6.5.1 Схема трофических связей в модели сообщества рыб в малой реке

Такой видовой состав характерен для сообществ малых рек Ярославской области, впадающих в Рыбинское водохранилище или в Волгу в верхнем ее течении.

Схема биотопов сообщества рыб в малой реке представлена на рис. 6.2.1.

Гольян - фитофаг, обитающий в верхнем течении реки в ручьевой ее части. Голец также населяет верховья реки, но в зрелом возрасте становится бентофагом. Щука уже на первом году своей жизни становится хищником. Лещ и язь - типичные бентофаги, однако в первые годы своей жизни питаются зоопланктоном. Трофические особенности окуня, плотвы и синца рассмотрены в предыдущих разделах этой главы.

Функционирование речного сообщества рыб качественно характеризуется следующими процессами. Ранней весной из озера к нерестилищам в заливной части поймы реки идут щука, лещ, окунь, плотва, язь и синец. Голец и гольян нерестуют в основном в ручьях и верхнем течении реки. После нереста молодь и взрослые рыбы интенсивно питаются, причем участвуют как в пассивном скате, так и в активных нагульных миграциях в поисках лучших условий питания. К середине лета заливные луга обсыхают и становятся непригодными для обитания рыб. Большинство рыб зимует в озере или русле реки, почти не питаясь. На следующий год цикл повторяется. Цель построения модели заключается в количественном описании всех упомянутых процессов.

Модель сообщества рыб малой реки представлена программой River (рис. 6.5.2). Меню программы содержит позиции Inital State, Begin, Help и Exit.

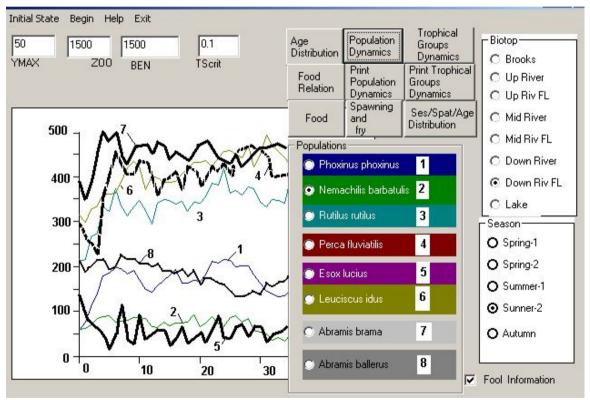


Рисунок 6.5.2. Интерфейс программы River. Представлен вариант с обилием кормовых объектов и слабой трофической напряженностью

Позиция Inital State соответствует вводу в модель начального состояния сообщества ранней весной.

Позиция Begin обеспечивает прогон модели за заданное число лет (YMAX). По умолчанию YMAX=5.

Позиция Exit соответствует возврату в основную программу.

На форме подпрограммы имеется ряд командных клавиш и кнопок альтернативного выбора для исследования состояния модели.

Клавиша Age Distribution вызывает графическое окно, в котором размещается диаграмма возрастной структуры той популяции сообщества, кнопка которой предварительно нажата. Заметим, что каждой популяции соответствует определенный цвет, который повторяется в надписи и в заливке столбиков диаграммы возрастной структуры.

Клавиша Population Dynamics делает видимым окно с графиком динамики численности отдельных популяций рыб, входящих в речное сообщество, за число лет, пройденное моделью.

Действие клавиши Trophical Groups Dynamics аналогично действию клавиши Population Dynamics с той разницей, что выводятся не численности популяций, а биомассы трофических групп сообщества.

Клавиша Trophical Stress вызывает графическое окно, в котором размещается диаграмма потоков вещества в сообществе, а в прямоугольниках, символизирующих трофические группы, выписываются значения коэффициента напряженности трофических отношений (TS). Локализация места, к которому относятся данные, задается кнопками группы Biotop (Brook - ручьи, Up River - верхнее течение реки, Up River FL - пойма верхнего течения реки, Middle River - среднее течение реки, Middle River FL - пойма среднего течения реки, Down River - нижнее течение реки, Down River FL - пойма нижнего течения реки, Lake - озеро). Время, к которому относятся данные, задается кнопками группы Season (Spring 1 - ранняя весна, Spring 2 – поздняя весна, Summer 1 - начало лета, Summer 2 - конец лета, Autumn - осень).

Нажатию клавиши Food соответствует появление на экране той же картинки, что и в предыдущем случае, но в прямоугольниках будут помещаться величины кормовой базы для каждой трофической группы.

Клавиша Spawning делает видимой схему расположения биотопов реки, в прямоугольниках которой размещается количество нерестующих в данном биотопе рыб того вида, кнопка которого нажата в списке латинских названий видов рыб, составляющих сообщество.

Клавиша Ses/Spat/Age/Distribution позволяет просмотреть пространственное распределение всех видов рыб за все сезоны. На рис. 6.5.3. и 6.5.4. представлено такое распределение для начала лета и осени.

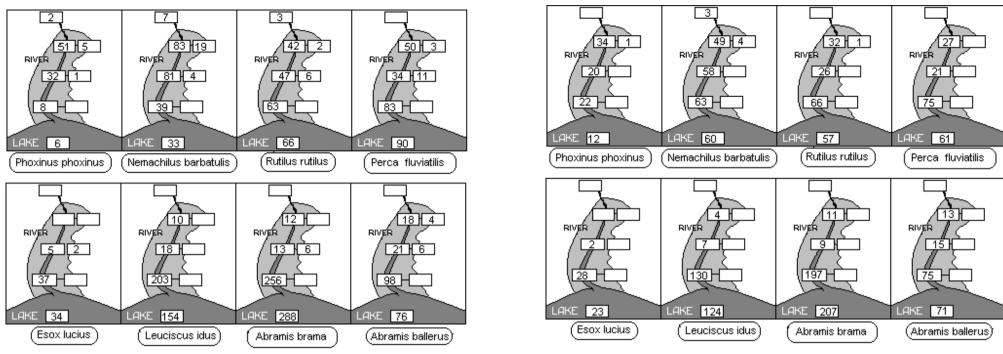


Рисунок 6.5.3. Распределение числа рыб по биотопам в начале лета

Рисунок 6.5.4. Распределение числа рыб по биотопам осенью

В табл. 6.5.1. показано распределение численности рыб по сезонам, биотопам и видовому составу.

Суммарные численности популяций при функционировании модели в течение 30 лет представлены в табл. 6.5.2.

Таблица 6.5.1. Распределение численности рыб по сезонам, биотопам и видовому составу (I – ранняя весна, II – поздняя весна, III – начало лета, IV – конец лета, V – осень)

Ручьевая Заливная часть поймы в верхнем Верхнее Среднее Рыбы часть реки течение реки течении реки течение реки Ш Ш IV V Ш Ш IV V Ш Ш IV V Ш Ш IV V Гольян Голец Окунь Щука

Рыбы	Зали	вная час теч	сть пойм чении ре	=	еднем		Нижне	е течени	е реки		Зали		сть пойн чении ре		кнем			Озеро		
	I	II	III	IV	٧	ı	II	III	IV	V	1	II	III	IV	V	ı	II	III	IV	V
Гольян	3	5	0	0	0	14	17	18	17	27	0	0	0	0	0	8	7	13	18	16
Голец	4	8	2	1	0	18	13	29	23	23	0	0	0	0	0	29	24	16	22	19
Плотва	34	18	8	2	0	85	86	76	62	68	27	4	0	0	0	48	63	64	66	53
Окунь	10	9	6	1	0	50	50	38	34	25	13	1	1	0	0	44	46	43	38	33
Щука	4	2	2	1	0	17	12	10	11	11	0	0	0	0	0	12	10	11	12	8
Язь	4	2	1	0	0	15	21	9	8	12	0	0	0	0	0	18	14	20	15	7
Лещ	6	3	0	0	0	29	37	20	15	14	5	2	1	0	0	18	19	17	18	14
Синец	23	12	4	2	0	114	112	115	102	77	34	7	2	1	0	108	110	96	89	92

Таблица 6.5.2. Суммарные численности популяций при функционировании модели в течение 30 лет (при постоянных параметрах) при 15 реализациях модели (при постоянных параметрах и внешних условиях)

Рыбы	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Гольян	154	171	133	118	142	149	140	97	103	83	104	136	169	128	149
Голец	119	70	151	90	113	78	116	95	56	84	7	89	105	165	93
Плотва	73	124	75	127	118	71	165	64	160	91	43	111	186	0	108
Окунь	100	124	82	166	141	100	28	109	141	65	88	41	97	32	68
Щука	40	89	58	73	52	41	72	54	45	60	107	76	55	49	74
Язь	212	245	225	243	218	178	274	108	255	297	252	182	210	238	242
Лещ	590	639	661	644	657	622	620	671	624	668	630	572	624	697	616
Синец	90	130	119	102	136	137	95	130	115	145	122	94	99	136	115

В табл. 6.5.3. представлены результаты серии компьютерных экспериментов с моделью сообщества рыб малой реки. Так, сокращение продукции бентоса приводит не только к существенному уменьшению численности бентофагов (леща, язя и плотвы), но и к росту численности планктофага синца (что менее очевидно), а также к росту численности хищников. Такое априори предсказать трудно, но это одно из признанных свойств сложных систем - вести себя совсем не так, как подсказывает "здравый смысл". Сокращение продукции зоопланктона приводит к гибели популяции синца и уменьшению численности всех других популяций сообщества, за исключением фитофагов. Сокращение продукции фитопланктона при сохранении на прежнем уровне продукции зоопланктона и бентоса сказывается в основном только на уменьшении численности гольяна - чистого фитофага при росте численности гольца.

Таблица 6.5.3. Структура сообщества рыб малой реки при различных вариантах внешних воздействий

Вариант воздействия	Гольян	Голец	Плотва	Окунь	Щука	Язь	Лещ	Синец
1. Основной вариант	79	33	48	81	29	166	636	111
2. Сокращение продукции бентоса	114	152	34	179	43	88	224	240
3. Сокращение продукции зоопланктона	213	85	99	28	25	76	416	0
4. Сокращение продукции фитопланктона	38	207	23	84	60	209	605	122
5. Уменьшение скорости ската	106	74	319	295	33	269	428	126
6. Усиление ската	72	191	1	0	20	251	859	47
7. Полная изоляция биотопов	2047	111	13	2	0	209	590	138
8. Снижение активности хищников	143	117	234	184	72	348	638	187

Уменьшение скорости ската рыб ведет к повышению численности всех членов сообщества, кроме леща. Усиление скорости ската действует в обратном направлении, причем пагубно для популяции плотвы. Превращение реки в цепочку изолированных водоемов (вариант 7) приводит к сокращению численности всех видов рыб в сообществе, кроме гольяна и гольца, которые в отсутствие пресса хищников быстро размножаются. Материалы этих компьютерных экспериментов вовсе не призваны установить закономерности динамики речных рыбных сообществ (для этого и экспериментов мало, и фактический материал слишком абстрактен). Они должны показать, насколько трудно предсказать реакцию сложной системы даже на простые внешние воздействия, а ведь в природе все внешние факторы меняются одновременно - вот в таких ситуациях трудно переоценить значимость модельного подхода.

Продемонстрированными в настоящей главе моделями далеко не исчерпываются возможности применения метода индивидуального моделирования в экологии. Если в качестве свойства особи добавить еще генотип, то мы перейдем в увлекательную область популяционной генетики с возможностью моделирования таких важных в экологическом отношении процессов, как адаптация и видообразование. Если в качестве свойства особи добавить еще ее пространственные координаты, а в качестве методов сформулировать процессы перемещения особи и получения сенсорной информации об окружающей среде, то мы перейдем в область не менее привлекательных моделей индивидуального и коллективного поведения животных.

7. Вероятностный подход к моделированию популяций промысловых рыб

7.1. Модель популяции рыб с шумящими параметрами. Предосторожный подход к оценке состояния популяции

В разделах 2-5 модель популяции промысловой рыбы рассматривалась как детерминированная система с постоянными и заранее определенными параметрами. Однако в действительности даже в самых благоприятных случаях это условие не выполняется. Обширная литература посвящена различным методам определения коэффициента естественной смертности рыб и параметров воспроизводства популяции. Настоящий раздел посвящен выяснению того, что влечет за собой неопределенность в установлении параметров модели при оценке допустимого улова и определении стратегии ее эксплуатации.

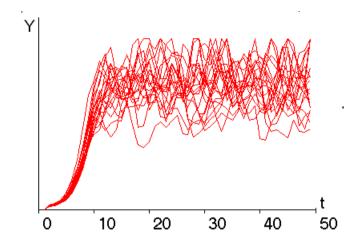
В технических приложениях (особенно в радиотехнике) модели, в которых параметры представляют собой случайные величины, называются моделями с шумящими параметрами (Полляк, 1971). Такие модели исследуются при помощи метода Монте-Карло (Бусленко, Шнейдер,1961). Сущность этого метода заключается в замене численных значений параметров генераторами псевдослучайных чисел с заданными законами распределений. Наиболее часто применяются генераторы нормального или Гауссового распределения. Плотность вероятности нормального распределения определяется формулой:

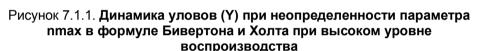
$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp(-\frac{(x-v)^2}{2\sigma^2}),$$
 (7.1)

где *v* – математическое ожидание и σ – стандартное отклонение случайной величины. На практике удобнее воспользоваться центральной предельной теоремой и представить нормально распределенную величину в виде суммы шести независимых случайных величин с равномерным распределением (Rnd):

Public Function GAUSS(ByVal m As Single, ByVal s As Single) As Single GAUSS = m + Sqr(2*3.1416) * s * (Rnd + Rnd + Rnd + Rnd + Rnd + Rnd - 3) End Function

На рис. 7.1.1. и 7.1.2. представлены результаты прогона модели популяции промысловой рыбы, которая описывалась в разделе 2, но с увеличенным числом возрастных групп и шумящими параметрами функции воспроизводства.





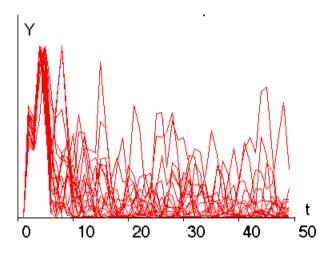


Рисунок 7.1.2. **Динамика уловов (Y) при неопределенности параметра птах в формуле Бивертона и Холта при низком уровне воспроизводства**

Отметим, что при высоком уровне воспроизводства траектории динамики уловов (а значит, и численности популяции) никогда не пересекают оси абсцисс. Это свидетельствует о благополучном состоянии популяции при случайных колебаниях условий воспроизводства. Наоборот, при низком уровне воспроизводства возможны нулевые выловы и гибель всей популяции, несмотря на ненулевое значение средних выловов. Собственно, сущность предосторожного подхода (Бабаян, 2000) заключается в недопустимости промысловой эксплуатации популяции промысловой рыбы в таком режиме.

Для построения функций распределения характеристик изучаемой модели популяции промысловой рыбы применялся метод Монте-Карло. Экспериментально для данного случая было установлено, что достаточно 5000 прогонов модели для получения устойчивых функций распределения.

На рис. 7.1.3. и 7.1.4. представлены функции распределения выловов при высоких и низких значениях параметра воспроизводства. В первом случае на гистограмме отсутствуют столбики, соответствующие нулевым выловам, что свидетельствует о благополучном состоянии популяции промысловой рыбы. Во втором случае существенная часть выловов приходится на нулевые значения, что говорит о возможности гибели популяции в результате перелова. Такая ситуация является сигналом к полному запрету промысла, хотя средние размеры вылова остаются положительными. Данный пример наглядно показывает действие принципа предосторожности (Бабаян, 2000), распространенным в практике морского рыболовства.

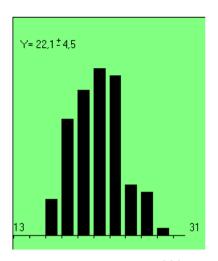


Рисунок 7.1.3. **Функция распределения выловов, полученная в результате 5000 статистических испытаний по методу Монте-Карло** при высоком уровне воспроизводства

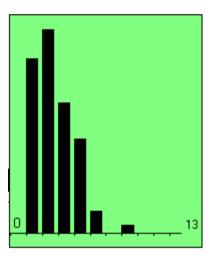


Рисунок 7.1.4. **Функция распределения выловов, полученная в результате 5000 статистических испытаний по методу Монте-Карло** при низком уровне воспроизводства

Введение неопределенности в установление коэффициента воспроизводства и коэффициента естественной смертности (рис. 7.1.5.) не меняет характера ситуации, а только делает ее более жесткой.

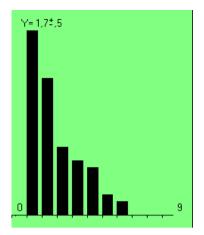


Рисунок 7.1.5. **Функция распределения выловов, полученная в результате 5000 статистических испытаний по методу Монте-Карло при низком уровне воспроизводства и неопределенности коэффициента естественной смертности по распределению со стандартным отклонением 0.1**

Применение вероятностного подхода к определению общего допустимого улова (ОДУ) по методу Г.П. Руденко (2014а) показывает, что этот метод вполне применим при высоких уровнях воспроизводства (рис. 7.1.6.) и требует осторожности при низких уровнях воспроизводства (рис. 7.1.7.). По существу, этот результат заключен в самой формулировке этого метода, которая включает в себя требование стационарности облавливаемой популяции рыбы во времени. В случае, представленном на рис. 7.1.7. популяция явно не стационарна во времени, так что применение к ней метода Г.П. Руденко представляется неправомочным, что говорит только в пользу этого метода.

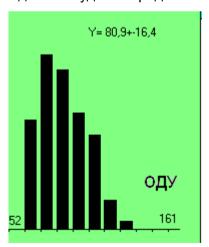


Рисунок 7.1.6. **Функция распределения ОДУ по методу Г.П. Руденко** при высоком уровне воспроизводства

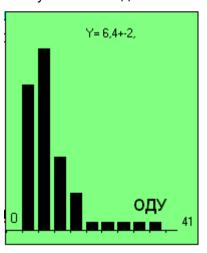


Рисунок 7.1.7. **Функция распределения ОДУ по методу Г.П. Руденко** при низком уровне воспроизводства

7.2. Настройка модели популяции промысловой рыбы при недостаточной информации

В предыдущем разделе было показано, к чему приводит неопределенность в установлении параметров модели. Причины этих неопределенностей можно свести к двум категориям (Бабаян, 2000). Первое – это изменчивость окружающей среды, т.е. колебания кормовой базы, условий на нерестилищах, температура воды и т.п. Экосистемный подход как раз и заключается в учете этих воздействий. Второе – это неопределенность параметров самой модели популяции промысловой рыбы, которая связана с отсутствием прямых данных о численности рыб в водоеме, о коэффициенте естественной смертности рыб, о процессе воспроизводства и т.п. Обычно в распоряжении исследователя, приступающего к построению модели популяции промысловой рыбы, есть только данные о структуре вылова за один или несколько лет, сведения о темпе роста рыбы, полученные при обработке данных этого вылова, и сведения об уловистости орудий лова, по которым можно судить о действительной численности рыб в водоеме. Конечно, кроме этого, есть многочисленные данные, полученные фундаментальной наукой, о биологии рассматриваемого вида рыб. Материал настоящего раздела посвящен модельному подходу к подобной ситуации.

Для формализации самого процесса построения имитационной модели популяции промысловой рыбы воспользуемся способом, применяемым при исследовании роли фундаментальных исследований при построении модели озерной экологической системы (Меншуткин, Руховец, Филатов, 2014а). Существо этого приема заключается в том, что создаются не одна, а две имитационные модели. Одна играет роль оригинала, а другая создаваемой модели этого оригинала, в данном случае популяции промысловой рыбы. При создании модели «истинные» характеристики оригинала полагаются неизвестными при построении модели. Такой подход дает возможность судить о степени соответствия модели оригиналу, что затруднительно, когда оригинал — это реальная популяция, обитающая в конкретном водоеме.

В качества «оригинала» взята модель, рассмотренная в разделе 2. с применением функции воспроизводства по Бивертону и Холту, с увеличением числа возрастных групп до 9. Интерфейс программы представлен на рис. 7.2.1.

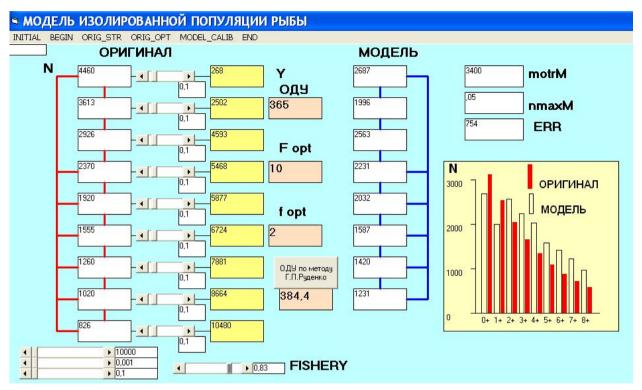


Рисунок 7.2.1. **Интерфейс программы для настройки модели популяции промысловой рыбы** при ограниченной информации

Работа программы начинается с прогона модели оригинала при задании параметров воспроизводства (nmaO, betaO), естественной смертности (mortO), которые потом не используются при построении модели. Темп роста рыбы (WO) и зависимость плодовитости от возраста (EO) полагаются известными.

Для исследования оригинала в программе имитируется исследовательский лов мелкоячеистым неводом, как это рекомендует Г.П. Руденко (2014б). По результатам этого промыслового воздействия оценивается начальная численность возрастных групп.

Подбор параметров функции воспроизводства (nmaxM) и коэффициента естественной смертности (mortM) производится методом релаксации (Первозванский, 1964). Сущность этого метода заключается в том, что для некоторого начального значения подбираемых параметров вычисляется критерий ERR, характеризующий расхождение модели и оригинала. Затем искомому параметру дается некоторое положительное приращение, и снова вычисляется этот критерий. Если изменение критерия свидетельствует об улучшении модели, то приращение параметра продолжается с тем же знаком. В противном случае знак приращения меняется на обратный. Так продолжается до тех пор, пока изменение параметра уже не приводит к улучшению критерия. Затем переходят к следующему параметру, и процедура повторяется.

Обычно требуется несколько уточнений для каждого параметра. Этот метод хорошо работает только в случае, если функция ERR от параметров является гладкой и имеет один минимум. В данном случае это действительно так, но в других ситуациях это условие может и не выполняться. Например, в разделе 3, где разбирается простейшая модель сообщества рыб, пришлось прибегнуть для поиска глобального максимума к генетическому алгоритму.

Критерием расхождения модели и оригинала служила сумма квадратов разностей между численностью рыб в возрастных группах оригинала (NO(i)) и модели (NM(i)):

$$ERR = \sum_{i=1}^{imax} (NO_i - NM_I)^2$$
 (7.2.1)

На рис. 7.2.1. представлен случай настройки модели всего по двум параметрам, но их может быть и больше, что существенно усложняет задачу. Примеры подхода к настройке модели сообщества морских рыб можно найти в книге Т.И. Булгаковой (2009). Если параметров настройки модели оказывается слишком много, то задача их оптимального подбора может оказаться практически не разрешимой. В таких случаях может оказаться полезным привлечение дополнительной информации о структуре и функционировании объекта исследования.

8. Применение теории игр для определения оптимальной стратегии рыболовства

С точки зрения математической теории игр (Мак-Кинси, 1960; Поспелов, 1966; Воробьев, 1985) рыболовство можно рассматривать как многошаговую игру с природой в условиях неполной информации. Это означает, что если один из игроков (рыболовная промышленность) преследует цели достижения устойчивых максимальных выловов, то другой игрок (популяция промысловой рыбы или вся экологическая система водоема) никаких целей не преследует, а только реагирует на изменения внешних воздействий, в число которых входит и промысел. Неполнота информации заключается в том, что при выработке стратегии рыболовства далеко не все необходимые сведения об облавливаемой популяции находятся в распоряжении разработчиков. Наконец, как это было показано в предыдущем разделе, популяцию промысловой рыбы следует рассматривать как стохастическую систему.

В качестве иллюстративного примера применения математического аппарата теории игр к определению оптимальных выловов изолированной популяции рыбы используем модель, подобную той, которая описана в разделах 2 и 7. Особенность примененного метода моделирования заключается в том, что вместо конечно-разностной схемы использован аппарат логико-лингвистического моделирования (Поспелов, 1981, 1986; Меншуткин, 2011). Смысл такого подхода заключается в том, что в нем используются только словесные описания переменных и логические операции для описания процессов.

В данном случае численность рыб в возрастной группе описывается такими словами как «отсутствие», «очень мало», «мало», «средне», «много», «очень много». Например, процесс перехода численности рыб возрастной группы 0+ в возрастную группу 1+ следующего года формулируется в виде следующего текста:

«Если рыб группы 0+ не было, то и в следующем году рыб возраста 1+ не будет. Если рыб возраста 0+ было очень мало и естественная и промысловая смертность принимают низкие значения, то и в следующем году рыб возраста 1+ будет очень мало, но если естественная и промысловая смертность будут высокими, то рыбы возраста 1+ в следующем году не будет. Если рыб возраста 1+ было очень мало и естественная и промысловая смертность принимают низкие значения, то и в следующем году рыб возраста 2+ будет мало, но если естественная и промысловая смертность будут высокими, то рыбы возраста 2+ в следующем году будет очень мало. Если рыб возраста 2+ было очень мало и естественная и промысловая смертность принимают низкие значения, то и в следующем году рыб возраста 3+ будет мало, но если естественная и промысловая смертность будут высокими, то рыбы возраста 3+ в следующем году рыб возраста 3+ будет мало». Пример можно продолжать, но уже из этого фрагмента понятно существо логико-лингвистического подхода. Полное отсутствие математических формул заменяется довольно громоздким текстом, который легко переводится на язык компьютерной программы. Такой подход может оказаться результативным в случае, когда вообще никакой математической формализации объекта моделирования не существует. В случае с популяцией промысловой рыбы это не так (есть классическая теория рыболовства), и применение логико-лингвистического подхода оправдывается только желанием расширить кругозор читателя. Кроме этого, программы, полученные в результате такого подхода, работают быстро, что существенно при решении игровых задач, в которых при стохастическом подходе с использованием метода Монте-Карло требуются большие переборы.

Такую же качественную оценку, как численность рыб в различных возрастных группах популяции рыб, имеют и другие переменные, фигурирующие в рассматриваемой модели. Это интенсивности естественной (m) и промысловой (f) смертности, уловы (Y) и параметры функции воспроизводства (Nmax, beta).

На рис. 8.1. представлен интерфейс программы для демонстрации методов теории игр к проблеме рыболовства.

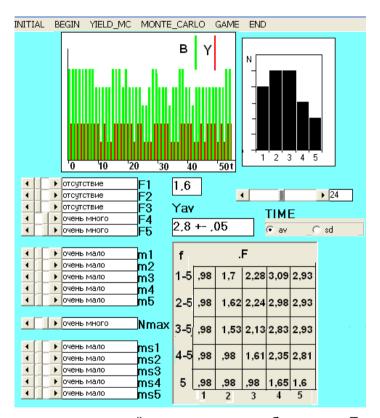


Рисунок 8.1. Интерфейс программы игровой интерпретации рыболовства. Пояснения см. в тексте

Режим рыболовства задается, как и в предыдущих моделях, при помощи движков (F1 – F5), только вместо чисел в информационных окнах появляются словесные описания. Например, интенсивный селективный вылов особей только двух старших возрастных групп соответствует следующему набору состояний: «отсутствие», «отсутствие», «отсутствие», «очень много», как это показано на рис. 8.1. Аналогичным образом устанавливаются величины естественной смертности (m1 – m5).

Позиция меню INITIAL соответствует приведению модели популяции рыбы в начальное состояние. Например, состояние группы 0+ - «очень мало», а остальных групп - «отсутствие» соответствует посадке в обезрыбленный водоем молоди рыбы. Придание всем группам статуса «очень много» соответствует малоправдоподобной ситуации обилия в водоеме рыб всех возрастных групп.

Позиция меню BEGIN соответствует запуску модели популяции из начального состояния и прохождению заданного числа шагов (по умолчанию 50 лет). Динамика биомассы популяции (В) и суммарных годовых уловов (Y) отображается в левом верхнем графическом окне интерфейса. Возрастную структуру популяции можно посмотреть в правом верхнем окне за каждый год функционирования модели путем перемещения движка ТІМЕ. Позиция меню YIELD_MC служит для инициации процесса определения устойчивого вылова рыбы (Y) при заданных параметрах естественной смертности (ms1 – ms2), режимах рыболовства и стохастических (шумящих) параметрах воспроизводства (Nmax). Предельные значения этих параметров задаются соответствующими движками, а распределение полагается равномерным (Rnd). Технология применения метода Монте-Карло уже рассматривалась в разделе 7.1. Результаты представляются в окне Yav с указанием среднего значения вылова (в условных единицах) и его стандартного отклонения.

Позиция меню MONTE_CARLO служит для инициации процесса определения возрастной структуры популяции при шумящих параметрах.

Собственно «игра с природой» начинается после нажатия позиции меню GAME. При этом перебираются все возможные режимы рыболовства (F – интенсивность промысла, f – селективность орудий лова) и составляется таблица выловов, которая в терминах теории игр называется «платежной матрицей». Таблица эта выводится на центральное окно интерфейса в двух вариантах, которые определяются кнопками av и sd. Первое соответствует выводу среднего значения вылова, а второе – его стандартному отклонению. Строки таблицы соответствуют селективности орудий лова. Так, самая верхняя строка соответствует облову всех возрастных групп популяции (f 1-5), а самая нижняя (f 5) - облову только самой старшей возрастной группы. Столбцы таблицы соответствуют интенсивности промыслового воздействия.

На рис. 8.2. представлены изоплетные диаграммы выловов, построенные по «платежным матрицам». Эти матрицы были получены при различных интенсивностях естественной смертности от ее полного отсутствия (m = 0) до максимальных значений (m = 5). Параметр воспроизводства при этом выдерживался на максимальном уровне.

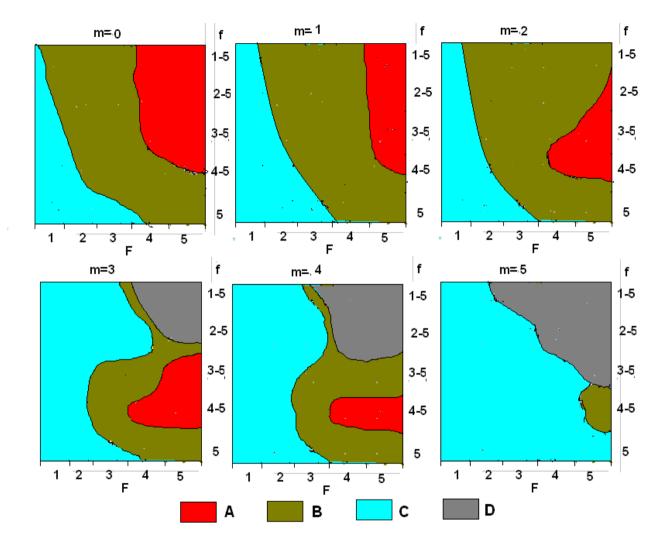


Рисунок 8.2. **Изоплетные диаграммы выловов в координатах усилия рыболовства (F)** и селективность орудий лова (f) при различных значениях естественной смертности рыбы (m).

Все величины приводятся в качественной шкале (0 - отсутствие, 1 - очень мало, 2 - мало, 3 - средне, 4 - много, 5 - очень много). Например, режим рыболовства F = 4, f = 4-5 означает, что при сильной интенсивности промысла облавливаются особи четвертой и пятой возрастной группы: А – область максимальных устойчивых выловов, В – область средних выловов, С – область минимальных устойчивых выловов, D - область, в которой рыболовство ведет к уничтожению популяции промысловой рыбы

Из рис. 8.2. видно, что при низких значениях коэффициента естественной смертности наибольшие уловы дают тотальные обловы рыб всех возрастов при максимальной интенсивности промысла. Режимов рыболовства, которые могли бы привести к гибели всей популяции, в таких условиях вообще не отмечается.

Увеличение естественной смертности до средних значений (m = 3) приводит к тому, что тотальные обловы становятся уже невыгодными и оптимальные режимы смещаются в сторону селективного облова рыб старших возрастных групп. Появляются области таких режимов рыболовства, которые могут привести к гибели всей популяции. Это как раз те тотальные обловы, которые при низкой смертности обеспечивали максимальные выловы.

Дальнейшее повышение интенсивности естественной смертности приводит к расширению области запретных режимов эксплуатации. В крайнем случае (m = 5) остаются только режимы, ведущие к гибели популяции или поддержанию ее на крайне низком уровне численности, обеспечивающем ее выживание.

Полученные данные не противоречат представлениям классической теории рыболовства (Засосов, 1976) и подтверждают правдоподобность принятой модели на качественном уровне.

В применении математических методов теории игр ключевым моментом являются выборы стратегий игроков. В предыдущем изложении стратегии рыболовства определялись интенсивностью и селективностью промысла. В отношении стратегий природы (популяции промысловой рыбы) даже при всей примитивности принятой модели число возможных комбинаций входных параметров составляет 15625 (5⁶). Поэтому ограничимся только тем случаем, при котором естественные смертности для всех возрастных групп одинаковы, тогда остается 25 вариантов стратегии природы. Заметим, что второй параметр функции воспроизводства тоже был исключен из рассмотрения, поскольку он оказывает влияние на динамику популяции только во время переходного режима от начального состояния к стационарному, а в данной задаче усреднение и статистическая обработка результатов моделирования начинаются только после достижения стационарного состояния.

Из стратегий рыболовства в табл. 8.1. включены только такие, которые обеспечивают максимальные уловы при фиксированной стратегии природы. Предположение о равной вероятности всех стратегий природы - наиболее уязвимое место в данном исследовании, однако для принятия более надежного решения требуется обработка конкретного материала, что не имеет смысла в силу качественного характера исследования.

Из данных табл. 8.1. следует, что вариант 4 стратегии рыболовства (очень интенсивный облов рыб самой старшей возрастной группы) является самым безопасным и результативным из всех предлагаемых вариантов. Тотальный облов (вариант 1) хотя и может обеспечить высокие выловы, но в среднем уступает другим рассмотренным вариантам, кроме того, он может привести к гибели популяции промысловой рыбы. К варианту 4 по средним выловам близок вариант 3 (очень интенсивный облов рыб двух старших возрастных групп), который при некоторых стратегиях природы имеет преимущество перед вариантом 4, но проигрывает в среднем.

Таблица 8.1. Матрица игры рыболовства с природой

CTDSTSTUG GDUDS GL 1**		Средний вылов			
Стратегия природы**	1	2	3	4	Среднии вылов
1	3,08	2,93	2,93	2,8	2,94
2	2,71	2,98	2,93	2,85	2,87
3	3,08	2,9	2,9	2,8	2,92
4	2,7	2,93	2,9	2,8	2,83
5	0,98	2,93	2,87	2,87	2,41
6	0,98	2,93	2,9	2,9	2,43
7	0,98	2,18	2,2	2,88	2,06
8	1,81	1,62	2,81	2,71	2,24
9	0,9	1,3	2,4	2,85	1,86
	1,91	2,52	2,76	2,83	

^{*}Стратегии рыболовства: 1 - интенсивный облов всех возрастных групп кроме 0+, 2 - очень интенсивный облов всех возрастных групп, 3 – очень интенсивный облов рыб двух старших возрастных групп, 4 - очень интенсивный облов рыб самой старшей возрастной группы.

С точки зрения классической теории рыболовства выводы настоящего исследования тривиальны, что и следовало ожидать от иллюстративного примера. Однако модель объекта управления может быть существенно расширена в сторону сообщества рыб или целой экологической или даже эколого-экономической системы водоема. В последнем случае логико-лингвистический подход к построению модели может оказаться вполне уместным.

Смысл настоящего раздела заключается вовсе не в том, чтобы объявить подход «игры с природой» рабочим инструментом в установлении и тестировании правил рыболовства, а в том, чтобы привлечь внимание ихтиологов к возможности иного подхода к решению традиционных рыбохозяйственных проблем.

^{**}Стратегии природы: 1 - наилучшее воспроизводство и минимальная естественная смертность, 2 - среднее воспроизводство и минимальная смертность, 3 - хорошее воспроизводство и низкая смертность, 4 - среднее воспроизводство и низкая смертность, 6 - низкое воспроизводство и средняя смертность, 7 - среднее воспроизводство и средняя смертность, 8 - хорошее воспроизводство и высокая смертность, 9 - среднее воспроизводство и высокая смертность.

9. Модели, использующие аппарат нечетких множеств

9.1. Метод нечеткого моделирования

В разделе 7.1 уже говорилось о вероятностном подходе к описанию динамики популяций и сообществ промысловых рыб. Указывалось и на связь этого направления с предострожным подходом к определению ОДУ. Дальнейшим развитием такого рассмотрения динамики популяций промысловых рыб может быть обращение к теории нечетких или размытых множеств (Кофман, 1982; Яхъева, 2010).

Знакомство с идеей применения понятия размытости начнем с опыта построения баз данных и баз знаний в ихтиологической практике. На основании данных С.П. Китаева (1994, 2007) об ихтиомассе озер разработана база знаний, состоящая из 110 правил. На основании этой базы знаний, используя операции фаззификации и дефаззификации, а также алгоритм нечеткого логического вывода Мамдани (Яхъева, 2010), создана модель для оценки биомассы рыб по 12 характеристикам этого озера (рис. 9.1.1.).

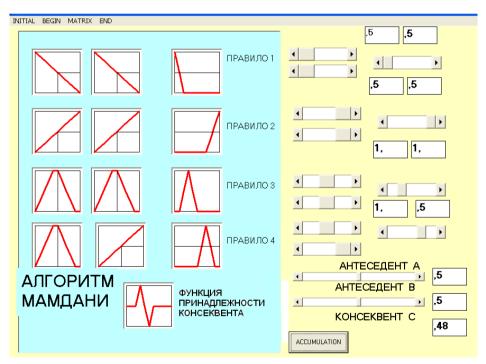


Рисунок 9.1.1. Интерфейс программы для демонстрации нечеткого алгоритма Мамдани:

Правило 1: «Если первичная продукция низка и усилия рыболовства не велики, то вылов рыбы очень низок».

Правило 2: «Если первичная продукция высока и усилия рыболовства существенны, то вылов рыбы высок».

Правило 3: «Если первичная продукция средняя и усилия средние, то вылов рыбы ниже среднего».

Правило 4: «Если первичная продукция низка, то вылов рыбы очень низок»

Модель, проверенная на материале, использованном при построении базы знаний (Стерлигова и др., 2002), показала удовлетворительные результаты. Предлагаемый подход может быть применен для обобщения знаний о водных объектах, представленных как в количественном, так и в качественном виде, для разработки планов рационального использования природных ресурсов этих объектов. Стимулом для выполнения настоящей работы послужили обширные и тщательные исследования С.П. Китаева (1984, 1994, 2007) по определению рыбопродукции малых и средних озер. Шкалирование всех переменных создало предпосылки для перехода от четких величин к размытым. Для анализа связей величин С.П. Китаев (1994) использовал корреляционный и многомерный регрессионный анализ. Существенным недостатком такого представления материала является применимость эмпирических формул только в том диапазоне входных переменных, которые использовались при определении коэффициентов многомерной регрессии. К сожалению, в книгах С.П. Китаева (1994, 2007) пределы допустимых значений входных переменных не всегда указаны, и попытки практического применения многочисленных регрессионных уравнений (например, см. стр. 79-84 в книге Китаев, 1994) наталкиваются на необходимость эмпирического установления границ использования этих уравнений, которые оказываются действительными только для данного конкретного случая. Между тем ценность собранного С.П. Китаевым фактического материала несомненна. Поэтому все последующее изложение посвящено тому, как подходить к опубликованным данным с иных методических позиций, которые позволили бы избежать недостатков линейного многомерного регрессионного анализа.

Рассмотрение многочисленных и разнообразных данных, которые характеризуют состояние озерных систем и составляют фундамент лимнологических знаний (Озера Карелии, 2011), показывает, что почти все эти данные обладают значительной размытостью и неопределенностью. Иногда в публикациях приводятся результаты статистической обработки итогов натурных наблюдений и лабораторных экспериментов на лимнологические темы. Но, как, например, показал опыт широкомасштабных работ на оз. Плещеево (Баканов, 1984), для получения действительно надежных данных по определению биомассы бентоса даже **для** небольшого водоема необходимы сотни проб.

Выход из создавшегося положения может быть найден с помощью применения математического аппарата нечетких моделей (Пегат, 2010). Для лимнологии подход не является чем-то абсолютно новым. Достаточно вспомнить нечеткость трофической классификации озер или опыт построения экспертных систем (Филатов, Меншуткин, 2010). В настоящем исследовании применяется алгоритм нечеткого логического вывода Мамдани, который уже нашел достаточно широкое практическое использование в экономических, социологических и технических приложениях (Рутковский, 2010).

9.2. Построение нечеткой модели

Как уже указывалось выше, в основу настоящего исследования положены работы С.П. Китаева (1984, 1994, 2007), в которых последовательно проводится идея шкалирования всех переменных, описывающих состояние озерной системы. По-существу, это означает переход к лингвистическим переменным (Поспелов, 1981). Это особенно наглядно видно при построении шкалы термических типов озер (эппитермические, эпиметатермические, метатермические, метагипотермические и гипотермические). Естественно, что резких границ между этими типами озер нет, а от признания этого факта до введения понятия нечетких переменных, характеризующихся функциями принадлежности (Кофман, 1982), остается один шаг.

На рис. 9.2.1. представлены функции принадлежности нечетких лингвистических переменных, описывающих среднюю глубину озера. При этом сохраняются принципы построения шкал, принятые в книге С.П. Китаева (1984). Аналогичные представления приняты для всех переменных модели. Функции принадлежности даны в виде кривых Гаусса:

$$\mu(x) = \exp(-(x-m)^2/2\sigma^2),$$
 (9.2.1)

где т – среднее значение, σ – дисперсия, мера размытости нечеткой переменной.

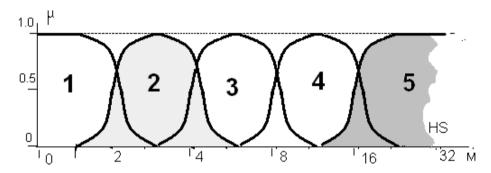


Рисунок 9.2.1. **Функции принадлежности лингвистических переменных**, **описывающих среднюю глубину озера (HS):**

1 – очень мелкие, 2 – мелкие, 3 – средней глубины., 4 – глубокие, 5 – очень глубокие

Нечеткая модель определения ихтиомассы включает в себя блоки фаззификации, базы правил, механизма логического вывода и дефаззификации (рис. 9.2.2.). Фаззификация представляет собой процесс преобразования четких входных величин в нечеткие, обладающие функциями принадлежности, как это показано на рис. 9.2.1.

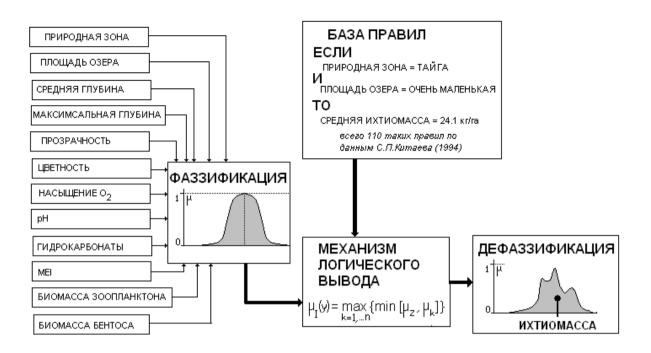


Рисунок 9.2.2. Структура нечеткой модели определения ихтиомассы по гидрологическим, гидрохимическим и гидробиологическим характеристикам озера

В основу базы правил положены таблицы 24-29 и 35, 36, 40, 41, 42, 53, 55, взятые из книги С.П. Китаева (1994). Каждая строчка этих таблиц интерпретируется в виде правила. Например, первая строка табл. 24 — «Зависимость ихтиомассы (кг/га) от площади озер зоны смешанных лесов и тайги» - представлена в модели в виде правила:

ЕСЛИ площадь озера очень мала *И* озеро расположено в зоне смешанных лесов, *ТО* средняя ихтиомасса составляет 198 кг/га.

Аналогично формулируются все остальные правила, число которых составляет 110.

Механизм логического вывода предусматривает просмотр всей базы правил с выделением только тех из них, в которых фигурируют входные переменные со значениями, соответствующими данному правилу. Внутри каждого действующего правила определяется минимальное значение функции принадлежности. Функция принадлежности выходной переменной (в данном случае ихтиомассы), соответствующая данному правилу, уменьшается соответственно уже определенному минимальному значению функции принадлежности входных переменных. Построение функции принадлежности выходной переменной осуществляется путем нахождения максимального значения функций принадлежностей по всем задействованным правилам. В литературе подобная процедура носит название алгоритма Мамдани (Яхъева, 2010):

$$\mu_{l}(x) = \max_{k=1...n} (\min (\mu_{Z}(x), \mu_{K}(x))),$$
 (9.2.2)

где $\mu_I(x)$ – функция принадлежности ихтиомассы, $\mu_Z(x)$ - функция зональной принадлежности озера, $\mu_K(x)$ - функция принадлежности k–ой входной переменной. Заметим, что операция нахождения максимума в формуле (9.2.2.) может быть заменена более «мягкой» операцией взвешенного осреднения.

Последний блок модели предназначен для перехода от найденной функции принадлежности ихтиомассы к ее четкому значению (дефаззификация). Из многочисленных методов дефаззификации в данном случае применяется метод центра тяжести (Пегат, 2010).

9.3. Использование нечеткой модели

Для проверки работы созданной модели необходимо брать сведения по тем озерам, которые не использовались при построении базы правил. К сожалению, в работах С.П. Китаева (1994, 2007) не указаны названия тех озер, по данным о которых построены эмпирические формулы линейной многомерной регрессии для ихтиомассы. По косвенным соображениям (даты публикаций, размеры озера) можно предположить, что сведения об одном из наиболее подробно изученных озер Карелии – Сямозере (Стерлигова и др., 2002) - не использовались в базе данных. В пользу этого предположения свидетельствует тот факт, что последняя граница в шкале размеров озер по С.П. Китаеву составляет 100 га, что существенно меньше площади Сямозера (266 км²). Иными словами, используя данные по Сямозеру для проверки модели, построенной на основе таблиц С.П. Китаева, мы имеем дело с экстраполяцией, которая, как известно (Пегат, 2010), является самым рискованным способом идентификации моделей.

При определении ихтиомассы для условий Сямозера (1992–1997 гг.) использовались следующие значения входных переменных: площадь озера — 266 км², средняя глубина - 6 м, максимальная глубина — 24 м, прозрачность - 3 м, цветность - 41 по платиново-кобальтовой шкале, морфоэдафический индекс (отношение суммы ионов к средней глубине) — 4.1, термический тип — эпиметатермический, биомасса зоопланктона — 2 г/м³, биомасса бентоса — 38 кг/га.

Результаты работы модели при принятых входных переменных представлены на рис. 9.3.1. и 9.3.2. Значение ихтиомассы для Сямозера в период 1992–1997 гг. составляло 84 кг/га (Стерлигова и др., 2002), что удовлетворительно согласуется с полученными данными.

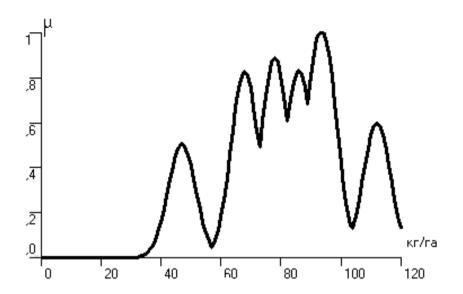


Рисунок 9.3.1. Функция принадлежности ихтиомассы Сямозера при применении операции максимума в формуле (9.2.2.). В результате дефаззификации ихтиомасса составляет по методу центра тяжести 72 кг/га, а по методу максимума - 91 кг/га

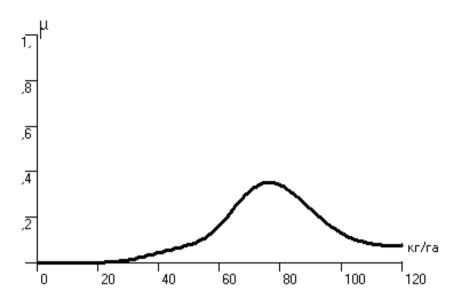


Рисунок 9.3.2. Функция принадлежности ихтиомассы Сямозера при применении операции осреднения в формуле (9.2.2.). В результате дефаззификации ихтиомасса составляет по методу центра тяжести 71 кг/га, а по методу максимума - 79 кг/га

Заметим, что при тех же исходных данных расчет по формулам С.П. Китаева (1994, табл.31-33, стр. 79-81) приводит к очень большому разбросу результатов. Например, по формуле 13 (стр. 79):

$$I = -11.63 + 0.515HS + 1.109pH + 1.291T - 0.003MEI + 0.047C - 0.150JZ + 0.113MZ,$$

$$(9.3.1)$$

где HS - средняя глубина, pH - концентрация водородных ионов, T – термический тип, MEI - морфоэдафический индекс, C – процент карповых рыб, JZ – тин ихтиоценоза, MZ – суммарная биомасса зоопланктона и бентоса. Расчеты по формуле (9.3.1) дают результат 296 кг/га, что плохо согласуется с данными, приведенными в монографии О.П. Стерлиговой с соавторами (2002). Сходные расхождения с оригиналом отмечаются при расчете и по другим формулам, приведенным в работах С.П. Китаева. Сказанное не означает, что использованные формулы типа формулы (9.3.1), не верны – они, конечно, верны, но только строго для того диапазона изменения исходных данных, на основании которых они получены. Никакие экстраполяции по этим формулам делать нельзя.

В отличие от формул многомерной линейной регрессии подход, основанный на применении нечетких моделей логического вывода, допускает достаточно широкие экстраполяции. Это особенно важно для получения сведений о сообществах рыб, обитающих в озерах, о которых мало фактических данных. Такое свойство предлагаемого метода расчета ихтиомассы связано с тем, что этот метод не соотносится с гипотезами о линейности и независимости действия входных параметров на определяемую величину.

10. Модель сообщества рыб как часть экологической системы озера

В настоящем разделе рассматривается модель экологической системы озера, включающая в себя сообщество рыб как неотъемлемую часть. Моделированию озерных экосистем посвящена обширная литература (Йоргенсен, 1985; Страшкраба, Гнаук, 1989; Умнов, 1992; Меншуткин, 1993; Астраханцев и др., 2003). Однако в большинстве этих моделей основное внимание уделяется образованию первичной продукции, круговороту фосфора, динамике биомасс планктонных и бентосных организмов, а рыбам отводится второстепенная роль. Объясняется это тем, что в основу этих моделей положены расчеты потоков вещества и энергии в озерных экосистемах. Продукция рыбных популяций обычно составляет доли процента от первичной продукции фитопланктона. Поэтому величины рыбной продукции в таких моделях соизмеримы с ошибками определения первичной продукции и не всегда бывают надежными. Ниже рассматривается модель, в которой не используются потоки вещества и энергии, а только причинные, а иногда даже только статистические связи. К таким моделям относятся логико-лингвистические модели (раздел 8).

Прежде чем перейти к описанию самой модели, остановимся подробнее на примененном математическом аппарате. Это непрерывная или нечеткая логика – одно из направлений искусственного интеллекта (Рутковский, 2010). Такой подход предполагает, что все переменные модели определены как непрерывные величины в диапазоне от 0 до 1. Иными словами, имеет место шкалирование всех величин, что является распространенным приемом в ихтиологической и гидробиологической практике. Например, степень половой зрелости или степень наполнения желудков у рыб. Сходный подход применяется в логико-лингвистических моделях (Поспелов, 1981), но там используются дискретные шкалы типа «очень мало – мало – средне – много – очень много».

Заметим, что рассматриваемый подход близок к когнитивному моделированию. Смысл такого подхода в том, что моделируется не сам изучаемый объект, а то, как этот объект отображается в сознании людей, хорошо знающих и имеющих опыт в изучении данного объекта. Для формализации таких знаний в психологии и смежных науках разработан аппарат когнитивных карт (Kosko, 1993). С появлением теории нечетких множеств (Заде, 1971) и развитием компьютерных технологий это направление оформилось в виде самостоятельного научного направления — нечеткого когнитивного моделирования (Борисов и др., 2007). Есть примеры практического применения такого моделирования в области управления лесопромышленным комплексом (Паклин, 2003) и экономики (Ерохин, 2007).

На рис. 10.1. представлена когнитивная карта озерной экологической системы, представляющая собой вариант модели, блок-схема которой изображен на рис. 10.2. (Меншуткин, Руховец, Филатов, 2014б)

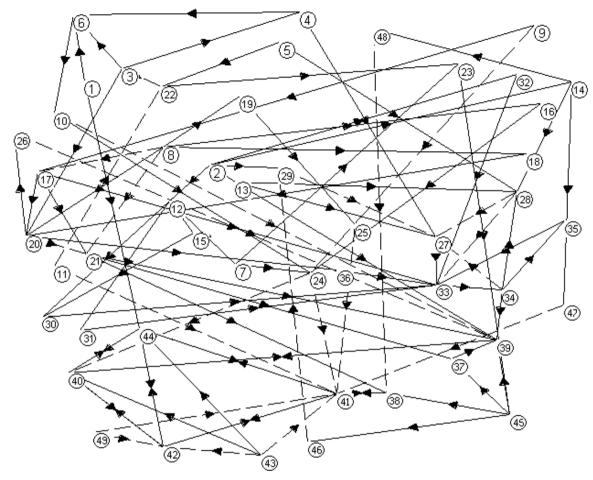


Рисунок 10.1. Когнитивная карта озерной экологической системы. Сплошные линии – положительные связи, штриховые линии – отрицательные связи:

Наименование концептов: 1 - площадь поверхности озера, 2 - площадь водосбора, 3 - средняя глубина, 4 - максимальная глубина, 5 - степень изрезанности береговой линии, 6 - объем водной массы, 7 - природная зона расположения озера, 8 - географическая широта расположения, 9 - высота среднего уровня озера над уровнем моря, 10 - коэффициент условного водообмена, 11 - годовые колебания уровня, 12 - вынос общего фосфора с водосбора в озеро, 13 - вынос органического углерода с водосбора в озеро, 14 - вынос загрязняющих веществ с водосбора в озеро, 15 - степень урбанизированности водосбора, 16 - интенсивность испарения с поверхности, 17 - радиационный баланс на поверхности, 18 - турбулентный поток тепла между поверхностью озера и атмосферой, 19 - продолжительность ледостава, 20 - термическая стратификация озера, 21 - количество градусо-дней в эпилимнионе, 22 - степень развития литорали, 23 - степень развития высшей водной растительности, 24 - общая минерализация воды, 25 - наличие зимнего дефицита растворенного в воде кислорода, 26 - наличие гиполимниального дефицита кислорода, 27 - прозрачность воды по диску Секки, 28 - цветность воды, 29 - концентрация неорганических взвешенных частиц в воде, 30 - концентрация общего фосфора в воде, 31 - концентрация общего азота в воде, 32 - концентрация кремния в воде, 33 - первичная продукция фитопланктона, 34 - биомасса фитопланктона, 35 - глубина фотического слоя, 36 - интенсивность вертикального турбулентного перемешивания, 37 - биомасса бактериопланктона, 38 - биомасса бентоса, 39 - биомасса зоопланктона, 40 - биомасса рыб-планктофагов, 41 - биомасса рыб-бентофагов, 42 - биомасса хищных рыб, 43 - интенсивность промысла рыб, 44 - вылов рыб, 45 - концентрация детрита в воде, 46 - интенсивность осадконакопления, 47 - концентрация загрязняющих веществ в донных отложениях

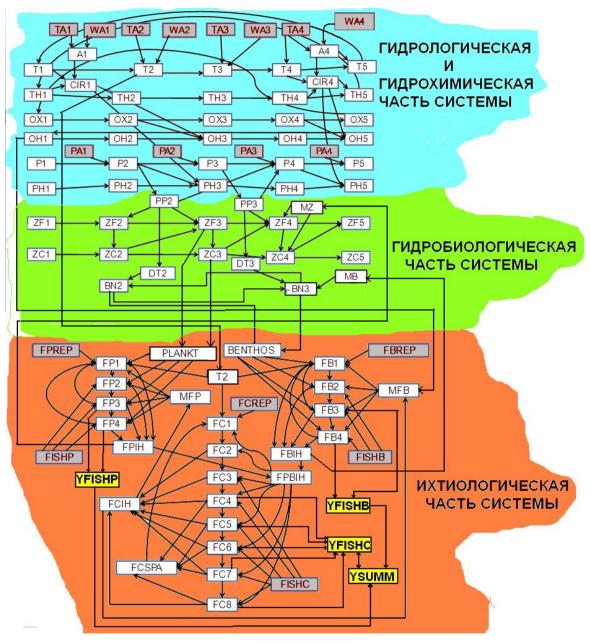


Рисунок 10.2. Блок-схема модели озерной экологической системы

Гидрологическая часть: ТА1 – ТА4 – температура воздуха соответственно ранней весной, в период нагрева, в период охлаждения и осенью; WA1 – WA4 – скорость ветра соответственно ранней весной, в период нагрева, в период охлаждения и осенью; A1 – вскрытие озера ото льда; A4 – установление ледяного покрова; Т1 – Т5 – температура подледного слоя воды, эпилимниона ранней весной, эпилимниона в период нагрева, эпилимниона в период охлаждения, подледного слоя воды после ледостава; ТН1 – ТН5 – температура глубинных слоев воды в зимний период, глубинных слоев воды в период весенней циркуляции, гиполимниона в период нагревания, гиполимниона в период охлаждения, глубинных слоев воды в период осенней циркуляции; СІR1, СІR4 – интенсивность весенней и осенней циркуляции.

Гидрохимческая часть: РА1 – РА4 – поступление фосфора с водосбора ранней весной, в период нагрева, в период охлаждения, осенью; ОХ1 – ОХ5 – концентрация кислорода в подледном слое воды, в эпилимнионе ранней весной, в эпилимнионе в период нагрева, в эпилимнионе в период охлаждения, в подледном слое воды после ледостава; ОН1 – ОН5 – соответственно концентрация кислорода в глубинных слоях воды в зимний период, в гиполимнионе ранней весной, в гиполимнионе в период охлаждения, в глубинном слое воды после ледостава; Р1 – Р5 – концентрация неорганического фосфора в подледном слое воды, в эпилимнионе ранней весной, в эпилимнионе в период нагрева, в эпилимнионе в период охлаждения, в подледном слое воды после ледостава; РН1 – РН5 – в глубинных слоях воды в зимний период, в гиполимнионе ранней весной, в гиполимнионе в период охлаждения, в глубинном слое воды после ледостава.

Гидробиологическая часть: PP2, PP3 – весенняя и осенняя продукция фитопланктона; ZF1 – ZF5 – биомасса зоопланктонных фильтраторов в зимний период, в период весенней циркуляции, в период нагревания, в период охлаждения и в период осенней циркуляции; ZC1 – ZC5 – биомасса восьми зоопланктонных хищников в зимний период, в период весенней циркуляции, в период нагревания, в период охлаждения, в период осенней циркуляции; DT2, DT3 – масса детрита, образовавшегося весной и осенью; BN2, BN3 – биомасса бентоса весной и осенью; MZ, MB - смертность зоопланктона и бентоса.

Ихтиологическая часть: PLANKT - планктон, как кормовая база рыб; BENTOS - бентос, как кормовая база рыб; FP1 - FP4 — рыбы-планктофаги в возрасте соответственно 0+, 1+, 2+, 3+; FPREP — условия воспроизводства рыб-планктофагов; FB1 — FB4 — рыбы-бентофаги в возрасте 0+, 1+, 2+, 3+; FBREP — условия воспроизводства рыб-бентофагов; FC1 — FC8 — хищные рыбы в возрасте 0+, 1+, 2+, 3+, 4+, 5+, 6+, 7+; FCSPA — нерестовое стадо хищных рыб; FCREP — условия воспроизводства хищных рыб; FISHP, FISHB, FISHC — промысел рыб-планктофагов и рыб-хищников; MFB, MFP - смертность рыб-бентофагов и рыб-планктофагов; FPIN, FBIH, FCIH - пищевые потребности рыб-планктофагов и хищников соответственно; FPBIH - пищевые потребности рыб-планктофагов, рыб-бентофагов, рыб-бентофагов, уКБММ - суммарный вылов всех рыб.

В основу этих двух интерпретаций положена одна и та же парадигма современных лимнологических знаний, которые, например, можно найти в монографиях С.П. Китаева (2007) или В.В. Меншуткина с соавторами (2004). В дальнейшем изложении используется только схема, приведенная на рис. 10.2, а упоминание о когнитивном моделировании сделано только для того, чтобы показать множественность возможных подходов к моделированию озерных экосистем, включающих в себя сообщества промысловых рыб.

При таком подходе связи между переменными модели могут описываться ограниченным набором функций, приведенных в табл. 10.1.

Функция отрицания при $\lambda = 0$ приобретает обычную линейную форму, при положительных значениях этого параметра отрицание становится более «жестким», а при $\lambda < 0$ - более «мягким». Например, при отображении в модели действия токсичного загрязняющего вещества в воде озера целесообразно пользоваться «жестким» вариантом.

Оператор дизъюнкции при λ = 1 приобретает вид, сходный с формулой сложения вероятностей двух несовместных событий. Примером может служить гибель рыбы от действия естественной и промысловой смертности одновременно. При больших значениях параметра λ приведенное в табл. 10.1. выражение приближается к функции минимума. Эта функция имеет широкое применение в экологии под названием закона Либиха. Например, зависимость первичной продукции фитопланктона от интенсивности светового потока и концентрации биогена

описывается именно таким образом. Существует целый класс экологических моделей, основанный на использовании этой функции, так называемые *L*-системы (Полетаев, 1966).

Название	Обозначение	Формула
І Отрицание	$\varphi = NO(X, \lambda)$	$\varphi = \frac{1 - X}{1 + \lambda X}$
2 Дизъюнкция («ИЛИ»)	$\varphi = OR(X, Y, \lambda)$	$\varphi = \frac{X + Y - (2 - \lambda)XY}{\lambda + (1 - \lambda)XY}$
В Конъюнкция («И»)	$\varphi = AND(X, Y, \lambda)$	$\varphi = \frac{XY}{\lambda + (1 - \lambda)(X + Y - XY)}$
4 Импликация («ЕСЛИ…TO»)	$\varphi = IM(X, Y)$	$\varphi = \min(1, 1 - X + Y)$
5 Арифметическое среднее	$\varphi = AV(X, Y)$	$\varphi = \frac{X + Y}{2}$
6 Обобщенное среднее	$\varphi = AVG(X, Y, \lambda)$	$\varphi = \left(\frac{X^{\lambda} + Y^{\lambda}}{2}\right)^{1/\lambda}$

Таблица 10.1. Функции непрерывной или нечеткой логики (λ – степень размытости)

Оператор конъюнкции при $\lambda = 1$ приобретает вид, сходный с формулой вероятности двух зависимых друг от друга событий (формула умножения вероятностей). Например, вероятность поимки меченой рыбы вычисляется как произведение вероятности мечения и вероятности вторичной поимки особи.

Обобщенное среднее (AVG) при параметре λ = 1 превращается в арифметическое среднее, при параметре λ = -1 - в среднее гармоническое. При $\lambda \to -\infty$ обобщенный оператор среднего в пределе сводится к оператору min. При $\lambda \to +\infty$ обобщенный оператор среднего в пределе сводится к оператору max.

Теперь перейдем к описанию самой модели. На рис. 10.1. представлена когнитивная карта озерной системы, которая включает в себя описание термических, гидрохимических, гидробиологических процессов, происходящих в водоеме озерного типа. Для термических, гидрохимических и гидробиологических процессов учитываются сезонные изменения. Согласно лимнологической традиции (Китаев, 2007) рассматриваются периоды ледостава, весенней циркуляции, нагрева и охлаждения водной массы озера. Ихтиологическая часть экосистемы рассматривается с годовым шагом во времени. В формулах, описывающих соотношения переменных в модели, функции нечеткой логики представляются в обобщенном виде (φ1 – φ47) без уточнения конкретной формы (в модели функции принимают конкретный вид) (см. табл. 10.1). Это связано с тем, что степень «жесткости» или «мягкости» логических выводов (λ) для конкретных случаев не всегда очевидны и ее приходилось подбирать в процессе отладки модели.

Внешними воздействиями на систему со стороны атмосферы являются: ТА1 - температура воздуха ранней весной, ТА2 - в период нагрева, ТА3 - температура воздуха в период охлаждения, ТА4 - температура воздуха осенью, WA1 - скорость ветра ранней весной, WA2 - скорость ветра в период нагрева, WA3 - скорость ветра в период охлаждения, WA4 - скорость ветра осенью:

$$A1 = \varphi 1 \text{ (TA1, WA1)}.$$
 (10.1)

Если температура воздуха весной низка и ветер слаб, то вскрытие ото льда очень позднее. Если температура воздуха весной высока и ветер сильный, то вскрытие раннее:

$$CIR1 = \varphi 2 (A1, WA1).$$
 (10.2)

Если вскрытие озера раннее и ветер сильный, то весенняя циркуляция интенсивная. Если вскрытие озера позднее и ветер слабый, то весенняя циркуляция не полная. Если вскрытие озера среднее и ветер средний, то весенняя циркуляция полная, но не очень интенсивная:

$$T2 = \varphi 3 \text{ (TA2, WA2)}.$$
 (10.3)

Если температура воздуха в период нагревания высока и ветер силен, то приток тепла велик. Если температура воздуха в период нагревания низкая и ветер слаб, то приток тепла мал. Далее следует уточнение величины Т2:

$$T2 = \varphi 4 (T1, T2).$$
 (10.4)

Если поступление тепла в период нагревания велико и температура воды подо льдом до вскрытия была выше средней, то температура эпилимниона после вскрытия выше средней. Если поступление тепла в период нагревания мало и температура воды была ниже средней, то температура эпилимниона весной ниже средней:

TH2 =
$$\varphi$$
5 (TH1, CIR1). (10.5)

Если весенняя циркуляция интенсивна и температура подледного слоя воды выше средней, то температура гиполимниона после образования слоя скачка выше средней. Если весенняя циркуляция неполная, то температура гиполимниона ниже средней:

$$T3 = \phi 6 (TA3, WA3).$$
 (10.6)

Если температура воздуха во второй половине лета высока и ветер слаб, то потери тепла озера малы. Если температура воздуха низка и ветер силен, то тепловой поток от воды в атмосферу велик:

$$T3 = \varphi 7 (T2, T3).$$
 (10.7)

Если теплопотери велики и в предыдущий сезон эпилимнион был холоднее обычного, то температура эпилимниона во второй половине лета ниже средней. Если теплопотери малы и эпилимнион был теплее обычного, то он останется теплее обычного:

$$TH3 = TH2.$$
 (10.8)

Температурная аномалия гиполимниона сохраняется все лето:

$$T4 = \phi 8 (TA4, WA4).$$
 (10.9)

Теплопотери осенью аналогичны теплопотерям во второй половине лета:

$$T4 = \varphi 9 (T3, T4).$$
 (10.10)

Температурный режим эпилимниона перед ледоставом формируется аналогично тому, как это происходит во второй половине лета:

$$CIR4 = \phi 10 (T4, WA4).$$
 (10.11)

Интенсивность осенней циркуляции высока, если ветер силен и эпилимнион сильно охладился. Интенсивность осенней циркуляции мала при слабом ветре и высокой температуре эпилимноиона:

$$TH4 = TH3.$$
 (10.12)

Температурная аномалия гиполимниона сохраняется осенью:

$$A4 = \phi 11 (T4, WA4).$$
 (10.13)

Ледяной покров устанавливается тем раньше, чем холоднее вода в эпилимнионе и чем ниже скорость ветра. Сроки ледостава задерживаются при теплой воде и сильном ветре:

$$T5 = \varphi 12 \text{ (CIR4, T4)}.$$
 (10.14)

Температура подледного слоя воды тем выше, чем больше был теплозапас перед ледоставом и чем слабее перемешивание:

TH5 =
$$\varphi$$
13 (CIR4, T4). (10.15)

Температура глубинного слоя воды в зимний период тем выше, чем больше был теплозапас в эпилимнионе и чем интенсивнее была осенняя циркуляция.

Теперь перейдем к описанию в модели гидрохимических процессов и формирования величины первичной продукции.

Концентрации биогенов в зимний период (Р1) полагаются заданными или определяются по данным предыдущего года:

$$P2 = \phi 14 (P1, PA1).$$
 (10.16)

Если зимние запасы неорганического фосфора велики и его весеннее поступление с водосбора велико, то концентрация фосфора в эпилимнионе весной (P2) высокая. Если зимние запасы неорганического фосфора средние или даже низкие, но его весеннее поступление с водосбора велико, то концентрация фосфора в эпилимнионе весной высокая. Если и запасы малы и поступления мало, то фосфора в эпилимнионе мало:

$$PH2 = PH1.$$
 (10.17)

До весенней циркуляции концентрация неорганического фосфора в эпилимнионе не меняется:

$$P3 = \varphi 15 \text{ (CIR1, PH2)},$$
 (10.18)

$$P3 = \varphi 16 (P3, PA2).$$
 (10.19)

Если весенняя циркуляция интенсивна, то фосфор переносится из гиполимниона в эпилимнион. Кроме этого, концентрацию неорганического фосфора в эпилимнионе увеличивают поступления с водосбора, а также запасы фосфора, оставшиеся в верхних слоях воды с зимнего периода:

$$PP2 = \phi 17 (P2, T2).$$
 (10.20)

Весенняя продукция фитопланктона, в основном, зависит от количества неорганического фосфора в эпилимнионе и, кроме того, увеличивается при повышении температуры воды:

$$P3 = \phi 18 (P3, PP2).$$
 (10.21)

Концентрация растворенного неорганического фосфора в эпилимнионе корректируется с учетом потребления фосфора при образовании первичной продукции:

$$P3 = \phi 19 (P3, PA3).$$
 (10.22)

Концентрация растворенного неорганического фосфора в эпилимнионе корректируется с учетом поступления фосфора с водосбора:

$$PP3 = \varphi 20 (P3, CIR4).$$
 (10.23)

Осенняя продукция фитопланктона велика в том случае, когда в эпилимнионе остается еще достаточно неорганического фосфора и, кроме того, интенсивна осенняя циркуляция, способствующая подъему фосфора из гиполимниона:

$$P4 = \phi 21 (P3, PA4).$$
 (10.24)

Концентрация неорганического фосфора осенью определяется его предыдущими запасами и поступлением с водосбора:

$$PH2 = PH1,$$
 (10.25)

PH3 =
$$\varphi$$
22 (PH2, CIR1). (10.26)

Концентрация неорганического фосфора в гиполимнионе может пополняться при интенсивной весенней циркуляции:

$$PH4 = \phi 23 (PH3, CIR4).$$
 (10.27)

В осеннее время концентрация неорганического фосфора в гиполимнионе может сокращаться за счет выноса фосфора в эпилимнион при осенней циркуляции:

$$P5 = P4,$$
 (10.28)

$$PH5 = PH4.$$
 (10.29)

Перейдем к описанию кислородного режима моделируемого водоема. Полагается, что после освобождения озера ото льда концентрации растворенного в верхних (ОХ2) и нижних слоях (ОН2) озера сохраняются такими же, какими они были в зимнее время:

$$OX2 = OX1,$$
 (10.30)

$$OH2 = OH1,$$
 (10.31)

В результате интенсивной весенней циркуляции происходит пополнение запасов растворенного кислорода в гиполимнионе:

OH3 =
$$\varphi$$
24 (OX2, CIR1). (10.32)

В эпилимнионе количество растворенного в воде кислорода связано с температурой воды – в холодной воде кислорода растворяется больше, чем в теплой:

$$OX3 = \varphi 25 (OX2, T3).$$
 (10.33)

При высоких значениях первичной продукции происходит выделение кислорода в воду в верхних слоях:

$$OX3 = \varphi 26 (OX3, PP2).$$
 (10.34)

При высоких значениях первичной продукции происходит выделение кислорода в воду в нижних слоях:

$$OX4 = \varphi 27 (OX3, PP3).$$
 (10.35)

$$OH4 = OH3.$$
 (10.36)

Гидробиологическая часть модели представлена зоопланктонными фильтраторами, хищным зоопланктоном и бентосом. Биомасса весеннего нехищного зоопланктона определяется весенней продукцией фитопланктона (PP2) и исходной биомассой (ZF1), сохранившейся от зимнего периода:

$$ZF2 = \varphi 27 (ZF1, PP2).$$
 (10.37)

Биомасса хищного зоопланктона (ZC1) определяет уровень давления хищного зоопланктона на фильтраторов:

$$ZF2 = \varphi 28 (ZC1, ZF2).$$
 (10.38)

При повышенной температуре воды (Т2) развитие зоопланктонных фильтраторов идет быстрее, чем при пониженной:

$$ZF2 = \varphi 29 (T2, ZF2).$$
 (10.39)

Усиленное воздействие на зоопланктонных фильтраторов (ZF2) и рыб-планктофагов (MZ) приводит к сокращению биомассы фильтраторов:

$$ZF3 = \varphi 30 \text{ (MZ, ZF2)}.$$
 (10.40)

В свою очередь биомасса хищного зоопланктона увеличивается с ростом биомассы фильтраторов, но с временной задержкой в один сезон:

$$ZC3 = \varphi 31 (ZF2, ZC1).$$
 (10.41)

Усиленное воздействие на хищный зоопланктон рыб-планктофагов приводит к сокращению биомассы хищников:

$$ZC4 = \varphi 32 \text{ (MZ, ZC3)}.$$
 (10.42)

Повышение осенней температуры воды в эпилимнионе благотворно влияет на биомассу зооланктонных фильтраторов:

$$ZF5 = \varphi 33 (T4, ZF4).$$
 (10.43)

Повышение осенней температуры воды в эпилимнионе благотворно влияет на биомассу зооланктонных хищников:

$$ZC5 = \varphi 34 (T4, ZC4).$$
 (10.44)

Масса мертвого органического вещества (детрита DET2), образующегося в результате весеннего цветения фитопланктона, увеличивается с ростом первичной продукции, но сокращается при высоких биомассах фильтраторов:

DET2 =
$$\varphi$$
35 (ZF2, PP2). (10.45)

Аналогичный процесс происходит и при развитии фитопланктона в конце лета:

DET3 =
$$\varphi$$
36 (ZF4, PP3). (10.46)

Биомасса бентоса (BN2 и BN3) определяется количеством детрита и давлением со стороны рыб– бентофагов (MB). Количество детрита увеличивается с ростом первичной продукции, но сокращается при высоких биомассах фильтраторов:

BN2 =
$$\varphi$$
37 (MB, DET2), (10.47)

BN3 =
$$\varphi$$
38 (MB, DET3). (10.48)

Модельная интерпретация динамики сообщества рыб и взаимодействие этого сообщества со всей экологической системой описаны в разделе 3. Ниже приводится представление уже рассмотренных процессов, но применительно к аппарату когнитивного моделирования.

Давление рыб-планктофагов на зоопланктон озера определяется из величин биомасс старших возрастных групп популяций этих рыб:

$$MZ = \varphi 39 \text{ (FP3, FP4)}.$$
 (10.49)

Кормовая база рыб-планктофагов определяется биомассами хищного и нехищного зоопланктона в конце лета:

$$PLANKT = \phi 40 (ZF3, ZC3).$$
 (10.50)

Переход от состояния возрастной группы в данном году к состоянию в следующем году осуществляется в несколько этапов (FP1Y, FP2Y). Сначала оценивается изменение ихтиомассы возрастной группы от кормовых условий (PLANKT), потом - от воздействия хищников (MFP). Заключительный этап — воздействие рыболовного промысла (FISHP) и определение улова (YFISHP). Такая схема распространяется на все возрастные группы не только планктофагов, но и бентофагов и хищников. Разница заключается лишь в том, что для бентофагов кормовой базой является бентос (BN2 и BN3), а для хищников - старшие возрастные группы планктофагов и бентофагов:

$$FP2Y = \phi 41 (PLANKT, FP1),$$
 (10.51)

$$FP2Y = \phi 42 \text{ (MFP, FP2Y)},$$
 (10.52)

YFISHP=
$$\varphi$$
43 (FISHP, FP2Y), (10.53)

$$FP2Y = \phi 44 \text{ (MFP, FISHP)}. \tag{10.54}$$

Воспроизводство популяций рыб всех трофических групп происходит по одинаковой схеме. Например, для планктофагов нерестовое стадо и количество выметанной икры (FPREP) оценивается по биомассам двух старших возрастных групп:

$$FPREP = \phi 45 (FP3, FP4).$$
 (10.55)

Затем вводится корректировка на условия нереста и выживание молоди (KRP):

$$FP1Y = \phi 46 (FPREP, KRP).$$
 (10.56)

Кроме того, полагается, что на выживание молоди существенно влияет температура воды в весеннее время (Т2):

$$FP1Y = \phi 47 (FPREP, T2).$$
 (10.57)

Аналогичным образом моделируется воспроизводство рыб-бентофагов и хищных рыб.

На рис. 10.3. представлено окно интерфейса программы рассматриваемой модели, которое служит для отображения состояния и управления абиотической частью системы. Предоставляется возможность задания любых комбинаций температур воздуха (ТА1, ТА2, ТА3, ТА4) и скорости ветра (WA1, WA2, WA3, WA4) во все сезоны года. Кроме того, имеется возможность регулировать поступление биогена (органического и неорганического фосфора) с водосбора (РА1, РА2, РА3, РА4). Выводы моделируемых величин сопровождаются пояснительными надписями.

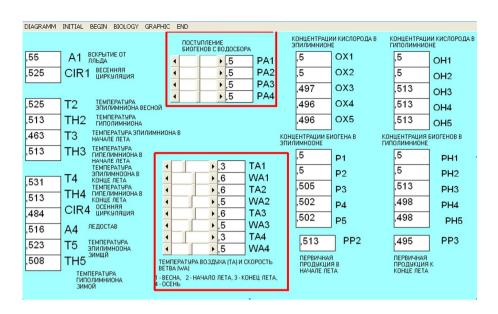


Рисунок 10.3. Окно интерфейса модели озерной экосистемы с отображением состояния абиотической части системы и заданием природных воздействий

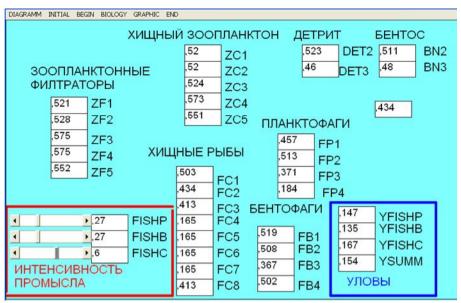


Рисунок 10.4. Окно интерфейса модели озерной экосистемы с отображением биотической части системы, а также задания интенсивности промысла и вылова рыб:

YFISHP – рыб-планктофагов, YFISHB – рыб-бентофагов, YFISHC – хищных рыб, YSUMM – суммарный

На рис. 10.4. приведено окно интерфейса, посвященное биотической части системы.

Предоставляется возможность регулирования интенсивности промысла различных трофических групп рыб (FISHP, FISHB, FISHC) и получать сведения об уловах рыб каждой группы (YFISHP, YFISHB, YFISHC) и суммарном улове (YSUMM). Заметим, что в силу принятого качественного характера модели арифметическая сумма выловов по группам не является общим выловом.

Демонстрацию свойств рассматриваемой модели начнем с определения чувствительности озерной экологической системы к изменению внешних воздействий на эту систему. Под коэффициентом чувствительности некоторой переменной, характеризующей состояние системы (Y), на изменение возмущающего воздействия (X) будем понимать отношение относительного изменения этой переменной к относительному изменению возмущающего воздействия:

$$k(Y,X) = \frac{\frac{Y_1 - Y_0}{Y_0}}{\frac{X_1 - X_0}{X_0}},$$
(10.58)

где индексом 0 отмечены невозмущенные значения переменных, а индексом 1 - значения этих переменных после действия возмущающего воздействия.

В табл. 10.2. приведены значения некоторых коэффициентов чувствительности при изменении абиотических воздействий на экосистему: температуры воздуха и скорости ветра (TA, WA), изменение фосфорной нагрузки (P) и интенсивности промысла рыб различных трофических групп (FISHP, FISHB, FISHC). Начнем с изменения таких климатических характеристик, как температура воздуха и скорость ветра. При превышении средних значений этих характеристик озеро освобождается ото льда существенно раньше, а замерзает позже. Интенсивность весенней циркуляции (CIR1) возрастает, как и температура воды в эпилимнионе и гиполимнионе (k(TA, T2) = 0.34). Насыщенность воды кислородом увеличивается, одновременно растет и концентрация в воде фосфора. Первичная продукция фитопланктона сильнее повышается в конце лета, чем в весеннее время.

Таблица 10.2. Коэффициенты чувствительности модели экологической системы озера к изменению внешних воздействий

		Воздействие на экологическую систему							
Обозначение	Название переменной	Температура воздуха, скорость ветра (TA WA)	Поступление фосфора с водосбора (P)	Промысел рыб- планктофагов (FISHP)	Промысел рыб- бентофагов (FISHB)	Промысел хищных рыб (FISHC)			
A1	Дата вскрытия озера ото льда	-1,00	0,00	0,00	0,00	0,00			
CIR1	Интенсивность весенней циркуляции	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00			
T2	Температура эпилимниона ранней весной	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00			
TH2	Температура глубинных слоев воды в период весенней циркуляции	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00			
T3	Температура эпилимниона в период нагрева	-0,17	0,00	0,00	0,00	0,00			
TH3	Температура гиполимниона в период охлаждения	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00			
CIR4	Интенсивность осенней циркуляции	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00			
A4	Дата установления ледяного покрова	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00			
OX1	Концентрация кислорода в эпилимнионе	0,23	0,35	0,00	0,00	0,00			
OH1	Концентрация кислорода в гиполимнионе	0,61	0,17	0,00	0,00	0,00			
P1	Концентрация фосфора в эпилимнионе	0,08	0,87	0,00	0,00	0,00			
PH1	Концентрация фосфора в гиполимнионе	0,70	0,06	0,00	0,00	0,00			
PP2	Первичная продукция в начале лета	0,19	0,47	0,00	0,00	0,00			
PP3	Первичная продукция в конце лета	0,35	0,37	0,00	0,00	0,00			
BN3	Биомасса бентоса	0,04	0,06	-0,20	-0,20	0,01			
DET2	Масса детрита в начале лета	0,18	0,26	0,03	0,03	-0,03			
DET3	Масса детрита осенью	0,16	0,20	-0,17	-0,17	0,15			
ZF4	Биомасса нехищного зоопланктона	0,06	0,02	0,23	0,23	-0,21			
ZC3	Биомасса хищного зоопланктона	0,07	-0,13	0,10	0,10	-0,09			
FP3	Биомасса рыб-планктофагов	0,09	0,02	-1,00	0,75	0,75			
FB3	Биомасса рыб-бентофагов	0,09	0,07	0,83	0,02	0,27			
FC4	Биомасса хищных рыб	0,11	0,04	0,71	1,83	-1,00			
YFISHP	Вылов рыб-планктофагов	0,08	0,02	1,00	-1,00	-1,00			
YFISHB	Вылов рыб-бентофагов	0,16	0,13	-1,00	0,03	0,63			
YFISHC	Вылов хищных рыб	0,02	-0,04	-0,08	-1,00	2,37			
YSUMM	Суммарный вылов	0,09	0,04	-0,05	-0,87	0,13			

С потеплением биомасса бентоса повышается незначительно, что можно сказать и о биомассе нехищного и хищного зоопланктона. Характерно, что биомасса хищных рыб в связи с потеплением растет более интенсивно, чем биомассы рыб-планктофагов и бентофагов. Вылов рыб при этом увеличивается, причем наиболее существенно вылов рыб-бентофагов.

Повышение фосфорной нагрузки на водосбор озера, согласно принятой конструкции модели, на термический режим водоема никакого влияния не оказывает, но приводит к существенному увеличению продукции фитопланктона. Биомасса бентоса растет более интенсивно, чем биомасса зоопланктона. Сообщество рыб отвечает на рост фосфорной нагрузки ростом биомасс и суммарного вылова, хотя вылов хищных рыб несколько сокращается.

Усиленный промысел рыб-планктофагов приводит к увеличению биомассы нехищного и хищного зоопланктона, что связано с сокращением биомассы рыб, питающихся планктоном. При этом биомасса рыб-бентофагов и хищников возрастает, но суммарный вылов уменьшается за счет сокращения вылова рыб-бентофагов.

Усиленный промысел рыб-бентофагов при прекращении промысла хищников и планктофагов приводит к существенному сокращению суммарного вылова, росту биомассы хищников и планктофагов.

Интенсификация промыслового воздействия на хищных рыб приводит к росту ихтиомасс рыб- бентофагов и максимальному увеличению суммарного вылова из всех рассмотренных вариантов.

Материал настоящего раздела показывает, что применение моделей, использующих математический аппарат нечеткой логики, способно делать только качественные выводы о поведении таких сложных объектов, как экологическая система озера в широком понимании. Для практического определения общего допустимого вылова (ОДУ) такие модели малопригодны, но подобным подходом приходится пользоваться в тех случаях, когда управляемая система оказывается разнородной по природе своих элементов. В настоящем разделе расширение системы произведено только в сторону гидробиологии и гидрологии. Но совершенно естественно напрашивается потребность включения в состав управляемой системы элемента экономики рыбного хозяйства и связанных с этим юридических проблем использования возобновляемых природных ресурсов. Наконец, немаловажную роль в решении рыбохозяйственных проблем играет и так называемый «человеческий фактор», например, при оценке ННН—промысла. При включении подобных проблем в поле зрения рыбохозяйственной науки неизбежно обращение к методам имитационного моделирования.

Модели рассматриваемого в настоящем разделе типа ни в коей мере не могут заменить уже ставшие традиционными модели, основанные на балансовых соотношениях (Астраханцев и др., 2003). Однако для создания балансовых моделей с переменными распределенными в трехмерном пространстве водного тела требуются не только большие вычислительные ресурсы, но и, что самое главное, надежные данные о процессах, происходящих в моделируемой системе. Опыт построения моделей крупных водоемов [Великие Американские озера (Chen et al., 2002), Ладога и Онега] показывает, что на построение таких моделей уходят годы труда коллективов ученых и существенные затраты на экспедиционные и экспериментальные исследования.

При исследовании целых озерных районов, каким, например, является Карелия, подробное изучение и моделирование каждого озера не представляется возможным по техническим соображениям и нерационально в методическом смысле. Перенос опыта, накопленного

при фундаментальном исследовании некоторых базовых озер (например, Сямозеро; Стерлигова и др., 2002) в совокупности с достижениями мировой лимнологии, на экосистемы конкретных озер и есть область применения рассматриваемых в настоящем разделе методов.

Когнитивное моделирование позволяет формализовать громадный практический опыт гидрологов и гидробиологов-практиков. Именно об этом говорил основоположник имитационного моделирования Р. Шеннон (1978), полагая консультацию со специалистами одним из необходимых этапов построения модели.

Преимущество когнитивных моделей в том, что они позволяют описывать процессы, для которых еще не получены количественные соотношения в виде математических формул и уравнений, или эти уравнения настолько сложны, что в каждом случае требуют отладки дорогостоящих программных продуктов. Недостаток нечетких когнитивных моделей заключается в их субъективности. Когнитивные карты, подобные изображенной на рис. 10.1., могут быть у каждого исследователя разными, зависящими от его личного опыта и эрудированности. При этом установить, какая из когнитивных карт более правдоподобно отражает реальную картину, представляется достаточно трудной задачей. Однако с точки зрения современных когнитивных концепций естествознания (Баксанский и др., 2010) субъективность всегда так или иначе присутствует в научных исследованиях, только в классическом случае она тщательно маскируется объективными данными, а при построении когнитивных моделей проявляется в явном виде.

Представленная в настоящем разделе модель носит демонстрационный характер. Для построения модели, на основании исследования которой можно делать прогнозы или рекомендовать те или иные управленческие решения, безусловно, требуется более детальная проработка как гидрологической, так и гидробиологической частей модели с привлечением экономических и правовых элементов системы регионального природопользования.

Применение идей теории нечетких множеств в лимнологических экологических исследованиях получает широкое распространение (Salski, 1992; Tuma et al., 1996; Droesen, 1996; Mackinson, 2000; Chen et al., 2000). Причины этого достаточно понятны – уж где, как ни при изучении живой природы в естественных условиях, нечеткость и размытость проявляется в явном виде, причем исследователи тщательно пытаются завуалировать эту размытость методами статистической обработки наблюдений. Связь когнитивного подхода с представлениями, использующими понятия теории нечетких множеств, заключается в том, что обобщенные семантические понятия когнитивного подхода конкретизируются в том или ином виде функций принадлежности нечетких переменных. Например, понятие олиготрофного водоема выражается посредством функций принадлежности таких переменных, как первичная продукция, концентрация общего фосфора, видовой состав фитопланктона и т.п.

Идея предосторожного подхода к решению проблемы определения ОДУ в рыбопромысловой практике (Бабаян, 2000) также основывается на идее размытости исходных данных и представлений о процессах, происходящих в водоеме и влияющих на динамику популяций промысловых рыб. Вероятностная интерпретация предосторожного подхода уже рассматривалась в разделе 7 настоящей монографии. Теперь к этому можно прибавить еще и подход с точки зрения нечетких множеств.

Применение методов искусственного интеллекта в лимнологии требует определенной перестройки системы научного мировоззрения (Налимов, 1974). Расхожее мнение о том, что для изучения сложного природного объекта, каким, несомненно, является озерный водоем

с населяющими его рыбами, нужно собрать как можно больше числовых данных с надеждой на то, что потом с помощью компьютерной техники можно будет делать эффективные прогнозы, оказалось несостоятельным. Математическое, когнитивное, логико-лингвистическое моделирование должно не завершать (как это сейчас практикуется), а предшествовать полевым исследованиям и в дальнейшем интерактивно с ними взаимодействовать. Понимание процессов, происходящих в природных системах, в конечном счете гораздо важнее громадных массивов числовых данных и эмпирических формул, хотя и не может обойтись без них. Рассмотренные в настоящем разделе методы как раз и есть один (далеко не единственный) путь к такому пониманию.

11. Модель сообществ рыб как элемент экспертной системы «Озера Карелии»

Настоящий раздел посвящен рассмотрению модели сообщества рыб, которая входила в состав экспертной системы «Озера Карелии» (Меншуткин, Филатов, Потахин, 2009; Меншуткин и др., 2012).

Разрабатываемая система нацелена на многоразовое использование для различных водоемов с разным составом ихтиоценозов и различными кормовыми и абиотическими условиями. Это потребовало введения в систему специального средства для корректировки параметров модели.

Следует отметить, что предлагаемая разработка (как, впрочем, и классическая теория) не предусматривает учета пространственного распределения рыб, связанного с нерестовыми, кормовыми и другими миграциями. Поэтому она не применима для таких больших озер, как Ладожское и Онежское, где каждый вид рыбы может быть представлен несколькими локальными популяциями, и миграции рыб, особенно лососевых, играют в динамике сообщества существенную роль.

Основная идея построения модели ихтиоценоза заключается в разделении описания трофических, популяционных и промысловых процессов, которые происходят в сообществе рыб. В трофической цепи ихтиоценоза элементом является трофическая группа с подразделением по размерам рыб (детритофаг, мелкий и крупный планктофаг, мелкий и крупный бентофаг, мелкий и крупный хищник рассматривались в разделе 3, но без учета возрастной структуры популяций рыб). В подмодели популяции элементом служит возрастная группа, а при промысловом воздействии решающую роль играет размер рыбы, попадающий в те или иные орудия лова. Конечно, принятое разделение представляет собой определенную абстракцию, так как при трофическом взаимодействии рыб между собой и с кормовой базой видовые особенности имеют существенное значение, но в первом приближении этими особенностями можно пренебречь и объединить, например, в одну трофическую группу крупных щук и судаков в возрасте 6-8 лет. Трофическая структура сообщества, принятая в модели, приведена на рис. 3.1. (раздел 3)

На рис. 11.1. представлена блок-схема моделирующего алгоритма.

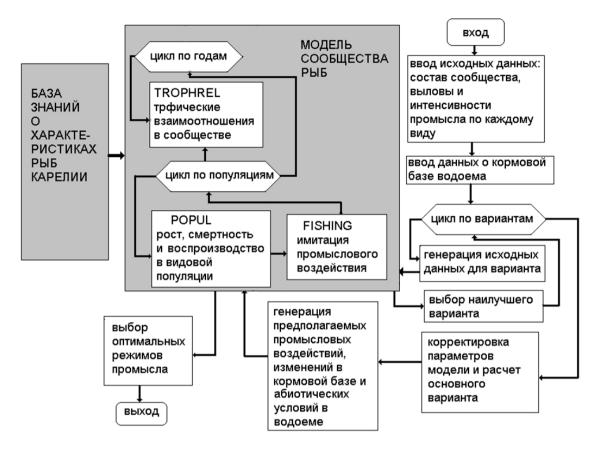


Рисунок 11.1. Блок-схема экспертной системы с включением блок-схемы модели сообщества рыб

Имитация взаимодействия между трофическими группами оформлена в виде процедуры ТROPHREL. На вход этой процедуры подаются значения биомасс трофических групп (*BTRG*), их суммарные пищевые потребности (*PP*), а также годовые продукции зоопланктона (*PLAN*), бентоса (*BENT*) и возможности потребления детрита (*DET*). Пищевые потребности трофической группы слагаются из пищевых потребностей входящих в нее возрастных групп различных популяций. Последнее определяется как произведение максимальных приростов за год на соответствующий кормовой коэффициент (*KKK*):

$$BIO(k) = \sum_{i=1}^{imax j max} \sum_{i=1}^{max} W_{ij} N_{ij} T_{ij} , \qquad (11.1)$$

где W_{ij} - масса рыбы i-ой популяции и j-ой возрастной группы, N_{ij} - численность рыб i-ой популяции и j-ой возрастной группы к k-ой трофической группе.

Пищевые потребности рыб i-ой популяции и j-ой возрастной группы определяются как:

$$PP(i,j) = KKK(g) \cdot (W_{MAX}(i,j) - W(i,j)) \cdot N(i,j),$$
(11.2)

где KKK(g) – кормовой коэффициент в g-ой трофической группе; $W_{MAX}(i, j)$ - максимальная масса особи рыбы в возрасте j; W(i, j) - масса особи рыбы в возрасте j; W(i, j) - численность j-ой возрастной группы популяции i.

Напряженность трофических отношений определяется как частное от деления пищевых потребностей на наличный запас корма:

$$KTRG(G) = \frac{PPTRG(G)}{BTRG(G)},$$
(11.3)

где KTRG(G) – напряженность трофических отношений в G-ой трофической группе. В том случае, когда пищевые потребности распределяются между несколькими трофическими группами (например, крупные хищные рыбы распределяют свои рационы между мелкими хищниками, крупными бентофагами и планктофагами), то это распределение происходит пропорционально биомассам трофических групп с учетом коэффициентов избирательности питания.

Коэффициенты смертности от воздействия хищников (потребителей корма) в G-ой трофической группе определяются по модифицированной формуле В.С. Ивлева (1955):

$$MTRG(G) = 1 - Exp(-E(G) \cdot KTRG(G)), \qquad (11.4)$$

где E(G) – коэффициент, специфичный для каждой трофической группы.

Остановимся на особенностях программного продукта, реализующего рассмотренную выше модель. Главное меню программы представлено на рис. 11.2. Интерфейс программы, реализующей модель, обеспечивает возможность корректировки всех элементов базы данных во время исследования модели.

В строку меню выведены следующие элементы модели:

LAKE - выбор объекта моделирования из базы данных,

REAL YIELD - ввод реальных данных по уловам,

PARAMETERS - корректировка параметров модели,

INITIAL - ввод начального состояния,

BEGIN - запуск модели,

POPULATION - вывод данных о возрастной структуре популяций,

NUMB WEIGHT - вывод таблицы численности и масс особей в возрастных группах,

TROPHICAL - вывод данных о потоках вещества в сообществе рыб.

CALIBRATION - корректировка параметров модели путем минимизации расхождения модельных и реальных выловов,

FISHERY OPT - нахождение оптимальных режимов рыболовства,

HELP – помощь,

END - окончание работы программы.

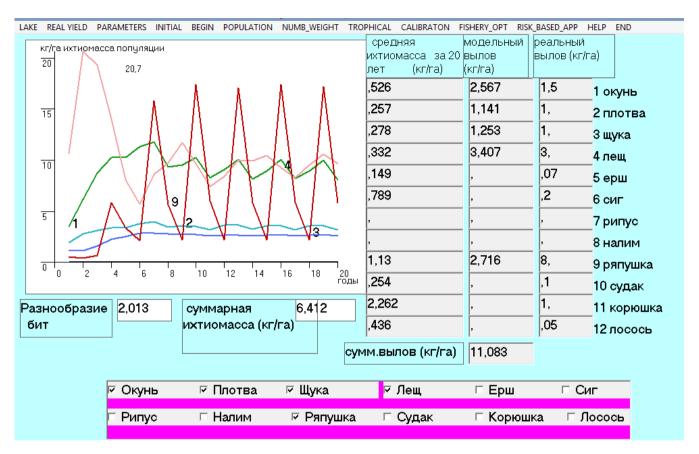


Рисунок 11.2. Главное меню программы

Процессы, происходящие на уровне отдельных популяций рыб, выделены в идее процедуры POPULATION. Возрастные группы каждой популяции связаны между собой процессами старения и размножения. Для учета видовых особенностей каждой популяции создана база данных для всех 12 видов рыб, включенных в модель. Структура этой базы следующая:

Lmame – наименование вида рыб,

Атах – максимальный возраст рыб,

Wmax(j) – максимальная масса тела при достижении возраста j,

Wmin(j) – минимальная масса тела при достижении возраста j,

FERT(j) – приведенная плодовитость,

TRO(j) – трофическая группа, в которую входит рыба в возрасте j,

HOLT1, HOLT2 – параметры функции воспроизводства,

SEL(j) – селективность орудий лова относительно рыб возраста j,

РІС – схематический рисунок рыбы данного возраста.

После выбора озера из меню LAKE (рис. 11.3.), ввода начального состояния с помощью команды INITAL и запуска модели через BEGIN на графике отображается состояние популяции рыб.

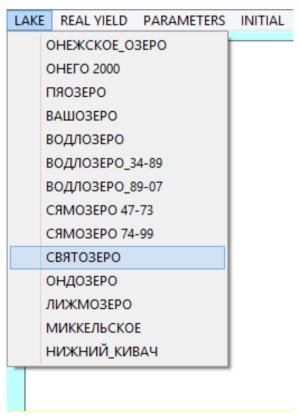


Рисунок 11.3. Меню LAKE

В процедуре POPULATION для каждой популяции вычисляется эффективная плодовитость для всех особей, достигших половой зрелости. Суммирование произведений этих плодовитостей на численность рыб соответствующего возраста дает численность молоди данного вида в следующем году (SS(I)). Переход возрастных групп в состояние следующего года осуществляется по соотношению:

$$N(I,J) = N(I,J-1) \cdot (1-MSTRG(TRO(I,J-1)))$$
 (11.5)

Выживание молоди определяется исходя из численности молоди и емкости нерестилищ по формуле Бивертона и Холта (Beverton, Holt, 1957).

$$N(I,1) = \frac{SS(I)}{(HOLT1(I) \cdot SS(I) + HOLT2(I))}.$$
(11.6)

Предполагается, что смертность рыб от недостатка корма может возникнуть только в том случае, когда реальный рацион не может обеспечить достижения минимальных масс тела рыб, свойственных данному возрасту.

Промысловое воздействие на сообщество рыб имитируется при помощи процедуры FISHING. Промысловая смертность особей каждой возрастной группы определяется исходя из селективности орудий лова и интенсивности промысла. В этой же процедуре происходит суммирование всех уловов по рыбопромысловым районам и видам рыб.

Параметры функции воспроизводства каждой популяции, входящей в сообщество, являются величинами достаточно неопределенными и непосредственно не измеряемыми. Поэтому для их определения в систему введен блок калибрации, который подбирает эти параметры таким образом, чтобы свести к минимуму расхождение между натурными данными об уловах и теми же данными, полученными в модели:

$$ERROR = \sum_{i=1}^{imax} (Y_{REAL}(i) - Y_{MODEL}(i))^2 \Rightarrow Min, \qquad (11.7)$$

rде $Y_{REAL}(i)$ – реальный вылов рыб i–ой популяции, $Y_{MODEL}(i)$ – вылов рыб той же популяции, полученный в результате работы модели.

При пробных запусках системы выяснилось, что функция отклика ERROR имеет, особенно в случае сообществ с числом видов более трех, сложную структуру, изобилующую локальными минимумами. Поэтому в системе применяется режим случайного поиска (Первозванский, 1970), который, в отличие от градиентных систем, всегда находит глобальный минимум. Правда, система случайного поиска требует более длительной обработки данных, поэтому в случае сообщества с большим числом популяций приходилось использовать последовательно несколько приближений, все время сужая диапазон поиска.

В отличие от модели ихтиоценоза Ладожского озера (Астраханцев и др., 2003) в рассматриваемой модели темп роста рыб полагается не постоянным, а переменным, зависящим от конкретных условий питания в каждой трофической группе. При этом для каждого вида рыб указаны верхний и нижний пределы массы рыбы при достижении данного возраста. Если, исходя из балансовых соотношений, минимальная

масса рыбы не может быть достигнута, то вводится дополнительная смертность рыб от недостатка корма. Максимальная масса рыбы, соответствующая данному виду и возрасту, используется при определении максимальных пищевых потребностей рыб.

При описании в модели процесса воспроизводства используется понятие эффективной плодовитости, которая определяется количеством выжившей молоди на одного производителя. В отличие от абсолютной плодовитости (число 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 большое влияние оказывают внешние факторы, такие как уровень и температура воды во время нереста, загрязненность нерестилищ, емкость нерестовых площадей и др. В модели принята зависимость величины пополнения от количества выжившей молоди в форме, предложенной Бивертоном и Холтом (Beverton, Holt, 1957). При построении моделей популяций рыб часто используется зависимость, предложенная Риккером (Ricker, 1954), которая характеризуется наличием максимума выживания молоди и учетом эффекта переполнения нерестилищ. Однако эта зависимость применима только для лососевых рыб, да и то в условиях переполнения нерестилищ, что при сильном промысловом воздействии в Карелии давно не отмечается.

Распределение особей всех рассматриваемых в модели популяций рыб по трофическим группам представлено как функция вида и возраста рыбы. В процессе исследования модели имеется возможность изменения трофического статуса каждой возрастной группы, а также минимальной и максимальной массы тела рыбы в условиях данного водоема.

База данных по облавливаемым озерам первоначально составляла 14 позиций, но легко может пополняться, например, из справочника «Озера Карелии» (2011). Ввод реальных данных по уловам осуществляется в специальном окне «REAL YIELD» (рис. 11.4.).



Рисунок 11.4. Окно для ввода в программу реальных выловов

В созданной программе можно имитировать различные сценарии антропогенного влияния или изменение природных условий и процессов. Например, в меню PARAMETERS выделены следующие позиции: Food, Reproduction, Fishery, Trophgroup, Fish_grow. С помощью окна Food можно корректировать кормовую базу (рис. 11.5.). В окне Reproduction можно задать определенную приемную емкость нерестилищ, а также указать смертность икры и личинок рыб (рис. 11.6.).



REPRODUCTION ПРЕДЕЛЬНАЯ ЕМКОСТЬ НЕРЕСТИЛИЩ СМЕРТНОСТЬ ИКРЫ И личинок ОКУНЬ 4 окунь Holt=85. 4 ПЛОТВА плотва Holt=378, .042 4 шvка Holt=5. 4 .042 ЩЧКА 4 1 леш Holt=35. ЛЕШ ерш Holt=510. 4 ЕРШ .028 4 4 ▶ сиг Holt=5. .042 СИГ 4 4 РИП УС .021 4 4 налим Holt=30. ,021 НАЛИМ 4 •[[РЯПУШКА ряпушка Holt=90. .028 4 судак Holt=15, 4 .013 СЯДАК 1 ,028 КОРЮШКА ▶ корюшка Holt=3000, 4 4 .062 лосось

LAKE REALYIELD PARAMETERS INITIAL BEGIN POPULATION NUMB_WEIGHT TROPHICAL CALIBRATON FISHERY_OPT RISK_BASED_APP HELP END

Рисунок 11.5. Окно для ввода в программу данных по кормовой базе

Рисунок 11.6. Окно программы, предназначенное для установления репродукционных характеристик популяций рыб, входящих в моделируемое сообщество

Окно Fishery имитирует промысел того или иного вида (рис. 11.7.). Окно «Trophgroup» позволяет выбрать трофический статус рыб в зависимости от их возраста (рис. 11.8.), а с помощью окна Fish_grow можно менять максимальные и минимальные пределы массы тела рыб в зависимости от возраста. Также здесь можно установить селективность орудия лова (рис. 11.9.)

FISHERY						
1	окунь F=,5	ОКУНЬ				
4)	,	ПЛОТВА				
4	щука F=,2	ЩЧКА				
4	,	ЛЕЩ				
4	ерш F=,2	ЕРШ				
4)	,	СИГ				
4	,	РИПЧС				
4	налим F=,2	НАЛИМ				
4	ряпушка F=,8	РЯПУШКА				
•	,	СЭДАК				
1	,	КОРЮШКА				
•	,	лосось				

Рисунок 11.7. Окно интерфейса программы, предназначенное для имитации промысла каждого вида в отдельности

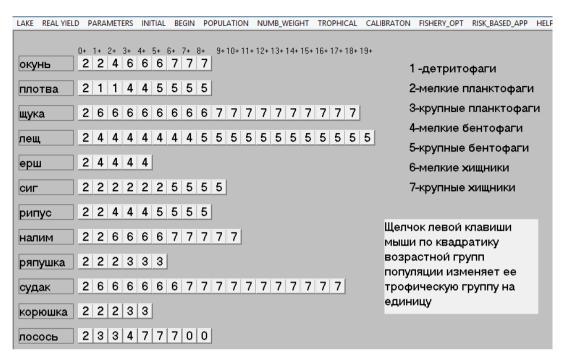


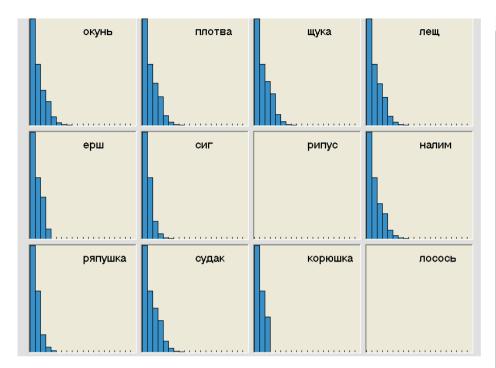
Рисунок 11.8. Окно интерфейса программы, предназначенное для установления принадлежности особей возрастных групп популяций, входящих в сообщество, к различным трофическим группам

-▼ $\overline{}$ ▼ -----140 | 170 | 200 | 250 | 300 | 500 | 800 | 1000 | 1200 | 1250 | 1280 | 1300 | 1400 | 170 | 200 | 250 | 350 | 500 | 800 | 1000 | 1200 | 1250 | 1280 | 1300 | MIN 2+ 5+ 6+ 8+ | 9+ | 10+ | 11+ | 12+ | 13+ | 14+ | 15+ | 16+ | 17+ | 18+

СЕЛЕКТИРНОСТЬ ОРУДИЙ ЛОВА

щука

Рисунок 11.9. Окно интерфейса программы, предназначенное для установления максимальных и минимальных пределов массы особей в зависимости от возраста, а также установления селективности орудий лова. Таких окон в программе 12 по числу видов рыб в базе данных



LAKE	REAL YIEL	D PARAMET	ERS INITIAL	BEGIN	POPULATION	NUMB_WEIGHT	TROPHICAL	CALIBRATON	FISHERY_OPT	RISK_BASED_APP	HELP E
		экз. на 00 м^2	٧	V F	W1 max	W2 min					
	0+	680	3		3	3		1,8		окунь	
	1+	381	17		17	21		5		плотва	ì
		213	23		23	29				щука	
		58	35		35	43		сре	дний	лещ	
		11	57		57	69		В03	раст	ерш	
		2	92		92	112		12		сиг	
	6+		129		129	157		65		рипус	
	7+		187		187	229			едняя	налим	
	8+		234		234	286		•	cca	ряпушк	a
	9+		284		256	312		oc	оби	судак	
	10+		353		318	388				корюшк	а
	11+		379		341	417				лосось	,
	12+		400		360	440					
	13+		500		450	550					
	14+		600		540	660					
	15+		600		540	660					
	16+		600		540	660					
	17+		600		540	660					
	18+		600		540	660					
	19+		600)	540	660					

Рисунок 11.10. Окно программы, предназначенное для вывода возрастных структур популяций моделируемых сообществ

Рисунок 11.11. Окно программы, отображающее численность того или иного вида

В строке меню есть окно POPULATION, при нажатии которого отображается возрастная структура популяций (рис. 11.10.). Окно NUMB_WEIGHT позволяет изучить численность популяции, ее средний возраст и вес (рис. 11.11.). Окно TROPHICAL отображает потоки вещества в моделируемом сообществе (рис. 11.12.).



Рисунок 11.12. Окно программы, предназначенное для вывода информации о потоках вещества в моделируемом сообществе рыб

Опробование программы начнем с сообщества рыб, состоящего всего из одной видовой популяции. Примером такого сообщества может служить ихтиоценоз оз. Нижний Кивач, в котором обитает только окунь (Озера Карелии, 1959). Ихтиоценозы подобного типа подробно исследованы Л.А. Жаковым (1984), такая картина характерна для озер Карельского перешейка. Как следует из данных, представленных на рис. 11.13., ихтиомасса популяции окуня в подобных условиях претерпевает существенные незатухающие колебания.

Автокорреляционная функция этих колебаний свидетельствует о наличии периодической составляющей с интервалом 5-6 лет. Причина этих колебаний заключается в каннибализме окуня. Поскольку в результате подбора параметров функции воспроизводства популяции окуня система располагает моделью этой популяции, то представляется возможность нахождения оптимальных условий промысла с целью получения максимального вылова.

На рис. 11.14. приведена зависимость вылова окуня от интенсивности промысла. Максимум вылова достигается при интенсивности 0.7 кг/га. Дальнейшее усиление промыслового воздействия ведет к перелову, снижению вылова и ихтиомассы популяции.

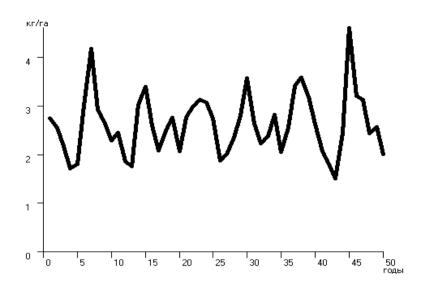


Рисунок 11.13. **Динамика ихтиомассы окуня в озере**, в котором он является единственным обитателем

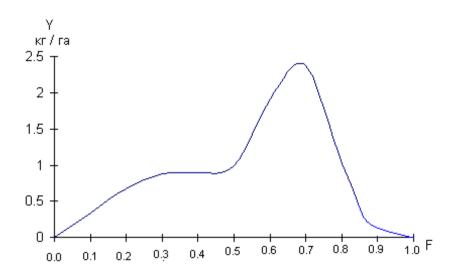


Рисунок 11.14. Зависимость вылова окуня (Y) от интенсивности промысла (F)

В качестве примера использования разработанной модели сообщества рыб рассмотрим процесс вселения ряпушки в Вашозеро и состояние экосистемы этого озера до и после вселения. Результаты натурных экспериментов, проведенных в 1933-1937 гг., подробно описаны в статье Н.В. Ильмаста с соавторами (2005).

Вашозеро – небольшое озеро в южной Карелии, относится к бассейну Онежского озера. Озеро мезотрофного типа, средняя биомасса зоопланктона в 1937 г. составляла около 2,0 г/м³, бентоса – 1,3 г/м², в 2000 г. биомасса зоопланктона равнялась летом 3,6, осенью - 1,5 г/м³, биомасса бентоса в осенний период 2,5 г/м² (Новиков, 1959; Ильмаст и др., 2002). Таким образом, в озере до вселения наблюдались благоприятные условия для обитания как рыб-планктофагов, так и рыб-бентофагов. Первоначально модель была настроена на условия, сложившиеся в Вашозере до вселения ряпушки, сообщество рыб которого состояло из популяций щуки, налима, ерша и окуня (рис. 11.15.).

Затем был произведен машинный эксперимент по вселению в озеро молоди ряпушки. Результаты этого эксперимента, хотя и не совсем точно, отразили реальную картину (рис. 11.16.). Ряпушка прижилась, а не была уничтожена хищниками-аборигенами, причем максимальная рыбопродукция достигала 12-13 кг/га, после чего сообщество пришло к новому устойчивому состоянию.

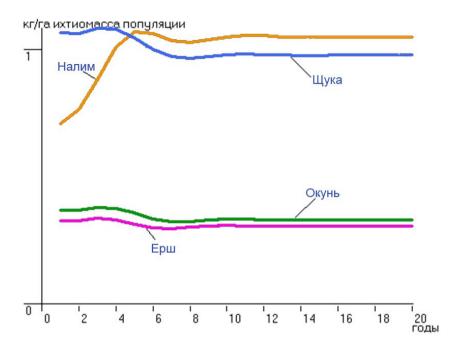


Рисунок 11.15 **Динамика ихтиомасс сообщества рыб Вашозера до вселения в озеро ряпушки**

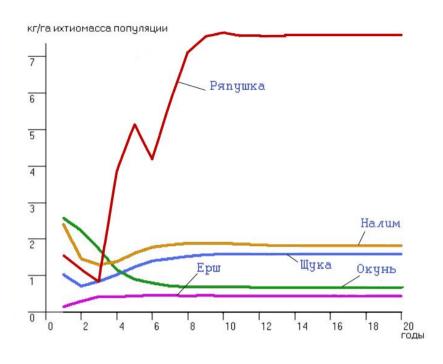


Рисунок 11.16 **Динамика ихтиомасс сообщества рыб Вашозера** после вселения в озеро ряпушки

Полученные модельные данные подтверждаются результатами расчетов с использованием уравнений регрессий, которые показывают, что рыбопродукция озера составляет 10-12 кг/га (Ильмаст, Стерлигова, 2006).

При помощи компьютерных экспериментов было установлено, что для успешного вселения ряпушки необходимо обеспечить благоприятные характеристики воспроизводства этой популяции (повышенная емкость нерестилищ), в противном случае ряпушка может существовать на очень низком уровне численности или вовсе исчезнуть (рис. 11.17.).

Сокращение продукции зоопланктона как основной кормовой базы ряпушки может существенно снизить ее биомассу и как следствие – биомассу остальных популяций, что в результате приведет к снижению промысловой ценности всего водоема (рис. 11.18.).

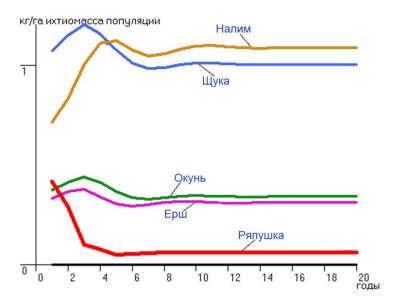


Рисунок 11.17. Динамика ихтиомасс сообщества рыб Вашозера после вселения в озеро ряпушки при ухудшении условий ее воспроизводства

Взаимодействие вселенцев с хищниками-аборигенами можно показать на примере с прекращением промысла щуки, налима и окуня при вселении ряпушки (рис. 11.19.). Давление хищников на вселенцев при этом усиливается, что снижает их биомассу, а, следовательно, и возможные уловы.

После проверки предложенного подхода на других примерах (например, таких, когда вселение сиговых рыб не было удачным) можно будет рекомендовать этот модельный подход для оценки результатов вселения для других озер.

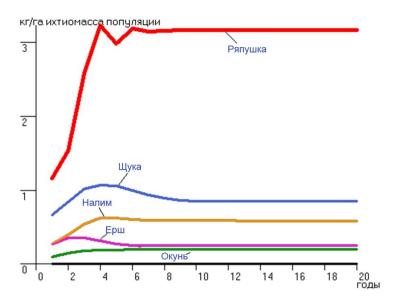


Рисунок 11.18. Динамика ихтиомасс сообщества рыб Вашозера после вселения в озеро ряпушки при сокращении продукции зоопланктона



Рисунок 11.19. **Динамика ихтиомасс сообщества рыб Вашозера после** вселения в озеро ряпушки при прекращении промыслового изъятия хищных рыб (окуня, щуки и налима)

Проблема корректировки параметров модели по данным реальных уловов уже описывалась в разделе 7.2. В рассматриваемой программе эта проблема решалась при помощи генетического алгоритма, который уже использовался в разделе 3 для оптимизации выловов. В данном случае осуществлялся подбор параметров воспроизводства как наиболее трудно определяемой на практике характеристики. В табл. 11.1. и 11.2. приведены примеры результатов таких подборов.

Таблица.11.1. Результаты подбора параметров модели сообщества рыб Водлозера по средним данным 1934–1989 гг., кг/га

Вид рыб	Вылов (данные статистики)	Вылов (данные модели)	Оптимальный вылов	
Окунь	0,83	0,81	0,91	
Плотва	1,1	1,06	1,39	
Щука	0,45	0,6	0,51	
Лещ	1,07	1,04	1,25	
Ерш	0,71	0,68	1,22	
Сиг	0,09	0,1	0,1	
Налим	0,48	0,44	0,58	
Ряпушка	0,36	0,35	0,58	
Судак	0,96	0,96	0,51	
Снеток	1,6	1,57	2,92	

Таблица 11.2. Результаты подбора параметров модели сообщества рыб Водлозера по средним данным 1989–2007 гг., кг/га

Вид рыб	Вылов (данные статистики)	Вылов (данные модели)	Оптимальный вылов
Окунь	0,36	0,39	0,43
Плотва	0,39	0,41	0,5
Щука	0,34	0,5	0,6
Лещ	0,43	0,43	0,52
Ерш	0,29	0,59	0,5
Сиг	0,01	0,1	0,15
Синец	0,52	0,52	0,61
Налим	0,27	0,33	0,41
Ряпушка	0,04	0,03	0,04
Судак	0,78	0,73	0,77
Снеток	0,22	0,23	0,42

Существенным недостатком примененного подхода является тот факт, что все неопределенности многочисленных параметров модели сосредотачиваются в параметрах воспроизводства, а параметры трофических отношений (например, коэффициенты в формуле В.С. Ивлева) остаются взятыми по литературным данным.

Перейдем к анализу чувствительности разработанных моделей к изменению внешних и внутренних воздействий на сообщества рыб. Определение коэффициента чувствительности уже было дано в разделе 10 (например, формула 10.57). В рассматриваемой программе этому посвящена подпрограмма SENSITIVE. В табл. 11.3. приведены расчеты по этой подпрограмме для ихтиоценоза Водлозера, первичные данные по которой были взяты из базы данных. Из данных таблицы, следует, что улучшение условий воспроизводства окуня отрицательно сказывается на выловах щуки и сига. Улучшение условий воспроизводства ряпушки и корюшки снижает уловы сига. Сведения подобного рода, характеризующие динамические свойства сложной системы, какой является сообщество рыб, можно получить только при помощи исследования имитационной модели этой системы.

Таблица 11.3. **Коэффициенты чувствительности выловов промысловых рыб Водлозера** от изменения коэффициентов репродукции популяций рыб, входящих в сообщество

Вид рыб	Окунь	Плотва	Щука	Лещ	Ерш	Сиг	Ряпушка	Корюшка
Окунь	2.848	-0.124	-0.049	-0.036	-0.108	0.000	-0.096	-0.142
Плотва	-0.075	1.013	-0.049	-0.044	-0.118	0.000	-0.024	-0.028
Щука	-0.111	0.000	3.550	0.000	0.000	0.000	-0.063	-0.075
Лещ	-0.324	-1.470	-0.150	0.235	-1.089	0.000	0.024	0.029
Ерш	-0.089	-0.136	-0.029	-0.032	1.995	0.000	-0.043	-0.050
Сиг	-1.399	-1.282	-0.682	0.000	-0.893	3.529	-1.000	-1.176
Ряпушка	-0.233	-0.061	-0.065	0.000	-0.043	-0.028	1.667	-0.224
Корюшка	-0.185	-0.016	-0.050	-0.005	-0.027	-0.007	-0.123	0.188

Для понимания трофических связей в конкретном сообществе рыб существенна таблица 11.4. Следует только иметь в виду, что реалистичность подобных зависимостей всецело зависит от реалистичности самой модели, которая базируется не только на упрощенном описании процессов, происходящих в сообществе рыб, но и на достоверности исходных данных о выловах, навесках, спектрах питания и многих других сведений. Таблицы коэффициентов чувствительности для сообщества рыб – это, конечно, только первый, но необходимый шаг в деле перехода от популяционного мышления, основанного на классической теории рыболовства, к экосистемному, в частности биоценотическому, мышлению, основанному на имитационном моделировании.

Таблица 11.4. **Коэффициенты чувствительности выловов промысловых рыб Водлозера от изменения продукции зоопланктона (***PL***) и бентоса (***BN***), а также коэффициентов предельного выедания кормовых объектов (***M***), смертности при голодании (***MN***) и интенсивности потребления корма (коэффициент** *E* **в формуле В.С. Ивлева)**

Вид рыб	Продукция зоопланктона	Продукция бентоса	Предельное выедание корма	Смертность при недостатке корма	Интенсивность потребления корма	Продукция зоопланктона
Окунь	0.458	0.125	0.014	0.803	-1.491	0.537
Плотва	0.093	0.134	0.205	0.335	-1.301	0.808
Щука	0.274	0.000	0.000	0.423	-1.790	2.086
Лещ	-0.147	1.917	0.084	1.528	-2.616	-0.056
Ерш	0.165	0.165	0.024	0.397	-0.731	0.036
Сиг	5.182	-0.864	-0.571	2.667	-2.750	0.000
Ряпушка	0.699	-0.041	0.000	0.952	-1.048	0.082
Корюшка	0.553	-0.021	0.000	0.812	-0.905	0.077

Полученные при исследовании системы результаты еще никак нельзя считать практическими рекомендациями уже хотя бы потому, что в них использованы фактические данные по уловам 50-летней давности. Основной результат настоящего раздела заключается в том, чтобы на конкретных примерах показать важность экосистемного подхода к определению оптимальных режимов промысла. Объектом эксплуатации должна быть не отдельная популяция промысловой рыбы, а все сообщество рыб данного водоема. Такой подход применен в работах С.П. Китаева (1984, 1994, 2007). Однако в результате статистической обработки громадного фактического материала были получены многочисленные эмпирические данные ихтиомасс и выловов в зависимости от продукционных и абиотических характеристик водоемов. Такой подход позволяет лишь оценить искомые величины, но не может предсказать реакцию сообщества на изменение режима промысла. По другому пути пошли Л. Хакансон и В.В. Бульон (Накаnson, Boulion 2002), которые взяли за основу своих построений балансовые соотношения в трофической сети экосистемы от первичной продукции до рыб, причем оформили свои построения в виде программы на языке STELLA. Такой подход привлекателен тем, что в явном виде учитывает фундаментальные законы сохранения вещества и энергии. Однако практическому применению модели Хакансона и Бульона мешает тот факт, что они рассматривают в качестве элементов модели только трофические группы (например, хищные рыбы или рыбы-планктофаги) без детализации по видам рыб. В подходе, примененном в настоящей работе, сохранены преимущества балансового подхода, правда, с отбрасыванием звена первичного продуцирования и учета продукции зоопланктона и бентоса в качестве входных величин. При этом полностью сохранен популяционный подход классической теории рыболовства, который в модели представлен процедурой РОРUL (см. рис. 11.1.).

Предлагаемая система хотя и показала свою работоспособность, но нуждается в существенной доработке. Это, в первую очередь, относится к блоку калибрации модели. Примененный метод случайного поиска работает медленно и при большом числе популяций дает неустойчивые результаты, которые нуждаются в ручной корректировке.

Ограничение списка уточняемых параметров только параметрами воспроизводства существенно обедняет модель, поскольку из рассмотрения выпадают такие важные факторы, как загрязнение воды, явления недостатка в воде растворенного кислорода, колебания уровня и температуры воды. Заманчивой, но далекой от практической реализации перспективой является использование стохастического подхода (Домбровский и др., 1991).

Заключение

Основной вывод представленной работы, заключается в том, что оптимальное управление популяцией или сообществом промысловых рыб невозможно без создания имитационной модели объекта управления. Для технических, экономических и даже социальных систем подобный вывод уже сделан достаточно определенно (например, Бусленко (1978)). Этот вывод не противоречит классической теории рыболовства. Действительно, Ф.И. Баранов (1918), В. Риккер (Ricker, 1954), Бивертон и Холт (Beverton, Holt, 1957) в своих исследованиях использовали модели популяций промысловых рыб. Только эти модели были сформулированы в виде простых дифференциальных и конечно-разностных уравнений и для своей реализации не требовали применения электронных вычислительных машин. За время, прошедшее от создания классических моделей рыболовства, рыбопромысловая наука и техника, а также ихтиология проделали большой путь, который потребовал новых методов исследования. Одним из таких методов является имитационное моделирование.

В настоящей работе затронуты далеко не все аспекты применения имитационного моделирования в управлении популяциями промысловых рыб. Например, не затронуты экономические и правовые проблемы рыболовного промысла, которые обсуждаются и для морского рыболовства (Титова, 2006). Например, для разрешения рыбопромыслового конфликта между Канадой и США в районе о-ва Ванкувер была создана имитационная модель, которая включала в себя не только ихтиологические, но и правовые, и социальные аспекты (личное сообщение проф. Оле Матисена, университет штата Вашингтон, США). К примеру, в этой модели предполагалось, что рыбаки будут нарушать любые законы до тех пор, пока сумма штрафов за их нарушение не превысит выручку от продажи рыбы.

Теория и практика имитационного моделирования непрерывно развиваются. В настоящей работе затронуты только некоторые из таких новых направлений (объектноориентированное моделирование, генетический алгоритм, метод Монте-Карло). Метод построения искусственных нейронных сетей успешно был применен при определении первичной продукции озер Карелии в рамках экспертной системы (Меншуткин, Руховец, Филатов, 2014), а использование этого метода в структуре ихтиоценозов и допустимых уловах - только вопрос времени. При нехватке проверенных количественных данных в рыболовстве, но при наличии опытных экспертов в этой области в проблеме управления рыбным промыслом могут найти эффективное применение логико-лингвистические и когнитивные модели (Заде, 1971). В рамках общей теории исследования операций (Вентцель, 1980) задача поиска оптимальной стратегии рыболовства может быть сформулирована в терминах теории игр (Воробьев, 1985) как игра с природой при неполной информации (Меншуткин, 1966).

Литература

Ананьев А., Федоров А. Самоучитель Visual Basic 6.0. - СПб.: БХВ, .2006. – 622 с.

Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В.. Петрова Н.А., Руховец Л.А. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер. - СПб.: Наука, 2003. – 320 с.

Ащепкова Л.Я. Применение программного пакета STELLA для моделирования сложных систем. –Владивосток: Изд. Дальневосточного vн-та, 2002. – 28 с.

Бабаян В.К. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ). - М.: ВНИРО, 2000. – 192 с.

Баканов А.И. Распределение макрозообентоса и количественный учет кормовой базы рыб. Канд. дис. - М., 1984. – 220 с.

Баранов Ф.И. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства // Изв. отдела рыболовства и научно-промысловых исследований. – Петроград, 1918. – С. 84-128.

Борисов В.В., Круглов В.В., Федулов А.С. Нечеткие модели и сети. - М.: Горячая линия. Телеком, 2007. - 282 с.

Булгакова Т.И. Регулирование многовидового рыболовства на основе математического моделирования. – М.: ВНИРО, 2009. – 252 с.

Бусленко И.П. Моделирование сложных систем. - М.: Наука, 1978. – 400 с.

Бусленко И.П., Шрейдер Ю.А. Метод статистических испытаний. - М.: Физматгиз, 1961. – 226 с.

Вентцель Е.С. Исследование операций: задачи, принципы, методология. - М.: Наука, 1980. – 208 с.

Воробьев Н.Н. Теория игр для экономистов-кибернетиков. - М.: Наука, 1985. - 272 с.

Гладков Л.А., Курейчик В.В., Курейчик В.М. Генетические алгоритмы. – М.: Физматлит, 2006. – 226 с.

Домбровский Ю.А., Обущенко Н.И., Тютюнов Ю.В. Рыбные популяции в стохастической среде: модели управления и выживаемости. - Ростов-на-Дону: Изд. РГУ, 1991. – 158 с.

Ерохин Д.В. Моделирование инновационного механизма предприятия с применением нечетких когнитивных карт // Менеджмент в России и за рубежом. – 2007. - № 3б. – С. 95-104.

Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. - М.: Наука, 1984. – 144 с.

Жаков Л.А., Меншуткин В.В. Математическая модель озерного ихтиоценоза // Вопр. ихтиологии. 1974. - Т. 14. - Вып. 3. — С. 387-395.

Заде Л. Понятие лингвистической переменной и ее применение при принятии приближенных решений. - М.: Мир, 1971. – 165 с.

Засосов А.В. Динамика численности промысловых рыб. - М.: Пищевая пром-сть, 1976. - 312 с.

Ивлев В.С. Экспериментальная экология питания рыб. – М.: Пищепромиздат, 1955. – 272 с.

Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П., Павловский С.А., Кучко Я.А. Мониторинг экосистемы мезотрофного водоема (ихтиомасса и рыбопродукция) // Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз ситуации, пути развития, решения / Материалы междунар. конф. Институт экол. проблем Севера УрО РАН. – Архангельск, 2002. - Т. 1. – С. 580-583.

Ильмаст И.В., Серлигова О.П., Иешко Т.А., Павловский С.А., Кучко Я.А. Состояние экосистемы Вашозера при вселении сиговых рыб // Труды КарНЦ РАН. – 2005. - Вып. 7. - С. 64-71.

Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П. Итоги вселения сиговых рыб в Вашозеро // Вопр. ихтиологии. - 2006. - Т. 46. - № 2. - С. 219-223.

Йоргенсен С.Э. Управление озерными системами. - М., 1985. - 160 с.

Казанский А.Б. Исследование сообщества рыб Цимлянского водохранилища с помощью математической модели // Вопр. ихтиологии. - 1982. - № 3. – С. 355-364.

Казанцева Т.И., Смирнова Т.С. Зоопланктон центральной части Ладожского озера (имитационная модель). - СПб.: Изд. ИЭФиБ РАН, 1996. — 58 с.

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

Китаев С.П. Ихтиомасса и рыбопродукция малых и средних озер и способы ее определения. - СПб.: Наука, 1994. - 177 с.

Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск, 2007. - 395 с.

Кофман А. Введение в теорию нечетких множеств. М.: Радио и Связь, 1982. - 392 с.

Криксунов Е.А., Бобырев А.Е. О перспективных направлениях развития теории динамики стада рыб // Актуальные проблемы современной ихтиологии (к 100-летию Г.В. Никольского). М.: Товарищество научных изданий КМК. 2010.

Крогиус Ф.В., Крохин Е.М., Меншуткин В.В. Сообщество пелагических рыб озера Дальнее (опыт кибернетического моделирования). - Л.: Наука, 1969. - 89 с.

Мак-Кинси Дж. Введение в теорию игр. - М.: Физматгиз, 1960. – 420 с.

Меншуткин В.В. Об оптимальной стратегии рыболовства // Вопр. ихтиологии. - 1966. - Т. 6. - Вып. 1(38). — С. 3-13.

Меншуткин В.В. Имитационные модели водных экологических систем. – СПб.: Наука, 1993. - 158 с.

Меншуткин В.В. Искусство моделирования. Физиология, экология, эволюция. – СПб.-Петрозаводск, 2010. – 419 с.

Меншуткин В.В. Логико-лингвистические модели популяций рыб и озерных экологических систем // Труды Карельского отд-ния РАН. – 2011. - № 3. – С. 88-97.

Меншуткин В.В., Жаков Л.А. Опыт математического моделирования характера динамики численности окуня в заданных экологических условиях // Озера Карельского перешейка. – Л.: Изд. АН СССР, 1964. – С. 140-155.

Меншуткин В.В., Жаков Л.А. Пространственная имитационная модель ихтиоценоза малой реки // Вопр. ихтиологии. - 1989. - Т. 27. - № 4. – С. 570-575.

Меншуткин В.В., Показеев К.Н., Филатов Н.Н. Гидрофизика и экология озер. Часть II. – М.: Изд. МГУ, 2004. - 278 с.

Меншуткин В.В., Филатов Н.Н., Потахин М.С. Экспертная система «Озера Карелии»: ординальные и номинальные характеристики озер // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36. - № 2. – С. 160-171.

Меншуткин В.В., Филатов Н.Н., Китаев С.П., Чухарев А.Л. Экспертная система «Озера Карелии». 3. Модельный подход к изучению сообществ рыб // Водные ресурсы. - 2012. – Т. 39. - № 3. – С. 385–399.

Меншуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н. Состояние и перспективы развития моделирования экосистем пресноводных озер. Использование моделей для решения задач сохранения их водных ресурсов. - СПб.: Нестор-История, 2014а. - 120 с.

Меншуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор). Две модели пресноводных озер // Водные ресурсы. – 2014б. - Т. 41. - № 1. - С. 24–38.

Налимов В.В. Вероятностная модель языка. – М.: Наука, 1974. - 272 с.

Новиков П.И. Озеро Вашозеро // Озера Карелии (природа, рыбы и рыбное хозяйство). Справочник. - Петрозаводск: Гос. изд-во КарелАССР, 1959. – С. 312-318.

Озера Карелии. Природа, рыбы и рыбное хозяйство. Справочник. – Петрозаводск, 1959. - 620 с.

Озера Карелии. Гидрология, гидрохимия, биота. Справочник. Под ред. Н.Н. Филатова, В.П. Кухнарева. – Петрозаводск, 2011. - 620 с.

Паклин Н.Б. Нечетко-когнитивный подход к управлению динамическими системами // Искусственный интеллект и принятие решений, 2003, - № 4, - С. 341-348.

Пегат А. Нечеткое моделирование и управление. - М.: Бином, 2010. - 798 с.

Полетаев И.А. О математическом моделировании колебательных процессов. Колебательные процессы в биологических и химических системах. – М.: Наука, 1966. – С. 289-291.

Полляк Ю.Г. Вероятностное моделирование на электронных вычислительных машинах. М.: Советское радио, 1971. – 400 с.

Первозванский А.А. Поиск - М.: Наука, 1970. - 264 с.

Поспелов Д.А. Игры и автоматы. - М.: Энергия, 1966. - 134 с.

Поспелов Д.А. Логико-лингвистические модели в системах управления. - М.: Энергоатомиздат, 1981. - 232 с.

Поспелов Д.А. Ситуационное управление: теория и практика. - М.: Наука, 1986. - 288 с.

Руденко Г.П. Регулирование рыболовства с определением общего допустимого улова рыбы // Рыбное хоз-во. - 2014а. - № 2. — С. 75-78.

Руденко Г.П. Численность рыб, ихтиомасса, продукция выживших рыб и управление рыбопродукционным процессом в пресноводных водоемах (методическое пособие). – СПб. - 2014б. – 106 с.

Рутковский Л. Методы и технология искусственного интеллекта. - М.: Телеком, 2010. - 520 с.

Сафронов И.К. Visual Basic в задачах и примерах. – СПб.: БХВ-Петербург, 2006. – 400 с.

Стерлиглва О.П., Павлов В.Н., Ильмаст Н.В., Павловский С.А., Комулайнен С.Ф., Кучко Я.А. Экосистема Сямозера. Биологический режим и использование. – Петрозаводск, 2002. - 118 с.

Страшкраба М., Гнаук А. Пресноводные экосистемы (математическое моделирование). - М.: Мир, 1989. — 374 с.

Титова Г.Д. Экономические проблемы использования биоресурсов Мирового океана в зонах национальной юрисдикции. - СПб.: BBM, 2006. - 368 с.

Умнов А.А. Математическое моделирование биотических потоков вещества и энергии в водных экосистемах. – СПб.: Наука, 1992. - 136 с.

Филатов Н.Н., Меншуткин В.В. Вопросы устойчивого развития: роль науки и образования на примере науки об озерах - лимнологии. Водная среда: обучение для устойчивого развития. – Петрозаводск, 2010. - С. 9-15.

Шеннон Р. Имитационное моделирование систем - искусство и наука. – Мир, 1978. - 418 с.

Яхъева Г.Э. Нечеткие множества и нейронные сети. - М.: Бином, 2010. - 316 с.

Beverton R.J.H., Holt S.J. Dynamics of exploited fish population. - Fish.Invest. - 1957. - ser. II. - 533 p.

Chen D.C., Hargreaves N.B., Ware D., Lin Y. A fuzzy-logic model with genetic algorithm for analizing fish stock-recruitment relationships // Canadian Journal Fish. Aquat. Sci. – 2000. - v. 57. - P. 1878–1887.

Chen C. et al. A model study of the couped biological and physical dynamics in Lake Michigan. // Ecological Modelling. - 2002. - 152(2-3). – P. 145-168.

Droesen W.J. Formalization of ecohydrological expert knowledge applying fuzzy techniques // Ecological Modelling. - 1996. - 85(1). – P. 75-81.

Grimm V., Frank K., Jeltsch F., Brangl R., Uchmański J., Wissel. C. Pattern-oriented modelling in population ecology // The Science of Total Environment. - 1996. – 183. – P. 151-166.

Hakanson L., Boulion V.V. The Lake Foodweb. Modelling predation and abiotic/biotic interactions. -Backhuys Publishers, Leiden. - 2002. - 344 p.

Hannon B., Ruth M. Modeling Dynamic Biological System. – Springer, 1997. – 419 p.

Kosko B. Fuzzy Thinking. – Hyperion, 1993. - 318 p.

Larkin P.A., Hourston A.S A model for simulation of the population biology of Pacific Salmon // J. Fish. Res. Bd. Canada. - 1964. - 21(5). - P. 1245-1265.

Mackinson S. An adaptive fuzzy expert system for predicting structure, dynamics and distribution of herring shoals // Ecological Modelling. - 2000. - 126(2-3). – P. 155-178.

Ricker W.E. Stock and recruitment // Canadian. Journal. Fish. Aguat. Sci. - 1954. - 11(5). - P. 25-67.

Salski A. Fuzzy knowledge based models in ecological research // Ecological Modelling. - 1992. – 53. – P. 103-112.

Stockhausen W.T., Fogarty M.J. Development of Multispecies Model of Fish Community Dynamics on Georges Bank // Report of US GLOBEC Georges Bank Science Meeting, - 2003. - Rhode Island.

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. - 85 (1) – P. 93-98.