



Отличительной особенностью монографии является ее разноплановый характер. Книга содержит большой фактический материал, касающийся наземных и пресноводных экосистем, в т.ч. количественные характеристики почв тундровых и лесных экосистем Северной части Евразии, данные по распространению кислицы обыкновенной по территории Европейской части России. Наряду с большим объемом фактических данных книга включает описание современных подходов к их анализу. На конкретных примерах оценены возможности: использования осадков сточных вод для рекультивации нарушенных территорий, проведения биологического мониторинга водных экосистем с использованием пресноводных растений, использования показателей флуоресценции фитопланктона в качестве биоиндикаторов для оценки экологического состояния вод. В качестве инструментов исследования и прогнозирования, широко используемых в экологии, рассмотрены различные модели (имитационные модели миграции радионуклидов в системе «почва - растения», модели расчета дозовых нагрузок от источников облучения, находящихся в почве, модели эволюции жизненного цикла, имитационные модели игр как инструмент обучения управлению). Каждая из глав монографии представляет собой описание системы последовательных шагов для решения конкретных экологических задач, которые могут быть применены для других объектов исследования. Монография рассчитана на широкий круг читателей, в первую очередь, научных сотрудников, работающих в различных областях экологии природных и антропогенных систем, а также аспирантов и студентов соответствующих специальностей.

ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ:  
ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ

## ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ: ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ

Под редакцией Д. В. Рисника

(монография)

## NATURAL AND ANTHROPOGENIC ECOSYSTEMS: PROBLEMS AND SOLUTIONS

Edited by Dmitry V. Risnik

(monograph)

ISBN 978-5-6040237-3-0



9

785604 023730

Moscow,  
BIBLIO-GLOBUS,  
2017

Москва  
БИБЛИО-ГЛОБУС  
2017



Издательский дом  
БИБЛИО-ГЛОБУС

**Е.В. Будилова, Д.Г. Замолодчиков, В.А. Зотов,  
Е.Ю. Лихачева, С.В. Мамихин, Д.В. Манахов,  
В.М. Бадави, С.А. Остроумов, И.О. Плеханова,  
С.Ю. Попов, Д.В. Рисник, А.Т. Терехин, И.В. Тропин,  
О.В. Честных**

**ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ  
ЭКОСИСТЕМЫ: ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ**

*монография*

*под редакцией Д.В. Рисника*

**Natural and anthropogenic ecosystems:  
problems and solutions**

edited by Dmitry V. Risnik

(monograph)

Moscow, BIBLIO-GLOBUS, 2017

Москва  
БИБЛИО-ГЛОБУС  
2017

УДК 502/504

ББК 20.1

P54

**Рецензенты:**

**Никольский А.А.** – доктор биологических наук, профессор кафедры системной экологии РУДН.

**Коденцова В.М.** – профессор, доктор биологических наук, заведующий лабораторией ФГБУН «ФИЦ питания, биотехнологии и безопасности пищи».

**P54** Природные и антропогенные экосистемы: проблемы и решения: монография / Е.В. Будилова, Д.Г. Замолотчиков, В.А. Зотов, Е.Ю. Лихачева, С.В. Мамихин, Д.В. Манахов, В.М. Бадави, С.А. Остроумов, И.О. Плеханова, С.Ю. Попов, Д.В. Рисник, А.Т. Терехин, И.В. Тропин, О.В. Честных / под ред. Д.В. Рисника. – М.: БИБЛИО–ГЛОБУС, 2017. – 268 с.

ISBN: 978-5-6040237-3-0

DOI: 10.18334/9785604023730

Отличительной особенностью монографии является ее разноплановый характер. Книга содержит большой фактический материал, касающийся наземных и пресноводных экосистем, в т.ч. количественные характеристики почв тундровых и лесных экосистем Северной части Евразии, данные по распространению кислицы обыкновенной по территории Европейской части России. Наряду с большим объемом фактических данных книга включает описание современных подходов к их анализу. На конкретных примерах оценены возможности: использования осадков сточных вод для рекультивации нарушенных территорий, проведения биологического мониторинга водных экосистем с использованием пресноводных растений, использования показателей флуоресценции фитопланктона в качестве биоиндикаторов для оценки экологического состояния вод. В качестве инструментов исследования и прогнозирования, широко используемых в экологии, рассмотрены различные модели (имитационные модели миграции радионуклидов в системе «почва – растения», модели расчета дозовых нагрузок от источников облучения, находящихся в почве, модели эволюции жизненного цикла, имитационные модели игр как инструмент обучения управлению). Каждая из глав монографии представляет собой описание системы последовательных шагов для решения конкретных экологических задач, которые могут быть применены для других объектов исследования. Монография рассчитана на широкий круг читателей, в первую очередь, научных сотрудников, работающих в различных областях экологии природных и антропогенных систем, а также аспирантов и студентов соответствующих специальностей.

Ключевые слова: *наземные экосистемы, пресноводные экосистемы, биоиндикаторы, запасы углерода, осадки сточных вод, модели, мониторинг.*

ISBN: 978-5-6040237-3-0

© Коллектив авторов, 2017

© Оформление, дизайн обложки

ООО Издательский дом «БИБЛИО–ГЛОБУС», 2017

# Содержание

Список сокращений .....	9
Введение .....	11
НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ .....	18
Глава 1. Запасы органического углерода в почвах лесов России.....	19
1.1. Материалы и методы .....	23
1.2. Результаты и обсуждение .....	33
1.2.1. Предикторы для расчета пулов запасов подстилки .....	33
1.2.2. Пулы $C_{soil}$ различных категорий земель лесного фонда .....	40
1.2.3. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ на разных категориях земель лесного фонда.....	43
1.2.4. Предикторы для расчетов пулов $C_{soil}$ на не покрытых лесом и нелесных землях лесного фонда.....	46
1.2.5. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ разных типов почв для географических полос.....	48
1.2.6. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ разных типов почв для регионов .....	49
1.2.7. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ разных типов почв для сочетаний широтных полос и регионов.....	51
1.3. Заключение главы 1 .....	54
1.4. Литература главы 1 .....	56
Глава 2. Ценоотическое распределение и экологические предпочтения кислицы обыкновенной ( <i>Oxalis acetosella</i> ) в северной тайге Европейской части России ....	61
2.1. Материалы и методы .....	63
2.2. Результаты и обсуждение .....	68
2.3. Заключение главы 2 .....	78
2.4. Литература главы 2.....	78
Глава 3. Экологические аспекты использования осадков сточных вод для целей сельского хозяйства и рекультивации нарушенных территорий .....	82
3.1. Опыт использования ОСВ в рекультивации нарушенных земель .....	87
3.2. Материалы и методы .....	92
3.3. Результаты и обсуждение .....	97

3.4. Заключение главы 3 .....	105
3.5. Литература главы 3 .....	106
<b>ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ.....</b>	<b>111</b>
Глава 4. Проблемы биологического мониторинга водных экосистем с использованием пресноводных растений. Биохимические аспекты накопления тяжелых металлов .....	112
4.1. Биоаккумуляция, очистка вод .....	113
4.2. Биотестирование, биоиндикация .....	114
4.3. Биомониторинг .....	115
4.4. Материалы и методы .....	118
4.5. Результаты и обсуждение .....	119
4.5.1. Содержание металлов в целых растениях .....	119
4.5.2. Распределение металлов по биохимическим фракциям .....	121
4.5.3. Требования биологического мониторинга .....	127
4.6. Литература главы 4.....	130
Глава 5. Оценка и нормирование состояния фитопланктонных сообществ (на примере Рыбинского водохранилища).....	136
5.1. Материалы .....	136
5.2. Используемые методы.....	138
5.2.1. Методы определения и расчета индикаторов.....	138
5.2.2. Метод расчета локальных экологических норм (метод ЛЭН)....	139
5.3. Результаты и обсуждение .....	154
5.3.1. Выявление факторов среды, приводящих к экологическому неблагополучию, и расчеты границ классов качества для индикаторов и факторов.....	154
5.3.2. Сравнение биоиндикаторов.....	157
5.3.3. Возможные биофизические механизмы влияния существенных для экологического неблагополучия факторов среды на показатели флуоресценции фитопланктона.....	158
5.4. Заключение главы 5 .....	159
5.5. Литература главы 5.....	160

МОДЕЛИРОВАНИЕ В РЕШЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ.....	165
Глава 6. Применение имитационного моделирования в радиоэкологии.....	166
6.1. Модели динамики $^{14}\text{C}$ .....	166
6.2. Модели динамики $^{137}\text{Cs}$ и $^{90}\text{Sr}$ .....	169
6.3. Модель трехмерной миграции радионуклидов в почве .....	196
6.4. Модели расчета дозовых нагрузок.....	204
6.5. Заключение главы 6.....	207
6.6. Литература главы 6.....	212
Глава 7. Сетевые модели в контексте эволюции жизненного цикла организмов .....	215
7.1. Когнитивно-регуляторная сеть организма.....	217
7.2. Сетевые модели управления распределением энергии в организме	227
7.3. Заключение главы 7.....	229
7.4. Литература главы 7.....	230
Глава 8. Имитационные модели и игры в экологическом образовании .....	238
8.1. Имитационная игра «Всемирное рыболовство». ....	240
8.2. Имитационная модель «CoMPAS» .....	255
8.3. Заключение главы 8.....	263
8.4. Литература главы 8.....	264

# NATURAL AND ANTHROPOGENIC ECOSYSTEMS: PROBLEMS AND SOLUTIONS

*Edited by Dmitry V. Risnik*

## Content

List of abbreviations .....	9
Introduction .....	11
TERRESTRIAL ECOSYSTEMS .....	18
Chapter 1. Organic carbon stocks in soils of Russian forests .....	19
1.1. Materials and methods .....	23
1.2. Results and discussion .....	33
1.2.1. Predictors for calculating ground litter pools .....	33
1.2.2. $C_{\text{soil}}$ pools of different categories of forest fund lands .....	40
1.2.3. Predictors for calculating $C_{\text{soil}}$ pools in different categories of forest fund lands .....	43
1.2.4. Predictors for calculating $C_{\text{soil}}$ pools in forest fund not covered with forest growth and non-forest fund lands .....	46
1.2.5. Predictors for calculating $C_{\text{soil}}$ pools of different types of soils for geographic zones .....	48
1.2.6. Predictors for calculating $C_{\text{soil}}$ pools of different types of soils for regions. ....	49
1.2.7. Predictors for calculating $C_{\text{soil}}$ pools of different types of soils for for combinations of latitudinal zones and regions .....	51
1.3. Conclusion of the chapter 1 .....	54
1.4. Bibliography of the chapter 1 .....	56
Chapter 2. The cenotic allocation and ecological preferences of <i>Oxalis acetosella</i> in the northern taiga of the European part of Russia .....	61
2.1. Materials and methods .....	63
2.2. Results and discussion .....	68
2.3. Conclusion of the chapter 2.....	78
2.4. Bibliography of the chapter 2 .....	78
Chapter 3. Ecological aspects of the application of sewage sludge for agriculture and reclamation of deteriorated lands .....	82
3.1. Experience of application of sewage sludge in reclamation of deteriorated lands.....	87
3.2. Materials and methods .....	92
3.3. Results and discussion .....	97
3.4. Conclusion of the chapter 3.....	105
3.5. Bibliography of the chapter 3 .....	106
FRESHWATER ECOSYSTEMS .....	111
Chapter 4. Issues of biological monitoring of aquatic ecosystems through freshwater plants. Biochemical aspects of the accumulation of heavy metals .....	112
4.1. Bioaccumulation, water treatment .....	113
4.2. Biotesting, bioindication .....	114
4.3. Biomonitoring.....	115
4.4. Materials and methods .....	118

4.5. Results and discussion.....	119
4.5.1. Metal content in whole plants .....	119
4.5.2. Definition of metals by biochemical fractions.....	121
4.5.3. Requirements for biological monitoring.....	127
4.6. Bibliography of the chapter 4 .....	130
Chapter 5. Assessment and normalization of the status of phytoplankton communities (by the example of the Rybinsk Reservoir).....	136
5.1. Materials .....	136
5.2. Methods .....	138
5.2.1. Methods for determining and calculating indicators .....	138
5.2.2. Method for calculating local environmental standards (LES) .....	139
5.3. Results and discussion.....	154
5.3.1. Identification of environmental factors that lead to environmental degradation, and calculation of quality class boundaries for indicators and factors... ..	154
5.3.2. Comparison of bioindicators.....	157
5.3.3. Possible biophysical mechanisms of the impact of environmental factors significant for environmental problems on phytoplankton fluorescence indices ...	158
5.4. Conclusion of the chapter 5.....	159
5.5. Bibliography of the chapter 5 .....	160
MODELING IN THE SOLUTION OF ENVIRONMENTAL PROBLEMS .....	165
Chapter 6. Application of simulation in radioecology .....	166
6.1. Models of $^{14}\text{C}$ dynamics .....	166
6.2. Models of $^{137}\text{Cs}$ and $^{90}\text{Sr}$ dynamics .....	169
6.3. Model of three-dimensional radionuclides migration in soil.....	196
6.4. Models for calculating loading doses .....	204
6.5. Conclusion of the chapter 6.....	207
6.6. Bibliography of the chapter 6 .....	212
Chapter 7. Network models in the context of life cycle evolution of organisms.....	215
7.1. Cognitive-regulatory network of the organism .....	217
7.2. Network management models of energy distribution in the organism .....	227
7.3. Conclusion of the chapter 7.....	229
7.4. Bibliography of the chapter 7 .....	230
Chapter 8. Simulation models and games in environmental education .....	238
8.1. Simulation game «World Fisheries».....	240
8.2. Simulation game «CoMPAS».....	255
8.3. Conclusion of the chapter 8.....	263
8.4. Bibliography of the chapter 8 .....	264

A distinctive characteristic of the monograph is its varying nature. The book contains a large amount of factual material on terrestrial and freshwater ecosystems, including quantitative characteristics of tundra soils and forest ecosystems of the Northern part of Eurasia and data on the spread of *Oxalis acetosella* across the territory of the European part of Russia. Along with a large amount of actual data, the book contains the description of modern approaches to their analysis. With specific examples we assess the options for application of sewage sludge for reclamation of deteriorated land, biological monitoring of aquatic ecosystems using freshwater plants, application of phytoplankton fluorescence indices as bio-indicators for assessing the ecological status of waters. As tools for research and forecasting, widely used in ecology, we consider various models, namely: simulation models for radionuclide migration in the soil-plant system, calculating models for loadings dose of irradiation sources in soil, models of the life cycle evolution, and simulation game models as a tool for management training. Each of the monograph's chapters is a description of a system of successive steps for solving specific environmental problems that can be applied to other objects of research. The monograph is intended for a wide range of readers, primarily researchers working in various areas of ecology of natural and anthropogenic systems, and for postgraduates and students.

**Keywords:** *terrestrial ecosystems, freshwater ecosystems, bio-indicators, carbon stocks, sewage sludge, models, monitoring.*



## СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

- АЭС – атомная электростанция  
БД – базы данных  
БЛ – фракция белков мембран и цитоплазмы  
ВВП – валовый доход на душу населения  
ВР – водорастворимая фракция  
ВШИБ – Высшая школа инновационного бизнеса  
ГНИ – граница нормы индикатора  
ГНФ – граница нормы фактора  
ГПЗ – государственный природный заповедник  
ИБВВ – Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина  
РАН  
ИКОС – индекс качества окружающей среды  
ИЧР – индекс человеческого развития  
ЛП – липофильная фракция  
ЛЭН – локальные экологические нормы  
МАГАТЭ – Международное агентство по атомной энергии  
МГЭИК – Межправительственная группа экспертов по изменению  
климата  
МПР – Министерств природных ресурсов  
ОГХ – основные гидрофизические характеристики  
ОДК – ориентировочно допустимая концентрация  
ОСВ – осадок сточных вод  
ПАВ – поверхностно– активные вещества  
ПАУ – полиароматические углеводороды  
ПДК – предельно допустимая концентрация  
ПС – фракция лабильно и прочно связанных полисахаридов  
РОВ – растворенные органические вещества  
СФН – скорость роста функции накопления  
ТМ – тяжелые металлы  
ТПК – техногенная поверхностная конструкция  
ФГУ – Факультет государственного управления  
ЧАЭС – Чернобыльская атомная электростанция  
ДСА – бестрендовый анализ соответствий  
НТ – период полувыведения радионуклида из какого– либо  
компонента или полупребывания в нем (half– time)  
Me – металл  
TF – коэффициент перехода радионуклида из почвы в растения  
(transfer factor)

## ВВЕДЕНИЕ

Отличительной особенностью монографии является ее разноплановый характер. Книга содержит большой фактический материал, касающийся наземных и пресноводных экосистем, в т.ч. количественные характеристики почв тундровых и лесных экосистем Северной части Евразии, данные по распространению кислицы обыкновенной по территории Европейской части России.

Наряду с большим объемом фактических данных книга содержит описание современных подходов к их анализу. На конкретных примерах оценена возможность использования осадков сточных вод для рекультивации нарушенных территорий, проведения биологического мониторинга водных экосистем с использованием пресноводных растений, использования показателей флуоресценции фитопланктона в качестве биоиндикаторов для оценки экологического состояния вод.

В качестве инструментов исследования и прогнозирования, широко используемых в экологии, рассмотрены различные модели (имитационные модели миграции радионуклидов в системе «почва – растения», модели расчета дозовых нагрузок от источников облучения, находящихся в почве, модели эволюции жизненного цикла, имитационные модели и игры как инструменты обучения управлению).

Каждая из глав монографии представляет собой описание системы последовательных шагов для решения конкретных экологических задач, которые могут быть применены для других объектов исследования.

1-я глава монографии посвящена созданию базы данных по количественным характеристикам почв тундровых и лесных экосистем Северной части Евразии. База включает информацию о более чем 1500 почвенных разрезах из 300 источников литературы. Разработаны процедуры автоматического заполнения лакун в описании почвенного разреза, связанных с отсутствием сведений о плотности, разрывами в выделении слоев и другими проблемами. По результа-

там расчетов запаса углерода лесной подстилки получен набор типовых средних значений запасов углерода подстилок в лесных насаждениях по преобладающим древесным породам с зонально-провинциальной дифференциацией и оценены запасы углерода лесных подстилок. Приведены суммарные запасы почвенного углерода по географическим регионам России для трех слоев почвенной толщи, рассчитанные для площадей земель лесного фонда по категориям (покрытые, не покрытые лесом и нелесные). Для основных типов почв рассчитаны обновленные средние величины запаса органического углерода в дифференциации по зонально-провинциальным регионам России и слоям почвы (0–30, 0–50, 0–100 см).

2-я глава монографии посвящена важному частному случаю описания распространения кислицы обыкновенной (*Oxalis acetosella*) в лесной зоне на территории Европейской части России. Ее биотопическая приуроченность включает относительно широкий спектр местообитаний – от влажнотравных до зеленомошных и широколиственных лесов. В небольших количествах кислица может быть встречена на богатых лугах. На юге лесной зоны этот вид занимает доминирующее положение под пологом еловых и сосновых лесов (сосняки и ельники кисличные). С несколько меньшим обилием, но в достаточном количестве кислица встречается в наземном покрове ельников и березняков широколиственных на юге лесной зоны. В этих же сообществах она встречается и в северной тайге. Экологические предпочтения кислицы на севере остаются теми же, что и на юге лесной зоны. Отличие заключается в том, что в северной тайге отсутствуют ельники и сосняки кисличные, т.е. кислица не занимает доминирующего положения в травяно-кустарничковом ярусе. На основе обработки 584 геоботанических описаний, собранных в Пинежском заповеднике, составлено представление обо всем спектре биотопов и местообитаний. Проведен анализ биотопического распределения кислицы и изучена ее экологическая приуроченность к факто-

рам увлажненности, трофности, кислотности, богатства почв азотом и освещенности, оцененных по шкалам Д.Н. Цыганова.

3-я глава монографии посвящена анализу преимуществ и недостатков применения осадков сточных вод в целях рекультивации и удобрения почв. Мировой опыт показывает устойчивую тенденцию к росту использования осадков сточных вод (ОСВ) для рекультивации нарушенных территорий. Это обусловлено ценными агрономическими свойствами осадков, такими, как высокое содержание органического вещества и элементов питания растений. Возможность применения осадков ограничена в связи с высоким содержанием в них тяжелых металлов и полициклических ароматических углеводов, а также неблагоприятными физическими свойствами ОСВ. Показано, что ОСВ, использованный для рекультивации фосфоритного карьера в Воскресенском районе Московской области, по содержанию элементов питания в 10 раз превосходит даже хорошо обеспеченные почвы. При этом содержание цинка, меди, кадмия и никеля в несколько раз превышает допустимые для почв уровни, а суммарное содержание полициклических ароматических углеводов превышает среднее для дерново-подзолистых почв значение в 20 раз. Концентрация наиболее опасного из них – бенз[а]пирена превышает ПДК более чем в 10 раз. Для исследованных образцов осадков характерны величины влажностей набухания 100–230% при содержании частиц размером  $\geq 100$  мкм в диапазоне 55–72%.

Глава 4 посвящена обсуждению проблем биологического мониторинга водных экосистем с использованием пресноводных растений. В ней представлен краткий обзор методов биоаккумуляции и биотестирования, показана принципиальная разница в биологическом подходе выбора растений для использования в данных биотехнологиях. Подробно обсуждается метод биомониторинга, показана необходимость появления такого подхода, наряду с химическим мониторингом, для контроля водных объектов, кратко освещены достоинства и недостатки метода. Важным направлением в области

общей, водной и биохимической экологии является совершенствование и расширение научной базы биомониторинга водных объектов. Система биомониторинга тяжелых металлов предъявляет ряд требований к выбору организмов-мониторов. Основным требованием является адекватность содержания металла в растении концентрации металла в водной среде. Выбор идеального растения-монитора, в котором содержание металла является функцией концентрации металла в воде в произвольно выбранный момент времени, затруднен по причине стохастического характера «взаимоотношений» биологических объектов и окружающей среды. Для совершенствования научных основ биомониторинга водных объектов актуальным является изучение закономерностей распределения тяжелых металлов в водных растениях, в частности выяснение локализации металлов в клеточных компартментах, определение содержания металлов в пулах биоорганических соединений клетки. Для понимания закономерностей в главе было проанализировано накопление тяжелых металлов представителями *Angiospermae* и *Bryophyta*, обитающими в пресных водах. Экспериментально изучено накопление и распределение Cu, Zn, Cd и Pb в тканях растений и основных биоорганических фракциях. Полученные результаты проанализированы с точки зрения совершенствования методической базы биологического мониторинга водной среды. Для решения задач краткосрочного мониторинга рекомендовано анализировать содержание металлов в белково-пептидном пуле, выделенном из водорастворимой фракции. В случае долгосрочного мониторинга водной среды для тяжелых металлов целесообразно определять общее содержание этих металлов, поглощенных растением, исключив из рассмотрения металлы, адсорбированные клеточной стенкой.

Глава 5 посвящена апробации метода расчета границ локальных экологических норм для диагностики и нормирования качества вод Рыбинского водохранилища. Метод основан на совместном анализе данных по биологическим и физико-химическим характери-

кам. В качестве биоиндикаторов использованы показатели флуоресценции фитопланктона, показатели видовой структуры фитопланктонных сообществ и содержания пигментов. Содержание хлорофилла «а» и максимальный уровень флуоресценции фитопланктона наиболее полно отражают причины ухудшения состояния исследуемой экосистемы. Наибольшее влияние на отклонение от нормы изученных биоиндикаторов вносят температура воды, содержание азота нитратов, а также концентрация ионов кальция и магния. Результаты проведенного исследования позволили рекомендовать применение биофизических биоиндикаторов для оценки экологического состояния вод наравне со стандартными гидробиологическими.

В главе 6 рассмотрен опыт использования метода имитационного моделирования на кафедре радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ, который демонстрирует эффективность данного метода исследований в экологии. Наиболее ранние работы в этом направлении были посвящены математическому моделированию биологического круговорота радиоуглерода. Были построены модели многолетней динамики  $^{14}\text{C}$  в экосистеме мелколиственного леса, агроценозе и степной экосистеме. Это позволило уточнить параметры накопления радиоуглерода в растительности и генетических горизонтах почвы.

В рамках исследования экологических последствий аварии на Урале, ЧАЭС и Фукусима были созданы модели вертикальной посуточной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах различных экосистем и модели многолетней динамики содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в компонентах древостоя и почве лесных экосистем. Дальнейшим развитием этого направления стала модель посуточной динамики  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в компонентах экосистемы лиственного леса. Тесная интеграция радиоэкологического модуля с модулем динамики органического вещества дала возможность более точно учесть роль органического вещества, как физического носителя радионуклидов и в соответствии с фенологическими циклами растений – доминантов. Модель была

использована для проведения численных экспериментов по изучению механизмов поведения  $^{137}\text{Cs}$  в древостое и почве экосистемы широколиственного леса, в том числе в условиях глобального изменения среднегодовой температуры.

На основе алгоритма миграционной модели были разработаны имитационная модель трехмерной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах и модель расчета дозовых нагрузок от источников облучения, находящихся в почве. Это позволяет учитывать влияние динамических процессов миграции радионуклидов в почве на интенсивность облучения наземных объектов.

В главе 7 кратко рассмотрены четыре уровня описания биологических механизмов, порождающих взаимозависимости между параметрами жизненного цикла: демографический, уровень распределения ресурсов организмом, уровень изучения системы управления распределением ресурсов и уровень генной регуляции. В контексте моделирования эволюции жизненного цикла рассмотрены сетевые модели (модели нейронных сетей), осуществляющие управление разными системами организма человека. Важное свойство сетевых моделей – мультистабильная динамика с ее аттракторным и ассоциативным характером, способность к обучению и воспроизведению сохраненных в памяти образов, а также способность к обобщению и творческому процессу. Согласно этой модели эндокринную, нервную, иммунную и генетическую системы можно рассматривать как сеть, а весь организм можно представить как единую нейрогеногуморальную сеть, которая обладает достаточной общностью и замкнутостью, чтобы рассматриваться в качестве интегральной модели когнитивной деятельности и физиологической регуляции организма.

Глава 8 посвящена применению имитационных моделей и игр как инструмента обучения управлению сложными системами – адекватной модели исследования находок и типичных ошибок, которые совершает человек. Эти модели и игры обладают рядом преимуществ по сравнению с традиционными методами обучения. Имита-

ционные игры позволяют их участникам обучаться в совместной деятельности. Особую важность имеет послеигровое обсуждение в диалоге (полилоге) с другими, которое позволяет выйти за пределы индивидуального понимания, достичь «резервуара смыслов», учитывать все точки зрения на одни и те же события и, в конечном счете, активизировать процессы смыслообразования.

Проведен анализ решений участников и их поведения в играх при обучении на различных факультетах МГУ; выявлены типичные стратегии принятий решений обучающимися. Учет преподавателем особенностей принятия решений студентами позволяет более гибко подходить к процессу обучения и корректировать его в дальнейшем. Результаты исследования подтверждают обоснованность применения игровых методов в системе образования в целом и при подготовке биологов в частности, поскольку игра создает пространство, близкое к практической деятельности человека.

При подготовке монографии были использованы разработанные авторами подходы к решению экологических проблем, которые основаны на сочетании методов анализа литературы, экспериментального и математического моделирования. Монография рассчитана на широкий круг читателей, в первую очередь, научных сотрудников, работающих в различных областях экологии природных и антропогенных систем, а также аспирантов и студентов соответствующих специальностей.

Монографию подготовил коллектив сотрудников ФГБОУ ВО «Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова»: Будилова Е.В. (глава 7), Замолодчиков Д.Г. (глава 1), Зотов В.А. (глава 3), Лихачева Е.Ю. (глава 8), Мамихин С.В. (глава 6), Манахов Д.В. (глава 6), Бадави В.М. (глава 6), Остроумов С.А. (глава 4), Плеханова И.О. (глава 3), Попов С.Ю. (глава 2), Рисник Д.В. (глава 5), Терехин А.Т. (глава 7), Тропин И.В. (глава 4), Честных О.В. (глава 1).

# **НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ**

## ГЛАВА 1. ЗАПАСЫ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ ЛЕСОВ РОССИИ

*Честных О.В., Замолодчиков Д.Г.*

Вызванная антропогенной модификацией углеродного цикла биосферы проблема глобального потепления климата стимулировала научный интерес к оценке запасов углерода для крупных территориальных единиц: природных зон, стран, частей континентов. Поскольку в арктических, бореальных и умеренных экосистемах значительная часть углерода содержится в органическом веществе почвы, территориальные расчеты запасов почвенного углерода  $C_{soil}$  стали популярным направлением исследований. Для почвенного покрова России в целом известен ряд значений суммарного пула углерода, опубликованных с начала 1990-х годов [Vinson, Kolchugina, 1993; Орлов и др., 1996; Рожков и др., 1997; Stolbovoi, 2002; Щепашенко и др., 2013]. Имеется заметное число работ с расчетами углерода почв регионального [Титлянова и др., 2007; Пастухов, Каверин, 2013], биомного [Честных и др., 1999, 2004; Stolbovoi, 2006] и интразонального [Ефремова и др., 1997] уровней. Почву часто рассматривают в составе экосистемных оценок углеродных пулов [Алексеев, Бердси, 1994; Уткин и др., 2001; Замолодчиков и др., 2005, 2011; Shvidenko, Nilsson, 2003].

Процедуру получения площадных оценок почвенного углерода можно подразделить на две части. Первая состоит в выборе топографической основы, используемой для получения значений площадей тех или иных контуров, в пределах которых предполагают наличие закономерно однородных запасов углерода почвы. Такие контуры могут быть выбраны по картам типов почв [Орлов и др., 1996; Рожков и др., 1997], ландшафтов [Честных и др., 1999] и растительных ассоциаций [Vinson, Kolchugina, 1993], материалам учета лесного фонда [Уткин и др., 2001; Честных и др., 2004]. Последние годы

при выборе топографической основы все большее внимание уделяют продуктам дистанционного зондирования [Пастухов, Каверин, 2013; Щепашенко и др., 2013].

Вторая часть процедуры состоит в поиске средних значений запасов углерода почвы, соответствующих тем или иным контурам. Это может быть сделано на основе баз данных, сформированных по материалам анализа почвенных профилей, либо с использованием типовых значений запасов углерода для категорий почв. Значительную известность получила база типовых почвенных профилей, приведенная в цифровом источнике [Stolbovoi, McCallum, 2002]. Эта база включала 254 типовых профиля почвы и была использована для расчетов эталонных для различных типов почв значений запасов углерода [Stolbovoi, 2002; 2006]. Эти же почвенные профили послужили основой и для более поздней оценки запасов углерода почвы [Щепашенко и др., 2013], при этом были проведены детальные коррекции величин с учетом региональных вариаций содержания углерода в различных формах почвенного органического вещества. Тем не менее, приходится констатировать, что наиболее современные по времени расчеты запасов углерода почв России базируются на ограниченном наборе почвенных профилей. В силу высокой вариабельности профиля почвы даже в пределах одного почвенного контура [Рыжова, 2008], ограниченное количество профилей потенциально приводит к высоким смещениям площадных оценок запасов углерода и других элементов в почвах.

В целенаправленных расчетах пулов  $C_{soil}$  на землях лесного фонда сначала предпочтение отдавали учетам площадей земель разных категорий, определяемых лесоустройством и другими способами лесоинвентаризаций. Считается, что суммарные площади земель лесного фонда страны (99.5%) и лесов, не входящих в лесной фонд (0.5%), по материалам учетов лесного фонда можно определить более точно, чем при сканировании контуров почвенных типов с мелкомасштабных карт. Тем более что в России на 62% площади лесов

осуществляют наземное лесоустройство с использованием аэрофотоснимков [Сухих, Уткин, 2003]. Слабая изученность почвенного покрова в лесах России, особенно в ее азиатской части, пока что не позволяет при изучении углеродного цикла опираться на эталонные запасы  $C_{soil}$  отдельных типов почв. Другими словами, не дает возможности использовать методику, широко применяемую в странах Западной Европы [Burschel et al., 1993; Nabuurs, Mohren, 1993; Wit, Kvindesland, 1999]. Однако, нами предпринята попытка пойти и таким путем, для чего были рассчитаны типовые средние запасы почвенного углерода по типам почв лесной зоны России.

Лесостроительные материалы при определении пулов  $C_{soil}$  используют двояко:

а) на их основе создают схемы лесорастительного районирования территории, описания растительности категорий земель и определения по литературным данным средних значений  $C_{soil}$  для всех категорий земель каждого из выделенных районов [Алексеев, Бердси, 1994];

б) лесоинвентаризационные материалы отдельных лесохозяйственных предприятий агрегируют либо по экорегионам, либо сразу же для субъектов федерации, с дальнейшим объединением по ландшафтными полосам (подзонам) в пределах лесорастительных областей (регионов). Подзоны и лесорастительные области в этом случае становятся базовыми для расчетов по площади среднестатистических запасов  $C_{soil}$  по категориям земель лесного фонда. Запасы  $C_{soil}$  для большинства более мелких природно-территориальных комплексов пока что невозможно оценить из-за ограниченности исходной информации. Нами был апробирован второй вариант использования лесоинвентаризационных материалов для определения пулов  $C_{soil}$  земель лесного фонда.

Авторами настоящей работы ранее по материалам открытых публикаций были созданы базы данных «Почвенные характеристики

Северной Евразии» и «Подстилки лесной зоны России». Эти базы служили основой для расчетов запасов углерода и азота в почвах лесов и тундр России [Уткин и др., 2001, 2006; Замолодчиков и др., 2005, 2005а, 2011; Честных, 1998; Честных и др., 1999, 2004; и др.] и для оценки запасов углерода в подстилках лесов России [Честных и др., 2007]. К настоящему времени база «Почвенные характеристики ...» расширена, усовершенствованы процедуры заполнения пропусков в структуре горизонтов и расчета интегральных показателей.

Подстилка представляет собой важный компонент лесной экосистемы. Большая часть растительного опада в лесу поступает на поверхность почвы, в отличие от травянистых экосистем, где преобладает опад подземных частей растений. Процессы трансформации растительного опада контролируют различные факторы, совокупность которых обеспечивает накопление подстилки. Подстилка относится к надземной части лесной экосистемы [Биеньковски и др., 2003; Богатырев, 1990, 1995], хотя нижние ее слои иногда рассматривают в составе органогенных почвенных горизонтов на основании структурной организации и стратификации профиля [Титлянова и др., 2004]. Анализ материалов базы данных по почвенным характеристикам лесов России показал [Честных и др., 1999а, 2004а], что горизонт А0 часто упускают при описании почвенного профиля, что определило необходимость создания специализированной базы данных (БД) по запасам лесных подстилок.

Нами объединены различные подходы и представлены:

- набор типовых средних значений запасов углерода подстилок в лесных насаждениях по преобладающим древесным породам с зонально-провинциальной дифференциацией. С использованием информации государственного учета лесного фонда рассчитаны запасы углерода подстилки на покрытых лесом землях субъектов РФ, федеральных округов и России в целом;

- по географическим регионам России для трех слоев почвенной толщи оценены средние значения запасов биологического углерода ( $C_{soil}$ ). Основой для расчетов служили распределение площадей земель лесного фонда по категориям (покрытые лесной растительностью, не покрытые лесом и нелесные) и специально созданная по литературным источникам база данных по почвенным разрезам в лесной и тундровой зонах;

- на основе этой же базы данных рассчитаны средние значения запасов углерода для групп типов почвы по трем слоям почвенной толщи (0-30, 0-50, 0-100 см) с дифференциацией по зонально-провинциальным регионам.

Таким образом, представлены данные как распределения площадей лесного фонда по основным лесообразующим породам, так и данные запасов углерода по основным выделенным типам почв под лесообразующими породами.

## 1.1. Материалы и методы

Расчеты типовых значений углерода почвы выполнены на основе оригинальной базы данных «Почвенные характеристики Северной Евразии». Современная версия базы включает информацию по 1470 почвенным профилям из 300 литературных источников. В основном представлены почвенные профили, заложенные в лесах, присутствуют описания почвенных профилей и для других категорий земель – тундр, лугов, степей. По каждому профилю в базу введена подробная информация (около 40 параметров): географическое положение, тип почвы по нескольким классификациям, описание окружающей растительности, строение почвенного профиля, для каждого из выделенных горизонтов – физико-химические свойства, механический состав, валовый химический состав, включая содержание органических веществ (рис. 1.1). База постоянно пополняется за счет включения описаний

почвенных профилей из вновь выходящих публикаций и продолжения поиска среди других доступных источников.

Для оценки запасов органического вещества почвы (в т га<sup>-1</sup>) необходимо иметь данные по объемной массе (объемному весу) каждого почвенного горизонта для разных типов почв. Авторские сведения о плотности горизонтов присутствовали лишь в 11% профилей, включенных в базу данных. Поэтому из всей базы данных были выбраны разрезы, для которых была определена объемная масса. Затем их систематизировали по зонам, по типам растительных формаций (преобладающим породам) и типам почв. Используя эту информацию, были оценены значения объемной массы для всех почвенных горизонтов. В качестве элементарного объекта для анализа был использован горизонт почвы. Так как описание каждого разреза содержало информацию по нескольким горизонтам, то общее количество объектов анализа составило 748.

Следующий этап состоял в построении регрессионных уравнений, в которых глубина залегания горизонта и процентное содержание в нем гумуса выступали в качестве независимых переменных, а объемная масса – в качестве зависимой. Для этого сначала было необходимо идентифицировать математическую форму уравнений. Предварительный анализ литературных источников и информации базы показал, что плотность в верхних, гумусовых, горизонтах почвы обычно минимальна при максимальной рыхлости. Такая рыхлость обусловлена корнями растений и роющей деятельностью живущих в почве насекомых и других мелких животных. В гумусовых горизонтах плотность равна 1.0–1.2 г см<sup>-3</sup>, в чисто органогенных горизонтах – в лесных подстилках и торфах – она падает до 0.2–0.4 г см<sup>-3</sup>. В минеральных горизонтах величина плотности возрастает до 1.3–1.6 г см<sup>-3</sup> (чаще всего до 1.4–1.5 г см<sup>-3</sup>). Наиболее высокая плотность (до 2.0 г см<sup>-3</sup>) отмечена в глеевых горизонтах заболоченных почв.



Рис. 1.1. Структура базы данных «Почвенные характеристики Северной Евразии». Жирным шрифтом выделены параметры, использованные при расчете запасов углерода

Для аппроксимации количественных зависимостей был использован целый ряд уравнений: гиперболические, степенные и логарифмические. Значения параметров уравнений рассчитывали с применением методов нелинейной регрессии. Адекватность полученных уравнений оценивали по коэффициенту детерминации ( $R^2$ ) и стандартной ошибке ( $SE$ ). При проведении статистического анализа был использован пакет статистических программ STATISTICA – 6 (StatSoft.Inc.).

Возможным способом повышения адекватности аппроксимации уравнений является оценка параметров уравнений не для всего массива данных, а для его частей (категорий), выделенных по тому или иному признаку. Таковыми признаками являлись:

- географическая подзона: 1) тундра; 2) северная тайга; 3) средняя тайга; 4) южная тайга; 5) зона листопадных лесов;
- группа типов почв: 1) подзолистые; 2) дерновые; 3) серые, бурые, черноземы; 4) тундровые; 5) торфяные;
- группа подстилающих пород: 1) пески; 2) супеси; 3) глины; 4) суглинки; 5) щебень;
- тип горизонтов: 1) подстилка; 2) элювиальный; 3) иллювиальный; 4) материнский, глеевый; 5) торфяной.

В категории торфяные почвы расчет проводили по приведенному в источниках процентному содержанию гумуса. В этой категории представлены торфяно- и торфянисто-болотные, а также торфяно-подзолисто-глеевые почвы.

Таким образом, при использовании любого признака исходный массив данных подразделяли на 5 категорий, однако число объектов в каждой из категорий существенно варьировало. Уравнения были рассчитаны как для всего массива данных в целом, так и отдельно по всем приведенным выше категориям подразделения данных.

Определение значений плотности почвенных горизонтов обеспечивает расширение возможностей использования описаний разрезов для решения широкого круга задач. Оно позволяет перейти от единиц процентного содержания вещества (гумуса, углерода, азота и так далее) к единицам массы. В настоящее время оценки пулов являются особо актуальными по отношению к углероду, что связано с проблемой изучения глобального углеродного цикла, в свою очередь индуцированной проблемой глобальных изменений климата. В процессе разработки углеродной проблемы все большее внимание начинают уделять циклам азота и других биогенных элементов как важнейших регуляторов продукционных и деструкционных процессов. В зависимости от поставленной задачи, предложенные уравнения позволяют использовать огромную информацию, содержащуюся в описаниях почвенных разрезов, и в недостаточной степени используемую из-за невозможности перевода процентных содержаний в суммарные количества.

Расчет запасов почвенных веществ (включая органическое вещество) осуществляется на основании сведений о глубине каждого горизонта (включая  $A_0$ ), плотности горизонта, процентного содержания вещества. Автоматизированное заполнение пропусков плотности горизонтов осуществлено на основе системы уравнений, описывающих вертикальные изменения плотности горизонтов с учетом типа почвы и содержания гумуса [Честных, Замолотчиков, 2004а]. Также была разработана процедура расчета запасов веществ для профилей, в которых имелись пропуски среди горизонтов либо отсутствие стыковки глубин горизонтов. Эта процедура заполняет пропуск в равной пропорции величинами, приведенными в описании для вышележащего и нижележащего горизонтов.

Методика расчета включала как запасы органического вещества почвы в верхних горизонтах, которые могут быть отнесены к подстилке, так и в заторфованных горизонтах подзолисто-болотных почв. Запасы органического вещества рассчитывали для

всего слоя почвы, описанного в соответствующем литературном источнике. Глубина разрезов разных типов почв колебалась от 20 до 100 см. В результате обработки были исключены разрезы с глубиной до 20 см, а также все случаи, когда определения запасов органического вещества почвы ограничивали только одним-двумя горизонтами. Итоговый вариант расчета содержит и информацию для трех слоев почвенной толщи: 0–30 см, 0–50 см, 0–100 см.

На основе рассчитанных средних значений запасов почвенного углерода и информации государственного учета лесов, включая распределения по породам покрытой лесом площади и площадного представительства других категорий земель лесного фонда, был осуществлен расчет абсолютных запасов углерода в почве. Оценку запасов почвенного углерода, как отмечено выше, проводили для

разных категорий земель по субъектам федерации в Европейско-Уральской части и экорегионам в азиатской части России умножением величины среднего запаса углерода на площади соответствующих категорий земель лесного фонда.

Таким образом, важный компонент базы данных представлен расчетными процедурами, позволяющими осуществить переход от процентного содержания элементов и веществ к их запасам на единицу площади, а также использовать другие преобразования исходных данных. Итог применения расчетных процедур представлен запасами веществ почвы по трем слоям: 0–30, 0–50, 0–100 см. Расчет запасов по слоям производят с использованием процедуры, «рассекающей» почвенный профиль на соответствующей глубине. Если исходная глубина разреза оказывалась меньше глубины слоя (например, составляла 80 см), то на недостающую толщю распространяли данные по самому нижнему горизонту разреза (как правило, относившемуся к формам горизонта С).

Настоящая работа основана на результатах обработки базы данных лишь в отношении одного из почвенных элементов, а имен-

но, углерода. Отметим, что в подавляющей части почвенных профилей исходная информация приведена не для углерода, а для почвенного гумуса. Для пересчета запасов гумуса в запасы углерода использован единый коэффициент 0,57 [Кобак, 1988]. Оценка запаса по профилю включает как углерод органического вещества почвы в верхних горизонтах, так и углерод заторфованных горизонтов подзолисто-болотных почв. Таким образом, суммарная оценка для профиля включает запасы органического углерода подстилки, органо-генных и минеральных горизонтов.

Для расчета запасов подстилки была создана отдельная база данных «Подстилки лесной зоны России». При разработке структуры БД была поставлена задача максимально охватить приводимые в литературных источниках характеристики подстилки. Совокупность полей БД может быть подразделена на 6 групп:

1. Группа общих характеристик, которая включает административно-географическое местонахождение пробной площади, координаты, подзону, тип леса, преобладающую породу, тип почвы.

2. Группа параметров древостоя: состав, средние возраст (лет), диаметр (см) и высота (м), густота (экз. га<sup>-1</sup>), сумма площадей сечений (м<sup>2</sup> га<sup>-1</sup>), запас древесины (м<sup>3</sup> га<sup>-1</sup>).

3. Группа характеристик структуры подстилки в целом и ее слоев L, F, H: толщина (см), общая масса (ц га<sup>-1</sup>), масса компонентов (хвоя, листва, генеративные органы, ветки, кора, трава и прочие).

4. Группа химических свойств, которая включает запасы различных зольных элементов (г м<sup>-2</sup>), содержание доступных для питания растений азота и фосфора, количество водорастворимых веществ.

5. Группа микробиологических характеристик, которая включает оценки дыхания подстилки [мг СО<sub>2</sub> (кг сухой массы)<sup>-1</sup>], процессов аммонификации и нитрификации.

б. Группа некоторых свойств подстиляющей почвы: распределение корней (всех и корней менее 1 см) в разрезах 0–50 см и 0–100 см ( $\text{г м}^{-2}$ ), запасы гумуса, азота ( $\text{т га}^{-1}$ ), подвижных форм фосфора ( $\text{кг га}^{-1}$ ) в слоях 0–50 см и 0–100 см.

При выполнении настоящей работы мы использовали поля БД, характеризующие местоположение, преобладающую породу древостоя и общую массу подстилки.

БД «Подстилки лесной зоны России» содержит информацию по 883 описаниям из 93 литературных источников. По регионам описания распределены следующим образом: Европейская часть – 538, Западная Сибирь – 109, Восточная Сибирь – 127, Дальний Восток – 59. Наиболее полно в БД представлены сосновые леса, далее следуют ельники, дубравы, лиственничники и березняки (соответственно 188, 97, 86, 85 и 43). Количество описаний для остальных пород варьирует от единиц до пары десятков; 23 описания характеризуют вырубку и гари. Отметим, что не все записи содержали информацию по общей массе подстилки, поэтому расчет типовых средних значений был проведен по меньшему количеству записей (540).

Расчеты типовых средних значений запасов подстилки проводили по зонально-провинциальным регионам по категориям либо преобладающих пород древостоя, либо категорий не покрытых лесом земель (вырубку, гари). Используемый принцип территориального деления был выдвинут А.И. Уткиным для облегчения согласования экологической информации с данными государственных учетов лесного фонда [Исаев и др., 1995]. В соответствии с этим принципом территорию России подразделяют на 4 провинции (Европейско-Уральская, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток) и 3 зональные полосы: северную (северные редколесья и северная тайга), среднюю (средняя тайга) и южную (южная тайга, смешанные, широколиственные леса и лесостепь). Границы провинций и зональных полос совмещают с административными границами

субъектов РФ. Таким образом, всю территорию России подразделяют на 12 зонально-провинциальных регионов.

По описаниям местонахождения и географическим координатам записей БД определяли их принадлежность к одному из 12 зонально-провинциальных регионов. Для каждого из регионов проводили усреднение запасов подстилки для категорий преобладающих пород древостоя, либо категорий не покрытых лесом земель. При отсутствии или малочисленности записей БД, приходящихся на тот или иной регион, проводили агрегирование данных для нескольких регионов одной зональной полосы или даже нескольких регионов. Например, таким способом был рассчитан средний запас подстилки ельников северной полосы для Западной, Восточной Сибири и Дальнего Востока. Для пересчета из сухого органического вещества подстилки в запас углерода использовали коэффициент 0.37, рекомендуемый МГЭИК [Титлянова и др., 2004].

Расчеты запасов углерода подстилки осуществлены с использованием данных государственного учета лесного фонда по состоянию на 01.01.2003 г. [Лесной фонд России, 2003] для покрытых лесом земель субъектов РФ, находившихся в ведении МПР РФ. Запас подстилки в насаждениях определенной преобладающей породы субъекта РФ оценивали по произведению соответствующего среднего значения и площади, занимаемой этой породой. Полученные величины суммировали для субъектов РФ, далее – федеральных округов и покрытых лесом земель России в целом.

Количество лесной подстилки изменялось в зависимости от сезона и местоположения (под кронами или в просветах между деревьями). Обработывая базу данных по запасам подстилок, собранных в разное время вегетационного сезона и в разных точках, мы получали усредненные значения. Приведенные материалы не имеют абсолютного значения, но они отражают тенденции изменения запасов подстилок в процессе минерализации, являясь основой для дальнейших уточнений.

Для расчета средних запасов углерода по типам почв в настоящей работе все разнообразие представленных в базе данных авторских названий почв было сведено к 10 категориям типов почв: бурые, дерновые, каштановые, песчаные, подзолистые, серые, солончаки, торфяные, тундровые, черноземы. Расчет средних значений запасов углерода для указанных групп типов почв проводили в дифференциации по 16 зонально-провинциальным регионам, полученных пересечением границ 4 широтных зон (арктическая, северная, средняя, южная) и 4 географических провинций (Европейско-Уральская часть, Западная Сибирь, Восточная Сибирь, Дальний Восток). Широтные зоны приблизительно соответствуют природно-географическим зонам тундр, северной тайги, средней тайги, южной тайги вместе со всеми более южными зонами. Границы выделенных зонально-провинциальных регионов проведены по границам субъектов Российской Федерации, что облегчает стыковку разнообразных сведений, представленных в природно-зональном и административных делениях. Детальное обоснование и карта-схема использованного деления территории России приведены в работе [Замолотчиков и др., 2005]. В качестве меры неопределенности средних значений использовали стандартную ошибку среднего, что соответствует 67%-ному доверительному интервалу.

Перед обсуждением полученных результатов следует подчеркнуть, что в настоящей работе для расчета запаса углерода в подстилке использован рекомендуемый МГЭИК коэффициент 0.37 [Титлянова и др., 2004]. В научной литературе имеются и более высокие оценки данного коэффициента, порядка 0.45–0.52 для подстилок лесов хвойных пород таежной зоны России [Биеньковски и др., 2003; Гришина, 1974]. При сравнении наших результатов с данными других исследований литературные оценки массовых запасов углерода подстилок были пересчитаны с использованием коэффициента, рекомендуемого МГЭИК.

## 1.2. Результаты и обсуждение

### 1.2.1. Предикторы для расчета пулов запасов подстилки

В табл. 1.1 приведены средние значения запасов углерода подстилок по преобладающим породам лесных насаждений России. Для северной зональной полосы значения запасов углерода подстилок варьируют от 2,1 т С·га<sup>-1</sup> (сосняки) на Дальнем Востоке до 19,8 т С·га<sup>-1</sup> в Европейской части (березняки). По оценкам Н.И. Базилевич [Базилевич, 1993], запасы углерода подстилок в северной тайге Европейской части составляют для сосняков 8,9–13,0 т С·га<sup>-1</sup>, ельников – 3,0–16,7 т С·га<sup>-1</sup>, для темнохвойной тайги – около 5,2 т С·га<sup>-1</sup>, для лиственничников – около 2,6 т С·га<sup>-1</sup>. Эти оценки несколько ниже наших. В лиственничниках северной тайги Восточной Сибири запасы углерода подстилок находятся в пределах 14,4–16,7 т С·га<sup>-1</sup> [Биеньковски и др., 2003; Ведрова и др., 2002]. В ельниках Аляски запасы углерода подстилок составляют 18,5–19,2 т С·га<sup>-1</sup> [Weber, Van Cleve, 1981], максимальные запасы углерода подстилок в северной тайге Аляски достигают 29,6–42,6 т С·га<sup>-1</sup> [Ruess et al., 1996]. Наши результаты показывают хорошее совпадение с оценками Э.Ф. Ведровой [Ведрова и др., 2002] для северной тайги Северной Сибири и с данными по северным хвойным лесам США [Weber, Van Cleve, 1981].

По нашим оценкам, в средней полосе запасы углерода подстилки высоки лишь в сосновых насаждениях Западной Сибири (24,2 т С·га<sup>-1</sup>), для остальных категорий усреднения они варьируют от 4,4 (пихтарники) до 17,2 (сосняки) т С·га<sup>-1</sup>. По данным других авторов [Богатырев, 1995; Лесные экосистемы..., 2002], в средней тайге Восточной Сибири запасы подстилок наиболее велики в лиственничниках – 15,7 т С·га<sup>-1</sup>. В кедровниках они составляют около 12,6 т С·га<sup>-1</sup>, ельниках – 8,9 т С·га<sup>-1</sup>, сосняках – 5,2 т С·га<sup>-1</sup>. Наименьшие величины характерны для березняков и осинников – 3,3 т С·га<sup>-1</sup>. Для сосняков и березняков совпадение наших и литературных оценок очень хоро-

шее, данные по другим породам, как правило, расходятся не более чем на 25%, что также свидетельствует о хорошем совпадении.

Запасы углерода подстилки в лесных насаждениях южной полосы значительно варьируют. Здесь, с одной стороны, активно идет процесс разложения, чему способствуют высокие температуры, повышение микробиологической активности и т. д. С другой стороны, высока интенсивность поступления опада в горизонт подстилки. В зависимости от преобладания одного из перечисленных процессов, масса подстилки может быть как низкой, так и высокой. Наши оценки запасов углерода подстилки варьируют от 2,6 т С·га<sup>-1</sup> (осинники Дальнего Востока) до 10,9 т С·га<sup>-1</sup> (ельники Европейско-Уральской части). В южнотаежных кедровниках Канады запасы углерода подстилки составляют 72,5 т С·га<sup>-1</sup> [Keenan et al., 1993], что намного выше наших оценок для кедровых лесов. В южной тайги Европейской части России [Базилевич, 1993; Гришина, 1974] запасы углерода подстилок варьируют в сосняках от 11,8 до 23,3 т С·га<sup>-1</sup>, в ельниках – от 5,9 до 13,0 т С·га<sup>-1</sup>. В дубово-липово-еловых насаждениях запас подстилки составляет 6,7 т С·га<sup>-1</sup>, дубово-сосновых – 9,6 т С·га<sup>-1</sup>, травных дубравах – 4,1 т С·га<sup>-1</sup>, березняках – 4,8 т С·га<sup>-1</sup> [Базилевич, 1993]. Совпадение наших оценок с аналогичными данными других российских авторов вполне удовлетворительное.

Как наши, так и результаты других исследований [Базилевич, 1993; Биеньковски и др., 2003] показывают, что величины запаса углерода лесных подстилок в северной и средней полосах, как правило, выше по сравнению с южной. В северных лесах по ряду причин (преобладание абиотических факторов в процессах разложения, слабое участие беспозвоночных животных в переработке подстилки, сравнительно бедный видовой состав микроорганизмов и др.) замедлен процесс разложения. Поэтому, даже при относительно небольших притоках органического вещества с опадом, накапливаются значительные запасы подстилки. В первую очередь увеличивается мощность горизонтов F и H, которые могут достигать 40 см. В юж-

ной тайге скорость минерализации подстилки возрастает в большей степени, чем интенсивность опада, потому и запасы их ниже.

**Таблица 1.1. Средний запас углерода лесной подстилки для насаждений основных лесобразующих пород России (среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка)**

Порода	Широтная полоса	Регион	Запас углерода, т С·га <sup>-1</sup>			Число разрезов
			среднее	минимум	максимум	
Сосна	1	1	13.8 $\pm$ 2.0	6.0	25.1	12
		2	3.2 $\pm$ 1.9	0.4	8.9	4
		3	8.5 $\pm$ 4.6	3.9	13.1	2
		4	2.1 $\pm$ 0.3	1.5	2.6	3
	2	1	17.2 $\pm$ 3.9	3.2	26.6	6
		2	24.2 $\pm$ 5.2	9.3	32.6	4
		3-4	5.2 $\pm$ 1.8	3.4	7.0	2
	3	1	9.0 $\pm$ 0.7	0.6	28.3	75
		2	7.7 $\pm$ 0.4	2.2	21.8	57
3-4		6.6 $\pm$ 1.3	0.6	19.2	16	
Ель	1	1	15.7 $\pm$ 2.0	11.3	20.4	5
		2-4	15.4 $\pm$ 7.8	1.8	28.9	3
	2	1-3	10.6 $\pm$ 1.4	6.6	22.2	11
		4	9.4 $\pm$ 0.4	8.9	10.2	3
Ель	3	1	10.9 $\pm$ 1.6	0.9	58.1	58
		2	8.9 $\pm$ 0.8	6.5	10.8	5
		3	9.9 $\pm$ 5.4	0.2	40.7	7
		4	6.5 $\pm$ 0.3	5.8	6.9	3
Пихта	1-2	1-4	4.4 $\pm$ 0.7	3.7	5.1	2
	3	1-4	6.2 $\pm$ 0.7	3.6	9.3	7
Лиственница	1	1-2	16.5 $\pm$ 0.2	16.4	16.7	2
		3	12.8 $\pm$ 4.3	4.4	46.4	9
		4	5.9 $\pm$ 0.9	0.0	21.8	31
	2	1-4	7.3 $\pm$ 0.9	4.6	12.7	8
	3	1-4	5.5 $\pm$ 0.5	1.1	11.2	31
Кедр	1	1-3	6.7 $\pm$ 1.3	5.4	8.0	2
		4	2.1 $\pm$ 0.5	0.5	3.4	6
	2	1-4	8.6 $\pm$ 1.8	3.3	17.8	8
		3	1-3	3.4 $\pm$ 1.0	0.4	5.1
4	7.3 $\pm$ 0.4		6.5	7.8	3	

Прочие твердолиственные	1–3	1–3	5.4±0.5	1.0	29.3	88
		4	4.7±0.0	4.7	4.7	2
Береза	1	1	19.8±4.2	11.7	25.7	3
		2–4	3.7±1.3	0.7	6.3	3
	2	1	13.6±0.0	13.6	13.6	2
		2–4	3.3±1.0	1.0	4.7	3
	3	1–2	6.2±1.4	0.3	27.4	24
		3	2.9±1.1	1.4	7.4	5
4		6.5±0.9	5.0	8.0	3	
Осина	1–2	1–4	10.3±9.6	0.7	19.9	2
		1–2	4.9±3.6	1.0	15.5	4
	3	3–4	2.6±0.6	1.0	3.7	4
Прочие мягколиственные	1–3	1–4	6.7±1.4	2.8	12.2	6
Кедровый стланик	1–3	1–4	1.0±0.1	0.9	1.1	2

*Примечание. Широтные полосы: 1 – северная; 2 – средняя; 3 – южная; Регионы: 1 – Европейско-Уральский, 2 – Западная Сибирь, 3 – Восточная Сибирь, 4 – Дальний Восток*

Запасы углерода подстилки на вырубках составляют 3,0–7,9 т С·га<sup>-1</sup>, на гарях – 2,9–10,6 т С·га<sup>-1</sup> (табл. 1.2). Среднее значение запаса углерода подстилки для не покрытых лесом земель равно 5,3 т С·га<sup>-1</sup>, что на 2,6 т С·га<sup>-1</sup> меньше, чем на покрытых лесом землях (8,1 т С·га<sup>-1</sup>). Эти различия статистически достоверны ( $p = 0,04$ ). В соответствии с методологией МГЭИК, бюджет углерода по пулу подстилки оценивают для площадей, находящихся в процессе перехода от одного состояния со стабильным запасом подстилки к другому [Руководящие указания..., 2003]. По отношению к лесному фонду России в качестве таких переходов между разными категориями покрытых и непокрытых лесом земель могут рассматриваться трансформации от не покрытых лесом земель к покрытым и обратно. Отношение средних запасов подстилки на не покрытых и покрытых лесом площадях, равное 0,66, может быть рекомендовано к использованию при оценках бюджета углерода по пулу подстилки. К сожалению, сравнительно небольшое число описаний подстилок для не покрытых лесом земель не позволяет выполнить более детальный ана-

лиз величин снижения запасов углерода на таких землях по сравнению с землями, покрытыми лесом. Пополнение информационного массива данных по подстилкам на не покрытых лесом землях при помощи как экспериментально-полевых исследований, так и более углубленного анализа имеющейся литературы следует считать важным направлением будущих исследований.

**Таблица 1.2. Средний запас углерода подстилки для не покрытых лесом земель (среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка)**

Категория	Широтная полоса	Регион	Запас углерода, т С·га <sup>-1</sup>			Число описаний
			среднее	минимум	максимум	
Вырубка	1	1–4	7.9 $\pm$ 3.3	1.2	19.4	5
	2–3	1–4	3.0 $\pm$ 0.9	0.7	10.7	10
Гарь	1	1–4	2.9 $\pm$ 1.4	1.5	4.4	2
	2–3	1–4	10.6 $\pm$ 3.4	0.6	19.2	6

*Примечание. Обозначения см. табл. 1.1.*

Материалы МГЭИК предоставляют дополнительную возможность сравнения найденных нами средних значений запасов углерода подстилки на покрытых лесом землях [Руководящие указания..., 2003]. Этот источник содержит типовые средние значения запасов углерода в подстилке лиственных и хвойных лесов в дифференциации по типам климата (бореальный, холодный умеренный, теплый умеренный) и условиям увлажнения (влажный, сухой). Значения варьируют от 13 т С·га<sup>-1</sup> (лиственные леса в условиях теплого умеренного влажного климата) до 55 т С·га<sup>-1</sup> (хвойные леса в условиях бореального влажного климата). Средняя величина запаса углерода подстилки по рассматриваемым категориям лесов составляет 27 тС·га<sup>-1</sup>. Напомним, что наше среднее значение для покрытых лесом площадей равно 8 т С·га<sup>-1</sup>. Учитывая отмеченное ранее хорошее совпадение наших оценок с данными других независимых исследований [Базилевич, 1993; Биеньковски и др., 2003; Ведрова и др., 2002; Гришина, 1974; Лесные экосистемы..., 2002], можно заключить, что типовые значения МГЭИК [Руководящие указания..., 2003] завышены по отношению к запасам углерода подстилок в лесах России.

С использованием найденных типовых средних значений были определены **общие запасы углерода подстилок** на покрытых лесом землях России. В табл. 1.3 приведены значения суммарных запасов углерода подстилок по преобладающим породам и их группам. Среди хвойных наибольшие запасы углерода подстилки сосредоточены в лиственничниках (1,73 Гт С), наименьшие – в пихтарниках (0,07 ГтС), что определяется представленностью этих пород по площади ( $264 \cdot 10^6$  и  $14 \cdot 10^6$  га соответственно). Запас углерода подстилки твердолиственных пород равен 0.09 Гт С. Среди мягколиственных пород запас углерода подстилки максимален в березняках (0.66 Гт С). Суммарный запас углерода подстилки на покрытых лесом землях России по нашей оценке составляет 5.26 Гт С. Ранее запасы углерода подстилок оценивали для лесов России в 5,48 Гт С [Алексеев, Бердси, 1994], лесов бывшего СССР – в 4,51 Гт С [Kolchugina, Vinson, 1993], то есть имеет место хорошее совпадение результатов независимых исследований.

**Таблица 1.3. Площади и запасы углерода подстилок по преобладающим породам лесов РФ (среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка)**

Преобладающая порода	Площадь, $10^3$ га	Углерод подстилки, $10^6$ т С
Сосна	117472.9	943.5 $\pm$ 217.9
Ель	77198.4	953.7 $\pm$ 132.8
Пихта	14930.2	74.9 $\pm$ 10.0
Лиственница	264287.4	1731.3 $\pm$ 254.1
Кедр	40852.0	293.9 $\pm$ 55.2
Итого хвойные	514740.9	3997.3 $\pm$ 670.0
Твердолиственные	18184.7	89.4 $\pm$ 3.1
Береза	97950.0	661.4 $\pm$ 124.6
Осина	20573.4	150.6 $\pm$ 127.0
Прочие мягколиственные	7397.5	49.5 $\pm$ 10.6
Итого мягколиственные	125920.9	861.4 $\pm$ 262.2
Прочие породы и кустарники	74303.5	311.5 $\pm$ 75.7
Итого покрытых лесом земель	733150.0	5259.7 $\pm$ 1011.0

В табл. 1.4 приведены запасы углерода подстилок на покрытых лесом землях федеральных округов РФ. Максимальные суммарные запасы углерода подстилок сосредоточены в хвойных насаждениях Сибирского и Дальневосточного округов (1,24 и 1.21 Гт С), минимальны запасы углерода подстилки в Южном округе (0,02 Гт С в сумме по всей покрытой лесом площади). Суммарные запасы углерода в первую очередь определяются площадью федерального округа, а средние – как соотношением преобладающих древесных пород, так и географической изменчивостью запасов подстилки в пределах одной породы. Например, в сосновых и березовых насаждениях (здесь и далее «насаждения» термин из документов государственного учета лесного фонда означающий любые леса) Европейско-Уральской части России средние запасы подстилок значительно выше, чем в насаждениях тех же пород на Дальнем Востоке или в Восточной Сибири. Максимальные суммарные запасы углерода подстилок сосредоточены в Сибирском и Дальневосточном округах (при средних значениях 6,0 и 5,6 т С·га<sup>-1</sup> соответственно), в то время как средние запасы углерода подстилок выше в Северо-Западном (14,7 т С·га<sup>-1</sup>), Приволжском (9,8 т С·га<sup>-1</sup>) и Уральском (8,3 т С·га<sup>-1</sup>) округах.

**Таблица 1.4. Площади ( $S$ ,  $10^3$  га) и запасы углерода подстилок ( $C_L$ ,  $10^6$  т С) покрытых лесом земель федеральных округов РФ (среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка)**

Федеральный округ	Параметр	Хвойные	Твердо-лиственные	Мягко-лиственные	Прочие и кустарники	Итого
Северо-Западный	$S$	61395.8	49.2	19129.5	265.5	80840.0
	$C_L$	898.2 $\pm$ 129.9	0.3 $\pm$ 0.0	286.1 $\pm$ 63.1	1.8 $\pm$ 0.4	1186.3 $\pm$ 193.4
Центральный	$S$	6736.0	962.1	6994.1	17.8	14710.0
	$C_L$	66.1 $\pm$ 7.6	5.2 $\pm$ 0.5	41.5 $\pm$ 12.9	0.1 $\pm$ 0.0	112.9 $\pm$ 21.0
Приволжский	$S$	14596.3	1830.8	15059.9	66.7	31553.7
	$C_L$	164.4 $\pm$ 24.5	9.9 $\pm$ 1.0	133.6 $\pm$ 27.2	0.4 $\pm$ 0.1	308.2 $\pm$ 52.7
Южный	$S$	499.7	2524.2	621.5	186.6	3832.0
	$C_L$	4.1 $\pm$ 0.4	13.6 $\pm$ 1.3	3.9 $\pm$ 1.0	1.1 $\pm$ 0.2	22.8 $\pm$ 2.9
Уральский	$S$	47086.5	30.9	17024.3	1040.9	65182.6
	$C_L$	420.2 $\pm$ 125.0	0.2 $\pm$ 0.0	111.9 $\pm$ 29.0	7.0 $\pm$ 1.5	539.2 $\pm$ 155.5

Сибирский	$S$	190267.7	8.1	49482.2	18376.2	258134.2
	$C_L$	1235.5±215.3	0.0±0.0	204.8±101.7	96.1±22.1	1536.5±339.0
Дальне-восточный	$S$	194158.9	12779.4	17609.4	54349.8	278897.5
	$C_L$	1208.7±167.4	60.3±0.2	79.7±27.3	205.0±51.5	1553.6±246.4
Российская Федерация	$S$	514740.9	18184.7	125920.9	74303.5	733150.0
	$C_L$	3997.3±670.0	89.4±3.1	861.4±262.2	311.5±75.7	5259.7±1011.0

В наших более ранних работах приведены подробные расчеты как средних, так и кумулятивных запасов почвенного углерода [Уткин и др., 2001, 2006; Замолотчиков и др., 2005, 2005а]. Но т.к. позже произошло существенное обновление базы данных, и были получены новые средние запасы, в настоящей работе приведены только данные по суммарным запасам почвенного углерода, рассчитанные в более ранние годы, а средние значения ниже приведены в более поздней версии.

### 1.2.2. Пулы $C_{soil}$ различных категорий земель лесного фонда

Необходимо отметить, что приведенные в таблицах 1.6 и 1.7 данные получены для лесов МПР РФ ( $1110.6 \cdot 10^6$  га). При общей площади земель лесного фонда (согласно [Лесной фонд..., 2003])  $\sim 1110 \cdot 10^6$  га, распределение между категориями покрытых лесом, не покрытых лесом и нелесных земель равно соответственно 65, 9 и 26%. При общих запасах  $C_{soil}$  в 240.6 Гт С, распределение их по тем же категориям земель выражается как 49, 7, 44%. В пределах отдельных регионов это соотношение существенно меняется. В направлении запад – восток доля площади в лесном фонде не покрытых лесом земель составляет: 2.3, 2.5, 7.4 и 15,9%. (табл. 1.6). В Восточной Сибири и на Дальнем Востоке такое увеличение обусловлено значительным распространением гарей и вырубок. Для категории нелесных земель аналогичное распределение имеет следующий вид: 19, 39, 19 и 29%, причем в двух первых районах за счет олиготрофных сфагновых торфяников, в Восточной Сибири – мелкоотрфованных болот, на Дальнем Востоке лишь отчасти благодаря болотам, в большей же мере из-за включения в лесной фонд горных тундр и естественных редиин.

В слое 0–100 см намечается сходимость оценок  $C_{soil}$  у разных авторов (табл. 1.5). Но для принятия общих оценок пула биологического углерода почв время, видимо, еще не пришло.

**Таблица 1.5. Более ранние оценки пула  $C_{soil}$  покрытых лесом земель**

Год ГУЛФ	Площадь, $10^6$ га	Слой, см	Пул $C_{soil}$ Гт С	Источник
1988	771.1	0–100	74.2	[Алексеев, Бердси, 1994]
1993	707.0	0–100	104.54	[Уткин и др., 2001; Честных и др., 1999]
1993	764	0–30	61.6	[Stolbovoi, 2002]
		0–100	87.6	
1993	763.5	0–100	119.04	[Швиденко и др., 2003]
1998	718.7	0–30	73.88	[Честных и др., 2004]
		0–100	116.46	

*Примечание.* ГУЛФ – система периодического единовременного определения количественных и качественных характеристик лесного фонда и происходящих в нем изменений;  $C_{soil}$  – запасы почвенного углерода почв под лесными насаждениями.

Валовые запасы  $C_{soil}$  по регионам обусловлены общими площадями земель лесного фонда и поэтому относятся к малопригодным показателям для сравнения. Показательнее использовать для этой цели почвенно-углеродную емкость (в т С·га<sup>-1</sup>) земель разных категорий. Поскольку для почв покрытых лесом и не покрытых лесом земель эти показатели не различаются или различаются весьма незначительно (табл. 1.6), то сравнение целесообразно свести к противопоставлению нелесных земель землям, покрытым лесной растительностью. В дальнейшем произошло существенное обновление информации в базе данных, и были усовершенствованы процедуры расчета средних типовых значений запасов почвенного углерода.

**Таблица 1.6. Запасы углерода в почвенных слоях на землях различных категорий в лесном фонде России**

Регион	Категория земель	Площадь, 10 <sup>6</sup> га	Слой, см					
			0–30		0–50		0–100	
			10 <sup>6</sup> т С	т С·га <sup>-1</sup>	10 <sup>6</sup> т С	т С·га <sup>-1</sup>	10 <sup>6</sup> т С	т С·га <sup>-1</sup>
Российская Федерация	Покрытые лесом	718.7	73883.1	103±18	91001.6	127±20	116456.6	162±23
	Не покрытые лесом	104.9	10649.1	102±20	13297.9	127±22	17606.2	168±24
	Нелесные	287.0	42460.4	148±18	70474.8	246±33	106569.9	371±67
	Всего	1110.6	126992.6	114±18	174774.3	157±24	240632.7	217±35
Европейско–Уральская часть	Покрытые лесом	140.8	11947.7	85±14	14429.0	102±17	18057.2	128±21
	Не покрытые лесом	4.2	280.5	66±11	341.1	81±14	434.4	103±16
	Нелесные	33.8	5873.4	174±18	10327.8	306±41	16181.9	479±82
	Всего	178.8	18101.6	101±15	25097.9	140±21	34673.5	194±33
Западная Сибирь	Покрытые лесом	81.1	8976.1	111±23	10295.9	127±26	11953.1	147±29
	Не покрытые лесом	3.4	325.9	97±23	386.7	115±26	471.3	141±29
	Нелесные	53.7	10255.0	191±20	18167.5	338±46	28613.9	532±92
	Всего	138.1	19557.0	142±22	28850.1	209±34	41038.3	297±53
Восточная Сибирь	Покрытые лесом	218.9	23738.3	108±21	28930.0	132±24	36037.7	165±26
	Не покрытые лесом	22.1	2250.3	102±21	2754.9	125±24	3570.5	161±25
	Нелесные	56.6	8540.3	151±19	13949.1	246±32	20898.6	369±66
	Всего	297.7	34528.9	116±21	45634.0	153±25	60506.9	203±34
Дальний Восток	Покрытые лесом	277.8	29221.0	105±16	37346.7	134±17	50408.6	181±20
	Не покрытые лесом	75.2	7792.3	104±20	9815.1	131±22	13130.0	175±24
	Нелесные	142.9	17791.7	125±17	28030.4	196±26	40875.5	286±54
	Всего	495.9	54805.0	111±17	75192.3	152±21	104414.0	211±31

Примечание. Оценки в т С·га<sup>-1</sup> представлены в формате: среднеарифметическое значение ± SE (стандартная ошибка)

### **1.2.3. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ на разных категориях земель лесного фонда**

Для категории покрытых лесом земель данные для разных лесобразующих пород, дифференцированные по лесорастительным областям и ландшафтными полосам, сведены в табл. 1.7. Выборки, используемые в табл. 1.7 для анализа географической изменчивости  $C_{soil}$ , для ряда категорий земель являются не очень репрезентативными. Даже в случаях наибольших по объему выборок (25–50 почвенных разрезов) относительная ошибка при определении среднеарифметических значений  $C_{soil}$  (отношение стандартной ошибки к среднему, в %) колеблется в пределах 6–17%, иногда бывает еще выше. Но и в этих случаях должны обеспечиваться, хотя бы приближенно, оценки пулов  $C_{soil}$  в пределах лесорастительных областей (регионов) страны. Представляется, что с конкретными описаниями почвенных разрезов из базы данных [Честных, 1998] и растительности можно было объяснить многие различия предикторов из табл. 1.7. Далее приводятся данные по эталонным почвенным разрезам, запасы углерода которых можно соотнести с площадью контуров типов почв, сканированных с почвенных карт, что, возможно, обеспечит более высокую точность определения пулов  $C_{soil}$ .

**Таблица 1.7. Среднее содержание углерода в почве лесных земель  
(среднее значение ± стандартная ошибка)**

Порода	Широтная полоса	Регион	Средний запас углерода, т га <sup>1</sup>			Число разрезов
			0–30	0–50	0–100	
Сосна	1	1	75±13	95±16	125±20	29
		2–4	60±12	71±14	83±17	7
	2	1	47±24	55±30	70±38	6
		2	94±23	103±24	118±27	17
		3	79±26	95±28	121±32	9
		4	49±6	59±6	83±7	6
	3	1	56±6	69±7	89±9	37
		2	96±16	106±16	124±17	27
		3–4	63±6	76±7	95±8	41
	Ель	1	1	104±12	130±15	165±19
2			71±15	82±16	101±17	7
3–4			121±37	168±37	219±34	5
2		1	82±10	100±13	125±17	38
		2	69±9	81±10	98±11	21
		3–4	139±26	180±31	237±40	10
3		1	81±7	95±9	114±10	41
		2	119±20	134±21	151±21	13
		3	122±37	147±39	182±41	11
		4	134±22	177±31	220±37	6
Лиственница	1	1–2	120±90	197±151	247±164	2
		3	122±25	149±27	178±27	11
		4	76±10	100±13	141±16	44
	2	1–3	79±14	88±16	104±18	21
		4	60±5	78±6	113±6	68
	3	1	72±38	83±42	101±49	3
		2	33±1	44±1	63±0	2
		3	112±23	137±26	168±28	15
Пихта	1–2	1	78±64	121±99	163±126	2
		2–4	43±21	56±29	75±38	3
	3	1–2	77±16	100±20	129±21	11
		2	95±21	115±21	144±21	7
		3	90±20	124±27	168±38	10
Кедр	1	1–4	148±22	182±36	222±30	3
		2	132±25	152±27	205±36	10
	3	1–3	146±33	177±36	233±46	14
		4	128±21	178±32	146±26	6

Дуб	3	1	53±3	69±4	94±5	51
		2-4	48±5	62±7	88±11	9
Граб	3	1-4	64±7	86±10	124±13	21
Бук	3	1-4	56±4	74±6	108±8	32
Липа	3	1	63±10	77±12	108±22	8
		2-4	63±37	75±42	97±52	2
Береза	1	1	73±15	85±15	106±15	10
		2-4	129±26	142±26	162±22	4
	2	1	108±30	121±37	136±40	2
		2	112±23	132±26	156±29	7
		3	214±70	228±71	252±77	2
		4	67±11	85±13	133±23	6
	3	1	79±15	98±20	121±24	26
		2	101±15	119±18	138±19	20
		3	103±21	126±24	151±27	19
		4	95±24	133±35	173±46	5
Осина	1-2	1	84±1	106±5	125±14	2
		2-4	61±4	76±3	110±11	2
	3	1	47±15	53±14	66±10	3
		2	74±20	90±19	111±16	6
		3-4	71±7	92±8	123±10	9
Каменная береза	1-2	1-4	82±11	138±23	254±59	6
	3	1-4	108±19	182±28	263±31	13
Прочие твердо- лиственные	1-2	1-4	50±12	57±11	70±9	4
	3	1	41±6	53±9	72±11	11
		2-4	59±12	75±21	105±34	3
Прочие мягко- лиственные	1-2	1-4	127±26	170±36	206±40	3
	3	1	55±9	71±13	92±17	16
		2-4	123±47	215±118	283±121	3
Кедровый стла- ник	1	1-4	189±16	250±33	291±26	3
	2	1-4	56±8	80±8	119±14	5
	3	1-3	82±22	96±21	124±21	2
		4	194±13	284±6	384±60	3
Прочие кустар- ники	1	1	111±17	137±22	163±26	22
		2-4	174±52	232±73	312±98	5
	2	1-4	117±17	141±18	176±18	13
	3	1-2	136±8	158±2	190±6	2
		3	113±11	132±12	163±13	5
		4	59±16	75±17	109±15	4

Примечание. Широтные полосы: 1 – северная, 2 – средняя, 3 – южная; Регионы: 1 – Европейско-Уральский, 2 – Западная Сибирь, 3 – Восточная Сибирь, 4 – Дальний Восток

#### 1.2.4. Предикторы для расчетов пулов $C_{soil}$ на не покрытых лесом и нелесных землях лесного фонда

Категории земель лесного фонда, представленные в табл. 1.8, относятся к основным типам земель либо временно не занятым лесом, либо изначально безлесных, в том числе и преобразованных для хозяйственных целей (пашни, большая часть лугов). Используемые для вычисления предикторов первичные материалы малочисленны, особенно для гарей и вырубок, где относительные ошибки среднеарифметического предиктора  $C_{soil}$  составляют: для гарей – более 20%, для вырубок – в пределах 15–18%. Наибольший разброс для  $C_{soil}$  свойствен лугам: относительная ошибка в средней полосе 10–12%, в южной – 6–15%. То же касается пашни: в европейской части относительная ошибка среднеарифметического значения запасов углерода колеблется от 15 до 35%, в азиатской части запасы оценивают с относительной ошибкой 10–20%.

Несмотря на значительный разброс данных по запасам на единицу площади  $C_{soil}$  для разных групп в составе двух безлесных категорий земель, полученные предикторы можно использовать для расчетов пулов углерода в лесном фонде России.

**Таблица 1.8. Среднее содержание углерода в почве для не покрытых лесом и не лесных земель (среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка)**

Порода	Широтная полоса	Регион	Средний запас углерода, т га <sup>-1</sup>			Число разрезов
			0–30	0–50	0–100	
Гарь	1	1–3	29±2	36±1	54±1	2
		4	36±6	52±5	89±2	6
	2	1–3	71±14	85±18	108±21	4
		4	36±2	47±2	75±3	3
3	1–4	61±17	70±17	94±20	4	
Вырубка Луг	1–2	1–4	25±4	32±4	45±6	4
	3	1–2	38±14	49±14	74±17	2
		3–4	58±14	71±18	88±28	2
	0	1–3	42±6	58±10	86±18	3

		4	86±30	125±41	171±40	3
	1	1–4	92±9	126±12	162±13	11
	2	1	73±8	96±11	142±24	11
		2–4	106±15	155±33	204±40	10
	3	1	67±3	93±5	126±7	86
		2	116±8	148±11	177±10	3
		3	108±16	142±21	181±24	23
		4	138±36	190±40	316±64	8
Пашня	1–2	1	38±14	57±26	94±49	6
		2–4	96±18	111±20	146±27	2
	3	1	65±4	97±6	146±8	67
		2	121±10	158±15	189±17	13
		3–4	123±17	162±23	236±42	8
Болото	0	1–3	103±18	140±32	168±37	4
		4	103±21	143±17	175±15	5
	1	1	250±17	417±34	528±53	17
		2–4	285±17	506±23	648±91	2
	2	1–4	252±28	373±22	679±57	4
	3	1–4	96±33	128±29	164±30	4
Пастбища	2–3	4	73±10	96±18	127±21	2
	3	1	77±4	107±5	153±6	46
		2–3	52±8	66±9	84±10	10
Сады	1–3	1–4	70±23	95±31	133±37	5
Тундра	0	1	93±17	112±18	138±18	34
		2	61±18	77±19	108±20	14
		3	65±7	88±9	119±9	19
		4	71±6	102±8	134±9	50
	1	1–4	95±31	134±51	170±62	8
	2	1–4	79±19	98±19	138±20	6
	3	1–2	146±15	182±13	211±13	6
		3–4	135±17	185±25	250±42	16

Примечание. Широтные полосы: 0 – арктическая, 1 – северная, 2 – средняя, 3 – южная. Регионы: 1 – Европейско-Уральский, 2 – Западная Сибирь, 3 – Восточная Сибирь, 4 – Дальний Восток.

Для основных типов почв рассчитаны средние величины запаса органического углерода в дифференциации по зонально-провинциальным регионам России и слоям почвы (0–30, 0–50, 0–100 см). Отметим, что в рамках поставленной задачи, кроме лесопокрытой зоны, тут в расчет включены и данные по тундровой зоне России.

### 1.2.5. *Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ разных типов почв для географических полос*

Рассматривая географическую изменчивость запасов углерода в слое 0–100 см, можно отметить, что для анализа распределения **только** по географическим полосам: тундровой, северной, средней и южной – не для всех почв имеются средние значения по выбранным категориям. В частности, для каштановых, песчаных, серых почв и солончаков данные распределены неравномерно, часто они присутствуют только в южной полосе, причем общее количество может быть вполне репрезентативным – в южной полосе общее количество разрезов серых почв достигает 70, солончаков – 30.

На рис. 1.2 представлено распределение типовых средних значений углерода в слое почвы 0–100 см для почв, данные по которым представлены во всех выделенных полосах. В целом идет увеличение средних величин запаса  $C_{soil}$  от северной к южной полосе, наиболее высокие значения  $315 \pm 26$  т  $C \cdot га^{-1}$  свойственны торфяным почвам северной полосы, что ожидаемо, и дерновым почвам средней полосы –  $196 \pm 13$  т  $C \cdot га^{-1}$ , где в расчеты попадают почвы заливных лугов. Высокие значения для тундровых почв –  $212 \pm 21$  т  $C \cdot га^{-1}$  в южной полосе могут быть объяснены тем, что присутствуют почвы горных районов Сибири, где в условиях продолжительного и теплого лета процессы разложения идут активно.

Если рассматривать выборки средних в слое 0–100 см в целом по полосам, не разбивая их на регионы, то наибольшее количество данных будет в южной полосе, при этом относительные ошибки средних резко уменьшаются, т.к. увеличивается число разрезов на каждую полосу. Разброс относительных ошибок средних для всей базы – 3–17%. При анализе данных только по географическим полосам для запаса  $C_{soil}$  максимальное количество разрезов свойственны южной тайге – 175 для дерновых почв, 140 для подзолистых, 97 для бурых, 77 для черноземов, что сказывается и на уменьшении относительной ошибки. Для этих выборок она колеблется в пределах 3–7%.

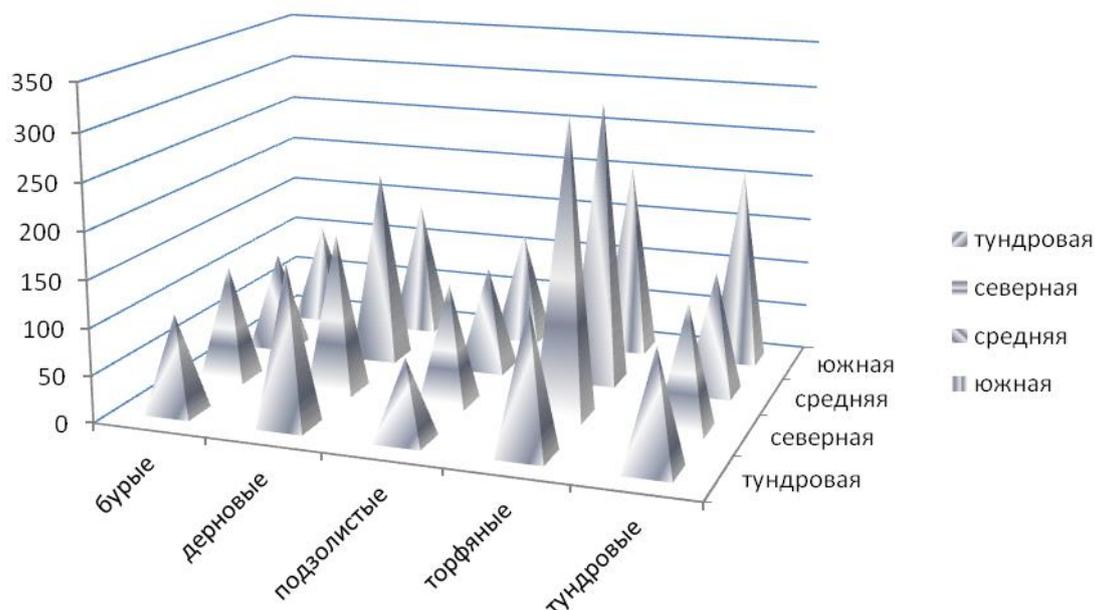


Рис. 1.2. Типовые средние значения запасов углерода в слое 0–100 см для географических полос,  $t C \cdot га^{-1}$

### 1.2.6. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ разных типов почв для регионов

На рис. 1.3 представлено распределение типовых средних значений углерода в слое почвы 0–100 см для почв, данные по которым представлены во всех выделенных регионах. При рассмотрении средних значений только по регионам можно отметить, что для запаса  $C_{soil}$  есть определенная тенденция увеличения этой величины от Европейской части к Дальнему Востоку, за исключением торфяных почв и черноземов. Максимальные величины свойственны дерновым почвам Дальнего Востока  $255 \pm 23 t C \cdot га^{-1}$  – как и в случае с высокими значениями аналогичных почв при распределении по географическим полосам. Минимальные значения  $86 \pm 6 t C \cdot га^{-1}$  – для бурых почв Европейской части, остальные колеблются в пределах 90–135  $t C \cdot га^{-1}$ . Для торфяных почв, наоборот, максимальные значения  $287 \pm 23 t C \cdot га^{-1}$  приходятся на Европейскую часть, а на Д. Восток – минимальные  $198 \pm 18 t C \cdot га^{-1}$ .

Для черноземных почв колеблются в пределах 201–217 т С·га<sup>-1</sup>, уменьшаясь для Д. Востока до 153±17 т С·га<sup>-1</sup>.

При расчете средних в слое 0–100 см только по регионам относительная ошибка средних составляет 3–20%. Больше число разрезов приходится на регион Евр. части, 168 разрезов на подзолистых почвах, 124 – на дерновых, 89 – на торфяных, 55 – на бурых, соответственно, для этих разрезов относительная ошибка средних падает до 3–6%.

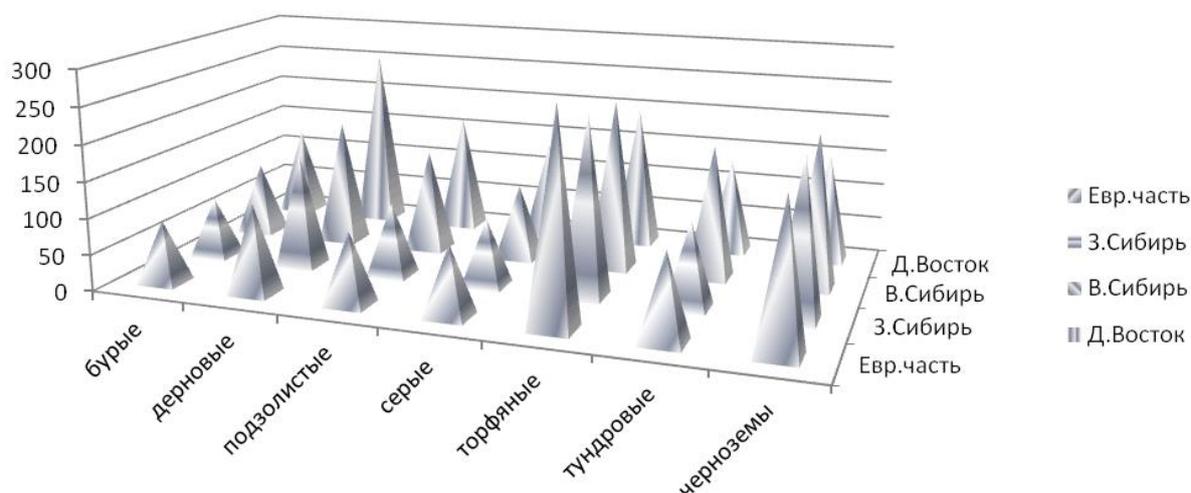


Рис. 1.3. Типовые средние значения запасов углерода в слое 0–100 см для регионов, т С·га<sup>-1</sup>

На рис. 1.4 представлено распределение средних значений запасов углерода для разных глубин – 0–30, 0–50 и 0–100 см – для всех выделенных типов почв. Запасы рассчитаны в среднем по всей базе. Для бурых, каштановых, подзолистых, серых почв и солонцов средние значения в 0–100 см слое колеблются в диапазоне 107–126 т С·га<sup>-1</sup> со средней относительной ошибкой 4–5%, для торфяных и черноземов – 203–206 т С·га<sup>-1</sup>, относительная ошибка средних 3–6%. Минимальные значения установлены для песчаных почв, 69±11 т С·га<sup>-1</sup>, промежуточное значение – для дерновых 153±6 т С·га<sup>-1</sup>. Уменьшение ошибки средних можно объяснить большим количеством разрезов (для подзолистых почв описано 366 разрезов, для дерновых – 232, минимальное количество разрезов в базе описано для песчаных почв – 22).

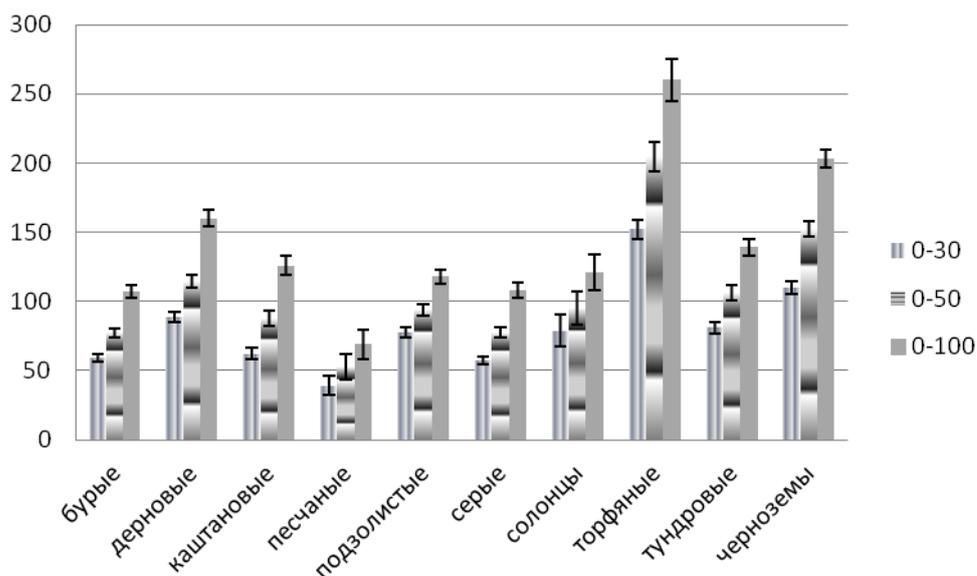


Рис. 1.4. Типовые средние значения запасов углерода по слоям для разных типов почв,  $t C \cdot \text{га}^{-1}$

### 1.2.7. Предикторы для расчета пулов $C_{soil}$ разных типов почв для сочетаний широтных полос и регионов

Как видно из табл. 1.9, для бурых, дерновых, подзолистых, тундровых почв от Евр. части к Д. Востоку сохраняются те же тенденции, что и на рис. 1.3, но в отличие от распределения чисто по регионам можно увидеть, как изменяются средние величины запасов внутри региона по разным географическим полосам. Максимальные значения запасов в этой группе свойственны для дерновых почв, минимальные – для бурых почв.

Каштановые почвы и солончаки присутствуют только в южных сочетаниях регионов и полос, песчаные и серые появляются уже и в сочетаниях средней полосы. Максимальные значения установлены для каштановых, минимальные – для песчаных почв.

Для торфяных почв наблюдается разноречивая картина, в северной и средней полосе средние значения запасов углерода уменьшаются от Евр. части к Д. Востоку, тогда как для южной полосы можно видеть противоположный тренд, средние значения возрастают именно в этом направлении. Для черноземов южной полосы идет

незначительный разброс в зависимости от региональной принадлежности, небольшое снижение величины запасов углерода выявлено лишь в средней полосе.

Несмотря на значительный разброс данных по запасам на единицу площади  $C_{soil}$  для разных типов почв в составе разных категорий земель, полученные предикторы можно использовать для расчетов пулов углерода в лесном фонде России.

**Таблица 1.9. Средние запасы органического углерода по слоям для групп типов почвы (среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка)**

Тип почвы	Широтная полоса	Регион	Средний запас углерода, т га <sup>-1</sup>			Число разрезов	
			Среднее арифметическое				
			0–30	0–50	0–100		
Бурые	0	1–3	45±2	63±10	102±19	2	
		4	66±9	82±11	105±12	10	
	1	1	52±9	67±10	94±12	10	
		2	93±7	110±7	136±6	4	
		3–4	112±17	132±16	158±15	6	
	2	1	57±5	73±6	100±7	6	
		2	32±5	40±5	54±7	6	
		3	23±8	26±9	33±10	4	
		4	53±4	75±5	115±6	53	
	3	1	53±3	69±4	97±5	94	
		2	45±2	54±3	76±6	7	
		3	56±6	73±9	95±12	16	
		4	86±10	113±13	146±17	36	
	Дерновые	0	1–2	116±33	142±35	174±37	4
			3	95±23	134±18	172±34	4
			4	103±50	134±18	171±87	3
1		1	95±11	134±18	179±21	10	
		2–4	90±14	104±7	122±4	2	
2		1	72±9	91±11	119±15	9	
		2	111±23	137±24	170±25	6	
		3	163±41	178±43	210±46	7	
		4	129±16	189±28	286±41	12	
3		1	69±4	93±6	128±8	112	
		2	123±15	137±16	156±17	25	
		3	101±10	131±14	169±17	43	
		4	153±21	230±29	339±37	13	

Каштановые	3	1	70±4	96±4	134±5	52
		2-4	56±6	73±8	95±10	6
Песчаные	1-2	1-4	68±27	72±25	76±25	2
	3	1	37±8	53±11	71±13	18
		2-4	25±17	30±17	43±11	2
Подзолистые	1	1	72±9	92±11	117±13	59
		2	59±9	65±10	74±11	9
		3-4	94±19	126±23	179±28	20
	2	1	63±7	75±8	98±12	44
		2	88±12	97±12	110±13	40
		3	77±11	86±12	103±13	20
		4	81±11	101±13	134±15	32
	3	1	63±6	75±6	91±7	71
		2	66±10	78±10	97±11	24
		3	107±16	129±18	159±20	44
		4	99±14	160±28	222±42	8
	Серые	2	1-2	62±8	69±8	86±10
3			80±16	108±25	135±36	3
4			40±7	55±7	90±9	11
3		1	48±2	65±3	93±4	47
		2	59±7	73±7	94±9	9
		3	56±3	74±4	98±6	25
		4	74±16	122±23	184±24	10
Солончаки	0	1-4	70±44	90±36	132±22	2
	3	1	57±7	81±11	118±18	6
		2	111±29	121±30	135±30	10
		3-4	66±13	84±16	112±18	14
Торфяные	0	1-2	140±45	161±45	184±47	11
		3	53±10	70±11	97±15	3
		4	74±12	110±13	143±13	13
	1	1	176±13	255±23	319±31	53
		2	191±30	270±53	343±72	10
		3-4	178±12	204±26	244±28	4
	2	1	194±21	272±35	418±76	11
		2	154±47	179±51	202±51	7
		3-4	171±20	202±21	234±21	8
	3	1	95±8	114±10	139±14	15
		2	155±18	180±15	206±14	11
		3	167±20	218±32	294±65	9
4		118±54	170±59	313±111	3	

Тундровые	0	1	58±10	72±11	98±12	21
		2	62±18	78±19	109±20	14
		3	70±9	94±11	125±10	15
		4	76±8	111±10	146±11	30
	1	1–2	76±9	95±12	122±15	16
		3	169±43	207±44	237±44	6
		4	62±8	85±11	119±13	36
	2	1–4	80±8	97±9	130±10	18
	3	1–2	136±12	161±15	191±15	5
		3	132±20	171±24	218±28	17
4		132±74	183±113	211±113	2	
Черноземы	2	4	98±12	120±15	153±17	6
	3	1	95±4	142±5	203±6	48
		2	142±8	186±10	217±11	16
		3–4	134±19	168±23	213±27	14

Примечание. Широтные полосы: 0 – арктическая, 1 – северная, 2 – средняя, 3 – южная. Регионы: 1 – Европейско-Уральский, 2 – Западная Сибирь, 3 – Восточная Сибирь, 4 – Дальний Восток.

### 1.3. Заключение главы 1

По результатам расчетов получен набор типовых средних значений запасов углерода подстилок в лесных насаждениях по преобладающим древесным породам с зонально-провинциальной дифференциацией. Эти средние значения позволяют рассчитывать запасы подстилки по данным учета лесного фонда. Получен коэффициент соотношения запасов на покрытых и не покрытых лесом землях, равный 0.66. Этот коэффициент может быть использован для определения бюджета углерода по пулу подстилки.

Запас углерода подстилки на покрытых лесом землях России (733,15 млн га) равен 5,3 Гт С. С учетом ранее опубликованных оценок запасов углерода в фитомассе, мертвой древесине и почве [Кудеяров и др., 2007; Уткин и др., 2006] общий запас углерода на покрытых лесом землях России составляет 166.5 Гт С. На долю подстилки из этого количества приходится около 3%.

По географическим регионам России для трех слоев почвенной толщи оценены запасы биологического углерода ( $C_{soil}$ ). По средним запасам почвенного углерода на 1 га рассчитаны пулы углерода в слоях мощностью 0–30, 0–50 и 0–100 см для категорий земель лесного фонда, причем для покрытых лесом земель с учетом площадей насаждений отдельных древесных пород.

Основой для расчетов служили распределение площадей земель лесного фонда по категориям (покрытые лесной растительностью, не покрытые лесом и нелесные) и специально созданная по литературным источникам база данных по почвенным разрезам в лесной и тундровой зонах. Суммарно для России запасы  $C_{soil}$  в слоях 0–30, 0–50 и 0–100 см оценены в 127.0 10<sup>9</sup>, 174.8 10<sup>9</sup> и 240.6 10<sup>9</sup> т С соответственно.

Самостоятельные обновленные оценки пулов углерода получены для всех категорий земель лесного фонда, включая не покрытые лесом (вырубки, гари, редины) и нелесные (болота, луга и др.). На основе этих значений и данных по распределению лесных площадей будут получены уточненные оценки запасов почвенного углерода лесов России.

На основе рассчитанных средних значений запасов почвенного углерода и цифровой почвенной карты будет осуществлен уточненный расчет суммарных запасов углерода в почве. Оценка запасов почвенного углерода будет проведена для всех типов почв по субъектам Российской Федерации путем умножения среднего запаса углерода на площади соответствующих категорий типов почв. Оценка неопределенности будет осуществлена по стандартной ошибке найденных средних.

Также будет представлять интерес сравнение данных об общих запасах почвенного углерода в лесной зоне, полученных на основе расчета по данным лесоинвентаризации, с общими запасами, рассчитанными для основных типов почв лесопокрытой зоны России.

#### 1.4. Литература главы 1

1. Алексеев В.А., Бердси Р.А. (ред.) Углерод в экосистемах лесов и болот России. – Красноярск: Ин-т леса им. В.Н. Сукачева, 1994. – 173 с.
2. Базилевич Н.И. Биологическая продуктивность экосистем северной Евразии. – М.: Наука, 1993. – 394 с.
3. Биеньковски П., Титлянова А.А., Шибарева С.В. Трансформационные процессы в подстилках бореальных лесов // Сиб. эколог. журн., 2003. – Т. 10. – № 6. – С. 707–713.
4. Богатырев Л.Г. О классификации лесных подстилок // Почвоведение. – 1990. – № 3. – С. 118–127.
5. Богатырев Л.Г. Генезис лесных подстилок в различных природных зонах европейской части России // Лесоведение. – 1995. – № 4. – С. 3–11.
6. Ведрова Э.Ф., Плешиков Ф.И., Каплунов В.Я. Структура органического вещества северотаежных экосистем Средней Сибири // Лесоведение. – 2002. – № 6. – С. 3–12.
7. Ефремова Т.Т., Ефремов С.П., Мелентьева Н.В. Запасы и содержание соединений углерода в болотных экосистемах России // Почвоведение. – 1997. – № 12. – С. 1470–1477.
8. Гришина Л.А. Биологический круговорот и его роль в почвообразовании. – М.: Изд-во МГУ, 1974. – 128 с.
9. Замолодчиков Д.Г., Коровин Г.Н., Уткин А.И., Честных О.В., Сонген Б. Углерод в лесном фонде и сельскохозяйственных угодьях России. – М.: КМК, 2005. – 200 с.

10. Замолодчиков Д.Г., Уткин А.И., Коровин Г.Н., Честных О.В. Динамика пулов и потоков углерода на территории лесного фонда России // Экология. – 2005а. – № 5. – С. 323–333.
11. Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Краев Г.Н. Динамика бюджета углерода лесов России за два последних десятилетия // Лесоведение. 2011. № 6. С. 16–28.
12. Исаев А.С., Коровин Г.Н., Сухих В.И., Титов С.П., Уткин А.И., Голуб А.А., Замолодчиков Д.Г., Пряжников А.А. Экологические проблемы поглощения углекислого газа посредством лесовосстановления и лесоразведения в России (Аналитический обзор). – М.: Центр экологической политики России, 1995. – 155 с.
13. Кобак К.И. Биотические компоненты углеродного цикла. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 248 с.
14. Кудеяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолодчиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А., Лопес де Гереню В.О., Уткин А.И., Чертов О.Г. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. – М.: Наука, 2007. – 315 с.
15. Лесной фонд России. Справочник. – М.: ВНИИЛМ, 2003. – 640 с.
16. Лесные экосистемы Енисейского меридиана / Под ред. Плешикова Ф.И. – Новосибирск, 2002. – 300 с.
17. Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И. Органическое вещество почв Российской Федерации. – М.: Наука, 1996. – 254 с.
18. Пастухов А.В., Каверин Д.А. Запасы почвенного углерода в тундровых и таежных экосистемах Северо-Восточной Европы // Почвоведение. –2013. – № 9. – С. 1084–1094.
19. Рожков В.А., Вагнер В.В., Когут Б.М., Конюшков Д.Е., Шеремет Б.В. Запасы органических и минеральных форм углерода в

почвах России // Углерод в биогеоценозах: Чтения памяти акад. В.Н. Сукачева, XV. – М.: Наука, 1997. – С. 5–58.

20. Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Пространственная вариабельность запасов органического углерода в почвах лесных и степных биогеоценозов // Почвоведение. – 2008. – № 12. – С. 1429–1437.

21. Руководящие указания по эффективной практике для земледользования, изменений в земледользовании и лесного хозяйства. Программа МГЭИК по национальным кадастрам парниковых газов. – МГЭИК, 2003. 649 с.

22. Сухих В.И., Уткин А.И. Информационно-инвентаризационные проблемы лесного фонда России в связи с экологизацией лесного хозяйства // Лесоведение. – 2003. – № 1. – С. 3–15.

23. Титлянова А.А., Шибарева С.В., Самбу А.Д. Травяные и лесные подстилки в горной лесостепи Тувы // Сиб. экологич. журн.. 2004. – № 3. – С. 425–432.

24. Титлянова А.А., Кудряшова С.Я., Косых Н.П., Шибарева С.В. Базы данных «Органический углерод» и «Запасы растительного вещества в экосистемах Сибири» как средство оценки углеродного баланса, его моделирования и прогнозирования на геоинформационной основе // Вычислительные технологии. – 2007. – Т. 12. Спец. выпуск 2. – С. 131–139.

25. Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Честных О.В., Коровин Г.Н., Зукерт Н.В. Леса России как резервуар органического углерода биосферы // Лесоведение. – 2001. – № 5. – С. 8–23.

26. Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Честных О.В. Пулы углерода фитомассы, биологического углерода и азота почв в лесном фонде России // Изв. РАН. Сер. Геогр. – 2006. – № 2. – С. 1–17.

27. Честных О.В. Почвы Северной Евразии. Компьютерная база данных. – М. ЦЭПЛ РАН, МГУ. – 1998.

28. Честных О.В., Замолодчиков Д.Г., Карелин Д.В. Запасы органического углерода в почвах тундровых и лесотундровых экосистем // Экология. – 1999. – № 6. – С. 426–432.

29. Честных О.В., Замолодчиков Д.Г., Уткин А.И., Коровин Г.Н. Распределение запасов органического углерода в почвах лесов России // Лесоведение. – 1999а. – № 2. – С. 13–21.

30. Честных О.В., Замолодчиков Д.Г., Уткин А.И. Общие запасы биологического углерода и азота в почвах лесного фонда России // Лесоведение. – 2004. – № 4. – С. 30–42.

31. Честных О.В., Замолодчиков Д.Г. Зависимость плотности почвенных горизонтов от глубины их залегания и содержания гумуса // Почвоведение. – 2004а. – № 8. – С. 937–944.

32. Честных О.В., Лыжин В.А., Кокшарова А.В. Запасы углерода в подстилках лесов России // Лесоведение. – 2007. – № 6. – С. 114–121.

33. Швиденко А.З., Ваганов Е.А., Нильссон С. Биосферная роль лесов России на старте третьего тысячелетия: углеродный бюджет и Протокол Киото // Сибирский экологический журнал. – 2003. – № 6. – С. 645–655.

34. Щепашенко Д.Г., Мухортова Л.В., Швиденко А.З., Ведрова Э.Ф. Запасы органического углерода в почвах России // Почвоведение. – 2013. – № 2. – С. 123–132.

35. Burschel P., Kursten E., Larson C. Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. – München, 1993. – 136 p.

36. Keenan R., Presscott C., Kimmis J. Mass and nutrient content of woody debris and forest floor in western red cedar and western hemlock forests on northern Vancouver Island // Can. J. Forest Res. – 1993. – V. 23. – P. 1052–1059.

37. Kolchugina T.P., Vinson T.S. Carbon sources and sinks in forest biomes of the former Soviet Union // *Global Biogeochemical Cycles*. 1993. – V. 7. – № 2. – P. 291–304.
38. Nabuurs G.J., Mohren G.M.J. Carbon in Dutch forest ecosystems // *Netherlands J. Agr. Sci.* – 1993. – V. 41. – P. 309–326. (ГОЛЛ., РЕЗ. АНГЛ.).
39. Ruess R.W., Van Cleve K., Yarie J., Viereck L.A. Comparative estimates of fine root production in successional taiga forests on the Alaskan interior // *Can. J. Forest Res.* – 1996. – V. 26. – P. 1326–1336.
40. Shvidenko A., Nilsson S. A synthesis of the impact of Russian forests on the global carbon budget for 1961–1998 // *Tellus*. – 2003. – 55B. – P. 391–415.
41. Stolbovoi V. Carbon in Russian Soils // *Climatic Change*. – 2002. – Vol. 55. – № 1–2. – P. 131–156.
42. Stolbovoi V. Soil carbon in the forests of Russia // *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. – 2006. – № 11. – P. 203–222.
43. Stolbovoi V., McCallum I., Land Resources of Russia (CD-ROM). IIASA & RAS. Laxenburg, Austria. 2002.
44. Wit de H.A., Kvindesland S. Carbon stocks in Norwegian forest soils and effects on forest management on carbon storage // *Rapport fra skogsforskningen*. – 1999. Suppl. – V. 14. 52 p.
45. Weber M.G., Van Cleve K. Nitrogen dynamics in the forest floor of interior Alaska black spruce ecosystems // *Can. J. Forest Res.* 1981. – V. 11. – P.743–751.
46. Vinson T.S., Kolchugina T.P. Pools and fluxes of biogenic carbon in the Former Soviet Union // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1993. № 70. – P. 223–237.

## ГЛАВА 2. ЦЕНОТИЧЕСКОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРЕДПОЧТЕНИЯ КИСЛИЦЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*Oxalis acetosella*) В СЕВЕРНОЙ ТАЙГЕ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

Попов С.Ю.

*Oxalis acetosella* L. является обычным видом мезофильных хвойных лесов на территории Европейской России. Ее ареал охватывает почти всю лесную зону, но наибольшего своего распространения этот вид достигает на территории южной тайги и хвойно-широколиственных лесов [Черненькова, Шорина, 1990]. Здесь кислица является доминантом напочвенного покрова в ельниках и сосняках, произрастающих на почвах среднего богатства и увлажнения [Черненькова, Шорина, 1990; Полянская, 2009]. Встречается она и в длительнопроизводных неморально-мелкотравных березовых лесах, но имеет в них меньшую фитоценотическую значимость, чем в хвойных лесах [Беляева, Нешатаева, 2017]. В небольшом количестве кислица также может встречаться и в сырых влажнотравных и травяно-сфагновых лесах, где произрастает на кочках вместе с другими лесными видами, такими как *Maianthemum bifolium* и *Trientalis europaea* [Рысин, 1982]. По отношению к свету, кислица является, несомненно, теневыносливым видом [Черненькова, Шорина, 1990]. Северная тайга является регионом, в котором *Oxalis acetosella* находится на границе своего ареала. Граница ее распространения соответствует северной границе подзоны северной тайги в Европейской части России [Кучеров, 2003]. Если для Средней полосы ее фитоценотические и экологические предпочтения более или менее изучены, то для северных районов Европейской России эта информация разбросана в неявном виде среди геоботанических работ, к тому же не столь многочисленных для данного региона [Сабуров, 1972; Пучнина, 2000; Василевич, 2004; Кучеров и др., 2010; Кутенков, Кузнецов, 2013; Попов, 2016а]. Поэтому целью настоящей работы является изучение биотопического

распределения кислицы в северной тайге и уточнение ее экологических предпочтений на статистической основе.

В качестве ключевого участка для изучения биотопического распределения сфагновых мхов в северной тайге была выбрана территория Пинежского заповедника. ГПЗ «Пинежский» расположен в Пинежском районе Архангельской области. Его площадь составляет 51 807,0 га. Территория заповедника находится на юго-восточной окраине Беломорско-Кулойского плато [Структура ..., 2000]. Перепады абсолютных отметок рельефа здесь колеблются от 20 до 180 м над уровнем моря. Такая амплитуда высот обусловлена, во многом, карстовыми процессами, происходящими в подстилающих палеозойских породах, состоящих из гипсов, ангидритов и доломитов пермского возраста [Сабуров, 1972; Шаврина, Малков, 2000]. Сверху эти породы на значительной части территории перекрыты четвертичными отложениями – супесчаной и суглинистой мореной последней стадии Валдайского оледенения, в которой слой суглинка (чаще всего – легкого) перекрыт сверху маломощным слоем супеси (до 50 см), реже – песка. Изредка встречаются песчаные гривы, по всей видимости, флювиогляциального происхождения (озы). Вследствие такого строения материнских пород почвы заповедника на водораздельных поверхностях представляют собой двучлен, а на аккумулятивных участках рельефа сложены суглинистой мореной, перекрытой сверху делювием плоскостного смыва. Мощность моренных отложений колеблется от нуля до нескольких десятков метров [Сабуров, 1972; Горячкин, 2000].

Благодаря такому ландшафтному строению и географическому положению, на территории Пинежского заповедника сосредоточено высокое разнообразие ландшафтов и растительных сообществ, присущих северной тайге Европейской части России. Это особенно благоприятно для изучения биотопического распределения видов.

## 2.1. Материалы и методы

Геоботанические описания травяно-кустарничкового и мохового ярусов во всех типах растительности (леса, луга, болота и т.д.) выполняли на пробных площадях размером 10×10 м. Такой размер площади является минимальным для выявления флористического разнообразия в лесных сообществах [Корчагин, 1964]. Производили глазомерную оценку проективного покрытия (в % от общей площади) для каждого вида травяно-кустарничкового и мохового ярусов. При проведении полевых работ мы стремились описать всю растительность, а не только биотопы со сфагновыми мхами, для того, чтобы охватить все экологическое пространство местообитаний и растительных сообществ. Описания составляли на полевых маршрутах, которые планировали с таким расчетом, чтобы они проходили основные ландшафтные урочища заповедника, занимающие разную площадь и характеризующиеся своими особенностями растительности [Попов, 2016б]. Таким образом, описаниями было охвачено практически полное разнообразие сообществ заповедника во всех ландшафтах, а число описаний каждого биотопа было примерно пропорционально занимаемой им площади на изученной территории [Попов, 2017а]. Всего было сделано 584 описания растительных сообществ.

По данным полевых описаний составлена классификация растительности на основе принципов, предложенных Д.Н. Сабуровым [1972] с применением современных методов многомерной статистики и ординации [Смирнов, Ханина, 2004]. Проверку достоверности выделения групп ассоциаций проводили с помощью дискриминантного анализа. Ординацию сообществ проводили методом бестрендового анализа соответствий (DCA) в пакете PC-ORD 4.0 [McCune, Grace, 2002]. 584 геоботанических описания были классифицированы в 6 классов ассоциаций и 28 групп ассоциаций (табл. 2.1).

Описания объединяли по доминирующей биоэкогруппе в классы ассоциаций (циклы – по Сабурову, 1972). Класс кустарничково-

зеленомошных лесов выделяли по преобладанию видов рода *Vaccinium*, бореального мелкотравья (*Trientalis europaea*, *Maianthemum bifolium*, *Ortilia secunda* и др.) и зеленых мхов (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Dicranum polysetum* и др.). Класс сфагновых лесов выделяли по преобладанию гигро- и гидрофильных видов сфагновых мхов, таких как *Sphagnum fallax*, *S. angustifolium*, *S. riparium*. Класс травяных лесов выделяли по преобладанию травяных многолетников (*Aconitum septentrionale*, *Filipendula ulmaria*, *Geranium sylvaticum* и др.) [Сабуров, 1972]. Для долгомошных лесов, помимо присутствия в описаниях *Polytrichum commune*, учитывали присутствие психрофильных видов сфагновых мхов (*Sphagnum girgensohnii*, *S. russowii*, *S. capillifolium*, *S. wulfianum*) [Попов, 2015]. Класс травяно-кустарничковых лесов выделяли по сочетанию в покрове видов кустарничково-зеленомошных и травяных лесов.

По преобладанию видов той или иной экологической группы выделяли группы ассоциаций (серии – по Сабурову, 1972) в пределах класса ассоциаций. В кустарничково-зеленомошных лесах выделяли черничную группу ассоциаций по преобладанию бореальных кустарничков и мелкотравья. В сфагновых лесах выделены травяно-сфагновая (по преобладанию хвощей болотного и лесного и мезотрофных видов сфагнов – *Sphagnum fallax* и *S. riparium*) и сфагновая (по преобладанию видов болотных сфагнов и вересковых кустарничков с пушицей) группы ассоциаций. В травяном классе выделены влажнотравная (по преобладанию бореальных гигрофитов), широколистная (по преобладанию видов бореального и неморального широколистного травья) группы. Долгомошную группу выделяли по преобладанию видов группы хвоща лесного [Кутенков, Кузнецов, 2013]. Разнотравную группу, в которой, помимо бореальных кустарничков и мелкотравья, значительной встречаемостью (по сравнению с черничной группой) характеризуются виды широколистного травья. Группу ассоциаций для болот выделяли по типу питания и генезису (верховые, переходные и т.д.). Подробная характеристика синтаксонов, перечисленных в табл. 2.1, была дана ранее [Пучнина, 2000; Пучнина и др., 2008; Попов, Яковлева, 2008; Титова, Горячкин, 2008; Попов, 2017в].

**Таблица 2.1. Список синтаксонов Пинежского заповедника**

<b>Класс ассоциаций</b>	<b>Группа ассоциаций</b>	<b>Число описаний</b>
Кустарничково-зеленомошный	Ельники черничные	69
	Сосняки черничные	64
	Березняки черничные	19
Долгомошный	Ельники долгомошные	31
	Сосняки долгомошные	2
	Березняки долгомошные	7
Сфагновый	Ельники сфагновые	12
	Ельники травяно-сфагновые	10
	Сосняки сфагновые	17
	Березняки травяно-сфагновые	8
	Ивняки травяно-сфагновые	4
	Болота верховые	83
	Болота переходные	72
Болота переходные ключевые	25	
Травяно-гипновый	Болота низинные травяно-гипновые	9
Травяно-кустарничковый	Ельники разнотравные	12
	Лиственничники разнотравные	7
	Березняки разнотравные	12
	Осинники разнотравные	6
Травяной	Ельники влажнотравные	17
	Ельники широкотравные	41
	Березняки влажнотравные	6
	Березняки широкотравные	24
	Сероольшаники влажнотравные	1
Луга	Ивняки влажнотравные	6
	Луга влажнотравные	11
	Луга высокотравные	6
	Луга разнотравные	3

Для оценки факторов среды в различных биотопах применяют экологические шкалы с балльными оценками видов [Ellenberg et al.,

1999; 2001; Цыганов, 1983]. В отечественной литературе последнее время все большее применение находят диапазонные шкалы Д.Н. Цыганова [Тетерюк, 2000; Жукова и др., 2010; Зубкова, 2011; Попов, Федосов, 2017]. Экологические характеристики каждой группы ассоциаций определяли косвенным путем по шкалам Д.Н. Цыганова [1983].

В каждом описании рассчитывали средневзвешенные значения (по обилию видов) для каждого описания по факторам: увлажнения почв (Hd), кислотности (Rc), трофности (Tr), обеспеченности почв азотом (Nt) и освещенности (Lc) [Заугольнова и др., 1995; Дегтева и др., 2001]. Оценку значимости различий между значениями 5 экологических факторов (Nt, Hd, Rc, Tr, Lc) для групп ассоциаций производили по множественному непараметрическому критерию однородности Дункана.

В результате, на основе этого критерия, по сходству средних по экологическим шкалам, 28 групп ассоциаций были объединены в 12 групп местообитаний (рис. 2.1).

Для *Oxalis acetosella* по балльным оценкам каждого описания были рассчитаны основные статистические показатели: средняя, медиана, минимум, максимум и стандартное отклонение по каждому из пяти экологических факторов.

На рис. 2.1 представлен результат ординации 584 описаний в первых двух осях варьирования ДСА. Из рисунка видно, что значения осей имеют высокую корреляцию со значениями экологических факторов (оси в центре облака точек): ось 2 – с влажностью почвы и освещенностью, ось 1 – со значениями факторов богатства почвы. В табл. 2.2 приведены значения коэффициентов корреляции между осями ДСА и факторами. Таким образом, рис. 2.1 можно рассматривать и как визуализацию распределения сообществ и местообитаний в экологическом пространстве.

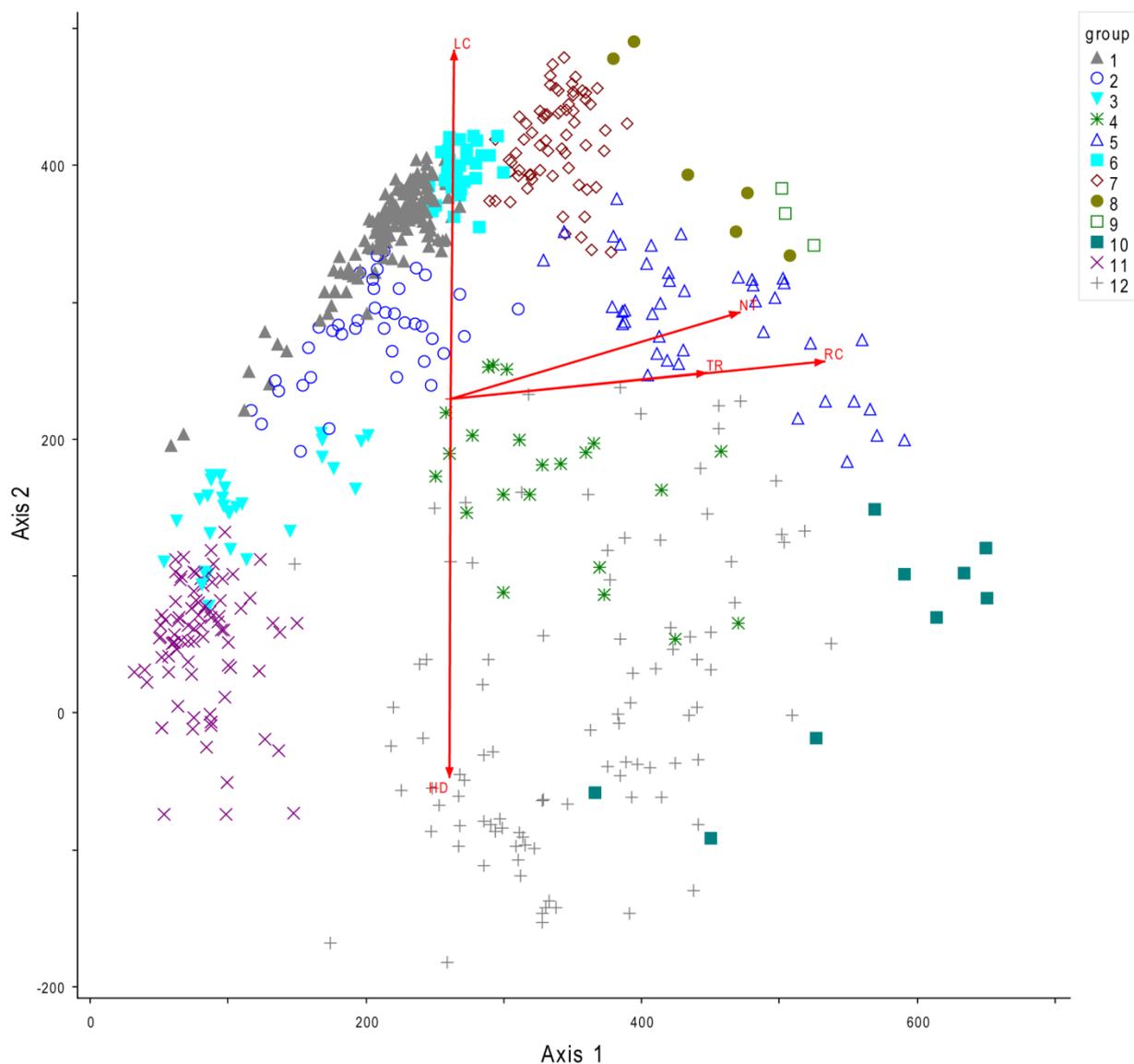


Рис. 2.1. Ординация 584 геоботанических описаний в осях DCA

Примечание: Группы по сходству условий местообитания: 1 – сосняки, ельники и березняки черничные; 2 – сосняки, ельники и березняки долгомошные; 3 – сосняки и ельники сфагновые; 4 – ельники, березняки, ивняки травяно-сфагновые; 5 – ельники, березняки, сероольшаники, ивняки, луга влажно-травные; 6 – ельники, лиственничники и березняки разнотравные; 7 – ельники и березняки широколиственные; 8 – луга высокотравные; 9 – луга разнотравные; 10 – болота низинные травяно-гипновые; 11 – болота верховые; 12 – болота переходные и болота переходные ключевые.

Оси в центре соответствуют экологическим факторам Д.Н. Цыганова: LC – освещенность, RC – кислотность, NT – насыщенность азотом, TR – трофность, HD – увлажненность (длина и угол наклона осей соответствуют степени коррелированности с осями варьирования DCA).

**Таблица 2.2. Коэффициент корреляции Пирсона между значениями осей ДСА и экологических факторов**

Экологический фактор	Axis 1	Axis 2
HD	-0.06	-0.90
TR	0.83	0.21
NT	0.79	0.40
RC	0.88	0.31
LC	0.11	0.83

Нагрузки на оси определяли по расстоянию Брэя-Кертиса (Сьерсенсена). Они составили 31,2 % на первую ось и 33,6 % – на вторую. Нагрузка на первую ось меньше, чем на вторую из-за того, что было применено вращение на 90°. В то же время обе оси примерно в равном соотношении отвечают за степень разброса данных. Собственные значения осей составили 0,81 и 0,56 для первой и второй осей соответственно. Длина градиента для первой оси составила 6,7 и 6,2 – для второй. Столь высокие значения перечисленных показателей говорят о высокой значимости осей ординации и отражении ими экологически верной информации [Джонгман и др., 1999].

По численным значениям экологических индексов для описаний, в которых была отмечена кислица, оценивали ее экологические предпочтения по данному фактору. Биотопическое распределение оценивали на основе таблицы фитоценотической значимости *Oxalis acetosella*, которая определяется через встречаемость и обилие [Миркин, Наумова, 1998]. Статистический анализ данных производили в программе Statistica 6.0.

## 2.2. Результаты и обсуждение

Рассмотрим краткую характеристику выделенных групп местообитаний по растительности и условиям экотопа.

**Группа местообитаний 1.** Черничные группы ассоциаций являются типичными лесными сообществами северной тайги. Они занимают наиболее дренированные позиции в рельефе. Характеризу-

ются такими видами как *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Avenella flexuosa*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Dicranum polysetum*. Следует отметить, что сильно дренированных местообитаний в заповеднике нет. С этим связано отсутствие сосняков лишайниковых, которые относительно широко распространены на севере Архангельской области [Сабуров, 1972; Кучеров, Зверев, 2012]. Однако, для анализа биотопического распределения сфагновых мхов, их отсутствие не играет существенной роли, поскольку сфагновые мхи в таких лесах всегда отсутствуют.

**Группа местообитаний 2.** Долгомощные леса встречаются в лощинах, так и на водораздельных пространствах. В основном, они представлены ельниками долгомощными. Сосняки долгомощные – достаточно редкая группа ассоциаций. Напочвенный покров характеризуется наличием *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *Equisetum sylvaticum*, *Carex globularis*, *Polytrichum commune*, *Sphagnum girgensohnii*, *S. russowii*, *S. capillifolium*, *S. wulfianum*.

**Группа местообитаний 3.** Сфагновые группы ассоциаций характеризуются сомкнутым древостоем из сосны или ели с господством в покрове таких видов как *Eriophorum vaginatum*, *Carex globularis*, *Ledum palustre*, *Empetrum nigrum*, *Rubus chamaemorus*, *Sphagnum fallax*, *S. angustifolium*, *S. magellanicum*.

**Группа местообитаний 4.** Травяно-сфагновые леса из ели и березы и ивняки (*Salix phylicifolia*) произрастают в крупных и мелких лощинах с проточным увлажнением. Основными видами являются *Equisetum sylvaticum*, *Rubus chamaemorus*, *Sphagnum fallax*.

**Группа местообитаний 5.** Влажнотравные леса, ивняки (*Salix phylicifolia*) и луга представляют собой сообщества, произрастающие по тальвегам лощин с проточным увлажнением (в том числе и малых рек). Почвы, как правило перегнойно-глеевые, реже – торфяно- или дерново-глеевые, на морене, делювии, суглинистом аллювии, влажные грубогу-

мусные. Как правило, представлены биоценозами с доминированием таволги (*Filipendula ulmaria*), реже – *Calamagrostis langsdorffii*.

**Группа местообитаний 6.** Разнотравные ельники, березняки и лиственничники приурочены, как правило, к склонам от основной поверхности водоразделов к лощинам малых речек, занимая как бы переходное положение между бедными черничниками и богатыми влажнотравными лесами вдоль речек. Постоянные виды: *Maianthemum bifolium*, *Trientalis europaea*, *Luzula pilosa*, *Ortilia secunda*, *Lycopodium annotium*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Geranium sylvaticum*, *Vaccinium myrtillus*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus triquetrus*.

**Группа местообитаний 7.** Широкоотравные ельники и березняки являются для северной тайги не очень распространенными сообществами, поэтому они приурочены, в основном к склонам карстовых воронок и долинам рек, где почвы достаточно богатые [Попов, 2016б]. Постоянные виды: *Rubus saxatilis*, *Aconitum septentrionale*, *Geranium sylvaticum*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Atragene sibirica*, *Oxalis acetosella*, *Melica nutans*, *Equisetum pratense*, *Cirsium heterophyllum*, *Lathyrus vernus*, *Hieracium murorum*, *Carex digitata*, *Milium effusum*, *Rhytidiadelphus triquetrus*.

**Группа местообитаний 8.** Разнотравные луга образуются в высокой пойме или на месте бывших сенокосов и характеризуются сочетанием в покрове луговых злаков – *Agrostis gigantea*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca gigantea*, *Poa pratensis* – и видов лугового разнотравья – *Rumex thyrsoiflorus*, *Silene vulgaris*, *Leucanthemum vulgare*, *Crepis paludosa*, *Cirsium heterophyllum*, *Trifolium pratense*, *Achillea millefolium* и др.

**Группа местообитаний 9.** Высокотравные луга приурочены к днищам карстовых логов и состоят из видов высокотравья и лугового разнотравья: *Aconitum septentrionale*, *Calamagrostis langsdorffii*,

*Cirsium heterophyllum*, *Crepis sibirica*, *Elymus caninus*, *Delphinium elatum*, *Lysimachia vulgaris*, *Filipendula ulmaria* и др.

**Группа местообитаний 10.** По карстовым воронкам и в проточных понижениях встречаются низинные травяно-гипновые болота, растительный покров которых представлен такими видами как *Comarum palustre*, *Equisetum fluviatile*, *Carex vesicaria*, *Menyanthes trifoliata*, *Phragmites australis*, *Warnstorfia exannulata*, *Calliergon giganteum*, *Campylium stellatum*, *Cinclidium stigium*, *Tomentypnum nitens*.

**Группа местообитаний 11.** Верховые болота представлены пушицево-сфагновыми и кустарничково-сфагновыми облесенными и открытыми сообществами. Травяно-кустарничковый ярус представлен такими видами как *Eriophorum vaginatum*, *Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa*, *C. pauciflora*, *Rhynchospora alba*, *Ledum palustre*, *Chamaedaphne calyculata*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum* и другими видами олиготрофных болот. Моховой ярус образован *Sphagnum angustifolium*, *S. fuscum*, *S. rubellum*, *S. majus*, *S. fallax*, *Polytrichum strictum*, *Aulacomnium palustre* и др. Часто это могут быть довольно крупные болотные массивы, площадью более 1000 га.

**Группа местообитаний 12.** Переходные болота являются облесенными или открытыми осоково-сфагновыми. Травяно-кустарничковый ярус представлен здесь *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *Eriophorum vaginatum*, *Menyanthes trifoliata* иногда с примесью вересковых кустарничков. В моховом ярусе основным доминантом является *Sphagnum fallax*. По берегам карстовых озер часто встречаются переходные ключевые болота, характеризующиеся наличием мощного слоя сфагнового торфа (более 2 м) и подпиткой жесткими минеральными водами. Такие болота могут быть открытыми или облесены елью, березой или сосной. В травяно-кустарничковом ярусе здесь произрастают такие виды, как *Bistorta major*, *Comarum palustre*, *Baeothryon alpinum*, *Betula nana*, *Calamagrostis langsdorffii*, *Carex rostrata*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Empetrum nigrum*, *Equisetum*

*fluviatile*, *Filipendula ulmaria*, *Ligularia sibirica* и другие виды болотного разнотравья. Доминантами здесь являются *Carex nigra* и *C. lasiocarpa*. В моховом ярусе доминантом является *Sphagnum warnstorffii*, иногда с примесью гипновых мхов *Tomentypnum nitens*, *Cinclidium stigmatum*, *Meesia triquetra* и др.

Рассмотрим биотопические предпочтения *Oxalis acetosella*. Из табл. 2.3 видно, что этот вид охватывает половину всего спектра биоценозов заповедника. Кислица встречается в 15 группах ассоциаций, что составляет 53,6% от общего их числа (28) и в 6 группах местообитаний, т.е. охватывает 50% всего экологического пространства.

**Таблица 2.3. Биотопическое распределение и фитоценотическая значимость *Oxalis acetosella***

Группа местообитаний	Группы ассоциаций	Фитоценотическая значимость
1	Ельники черничные	II
	Сосняки черничные	II
	Березняки черничные	—
2	Ельники долгомошные	—
	Березняки долгомошные	I2
	Сосняки долгомошные	—
3	Сосняки сфагновые	—
	Ельники сфагновые	—
4	Ельники травяно– сфагновые	—
	Березняки травяно– сфагновые	—
5	Ельники влажнотравные	III1
	Березняки влажнотравные	III1
	Ивняки влажнотравные	—
	Сероольшаники влажнотравные	II2
	Луга влажнотравные	I1
6	Ельники разнотравные	III2
	Лиственничники разнотравные	IV2
	Березняки разнотравные	III2
	Осинники разнотравные	I1
	Редколесья разнотравные	II3
7	Березняки широколиственные	IV3
	Ельники широколиственные	IV3
8	Луга высокотравные	II2

9	Луга разнотравные	–
10	Болота низинные травяно– гипновые	–
11	Болота верховые	–
12	Болота ключевые переходные	–
	Болота переходные	–
Число групп ассоциаций 15 (53,6%)		
Число групп местообитаний 6 (50%)		

*Примечание. В столбце «Фитоценотическая значимость» римскими цифрами обозначены классы постоянства: I – < 20%, II – 21–40%, III – 41–60%, IV – 61–80, V – 81–100%; арабскими цифрами обозначены баллы участия в покрове: 1 – < 5%, 2 – 6–25%, 3 – 26–50%, 4 – 51–75%, 5 – 76–100% [Миркин, Наумова, 1998]*

На рис. 2.2 показано распределение кислицы в экологическом пространстве, образованным всем спектром биотопов, найденных в Пинежском заповеднике. Поскольку сильно дренированные местообитания (очень сухие) в заповеднике отсутствуют [Попов, 2017в], верхняя часть графика рассеяния представлена точками, относящимися к нормально дренированным местообитаниям. Это широколиственные ельники и березняки и высокотравные луга. Именно в этих местообитаниях кислица имеет наибольшую фитоценотическую значимость (рис. 2.2, табл. 2.3). Также она встречается с высоким обилием и в разнотравных лесах, которые также можно охарактеризовать, как нормально дренированные по режиму влажности почвы [Чертов, 1981]. Все упомянутые местообитания находятся в центральной части горизонтальной оси (рис. 2.2), имеющей высокое сродство с факторами почвенного богатства (табл. 2.2), поэтому их можно охарактеризовать как мезотрофные.

Аналогичными предпочтениями кислица характеризуется и в центре своего ареала – на юге лесной зоны, где она выступает в качестве доминанта в мезофильных ельниках и сосняках кисличных [Сукачев, 1964]. Однако, имеются и некоторые отличия. Так, если на юге лесной зоны кислица в соответствующих местообитаниях является абсолютным доминантом, то в таких же местообитаниях в северной тай-

ге она выступает в лучшем случае в качестве содоминанта с другими видами, такими как *Rubus saxatilis* в широколиственных ельниках и *Vaccinium myrtillus* – в разнотравных [Сабуров, 1972; Попов, 2016а].

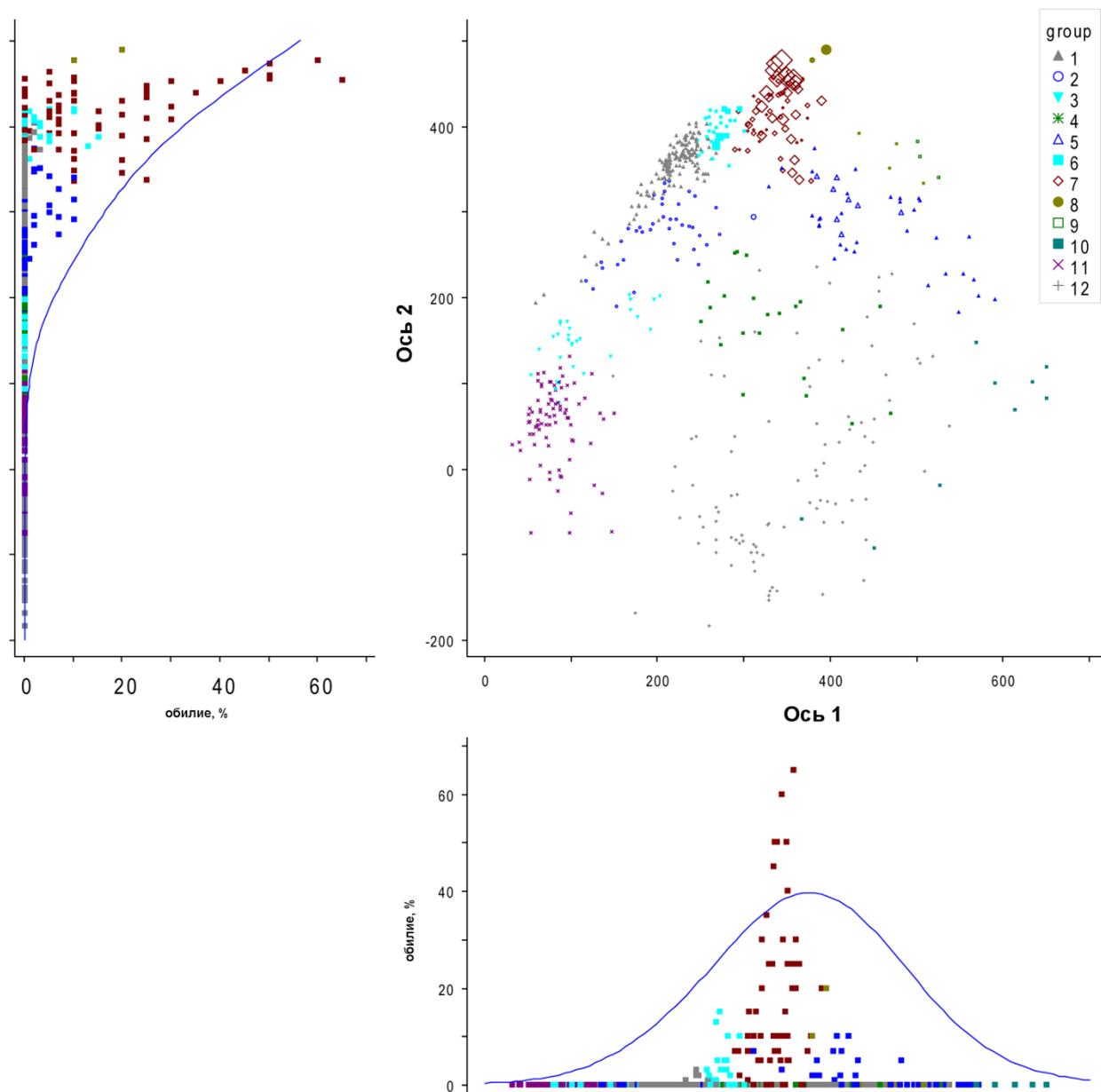


Рис. 2.2. Фитоценотическая значимость *Oxalis acetosella* в осях непрямой ординации DCA (обозначения те же, что на рис. 2.1)

Примечание. Диаметр значков точек увеличивается пропорционально участию вида. Левый и нижний вспомогательные графики – диаграммы рассеяния точек относительно вертикальной и горизонтальной осей соответственно. Кривая на этих диаграммах очерчивает область рассеяния 95% точек

Другими словами, фитоценотическая значимость кислицы на севере даже в благоприятных местообитаниях не столь высока, как на юге. По участию кислицы в покрове северотаежные ельники и березняки широколиственные можно сравнить, пожалуй, с березняками и ельниками неморальнотравными подзоны хвойно-широколиственных лесов [Кучеров, 2003; Беляева, Нешатаева, 2017]. Собственно кисличные ельники и березняки в северной тайге отсутствуют, что можно констатировать как по результатам собственных исследований, так и исследований других авторов [Кучеров, 2003]. В этом заключается отличие фитоценотических позиций кислицы в экологически оптимальных для нее биотопах на юге и севере лесной зоны.

Экологический (фитоценотический) оптимум вида принято определять как набор сообществ, в которых вид характеризуется наибольшими значениями встречаемости и обилия [Заугольнова, 1985]. В настоящей работе качестве фитоценотического оптимума рассматривают сообщества, в которых класс постоянства кислицы не ниже IV, а класс обилия не ниже 3. Как видно из табл. 2.3, разнообразие таких сообществ в северной тайге невелико – это ельники и березняки широколиственные. Остальные местообитания, где кислица может встречаться не всегда и с небольшим обилием, таким образом, необходимо причислить к зоне экологического пессимума. К нему относятся леса разнотравной, влажнотравной, черничной и долгомошной групп, а также луга различного состава. В лесах сфагновой группы и на болотах кислица в северной тайге вообще отсутствует (рис. 2.2, табл. 2.3).

Результаты обработки собранного нами массива данных показывают, что расчетные балльные оценки по пяти факторам несколько отличаются от приводимых Д.Н. Цыгановым [1983] (табл. 2.4).

Так, по шкале увлаженности (Nd) для кислицы нижние значения шкалы почти не отличаются: 11.4 и 11 (сухолесолуговой)<sup>1</sup> – ми-

---

<sup>1</sup> В скобках приведена расшифровка баллов номинальной шкалы по качественной шкале, приводимых Д.Н. Цыгановым [1983].

нимум, верхние ее значения различаются почти на 4 единицы: 15.3 (сыролесолуговой) и 19 (болотный) – максимум (табл. 2.4). Из чисто эмпирических соображений следует, что значение 15.3 более приемлемо для кислицы, чем 19. Диапазон значений также изменился. Так, расчетный диапазон значений по этому фактору для кислицы составил округленно 4 (11.4–15.3), в то время как по Д.Н. Цыганову он составляет 8 (11–19) (табл. 2.4).

**Таблица 2.4. Расчетные балловые значения для *Oxalis acetosella* по пяти экологическим факторам и их значения по шкалам Д.Н. Цыганова [1983]**

Основные статистики	Экологические шкалы				
	HD	TR	NT	RC	LC
	Диапазон шкал (по Д.Н. Цыганову)				
	1–23	1–19	1–11	1–13	1–9
	Расчетные значения				
Minimum	11.4	4.0	3.4	4.4	3.6
Maximum	15.3	6.6	6.4	7.4	5.8
Mean	13.5	5.2	5.0	5.9	5.0
Median	13.5	5.2	5.1	6.1	5.1
Std.Dev.	0.6	0.6	0.7	0.8	0.4
Значения шкал по Д.Н. Цыганову					
Minimum	11	2	5	1	3
Maximum	19	8	10	11	9
Mean	15	5	7.5	6	6

По шкале трофности (Tr) минимальное значение изменилось на 2 единицы: с 2 (особо бедные почвы/бедные) до 4.0 (небогатые почвы). Балльное значение 2 по шкале Д.Н. Цыганова характеризует олиготрофные местообитания, где кислица может быть встречена только в исключительных случаях, поэтому значение 4.0 следует считать для нее более приемлемым. Максимальное расчетное значение 6.6 (небогатые/довольно богатые почвы) также более приемлемо для изучаемого вида, чем 8 (довольно богатые почвы/богатые). Диапазон значений по шкале трофности изменился на 3 единицы:

3 (округленно) по расчетным значениям (4.0–6.6) против 6 по Д.Н. Цыганову (2–8) (табл. 2.4).

Существенные поправки необходимо внести и в шкалу нитрофильности (Nt). Расчетный минимум и максимум составляют 3.4 (очень бедные азотом почвы) и 6.4 (бедные азотом почвы/достаточно обеспеченные азотом почвы) соответственно. По значениям, приводимым Д.Н. Цыгановым, минимум и максимум для кислицы составляют 5 (бедные азотом почвы) и 10 (богатые азотом почвы/избыточно богатые азотом почвы) соответственно. Диапазон изменился на 2 единицы: с 5 до 3 (табл. 2.4).

Наибольшие изменения коснулись шкалы кислотности почв (Rc). По этой шкале расчетные минимум и максимум составляют 4.4 (сильно кислые/кислые почвы) и 7.4 (слабокислые почвы) соответственно против 1 (очень кислые почвы) и 11 (слабощелочные почвы) баллов, приводимых Д.Н. Цыгановым [1983]. Также сильно изменился и диапазон значений: с 10 до 3 (табл. 2.4).

Наконец, по шкале освещенности (Lc) также произошли некоторые изменения, но не столь резкие. Так, минимум и максимум по расчетным значениям получились 3.6 (полуоткрытые пространства/светлые леса) и 5.8 (светлые леса/тенистые леса) соответственно, а по значениям, приводимым Д.Н. Цыгановым – 3 (полуоткрытые пространства) и 9 (особо тенистые леса). Диапазон по этой шкале несколько сузился – с 6 до 2 баллов (табл. 2.4).

Расчетные значения среднего значения и медианы по каждому из факторов достаточно близки, а разброс их значений незначителен, о чем говорят небольшие величины стандартных отклонений (табл. 2.4). Таким образом, расчетные значения по экологическим факторам, приведенные в табл. 2.4, можно рассматривать, как исправленные балльные оценки по каждому из 5 факторов шкал Д.Н. Цыганова.

### 2.3. Заключение главы 2

У пределов своего ареала в Европейской части России – в северной тайге – кислица не является доминирующим видом травяно-кустарничкового яруса ни в хвойных, ни в лиственных лесах. Она может выступать только в качестве содоминанта в ельниках или березняках широколиственных, также как и в аналогичных сообществах на юге лесной зоны. В пределах местообитаний широколиственных лесов у кислицы наблюдается фитоценотический оптимум в северной тайге. По отношению к факторам влажности и почвенного богатства кислица в северной тайге является мезофильным видом, так же как и на юге лесной зоны. Оценка ее экологических предпочтений по шкалам Д.Н. Цыганова возможна и дает хорошие результаты, с учетом внесения поправок, приводимых в главе.

### 2.4. Литература главы 2

1. Беляева Н.Г., Нешатаева В.Ю. Фитоценотическое разнообразие березовых неморальнотравных лесов юго-западного Подмосковья // Фиторазнообразии Восточной Европы. – 2017. – Т. XI. – № 1. – С. 63–73.
2. Василевич В.И., Бибикина Т.В. Травяные ельники Европейской России // Бот. журн. – 2004. – Т. 89. – № 1. – С. 13–27.
3. Горячкин С.В. Почвенный покров // Структура и динамика природных компонентов Пинежского заповедника. – Архангельск, 2000. – С. 56–64.
4. Дегтева С.В., Железнова Г.В., Пыстина Т.Н., Шубина Т.П. Ценотическая и флористическая структура лиственных лесов европейского Севера. – СПб: Наука, 2001. – 269 с.
5. Джонгман Р.Г. Г., Тер Брак С. Дж.Ф., Ван Тонгерен О.Ф.Р. Анализ данных в экологии сообществ и ландшафтов. – М.:РАСХН, 1999. – 306 с.

6. Жукова Л.А., Дорогова Ю.А., Турмухаметова Н.В., Гаврилова М.Н., Полянская Т.А. Экологические шкалы и методы анализа экологического разнообразия растений. – Йошкар-Ола: Мар.гос.ун-т, 2010. – 368 с.

7. Заугольнова Л.Б. Понятие оптимумов у растений // Журнал общей биологии. – 1985. – Т. 46. – № 4. – С. 106–113.

8. Заугольнова Л.Б., Ханина Л.Г., Комаров А.С., Смирнова О.В., Попадюк Р.В., Островский М.А., Зубкова Е.В., Глухова Е.М., Паленова М.М., Губанов В.С., Грабарник П.Я. Информационно-аналитическая система для оценки сукцессионного состояния лесных сообществ. – Пущино, 1995. – 51 с.

9. Зубкова Е.В. О некоторых особенностях диапазонных экологических шкал растений Д.Н. Цыганова // Известия Самарского научного центра РАН. – 2011. – Т. 13(5). – С. 48–53.

10. Корчагин А.А. Видовой (флористический) состав растительных сообществ и методы его изучения // Полевая геоботаника. 1964. – М.–Л., Наука. – С. 39–62.

11. Кутенков С.А., Кузнецов О.Л. Разнообразие и динамика заболоченных и болотных лесов Европейского Севера России // Разнообразие и динамика лесных экосистем России. А.С. Исаев (ред.). – М., 2013. – С. 152–204.

12. Кучеров И.Б. Географическая изменчивость ценотической приуроченности растений (на примере лесов Европейского Севера) // Журнал общей биологии. – 2003. – Т. 64. – № 6. – С. 479–500.

13. Кучеров И.Б., Зверев А.А. Лишайниковые сосняки средней и северной тайги Европейской России // Вестник Томского гос. Ун-та. Биология. – 2012. – Т. 3. – № 19. – С. 46–80.

14. Кучеров И.Б., Разумовская А.В., Чуракова Е.Ю. Еловые леса национального парка «Кенозерский» (Архангельская обл.) // Бот. Журн. – 2010. – Т. 95. – № 9. – С. 1286–1296.

15. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Наука о растительности (история и современное состояние концепций). – Уфа: Гилем, 1998. – 413 с.
16. Полянская Т.А. Состояние ценопопуляций *Oxalis acetosella* L. в национальном парке «Марий Чодра» // Лесной вестник. – 2009. – Т. 3. – С. 38–43.
17. Попов С.Ю. О ценотической роли сфагновых мхов в долгомошных и сфагновых лесах // Материалы международной бриологической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения Анастасии Лаврентьевны Абрамовой. – Спб.: изд-во СПбГЭТУ «ЛЭТИ», 2015. – С. 116–120.
18. Попов С. Ю. Растительность еловых лесов Пинежского заповедника // Nature Conservation Research. Заповедная наука. – 2016а. – Т. 1. – № 2. – С. 38–58.
19. Попов С. Ю. Актуализация ландшафтной карты Пинежского заповедника методами многомерного анализа // Nature Conservation Research. Заповедная наука. – 2016б. – Т. 1. – № 1. – С. 11–22.
20. Попов С.Ю. Геоботаническая карта Пинежского заповедника // Геоботаническое картографирование. 2017а (в печати).
21. Попов С.Ю. Ценотическое распределение и экологические предпочтения *Betula pendula* и *Betula pubescens* в Центральной России // Журнал общей биологии. – 2017б. – Т. 78. – № 2. – С. 61–73.
22. Попов С.Ю. Растительность Пинежского заповедника (юго-восток Беломорско-Кулойского плато) // Флора и растительность Беломорско-Кулойского плато. – Архангельск: САФУ, 2017в. – С. 131–184.
23. Попов С.Ю., Федосов В.Э. Ценотическое распределение и экологические предпочтения сфагновых мхов (*Sphagnaceae*) в северной тайге европейской россии (Пинежский заповедник, Архангельская область) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2017. – № 9. – С. 3–29.

24. Попов С.Ю., Яковлева А.И. Растительность ключевого участка Пинежского заповедника // Компоненты экосистем и биоразнообразие карстовых территорий Европейского Севера России. – Архангельск, 2008. – С. 85–122.
25. Пучнина Л.В. Растительность // Структура и динамика природных компонентов Пинежского заповедника. – Архангельск, 2000. – С. 78–90.
26. Пучнина Л.В., Попов С.Ю., Мязгова Н.А., Чуракова Е.Ю., Ланчиков И.В. Характеристика болот и болотной флоры Пинежского // Компоненты экосистем и биоразнообразие карстовых территорий Европейского Севера России. Архангельск, 2008. – С. 123–135.
27. Рысин Л. П.. Леса Западного Подмосковья. – М.: Наука, 1982. – 234 с.
28. Сабуров Д.Н. Леса Пинеги. – Л.: Наука, 1972. – 173 с.
29. Смирнов В.Э., Ханина Л.Г. Методы анализа состояния растительного покрова // Восточноевропейские леса. История в голоцене и современность. – Т. 1. – М.: Наука, 2004. – С. 290–313.
30. Структура и динамика природных компонентов Пинежского заповедника. – Архангельск, 2000. – 265 с.
31. Сукачев В.Н. Динамика лесных биогеоценозов // Основы лесной биогеоценологии. – М., 1964. – С. 458–486.
32. Тетерюк Л.В. Опыт применения фитоиндикационных экологических шкал для выявления неблагоприятных факторов на границе распространения вида // Экология. – 2000. – Т. 31 (4). – С. 276–281.
33. Титова А.А., Горячкин С.В. Температурный режим как фактор устойчивости лугов карстовых логов и формирования специфических почв под ними // Компоненты экосистем и биоразнообразие карстовых территорий Европейского Севера России. – Архангельск, 2008. – С. 9–15.

34. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. – М.: Наука, 1983. – 196 с.
35. Черненькова Т.В., Шорина Н.И. Кислица обыкновенная // Биологическая флора Московской области. – М.: изд-во МГУ, 1990. – С. 154–171.
36. Чертов О.Г. Экология лесных земель. – Л., 1981. – 190 с.
37. Шаврина Е.В., Малков В.Н. Геологическое строение и рельеф // Структура и динамика природных компонентов Пинежского заповедника. – Архангельск, 2000. – С. 15–37.
38. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3, durch gesehene Aufl. // Scripta Geobotanica. – 2001. – Vol. 18. – P. 1–261.
39. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa // Scripta Geobotánica. – Vol. 18. – Göttingen: Verlag Erich Goltze KG, 1991. – 248 p.
40. McCune B., J.B Grace. Analysis of Ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. – 2002. – 304 p.

### ГЛАВА 3. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД ДЛЯ ЦЕЛЕЙ СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА И РЕКУЛЬТИВАЦИИ НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*Зотов В.А., Плеханова И.О.*

В последнее время существенно возрос интерес к применению осадка сточных вод (ОСВ) в качестве органического удобрения для земель сельскохозяйственного назначения [Белюченко, Бережная, 2012; Мерзлая, 2015; Дегтярева, Газизов, 2015], для городских территорий [Щеголькова, 2015; Гунина, 2017], а также для рекультивации техногенно нарушенных территорий [Stjernman, Forsberg, 2008]. Анализ мирового опыта в обращении с ОСВ показывает, что в развитых странах наблюдается устойчивая тенденция к росту использования этих отходов в качестве вторичного ресурса. По данным статистической службы Европейского союза [<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>] в некоторых странах почвенные направления утилизации осадков достигают 90%.

Целесообразность применения технологий рекультивации с использованием ОСВ, особенно актуальна на территории России, где по состоянию на 1 января 2016 г. площадь нарушенных земель составила 1037 тыс. га, что на 42 тыс. га больше, чем в 2010 г. [Гос. доклад о сост. прир. РФ, 2016]. Экономическая рентабельность применения осадков сточных вод в сравнении с традиционными методами технической рекультивации очевидна. Однако, несмотря на перспективность подобных направлений, уровень использования ОСВ в России, по данным разных авторов, находится в диапазоне 5–10% от общего количества производимых ежегодно осадков [Аристархов, 2000; Еськов, 2004; Касатиков, 2006; Пахненко, 2014]. Такая ситуация во многом объясняется двойственной природой ОСВ, которая определяет их состав и высокое содержание, как полезных, так и токсичных компонентов.

Осадки сточных вод – это отход, получаемый в процессе очистки канализационных хозяйственно-бытовых, промышленных и поверхностных стоков. Их состав очень вариативен, он зависит от специфики промышленной деятельности района, однако, как правило, характеризуется высоким содержанием органических веществ сложного состава и элементов минерального питания для растений [Касатиков, 2006]. Агрохимическая характеристика осадков некоторых городов мира приведена в таблице 3.1.

**Таблица 3.1. Агрохимическая характеристика ОСВ некоторых городов [Пахненко, 2014]**

	Влажность, %	Орг. в-во, %	N, %	P, %	K, %	Ca, %	pH <sub>KCl</sub>
Москва, КСА, 2003 г.	84,0	45,0	1,8	3,9	0,2	3,7	6,9
Санкт-Петербург	—*	74,0	4,3	2,4	0,4	0,5	—
Новосибирск, 2001 г.	—	48,0	2,0	4,5	0,7	—	7,3
Упсала, Швеция	—	28-32	0,4-1	3-4,9	0,1-0,4	9-11	7,1-7,8
Пиза, Италия, 1999 г.	—	49,0	3,9	2,9	1,1	8,0	7,3
Канада, (усредненные данные) 1999 г.	80,0	52,0	3,7	2,3	1,0	0,4	7,8

\*— данные отсутствуют

Органические вещества осадков представлены химическими соединениями различных классов, поступающими с канализационным стоком, такими как жиры, полисахариды, вещества белковой природы, нефтепродукты, поверхностно-активные вещества и т.п., а также клетками микроорганизмов, продуктами их метаболизма и разложения. Помимо этого, в составе осадков присутствуют вещества часто сходные с почвенными гумусовыми веществами.

Наличие в составе ОСВ большого количества органических веществ является одним из главных достоинств при утилизации их в качестве удобрений и в составе почвенных смесей для рекультивации нарушенных территорий. По данным исследований, нестабилизиро-

ванные осадки сточных вод представлены в основном легко минерализующимися соединениями, разлагаемыми в год внесения на 20–35%, и не способны поддерживать содержание гумуса в почве на стабильном уровне в течение продолжительного времени [Андропова, 2002; Юмвихозе, 1999]. Более продолжительное влияние на гумусное состояние почв оказывают стабилизированные осадки [Кононов, Лагутина, 1995]. Также имеются сведения, что увеличение содержания гумуса при использовании ОСВ значительно выше в случае применения на грунтах тяжелого гранулометрического состава.

В ОСВ очень велико содержание азота, однако значительная его часть представлена соединениями недоступными для непосредственного усвоения растениями [Луцицкая, Севастьянов, 2007; Rosenani, 2004]. По содержанию фосфора осадки сточных вод многократно превосходят традиционные виды органических удобрений. Фосфор, как и азот, присутствует в осадке сточных вод преимущественно в составе органических веществ и способен усваиваться растениями только после предварительной минерализации. Содержание калия в ОСВ сравнительно невелико. Он присутствует в осадках преимущественно в виде легкорастворимых солей, способных легко вымываться из почвы. Помимо этого ОСВ можно рассматривать как источник Ca и Mg, а также микроэлементов – Cu, Zn, Mn, и др.

Влияние осадка на физические свойства почв выражается в повышении водоудерживающей способности почв, улучшении агрегатного состава, снижении плотности. Это можно объяснить наличием в его составе большого количества органических веществ, кальция и частиц илистой фракции. Наиболее выражено влияние осадков на слабокультуренных почвах легкого гранулометрического состава, эродированных или антропогенно деградированных почвах. Влияние на механический (гранулометрический) состав проявляется в увеличении содержания частиц 250–500 мкм [Пахненко, 2014].

Особенностью ОСВ является исключительно высокое содержание самых разных групп микроорганизмов, включая патогенные бактерии, грибы и вирусы. Доминантами являются бактерии, численность которых в органическом веществе осадков может превышать  $4,5 \cdot 10^9$  экземпляров в 1 г. В составе бактериального комплекса преобладают представители рода *Aquaspirillum*, а также, иногда, *Pseudomonas* и *Alcaligenes*. Среди грамположительных – различные виды *Bacillus*. Помимо перечисленных родов присутствуют представители *Aeromonas*, *Corynebacterium*, *Clostridium*. Количество грибов находится на уровне  $10^5$  экземпляров на 1 г сырой массы осадков. Основные представители – роды *Fusarium*, *Mucor*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Trichoderma*, *Alternaria* [Ушаков, 2009; Пахненко, 2014].

Важным компонентом микробиоты ОСВ являются актиномицеты. Их численность в осадках крупных городов находится в диапазоне  $10^6$ – $10^7$  на 1 г. Помимо перечисленных микроорганизмов, в ОСВ почти всегда присутствуют патогенные бактерии – *Salmonella* sp., *Brucella*, *Escherichia coli*, *Enterobacteria* sp., *Staphylococcus* *Sterptococcus faecalis*, *Fecal coliforms*, *Yersinia* spp., *Legionella pneumophila*, *Campylobacter* spp., *Arcobacter butzeri*, *Enterococcus* spp., *Listeria* spp., *Clostridium* spp. Могут присутствовать патогенные грибы: *Bipolaris sorokiniana*, *Botrytis cinerea*. Также, часто в осадках обнаруживают различные вирусы (*Hepatitis virus*, *Corsicule virus* и др.) и гельминтов *Ascaris lumbricoides*, *Hilmintic parasites* [Гунина, 2017].

Долевое участие основных групп микроорганизмов достаточно устойчиво в осадках разных возрастов и компостах на их основе [Пахненко, 2014]. В работах, посвященных изучению влияния ОСВ на микробиоту почв, отмечено, что при внесении сравнительно невысоких (до 15 т/га) доз осадков численность микроорганизмов изменяется незначительно. Заметный рост наблюдается при внесении средних и высоких доз. Результаты некоторых исследований показывают, что влияние осадков сточных вод на биомассу микроорга-

низмов в почвах ниже по сравнению с влиянием традиционных органических удобрений [Jogansson et al., 1999].

Несмотря на известные позитивные аспекты влияния ОСВ, связанные с улучшением агрохимических свойств почвы, повышением микробиологической и ферментативной активности и улучшением водно-физических свойств, почвенные направления утилизации осадков могут быть ограничены в связи с негативными факторами – наличием патогенных микроорганизмов, органических токсикантов, таких как полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) [Зотов и др., 2012] и тяжелых металлов [Плеханова, Бамбушева, 2009; Плеханова, 2017; Пахненко, 2014].

При использовании ОСВ имеет место формирование участков комплексного загрязнения почвы с увеличением общего содержания и подвижности ТМ, где содержание ряда элементов (Cd, Zn, Cr) в несколько раз превышает предельно допустимые концентрации [Плеханова, и др., 2001]. Содержание ТМ наиболее велико в верхней части профиля. На глубине 40 см происходит резкое снижение содержания ТМ и далее равномерное распределение их по профилю почвы [Плеханова, Бамбушева, 2009].

### **3.1. Опыт использования ОСВ в рекультивации нарушенных земель**

В странах ЕС имеется довольно обширный опыт использования осадков бытовых сточных вод в сельском хозяйстве и в целях восстановления техногенно нарушенных ландшафтов (табл. 3.2). В Германии в качестве вторичного ресурса используют приблизительно 50% образующихся ОСВ. При этом 12% – в целях восстановления нарушенных территорий и формирования искусственных ландшафтов. На основе ОСВ и промышленных отходов (шлак, зола и т.д.) изготавливают искусственные почвогрунты. Присутствие промышленных отходов обеспечивает механическую прочность и пористость, а

ОСВ – высокую водоудерживающую способность и устойчивость к эрозионным процессам. Такие органо-минеральные смеси используют при рекультивации свалок [Dippel, 1994].

Опыт использования ОСВ для рекультивации калийного карьера был проведен вблизи города Зондерсхаузен. На опытном участке площадью 3600 м<sup>2</sup> использовали смеси компостированного осадка сточных вод с песком. Смеси содержали 0, 50 и 75% осадка по объему. Полученные смеси укладывали слоями мощностью 70 и 100 см. Применение ОСВ по данной схеме позволило обеспечить приемлемый рост растений. В полученных почвенных конструкциях отмечено значительное содержание основных органогенных элементов: азота – в диапазоне 0,51–0,97%, органического углерода – 6,29–13,67%; фосфора – 56,0–79,1 мг/100 г; калия – 59,9–101,0 мг/100 г. Одновременно было достигнуто снижение содержания тяжелых металлов в полученных почвоподобных телах за счет физического разбавления ОСВ [Liemen, Bernsdorf, Meissner, 2010].

В Польше ОСВ применен для рекультивации свалок промышленных отходов в Верхней Силезии. Впоследствии восстановленные территории использовали в сельскохозяйственном производстве для выращивания технических культур [Daniels, Haering, 1994; Sopper, 1992].

В Австрии ОСВ в составе органо-минеральных смесей с различными наполнителями используют для формирования экранов оснований и склонов полигонов размещения отходов и гидротехнических сооружений. При размещении ОСВ на золошлаковых отвалах дополнительный эффект проявляется в снижении миграционной способности тяжелых металлов за счет стабилизации химических процессов [Krishoamohan et al., 1992].

**Таблица 3.2. Ежегодный объем образования и соотношение основных методов утилизации ОСВ в странах ЕС [European Commission. Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. Final report, 25 March 2011 (Update 13 April 2011). 841 p. [http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/POP\\_Waste\\_2011.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/POP_Waste_2011.pdf)]**

Страна	Объем производства ОСВ, тыс. тонн	Соотношение основных методов утилизации, %			
		Захоронение на свалках	Сжигание	Использование в с/х	Другие технологии
Австрия	255	9.8	38.4	44.3	7.1
Бельгия	112	8.0	32.1	18.8	40.2
Болгария	40	52.5	0.0	15.0	0.0
Великобритания	1771	5.4	15.9	69.7	8.9
Венгрия	286	47.9	0.3	45.8	5.6
Германия	2049	0.2	47.1	52.7	3.3
Греция	126	97.6	0.0	0.0	2.4
Ирландия	88	5.7	0.0	71.6	25.0
Италия	1056	41.7	2.9	44.1	11.0
Испания	1065	15.8	3.8	64.5	15.9
Кипр	9	11.1	0.0	55.6	0.0
Латвия	23	0.0	0.0	43.5	39.1
Литва	76	11.8	0.0	42.1	0.0
Люксембург	12	33.3	0.0	66.7	0.0
Нидерланды	541	6.7	53.0	15.3	21.4
Польша	1088	27.4	3.1	15.0	54.7
Португалия	237	16.9	19.0	49.8	14.3
Румыния	758	13.2	0.5	2.6	4.9
Словакия	332	2.7	0.0	11.7	2.7
Словения	21	42.9	23.8	19.0	19.0
Финляндия	160	6.3	0.0	91.9	1.9
Франция	1,060	20.9	16.8	59.6	2.5
Чехия	172	5.2	0.0	78.5	16.3
Швеция	210	11.4	0.0	49.5	10.5
Эстония	31	16.1	0.0	16.1	61.3

В Швеции положительные результаты были получены при рекультивации железорудных отвалов с использованием смеси ОСВ и древесной коры [Borgegard et al., 1989]. Интересен опыт этой страны по рекультивации крупного карьера по добыче медной руды Айтик (Aitik), разрабатываемого с 1968 года шведской горно-металлургической компанией Болиден (Boliden). На участках месторождения, где применяли осадок сточных вод, отмечена большая эффективность набора биомассы растениями и их выживаемости по сравнению с участками, где для восстановления плодородия грунтов вносили минеральные NPK удобрения. Вероятно, это связано с высоким содержанием органического вещества в ОСВ. Увеличение доступной растениям влаги, однако, было невелико, несмотря на увеличение общей порозности почвы. Исследователи объясняют этот факт тем, что внесение осадка в большей степени влияет на увеличение доли в грунтах крупных пор (30–300 мкм), увеличивающих содержание воздуха и мелких пор (менее 5 мкм), которые содержат влагу, недоступную растениям. Влияние ОСВ на кислотно-основные свойства грунтов незначительно. Помимо положительных аспектов авторы отмечают, что содержание тяжелых металлов в биомассе красной овсяницы, произрастающей на рекультивированных с помощью ОСВ участках заметно выше по сравнению с участками, где использовали минеральные удобрения [Stjernman, Forsberg, 2008].

В США осадок сточных вод применяют для рекультивации территорий, нарушенных добычей полезных ископаемых почти во всех штатах. Опыт рекультивации с последующим устройством лесопитомника имеется в штате Вашингтон. Сброженный осадок г. Сиэтл в течение 5 лет вносили на лесопосадках. При этом отмечено ускорение роста растений в 1,5 раза по сравнению с участками, где применяли традиционные виды удобрений [Пахненко, 2014].

В южной Африке было проведено исследование возможности совместной утилизации ОСВ и отходов от сжигания каменного угля с получением безопасного почвоподобного продукта. Реакция между

оксидом кальция, содержащимся в золе и водой осадков сопровождается сильным разогреванием смеси и увеличением рН до 12. Это позволяет добиться пастеризации ОСВ и перехода легкорастворимых форм тяжелых металлов, содержащихся в осадке в трудно растворимые соединения. Помимо этого отмечена способность золы дезодорировать ОСВ. Комбинация этих двух видов отходов позволяет создать мелиорант, способный увеличить влагоемкость почвы, улучшить ее физико-механические свойства, увеличить эрозионную стойкость и биологическую активность, а также снизить кислотность [Reynolds, Kruger, Rethman, 2000].

В РФ разработана методика рекультивации карьеров при помощи смесей обезвоженного осадка сточных вод и строительных отходов (лом железобетонных конструкций, кирпичный бой, песчано-гравийные смеси). Аналогично с технологией обустройства площадок депонирования ОСВ формируют защитный экран из местных суглинков, которыми выстилается дно и откосы карьерной выработки. Затем производят послойную укладку отходов и ОСВ, что обеспечивает наиболее полное использование выработанного пространства и простоту проведения работ. Наличие балластных отходов обеспечивает удовлетворительные механические свойства, а осадка – водонепроницаемость. Сформированное таким образом свальное тело перекрывается защитным экраном покровных суглинков, который следует укладывать непосредственно на верхний слой строительного мусора. Такая конструкция устойчива к эрозионным процессам и мало подвержена механическим деформациям [Храменков, Загорский, Борткевич, 2002].

Интересен совместный опыт АО «Мосводоканал» и специалистов факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова по получению искусственных почвогрунтов и их применению для конструирования газонов. Были разработаны и протестированы методы получения искусственных почв на основе осадков станций водоподготовки и ОСВ в промышленных условиях. Эти технологии основаны

на перемешивании осадков с добавлением торфа, песка и строительного грунта в шнековых смесителях. Полученные почвогрунты, проведенное в условиях вегетационных экспериментов, продемонстрировало их высокую водоудерживающую способность и значительное содержание элементов минерального питания растений. Исследования продуктивности масличных культур (рапс и сафлор), выращенных на полученных смесях, показали рост урожайности до 250% [Щеголькова, 2015].

Следует отметить, что в перечисленных исследованиях не изучали проблему длительной трансформации ОСВ и их влияния на сопредельные среды.

Целью настоящей работы была оценка влияния ОСВ на сопредельные природные среды: изучение возможностей аккумуляции, миграции и транслокации загрязняющих веществ, а также их трансформация с течением времени. Изучение перечисленных проблем проведено на примере одного из рекультивированных карьеров, расположенных в Московской области.

### **3.2. Материалы и методы**

Пример длительной трансформации ОСВ при его интеграции в естественную природную среду, а также развития первичных сукцессий на субстрате из ОСВ представляет собой один из карьеров Егорьевского месторождения фосфоритов, частично рекультивированный ОСВ. Для рекультивации применяли термофильно сброженный и механически обезвоженный осадок сточных вод Курьяновской станции аэрации.

Исследуемая территория расположена в Воскресенском районе Московской области.

**Рельеф.** Воскресенский район расположен в пределах Московско-Окской равнины и Мещерской низменности. Территория района состоит из двух ярко выраженных ландшафтных зон – равнинной и долин-

ной. Ландшафт характеризуется пологоволнистым, местами холмистым рельефом, расчлененным балками и оврагами. Абсолютные отметки высот находятся в диапазоне 100 – 200 метров над уровнем моря. Наиболее низкие участки приурочены к поймам рек. Заболоченность территории района около 2.2%. Общая площадь болот – 1,77 тыс. га, из них низинных – 1,42 тыс. га, верховых – 0,35 тыс. га.

Повсеместно развиты плотные слабопроницаемые моренные суглинки, по водоразделам – покровные суглинки. Мощность четвертичных отложений – около 15 м.

**Климат.** Климат района умеренно-континентальный со среднегодовой температурой воздуха + 3,5°C. Средняя температура июля +18°C, средняя температура января –10°C. Среднегодовое количество осадков составляет 500–600 мм, причем с июня по август выпадает 215 мм. Коэффициент увлажнения находится на уровне 1,4–1,8. Ветровой режим в летний период характеризуется преобладанием северо-западных и северных направлений, в зимний период – западных.

**Растительность.** Растительность Воскресенского района представлена в основном сосновыми и хвойно-мелколиственными лесами, среди которых господствуют сосна, береза и осина. Из широколиственных пород встречаются дуб, липа и клен остролистный. Общая площадь лесов составляет 28,8 тыс. га, что составляет примерно 35% всей территории. В травяном ярусе доминантами являются осоки и сныть. В долинах рек значительную площадь занимают сырые луга с доминированием злаков, что обусловлено слабой дренированностью территории.

**Почвы.** В соответствии с системой почвенно-географического районирования Нечерноземной зоны РСФСР [Карта почвенно-географического районирования Нечерноземной зоны РСФСР, ответственный редактор Г.В. Добровольский, 1980], территория Воскресенского района находится в подзоне дерново-подзолистых почв

южной тайги. Небольшие части региона оказываются в зоне серых лесных почв.

Почвообразующие породы представлены флювиогляциальными отложениями, элювиально-делювиальными и покровными суглинками, подстилаемыми мореной.

На севере и востоке района располагаются дерново-подзолистые и болотно-подзолистые почвы. Встречаются дерново-подзолистые глеевые, торфяно-подзолистые глеевые и торфяные почвы низинных болот. Юго-западную часть Воскресенского района занимают светло-серые лесные и дерново-слабо- и среднеподзолистые почвы.

**Территория и материалы исследования.** Исследуемая территория – Игнатьевский участок Егорьевского месторождения фосфоритов, площадью 14,7 км<sup>2</sup> – расположена в центральной части месторождения. На юге граница участка проходит по ж/д ветке Егорьевск – Воскресенск, на севере по линии, соединяющей деревни Лопатино – Осташево. Восточная граница проходит по реке Десна, вблизи деревни Челово. В настоящее время карьер выработан и частично рекультивирован вскрышными породами. Участок имеет сильно развитый растительный напочвенный покров, представленный крапивой двудомной, а также обваловку с вторичным развитием на ней древесной растительности, представленной преимущественно березой с примесью сосны.

Материалом исследования послужил осадок сточных вод Курьяновской станции аэрации, который использовали для рекультивации фосфоритного карьера.

Для изучения техногенных поверхностных конструкций (ТПК), сформированных на территории участка осадком сточных вод было заложено пять разрезов, для каждого из которых составлены морфологические описания профилей, а также поглубинно отобраны пробы для определения агрохимических и физических свойств и содержания ТМ и ПАУ. В качестве контроля была исследована светло-серая лесная почва, которая является фоновой для данной территории.

**Методы исследования.** Определение основных химических свойств в образцах проводили в соответствии с общепринятыми для почв методиками [Агрохимические методы исследования почв, под ред. Соколова, 1975]. Определяли содержание подвижных форм калия и фосфора по Кирсанову; рН – потенциометрически; содержание азота и серы – на элементном анализаторе, содержание органического углерода по Тюрину – бихроматным методом со спектрофотометрическим окончанием.

Выделение ПАУ из образцов проводили путем исчерпывающей экстракции дихлорметаном. Очистку проб от нецелевых компонентов проводили на подготовленном патроне для твердофазной экстракции с силикагелем. Аналитическое определение ПАУ проводили методом обратнофазной хроматографии высокого давления на жидкостном хроматографе Agilent 1100 с флюориметрическим детектором (Agilent Technologies, США) и системой обработки данных ChemStation, HPChem (ПНД Ф 16.1:2.2:2.3:3.62-09). Колонка – Диасфер 110-C18, 5мкм, 4,0x250мм; скорость потока элюента – 1мл/мин; элюент – ацетонитрил-вода. В качестве стандарта использовали комплект стандартных образцов ПАУ в ацетонитриле СОП 0118-03 ЕР-РАН. Калибровку проводили по пяти уровням, отклонения от линейности не превышали 5%.

Валовое содержание ТМ определяли методом кислотного разложения смесью азотной и соляной кислот, фракционный состав соединений Cd, Zn, Cu, Pb, Mn, Ni – путем последовательного извлечения их фракций из одной навески почвы.

Для выделения фракции тяжелых металлов суспензии образцов почв встряхивали на ротаторе в течение 1 ч и затем центрифугировали. Конечное определение ТМ в почвах проводили атомно-абсорбционным методом в воздушно-ацетиленовом пламени на спектрофотометре фирмы «Carl Zeiss JENA» (модель ААС 3).

Для учета неселективного поглощения при определении Cd, Pb, Ni использовали дейтериевый корректор фона.

Определение основных физических свойств проводили общепринятыми классическими методами. В полевых условиях была определена плотность ( $\rho_b$ ) по Н.А. Качинскому, проведена морфологическая оценка сложения и макроструктуры по С.А. Захарову. В лабораторных условиях определены плотность твердой фазы ( $\rho_s$ ), порозность ( $E$ ), механическая прочность и водопрочность по Н.И. Савинову.

Определение основных гидрофизических характеристик (ОГХ) проведено методом равновесного центрифугирования. Произведение плотности и массовой доли влаги было использовано для оценки объемного влагосодержания. Метод основан на определении работы по удалению из почвы определенного количества воды под действием центробежной силы.

Определение проводили следующим образом: насыпной образец помещали в пальчиковую пластмассовую центрифужную пробирку с отверстиями в дне и латунной сеткой диаметром 0.25 мм, на которую предварительно укладывали кружок фильтровальной бумаги. На поверхность образца помещали второй кружок фильтровальной бумаги и легкий пенопластовый аппликатор-крышку, предохраняющий образец от «размывания» по стенкам при центрифугировании в наклонном положении. После помещения образца в пробирку он насыщался водой в течение суток. Насыщенный образец взвешивали и измеряли его высоту. Замер высоты образца осуществляли штангенциркулем с точностью до 0.5 мм. Насыщенные образцы в пробирках помещали в угловой ротор центрифуги.

Центрифугирование проводили в несколько этапов: при скоростях 500, 800, 1000, 2000, 3000, 4000, 6000, 8000, 10000 и 12000 оборотов в минуту. По окончании каждого этапа с заданной скоростью (достижении равновесия поля центрифуги с силами, удерживающими влагу в почве) измеряли массу ( $m_i$ ) и высоту образца ( $h_i$ ). При

этом образец взвешивали 3 раза в процессе каждого этапа (через 15 мин., 30 мин. и 60 мин. после начала), что позволило получить данные о кинетике дренирования образца ( $W(t)$ ), по которым корректируется равновесная влажность ( $W_p$ ).

В конце эксперимента, после достижения скорости вращения 12000 об./мин, образцы количественно переносили в маленькие стеклянные бюксы, взвешивали и сушили при 105°C для определения остаточной влажности ( $W_{12000}$ ) и массы абсолютно сухой почвы ( $m_s$ ). Расчет влажности на остальных этапах центрифугирования и отдельных кинетических стадий этого процесса осуществляли по формуле:

$$W, \% = [(m_i - (m_s + m_o)) / m_s] \cdot 100,$$

где  $m_i$  – масса пробирки с образцом на данном этапе центрифугирования,  $m_o$  – масса пробирки с вкладышем. В качестве равновесной берется остаточная влажность после часа центрифугирования с заданной скоростью ( $n$ ).

Изучение гранулометрического состава почв проводили методом лазерной дифрактометрии на дифрактометре SALD-201V фирмы «Shimadzu». Метод основан на принципе флуктуации электромагнитных волн. Свет параллельного лазерного луча преломляется частицами твердой фазы почв и отклоняется на фиксированные углы, соответствующие диаметру частиц.

Пробоподготовку проводили с использованием ультразвуковой обработки образцов без применения химических диспергаторов.

Полученные результаты статистически обрабатывали с помощью пакета программ EXCEL.

### 3.3. Результаты и обсуждение

Основные физические свойства ТПК на основе ОСВ приведены в таблице 3.3. Морфологически верхний слой в основном состоящий из осадка (0–20 см) характеризуется комковато-зернистой структу-

рой и слабоуплотненным сложением. Нижележащие слои при влажности порядка 60–70% бесструктурны, характеризуются высокой пластичностью и липкостью. Плотность верхнего слоя составляет 1,00–1,15 г/см<sup>3</sup> и постепенно возрастает до 1,28 г/см<sup>3</sup> на глубине 20–50 см и до 1,5 г/см<sup>3</sup> на глубине 50–80 см. Подобные значения можно объяснить постепенной седиментацией тяжелых минеральных частиц, первоначально входивших в состав сырого осадка, в нижележащие слои. Эта гипотеза подтверждается меньшей плотностью нижних горизонтов в части карьера, где технический этап рекультивации был выполнен позднее, а также снижением содержания органического вещества с 13,31% в верхней части профиля до приблизительно 10% – на глубине 90 см.

Значительная свободная поверхностная энергия, обусловленная высокой дисперсностью осадков сточных вод определяет их высокую влагоемкость и водоудерживающую способность. Исследованные образцы характеризуются величинами влажностей набухания 100–230%. Причем даже при высоких давлениях (3500 кПа) удается извлечь не более половины этой влаги. Среди естественных природных объектов подобные свойства можно обнаружить у органогенных почвенных горизонтов, например у торфов и подстилок.

**Таблица 3.3. Плотность, порозность и структурное состояние техногенной поверхностной конструкции (ТПК), фосфоритного карьера Егорьевского месторождения, Воскресенский район (представлены средние значения и ошибки средних)**

Образец	$\rho_b$ , г/см <sup>3</sup>	$\rho_s$ , г/см <sup>3</sup>	$E$ , %	$K_{стр.}$	$D_{ср}$ , мм	Доля водопропрочных агрегатов, %
Слой 0–20 см	0,8±0,1	2,2±0,1	63	5,2	2,3	58±2
Слой 20–50 см	1,3±0,1	2,5±0,1	48	2,1	3,3	29±3
Слой 50–90 см	0,9±0,1	2,2±0,1	61	1,8	3	38±2

Примечание:  $\rho_b$  – плотность почвы,  $\rho_s$  – плотность твердой фазы,  $E$  – порозность,  $K_{стр.}$  – коэффициент структурности,  $D_{ср}$  – средний взвешенный диаметр водопропрочных агрегатов

Кривые водоудерживающей способности исследованных образцов ТПК представлены на рисунке 3.1.

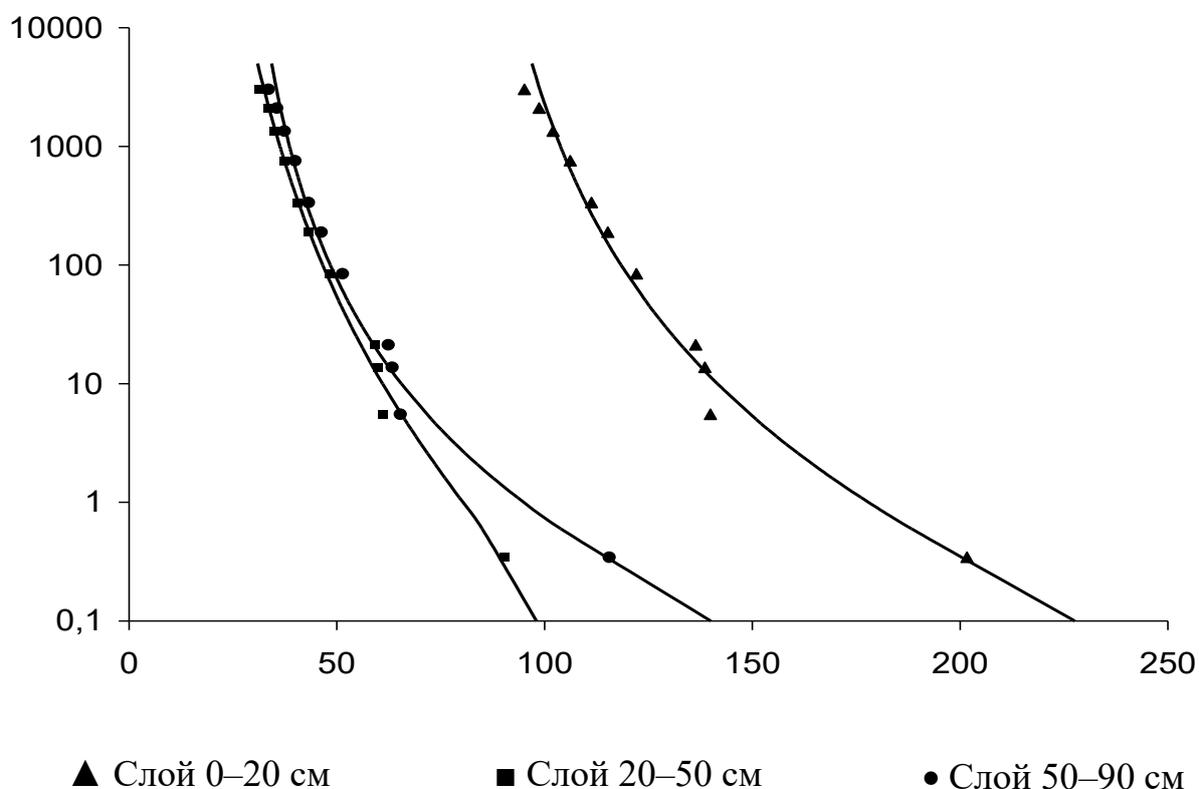


Рис. 3.1. Основные гидрофизические характеристики ТПК на основе осадков сточных вод (фосфоритный карьер Егорьевского месторождения, Воскресенский район)

Анализ гидрофизических свойств ОСВ позволяет сделать вывод, что влажность изученных объектов не способна снизиться до состояния входа воздуха. Как следствие ОСВ практически всегда будут перенасыщены влагой, что в свою очередь будет затруднять развитие на субстрате высших растений.

Обнаружены некоторые расхождения между механическим составом и гидрофизическими свойствами ОСВ (табл. 3.4). Вероятно, это обусловлено структурой частиц и их гетерогенностью по плотности и может быть объяснено технологической схемой обработки ОСВ при обезвоживании, в которой широко применяют метод кондиционирования органическими реагентами на основе полиакриламида (флокуляция).

**Таблица 3.4. Распределение элементарных почвенных частиц ТПК по размерам, % (фосфоритный карьер Егорьевского месторождения, Воскресенский район)**

Образец	Размер частиц, мкм						Физ. глина, %
	1	5	10	50	250	1250	
Слой 0–20 см	15,7	38,8	17,6	27,9	0	0	72
Слой 20–50 см	5,86	28,2	21,1	41,9	3,01	0	55
Слой 50–90 см	15,1	34,8	18,0	30,9	0,98	0,21	67

Флокуляция происходит при добавлении к коллоидным растворам некоторых высокомолекулярных ПАВ – флокулянтов – в очень малых количествах (обычно не выше 0,01%). Молекула поверхностно-активного полимера, содержащая в своей цепи множество активных групп, может закрепляться сразу на нескольких частицах дисперсной фазы, связывая их в единый рыхлый агрегат, обладающий значительными линейными размерами, но в то же время сохраняющий высокую удельную поверхность и, как следствие, высокую влагоемкость.

Результаты анализа агрохимических свойств ТПК (табл. 3.5), сформированной для рекультивации карьера, свидетельствуют о высоком содержании органического вещества (более 13% в верхней части профиля) и слабощелочной реакции (рН водной вытяжки 7–7,5). По содержанию основных биогенных элементов осадок приблизительно в 10 раз превосходит даже хорошо обеспеченные почвы.

**Таблица 3.5. Агрохимические свойства осадка сточных вод. Фосфоритный карьер Егорьевского месторождения, Воскресенский район (приведены средние и ошибки средних)**

Образец, глубина, см	Зольность, %	C, %	N, %	P <sub>подв.</sub> (мг/кг)	K <sub>подв.</sub> мг/кг	S, %	рН	рН <sub>KCl</sub>
Слой 0–20	86,2±1,2	13,5±1,0	1,09±0,04	500±24	305±10	0,70±0,10	7,4	7,1
Слой 20–50	88,3±0,9	11,7±0,5	0,12±0,09	>2500	281±11	1,20±0,09	7,5	7,2
Слой 50–90	89,1±0,7	10,6±0,4	0,13±0,05	>2500	351±15	0,89±0,09	7,0	6,9

Наблюдения за временной динамикой содержания органического углерода в ТПК проводили в период с 2009 по 2011 годы (рис. 3.2). Снижение количества органического углерода в течение трех лет не превысило 0,56%. Содержание органических веществ в свежем ОСВ (по данным Курьяновской станции аэрации) находится в пределах 35–45%. Это позволяет сделать заключение, что скорость разложения максимальна в первые два года после внесения осадка в естественную природную среду. За это время разлагается 60–70% органического вещества осадка.

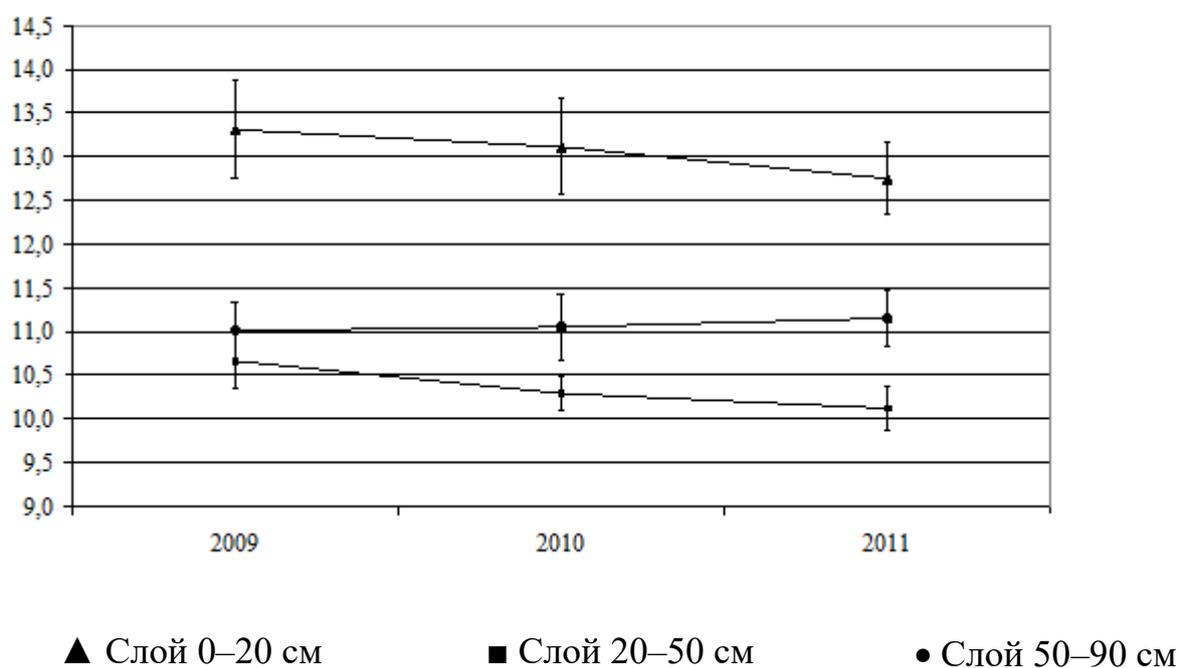


Рис. 3.2. Динамика содержания органического вещества (%) в осадке сточных вод в период с 2009 по 2011 г. (фосфоритный карьер Егорьевского месторождения, Воскресенский район)

Наиболее серьезная проблема, возникающая при использовании осадков сточных вод, связана с наличием в их составе тяжелых металлов. В мировой практике содержание ТМ является основным фактором, лимитирующим применение ОСВ в качестве вторичного ресурса. Данные о валовом содержании и содержании подвижных форм ТМ в осадке сточных вод карьера показаны в таблице 3.6.

Варьирование содержания металлов в разных пробах может быть обусловлено исходной неоднородностью состава осадков и их частичным смешиванием с подстилающими вскрышными породами, также использованными в процессе рекультивации. Это затрудняет оценку степени влияния процессов трансформации и перераспределения вещества, происходящих в осадке, на распределение микроэлементов.

**Таблица 3.6. Валовое содержание и содержание подвижных форм тяжелых металлов в ОСВ, мг/кг (фосфоритный карьер Егорьевского месторождения, Воскресенский район)**

	Содержание металла, мг/кг					
	Zn	Cu	Pb	Cd	Mn	Ni
<b>Слой 0–20</b>						
Доступные	125,3	12,1	6,80	1,65	44,5	23,4
Валовое содержание	685	103	43	2,75	531	150
ПДК подвижных соединений	23	3	6	–	–	4
ОДК* валового содержания	220	132	130	2	–	80
<b>Слой 20–50</b>						
Доступные	12,95	3,75	11,35	0,90	11,5	56,4
Валовое содержание	107	16,5	18,5	2,50	76	260
ПДК подвижных соединений	23	3	6	–	–	4
ОДК валового содержания	220	132	130	2	–	80
<b>Слой 50–90</b>						
Доступные	8,6	2,40	8,20	1,05	5,85	41,5
Валовое содержание	106	12,7	24,0	3,50	59,7	275
ПДК подвижных соединений	23	3	6	–	–	4
ОДК валового содержания	220	132	130	2	–	80

\* – ориентировочно допустимая концентрация

Содержание соединений ТМ, переходящих в водную вытяжку не превышает 0,05% для всех рассмотренных элементов.

Доступность элементов растениям пропорциональна их количеству, переходящему в раствор ацетатно-аммонийного буфера с рН 4,8. Можно отметить, что наиболее подвижными в исследованном осадке являются соединения кадмия и свинца. Несмотря на нейтральную ре-

акцию среды, содержание этих элементов в обменной и специфически адсорбированной фракциях находится в пределах 30–60%.

Для оценки доступности растениям ТМ, содержащихся в ТПК карьера, был выполнен анализ биомассы крапивы двудомной, являющейся доминантным видом в травяном ярусе исследуемого объекта (табл. 3.7).

**Таблица 3.7. Содержание ТМ в крапиве, растущей на ТПК, мг/кг – над чертой, коэффициенты накопления – под чертой (фосфоритный карьер Егорьевского месторождения, Воскресенский район)**

Образец	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	Co	Cr
Крапива листья (контроль)	0,27	0,01	0,12	0,08	4,20	0,02	0,01
Крапива стебли (контроль)	1,35	0,01	0,29	0,26	4,26	0,01	0,01
Крапива листья (карьер)	<u>0,71</u>	<u>0,10</u>	<u>0,15</u>	<u>0,27</u>	<u>6,72</u>	<u>0,05</u>	<u>0,04</u>
	2,6	8,1	1,3	3,5	1,6	2,9	3,1
Крапива стебли (карьер)	<u>5,27</u>	<u>0,13</u>	<u>0,37</u>	<u>0,82</u>	<u>8,52</u>	<u>0,05</u>	<u>0,04</u>
	3,9	9,8	1,3	3,1	2	3,7	3,9
ПДК (овощи)*	5,00	0,03	5,00	0,50	10,00	–	–

\*СанПиН 42-123-4089-86 Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктах

В крапиве, произрастающей на ТПК, отмечено значительное накопление ТМ. Коэффициенты накопления Cu, Pb, Zn, Co и Cr, относительно содержания в растениях, выросших на фоновой почве, находятся в пределах 2–4, а содержание Cd выше в 8–10 раз и значительно превышает значения ПДК. Необходимо уделить особое внимание кадмию. Несмотря на то, что его общее количество в пробах осадка незначительно превосходит ОДК для почв, содержание этого элемента в биомассе растений превышает допустимые значения более чем в 4 раза. Вероятно, это связано с более высокой его подвижностью по сравнению с другими ТМ. Установлено, что хлорофилл обладает способностью концентрировать кадмий в растительных тканях [Burton, King, Morgan, 1986]. При этом видимых признаков фитотоксического эффекта повышенного содержания кадмия (хло-

роз листьев, задержка роста и повреждение корневой системы) не наблюдается.

Несмотря на высокое содержание подвижных форм цинка (более 5 ПДК) его содержание в крапиве не превышает допустимой концентрации.

Помимо тяжелых металлов во всех исследованных образцах осадков в большом количестве были обнаружены как легкие полициклические ароматические углеводороды (флуорантен, антрацен, хризен), так и высокомолекулярные, такие как бенза[а]пирен, дибензо[а,h]антрацен, бензо[g,h,i]перилен (табл. 3.8). Содержание почти всех идентифицированных полиаренов здесь сильно превышает фоновые значения. Концентрация наиболее опасного из них – бенз[а]пирена превышает ПДК более чем в 10 раз. Суммарное содержание ПАУ превышает обычные для дерново-подзолистых почв значения почти в 20 раз [Никифорова, Алексеева, 2002].

Обращает на себя внимание резкое сокращение содержания ПАУ с движением вниз по профилю: уже на глубине около 30 сантиметров количество большинства из них составляет 10–30% от содержащегося в верхнем слое.

**Таблица 3.8. Содержание полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в техногенной почвенной конструкции фосфоритного карьера Егорьевского месторождения, Воскресенского района и фоновой почве вблизи карьера, мг/кг**

ПАУ	Слой 0–20	Слой 20–50	Слой 50–100	Светло-серая лесная почва
Антрацен	0,329	0,112	0,096	0,013
Фенантрен	0,279	0,021	0,011	0,017
Флуорантен	0,311	0,085	0,095	0,011
Пирен	0,342	0,045	0,055	0,034
Бензо[а]антрацен	0,138	0,032	0,032	0,024
Хризен	0,144	0,029	0,029	0,011

Бензо[b]флуорантен	0,572	0,095	0,086	0,014
Бензо[k]флуорантен	0,095	0,017	0,017	0,012
Бенза[a]пирен	0,216	0,019	0,018	0,014
Дибензо[a,h]антрацен	0,047	0,003	0,005	0,002
Бензо[g,h,i]перилен	0,181	0,037	0,029	0,018
Сумма ПАУ	2,654	0,495	0,473	0,217

Подобное распределение, скорее всего, связано с большей активностью бактериального комплекса осадков в нижележащих слоях, где значительно выше влажность и хуже условия аэрации.

Помимо этого, деструкция может дополняться постепенной миграцией ПАУ, сопряженных с органическими коллоидами, в верхнюю часть профиля, обусловленную параллельной седиментацией более тяжелых минеральных частиц осадка в нижележащие слои.

### 3.4. Заключение главы 3

Опыт использования осадков сточных вод показывает, что использование этого вида отходов для рекультивации нарушенных земель, или в качестве удобрения в сельском хозяйстве должно быть строго регламентированным.

Исследования демонстрируют, что ОСВ обладают ценными агрохимическими свойствами и могут быть использованы для технической рекультивации нарушенных территорий, а также служить одним из компонентов для конструирования газонов. Ограничениями подобных направлений использования являются неблагоприятные физические свойства (прежде всего влагоемкость) и возможное высокое содержание органических токсикантов и тяжелых металлов.

Исследованный пример использования осадка сточных вод для рекультивации фосфоритного карьера без разбавления и внесения мелиорантов показал неудовлетворительный результат по физическим и химическим показателям, что связано с высоким содержанием высокотоксичных веществ, а также очень высокой влагоемкостью.

Наиболее эффективным с технологической точки зрения способом регулирования физического состояния осадков является разбавление материалами легкого гранулометрического состава.

### 3.5. Литература главы 3

1. Агрохимические методы исследования почв / под ред. А.В. Соколова. – М.: Изд-во Наука, 1975. – 656с.
2. Андропова Л.А. Эколого-агрохимическая оценка применения осадков сточных вод и компостов на основе коры и лигнина при выращивании сельскохозяйственных растений на дерново-подзолистой почве. // Автореф. дис. канд. б.н. – М., 2002. – 25 с.
3. Аристархов А.Н. Эколого-агрохимическое обоснование оптимизации питания растений и комплексного применения макро и микроудобрений в агроэкосистемах: дис. докт. биол. наук в форме науч. докл.:06.01.04 / Аристархов Андрей Николаевич – М., 2000. – 88 с.
4. Белюченко И.С. Влияние осадков сточных вод на плодородие почвы, развитие озимой пшеницы и качество ее зерна / И.С. Белюченко, В. П. Бережная // Труды КубГАУ. – 2012. – Т. 1. – № 34. – С. 148–150.
5. Гунина Е.А. Агроэкологическая оценка осадков сточных вод очистных сооружений Южное Бутово г. Москвы для применения в агрикультуре // Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Москва, 2017. – 142 с.
6. Дегтярева И.А. Изучение возможности использования осадков сточных вод в качестве удобрения под озимую пшеницу/ И.А. Дегтярева, 124 Р.Р. Газизов // IV Межд. Науч. Эколог. Конф. на тему: «Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и с/х производства». – Краснодар: КубГАУ, 2015. – Ч.II – С. 198–202.
7. Еськов А.И. Органические удобрения в земледелии России / А.И. Еськов // Дождевые черви и плодородие почв: материалы II Международной научной конференции. – Владимир, 2004. – С. 129–131.

8. Зотов В.А., Завгородняя Ю.А., Плеханова И.О., Яковлев А.С. Полициклические ароматические углеводороды в конструкторах, сформированных на основе осадка сточных вод // Проблемы Агрохимии и экологии, 2012. – № 3. – С. 39–43.

9. Касатиков В.А. Агроэкологические и технологические аспекты использования нетрадиционных видов органических удобрений / В.А. Касатиков // Всероссийская научно-методическая конференция «Совершенствование организации и методологии агрохимических исследований в Географической сети опытов с удобрениями»: сб. материалов. – М.: ВНИИА, 2006. – 176 с.

10. Кононов О.Д., Лагутина Т.Б. Рекомендации по использованию активного ила и гидролизного лигнина в лесных питомниках. / Архангельск, 1995. – 23 с.

11. Лучицкая О.А. Воздействие осадков сточных вод на почву и растения. / О.А. Лучицкая, С.М. Севастьянов. // Агрохимия. – 2007. – № 9. – С. 80–84.

12. Мёрзлая Г.Е. Агроэкологическая эффективность ОСВ г. Москвы. // Агрохимический вестник. – 2001. – № 5 – С. 25.

13. Мерзлая Г.Е. Агроэкологические аспекты применения удобрений на основе осадков сточных вод / Г.Е. Мерзлая, Р.А. Афанасьев, В.М. Веселов // IV Международная экологическая конференция а тему: «Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства» Часть 1. – Краснодар: КубГАУ, 2015. – С. 27–32.

14. Никифорова Е.М., Алексеева Т.А., ПАУ в почвах придорожных экосистем Москвы. // Почвоведение. – № 1. – 2002. – С. 47–58.

15. Пахненко Е.П. Осадки сточных вод и другие нетрадиционные органические удобрения / Е. П. Пахненко. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2014. – 311 с.

16. Плеханова И.О., Кленова О.В., Кутукова Ю.Д. Влияние осадка сточных вод и мелиорантов на фракционный состав тяжелых металлов в супесчаных дерново-подзолистых почвах. // Почвоведение. – 2001. – № 4. – С. 496–503.

17. Плеханова И.О., Бамбушева В.А. Мониторинг содержания тяжелых металлов в агродерново-подзолистых супесчаных почвах Восточного Подмосковья, загрязненных в результате применения осадков сточных вод // Экологические проблемы агрохимии. – 2009. – № 3. – С. 27–34.

18. Плеханова И.О. Степень самоочищения агродерново-подзолистых супесчаных почв, удобренных осадков сточных вод // Почвоведение. – № 4. – 2017. – С. 506–512.

19. Ушаков Д.И. Научное обоснование гигиенических принципов и критериев безопасного использования осадков сточных вод : автореф. дис. канд. мед. наук: 14.00.07 // Ушаков Дмитрий Игоревич – М., 2009. – 25с.

20. Храменков С.В., Загорский В.А., Борткевич С.В. Гидротехнические сооружения депонирования осадков. // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002. – № 12. – Ч. 1. – С. 34.

21. Щеголькова Н.М. Осадки станций водоподготовки и водочистки: проблема или бизнес-проект / Вода Magazine. – 2015. – № 9 (97). – С. 28–33.

22. Юмвихозе Э. Эколого-биологическая оценка использования осадков сточных вод в качестве удобрения. // Автореф. Дисс. к.б.н., – М., 1999. – 23 с.

23. Borgegard S.-O., Rydin H. Utilization of Waste products and in organic fertilizer in the restoration of iron-mine tailigs. // J. Appl. Ecol. – 1989. 26, № 3. – P. 1083–1088.

24. Burton K., King J., Morgan E. Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants. // Water Air Soil Pollut. – 1986. – V. 27. – № 1–2. – p. 147–154.

25. Daniels W.L., Haering K.C. Use of sewage sludge for land reclamation in the Central Appalachians. p. 105-121. In C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy. 1994. Sewage sludge: Land utilization and the environment. SSSA Misc. Publ. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI.

26. Dippel M. Rechtliche Fragen bei der Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen. // Zuckerindustrie., 1994 – 119, № 5. – S. 395–401.

27. Johansson M., Stenberg B., Torstensson L. Microbiological and chemical changes in two arable soils after long-term sludge amendments. // Biology and Fertility of Soils 1999, p. 160–167.

28. Krishnamohan R., Herbich J.B., Hossner L.R., Williams F. Environmental aspect of vegetation reclamation of bauxite residue disposal areas Light Metals // 1992: Pros. Techn. Sess. TMS Light Metals Comm. 121 st TMS Annu. Meet, San Diego, Calif, March 1-5, 1992 / Warnendale (Calif.), 1991. – P. 5–9.

29. Liemen F., Bernsdorf S., Meissner R. Recultivation of a potassium mining waste dump with municipal sewage sludge compost / Tran. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1–6 August 2010.

30. Reynolds K.A., Kruger R.A., Rethman N.F.G. The production of an artificial soil from sewage sludge and fly-ash and the subsequent evaluation of growth enhancement, heavy metal translocation and leaching potential. Conf. Proc., WISA 2000.

31. Rosenani A.B. Characterization of Malaysian sewage sludge and nitrogen mineralization in three soils treated with sewage sludge/ A.B. Rosenani, D.R. Kala, C.I. Fauziah // SuperSoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference. – Australia, University of Sydney, 2004. – Published on CDROM. Access. – [www.regional.org.au/au/asssi/](http://www.regional.org.au/au/asssi/) - (Date of the application 15.12.2016)

32. Stjernman F.L. 2008. Reclamation of Copper Mine Tailings Using Sewage Sludge. Doctoral Thesis, Department of Soil and Environment, Swedish University of Agriculture, Uppsala, Sweden.

33. Sopper W.E. 1992. Reclamation of mineland using municipal sludge. *Adv. Soil Sci.*17:351-432.

# **ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ**

# ГЛАВА 4. ПРОБЛЕМЫ БИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПРЕСНОВОДНЫХ РАСТЕНИЙ. БИОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

*Тропин И.В., Остроумов С.А.*

*Светлой памяти Галины Николаевны Саенко и Елены Золотухиной  
посвящается*

Открытие концентрационной функции у живых организмов [Вернадский, 2001] и, в частности, у водных макрофитов [Vinogradov, 1953] во многом предопределило изучение их роли в биогеохимических циклах металлов [Prasad et al., 2005]. Водные растения также стали одним из ключевых объектов при развитии вопросов биоиндикации и биомониторинга водных экосистем.

Пресноводные растения способны к значительному накоплению металлов, растворенных в воде или находящихся в связи с взвешенным в воде веществом. Накопление металлов растениями является не только необходимым свойством их метаболизма, но и следствием физико-химических свойств их клеточных стенок. Таким образом, говоря о накоплении металлов водными растениями, следует понимать, что существует два типа процессов:

1. Активные, регулируемые потребностями метаболического статуса растения в данный момент времени.
2. Относительно пассивные, зависящие от физико-химических параметров системы: клеточная стенка растений ↔ окружающая среда.

Эти процессы также разделены пространственно: активное поглощение идет внутрь растения, пассивное накопление оставляет ме-

таллы, иммобилизованные биополимерами клеточной стенки, на поверхности растения [Gonçalves, Boaventura, 1998].

Принятая в научной литературе терминология (аккумуляция, накопление, концентрирование и т.д.) совершенно не определяет указанные выше процессы, а лишь констатирует факт аналитического обнаружения металлов в связи с растением. Лишь один термин «сорбция» (с уточнением аб\_сорбция или ад\_сорбция) позволяет читателю предполагать, где и в каком виде находятся металлы в растении и в результате каких процессов они там оказались.

Терминологическое упрощение явлений, происходящих в биогеохимической системе (растения  $\leftrightarrow$  металлы  $\leftrightarrow$  окружающая среда) отражает доминирующую в настоящее время тенденцию – использование определенного свойства растений (объекта) для нужд человека без понимания механизмов явления. Данное состояние проблемы объясняет изначально сложившийся и, увы, устоявшийся «экстенсивный» подход для отбора видов, подходящих для очистки водной среды от металлов.

#### **4.1. Биоаккумуляция, очистка вод**

Обычная практика работ по изучению и использованию биоаккумуляции предполагает:

1. Определение содержания металлов в максимально возможном числе видов, обитающих в данном месте.
2. Определение концентрации металлов в водной среде в данном месте.
3. Расчет коэффициентов (био)концентрирования.
4. Выбор вида растения с максимальным значением коэффициента концентрирования.

Описанный выше аналитический подход позволяет вполне надежно проводить отбор эффективных видов-концентраторов [Seeliger, Ed-

wards, 1977], которые могут быть использованы для очистки сточных вод различного происхождения [Mishra et al., 2008]. Также рекомендовано применение высших водных растений в качестве важнейшего компонента технологии фиторемедиации загрязненных вод [Rai, 2009]. Одним из современных направлений развития технологии фиторемедиации является создание искусственных площадок с высшими водными растениями (*constructed wetlands*), которые функционально аналогичны зарослям водных растений, макрофитов [Brix, 1994]. Вопросы использования водных растений для очистки загрязненных вод освещены во многих публикациях [Крот, 2006; Тарушкина и др., 2006]

Примерами исследования коэффициентов (био)концентрирования металлов в пресноводных растениях являются работы [Wehr, Whitton, 1983; Ladislav et al., 2012]. Для более полного использования высших водных растений для очищения вод необходимо решить важную проблему определения допустимых нагрузок на систему с растениями-очистителями. Новые результаты в этом направлении были получены на рдесте, элодее и некоторых других растениях [Остроумов и др. 2009; Остроумов, Соломонова, 2012; Соломонова, Остроумов, 2014].

#### **4.2. Биотестирование, биоиндикация**

Применение растений для нужд биотестирования – в некоторых случаях более сложная задача, чем их использование в системе очистки вод. Биотестирование предполагает определение токсичности водной среды по реакции тест-объектов. Ключевым фактором биотестирования является растение-индикатор, изменение морфобиологических характеристик которого должно указывать на повышение концентраций металла (или другого токсиканта) до неприемливого для данного вида растений уровня.

По сути, отбор объекта для биотестирования является операцией обратной отбору объекта для биоаккумуляции. Для целей биоаккумуляции исследователь ищет вид растения, способный накапливать мак-

симальное количество металла, т.е. быть металлоустойчивым. Иначе говоря, требуется вид способный физиологически адаптироваться (т.е. поддерживать исходный гомеостаз) к высоким концентрациям металла в окружающей среде. Задачи биотестирования предполагают выбор объекта, который будет понятно (для исследователя) сигнализировать о токсичном уровне концентраций металла в среде. Отчетливый сигнал от объекта как раз и свидетельствует об отсутствии специфической устойчивости объекта к данному токсиканту, что проявляется *видимыми* изменениями на морфологическом, физиологическом или биохимическом уровнях организации объекта.

Использование растений в качестве биоиндикаторов требует не только определения коэффициентов накопления металлов растением (как первой стадии отбора объекта), но и понимание биологии растения в условиях физиологической «нормы». Для использования растений как биоиндикаторов большое значение имеют исследования диапазона толерантности растений и изучение конкретных примеров биотестирования на различных видах водных макрофитов. Например, для оценки токсичности хрома в качестве биоиндикатора использовали водное растение *Limnanthemum cristatum* Griseb [Chandra, Kulshreshtha, 2004]. Другие примеры использования растений в работах по биотестированию даны в работах на элодее, рдесте греченчатом и других видах водных растений [Остроумов, 2016].

### 4.3. Биомониторинг

Применение водных растений в программе биомониторинга загрязнения водной среды тяжелыми металлами является более сложной задачей, чем кажется на первый взгляд. Как мы отмечали ранее, «биоаккумуляция» и «биотестирование» предъявляют диаметрально противоположные требования к выбору вида растения, соответствующего задачам изучения и использования этих методов. Для поиска подходящих видов, исходя из заявленных конечных целей методов, необходимо изучить и выявить: 1) максимально возможный уровень

накопления без гибели растения (метод «биоаккумуляция») и 2) максимальную чувствительность, т.е. минимально заявленную устойчивость растения, при заданном уровне токсиканта (метод «биотестирование»). В обоих случаях исследователь имеет дело с системами, в которых процессы уже завершены, и анализируется лишь наблюдаемый (проявленный) факт. Метод биологического мониторинга кардинально отличается от методов биоаккумуляции и биотестирования, так как предлагает оценивать состояние непрерывно изменяющейся биологической системы в динамике.

Исходно метод биомониторинга разрабатывали в дополнение (и отчасти для замены) методов аналитической химии для определения содержания металлов в водной среде. Начиная со 2-ой половины XX века, используемые в аналитической химии методы (видимая и атомно-абсорбционная спектрофотометрия, полярография) позволяли достоверно и с высокой чувствительностью (до  $1 \times 10^{-6}$  М) определять концентрации металлов в воде. Однако для этих методов требовалось дорогостоящее аналитическое оборудование, предъявлялись весьма высокие требования к степени очистки реактивов и обученности персонала и, самое главное, процедура отбора проб являлась *дискретной* по определению. Это не позволяло вести *непрерывное* наблюдение за водной средой, а полученные результаты по причине постоянной изменчивости водной среды часто носили противоречивый характер.

Принимая во внимание, способность водных растений накапливать металлы, было предложено использовать их в качестве биологических мониторов (т.е. наблюдателей). По мнению «первопроходцев» метода биомониторинга, растения обладали следующими положительными характеристиками:

1. Неподвижность (закреплены на одном месте обитания).
2. Способность накапливать значительные количества металлов (т.е. предполагалась возможность «отслеживать» изменения концентраций металлов в большом диапазоне).

3. Способность накапливать металлы непрерывно, что сглаживает возможные флуктуации содержания металлов в воде.

Высокие концентрации металлов в растении (эффект обогащения) до  $1 \times 10^{-3}$  М позволяли снизить требования к чувствительности химико-аналитической части. Например, при атомно-абсорбционной спектрофотометрии стало возможным вместо атомизации образца в графитовой кювете проводить его атомизацию в пламени. Также отпала необходимость использовать стадию предварительного концентрирования пробы при пробоподготовке и т.д.

К сожалению, несмотря на отмеченные достоинства водных макрофитов, основная задача непрерывный мониторинг (где содержание металлов в растениях есть функция от концентрации металлов в среде в любой произвольно выбранный момент времени), на наш взгляд, осталась нерешенной. Наглядной иллюстрацией сложности интерпретации данных, полученных при биомониторинге тяжелых металлов в природных экосистемах с использованием водных макрофитов, являются работы Samecka-Symerman и Kempers [1999, 2003]. Как нам представляется, основная причина отсутствия однозначной функциональной зависимости между концентрацией металла в среде и его концентрацией в растении – гомеостаз живых систем.

Как мы писали ранее, явление биоаккумуляции, состоит из двух процессов – активного (метаболически детерминированного) и относительно пассивного (определяемого физико-химическими свойствами системы (клеточная стенка растений  $\Leftrightarrow$  окружающая среда)). Очевидно, что общее содержание металлов в клетке, поглощенное во время активного процесса в краткосрочном мониторинге, не может достаточно точно отражать концентрацию металлов во внешней среде, по причине сильного модулирующего влияния метаболической активности растения, проявляющегося в избирательном поглощении металлов. Возможно, некоторая функциональная зависимость может наблюдаться между концентрацией металлов в воде и концентрацией металлов, связанных

биополимерами клеточной стенки. Хотя и в данном случае, влияние растения (химический состав его клеточной стенки и его метаболический статус) на адсорбционные свойства его поверхности будет существенным. Желание убрать влияние метаболического фактора на процессы накопления [Золотухина и др., 1992] привело к разработке биоинженерных систем, где в качестве сорбента использовали клеточные стенки мертвых растений и микроводорослей [Kuyucak, Volesky, 1988; Nelis, Darnall, 1988; Ahluwalia, Goyal, 2007; Park et al., 2010]. В последнее время получены новые примеры использования растительной мортмассы как сорбента или фактора иммобилизации тяжелых металлов [Остроумов и др., 2013; Лубкова и др., 2015]

Современная методология также использует биохимические подходы при изучении многих других вопросов экологии. Как нам представляется, для изучения выше обсуждаемых вопросов будет полезным выяснение закономерностей распределения металлов в растении. Применяемый в данной работе подход – попытка найти тот клеточный компартмент или те биоорганические соединения, содержание металлов, во фракциях которых является функцией от концентрации металлов во внешней среде.

#### 4.4. Материалы и методы

Для изучения накопления и распределения металлов были использованы растения *Elodea densa* (отд. Angiospermae) и *Fontinalis antipyretica* (отд. Bryophyta), обитающие в пресных водах. Оба вида растений давно используются для биомониторинга тяжелых металлов в водных экосистемах [Mortimer, 1985].

До эксперимента очищенные от эпифитов и эпибионтов растения в течение нескольких недель содержали в 40-литровом аквариуме (постоянная барботация воды воздухом,  $T_{\text{воды}} = 21^{\circ}\text{C}$ , фотопериод 14С:10Т, освещенность 16 мкМ квантов/(м<sup>2</sup>с). Один раз в 10 дней в водную среду вносили 5 мл раствора микроэлементов [Шубравый,

1983] и 5 мл подкормки (70 мМ N, 1,6 мМ P и 170 мМ C). Инкубацию растений в эксперименте проводили в пластиковых сосудах емкостью 1 л в барботируемой воздухом среде при весовом соотношении фитомассы и воды (1:100). Физические условия ( $T_{\text{воды}}$ , фотопериод и освещенность) инкубации растений в эксперименте соответствовали исходным условиям содержания в аквариуме.

По плану эксперимента растения подвергали отдельному 24-часовому воздействию хлоридов кадмия, меди и цинка ( $\text{CuCl}_2$ ,  $\text{CdCl}_2$ ,  $\text{ZnCl}_2$ ), а также нитрата свинца ( $\text{PbNO}_3$ ) при конечной концентрации металлов (Me) в среде (5 мкМ Me/л). По окончании инкубации растения вынимали из пластиковых сосудов и последовательно ополаскивали в сосудах с дистиллированной (30 с) и деионизованной (30 с) водами. Избыточную влагу с поверхности растений удаляли, тщательно промокая их фильтровальной бумагой.

В результате стандартных биохимических процедур (экстракция разнополярными растворителями, высаливание сульфатом аммония, центрифугирование) биомасса растений была разделена на четыре основных фракции: водорастворимая (ВР), липофильная (ЛП), белки мембран и цитоплазмы (БЛ), лабильно и прочно связанные полисахариды (ПС) [Тропин и др., 1994]. Определение содержания металлов в целых растениях и отдельных фракциях, выделенных из растительной биомассы, проводили методом пламенной ионизации на атомно-абсорбционном спектрофотометре «НІТАСНІ-180-80» (Япония). Концентрацию металлов рассчитывали в мкМ на грамм массы сырого растения.

## **4.5. Результаты и обсуждение**

### **4.5.1. Содержание металлов в целых растениях**

Исходные данные фонового и экспериментального содержания металлов в целых растениях представлены в таблице 4.1.

Из представленных данных видно, что как фоновое, так и послеэкспериментальное содержание физиологически важных металлов (Cu, Zn) в растениях выше, по сравнению с содержанием токсичных металлов (Cd, Pb). Рассчитанная скорость роста функции накопления (далее СФН), показывает, что физиологически важные металлы демонстрируют более высокие СФН, чем токсичные. Также следует отметить, что СФН у *F. antipyretica* в 3–4 раза выше, по сравнению с СФН у *E. densa*. Это согласуется с данными о лучших биоаккумуляционных способностях мхов, по сравнению с высшими водными растениями [Bolsunovsky, 2003].

**Таблица 4.1. Содержание металлов (Me) в *Elodea densa* и *Fontinalis antipyretica* при фоновой (Ф) (0.01 мкМ Me/л) и повышенной (Э) (5.0 мкМ Me/л) концентрациях металлов в среде**

Металл	Условия инкубирования	C, мкМ/г сырой массы	Ст. ошибка	СФН
<i>Elodea densa</i>				
Cu	Ф	0,069	0,01	
Zn	Ф	0,955	0,02	
Cd	Ф	0,019	0,01	
Pb	Ф	0,018	0,01	
Cu	Э	0,41	0,04	0,068
Zn	Э	1,273	0,06	0,064
Cd	Э	0,203	0,01	0,037
Pb	Э	0,282	0,01	0,053
<i>Fontinalis antipyretica</i>				
Cu	Ф	0,123	0,01	
Zn	Ф	2,606	0,03	
Cd	Ф	0,013	0,01	
Pb	Ф	0,017	0,01	
Cu	Э	1,097	0,19	0,195
Zn	Э	3,525	0,09	0,184
Cd	Э	0,728	0,02	0,143
Pb	Э	0,706	0,01	0,138

*Примечание.* Количество биологических повторностей  $n = 3$ . СФН – скорость роста функции накопления,  $dC_p/dC_c$ , где  $C_p$  – концентрация металла в растении,  $C_c$  – концентрация металла в среде.

Разница в СФН между физиологически важными и токсичными металлами позволяет говорить о т.н. металлоспецифичном накоплении. Учитывая, что металлоспецифичность, в настоящем опыте, обусловлена, прежде всего, необходимостью конкретного металла для метаболизма растения, следует предполагать наличие физиологического «барьера», каковым, по нашему мнению, является клеточная мембрана. По всей видимости, более высокая СФН физиологически важных металлов является результатом совместной работы, как активной фазы транспорта металлов, так и их пассивного накопления. В то время как накопление токсичных металлов, скорее всего, обусловлено лишь пассивной фазой.

#### **4.5.2. Распределение металлов по биохимическим фракциям**

*Фоновое содержание металлов в воде.* Изучение распределения металлов в биохимических пулах биомассы позволяет увидеть «картину» накопления и на её основании обсуждать механизмы взаимодействия в системе (растение  $\Leftrightarrow$  металлы). На рис. 4.1 и 4.2 показаны распределения металлов в биохимических пулах биомассы *E. densa* и *F. antipyretica*, соответственно. Прежде всего, стоит отметить, что независимо от вида растения для большинства металлов, за исключением Cu, исходное содержание в биохимических пулах убывает в ряду: ПС  $\gg$  ВР  $\geq$  БЛ  $\geq$  ЛП. При фоновом содержании меди в среде ее распределение у фонтиналиса происходит равномерно между фракциями ВР, ПС и БЛ (рис. 4.2), у элодеи медь предпочтительнее накапливается в белках, чем в ПС. (рис. 4.1). Также важно отметить, что Zn и Cd, имеющие сходное заполнение внешних электронных оболочек ( $3s^2p^6d^{10}4s^2$  и  $4s^2p^6d^{10}5s^2$ , соответственно) демонстрируют похожий (почти идентичный) характер распределения по пулам при фоновом содержании металлов в водной среде. Оба металлы в основном накапливаются в ПС и в меньшей степени в ВР (рис. 4.1, 4.2). По нашему мнению, распределение металлов по биохимическим пулам, при фоновом содержании металлов в среде кос-

венно указывает на приоритетные процессы накопления металлов растением, реализуемые в долгосрочных условиях, когда поток металлов в системе (растение  $\leftrightarrow$  внешняя среда) находится в динамическом *равновесии*. Относительно высокое содержание металлов в водорастворимой фракции, белках или липидах, т.е. пулах и биополимерах, локализованных внутри клетки, свидетельствует о наличии активной фазы при накоплении конкретного металла, интенсивность которой определяется метаболическим статусом растения. Нахождение металлов во фракции ПС, которая в основном локализована во внешней клеточной стенке, позволяет оценивать интенсивность пассивного процесса их накопления. Следует также заметить, что нахождение или отсутствие металла в водорастворимой фракции цитоплазмы может быть связано со степенью токсичности ионов металла для клетки.

Свинец, оказался единственным металлом, ионы которого не были обнаружены в водорастворимой фракции (рис. 4.1, 4.2), что, возможно, связано с его высокой токсичностью для клетки.

*Повышенное содержание металлов в воде.* Увеличение концентрации металлов в среде до 5 мкМ Me/л (приблизительно в 500 раз) позволило изучить работу активного и пассивного механизмов накопления металлов растениями в условиях резкого нарушения баланса в системе (растение  $\leftrightarrow$  внешняя среда). Для всех изученных в этих опытах металлов ПС является основным пулом связывания металлов при резком и значительном повышении их концентрации в среде (рис. 4.1, 4.2). Учитывая, что пектины являются конституционной частью полисахаридов клеточной стенки водных растений и образуют 3-мерную гелевую структуру, преимущественное взаимодействие их функциональных групп (R-OH, R-COOH, R-CHO) с гидратированными ионами металлов представляется вполне очевидным [Beveridge, 1984; Crist et al., 1988; Kuyucak, Volesky, 1989a, 1989b]. Увеличение содержания доли металлов, кроме свинца, в ВР фракции (рис. 4.1, 4.2) указывает, что ПС клеточной стенки сорбируют не все

металлы, находящиеся снаружи и какая-то часть металлов проходит через поры клеточной стенки. Интересно, что способность проходить через поры клеточной стенки демонстрируют не только медь и цинк, но и кадмий (токсичный металл). Стоит отметить, что значительное увеличение концентрации металлов в воде привело к увеличению содержания металлов в белковом пуле. Недостоверные изменения в белковом пуле отмечены лишь при накоплении меди и цинка у элодеи (табл. 4.2).

Одновременное увеличение содержания металлов в ВР фракции и количества металлов, связанных с белками (пептидами), позволяет предполагать достижение в эксперименте токсичной концентрации металлов в цитоплазме (когда требуется детоксикация металла путем связывания) и вызванный этим синтез *de novo* металлсвязывающих пептидов [Grill et al., 1985; Gekeler et al., 1988; Золотухина, Гавриленко, 1990; Schat et al., 1997]. Исходя из данного подхода, отсутствие достоверных изменений в содержании меди и цинка в белковом пуле элодеи (рис. 4.1) после её инкубации в среде с высокой концентрацией металлов становится понятным, учитывая, что оба элемента являются физиологически важными, т.е. их присутствие в клетке обязательно.

Вместе с тем у фонтиналис те же металлы в ходе эксперимента аккумулировались в белковом пуле большем количестве, чем в «норме» (рис. 4.2). Этот факт можно объяснить тем, что активность их ионов в цитоплазме во время эксперимента достигла токсичного уровня, по сравнению с «нормой». Что, в свою очередь, может быть обусловлено более высокой СФН у фонтиналис, по сравнению с элодей (табл. 4.1).

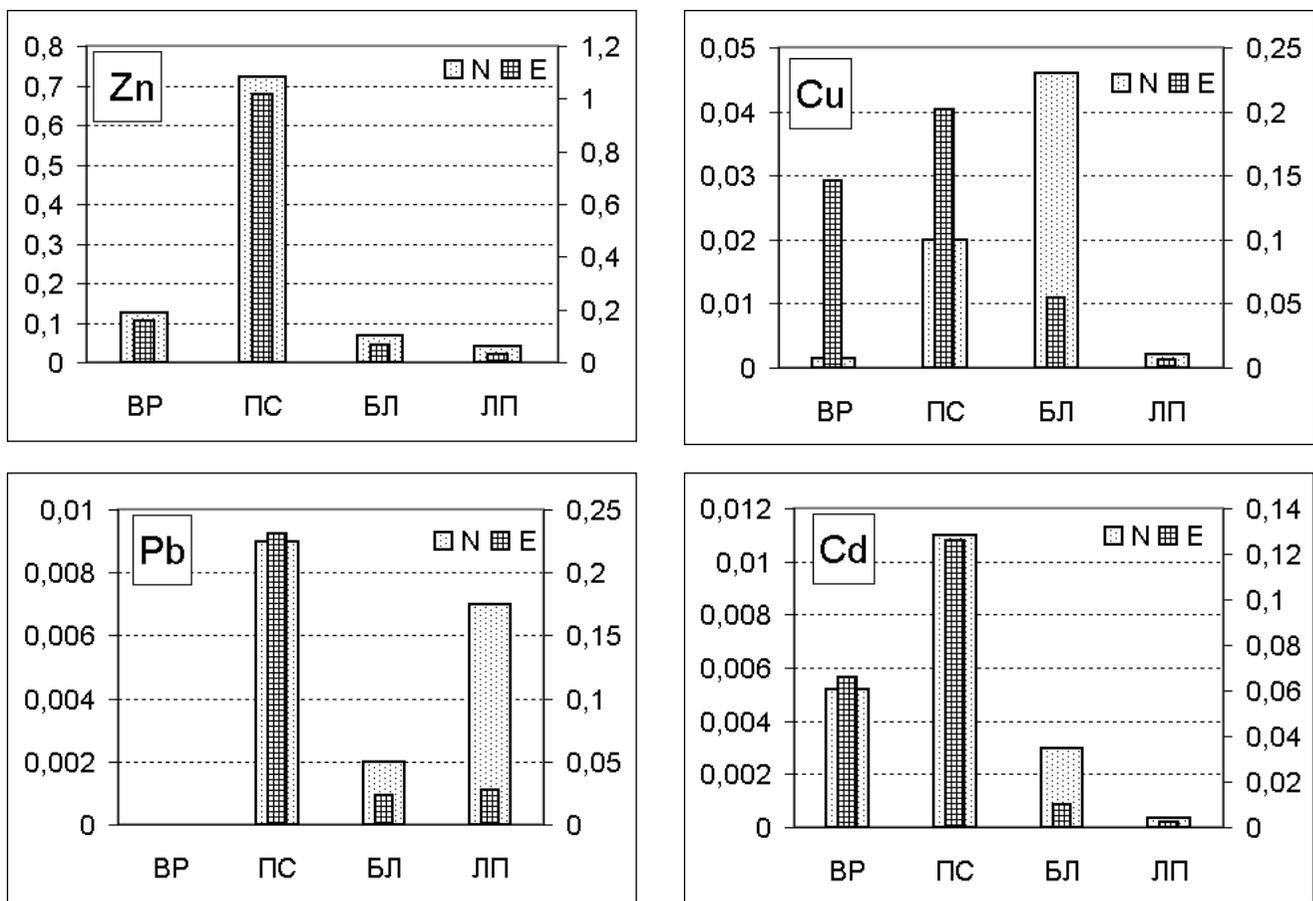


Рис. 4.1. Содержание металлов (Me) в биохимических фракциях *Elodea densa* при фоновой и повышенной концентрациях Me в среде

По оси ординат. Содержание Me во фракции, мкМ/г сырой массы. Слева – для фоновой концентрации Me, справа – для повышенной. По оси абсцисс. Название фракций: BP – водорастворимая, ПС – полисахаридная, БЛ – белки, ЛП – липиды. Легенда: N – фоновая концентрация Me, E – эксперимент, повышенная концентрация Me.

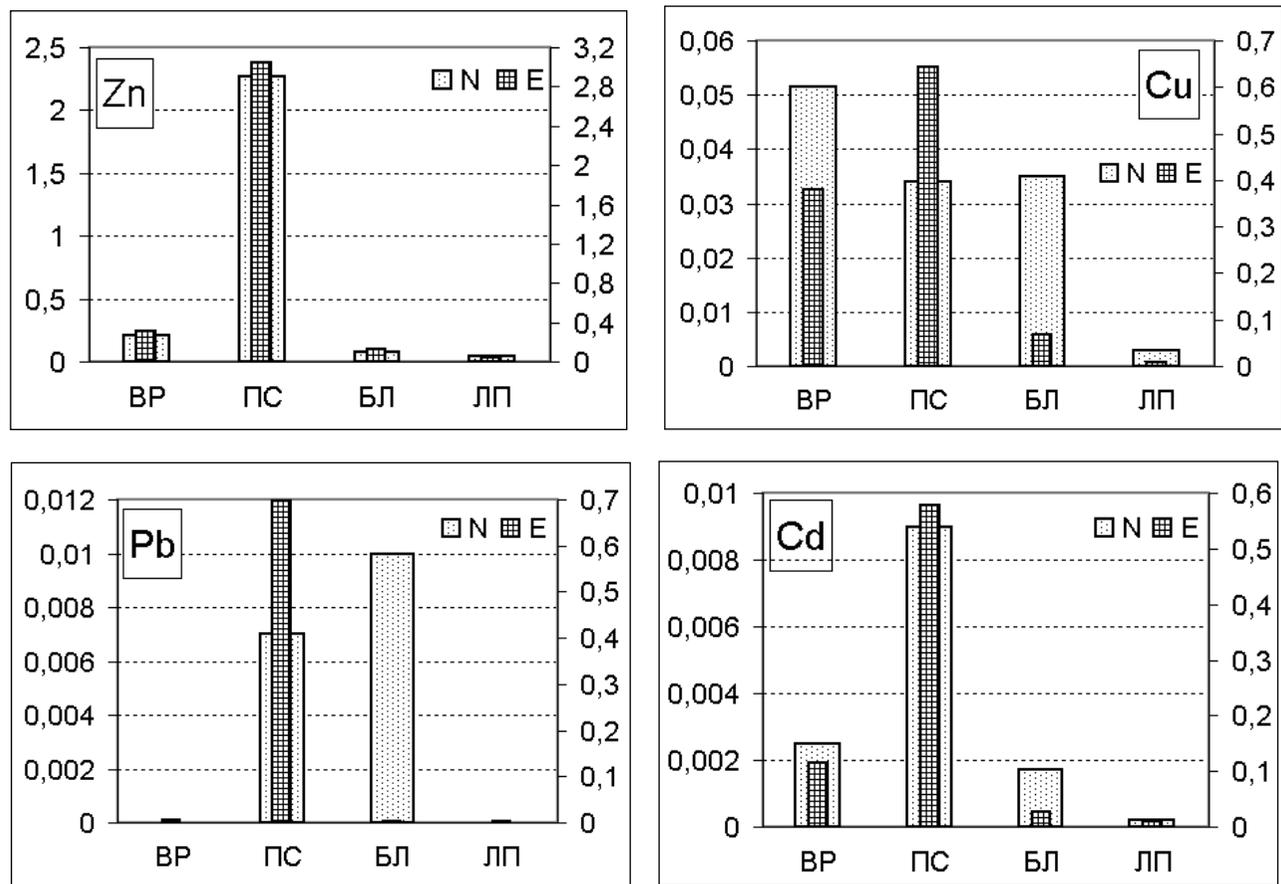


Рис. 4.2. Содержание металлов (Me) в биохимических фракциях *Fontinalis antipyretica* при фоновой и повышенной концентрациях Me в среде

Примечание. Обозначения см. рис. 4.1.

**Таблица 4.2. Достоверность (p) изменения содержания металлов в биохимических пулах биомассы растений при различных концентрациях металлов в среде по результатам непараметрического U-критерия Манна-Уитни для независимых выборок.**

Металлы	Биохимические фракции			
	ВР	ПС	БЛ	ЛП
	<i>Elodea densa</i>			
Cu	0.049	0.049	<b>0.127</b>	0.049
Zn	0.049	0.049	<b>0.51</b>	0.049
Cd	0.049	0.049	0.049	0.049
Pb	<b>1.0</b>	0.049	0.049	0.049
	<i>Fontinalis antipyretica</i>			
Cu	0.049	0.049	0.049	0.049
Zn	0.049	0.049	0.049	<b>0.127</b>
Cd	0.049	0.049	0.049	0.037
Pb	0.049	0.049	0.049	0.049

Примечание. Действующий фактор – концентрация металла в среде. Фактор представлен на 2 уровнях: низкий – 0.01 мкМ Ме/л и высокий – 5.0 мкМ Ме/л. Количество биологических повторностей  $n = 3$ .

В общем виде, последовательность основных стадий процесса накопления металлов в течение физических суток может быть кратко описана следующим образом. На свету в результате фотосинтетической активности растения ( $\text{HCO}_3^- = \text{CO}_2 + \text{OH}^-$ , карбоангидраза) внешнее околочелюстное пространство защелачивается, что приводит к депротонированию функциональных групп полисахаридов клеточной стенки, гликопротеинов и фосфолипидов мембран и сопровождается образованием значительного отрицательного поверхностного потенциала. При этом значительная часть металлов, находящихся снаружи, иммобилизуется клеточной стенкой, а небольшая часть поступает внутрь клетки, где остается временно в свободном виде или сразу же связывается существующим пулом белков (пептидов). По всей видимости, на этот момент концентрация «свободных» металлов в цитоплазме невелика, что не оказывает токсичного дей-

ствия на клетку и, соответственно, не требует дополнительного синтеза белков (пептидов) для их дезактивации путем иммобилизации. В темное время суток в результате дыхательной активности растения, происходит закисление околомембранного пространства, что сопровождается разрывом *части* связей между металлами и функциональными группами полисахаридов клеточной стенки. Таким образом, локальное содержание ионов металлов во внешнем околомембранном пространстве резко возрастает. Это формирует разность активностей металлов снаружи и внутри клетки необходимую для поступления металлов в клетку. Следует заметить, что разность активностей формируется не только за счет внешних процессов, но вследствие перераспределения металлов по клеточным компартментам (концентрация металлов в цитоплазме значительно ниже, чем в вакуолях, хлоропластах и митохондриях) [Удельнова и др., 1976; Зайцева, Зубкова, 1979; Garnham et al., 1992]. Последнее обстоятельство полностью определяется активностью метаболических процессов в клетке. В зависимости от того, достигнет ли конечная активность поглощенного металла в цитоплазме токсичного уровня или нет, будет происходить синтез пептидов *de novo*.

#### **4.5.3. Требования биологического мониторинга**

Как мы писали в начале, цели биологического мониторинга предполагают наличие и использование функциональной (желательно описываемой простой функцией) зависимости между концентрацией металла во внешней среде и в биологическом объекте. В идеальном случае содержание металлов в растении должно быть на уровне максимальной концентрации металлов, достигнутой в какой-то момент времени во внешней среде, а не на уровне, соответствующем полному заполнению функциональной емкости полисахаридного пула. Такой механизм аккумуляции ионов (металлов) характерен для ионообменных смол, сорбирующих ионы до тех пор, пока в их матриксе есть свободные функциональные группы.

Как мы видели, пассивное накопление металлов ПС клеточной стенки похоже на ионообменный процесс, который описывается изотермой адсорбции Лангмюра с двумя параметрами (максимумом поглощения и константой равновесия), зависимость которых от вида металла и pH среды указывает на электростатический характер адсорбции металлов на поверхности растения [Crist et al., 1988; Xue et al., 1988; Crist et al., 1990]. Такой характер накопления металлов (с многократным чередованием циклов связывания на свету и высвобождения в темноте) вряд ли позволяет учитывать его результаты при решении задач длительного мониторинга среды с помощью водных растений. Возможно, в ходе краткосрочных дневных наблюдений (только во время светового периода, когда происходит стадия связывания) такой подход может быть оправдан, что, однако, требует дополнительных уточняющих исследований.

Для целей более длительного (чем 12 ч) мониторинга, по нашему мнению, можно рекомендовать использовать такой параметр как содержание металлов в белках (пептидах) растительной клетки. После поступления в клетку металлы находятся в свободном виде в цитоплазме, где они сразу или через некоторое время связываются белками (пептидами). Связь с белками (пептидами) не изменяет концентрацию металла в клетке (что важно для целей биомониторинга), но снижает активность его ионов в цитоплазме. Если активность ионов внутри клетки становится ниже активности ионов снаружи, то сформировавшийся градиент позволяет новым ионам металлов поступать внутрь клетки, т.к. вектор диффузионного потока направлен против вектора градиента активностей. Связанные белками (пептидами) физиологически активные металлы затем, по мере необходимости, используются в биохимических циклах клетки. Концентрация металлов, используемых в биохимических циклах, конечно и определяется уровнем основного метаболизма клеток конкретного вида растений. Этот параметр может быть оценен по содержанию металлов в «норме» у растений,

взятых из чистых акваторий или специально культивируемых в аквариумах с контролируемым минеральным составом среды.

Избыток физиологически активных металлов, а также токсичные металлы, остаются иммобилизованными белками (пептидами) в цитоплазме и потом поступают в вакуоли, где их связь с белками (пептидами) разрушается, и металлы высвобождаются [Neumann, Nieden, 2001]. При достижении достаточно высокой концентрации металла в вакуолях и соответствующей кислотности вакуолярного сока может происходить образования кристаллоподобных скоплений металла (*crystal-like metal bodies*) [Bringezu, 1999; Volland et al., 2011]. Таким образом, происходит депонирование металлов в растениях.

В любом случае, содержания металлов в белковом пуле есть функция от их содержания в цитоплазме (водорастворимая фракция), которое в свою очередь – функция от концентрации металлов во внешней среде. Содержание металлов в пептидах более консервативный, на наш взгляд, параметр, нежели содержание металлов в водорастворимой фракции, т.к. нахождение металлов в цитоплазме определенно носит временный характер (по причине токсичности свободных ионов металлов для клетки) и потому более изменчиво. Высокотоксичные металлы, например свинец (после 24-часовой экспозиции), вообще не обнаружены в водорастворимой фракции (рис.4.1, 4.2).

Таким образом, для решения задач среднесрочного (более 1 суток) мониторинга можно рекомендовать анализировать содержание металлов в белковом пуле, выделенном из водорастворимой фракции. Важным ограничением для использования такого подхода (контроль содержания металлов в белковом пуле) является законченный физиологический цикл жизни растения, который определяется циркадным ритмом [Тропин, 1998].

В случае долгосрочного (более 1 недели) мониторинга водной среды имеет смысл определять содержание металлов в растении,

убрав из рассмотрения металлы, адсорбированные полисахаридами клеточной стенкой. В условиях длительного мониторинга (например, сезонного) строгий учет циркадного ритма, вероятно, не требуется, т.е. отбор проб можно производить в любое удобное время суток. По нашему мнению, ошибка, вызываемая суточными флуктуациями концентрации металла в растении, меньше долгопериодических изменений содержания металла, хотя любая разумная стандартизация не будет лишней. Другими ограничениями, требующим безусловного учета и стандартизации при отборе проб, является возраст растения или его частей, его вегетативное и генеративное состояния. Иначе говоря, необходим учет всех факторов, существенно влияющих на уровень основного метаболизма растительной клетки.

#### 4.6. Литература главы 4

1. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и её окружения. – М.: Наука, 2001. – 376 с.
2. Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е. Связывание меди, кадмия, железа, цинка и марганца белками водных макрофитов // Физиология растений. – 1990. – Т. 37. – № 4. – С. 651–658.
3. Золотухина Е.Ю., Тропин И.В., Кононенко Р.В.. Распределение тяжелых металлов в талломах бурой водоросли *Laminaria saccharina* (Ag.) Kjellm. // Вестник МГУ, Серия 16. Биология. – 1992. – № 1. – С. 72–76.
4. Зайцева М.Г., Зубкова И.К. Накопление и потеря катионов митохондриями при изменении их метаболических состояний // Физиол. раст. – 1979. – Т. 26. – № 5. – С. 1085–1092.
5. Крот Ю.Г., 2006. Использование высших водных растений в биотехнологиях очистки поверхностных и сточных вод // Гидробиол. Журнал. – 2006. – Т. 42. – № 1. – С. 76–91.

6. Лубкова Т.Н., Пухов В.В., Шестакова Т.В., Тропин И.В., Котелевцев С.В., Остроумов С.А. Изучение взаимодействия токсичных металлов с биомассой одноклеточных водорослей методом ICP-MS // Токсикологический вестник. – 2015. – № 6. – С. 41–45.

7. Остроумов С.А. Тестирование токсичности химических веществ без использования животных // Экологическая химия. – 2016. – Т. 25. – № 1. – С. 5–15.

8. Остроумов С.А., Джонсон М., Тайсон Дж, Шин Б. 2013. Имобилизация химических элементов (Ce, Bi, Gd, Ge; наночастицы, содержащие Ti и Zn) биогенным материалом (*Ludwigia palustris*, *Myriophyllum aquaticum*, *Egeria densa*, *Ginkgo biloba* и другие виды) // *Ecological Studies, Hazards, Solutions*. – 2013. – Т. 19. – С. 95–99.

9. Остроумов С.А., Котелевцев С.В., Шестакова Т.В., Колотилова Н.Н., Поклонов В.А., Соломонова Е.А. Новое о фиторемедиационном потенциале: ускорение снижения концентраций тяжелых металлов (Pb, Cd, Zn, Cu) в воде в присутствии элодеи // Экологическая химия. – 2009. – Т.18. – № 2. – С. 111–119.

10. Остроумов С.А., Соломонова Е.А. Метод определения допустимых нагрузок загрязняющих веществ на высшие водные растения и перспективы его применения // Экология промышленного производства. – 2012. – Т. 2. – С. 54–60.

11. Соломонова Е.А., Остроумов С.А. Оценка допустимых нагрузок загрязняющих веществ на макрофиты в водной среде с использованием метода рекуррентных добавок // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2014. – № 2. – С. 88–101.

12. Тарушкина Ю.А., Ольшанская Л.Н., Мечева О.Е., Лазуткина А.С. Высшие водные растения для очистки сточных вод // Экология и промышленность России. – 2006. – № 5. – С. 36–39.

13. Тропин И.В., Золотухина Е.Ю., Бурдин К.С. Распределение тяжелых металлов в биохимических фракциях тканей водных макрофитов // *Океанология*. – 1994. – Т. 34. – С. 62–64.

14. Тропин И.В. Ритмический характер изменения содержания металлов в талломах бурой водоросли *Fucus distichus* в условиях полярного дня // *Известия РАН, сер. биол.* – 1998. – № 1. – С. 75–83.

15. Удельнова Т.М., Бойченко Е.А., Саенко Г.Н. Поливалентные металлы в хлоропластах // *Физиол. раст.* 1976. – Т. 23. – № 6. – С. 1154–1159.

16. Шубравый О.И. Аквариум с искусственной морской водой для содержания и разведения примитивного многоклеточного организма *Trichorhax* и других мелких беспозвоночных // *Зоологический журнал*. – 1983. – Т. XII. – № 4. – С. 618–621.

17. Ahluwalia S.S., Goyal D. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater // *Bioresource Technol.* 2007. – V. 98. – Iss.12. – P. 2243–2257.

18. Beveridge T.J. Mechanisms of the binding of metallic ions to bacterial walls and the possible impact on microbial ecology // *Curr. Perspect. Microb. Ecology*. – 1984. – P. 601–607.

19. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in aquatic plants of the Yenisei River in the area affected by effluents of a Russian plutonium complex // *Aquatic ecology*. – 2004. – V. 38. – P. 57–62.

20. Bringezu K., Lichtenberger O., Neumann L.D. Heavy Metal Tolerance of *Silene vulgaris* // *J. Plant Physiol.* 1999. – V. 154. – Iss. 4. – P. 536–546.

21. Brix H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives // *Water Sci. Technol.* – 1994. – V. 30. – № 8. – P. 209–223.

22. Chandra P, Kulshreshtha K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants // *Botan. Rev.* – 2004. – V. 70. – № 3. – P. 313–327.
23. Crist R.H., Oberholser K., Schwartz D., Marzoff J., Ryder D., Crist D.R. Interactions of metals and protons with algae // *Environ. Science Technol.* – 1988. – V. 22. – № 7. – P. 755–760.
24. Crist R.H., Martin J.R., Guptill P.W., Eslinger J.M., Crist D.R. Interaction of metals and protons with algae. 2. Ion exchange in adsorption and metal displacement by protons. // *Environ. Science Technol.* – 1990. – V. 24. – № 3. – P. 337–342.
25. Garnham G.W., Codd G.A., Gadd G.M. Kinetics of uptake and intracellular location of cobalt, manganese and zinc in the estuarine green alga *Chlorella salina* // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1992. – V. 37. – № 2. – P. 270–276.
26. Gekeler W., Grill E., Winnacker E.L. Algal sequester heavy metals via synthesis of phytochelatin complexes // *Arch. Microbiol.* – 1988. – V. 150. – № 2. – P. 197–202.
27. Gonçalves E.P., Boaventura R.A.R. Uptake and release kinetics of copper by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* // *Water research.* 1998. – V. 32. – № 4. – P. 1305–1313.
28. Grill E., Winnacker E-L., Zenk M.H. Phytochelatins: the principal heavy metal-complexing peptides of higher plants // *Science.* 1985. – V. 230. – № 4726. – P. 674–676.
29. Kuyucak N., Volesky B. Recovery of cobalt by a new biosorbent // *CIM Bulletin.* – 1988. – V. 81. – № 910. – P. 95–99.
30. Kuyucak N., Volesky B. Accumulation of cobalt by marine algae // *Biotech. Bioeng.* – 1989a. – V. 33. – № 7. – P. 809–814.
31. Kuyucak N., Volesky B. The mechanism of cobalt biosorption. // *Biotech. Bioeng.* 1989b. – V. 33. – № 7. – P. 823–831.

32. Ladislav S., El-Mufleh A., Gérente C., Chazarenc F., Andrès Y. and Béchet B. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff // *Water, Air, Soil Pollut.* 2012. – V. 223. – P. 877–888.

33. Mishra V.K., Upadhyay A.R., Pathak V., Tripathi B.D. Phytoremediation of mercury and arsenic from tropical opencast coalmine effluent through naturally occurring aquatic macrophytes // *Water, Air Soil Pollut.* – 2008. – V. 92. – P. 303–314.

34. Mortimer D.C. Freshwater aquatic macrophytes as heavy metal monitors – the Ottawa River experience // *Environ. Monitor. Assess.* 1985. – V. 5. – № 3. – P. 311–323.

35. Neumann L.D., U. zur Nieden. Silicon and heavy metal tolerance of higher plants // *Phytochemistry.* – 2001. – V. 56. – Iss. 7. – P. 685–692.

36. Nelis P.M. Darnall D.W. A new technology for wastewater treatment using immobilized algae // *Proceed. AESF Ann. Tech. Conf., 75th.* – 1988. – F-7. 9 pp.

37. Park D., Yun Y-S., Park J.M.. The past, present, and future trends of biosorption // *Biotechnol. Bioprocess Engineer.* – 2010. – V. 15. Iss. 1. – P. 86–102.

38. Prasad M. N. V., Greger M., Aravind P. Biogeochemical cycling of trace elements by aquatic and wetland plants: relevance to phytoremediation // In «Trace Elements in the Environment: Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation» CRC Press. 2005. – P. 443–474.

39. Rai P.K. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes // *Critical Rev. Environ.Sci. Technol.* 2009. – V. 39. – № 9. – P. 697–753.

40. Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. Background concentrations of heavy metals in aquatic bryophytes used for biomonitoring in ba-

saltic areas (a case study from central France) // *Environmental Geology*. 1999. – V. 39. – № 2. – P. 117–122.

41. Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. Biomonitoring of water pollution with *Elodea canadensis*. A case study of three small Polish rivers with different levels of pollution // *Water, Air, Soil Poll.* 2003. – V. 145. – № 1–4. P. 139–153.

42. Schat H., Sharma S.S., Vooijs R. Heavy metal-induced accumulation of free proline in a metal-tolerant and a nontolerant ecotype of *Silene vulgaris* // *Physiol. Plantarum*. 1997. V. 101. № 3. P. 477–482.

43. Seeliger U., Edwards P. Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic algae // *Mar. Poll. Bull.* – 1977. – V. 8. – № 1. – P. 16.

44. Vinogradov A.P. The elementary chemical composition of marine organisms. New Haven: Yale Univ., 1953. – 647 p.

45. Volland S., Andosch A., Milla M., Stöger B., Lütz C. and Lütz-Meindl U. Intracellular metal compartmentalization in the green algal model system *Micrasterias denticulata* (Streptophyta) measured by transmission electron microscopy-coupled electron energy loss spectroscopy // *J. Phycol.* – 2011. – V. 47. – P. 565–579.

46. Wehr J.D., Whitton B.A. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2: *Rhynchostegium riparioides* // *Hydrobiologia*. 1983. – V. 100. – № 1. – P. 261–284.

47. Xye Han-Bin, Stumm W., Sigg L. The binding of heavy metals to algal surfaces // *Water Res.* 1988. – V. 22. – № 7. – P. 917.

## ГЛАВА 5. ОЦЕНКА И НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ФИТОПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ (НА ПРИМЕРЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)

*Рисник Д.В.*

В существующих классификаторах качества экосистем (как по биологическим, так и по физико-химическим показателям) границы между значениями показателей из разных классов вводят, исходя из различных предпосылок: по экспертным оценкам (см., например, [Временные методические ..., 1986; Организация и проведение..., 1992; Критерии оценки..., 1992; Васильева и др., 1998]), кратко нормативам ПДК [Об утверждении нормативов..., 2010], по особым точкам модельных математических функций, описывающих экологические данные (например, [Воробейчик и др., 1994; Яковлев и др. 2009; Бигбулатов, Степанова, 2011]). Каждый из этих подходов сталкивается с трудностями: субъективностью экспертных оценок; неэффективностью нормативов ПДК, связанной с переносом на природные объекты результатов лабораторных испытаний [Федоров, 1974; Абакумов, Сущеня, 1991; Левич и др., 2004]); ограниченностью формальных аппроксимаций экологических зависимостей.

В статье сделана попытка по возможности преодолеть указанные трудности на пути анализа натуральных данных без привлечения субъективных или модельных предпосылок.

### 5.1. Материалы

Материалом для анализа послужили данные: по количественному видовому составу фитопланктона Рыбинского водохранилища, по содержанию пигментов в пробах, по скорости фотосинтеза в поверхностном слое воды, по темновой ассимиляции углекислого газа, по показателям быстрой флуоресценции фитопланктона, по характеристикам индукционных кривых фотосинтеза, а также физико-

химическим характеристикам воды. В июне-октябре 2010 года в рейсах по Рыбинскому водохранилищу экспедиционного судна ФГБУН Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН (ИБВВ) «Академик Топчиев» вместе с исследователями ИБВВ участвовали сотрудники кафедры биофизики биологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова. Сотрудники ИБВВ проводили измерения биологических и физико-химических характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища в соответствии с принятой в ИБВВ многолетней программой наблюдений, сотрудники биологического факультета измеряли показатели флуоресценции фитопланктона с помощью бортовых флуориметров «МЕГА-25» и «R01» [Бигбулатов и др., 2011; 2014].

Первичными измеряемыми характеристиками послужили:

- Солевой состав вод ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , сумма ионов).
- Содержание биогенных элементов (нитриты, нитраты, аммоний, общий азот, фосфаты, общий фосфор).
- Содержание органических веществ (органический углерод во взвеси).
- Физические характеристики (температура, электропроводность, цветность).
- БПК<sub>5</sub>, ХПК (биологическое потребление кислорода за пять суток и химическое потребление кислорода соответственно).
- Кислотность и щелочность.
- Содержание нефтепродуктов.
- Содержание пигментов фитопланктона (хлорофиллы «а», «b», «с», феопигменты, чистый хлорофилл «а» – с поправкой на феопигменты).

- Численность, объем и биомасса видов и отделов фитопланктона.
- Скорость фотосинтеза в поверхностном слое воды.
- Темновая ассимиляция углекислоты.
- Фоновый и максимальный уровни флуоресценции.

## 5.2. Используемые методы

### 5.2.1. Методы определения и расчета индикаторов

Во всех пробах определяли переменную флуоресценцию растворенного органического вещества (РОВ) и фитопланктона. Были измерены и рассчитаны следующие показатели [Маторин и др., 2010; 2012]:  $F_0$  – фоновый уровень флуоресценции в пробе,  $F_m$  – максимальный уровень флуоресценции в пробе,  $F_{\text{РОВ}}$  – уровень флуоресценции РОВ;  $F_{0\text{фито}}$  ( $F_{0\text{фито}} = F_0 - F_{\text{РОВ}}$ ) – фоновый уровень флуоресценции фитопланктона,  $F_{m\text{фито}}$  ( $F_{m\text{фито}} = F_m - F_{\text{РОВ}}$ ) – максимальный уровень флуоресценции фитопланктона.

В качестве гидробиологических биоиндикационных характеристик рассматривали общую численность и биомассу ( $N_{\text{общ}}$  и  $B_{\text{общ}}$  соответственно) водорослей в пробе, численность и биомассу отделов Cyanophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Chryso-phyta, Euglenophyta, Xanthophyta ( $N_{\text{Cyan}}$ ,  $N_{\text{Bacil}}$ ,  $N_{\text{Chlor}}$ ,  $N_{\text{Crypto}}$ ,  $N_{\text{Dino}}$ ,  $N_{\text{Chryso}}$ ,  $N_{\text{Euglen}}$ ,  $N_{\text{Xantho}}$  соответственно;  $B_{\text{Cyan}}$ ,  $B_{\text{Bacil}}$  и т.д.), показатели таксономической и размерной структуры, индексы видового разнообразия Шеннона и Симпсона, содержания пигментов, скорость фотосинтеза в поверхностном слое воды, ассимиляцию углекислого газа, индекс сапробности, показатели переменной флуоресценции.

Показатели таксономической структуры для видов включали параметры экспоненциальной модели рангового распределения чис-

ленности соответственно для двух доминирующих видов и всех видов в пробе ( $z_2, z_{\text{общ}}$ ), аналогичные параметры гиперболической модели рангового распределения численности ( $\beta_2, \beta_{\text{общ}}$ ), индексы выравнимости соответственно для 1, 2, 3 и 4 доминирующих видов в пробе ( $e_1, e_2, e_3$  и  $e_4$ ), индексы видового разнообразия Шеннона ( $H$ ) и Симпсона ( $M$ ) для всей пробы. Показатели таксономической структуры для отделов также включали параметры рангового распределения численности отделов в пробе соответственно для двух доминирующих отделов и всех отделов пробы ( $z'_{\text{общ}}$  и  $\beta'_{\text{общ}}$ ,  $z'_2$  и  $\beta'_2$ ), индексы выравнимости соответственно для одного и двух доминирующих отделов в пробе ( $e'_1$  и  $e'_2$ ), относительную численность и биомассу всех отделов ( $N_i / N_{\text{общ}}$ ,  $B_i / B_{\text{общ}}$ ), индексы разнообразия Шеннона ( $H'$ ) и Симпсона ( $M'$ ) для отделов. Расчет параметров моделей рангового распределения видов в пробе описан ранее [Motomura, 1932; Mandelbrot, 1965; Левич 1978; 1980; Левич и др. 2009].

Для характеристики размерной структуры фитопланктона рассчитывали средний размер клеток в пробе ( $\bar{m}$ ) как отношение численности и биомассы.

Сапробность оценивали с помощью индекса Пантле-Букк [Pantle, Bueck, 1955] в модификации Сладечека [Sladecsek, 1973].

### **5.2.2. Метод расчета локальных экологических норм (метод ЛЭН)**

Метод ЛЭН [Левич и др., 2011; 2013; 2015; Рисник и др., 2016а, б] основан на компьютерном анализе распределения значений биологических и физико-химических характеристик.

*Алгоритм метода.* Метод ЛЭН предполагает поиск таких границ качественных классов, при которых максимален критерий, характеризующий одностороннюю связь, т.е. описывающий только влияние фактора на индикатор. Таким критерием выбран критерий существенности:

$$C = \frac{n_a + n_d}{n_a + n_d + n_b} - \frac{(n_a + n_b)(n_a + n_c) + (n_d + n_b)(n_d + n_c)}{(n_a + n_b)(n_a + n_c) + (n_d + n_b)(n_d + n_c) + (n_a + n_b)(n_d + n_b)}.$$

Величина  $n_i$  в формуле соответствует числу наблюдений в областях  $i$  на рис. 5.1 (в случае неблагоприятия высоких значений индикатора и недопустимости как высоких, так и низких значений фактора). Метод ЛЭН позволяет получать границы нормы факторов в случаях, когда недопустимы: слишком высокие значения фактора, например, для содержания ксенобиотиков, слишком низкие его значения, например, для содержания растворенного кислорода в водоемах или слишком высокие и слишком низкие его значения одновременно. например, содержание биогенных элементов в водах. Метод позволяет вести поиск границ нормы индикаторов, когда неблагоприятны слишком высокие его значения, например, смертность организмов, слишком низкие, например, рождаемость в популяции, а также высокие и низкие значения одновременно, например, видовое разнообразие сообщества.

Каждую точку на плоскости «индикатор-фактор» можно отнести к некоторому классу качества по индикатору (например, к «благополучным» или «неблагополучным» значениям) и по фактору (например, к «допустимым» или «недопустимым» значениям). Классы по индикатору разделяет граница нормы индикатора (ГНИ), классы по фактору – граница нормы фактора (ГНФ). Если некоторая характеристика является индикаторной для воздействия фактора, то «благополучные» значения индикаторной характеристики должны встречаться в наблюдениях только совместно с «допустимыми» значениями фактора (область «а» рис. 5.1), а «недопустимые» значения фактора – только совместно с «неблагополучными» значениями индикаторной характеристики (области «d» на рис. 5.1). Другими словами, «недопустимые» значения фактора никогда не должны приводить к «благополучным» значениям индикатора (области «b» на рис. 5.1) независимо от действия других факторов. На область «неблагополучных» значений индикатора при «допустимости» значений исследуемого фактора (область «с» на рис. 5.1) не следует накладывать ограничений, т.к. «неблагополучные»

наблюдения в этой области могут быть обусловлены влиянием на индикатор других факторов.

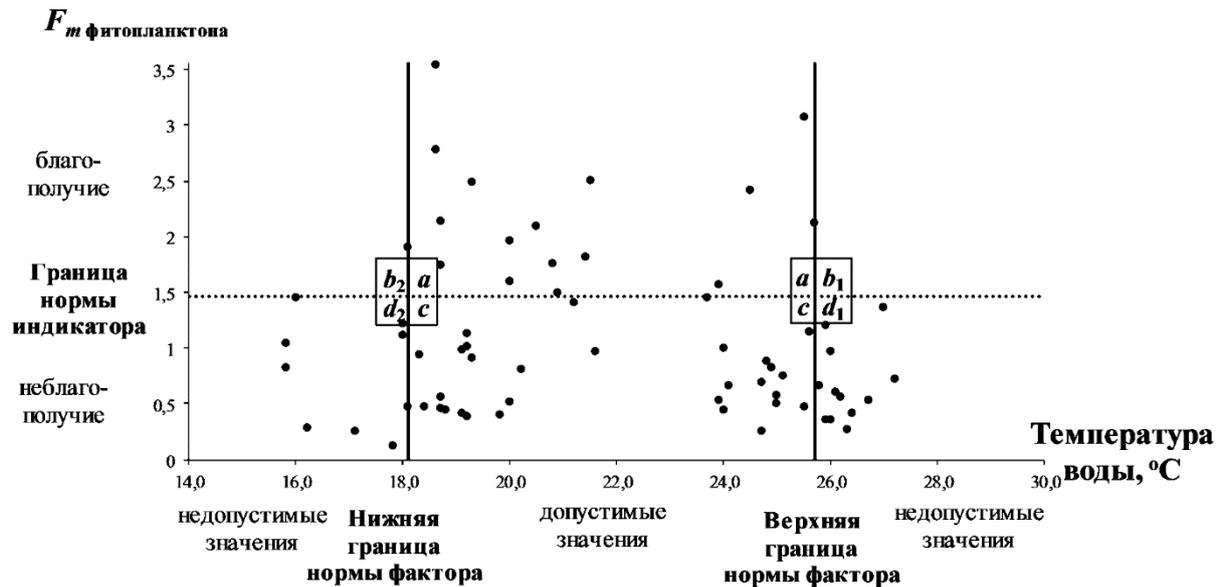


Рис. 5.1. Нижняя граница нормы индикатора и верхняя и нижняя границы нормы действующего на него фактора

Обозначения:  $a$  – область допустимых значений фактора и благополучных значений индикатора,  $b$  – области недопустимых значений фактора и благополучных значений индикатора,  $c$  – область допустимых значений фактора и неблагополучных значений индикатора,  $d$  – области недопустимых значений фактора и не благополучных значений индикатора

Первая часть формулы существенности – критерий точности Чеснокова [Чесноков, 1982] – отвечает за пустоту области « $b$ » относительно областей « $a$ » и « $d$ »:

$$T = \frac{n_a + n_d}{n_a + n_d + n_b},$$

связанную с индикаторными свойствами биологической характеристики. Вторая часть формулы –

$$\frac{n_{1,*}n_{*,1} + n_{2,*}n_{*,2}}{n_{1,*}n_{*,1} + n_{2,*}n_{*,2} + n_{1,*}n_{*,2}}$$

– отражает пустоту области « $b$ » относительно областей « $a$ » и « $d$ », обусловленную собственными распределениями характеристик. Здесь использованы расчетные числа наблюдений в областях, полученные путем умножения доли наблюдений в классе по индикатору на долю наблюдений в классе по фактору. В данном случае применен алгоритм получения расчетных вероятностей появления

наблюдений в классах качества по двум характеристикам из теории вычисления критерия  $\chi^2$  [Миркин, 1980], отражающего значимость связи между качественными классами. В ряде работ для анализа взаимосвязи между индикаторами и факторами в рамках метода ЛЭН был использован именно критерий точности Чеснокова. Однако, с целью учета вклада в установленную связь собственных распределений характеристик он заменен на критерий существенности. Приведем иллюстрацию необходимости использования критерия существенности, а не критерия точности для нахождения связи. Для простоты возьмем случай с двумя качественными классами и заведомо известными границами между этими классами. Проанализируем связь между отношением детей к фруктам («любят», «не любят») и полом ребенка («мальчик», «девочка») исходя из данных, представленных в табл. 5.1. Из данных таблицы на основании критерия точности  $T = \frac{n_a + n_d}{n_a + n_d + n_b} = \frac{40 + 40}{40 + 40 + 10} = 0,89$  мож-

но сделать вывод, что если ребенок «не любит фрукты» (первая строка таблицы) – он скорее всего женского пола, в то же время если ребенок мужского пола (второй столбец таблицы) – он скорее всего «любит фрукты». Первое утверждение несостоятельно, так как оно не учитывает собственного распределения опрошенных детей по полам, т.е. не учитывает, что было опрошено 200 девочек и всего 50 мальчиков.

**Таблица 5.1. Гипотетический пример. Связь пола ребенка с отношением детей к фруктам**

	Девочки	Мальчики	Число наблюдений в классах отношения детей к фруктам
Не любят фрукты	40	10	50
Любят фрукты	160	40	200
Число наблюдений в классах детей по полам	200	50	250

Рассчитав критерий существенности, учитывающий влияние собственных распределений характеристик, для этого случая получим:

$$C = \frac{40 + 40}{40 + 40 + 10} - \frac{50 \times 200 + 200 \times 50}{50 \times 200 + 200 \times 50 + 50 \times 50} = 0,89 - 0,89 = 0,$$

т.е. связи между полом ребенка и его отношением к фруктам в данном случае нет. Аналогичная ситуация возникает при расчете границ норм, когда область «*b*» сравнительно пуста в сравнении с областями «*a*» и «*d*» за счет влияния собственных распределений характеристик индикатора и фактора при отсутствии связи между ними, чем и обусловлено применение критерия существенности в качестве критерия расчета границ.

Работа алгоритма по расчету границ нормы для пары «индикатор-фактор» заключается в переборе всех возможных положений границ норм с последующим расчётом для каждого положения границ критерия существенности и выборе таких границ, для которых критерий существенности максимален. Метод ЛЭН позволяет находить как верхние границы нормы индикатора, когда неприемлемыми являются высокие значения, так и нижние границы нормы индикатора, когда неприемлемыми являются низкие значения, либо одновременно верхние и нижние границы. Для нормы фактора можно рассчитать как верхние (когда «недопустимы» высокие значения), так и нижние (когда «недопустимы» низкие значения), либо одновременно верхние и нижние границы.

Поиск границ ограничен следующими параметрами поиска границ:

1) Область «*b*» должна быть достаточно пуста в сравнении с областями «*a*» и «*d*». Эту пустоту характеризуют критерий точности –

$$T = \frac{n_a + n_d}{n_a + n_d + n_b}, \text{ где } n_a, n_b, \text{ и } n_d \text{ – числа наблюдений в соответствующих областях на рис. 5.1.}$$

Чем более пуста область «*b*», тем больше значение критерия. Чтобы утверждать, что область «*b*» достаточно пуста в сравнении с областями «*a*» и «*d*», критерий точности должен быть выше некоторого минимального значения, заданно-

го исследователем:  $T > T_{\text{мин}}$ . В расчетах, как правило, используют значения параметра  $T_{\text{мин}}$  от 0,8 до 0,95.

2) Каждая из областей «а» и «d» должна содержать представительное количество точек. Выбор границы нормы индикатора вблизи крайних значений индикатора и/или границы нормы фактора вблизи крайних значений фактора приведет к тому, что область «b» окажется пустой, однако тогда и области «а» и/или «d» также окажутся пустыми. Чтобы удостовериться в наличии представительного числа точек в областях «а» и «d» введено ограничение на минимальную представительность этих областей. Представительность индикатора описывает величина  $PP_{\text{инд}} = \frac{n_a}{N}$ , представительность фактора –  $PP_{\text{факт}} = \frac{n_d}{N}$ , где  $n_a$  и  $n_d$  – соответственно количества наблюдений в областях «а» и «d» на рис. 5.1, а  $N$  – общее количество совместных наблюдений индикатора и фактора. Необходимо, чтобы выполнялось неравенство  $PP > PP_{\text{мин}}$ . В расчетах, как правило, используют значения параметра минимальной представительности от 0,1 до 0,3.

3) Необходимо наличие достаточного для анализа числа совместных наблюдений индикатора и фактора. Достаточность числа совместных наблюдений для метода ЛЭН регулирует минимальное число совместных наблюдений:  $N > N_{\text{мин}}$ , где  $N$  – общее число совместных наблюдений индикатора и фактора. В расчетах, как правило, используют значения параметра  $N_{\text{мин}}$  от 30 до 80.

4) Результаты расчетов должны быть значимы в статистическом смысле. Значимость (доверительную вероятность) полученных результатов оценивают как вероятность того, что при независимости распределений двух характеристик, между которыми проводится поиск связи, не будут найдены границы норм при заданных параметрах поиска. Доверительная вероятность должна быть выше заданного исследователем параметра поиска  $D \geq D_{\text{мин}}$ . В расчетах, как правило, используют значения параметра  $D_{\text{мин}}$  от 0,9 до 0,99.

Если алгоритм с заданными параметрами поиска находит в конфигурации данных «достаточно пустую» область «*b*», то мы говорим, что исследованный фактор существенен для экологического неблагополучия, регистрируемого исследованным индикатором. Отсутствие результатов поиска может означать: 1) что все значения фактора в исследованном массиве были только допустимыми, и тогда фактор не существенен для экологического неблагополучия; 2) что все значения фактора были недопустимыми, в силу чего его роль в неблагополучии существенна; 3) что все значения индикатора были только благополучными, т.е. ни один из факторов не оказывал негативного влияния; 4) что все значения индикатора были только неблагополучными, т.е. в каждом наблюдении хотя бы одна причина приводила к экологическому неблагополучию; 5) исследованная биологическая характеристика не является удачным индикатором влияния исследованного фактора. Алгоритм метода позволяет анализировать указанные возможности.

Метод ЛЭН позволяет проводить поиск ГНФ, как совместно с поиском ГНИ, так и при ГНИ, заданной до поиска из экспертных соображений. Аналогично можно проводить поиск только ГНИ, задавая значение ГНФ.

Алгоритм метода позволяет рассчитать границы нормы для произвольно задаваемого исследователем числа классов качества экосистемы [Рисник и др., 2016б]. Так для трех классов качества формула критерия существенности примет вид:

$$C_{рез} = \sqrt[3]{\prod_{m=1}^2 \prod_{p=(m+1)}^3 \left( \frac{n_{m,m}^{H,B} + n_{p,p}^{H,B}}{n_{m,m}^{H,B} + n_{p,p}^{H,B} + n_{m,p}^{H,B}} - \frac{n_{m,*}^{H,*} n_{*,m}^{*,B} + n_{p,*}^{H,*} n_{*,p}^{*,B}}{n_{m,*}^{H,*} n_{*,m}^{*,B} + n_{p,*}^{H,*} n_{*,p}^{*,B} + n_{m,*}^{H,*} n_{*,p}^{*,B}} \right)},$$

где  $n_{m,p}^{k,l}$  – относительное число наблюдений в области, относящейся к классу  $m$  по индикатору, классу  $p$  по фактору, находящейся выше области нормы по индикатору при  $k = \langle \text{в} \rangle$ , находящейся ниже области нормы по индикатору при  $k = \langle \text{н} \rangle$ , находящейся выше обла-

сти нормы по фактору при  $l = \text{«в»}$ , находящейся ниже области нормы по фактору при  $l = \text{«н»}$ .

Такие границы могут играть роль целевых показателей качества, фоновых значений, границ классов в классификаторах качества, взаимосогласованных как по биологическим и физико-химическим показателям, так и для физико-химических показателей между собой.

Метод ЛЭН позволяют учесть «неприемлемость» значений индикатора, обусловленную «недопустимостью» нескольких факторов среды путем определения групп совместности. Поясним необходимость введения таких групп. Часто возникает ситуация, когда несколько факторов действуют на индикаторную характеристику совместно. В регрессионном анализе (при поиске связей между зависимой характеристикой и набором независимых факторов) для обозначения такой ситуации вводится понятие интеркоррелированность или её частный случай при тесной линейной связи между факторами – мультиколлинеарность. При наличии интеркоррелированности оценки параметров регрессионной модели и их дисперсии становятся неустойчивыми. В связи с этим при помощи различных алгоритмов проводят устранение интеркоррелированности. Суть этих алгоритмов сводится к исключению из анализа факторов в наибольшей степени ответственных за интеркоррелированность. Таким образом, может возникать ситуация, при которой фактор объективно влияет на состояние индикатора, но из-за его корреляции с другим фактором он полностью выпадает из результатов анализа.

Чтобы избежать подобной ситуации, но и не делать необоснованных выводов относительно того, какой именно фактор, из нескольких действующих совместно факторов вносит вклад в «неприемлемость» значений индикатора, при использовании метода ЛЭН рассчитывают совместные полноты факторов. Совместные полноты факторов отражают долю «неприемлемых» наблюдений по индикатору, обусловленных одновременной «недопустимостью» значений по

группе факторов, среди всех «неприемлемых» наблюдений по индикатору (при любых значениях всех факторов). Дальнейшую роль фактора из группы влияющих совместно факторов сможет определить исследователь из содержательных, а не формальных соображений.

Алгоритм метода ЛЭН реализован в лицензионном программном обеспечении [Гончаров и др., 2012]. Выходные данные программы содержат найденные границы нормы для анализируемых индикаторов и факторов с указанием величины существенности найденной связи; найденные величины параметров поиска связи – точности, представительности, количества наблюдений, доверительной вероятности – наряду с заданными исследователем минимальными значениями этих параметров; значения полноты связи для каждого из оказавшимся существенным факторов и значения достаточности программы наблюдений для каждого из исследованных индикаторов. Программа предусматривает несколько режимов поиска границ нормы. А именно, поиск как двусторонних и односторонних границ для индикаторов и факторов, так и всевозможных комбинаций этих границ. Предусмотрена также возможность поиска лишь некоторых из этих границ с заданием экспертных значений остальных. Программа анализирует возможные причины несущественности факторов, для которых не найдены границы нормы. Программа способна рассчитывать границы произвольного количества классов качества для индикатора, устанавливая то же количество классов качества для факторов, причём классы факторов согласованы с классами индикатора и между собой.

*Дополнительные возможности метода.* Для каждого фактора метод ЛЭН позволяет рассчитать *полноту* его вклада в степень «неблагополучия» значений индикаторной характеристики как долю наблюдений «недопустимых» по фактору и «неблагополучных» по индикатору среди всех «неблагополучных» значений индикатора (при любых значениях всех факторов):  $P = n_d / N^-$ , где  $n_d$  – число наблюдений в области « $d$ » на рис. 5.1,  $N^-$  – общее количество

наблюдений, неблагоприятных по индикатору. Факторы, существенные для неблагоприятия индикатора, теперь могут быть про-ранжированы по величине полноты их вклада в частоту случаев неблагоприятия: чем больше полнота фактора, тем чаще он становился причиной экологического неблагоприятия. Ранжирование, в свою очередь, позволяет установить очерёдность включения факторов в мероприятия по управлению качеством среды.

Положение границы нормы для факторов среды, рассчитываемое методом ЛЭН, позволяет проводить *управление качеством среды* – сравнение фактических значений факторов среды с величинами границ нормы факторов, расчёт величин изменения нагрузки, выбор наиболее опасных факторов и оптимальных направлений снижения нагрузки на природный объект для достижения им состояния экологического благополучия (рис. 5.2).

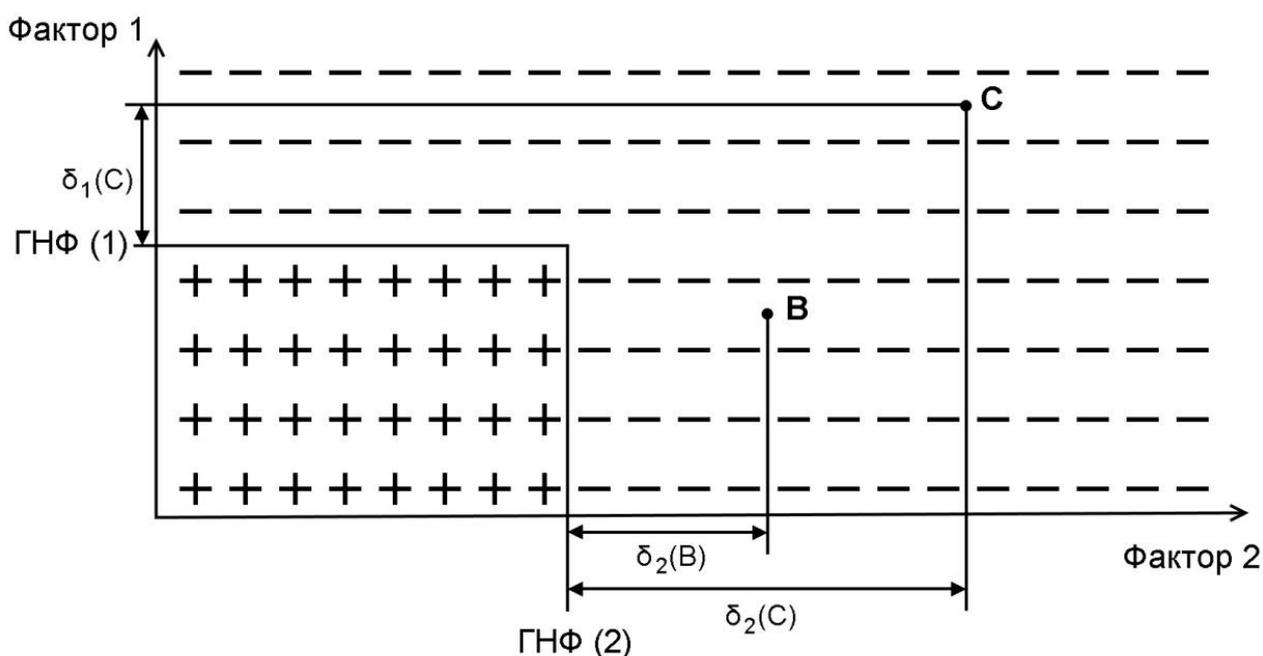


Рис. 5.2. Иллюстрация действий по управлению качеством среды на основании ГНФ, рассчитанных методом ЛЭН

*Примечание: если нагрузка в среде по факторам 1 и 2 соответствует положению С, то для достижения благополучия необходимо снижение нагрузки на величины  $\delta_1(C)$  и  $\delta_2(C)$ . Для нагрузок, соответствующих положению В в пространстве факторов, достаточно снижения только по фактору 2 на величину  $\delta_2(B)$*

Становится возможным проведение *оценки качества среды в отдельных пунктах наблюдения* за биологическими и физико-химическими характеристиками экосистем в определенный период наблюдения. Величина оценки введена как отношение среднего за период значения биоиндикатора или физико-химического фактора в заданном «датопункте» к величине границы нормы состояния экосистемы соответственно для биоиндикатора или фактора, установленных методом ЛЭН.

Если задан сценарий проектируемых воздействий на экосистему, то сравнение значений факторов из сценария с установленными методом ЛЭН значениями границ нормы для факторов позволяет построить *прогноз экологического состояния*, а именно, однозначно указать степень экологического благополучия для природного объекта, на который направлены воздействия: неблагополучие экосистемы следует ожидать, если хотя бы для одного из факторов проектное воздействие выходит за пределы его границы нормы.

Для каждого индикатора метод ЛЭН позволяет определить *показатель достаточности программы наблюдений* за потенциально опасными факторами среды  $D = M^- / N^-$ , где  $M^-$  – количество наблюдений, недопустимых хотя бы по одному из факторов, существенных для экологического неблагополучия данного индикатора,  $N^-$  – общее количество наблюдений, неблагополучных по индикатору. Чем выше величина достаточности программы наблюдений, тем выше доля факторов, включенных в программу наблюдений, среди причин экологического неблагополучия индикатора. Низкая величина достаточности свидетельствует о высоком неблагополучном влиянии на значения индикатора тех факторов, которые отсутствуют в программе наблюдений.

Метод ЛЭН способен оказаться полезным в вопросах *нормирования качества среды*. Речь может даже не идти о замене принятых законодательно лабораторных нормативах ПДК или их аналогов на норма-

тивы ГНФ. Величины ГНФ могут дополнить возможности нормирования в областях некомпетентности нормирования по ПДК. Приведем примеры: 1) ПДК не нормируют в отличие от ГНФ «слишком» низкие значения физико-химических факторов среды. 2) ПДК не установлены для факторов «нехимической» природы, требующих, тем не менее, ориентиров в предоставлении об их «нормальных» значениях, например, температуры, уровней водности – факторов всё более важных для качества среды в связи с изменениями климата. 3) Нормативы ПДК бессмысленны в геохимических провинциях, где фоновый уровень каких-либо факторов превышает величины ПДК, например, остаточное содержание углеводов в грунтах водоемов Западной Сибири часто намного превышает загрязнение от нефтедобычи. Таким образом, с точки зрения задач экологического контроля, границы нормы фактора в местах действия локального мониторинга, по данным которого они получены, можно отождествить с локальными «натурными» нормативами, которые способны дополнить или заменить универсальные лабораторные ПДК. «Натурные» нормативы способны заменить нормативы ПДК во всех методических инструментах экологического контроля – расчётах нормативов допустимых воздействий, расчетах сбросов и попусков, схемах комплексного использования природных объектов и т.п. В ряде нормативных документов (например, Водный кодекс РФ, ст. 33 [2006]) предложен инструмент природоохранной деятельности – целевые показатели биологических и физико-химических характеристик среды. Однако утвержденные методические разработки таких показателей отсутствуют. Методика расчёта ЛЭН может стать недостающим нормативным документом для расчетов целевых показателей.

Применение *insitu*-методологии к различным индикаторам позволяет осуществить среди них *аргументированный выбор*, поскольку предоставляет для выбора конкретные количественные критерии: степень универсальности границы нормы индикатора для различных факторов, способность к индикации широкого круга факторов, чувствительность к вариациям факторов, критерии точности и предста-

вительности поиска границ, степень достаточности программы мониторинга и другие.

*Предпосылки и ограничения метода.* Подчеркнём, что принятое понятие экологической нормы связано только с предысторией природного объекта. Метод ЛЭН не вносит в анализ данных мониторинга никаких модельных предпосылок или гипотез. Он не требует, чтобы распределения исходных данных удовлетворяли каким-либо статистическим критериям. Анализ состоит исключительно в подсчёте встречаемости благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых значений экологических характеристик в предыстории, т.е. метод работает только с первичными данными мониторинга. Метод ЛЭН не использует никакие априорные представления о благополучии и допустимости: установление соответствующих границ – главный результат работы подхода.

Метод ЛЭН не позволяет рассчитать границы нормы, если в предыстории не было влияния, приводящего к экологическому неблагополучию (или наоборот, не было благополучных состояний). Подход работоспособен только при наличии набора данных как биологического, так и физико-химического мониторинга, позволяющего исключить их случайные конфигурации. Если данные мониторинга отсутствуют, то применение лабораторных нормативов ПДК безальтернативно. Нормативы ПДК играют упреждающую роль: испытание вновь появляющихся веществ в лаборатории возможно задолго до накопления необходимых данных в природе.

Понятие экологической нормы (и качества среды) может быть корректно сформулировано только относительно конкретного биологического индикатора, назначаемого исследователем до и независимо от алгоритмов метода ЛЭН.

*Подготовка данных к работе методом ЛЭН.* Исходные данные должны быть скомпонованы в матрицу. Строки матрицы – наблюдения за природным объектом в определённую дату и в определённом

пункте отбора проб. Один из столбцов матрицы – значения биоиндикатора, остальные столбцы – значения факторов среды.

Метод ЛЭН предназначен для анализа нефункциональных зависимостей между индикаторами состояния экосистем и воздействующими на индикаторы факторами среды. Метод не позволяет анализировать функциональные зависимости, поскольку в этом случае диаграммы зависимости между индикатором и факторами оказываются вырожденными и содержат «бесконечное» число не содержащих наблюдений областей. Поэтому до расчёта методом ЛЭН зависимости между биоиндикатором и каждым из факторов должны быть проверены на функциональность (например, рассчитан коэффициент нелинейной регрессии, зависимость можно считать функциональной, если этот коэффициент близок к 0,99). Для анализа функциональных зависимостей могут быть использованы методы регрессионного анализа и другие стандартные статистические процедуры.

Многие факторы среды могут оказаться высоко взаимно скоррелированными. Такие факторы удобно выделить в группы совместности, объединяющие скоррелированные переменные и в дальнейшем включать в анализ только представителей этих групп, чтобы сократить массив обрабатываемых переменных. Объединение скоррелированных переменных в группы совместности не только удобно, но и необходимо с точки зрения интерпретации полученных результатов, поскольку причинами неблагополучия в равной степени могут быть любые факторы из одной группы, и метод ЛЭН не способен выделить из группы «истинные» причины.

Если метод ЛЭН применить к нескольким индикаторам, чтобы с методическими целями оценить биоиндикационный потенциал каждого из них, то среди индикаторов также удобно выделить группы высоко взаимно скоррелированных переменных и работать с представителями этих групп. Все индикаторы из одной группы

скоррелированных между собой одинаково эффективны для целей биоиндикации.

In\_situ-технология экологического контроля предлагает судить о качестве среды по значениям биоиндикационных показателей. Среди факторов среды, которые потенциально способны влиять на значения биоиндикаторов, можно выделить два различных по отношению к экологическому качеству среды типа. Первый из них – «активные» факторы, которые связаны с качеством среды, например, химические вещества. Второй тип – «пассивные» факторы, например, географическое положение или неаномальные климатические воздействия, которые влияют на значения биоиндикатора, но не влияют на качество среды. По отношению к пассивным факторам все наблюдения следует разделить на несколько групп, причем каждая группа должна включать наблюдения однородные по отношению к действию пассивного фактора. Если средние значения индикатора в группах статистически значимо различны, то влияние активных факторов на индикатор качества среды следует исследовать отдельно внутри каждой выделенной группы однородности. Найденные методом ЛЭН положения границ классов качества (границ между градациями экологического благополучия или допустимости) в таких группах будут различны и для биологических, и для физико-химических характеристик. Т.е. границы классов качества могут оказаться различными, например, весной и летом, в разные годы, в различных географических провинциях и т.п. Различия между группами однородности можно выявлять на основании *U*-критерия Манна-Уитни. Этот критерий относится к непараметрическим методам статистического анализа и не требует нормальности закона распределения значений индикатора в выделенных группах. Для выявления различий групп однородности можно использовать и более распространенные параметрические критерии (*t*-критерий Стьюдента или дисперсионный анализ), однако для их применения необходимо предварительно проверить, что распреде-

ления значений в группах однородности подчиняются нормальному закону распределения.

Различия в значениях индикаторной характеристики состояния биологических организмов или их сообществ могут быть вызваны не только влиянием окружающей среды, но и особенностями или погрешностями отбора и обработки проб. Поэтому для корректного решения задач оценки качества среды необходимо различать эти причины разбросов в значениях биоиндикационных показателей. В качестве биоиндикатора может быть использован только тот показатель, для которого разбросы значений в анализируемых наблюдениях превышают погрешности его измерения. Экологические данные далеко не всегда подчиняются нормальному распределению, поэтому для оценки разброса значений индикатора в наблюдениях нужен подход, избавляющий от ограничений в распределении данных. Например, вместо стандартного коэффициента вариации может быть использован модифицированный коэффициент, определяемый как

$$v' = \frac{\sigma'}{Me}, \text{ где } \sigma' = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - Me)^2}, \text{ } Me - \text{ медиана распределения.}$$

### 5.3. Результаты и обсуждение

#### *5.3.1. Выявление факторов среды, приводящих к экологическому неблагополучию, и расчеты границ классов качества для индикаторов и факторов*

Расчеты проводили в Программе по установлению границ качественных классов [Гончаров и др., 2012], реализующей алгоритмы метода ЛЭН, при следующих значениях параметров поиска при доверительной вероятности результатов  $\geq 95\%$ .

Найденные для каждого из индикаторов существенные факторы, границы нормы, полноты факторов приведены в таблице 5.2. Факторы ранжированы по полноте, т.е. упорядочены в порядке

убывания их вклада в величину отклонения от нормы значений биоиндикатора.

**Таблица 5.2. Области нормы индикаторов (> нижней ГНИ, < верхней ГНИ, нижняя ГНИ-верхняя ГНИ) и факторов (> нижней ГНФ, < верхней ГНФ, нижняя ГНФ-верхняя ГНФ), рассчитанные по данным 2010 года. Факторы упорядочены в порядке убывания полноты (П) их вклада в степень неблагополучия индикатора. Обозначения ГНИ – граница нормы индикатора, ГНФ – граница нормы фактора.**

Индикатор и его область нормы	Фактор	Область нормы фактора	П
$B_{\text{Basil}}/B_{\text{общ}}$ 0.12–0.31	$\text{Ca}^{2+}$ , мг/л	>27.3	0.63
	Сумма ионов, мг/л	>147	0.50
	$\text{HCO}_3^-$ , мг/л	>97	0.47
	$\text{Mg}^{2+}$ , мг/л	>5.95	0.47
	$N_{\text{общ}}$ , мг N/л	<0.95	0.40
$B_{\text{Chryso}}/B_{\text{общ}}$ >0.010	$\text{Mg}^{2+}$ , мг/л	<5.95	0.74
	$\text{NH}_4^+$ , мг N/л	>0.04	0.65
	$\text{NO}_3^-$ , мг N/л	>0.06	0.58
	pH	>7.95	0.52
	$\text{Cl}^-$ , мг/л	<2.84	0.52
	ХПК, мг $\text{O}_2$ /л	<36.2	0.48
$N_{\text{Basil}}/N_{\text{общ}}$ 0.03–0.07	Щелочность, мг/л	<95	0.44
	$N_{\text{общ}}$ , мг N/л	>0.71	0.37
	$\text{PO}_4^{3-}$ , мг P/л	<0.04	0.25
$N_{\text{Cyan}}/N_{\text{общ}}$ 0.84–0.95	Сумма ионов, мг/л	>153	0.56
	$\text{Ca}^{2+}$ , мг/л	>27.1	0.56
	$\text{HCO}_3^-$ , мг/л	>101	0.56
	t воды, °C	<19.2	0.38
	БПК <sub>5</sub> , мг $\text{O}_2$ /л	<1.82	0.38
Хлорофилл «а» >17 мкг/л	$P_{\text{общ}}$ , мг P/л	>0.07	0.50
	ХПК, мг $\text{O}_2$ /л	>34.5	0.50
	Электропроводность, мкСм/см	>168	0.46
	t воды, °C	10–25.7	0.42
	$\text{Mg}^{2+}$ , мг/л	5.71–7.90	0.38
	$\text{NO}_3^-$ , мг N/л	<0.07	0.33

$e_4$ >0.10	БПК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /л	>2.31	0.59
	Цветность, градусы по Pt– Co шкале	>60	0.52
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	>94	0.41
	Сумма ионов, мг/л	>154	0.39
	pH	>8.01	0.39
	t воды, °C	>13	0.37
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	<13	0.30
$F_0$ PОВ >0.41	Электропроводность, мкСм/см	>178.20	0.61
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг P/л	<0.02	0.37
	Ca <sup>2+</sup> , мг/л	>27.10	0.35
	Сумма ионов, мг/л	>154	0.32
	Mg <sup>2+</sup> , мг/л	>5.95	0.30
	t воздуха, °C	>18.87	0.20
$F_m$ фито >1.48	N <sub>общ</sub> , мг N/л	>0.78	0.40
	P <sub>общ</sub> , мг P/л	>0.07	0.39
	t воды, °C	18.1–25.7	0.35
	XПК, мг O <sub>2</sub> /л	>34.50	0.35
	БПК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /л	1.05–2.96	0.32
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	>102	0.30
	Ca <sup>2+</sup> , мг/л	>26.70	0.28
$N_{Chryso}$ >0.50 тыс. кл./л	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/л	>0.06	0.59
	t воды, °C	>15.80	0.55
	pH	>7.95	0.52
	XПК, мг O <sub>2</sub> /л	<37.2	0.45
$N_{общ}$ >7900 тыс. кл./л	Cl <sup>-</sup> , мг/л	<2.84	0.48
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/л	<0.04	0.41
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/л	<0.10	0.41
	Щелочность	<103	0.34
	pH	<8.08	0.32
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг P/л	<0.04	0.28
$z_2'$ >0.19	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	<12.50	0.45
	t воды, °C	<20.50	0.26
$\beta_2'$ <3.78	Mg <sup>2+</sup> , мг/л	<6.40	0.72
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/л	>0.04	0.44
$M'$ >0.975	Ca <sup>2+</sup> , мг/л	>24.20	0.35

Полученные зависимости легко интерпретировать. Например, высокие (более 17 мкг/л) концентрации хлорофилла сопряжены интервалом температур от 10 до 25,7°C, а низкие концентрации хлорофилла сопутствуют температуре ниже 10°C и выше 25,7°C. Или – высокие (более 1,48) показатели флуоресценции фитопланктона возможны при содержании в воде соединений азота в концентрациях выше 0,78 мг N/л., соответственно, низкая флуоресценция фитопланктона (менее 1,48) сопутствует пониженной (менее 0,78 мг N/л) концентрации азота. Другими словами, метод ЛЭН дает строгую количественную интерпретацию границам качественных классов.

Оценка экологического состояния водоема может быть проведена как по биологическим показателям с помощью ГНИ (проверка принадлежностей значений биоиндикаторов к тому или иному классу качества), так и по физико-химическим показателям с помощью ГНФ (проверка того, превышают ли значения факторов допустимый уровень воздействия, или нет, что соответствует практике оценки по нормативам ПДК), причём результаты оценки будут совпадать.

### **5.3.2. Сравнение биоиндикаторов**

Отдельные строки приведенной выше таблицы несут следующую информацию: например, исходя из данных табл. 5.2, при значениях относительной биомассы диатомовых водорослей ( $B_{\text{Vasil}}/B_{\text{общ}}$ ) ниже 0,45 (ГНИ) значения индикатора попадают в «неблагополучную» область, причем на 48% (полнота фактора) это может быть объяснено снижением ХПК до уровней ниже 33.4 (нижняя ГНФ).

Можно отметить, что в целом наибольшее влияние на неблагополучие экосистемы Рыбинского водохранилища оказывают такие факторы, как температура воды, содержание кальция, магния и нитрат-ионов. Нижеследующий раздел содержит раскрытие возможных механизмов влияния факторов на фотосинтетический аппарат фитопланктона.

### ***5.3.3. Возможные биофизические механизмы влияния существенных для экологического неблагополучия факторов среды на показатели флуоресценции фитопланктона***

Температура воды и воздуха. Связь между показателями флуоресценции и температурой воды встречается наиболее часто, т.е. температура воды действует неспецифично. Зависимость состояния фотосинтетического аппарата от изменения температуры может быть представлена в виде одновершинной кривой, где вершина соответствует оптимальным температурным условиям. Известно [Алехина и др., 2005], что физиологический оптимум для фотосинтетического аппарата лежит в диапазоне 20–25°C, что согласуется с полученными ГНФ (18,1–25,7°C для показателей флуоресценции по самой строгой оценке, т.е. выбрана самая верхняя нижняя ГНФ и самая нижняя верхняя ГНФ (здесь и далее)). Несмотря на то, что первичные реакции фотосинтеза практически не зависят от температуры, транспорт электронов и синтез АТФ демонстрируют такую зависимость.

Содержание катионов кальция и магния. Кальций играет роль в фоторецепции и светозависимом синтезе в хлоропластах. Магний входит в состав хлорофилла. В процесс фотосинтеза также вовлечено множество фосфорилированных соединений, тогда как процессы фосфорилирования требуют присутствия магния.

Содержание общего азота и нитрат-ионов. Поскольку в фотосинтетическом аппарате значительную роль играют белковые мультиферментные комплексы, содержание азота играет важнейшую роль в фотосинтетической активности организма и ресинтезе белков. Верхние ГНФ для азота найдены не были, что косвенно свидетельствует о том, что мониторинг проводился в водоеме, не подверженном эвтрофикации, благодаря чему можно считать обилие фитопланктона в целом благоприятным для водоема. Нижние ГНФ находятся на уровне 0.78 и 0.04 для общего азота и нитрат-ионов соответственно.

## 5.4. Заключение главы 5

Существующая проблема нормирования неблагоприятных воздействий на природные водные экосистемы находит решение с помощью различных подходов, например биоиндикации, биотестирования, лабораторных экспериментов, с привлечением широкого спектра показателей, основную массу которых можно отнести к гидробиологическим. С появлением биофизических методов исследования фитопланктона все более доступными становятся показатели быстрой флуоресценции растительных организмов. В большинстве случаев подобные показатели регистрируют состояние организмов значительно быстрее, точнее и проще, чем гидробиологические, а современная приборная база с высокой степенью вовлеченности компьютерных технологий дает возможность оперативной обработки получаемой информации.

В работе апробирован метод локальных экологических норм, позволяющий устанавливать количественные границы классов качества для индикаторов и факторов по «размытым» экологическим данным.

Найденные связи «индикатор-фактор» свидетельствуют о широком спектре факторов, действующих на показатели флуоресценции фитопланктона. Влияние этих факторов интерпретировано с позиций биофизики.

Инструментальность, точность и быстрота биофизических тестов позволяет использовать их в качестве предпочтительного метода анализа экологического состояния водных объектов. Гидробиологические подходы к биоиндикации, тем не менее, могут выявить дополнительные существенные для возникновения экологического неблагополучия факторы среды.

Метод ЛЭН позволил провести анализ природных данных и установить связи между факторами среды и биоиндикаторами. Было установлено, что причины неблагополучия в состоянии исследован-

ных экосистем наиболее полно отражают содержание хлорофилла «а» и максимальный уровень флуоресценции фитопланктона. Были найдены как верхние, так и нижние границы нормы факторов. Наибольший вклад в отклонение от нормы значений исследуемых индикаторов в Рыбинском водохранилище вносят температура воды, содержание азота нитратов и концентрации ионов кальция и магния.

*Работа выполнена при частичной поддержке РФФИ (гранты №№ 15-04-02601, 16-04-01024).*

### **5.5. Литература главы 5**

1. Абакумов В.А., Сущеня Л.М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования. Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. – Л., Гидрометеиздат: 1991. – С. 41–51.

2. Алехина Н.Д., Балнокин Ю.В., Гавриленко В.Ф. и др. Физиология растений: Учебник для студ. вузов. Под ред. И.П. Ермакова. – М., Издательский центр «Академия», 2005.– 640 с.

3. Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Бобырев П.А. и др. Данные совместных измерений биологических и физико-химических характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища. Часть 2. – Борок-Москва: МАКС-Пресс, 2014. – 85 с.

4. Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Булгаков Н.Г. и др. Данные совместных измерений биологических и физико-химических характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища. – Борок-Москва, МАКС-Пресс, 2011. – 65 с.

5. Бикбулатов Э.С., Степанова И.Э. Функции желательности Харрингтона для оценки качества природных вод. – Экологическая химия. – 2011. – 20 (2): 94-104.

6. Васильева Е.А., Виниченко В.Н., Гусева Т.В. и др. Как организовать общественный экологический мониторинг. Под ред. Хотулевой М.В. – М.: СоЭС Методический центр «Эколайн», 1998. – 256 с.
7. Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 № 74-ФЗ.
8. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. – Екатеринбург: Наука, 1994. – С. 280 с.
9. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. – № 250-1163. – М., 1986. – 5 с.
10. Гончаров И.А., Левич А.П., Рисник Д.В. Программа установления границ качественных классов для количественных характеристик систем и установления взаимосвязи между характеристиками (Программа установления ГКК). Роспатент, № 2012616523.
11. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. 1992. Утверждено Приказом Минприроды РФ от 30 ноября 1992 г. – 51 с.
12. Левич А. П., Рисник Д. В., Фурсова П. В. Точные методы анализа нефункциональных зависимостей между биологическими и физико-химическими характеристиками окружающей среды. Экология, экономика, информатика. Сборник статей. Т.1: Экологические исследования и экологический мониторинг. – Издательство Южного Федерального университета Ростов-на-Дону, 2015. – С. 158–180.
13. Левич А.П. Экстремальный принцип в теории сообществ. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – С. 164-182.
14. Левич А.П. Структура экологических сообществ. – М.: Изд-во Москов. ун-та, 1980. – 180 с.

15. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: НИИ-Природа, 2004. – 271 с.

16. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. и др. «In situ» – технология установления локальных экологических норм. Материалы объединенного пленума РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии «Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов». – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – С. 30–55.

17. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В. и др. Методические проблемы анализа экологических данных и пути их решения: метод локальных экологических норм. Доклады по экологическому почвоведению. 2013. – 18 (1): 9-22.

18. Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н. и др. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов бассейна Дона). Водные ресурсы. 2009. 36 (6): 730-742.

19. Маторин Д.Н., Осипов В.А., Рубин А.Б. Методика измерений обилия и индикации изменений состояния фитопланктона в природных водах флуоресцентным методом. Теоретические и практические аспекты. – М.: Альтекс, 2012. – 136 с.

20. Маторин Д.Н., Осипов В.А., Яковлев О.В. и др. Определение состояния растений и водорослей по флуоресценции хлорофилла. – М.: МАКС Пресс, 2010. – 116 с.

21. Миркин Б.Г. Анализ качественных признаков и структур. – М.: Статистика, 1980. – 319 с.

22. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предель-

но допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. 2010. Приказ Федерального агентства по рыболовству № 20 от 18.01.2010.

23. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309-92. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 67 с.

24. Рисник Д.В., Левич А.П., Фурсова П.В., Гончаров И.А. Алгоритм метода по расчету границ качественных классов для количественных характеристик систем и по установлению взаимосвязей между характеристиками. Часть 1. Расчеты для двух качественных классов // Компьютерные исследования и моделирование. – 2016а. – Т. 8. – № 1. – С. 19–36.

25. Рисник Д.В., Левич А.П., Фурсова П.В., Гончаров И.А. Алгоритм метода по расчету границ качественных классов для количественных характеристик систем и по установлению взаимосвязей между характеристиками. Часть 2. Расчеты для трех и более качественных классов // Компьютерные исследования и моделирование. 2016б. – Т. 8. – № 1. – С. 37–54.

26. Федоров В.Д. 1974. К стратегии биологического мониторинга. Биол. науки. (10): 7-17.

27. Чесноков С.В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. – М.: Наука, 1982. – 168 с.

28. Яковлев А.С., Гендугов В.М., Глазунов Г.П и др. 2009. Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества. Почвоведение. (8): 984-995.

29. Mandelbrot B.B. 1965. Information theory and psycholinguistics. Scientific Psychology: Principles and Approaches. N.Y., Basic Book: 550–562.

30. Motomura I. 1932. Statistical treatment of association. Japan J. Zool. 44: 379-383.

31. Pantle R., Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserwach. 96 (8): 1-604.

32. Sládeček V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol, (7): 1-218.

**МОДЕЛИРОВАНИЕ  
В РЕШЕНИИ  
ЭКОЛОГИЧЕСКИХ  
ПРОБЛЕМ**

## ГЛАВА 6. ПРИМЕНЕНИЕ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ В РАДИОЭКОЛОГИИ

*Мамихин С.В., Манахов Д.В., Бадави В.М.*

Метод математического имитационного моделирования, по нашему мнению, в наибольшей степени отвечает объектам, целям и задачам радиоэкологических исследований. Имитационные модели, в частности, позволяют наиболее полно использовать всю имеющуюся информацию, описывать в формализованном виде действительные механизмы процессов перераспределения радионуклидов, учитывать изменение внешних по отношению к моделируемому объекту условий, например, режима радиоактивных выпадений и динамику их физико-химической формы.

На кафедре радиоэкологии и экотоксикологии (ранее в лаборатории радиоэкологии) факультета почвоведения МГУ имитационное моделирование с успехом применяется в радиоэкологических исследованиях на протяжении ряда лет, в том числе, для изучения, прогнозирования и реконструкции экологических последствий масштабных радиационных аварий на Урале, Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима-1.

Рассматриваемые модели реализовывали на разных компьютерах – от БЭСМ-6 НИВЦ МГУ до современных персональных компьютеров, в различных операционных системах и в различных средах программирования – от Фортрана ГДР до кроссплатформенного QB64.

### **6.1. Модели динамики $^{14}\text{C}$**

Первые, наиболее простые радиоэкологические модели были созданы нами для прогнозирования накопления в генетических горизонтах почвы и растительном покрове радиоуглерода, поступающего в окружающую среду в результате выбросов атомных электростанций. С этой целью были разработаны модели многолетней динамики

$^{14}\text{C}$  в экосистеме мелколиственного леса, агроценозе и степной экосистеме [Тихомиров и др., 1983; Мамихин и др., 1984; Мамихин, 2003]. При построении моделей исходили из следующих предпосылок:

– предполагалось, что поведение радиоуглерода не отличается от поведения стабильного  $^{12}\text{C}$ . При выбросах  $^{14}\text{C}$  в атмосферу он окисляется до  $^{14}\text{CO}_2$  и в процессе фотосинтеза включается в состав фитомассы в том же соотношении со стабильным  $^{12}\text{C}$ , в котором они находятся в атмосфере;

– при постоянной концентрации  $^{14}\text{C}$  в приземном слое атмосферы во всех компонентах наземных экосистем с течением времени должно установиться состояние равновесия, при котором соотношение  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  в компонентах (с поправкой на радиоактивный распад) будет соответствовать их соотношению в воздухе. Время установления равновесного состояния для каждого из компонентов экосистемы зависит от их емкости по отношению к углероду и от интенсивности потоков углерода между ними.

Модели детерминированные, точечные, т.е. значения переменных определяются однозначно и зависят только от времени (пространственное строение объекта не рассматривается). Шаг по времени в моделях фиксированный и равен 1 году.

В качестве примера рассмотрим модель лиственного леса на дерново-подзолистой почве. На рис. 6.1 представлена ее топологическая структура. Выбраны следующие переменные состояния, характеризующие содержание  $^{14}\text{C}$  в компонентах:  $X_1(t)$  – листва,  $X_2(t)$  – древесина,  $X_3(t)$  – корни,  $X_{41}(t)$  – лиственный опад,  $X_{42}(t)$  – опад древесины,  $X_{43}(t)$  – отмершие корни,  $X_5(t)$ ,  $X_6(t)$ ,  $X_7(t)$ ,  $X_8(t)$  – соответственно гумус горизонтов  $A_0$  (лесная подстилка),  $A_1$  (гумусовый),  $A_2$  (подзолистый), и  $A_2B$  (переходный), где  $t = 1, \dots, N$  лет – время, на протяжении которого рассматривают динамику запасов  $^{14}\text{C}$ .

В аналитической форме модель описывают системой конечно-разностных уравнений, составленных на основе балансовых

соотношений. Функции переноса радиоуглерода представляют собой линейные уравнения или их комбинации. Параметры модели были идентифицированы по литературным данным и с помощью самой модели методом итераций. Адекватность модели обеспечивалась воспроизведением многолетней динамики стабильного углерода с привлечением данных о возрасте почв.

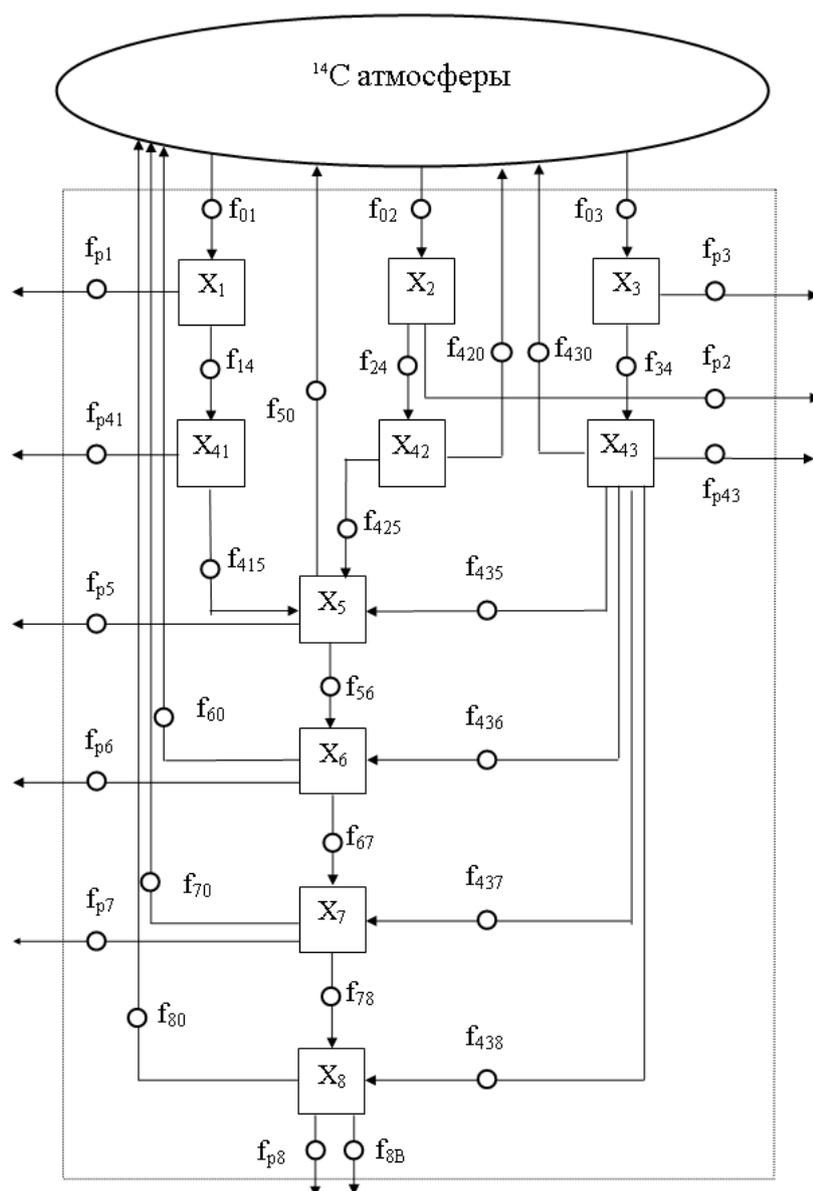


Рис. 6.1. Потоквая диаграмма динамики  $^{14}\text{C}$  в растительности и почве экосистемы лиственного леса

В ходе численных экспериментов условия поступления  $^{14}\text{C}$  в атмосферу задавали в соответствии с прогнозируемой ситуацией (аварийный выброс, хроническое загрязнение и т.д.). В качестве примера прогностических возможностей модели приведем результаты расчета количественных характеристик накопления радиоуглерода в компонентах экосистемы в условиях, когда в приземном слое атмосферы присутствует  $^{14}\text{C}$  в постоянной концентрации, равной 1 Бк/г.

**Таблица 6.1. Количественные характеристики накопления  $^{14}\text{C}$  в компонентах экосистемы лиственного леса при соотношении  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  в атмосфере 1 Бк/г**

Компоненты	Содержание $^{14}\text{C}$		Время накопления 50 и 99% равновесного содержания $^{14}\text{C}$ , лет		
	через 100 лет, Бк/м <sup>2</sup>	при достижении равновесия		t <sub>50</sub>	t <sub>99</sub>
		Бк/м <sup>2</sup>	Бк/г $^{12}\text{C}$		
Листва	54	54	1.0	<1 мес	вегетационный период
Древесина	4700	5350	0.994	35	270
Корни	2000	2300	0.994	35	270
Гумус горизонтов					
A <sub>0</sub>	350	520	0.987	60	400
A <sub>1</sub>	400	2300	0.927	330	3000
A <sub>2</sub>	70	1400	0.813	1080	7000
A <sub>2</sub> B	20	470	0.781	1250	8250

## 6.2. Модели динамики $^{137}\text{Cs}$ и $^{90}\text{Sr}$

Наиболее опасными в биологическом отношении техногенными радионуклидами, являются  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , химические аналоги важнейших биофильных элементов К и Са. Радиостронций был наиболее радиологически значимым долгоживущим радионуклидом при радиоактивном загрязнении обширных территорий, произошед-

шем в результате Кыштымской аварии 1957 года, а радиоцезий – в результате Чернобыльской аварии 1986 года и аварии на АЭС Фукусима в 2011 году. Для решения задач долгосрочного прогнозирования и реконструкции поведения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растительном покрове лесных экосистем с различным гидрологическим режимом, оценки интенсивности вертикальной миграции этих радионуклидов по профилю почвы и возможности их проникновения в грунтовые воды нами в течение ряда лет создавался банк соответствующих имитационных моделей.

Латеральная динамика в этих моделях, за исключением модели 3Dmig\_mod\_aut (см. далее), не рассматривается, однако их можно использовать как структурные единицы в моделях пространственного перераспределения радионуклидов. Для калибровки и верификации моделей в первую очередь использовали информацию, полученную в процессе реализации программ исследований последствий Кыштымской аварии и аварии на Чернобыльской АЭС коллективом кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ, данные зарубежных исследователей, полученные в рамках международного проекта «Поведение радионуклидов в природных и полуприродных экосистемах» в рамках Межправительственных соглашений между комиссией Европейского сообщества и странами СНГ по вопросам, связанным с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС (1991–1995 гг.), а также данные о распределении по компонентам древостоя продуктов глобальных выпадений.

Принципы построения этих моделей рассмотрим на примере модели вертикальной миграции радиоцезия в почвах лесных экосистем разной степени гидроморфности со сплошным растительным покровом VertMig [Mamikhin, 1995; Мамихин, 2003]. В данном случае имитировали ситуацию радиоактивного загрязнения мелкодисперсными выпадениями с размером частиц меньше 10 мкм. Шаг по времени – 1 сутки. Входная переменная *far* – поступление радиоак-

тивных веществ из атмосферы. На рисунке 6.2 представлена топологическая структура модели.

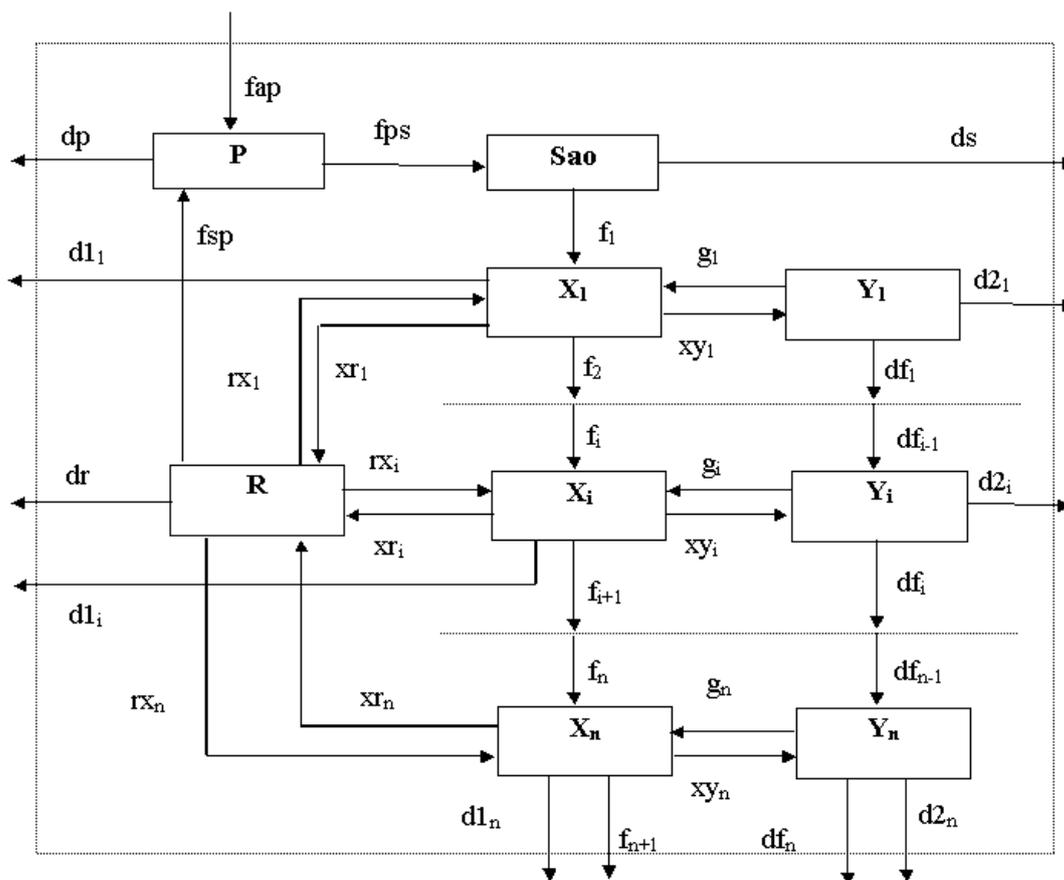


Рис. 6.2. Структура модели VertMig

Примечание. Модель включает следующие переменные состояния:

$P$  – суммарное содержание радионуклида в наземной фитомассе.

$S_{ao}$  – суммарное содержание радионуклида в подстилке (AoL + AoF + AoH).

$X(i)$  – подвижная компонента радионуклида в нижележащей толще почвы,

$Y(i)$  – неподвижная компонента радионуклида, где  $i = 1, \dots, n$  – номер сантиметрового слоя почвы.

$R$  – распределительный пул, отражающий перераспределение радионуклида в почве корневой системой растений и гифами грибов. Принято, что сумма потоков, поступающих в пул, равна сумме потоков, выходящих из него.

Под неподвижной формой содержания радионуклида подразумевалась такая форма, когда элемент закреплен в корневых системах растений и в почвенно-поглощающем комплексе в результате корневого поглощения, адсорбции, ионного обмена и осаждения в составе органических и органо-минеральных комплексов или илестых ча-

стиц, задержанных почвой при лессиваже. Все остальное считалось подвижной формой.

При отработке различных вариантов почвенного субмодуля, было обнаружено, что при использовании наиболее распространенного алгоритма, когда процессами миграции радионуклидов в почве считаются конвективный перенос и диффузия, не удастся отразить быстрое появление значимых количеств радиоцезия в средней и нижней части рассматриваемого профиля, которое мы регистрировали при проведении полевых исследований. Уменьшение шага модели также не позволило отразить этот феномен. Было сделано предположение, что конвективному и диффузионному переносу  $^{137}\text{Cs}$  препятствует фиксация его в почвенно-поглощающем комплексе в верхней части профиля, что позднее было подтверждено лизиметрическими исследованиями, проводившимися нами на данных участках. Это позволило сделать вывод, что в рассматриваемых условиях существует такой путь миграции радионуклида, при котором не происходит перехват радиоцезия почвенно-поглощающим комплексом, а именно – транзитный перенос его по профилю при участии корневых систем и гифов грибов. Разработка и применение алгоритма, учитывающего это явление, позволили получить адекватное описание вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве.

С помощью моделей удалось количественно оценить влияние лесной подстилки на интенсивность миграции  $^{137}\text{Cs}$  по профилю почвы. Вынос за пределы рассматриваемой 15-сантиметровой толщи автоморфных лесных почв с подстилкой по расчетам на модели составил за 10 лет – 0% от первоначальной плотности загрязнения, за 20 лет – 0,17%, при удалении подстилки эти показатели составили 0,01 и 1,5% соответственно. Вынос за пределы рассматриваемой 15-сантиметровой толщи гидроморфных лесных почв с ненарушенной подстилкой составил за 10 лет – 0,75%, за 20 лет – 32%, а при удалении подстилки эти показатели составили 43,6 и 73,5% соответственно. На рис. 6.3 представлен прогноз вертикального распределения

$^{137}\text{Cs}$  в почве автоморфного ландшафта через 20 лет после выпадений при ненарушенном профиле почвы и при проведении контрмер по снижению радиационного фона путем удаления лесной подстилки.

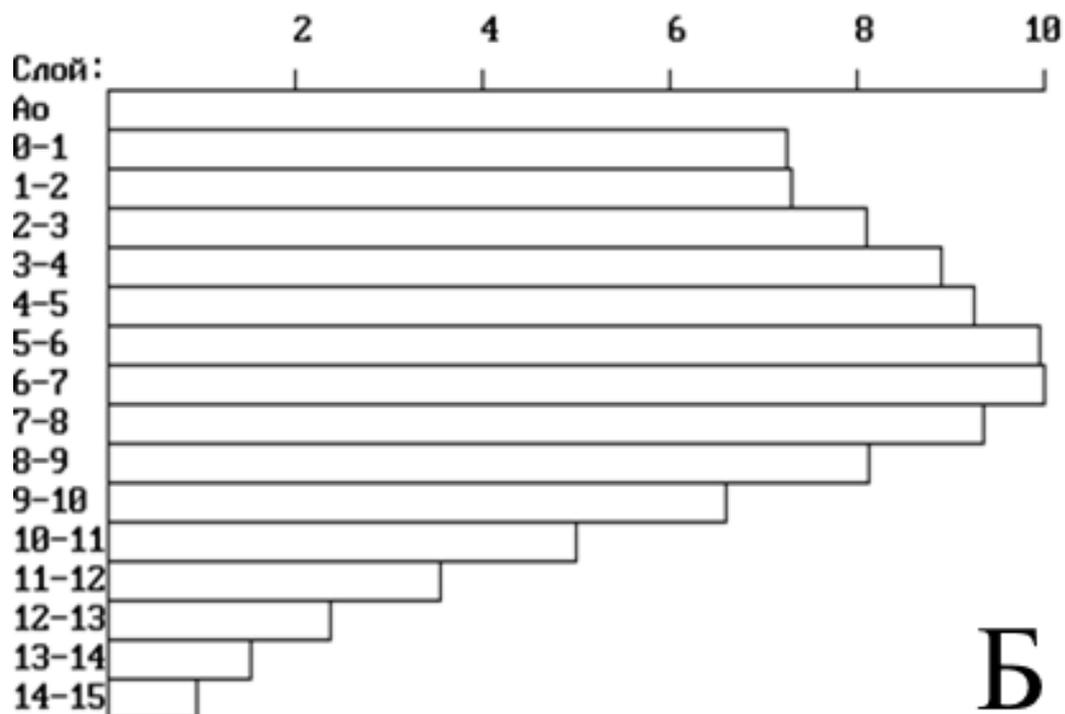
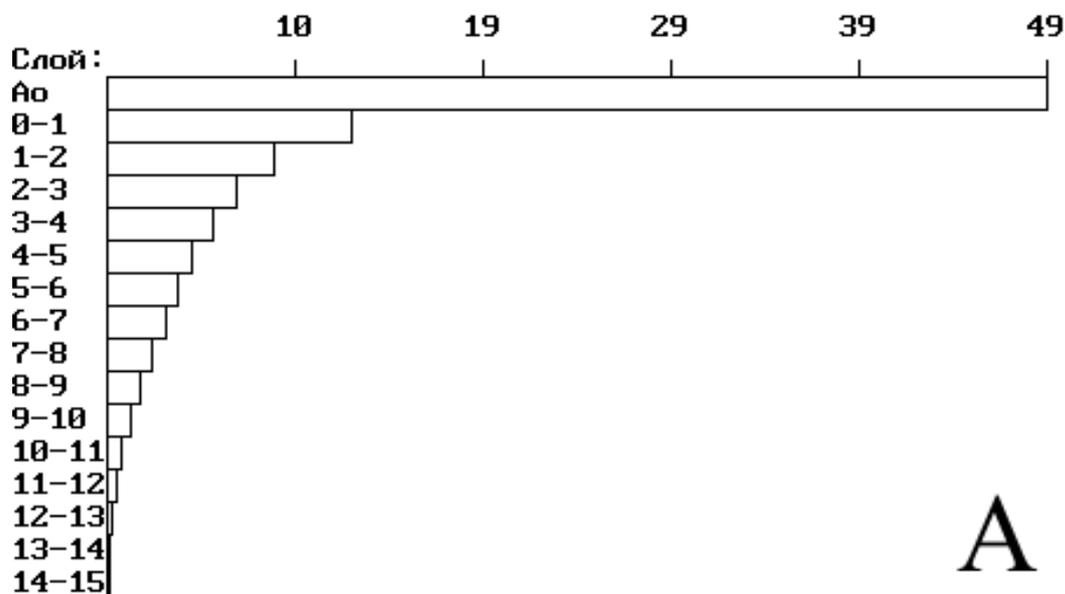


Рис. 6.3. Прогноз на 20 лет вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  (% от суммарного загрязнения рассматриваемого профиля) в почве автоморфного ландшафта (А – профиль почвы не нарушен, Б – удалена подстилка)

С помощью модели получена количественная оценка роли корневых систем в перераспределении радионуклидов в экосистемах. Так, например, согласно расчетам, максимальная интенсивность поступления  $^{137}\text{Cs}$  (% от первоначальной плотности загрязнения в год) через корневую систему составила для элювиального ландшафта – 0,15, для аккумулятивного – 13, максимальная интенсивность выноса составила соответственно 0,14 и 1%.

Аналогичная модель, но уже с рассмотрением трех основных физико-химических форм содержания (водорастворимой, обменной и фиксированной) была построена также для  $^{90}\text{Sr}$ .

Данный алгоритм был также использован нами для построения моделей, воспроизводящих вертикальную миграцию радиоцезия в почвах, загрязненных в результате аварии в 2011 году в Японии на АЭС Фукусима-1. Исходные данные для идентификации параметров были любезно предоставлены нам японскими учеными, принимавшими участие в исследованиях по изучению последствий аварии, и позднее частично опубликованы [Takahashi et al., 2015]. В качестве объекта моделирования были выбраны лесная и луговая экосистемы на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению с почвами на вулканических аэральных отложениях (andosol). Используемая в ходе полевых исследований методика отбора проб почвы позволила японским коллегам более подробно, с шагом по глубине в 0,5 см, исследовать радиоактивное загрязнение верхних 5-ти сантиметров почвы. Это было учтено при построении моделей (рис. 6.4).

Данные, полученные в ходе более поздних исследований в данном регионе [Коноплев и др., 2016], подтвердили адекватность воспроизведения разработанными нами имитационными моделями поведения  $^{137}\text{Cs}$  в рассматриваемых почвах.

Еще одним примером применения данного алгоритма является модель поведения радиоцезия в пойменных почвах. Модель была построена на основе эмпирических данных о вертикальном распределе-

нии радиоцезия в аллювиальных почвах центральной части Плавского радиоактивного пятна Тульской области с использованием информации о начальном уровне радиоактивного загрязнения территории, периодичности затопления различных уровней поймы и физико-химических свойствах почв поймы р. Локна [Mamikhin et al., 2016].

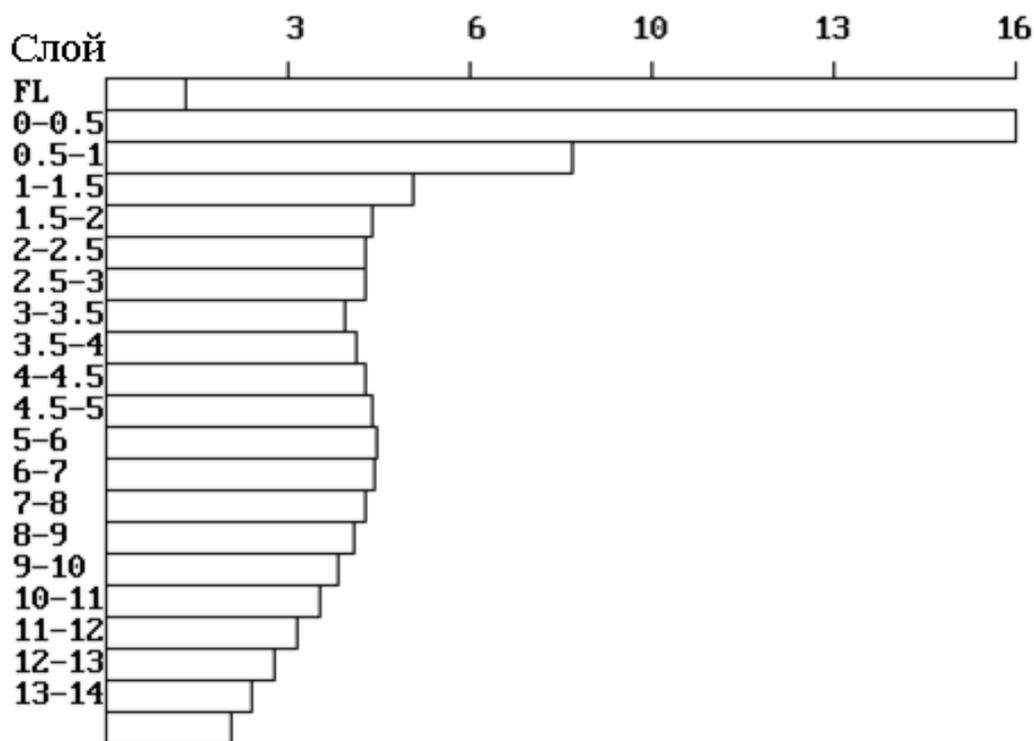


Рис. 6.4. Прогноз на 5 лет распределения  $^{137}\text{Cs}$  в верхних слоях почвы луговой экосистемы, загрязненной в результате аварии на АЭС Фукусима-1, Япония, 2011 г. (в % от суммарного загрязнения рассматриваемого профиля), FL – первый слой переменной мощности, ветошь

Отличительной особенностью модели является возможность учета влияния переувлажнения на нисходящую миграцию  $^{137}\text{Cs}$  во время затопления почвы. Для этого в уравнения функций переноса введена вспомогательная переменная  $BELL(a,b,c,d,e)$ , которая задана кривой Пирсона I рода следующего вида:

$$BELL = ((a-b)/(c-b))^e ((a-d)/(c-d))^{e((d-c)/(c-b))},$$

в данной версии модели  $a$  – это количество дней с начала года,  $b$  – начало затопления,  $c$  – номер дня, в который был достигнут максимум переувлажнения почвы,  $d$  – день возврата почвы к обычному

режиму увлажнения. Аргумент  $e$  отвечает за ширину колокола, чем меньше его величина, тем шире колокол. Переменная описывает асимметричную колоколообразную зависимость процесса от величины аргумента  $a$  и равна 0 при  $a \leq b$ ,  $a \geq d$ , принимая максимальное значение 1 при  $a = c$ .

Привнос радиоцезия извне во время паводка, связанный с переотложением радиоактивного материала, входящего в состав речных наносов, реализован в модели путём преобразования массива профильных данных по следующему алгоритму. Добавляется новый элемент массива, соответствующий вновь сформированному верхнему (первому) слою. Затем переиндексируются (переобозначаются) элементы, соответствующие нижележащим слоям, и удаляется последний элемент, который хранит данные о содержании радионуклида в самом нижнем слое. Поскольку размерность массива (48 элементов) для одномерного достаточно велика, и последний элемент массива при штатной работе программы пуст, то его удаление не противоречит реальной ситуации на рассматриваемом временном интервале до 50 лет. При более долгосрочном прогнозе, когда ожидаемо более существенное заглобление радионуклида, следует увеличить размерность массива. Аналогичным образом, только путём удаления верхнего элемента массива, в модели реализован сценарий смыва в половодье верхнего слоя почвы.

Отметим достоинства рассмотренных выше моделей. Представленные модели ограничиваются минимумом входной информации, необходимо лишь ввести величину суммарной плотности загрязнения и указать гидроморфность ландшафта. Они дают возможность получить прогноз загрязнения радионуклидами компонентов растительного покрова, рассчитать послойное распределение радионуклидов по профилю почвы в процентном и абсолютном выражении и оценить опасность попадания радионуклидов в грунтовые воды.

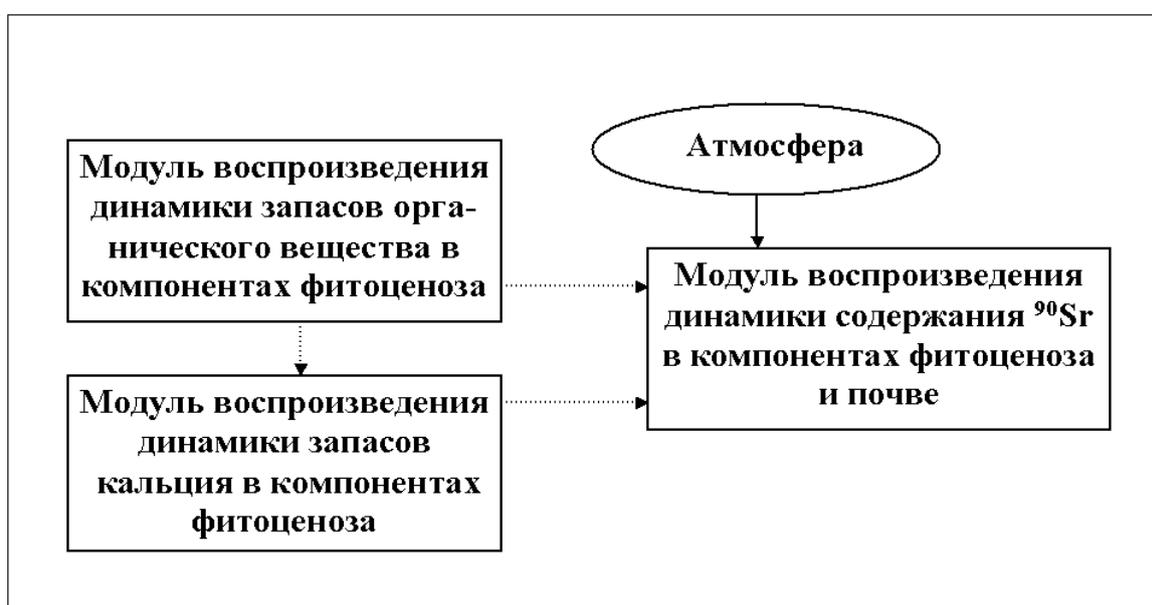
Вместе с тем модели данной версии имеют ряд недостатков. В моделях не рассмотрены внутригодовые процессы, оказывающие

большое влияние на распределение радионуклидов в экосистемах. Это – сезонное изменение распределения корней по профилю почвы и температурно-гидрологический режим почвы. Также не учтено ежегодное варьирование климатических показателей, в первую очередь выпадения атмосферных осадков, оказывающего существенное влияние на биологическую доступность радионуклидов и интенсивность его внутрпочвенной миграции. Растительный и почвенный субмодули слабо интегрированы. Вследствие этого биологическая доступность радионуклидов в растительном субмодуле описывается регрессионной зависимостью от времени, что сужает область применения моделей.

Еще одним существенным, с нашей точки зрения, недостатком рассмотренных выше моделей была недостаточная дискретность рассмотрения динамики радионуклидов в растительном покрове. Следующим шагом стало создание моделей многолетней динамики содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в компонентах древостоя и почве лесных экосистем. Рассмотрим алгоритм, использованный при построении этих моделей на примере имитационной модели поведения  $^{90}\text{Sr}$  в почве и древостое экосистемы соснового леса на суглинистых серых лесных почвах со слаборазвитым напочвенным покровом [Мамихин, Никулина, 2005]. Модель – точечная, детерминированная, с шагом по времени в 1 год, состоит из трех модулей, воспроизводящих динамику запасов органического вещества и кальция в компонентах фитоценоза и динамику содержания  $^{90}\text{Sr}$  в компонентах фитоценоза и в почве (рис. 6.5).

Модули, описывающие динамику запасов органического вещества и кальция, включают в себя 6 переменных: хвоя, ветви, древесина и кора ствола, крупные и мелкие корни. Для каждого из рассматриваемых компонентов древостоя рассчитывается: годичный прирост – количество органического вещества, нарастающее за год; опад – количество органического вещества, заключенное в ежегодно отмирающих частях; запас органического вещества (в г абсолютно

сухого вещества на  $m^2$ ). Динамика запасов органического вещества воспроизводится в модели с учетом возрастного изменения продукционных характеристик древостоя. В зависимости от возраста древостоя на начало выпадений и срока прогноза могут быть использованы различные методы расчета. В случае климаксной экосистемы величины запаса, прироста и опада приравниваются известным константам. Также для расчета могут быть использованы регрессионные уравнения или внешние по отношению к данной модели подмодели динамики органического вещества.



*Рис. 6.5. Общая структура модели*

Возрастная динамика удельного содержания кальция в рассматриваемых компонентах древостоя воспроизводится в модели с использованием регрессионных зависимостей, определенных нами по литературным данным. С использованием данных по удельному содержанию кальция и данных по динамике органического вещества в модели рассчитывается ежегодное поступление кальция в древесной с приростом, выведение его с опадом и его запас (в  $г/м^2$ ).

В основу модуля воспроизведения динамики содержания  $^{90}Sr$  в компонентах растительного покрова и почве заложены следующие предпосылки:

1) Содержание радионуклида в растительности разделено на две части (наружное и внутреннее загрязнение), динамика которых рассматривается отдельно. Критерием такого разделения является путь поступления радионуклида в структурную часть растения. Внутреннее загрязнение обусловлено поступлением радионуклида в растение из почвы через корневую систему или из других частей растения в результате перераспределения. Наружное загрязнение обусловлено только прямым попаданием радионуклида на поверхность надземной части растения.

2) Предполагается, что поведение  $^{90}\text{Sr}$  в древостое подчиняется тем же закономерностям, что и поведение его химического аналога – кальция. Это относительная малоподвижность и слабая способность к реутилизации, закрепление в клеточных стенках в виде пектатов, образование кристаллов оксалата в листьях и одревесневших тканях, для надземной части – преимущественное отложение в ассимилирующих органах и коре ветвей и ствола деревьев [Крамер и др., 1983].

3) Динамика содержания радионуклида в компонентах растительного покрова рассматривается в связи с динамикой фитомассы.

4) Распределение радионуклида по компонентам древостоя осуществляется пропорционально содержанию его химического аналога Са в валовом приросте компонентов.

Структура радионуклидного модуля представлена на рис. 6.6.

В аналитическом виде модуль представляет собой систему из 11 конечно-разностных уравнений. Функции переноса подробно рассмотрены в статье [Мамихин и др., 2005], поэтому здесь остановимся на кардинальном отличии алгоритмов моделей поведения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Поступивший в растения из атмосферы и из почвы  $^{90}\text{Sr}$  далее перераспределяется по их органам через распределительный пул, который пополняют как поступления из почвы, так и отчисления

из структурных частей растений. Вклад структурных частей в распределительный пул описан линейными функциями:

$$f_{Yi1} = c_i Y_i, f_{Zi1} = h_i Z_i,$$

где  $c_i$  и  $h_i$  – доли соответственно «наружного» и «внутреннего»  $^{90}\text{Sr}$ , содержащегося в  $i$ -той фракции, поступающие в пул.

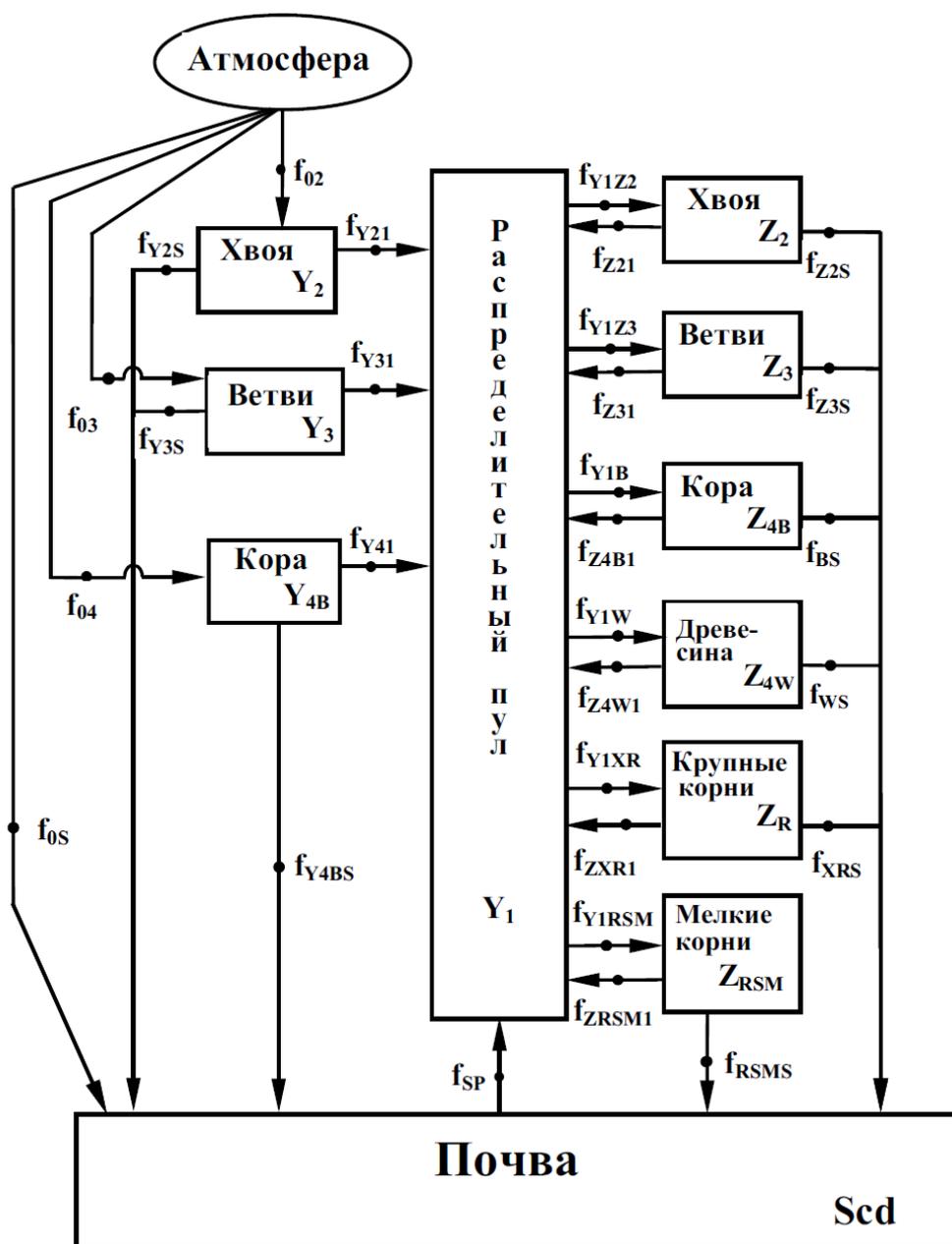


Рис. 6.6. Поток-диаграмма динамики  $^{90}\text{Sr}$  в компонентах сосняка

Примечание. В модуль включены следующие переменные состояния:

Растительность:  $Z_i$  – внутреннее загрязнение,  $Y_i$  – наружное загрязнение,  $E_i$  –

суммарное загрязнение;  $Scd$  – загрязнение почвы;  $Cd$  – суммарное загрязнение растительного и почвенного покрова. Индекс  $i$  соответствует следующим структурным частям растений: 2 – хвоя; 3 – ветви; 4w – древесина ствола; 4b – кора ствола;  $r$  – корни крупные;  $rsm$  – корни мелкие. Распределительный пул  $Y_1$  – фиктивный компонент, содержание радионуклида в нем на конец года равно нулю, поскольку все содержимое пула распределяется по компонентам древостоя. Функции радиоактивного распада  $^{90}\text{Sr}$ , содержащегося в компонентах экосистемы, не указаны, чтобы не загромождать диаграмму.

Весь поступивший в пул  $^{90}\text{Sr}$  сразу же распределяется по компонентам древостоя. Очевидно, что принцип такого распределения непосредственно связан со свойствами радионуклида, в первую очередь с его подвижностью в растениях. Например, как показали численные эксперименты с использованием наших моделей поведения  $^{137}\text{Cs}$  в экосистемах различных типов [Мамихин, 2003], наиболее приемлемым оказалось распределение этого весьма подвижного в растениях радионуклида пропорционально содержанию во фракциях его химического аналога – калия.

Что касается  $^{90}\text{Sr}$ , многие исследователи отмечали значительно более низкую подвижность в растениях по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ . Такое различие в свойствах цезия и стронция дало нам основание существенно пересмотреть в данном случае базовый алгоритм в отношении отображения процессов перераспределения  $^{90}\text{Sr}$  в древостое и осуществлять его распределение по компонентам древостоя пропорционально содержанию кальция в валовом приросте, а не во фракциях:  $f_{YIzi} = Y_1 Kp_i / K_{sum}$ , где  $Kp_i$  – содержание Ca в валовом приросте компонента (в  $\text{г}/\text{м}^2/\text{год}$ ), а  $K_{sum}$  – общее содержание Ca в растительности (в  $\text{г}/\text{м}^2$ ).

Для проверки адекватности модели использовали данные полевых исследований [Алексахин и др., 2001].

С помощью модели была осуществлена реконструкция ситуации загрязнения экосистемы сосняка на серых лесных почвах в результате Кыштымской аварии. Принято, что основное радиоактивное загрязнение экосистемы происходило в течение первых двух лет в результате выпадений радиоактивных веществ сразу после взрыва

в 1957 году и последующей ветровой миграции радионуклидов. Средний размер частиц – 200 мкм. Возраст древостоя на начало выпадений был около 45 лет.

На рис. 6.7 представлены результаты расчета динамики вклада основных компонентов древостоя в общее загрязнение экосистемы соснового леса в течение 50 лет после аварии. Следует отметить, что, несмотря на более высокую биологическую доступность  $^{90}\text{Sr}$  почвы, загрязнение древостоя этим радионуклидом (в % от общего загрязнения растительного и почвенного покрова) через 50 лет практически равно уровню загрязнения древостоя  $^{137}\text{Cs}$  при расчетах по аналогичному сценарию с помощью нашей модели [Мамихин, 2003]. Это можно объяснить гораздо более высокой проникающей способностью радиоцезия, поступающего из атмосферы на покровные ткани растений.

По представленным результатам видно, что и через 50 лет окончательное равновесие в системе почва – растение не достигнуто, и выведение  $^{90}\text{Sr}$  из всех компонентов древостоя продолжается, причем практически с одинаковой скоростью. Это можно связать как с постепенным снижением биологической доступности радиостронция в процессе его фиксации почвенно-поглощающим комплексом – «старения», так и с выведением его за пределы зоны жизнедеятельности мелких сосущих (несуберинизированных) корней. В то же время результаты расчетов свидетельствуют, о том, что в самом древостое достигнуто относительное равновесие между компонентами.

Следует отметить, что перераспределение радионуклидов в растениях тесно связано с их физиологическими процессами, имеющими ярко выраженную сезонную специфику. Помимо этого, радиоактивные выпадения, в свою очередь, также могут иметь различный характер и быть определенным образом распределены во времени с шагом меньшим, чем год. В первую очередь, для того, чтобы преодолеть эти недостатки моделей, описанных выше, нами была разработана модель посуточной динамики  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в компонентах

экосистемы лиственного леса Ecorad\_D [Мамихин и др., 2005; Ма-михин и др., 2016]. Помимо прогнозирования динамики радионуклидов модель предназначена для исследования путем проведения численных экспериментов и количественного обоснования механизмов их поведения в лесных экосистемах.

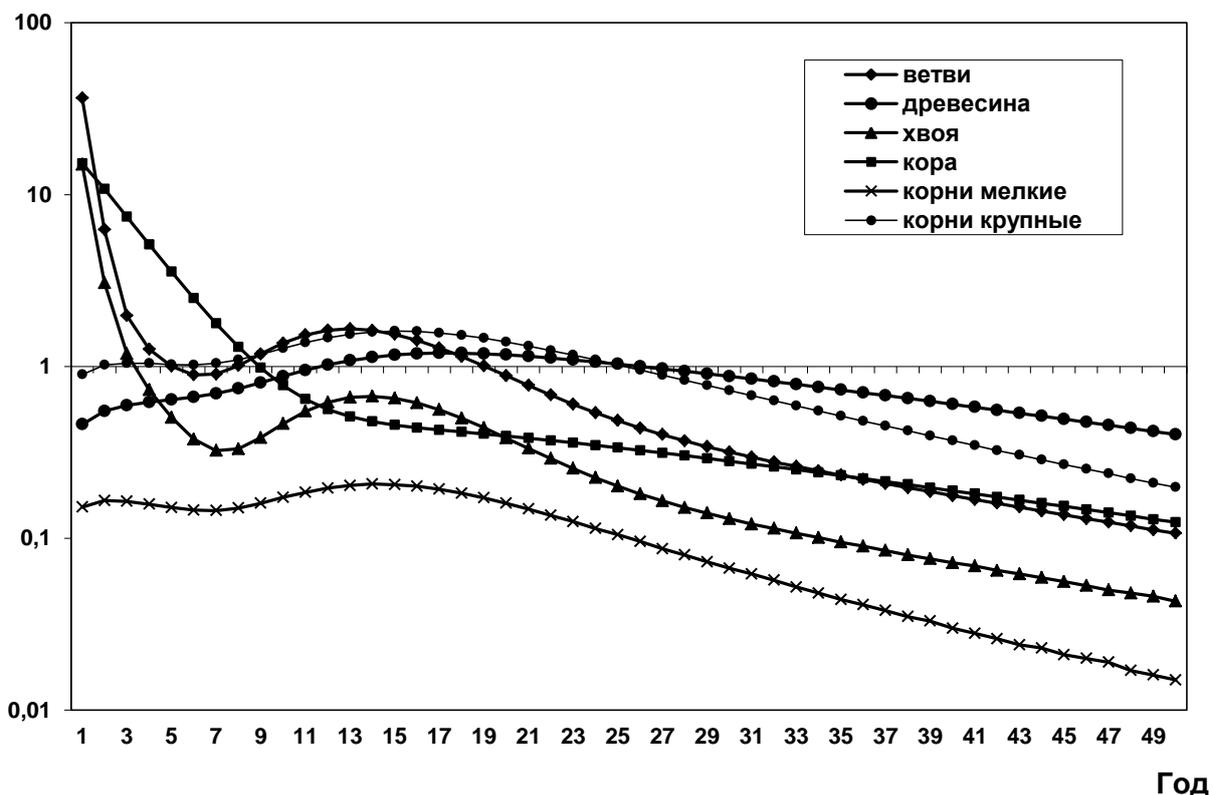


Рис. 6.7. Прогноз на 50 лет динамики вклада основных компонентов древо-стоя в общее загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  экосистемы соснового леса в ситуации однократного выпадения (в % от общей суммы загрязнения: 1 – ветви, 2 – древесина, 3 – хвоя, 4 – кора, 5 – корни мелкие, 6 – корни крупные)

В ходе разработки данной модели мы столкнулись с некоторыми сложностями, связанными с недостатком исходной информации. Одной из возможностей получить необходимую для модели исходную информацию может служить привлечение материалов по биологическому круговороту химических аналогов радионуклидов, как это было сделано при создании модели погодичной динамики радиостронция. Для того чтобы оценить правомочность такого привлечения нами были проведены исследования закономерностей распределения радионуклидов и их хими-

ческих аналогов в древесной растительности [Мамихин и др., 2005; Ма-михин и др., 2008; Мамихин и др., 2014]. Исследования включали в себя корреляционный анализ распределения калия (его стабильного и радиоактивного изотопов  $^{39}\text{K}$  и  $^{40}\text{K}$ ), радиоцезия ( $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ), кальция и  $^{90}\text{Sr}$  по основным компонентам (ассимилирующим органам – листьям и хвое, древесине и коре ствола, ветвей, корней) различных видов древесных растений. В качестве источников исходной информации использовали: созданную ранее по результатам собственных исследований 1986–1995 гг. базу данных по загрязнению компонентов растительного покрова радиоцезием чернобыльского выброса, результаты дополнительных  $\gamma$ -спектрометрических измерений законсервированных проб на более чувствительной аппаратуре и ряд литературных данных отечественных и зарубежных исследователей. Полученные нами результаты свидетельствуют о наличии тесной связи поведения рассматриваемых радионуклидов и их химических аналогов в древесной растительности в квазиравновесном состоянии, когда абсолютное содержание радиоцезия в компонентах меняется только в результате радиоактивного распада. Так, например, для компонентов дуба черешчатого (*Quercus robur* Linnaeus, 1753), произрастающего в Тульской области на оподзоленном тяжелосуглинистом черноземе на территории, подвергшейся в результате аварии на Чернобыльской АЭС мелкодисперсному радиоактивному загрязнению с преобладанием газо-аэрозольной составляющей, были получены следующие коэффициенты парной корреляции:  $^{137}\text{Cs} / \text{K} - 0,96$ ;  $^{137}\text{Cs} / ^{40}\text{K} - 0,98$ ;  $^{90}\text{Sr} / \text{Ca} - 0,95$  при  $P < 0,05$ .

Еще одним принципиальным моментом является перераспределение радионуклидов между почвой и растительным покровом. Поскольку это важнейшие компоненты наземных экосистем, то данный процесс является определяющим скорость круговорота радионуклидов в экосистеме в целом. Нами была проанализирована изученность зависимости биологической доступности радиоцезия от различных почвенных факторов и проведены исследования в этом направлении с использованием статистических методов с использованием как собственных данных, так и

опубликованных данных других авторов. Была выявлена неоднозначность влияния этих факторов для различных типов почв.

Также был проведен анализ подходов к формальному описанию данной зависимости. Это показало, что современные разработки в этой области, в первую очередь, из-за недостатка исходной информации, до сих пор находятся в начальной стадии изысканий. В связи с этим нами предложено решение задачи воспроизведения биологической доступности радиоцезия и радиостронция на различных уровнях детализации, в соответствии с наличием конкретной информации по данным почвам.

Поясним это на примере  $^{137}\text{Cs}$ . В первом приближении биологическую доступность можно описывать как функцию времени, специфичную для различных типов почв, отражающую закрепление  $^{137}\text{Cs}$  почвенно-поглощающим комплексом этих почв. Развитием подхода может быть последовательное включение в эту функцию учета интегрированных показателей, отражающих сочетанное влияние ряда почвенных факторов. Результаты наших полевых исследований в лесных экосистемах [Мамихин и др., 1994; Mamikhin et al, 1997], которые согласуются с данными ряда других исследователей, показали, что таким показателем является гидроморфность ландшафта, и биологическая доступность радиоцезия хорошо описывается двухпараметрическим уравнением вида:

$$f(t,h) = a \cdot VT(t) \cdot BH(h) \cdot S(t),$$

где  $a$  – коэффициент максимальной биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  для данного типа почв,  $VT$  – функция зависимости биологической доступности от времени, прошедшего с момента выброса, принимающая значения в интервале от 0 до 1,  $BH$  – функция зависимости биологической доступности от гидроморфности ландшафта, принимающая значения от 1 – для автоморфных ландшафтов до 4 – для гидроморфных, а  $S$  – содержание радиоцезия в почве.

Следующим шагом в наших исследованиях была попытка интерпретации с позиций формального и физиологического подходов механизмов перераспределения радионуклида внутри древесных растений в течение года на основе данных по сезонной (внутригодовой) динамике содержания радиоцезия в компонентах древостоя и потоков данного радионуклида между ними. Также планировалось уточнение параметров многолетней динамики радиоцезия в лесных биогеоценозах в нестационарном и квазиравновесном состояниях (когда абсолютное содержание радиоцезия в компонентах меняется только в результате радиоактивного распада). В первую очередь нас интересовали величины потоков радионуклида между почвой и растительностью, в том числе в условиях варьирования от года к году метеорологических показателей, а в последствии, и глобального изменения климата.

При построении модели Ecorad\_D нами была адаптирована к целям исследования уже имеющаяся модель почасовой динамики органического вещества экосистемы широколиственного леса [Мамихин, 2003]. Общая структура модели представлена на рис. 6.8. Модель состоит из 7 блоков, воспроизводящих метеорологические условия, поступление солнечной радиации на растительный покров, гидрологический и температурный режимы почвы, динамику запасов углерода в компонентах древесного и травянистого ярусов и в почве.

Рассмотрим принципы построения моделей на примере модели поведения радиоцезия. Был организован расчет в углеродном модуле и передача в радиоэкологический модуль необходимых для его работы данных по запасам углерода, интенсивности опада и дыхания, по скорости прохождения фенологического цикла. Радиоэкологический модуль разрабатывали на базе созданных нами ранее моделей многолетней динамики радиоцезия [Мамихин, 2003] с существенным пересмотром алгоритма, с введением в него новых правил перераспределения и дополнительного потока  $f_{Y2SW}$  (вымывание радиоцезия из листьев). В частности, в данной версии полагали, что из почвы радиоцезий поступает в компоненты не напрямую, а через так

называемый распределительный пул, из которого и происходит дальнейшее его перераспределение по компонентам. Структура модуля в целом аналогична представленной на рис. 6.8.

В модели воспроизводится с шагом в одни сутки динамика содержания калия и радиоцезия в компонентах древостоя и почве. Работа с моделью показала достаточность такого шага для целей исследования на данном этапе.

Алгоритм построения радиоэкологического модуля, отражающий основные составные механизма поведения радиоцезия в лесной экосистеме, характеризуется следующими предпосылками:

- предполагается, что поведение  $^{137}\text{Cs}$  в растительном покрове подчиняется тем же закономерностям, что и поведение калия;
- динамика радиоцезия в растительности рассматривается в связи с динамикой фитомассы;
- содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растительности подразделяется на две части (наружное и внутреннее загрязнение), динамика которых рассматривается отдельно;
- ведущим фактором, обуславливающим характер поведения радионуклида в системе «почва – растительный покров», является увлажненность экотопа;
- радиоцезий, в силу своей подвижности, постоянно перемещается по растению в соответствии с потребностями тех или иных тканей, формирующих компоненты растения, в его химическом аналоге – калии.

Функции и параметры были определены с помощью самой модели с использованием метода последовательных приближений (итераций) на основе данных по многолетней динамике содержания радиоцезия в компонентах лесных экосистем с различной степенью увлажнения [Мамихин и др., 1994; Mamikhin et al, 1997; Щеглов, 1999].

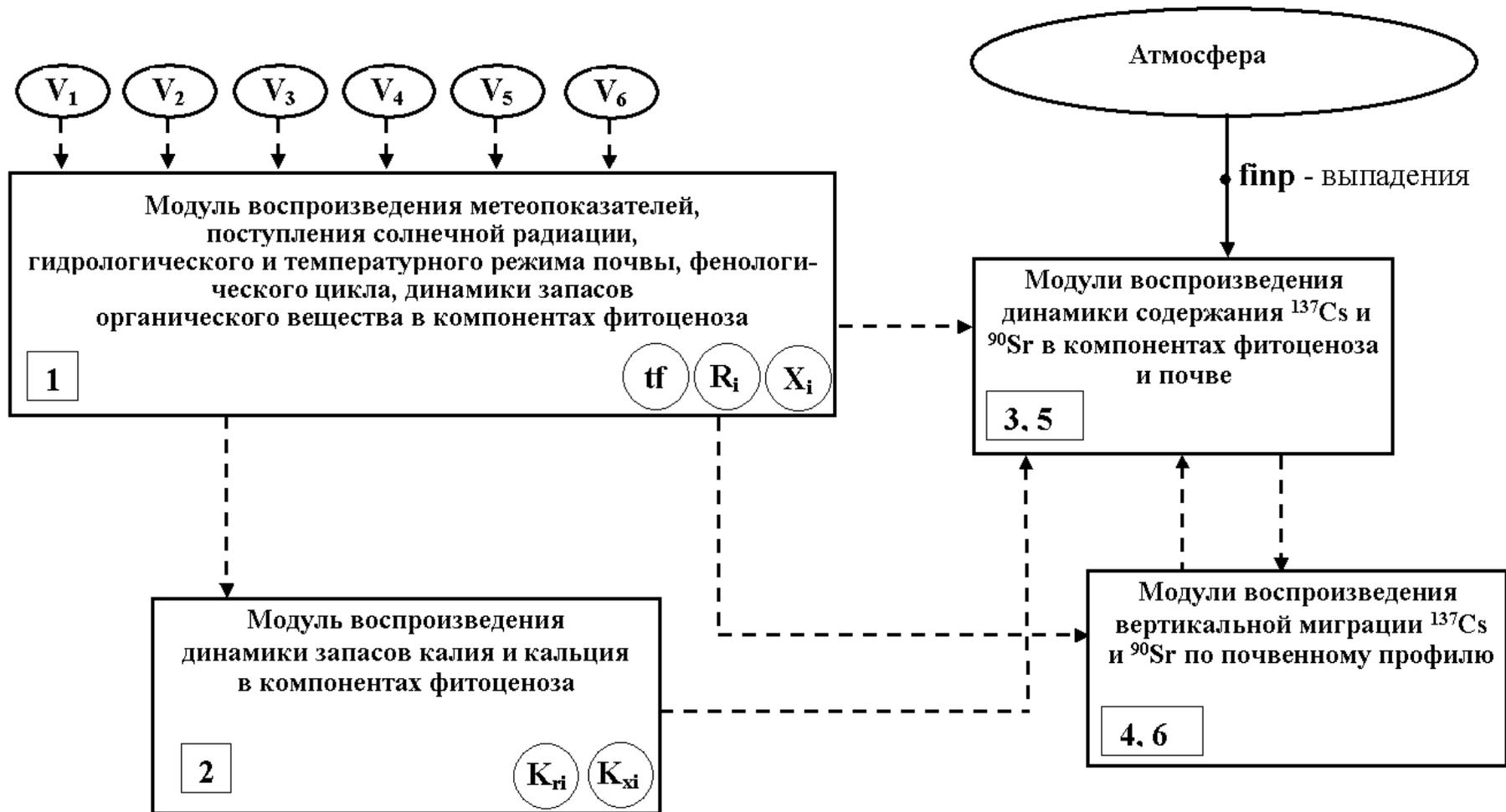


Рис. 6.8. Структура модели Ecorad\_D ( $V_1, \dots, V_5$  – входные переменные,  $tf$  – фенологическое время,  $R_i$  и  $X_i$  – запас органического вещества в корнях и компонентах надземной части древостоя,  $K_{ri}$  и  $K_{xi}$  – запас K или Ca в них)

Проверку работы модели проводили по данным о распределении по компонентам древостоя глобального  $^{137}\text{Cs}$  [Van Voris et al., 1990] (табл. 6.2).

**Таблица 6.2. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  между надземными компонентами древостоя, %**

Компонент	Данные национальной лаборатории Оак-Ридж (США)	Модель Ecorad_D (прогноз на 30 лет)
листья	2.7	3.3
ветви	22.6	29.7
ствол	74.7	67

Уточнение априорных предположений о формальном механизме поведения радиоцезия в двух основных подсистемах лесной экосистемы – в почве и древесной растительности и количественное определение роли их компонентов в круговороте этого радионуклида проводили в ходе численных экспериментов с моделью. Осуществляли модификацию алгоритма до достижения сходимости результатов расчетов с данными по многолетней динамике содержания радиоцезия в компонентах лесной экосистемы элювиального ландшафта, полученными в результате чернобыльских исследований, с учетом экспериментальных данных по внесению радиоцезия в растения.

На рис. 6.9 представлено воспроизведение моделью сезонной динамики удельной активности компонентов древостоя приводораздельной дубравы (элювиальный ландшафт) в течение первых 5 лет после выпадений, аналогичных чернобыльским (график построен по данным на конец месяца).

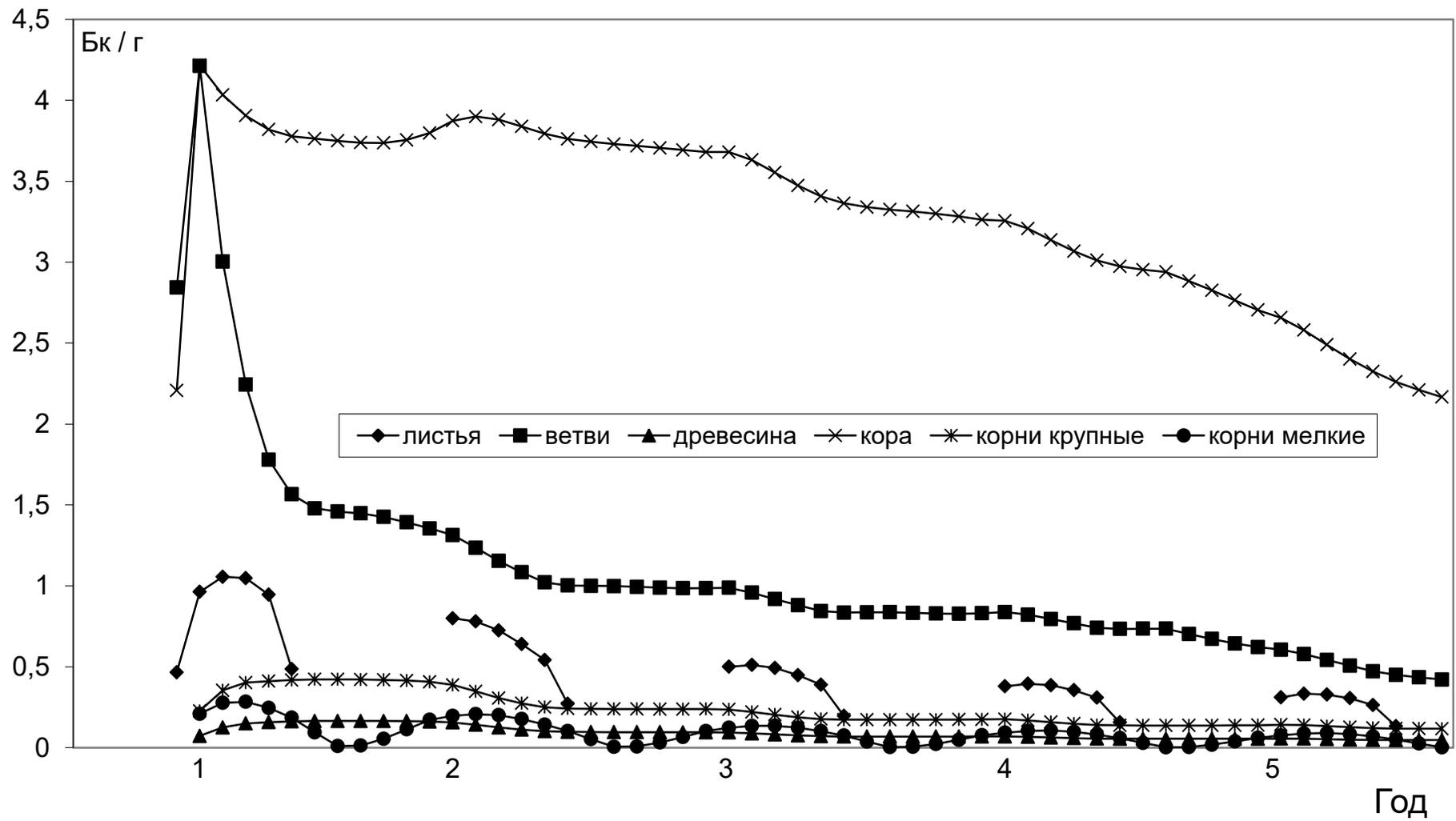


Рис. 6.9. Сезонная динамика удельной активности компонентов дуба в течение первых 5 лет после выпадений

На рис. 6.10 приведена динамика интенсивности потоков в звене «почва – растительный покров» в течение 10 лет после выпадений. По расчетам для данной экосистемы максимальная интенсивность поступления радиоцезия в растительный покров составляет 0,53, а максимальная интенсивность выведения его из растительного покрова – 1,8% от суммарного загрязнения в год. Это в несколько раз превышает наши прежние оценки, полученные с помощью модели многолетней динамики радиоцезия в экосистеме того же типа, которые составляли 0,15 и 0,14% соответственно [Мамихин, 2003]. Такая разница объясняется тем, что при шаге расчетов в 1 год, который использовали в модели многолетней динамики, эти, взаимно компенсирующие друг друга, процессы полностью учесть невозможно. Аналогичные показатели были получены и для других потоков перераспределения радиоцезия в рассматриваемой экосистеме.

Нами был проведен сравнительный анализ количественной информации по интенсивности потоков, полученной с помощью модели. Результаты анализа позволяют заключить, что на данном этапе наших исследований динамики радиоцезия в почве и растительном покрове экосистемы лиственного леса, подвергшейся загрязнению мелкодисперсными радиоактивными выпадениями, можно выделить, как ведущие, следующие процессы:

- поступление радионуклида из атмосферы на наружные ткани ассимилирующих органов и коры;
- поглощение радионуклида корнями из почвы;
- естественная дезактивация надземной части фитоценоза, то есть самоочищение растительности при опадении листьев, хвои, веток, генеративных органов, отшелушивании наружных слоев коры, вымывании атмосферными осадками, стряхивании радиоактивных частиц птицами или при сильном ветре;

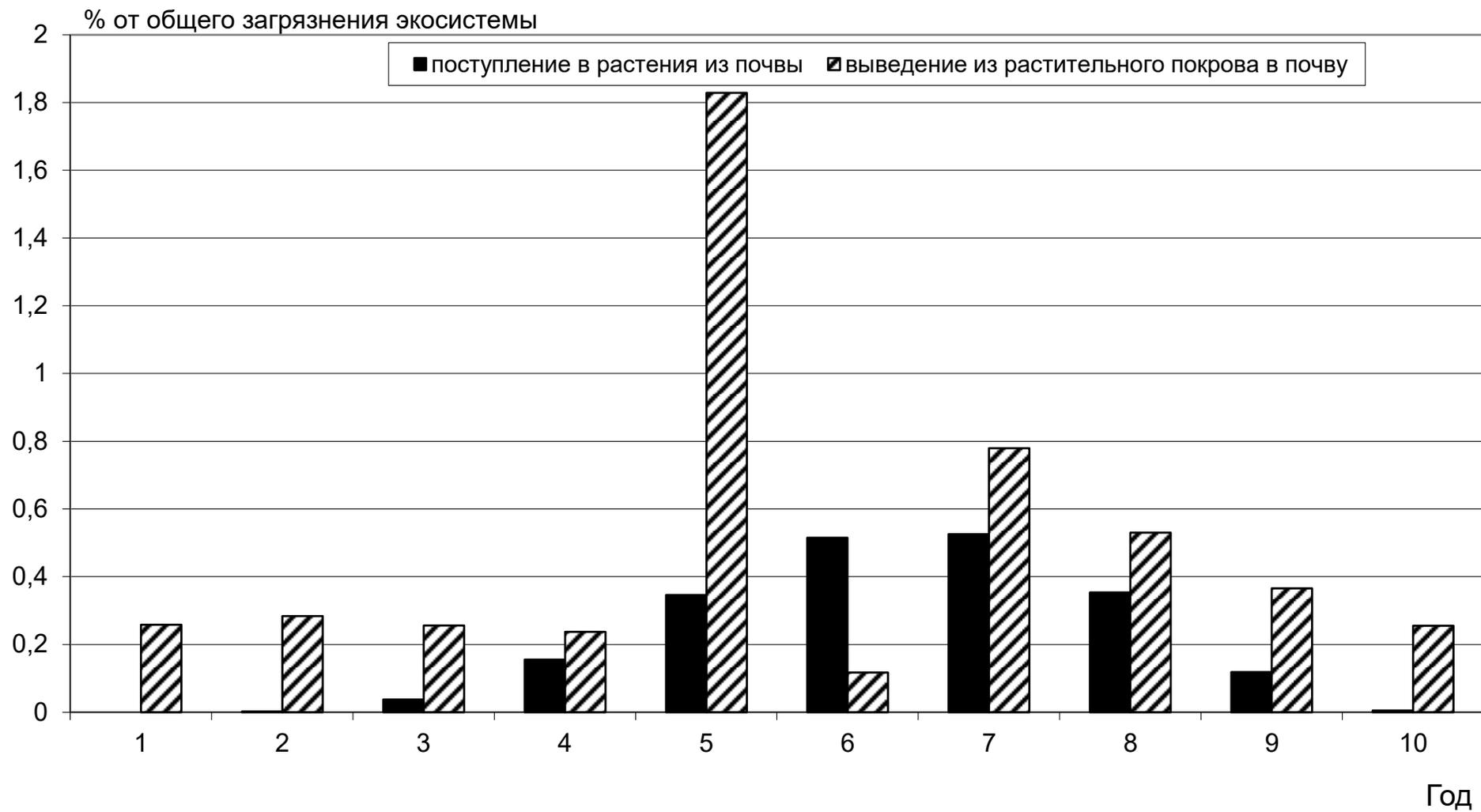


Рис. 6.10. Динамика интенсивности потоков в звене «почва – растительный покров» в течение 10 лет

– транслокация радиоцезия, поступившего из атмосферы на наружные ткани ассимилирующих органов и коры или из почвы в корни, и дальнейшее его перераспределение между компонентами растительности;

– поступление радионуклида в почву в результате прижизненных корневых выделений и отмирания корней;

– абиогенная миграция радионуклида в почве при диффузии, лессиваже и с водным потоком;

– биогенная почвенная миграция радиоцезия, включающая в себя перемещение в почвенном профиле в результате жизнедеятельности грибов, корней растений и почвенной мезофауны.

На рис. 6.11 представлены результаты расчета динамики вклада компонентов древостоя в общее загрязнение экосистемы радиоцезием. Очевидно, что роль древостоя, как депо радиоцезия в экосистеме широколиственного леса (в нашем случае – снытевой дубравы) имеет выраженную динамику во времени, характеризующуюся двумя тенденциями. С одной стороны, с течением времени наблюдается общее снижение вклада растительного покрова в общее загрязнение экосистемы, связанное с отставанием корневого поступления радиоцезия от процессов самоочищения растительности от наружного загрязнения. С другой стороны, со временем становится все более очевидной роль коры дуба, как более долгосрочного депо радиоцезия наружного поступления, по сравнению с другими компонентами древостоя.

В ходе численных экспериментов с моделью добиться ее устойчивого поведения и наиболее полного согласия с данными, по которым проводилась калибровка, удалось только при включении в алгоритм модели следующих правил поведения радиоцезия в растительности:

– подвижность радиоцезия в растительности, которая выражается в интенсивности его отчислений из компонентов растений в распределительный пул, тесно зависит от общей биологической

активности растения, т.е. от фенологической стадии в которой находится растение;

– ежесуточное поступление радиоцезия из почвы в растения происходит пропорционально содержанию К в приросте;

– резкое падение уровня загрязнения растительности в первые 1–2 года обеспечивают, помимо опада, интенсивные процессы вымывания радиоцезия из листьев и корневые выделения.

Данные правила могут служить дополнительными характеристиками механизма поведения радиоцезия в экосистеме.

Если возвратиться к нашим исследованиям аналогии в поведении К и радиоцезия, следует отметить, что в первые 5–10 лет динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  даже во внутренних тканях деревьев, защищенных от наружного загрязнения, отличается от динамики содержания К. Это объясняется тем, что радиоцезий, содержащийся в компонентах, подвергшихся наружному загрязнению, продолжает проникать во внутренние ткани и перераспределяться таким образом, что соотношения удельной активности рассматриваемых компонентов по радиоцезию, отмеченные для квазистационарного состояния, не соблюдаются.

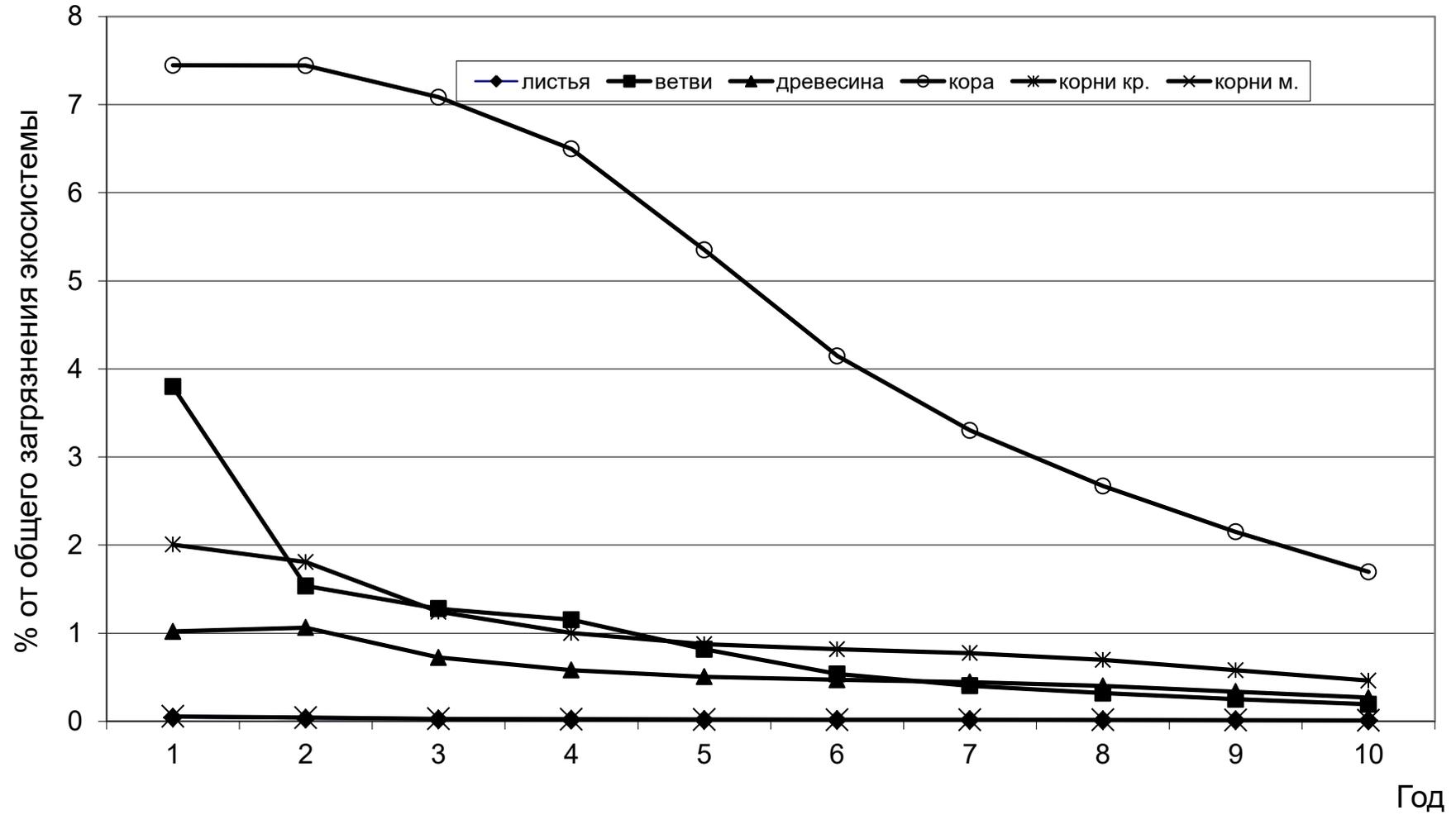


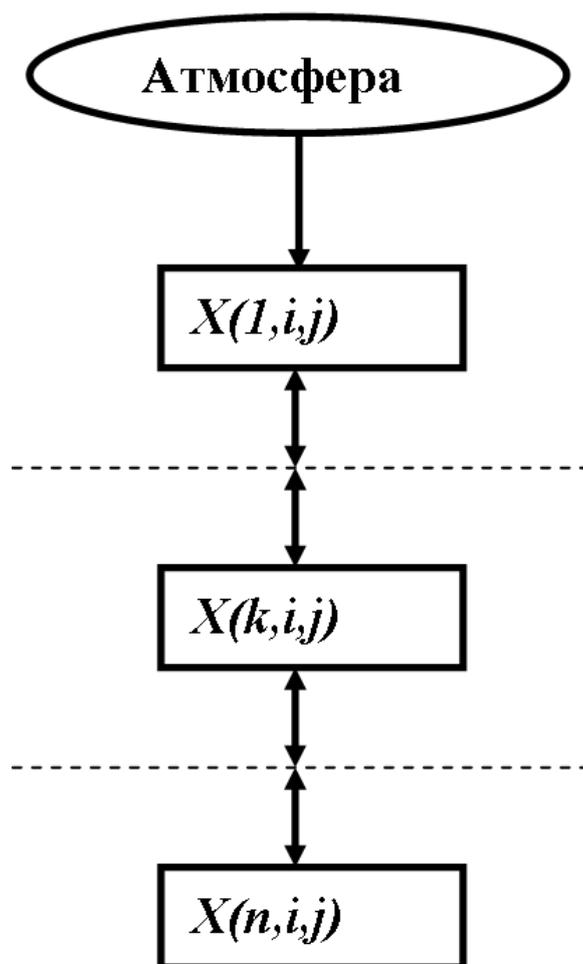
Рис. 6.11. Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в растительности (% от общего загрязнения) в течение 10 лет

### 6.3. Модель трехмерной миграции радионуклидов в почве

Поведение радионуклидов в почве, а, следовательно, формирование дозовой нагрузки на наземную и внутрипочвенную биоту, имеет сложный характер. Для того, чтобы учитывать влияние динамических процессов миграции радионуклидов в почве на интенсивность облучения живых организмов был разработан алгоритм воспроизведения трехмерной миграции радионуклидов в почве и осуществлена его численная реализация в виде имитационной модели поведения радиоцезия в некотором объеме почвы в границах микроландшафта, в том числе при неравномерном загрязнении и при наличии выраженного угла наклона поверхности почвы [Мамихин и др., 2011].

Применение метода синтетического моделирования, когда построение математической схемы процесса осуществляют из слагающих его элементарных механизмов, позволяет создавать имитационные модели с алгоритмами достаточно простыми и в то же время позволяющими учитывать самые разнообразные условия функционирования объекта и их изменение уже в процессе счета. При разработке алгоритма мы исходили из понятия трех основных типов ландшафтно-геохимических потоков: вертикального потока или основного миграционного цикла, горизонтального или ландшафтно-геохимического потока и привноса извне – внеландшафтного геохимического потока. Это позволило разбить поле миграции на унифицированные призмы или базовые элементы (рис. 6.12), которые в свою очередь состоят из элементарных кубических ячеек с координатами  $k$ ,  $i$  и  $j$ , связанными между собой соответствующими потоками. Для случая, когда рассматриваемый объем почвы представляет собой параллелепипед с основанием в виде квадрата,  $k = 1, \dots, n$ , где  $n$  – рассматриваемая глубина почвенного монолита, т.е. боковое ребро параллелепипеда, а  $i = 1, \dots, m$  и  $j = 1, \dots, m$ , где  $m$  – размер стороны квадрата. Таким образом, некоторый объем почвы, как объект моделирования представляют в виде совокупности или массива (в терминах программирования) этих элементарных ячеек, сообщающихся друг

с другом. Для каждой из ячеек рассчитывают удельную активность радионуклида  $X(k,i,j)$ , все три вида потоков можно рассматривать самостоятельно как совокупности слагающих их процессов в зависимости от сценария прогнозируемой ситуации. В соответствии с целями моделирования модель, построенная по данному алгоритму, должна иметь пространственный и временной масштаб, сопоставимый с соответствующими характеристиками рассматриваемых процессов.



*Рис. 6.12. Схема базового элемента модели*

Коэффициенты, входящие в уравнения функций переноса могут быть как константами, так и функциями. Например, коэффициенты диффузии могут изменяться в зависимости от плотности горизонтов почвы.

Разнообразные условия поступления радионуклидов на поверхность почвы или в ее толщу, режим поступления (однократное, хро-

ническое, неравномерное и т.д.), физико-химическая форма, в которой находятся радионуклиды, исходное пространственное распределение загрязнения легко могут быть учтены при использовании численных методов моделирования. Этому способствует реализованная в алгоритме привязка переменной состояния  $X(k,i,j)$  к прямоугольной или косоугольной (при наличии уклона) системе координат в пространстве. В модели также имеется возможность отображения трансформации физико-химической формы нахождения радионуклида в почве и изменения характеристик его перераспределения в почве в процессе счета.

На основе предлагаемого алгоритма была разработана имитационная модель 3Dmig\_mod\_aut, которая с шагом в сутки воспроизводит пространственно-временную динамику  $^{137}\text{Cs}$  в некотором объеме автоморфной почвы. Для калибровки модели (определения численных значений параметров) подбирали необходимые исходные данные, отвечающие целям и задачам моделирования. Исследования такого плана достаточно трудоемки и требуют существенного времени, поэтому весьма немногочисленны. Наиболее содержательными в этом отношении нам показались эксперименты по изучению пространственной миграции  $\text{Cs}^{137}$  на сопряженных участках горного ландшафта при искусственном внесении радионуклидов в подстилку. Опытные площадки были заложены на вершине, в средней части и у подножия восточного склона Ильменского хребта на Южном Урале в спелых сосновых древостоях, произрастающих соответственно на примитивно-аккумулятивной, буроземовидной и дерново-подзолистой почвах [Куликов и др., 1975]. На выбранных участках, освобождали от подстилки площадки размером 10 x 10 см, которые располагались рядами через 100 см с расстоянием между площадками в ряду 150 см. Подстилку замачивали в водном растворе  $\text{Cs}^{137}\text{Cl}_2$ , после чего подстилку укладывали на ранее освобожденные место. Через 4 года были получены результаты опытов.

Нами было принято, что объем элементарной кубической ячейки составляет  $1 \text{ см}^3$ . Модель относится к типу конвективно-диффузионных моделей и основана на точечной модели миграции радиоцезия по профилю почвы, описанной выше. При отсутствии данных о конкретном вкладе различных процессов однонаправленные потоки пришлось интегрировать. Принято, что миграция радионуклидов в горизонтальном направлении происходит в результате квазидиффузии в пористой среде, а в вертикальном – в результате интегрального конвективно-диффузионного переноса. При выраженном наклоне также учтен боковой гравитационный сток. Эти процессы в данной версии модели описаны следующими функциями переноса:

$fdjx, fdix, fdjy, fdiy$  – горизонтальная миграция радионуклидов в результате совокупности диффузионных процессов, происходящих в пористой адсорбирующей среде. Отметим, что численные значения этих функций могут быть как положительными, так и отрицательными, в зависимости от соотношения загрязненности соседствующих ячеек. Как пример, приведем уравнение одной из функций (уравнения остальных функций записывают аналогично):

$fdjy = d \cdot (X(k,i,j) - X(k,i,j + 1))$ , где  $d$  – коэффициент, отражающий скорость выравнивания концентраций в двух соседствующих ячейках одного горизонтального слоя;

$fmy, fmx$  – вертикальная миграция РН (интегральный поток, включающий диффузию, конвективный перенос и лессиваж):

$fmy = a \cdot X(k,i,j), fmx = a \cdot X(k - 1,i,j)$ , где  $a$  – коэффициент вертикальной миграции, в простейшем варианте – константа;

$fc_i$  – горизонтальная миграция радионуклида в результате бокового стока:

$fc_i = c \cdot X(k,i,j) \cdot U/90$ , где  $U$  – угол наклона поверхности почвы в градусах, а  $c$  – угловой коэффициент, параметр, характеризующий ускорение боковой миграции радионуклида в сторону уклона за счет гравитационной составляющей;

$frd$  – радиоактивный распад:

$frd = crd \cdot X(k,i,j)$ , где  $crd$  – константа радиоактивного распада  $^{137}\text{Cs}$ .

Таким образом, изменение содержания радионуклида в ячейке с координатами  $k$ ,  $i$  и  $j$  записывают конечно-разностным уравнением следующего вида:

$$\Delta X(k,i,j) = fmx - fmy - fdjx - fdix - fdjy - fdiy - frd$$

При идентификации параметров модели использовали экспериментальные данные [Куликов и др., 1975], усредненные нами по горизонтали, представленные в табл. 6.1. Идентификацию параметров проводили методом последовательных приближений или итераций путем многократного просчета модели с одновременным изменением численного значения параметров  $a$  и  $d$  до достижения совпадения результатов моделирования с экспериментальными данными. Для трансформации расчетных данных по активности  $X(k,i,j)$  в вид, удобный для калибровки модели 3Dmig\_mod\_aut и сравнения результатов работы модели с экспериментальными данными был дополнительно разработан вспомогательный модуль пересчета.

Найденные таким способом численные значения параметров составляют следующие постоянные величины (размерность  $\text{сут}^{-1}$ ):

1)  $d$  (квазидиффузионный коэффициент): для слоя 0–5 см (подстилка) равен 0,0003; для слоя 6–20 см равен 0,00009.

2)  $a$  (коэффициент вертикальной миграции) равен 0,0002.

3)  $c$  (угловой коэффициент) условно был принят равным 0,005.

Проверку воспроизведения моделью вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 6.13) проводили по данным о распределении радионуклида по профилю близкой по физико-химическим свойствам почвы в 1989 году на границе 30-км зоны аварии Чернобыльской АЭС [Щеглов, 1999].

Также, с целью оценки адекватности поведения модели были проведены численные эксперименты по воспроизведению миграции  $^{137}\text{Cs}$  при разных углах наклона поверхности участка. Условия эксперимента аналогичны условиям полевых экспериментов Куликова с соавторами, только радионуклид вносили в центральную часть монолита размером 50·50·20 см по формуле длина·ширина·глубина в виде подмонолита размером 2·2·1 см. То есть принято, что в начальный момент времени  $t_0$  четыре центральных поверхностных элемента массива переменной  $X$  ( $x(1, 25, 25)$ ;  $x(1, 25, 26)$ ;  $x(1, 26, 25)$  и  $x(1, 26, 26)$ ) приобретают условное значение 100 Бк (суммарно 400). На рис. 6.14 представлены изолинии распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почве при выраженном наклоне ее поверхности. Результаты экспериментов показали устойчивое и не противоречащее теоретическим представлениям поведение модели по прогнозируемому сценарию. Отчетливо видно смещение максимума загрязнения относительно точки внесения. Численные эксперименты по имитации перераспределения радионуклида по объему почвы при его одновременном поступлении на поверхность разных частей участка и при поступлении сразу в толщу почвы (захоронение отходов) также показали адекватное поведение модели.

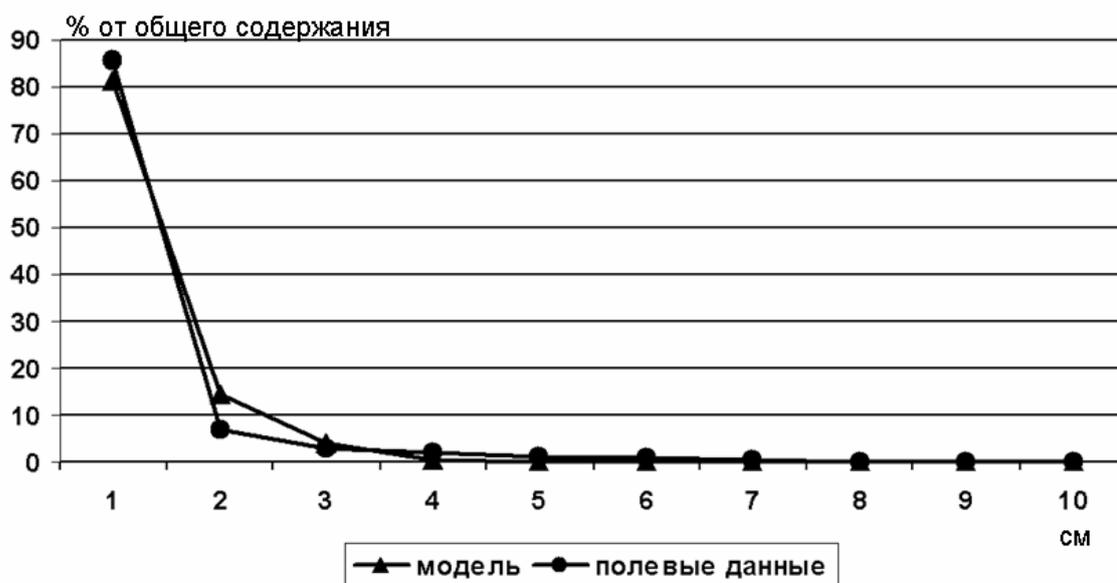
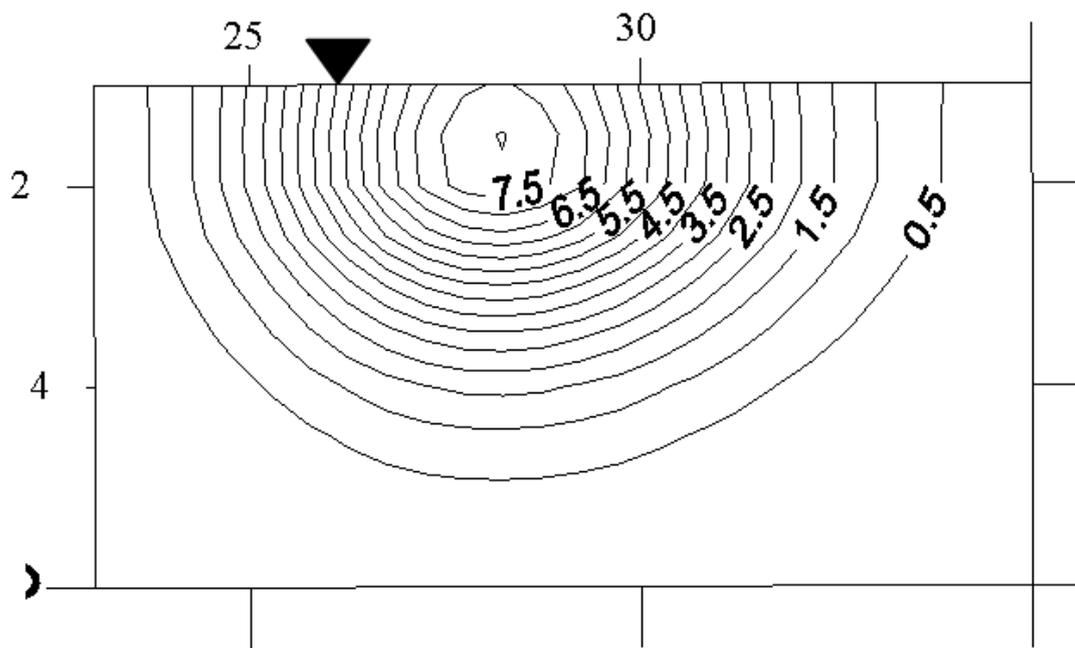
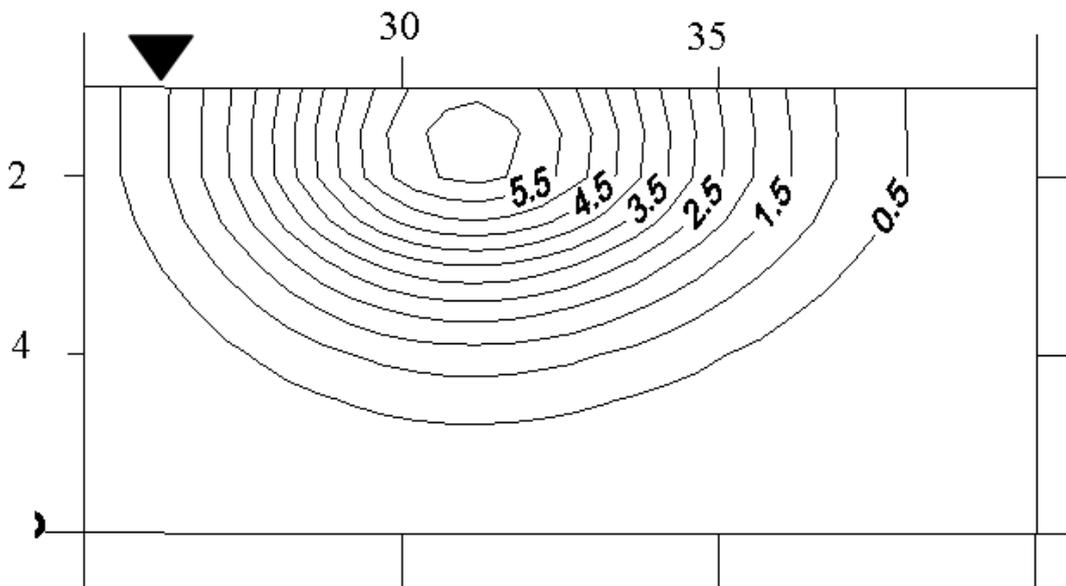


Рис. 6.13. Сравнение результатов работы модели (профильное распределение) с независимыми данными [Щеглов, 1999]



А



Б

Рис. 6.14. Прогноз перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном монолите ( $X(k,i,j)$  в % от общего содержания в центральном срезе за 10 лет при угле наклона 15 (А) и 30 (Б) градусов. По осям отложены глубина и ширина монолита (см), место внесения – центр участка отмечено черным треугольником

Безусловно, основную идею описанного здесь подхода нельзя назвать принципиально новой, однако практических реализаций ее в виде реально работающих моделей очень мало. Предложенный алгоритм в численной реализации позволяет учесть неоднородный характер выпадений введением в модели стохастических элементов, заложить возможность плановых выбросов, произвести примерную реконструкцию радиологических сценариев прошлых лет.

При отсутствии точных сведений о свойствах почв – объектов моделирования и конкретных характеристиках основных миграционных процессов алгоритм допускает вариант феноменологического подхода, без подробного рассмотрения этих потоков.

Модель можно использовать для прогнозирования перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  на достаточно больших пространствах, до нескольких сотен м<sup>2</sup> и даже применять в составе более масштабных географических информационных систем, но в этом случае необходимо учитывать возможную неоднородность свойств и неровность поверхности почвы.

Простота и универсальность данного алгоритма дает возможность его применения при прогнозировании развития различных экологических ситуаций, связанных с перераспределением загрязняющих веществ в почве. В частности, модель 3Dmig\_mod была использована в качестве модуля в составе модели расчета дозовых нагрузок DoseMod для имитации радиологической ситуации с захоронением радиоактивных отходов и изменения экспозиционной дозы в связи с вертикальной миграцией радионуклидов.

Модель позволяет воспроизводить ситуации с комбинированным поступлением радионуклидов в почву, причем разными путями. Параметры уравнений можно задавать таблично (в программе в виде массивов) или как функции, отражающие зависимость численного значения параметра от координат залегания рассматриваемого элемента.

Проверка и численные эксперименты по имитации процесса миграции радионуклида на участках с различными углами наклона, нена-

рушенных эрозионными процессами, показали адекватное поведение модели. При использовании модели для воспроизведения процессов миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах, существенно отличающихся по свойствам от тех почв, результаты изучения которых использовали для калибровки модели, необходимым условием является повторная идентификация параметров миграции. Для отображения миграционных процессов на участках с выраженным углом наклона также требуется уточнение углового коэффициента.

Предложенный алгоритм достаточно прост и не учитывает явно физико-химическую специфику различных загрязнителей. Это делает его универсальным и пригодным для построения экологических моделей различного назначения, в которых воспроизводится перераспределение экотоксикантов, поступивших на поверхность почвы или непосредственно в ее толщу. В тоже время феноменологический подход ограничивает область применения подобных моделей только прогнозированием. Однако данный алгоритм может быть использован, по нашему мнению, в качестве основы для более глубоких математических описаний.

#### **6.4. Модели расчета дозовых нагрузок**

Далее нами были разработаны модели расчета дозовых нагрузок от источников облучения, находящихся на поверхности почвы или в ее толще. Во втором случае модель основана на алгоритме рассмотренной выше миграционной модели. Это в первую очередь позволило учитывать влияние процессов миграции радионуклидов в почве на интенсивность облучения наземных объектов. В данном случае мы исходили из следующей посылки: вычисление дозы от протяженного источника представляет суммирование доз, получаемых объектом от суммы элементарных элементов, которые считаются точечными источниками.

Наиболее простым и наглядным примером подхода, описанного выше, может служить разработанная нами дозиметрическая модель

DoseMod\_PS (plain surface), которая представлена в 2 вариантах. В первом варианте (DoseMod\_PS\_un) предполагается, что объект облучения находится на прямоугольном участке с ровной поверхностью, который равномерно загрязнен одним или несколькими радионуклидами. Во втором случае (DoseMod\_PS\_nonun) считается, что радионуклиды распределены неравномерно. Варианты существенно различаются по программной реализации, но основной подход одинаков. Участок разбит на некоторое количество элементарных площадок. Алгоритм расчетов в модели очень прост и заключается в следующем. На первом этапе происходит формирование массива расстояний до каждого рассматриваемого точечного источника. Затем производится расчет дозового поля. Мощность поглощенной дозы  $D$  в точке с координатами  $i$  и  $j$  в модели DoseMod\_PS рассчитывается по формуле:

$$D_{ij} = (G \times A(i, j)) / d(i, j)^2,$$

где  $G$  –  $\gamma$ -постоянная (аГр·дм<sup>2</sup>/(с·Бк)), константа, специфичная для данного радионуклида;  $d$  – расстояние от объекта до точечного источника (дм), находящегося в точке с координатами  $i$  и  $j$ ;  $A$  – активность данного источника излучения (Бк/дм<sup>2</sup>).

С целью проверки адекватности данного алгоритма были проведены расчеты экспозиционной дозы для участков квадратной формы различного размера, как это показано в табл. 6.3. Вычисляли парциальный вклад разноудаленных от объекта частей участков. Для сравнения с имеющимися экспериментальными данными рассчитывали часть суммарной дозы для вписанных по центру основного участка участков меньшего размера со сторонами 8, 16 и 70 м. Для изучения возможных искажений максимальные размеры участка, при которых суммарная доза приближается к дозе от бесконечной равномерно загрязненной поверхности, принимали равными 120, 240 и 480 метрам.

Очевидно, что результаты моделирования хорошо согласуются с экспериментальными данными. Данную модель можно использо-

вать для расчета загрязнения несколькими радионуклидами. В частности, мы использовали модуль DoseMod\_PS\_un для реконструкции величины поглощенной и экспозиционной доз на экспериментальном участке Д1 (граница 30-км зоны аварии на ЧАЭС) в июле 1986 года по данным о содержании радионуклидов в почве.

**Таблица 6.3. Парциальный вклад в экспозиционную дозу равноудаленных частей загрязненной территории (сравнение экспериментальных данных и результатов, полученных с помощью модели)**

Сторона участка, м	Экспериментальные данные (Перцев, 1973)	Результаты моделирования		
		максимальная сторона участка*, м		
		120	240	480
8	0,33	0,44	0,38	0,34
16	0,50	0,58	0,51	0,45
70	0,75	0,88	0,78	0,69

\* Принимали, что при данных размерах участка доза максимальна, т.е. равна 1 в относительных единицах

В отличие от варианта DoseMod\_PS\_un модуль DoseMod\_PS\_popun допускает, что радионуклиды распределены неравномерно в системе неких координат (в нашем случае – прямоугольных). В данном случае алгоритм и программная реализация более сложные, поскольку необходимо иметь массив расстояний от объекта до каждого индексированного элемента участка и массив плотностей загрязнения (активностей) этих элементов. При проведении численных экспериментов и отсутствии исходных данных по распределению загрязнений можно использовать разработанный нами вспомогательный модуль RND\_Distr, который воспроизводит случайное распределение радиоактивных выпадений по площади.

Для расчета дозовых нагрузок от источников облучения, находящихся в почве или искусственном грунте была разработана модель DoseMod\_3D\_soil. Использовали следующий подход: рассматриваемый объем почвы разбивается на отдельные структурные единицы (элемен-

тарные ячейки) кубической формы. Для создания 3-х мерного массива расстояний от каждой элементарной ячейки данного объема (параллелепипеда или куба) почвы до объекта облучения, находящегося на поверхности почвы или на некоторой высоте над ней ( $L1$ ) и толщины слоя почвы, который проходит кратчайшим путем первичное излучение ( $L2$ ) используют вспомогательный модуль 3Ddist\_mod.

Мощность поглощенной дозы  $D_{kij}$  от загрязненной радионуклидом ячейки, находящейся в точке с координатами  $k$ ,  $i$  и  $j$ ; рассчитывается по формуле:

$$D_{kij} = (G \cdot A(k, i, j)) / L1(k, i, j)^2 \cdot e^{(-\mu \cdot L2(k, i, j))},$$

где  $G$  –  $\gamma$ -постоянная (аГр·дм<sup>2</sup>/(с·Бк)), константа, специфичная для рассматриваемого радионуклида;  $A$  – активность источника излучения (Бк/дм<sup>3</sup>),  $L1$  и  $L2$  – соответствующие расстояния (дм),  $\mu$  – коэффициент линейного ослабления  $\gamma$ -излучения поглотителем (имп/дм).

Для учета пространственно-временной динамики содержания радионуклидов в почве можно подключать вспомогательный модуль 3Dmig\_mod (модификация модели 3Dmig\_mod\_aut).

Таким образом, модуль DoseMod\_3D\_soil можно использовать для оценки дозовых нагрузок от источников излучения, находящихся в почве и распределенных в ней в любых пространственных конфигурациях. Это делает возможным практическое применение данного алгоритма, например, для оценки доз от приповерхностных захоронений радиоактивных отходов или расчетов при проведении дезактивационных мероприятий загрязненных территорий посредством засыпки чистым грунтом.

## 6.5. Заключение главы 6

Особый импульс к использованию метода имитационного моделирования в радиоэкологии придала Чернобыльская авария. Было создано большое количество разнообразных моделей, воспроизводящих динамику

ку содержания радионуклидов в компонентах экосистем, системах геохимически сопряженных ландшафтов и водосборах.

Если ограничиться рассмотрением проблемы на экосистемном уровне, то для основных типов наземных экосистем можно отметить следующее. Исследователи уделяют особое внимание моделированию процессов в системе «почва – растения». Более полно разработанной областью является моделирование поведения радионуклидов в сельскохозяйственных и луговых экосистемах (относительно простых по структуре и функциональным связям между компонентами). Лесные экосистемы менее удобны как объект моделирования. В частности, для них свойственна многоярусность, они включают долгоживущие виды древесной и кустарниковой растительности, способные надолго удерживать наружное загрязнение и имеющие корневую систему, которая глубоко проникает в почву. Эти особенности лесных экосистем и связанные с ними трудности в создании адекватных моделей, до сих пор существенно ограничивают прогресс в данной области моделирования.

Существует ряд и других ключевых, на наш взгляд, проблем, с которыми сталкиваются радиоэкологи при создании моделей. Очень важным моментом является выбор подходов к моделированию поведения радионуклидов в наземных экосистемах. Как показали результаты ряда международных программ, таких например, как проект ЕСР-5 «Поведение радионуклидов в природных и полуприродных экосистемах», проведенный в рамках Межправительственных соглашений между комиссией Европейского сообщества и странами СНГ по вопросам, связанным с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС, или программа BIOMASS (BIOsphere Modelling and ASSEsment programme), проведенная под эгидой МАГАТЭ, существует тенденция к использованию в радиоэкологическом моделировании алгоритмов, основанных на таких параметрах поведения радионуклидов в экосистемах, как коэффициенты перехода радионуклида из почвы в растения (Transfer Factor или TF) и период полу-

выведения радионуклида из какого-либо компонента или полупребывания в нем (Half-Time или НТ).

Коэффициенты перехода обладают очень сильной чувствительностью к условиям выпадения (дисперсность и физико-химическая форма, метеорологические условия в момент выпадения, сезон и даже время суток и т.д.), состоянию растительного покрова (видовой состав, возраст и состояние древостоя, фенологическая фаза и т.д.) и свойствам почвы (механический и минералогический состав, содержание органического вещества, гидроморфность, гидрологический режим и т.д.). К тому же следует учесть, что все эти показатели имеют выраженную динамику во времени, а, следовательно, претерпевают изменения и коэффициенты перехода. Таким образом, они имеют строгую пространственно-временную привязку, что резко снижает прогностическую ценность моделей, построенных с использованием данных алгоритмов.

НТ, которые столь же тесно связаны с вышеперечисленными показателями, является к тому же очень грубой оценкой поведения радионуклидов. В таких сложных системах, как лесные, между двумя компонентами могут существовать потоки с противоположной направленностью. При расчете НТ обычно учитывают только разность этих потоков. Все это сводит практически до нуля ценность использования параметров НТ при построении моделей.

Предложение использовать НТ при создании моделей для их верификации представляется также весьма проблематичным. Гораздо надежнее, как нам кажется, использовать для определения параметров моделей прямые экспериментальные данные или оценки, полученные на основании данных по многолетней динамике загрязнения компонентов экосистем с помощью самих математических моделей методом итераций. При этом функции отображения процессов миграции радионуклидов в экосистемах должны включать в себя не усредненные и ненадежные показатели, такие, как ТГ и НТ, а пря-

мые зависимости биологической доступности радионуклидов от определяющих ее почвенных и фитоценологических факторов.

Обязательным компонентом радиоэкологических моделей, по нашему мнению, должен быть субмодуль воспроизведения соответствующей пространственно-временной динамики органического вещества, поскольку динамика содержания радионуклидов в компонентах биогеоценозов неразрывно связана с динамикой органического вещества в них.

С нашей точки зрения, основными целями в радиоэкологии, которые могут быть реализованы с помощью математического моделирования, были и остаются исследование количественных закономерностей и прогнозирование поведения радионуклидов в компонентах наземных экосистем различного типа. Для достижения данных целей должны быть решены следующие задачи:

- совершенствование алгоритмов воспроизведения миграции радионуклидов в почве, процессов, обуславливающих биологическую доступность радионуклидов, и процессов их перераспределения в растительном покрове;
- разработка банка моделей по основным типам экосистем;
- верификация моделей на надежном исходном материале;
- разработка прогнозов для наиболее вероятных ситуаций радиоактивного загрязнения экосистем;
- интеграция моделей в географические информационные системы.

Основной проблемой математического моделирования поведения радионуклидов в экосистемах, как и моделирования объектов живой природы в целом, является отсутствие исчерпывающей информации. В данном случае получение необходимых надежных данных осложняется в первую очередь спецификой радионуклидов, как объекта исследования, что требует особой методики исследований и

тщательной подготовки персонала. Сопряженной проблемой является разнородность информации, получаемой в ходе радиоэкологических исследований. К этому, например, приводит изменение методики ежегодного отбора проб, что делает даже надежную информацию непригодной к использованию при моделировании временной динамики. Решить эти проблемы можно путем внедрения методологии компьютеризации исследований, которая предполагает, что еще до начала сбора информации будут выработаны требования к ее унификации и обеспечена возможность использования полученных в ходе полевых исследований данных при разработке математических моделей.

В завершение, основываясь на нашем опыте и результатах анализа работ наших коллег по данной области исследований из других научных коллективов, следует констатировать, что имитационное моделирование стало в радиоэкологии важнейшим методом, применяемым для изучения и прогнозирования радиоэкологических процессов, протекающих в почвах, экосистемах, биогеохимически сопряженных ландшафтах и биосфере в целом. В настоящее время, в результате бурного развития вычислительных средств и благодаря достижению определенных успехов в разработке радиоэкологических имитационных моделей экосистемного и регионального уровней, созданы предпосылки к решению задачи прогнозирования развития экологических ситуаций, связанных с поступлением радионуклидов в окружающую среду, на качественно новом уровне, а именно – к созданию на основе ГИС-технологий более надежных региональных и глобальных моделей. Накопление исходной информации в виде баз данных и повышение быстродействия компьютеров, используемых для решения проблем радиоактивного загрязнения окружающей среды и усиления дозовой нагрузки на человека и биоту, сделали возможной реализацию моделей по сложным алгоритмам, все более адекватно отображающим явления, изучаемые в радиоэкологии.

## 6.6. Литература главы 6

1. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.
2. Крамер П.Д., Козловский Т.Т. Физиология древесных растений. – М.: Лесная промышленность, 1983. – 462 с.
3. Коноплев А.В., Голосов В.Н., Йощенко В.И. и др. Вертикальное распределение радиоцезия в почвах зоны аварии на АЭС Фукусима-1 // Почвоведение. – 2016. – № 5. – С. 620–632.
4. Куликов Н.В. Молчанова И.В., Пискунов Л.И., Миграция  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных почвах // Радиоэкологические исследования почв и растений. УНЦ АН СССР. – Свердловск, 1975. – С. 26–33.
5. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Модель многолетней динамики стабильного углерода и С-14 в целинных черноземах степного биогеоценоза // Вестн. Моск.ун-та. Сер. почв. 1984. – № 4. – С. 13–18.
6. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Динамика содержания Cs-137 в лесных биогеоценозах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Экология. – 1994. – № 2. – С. 43–49.
7. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. – 172 с.
8. Мамихин С.В., Никулина М.В. Имитационная модель поведения  $^{90}\text{Sr}$  в почве и древесном ярусе соснового леса // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т.45. – № 4. – С. 218–226.
9. Мамихин С.В., Никулина М.В., Манахов Д.В. Механизмы сезонной и многолетней динамики радиоактивных изотопов цезия в экосистеме дубового леса // Проблемы радиоэкологии и погранич-

ных дисциплин / Ред. Мигунов В.И., Трапезников А.В.. Вып.6. За-  
речный. – 2005. – С. 292–308.

10. Мамихин С.В., Манахов Д.В., Щеглов А.И. Сравнительный анализ распределения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и их химических аналогов в компонентах наземной части древесных растений в квазиравновесном состоянии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2008. – Т.48. – № 6. – С. 654–659.

11. Мамихин С.В., Бадави В.М. Имитационная модель трехмерной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах // Вестн. Моск. ун-та, Сер. почв. – 2011. – № 4. – С. 32–36.

12. Мамихин С.В., Манахов Д.В., Щеглов А.И. Распределение  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и их химических аналогов в компонентах наземной части сосны обыкновенной в квазиравновесном состоянии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54. – № 1. – С. 72–76.

13. Мамихин С.В., Манахов Д.В. Имитационная модель посуточной динамики  $^{90}\text{Sr}$  в подсистеме «почва – древостой» лиственного леса // Вестн. Моск. ун-та. Сер. почв. – 2016. – № 2. – С. 33–39.

14. Тихомиров Ф.А., Мамихин С.В. Математическая модель миграции С-14 в лиственных лесах на дерново-подзолистых почвах // Экология. – 1983. – № 3. – С. 42–46.

15. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.

16. Mamikhin S.V. Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil // J. Environ. Radioactivity. 1995. – Vol.28. – № 2. – Pp. 161–170.

17. Mamikhin S.V., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Dynamics of Cs-137 in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant // The Science of the Total Environment. – 1997. – V.193. – Pp. 169–177.

18. Mamikhin S.V., Golosov V.N., Paramonova T.A., Shamshurina E.N., Ivanov M.M. Vertical Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in Alluvial Soils of the Lokna River Floodplain (Tula oblast) Long after the Chernobyl Accident and Its Simulation // Eurasian Soil Science. – 016. – V. 49. – № 12. – P. 1432–1442.

19. Takahashi J., Tamura K., Suda T. et al. Vertical distribution and temporal changes of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident // J. Environmental Radioactivity. – 2015. – V.139. – Pp. 351–361.

20. Van Voris P., Cowan C.E., Cataldo D.A. et al. Chernobyl case study: Modeling the dynamics of long term cycling and storage of Cs-137 in forested ecosystems. // Transfer of radionuclides in natural and semi natural environments, ed. G.Desmet, P.Nassimbeni & M.Belli, Elsevier Applied Science, Barking, UK, 1990. – P. 61–73.

## ГЛАВА 7. СЕТЕВЫЕ МОДЕЛИ В КОНТЕКСТЕ ЭВОЛЮЦИИ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА ОРГАНИЗМОВ

*Будилова Е.В., Терехин А.Т.*

Теория эволюции жизненного цикла (life history evolution) – сравнительно новое направление эволюционной экологии, которое как в отношении терминологии, так и в отношении формулировки проблемы, оформилось к началу 70-х годов 20-го века [Stearns, 1976, 1977; Терехин, Будилова, 2001 а; Будилова, Терехин, 2010]. Под жизненным циклом организма понимается весь временной интервал его жизни от момента зачатия до смерти. Он содержит набор событий, связанных с ростом, размножением и гибелью, а также распределение этих событий во времени (тайминг). Этот интервал обычно состоит из нескольких стадий, возраста начала и конца которых и являются характеристиками жизненного цикла. С этими характеристиками тесно связаны характеристики размера и массы. Центральную роль в теории жизненного цикла играют характеристики смертности (выживания) и рождаемости, которые и влияют на тайминг жизненного цикла.

В теории эволюции жизненного цикла успешно применяют различные подходы к моделированию [Терехин, 2001], но чаще используют эксплицитный, оптимизационный и адаптивно-динамический подходы [Будилова, Терехин, 2010]. Эксплицитный подход основан на прямом моделировании совместного изменения численности популяций, образованных индивидами с разными стратегиями жизненного цикла, с учетом их взаимодействий между собой и со средой. Этот подход методологически прозрачен, но в сложных постановках задач требует значительных вычислительных ресурсов и, кроме того, в силу конкретности моделируемых ситуаций на его основе трудно получать выводы общего характера. Оптимизационный подход основан на поиске стратегий жизненного цикла, обеспечивающих максимальное значение заданной меры эволюционной приспособленности – чаще всего, жизненного репродуктивного

успеха или коэффициента Мальтуса. Благодаря возможности использования эффективных аналитических и численных методов математической теории оптимального управления, он позволяет находить эволюционно оптимальные стратегии для довольно сложных ситуаций. Однако при его применении возникают существенные методологические трудности, связанные с обоснованием выбора критерия оптимизации. Адаптивно-динамический подход использует для исследования эволюционного изменения фенотипических характеристик (в частности, стратегий жизненного цикла) методы качественной теории дифференциальных уравнений. Моделируется взаимодействие основной популяции (резидента) и очень малочисленной популяции вселенца (инвайдера). Этот подход позволяет выявить ряд тонких аспектов эволюционной динамики и математически сформулировать и проанализировать некоторые важные проблемы теории эволюции, например, проблему симпатрического видообразования, однако его применение также ограничено в силу специфичности постановки задачи и сложности используемого математического аппарата.

Исследование эволюции жизненного цикла можно проводить на четырех уровнях, которые соответствуют различным уровням описания биологических механизмов, порождающих взаимозависимости между параметрами жизненного цикла [Терехин, 2001]. Первый уровень моделирования, демографический, основывается на параметрах демографического характера – рождаемости и выживаемости, и практически не принимает во внимание физиологические особенности индивида. На втором уровне – уровне распределения ресурсов, учитывая некоторые физиологические особенности индивида (например, характер зависимости интенсивности производства энергии от размера тела), строятся модели для определения стратегий распределения энергии. Эти модели «позволяют находить соответствующие оптимальные параметры жизненного цикла: возрастные характеристики рождаемости и выживаемости, среднюю продолжительность жизни, возрастную динамику роста» [Kozłowski,

Wiegert, 1987; Kozlowski, 1991; Teriokhin, 1998; Kozlowski, Teriokhin, 1999, цит. по Терехин, 2001, с. 31]. Задача третьего уровня (уровня управления распределением ресурсов) – изучение системы управления и нахождение таких ее параметров, которые бы обеспечивали оптимальное управление распределением энергии в организме [Терехин, Будилова, 1995 б; Budilova, Kozlowski, Teriokhin, 1995; Teriokhin, Budilova, 1998; Терехин, 2001]. «Наконец, на четвертом уровне, уровне генной регуляции, ставится задача нахождения генетической структуры, обеспечивающей через систему генной регуляции, оптимальность параметров жизненного цикла» [Gebhardt, Stearns, 1992; Stearns, Kawecki, 1994; цит. по Терехин, 2001, с. 33].

При изучении жизненного цикла возникают вполне естественные вопросы: как происходит управление распределением ресурсов в организме, могут ли быть найдены такие параметры системы управления, которые обеспечивают оптимальное управление в ответ на воздействие среды, какой математический аппарат целесообразно использовать в таких задачах? Описание моделей, соответствующих первым двум уровням моделирования, можно найти, например, в работе Терехина [2001]. В данной главе рассмотрены некоторые подходы к управлению распределением ресурсов в организме.

### **7.1. Когнитивно-регуляторная сеть организма**

Для построения моделей управления распределением энергии в организме целесообразно использовать математический аппарат теории формальных нейронных сетей [Hopfield, 1982; Rumelhart et al., 1986; Веденов, 1988; Mangel, 1990; Уоссермен, 1992; Терехин, 2001]. Суть сетевого подхода состоит в том, что изучаемый объект рассматривают как динамическую сеть связанных между собой и влияющих друг на друга элементов. Оказывается, что даже сети из относительно простых элементов, взаимодействующих по простым правилам, могут иметь очень сложное и разнообразное поведение [Терехин, Будилова, 1993, 1994, 1995 в; Будилова, Терехин, 1994;

Будилова, Терехин, Чепурнов, 1993, 1994; Budilova et al., 1994, 1995; Олескин, 2013]. Это позволяет использовать сетевые модели для описания таких сложных биологических процессов, как когнитивная деятельность мозга, работа генетического аппарата клетки, функционирование иммунной системы и др.

Исторически сетевые модели в наиболее явном виде впервые рассмотрены Мак-Каллохом и Питтсом [McCulloch, Pitts, 1943]. Они ввели понятие формального нейрона и математически исследовали свойства сетей из таких нейронов. Хебб [Hebb, 1949] выдвинул гипотезу о механизме формирования межнейронных связей, согласно которой в процессе обучения усиливаются связи между нейронами, одновременно находящимися в возбужденном состоянии. Розенблатт [Розенблатт, 1965] предложил искусственную нейронную сеть, названную им персептроном, обладающую способностью обучаться распознаванию простых образов. Кауфман [Kauffman, 1971] применил сетевой подход для описания работы генетической системы, а Ерне [Jerne, 1974] – иммунной. Сильным стимулом к развитию исследований в области динамических сетей послужила работа Хопфилда [Hopfield, 1982], в которой для исследования свойств искусственных нейронных сетей была применена математическая теория динамических систем. Эта теория была создана в конце прошлого века А. Пуанкаре и широко используется в механике, теоретической физике, химической кинетике и других областях [Терехин, Будилова, 1995 а].

Основные свойства сетевых систем – мультистабильность динамики, ее аттракторный, ассоциативный характер и возможность обучения (а также и разобучения). Формирование аттракторов сети происходит путем изменения весов ее связей. Важно учитывать также возможность спонтанного образования при обучении химерических аттракторов, не соответствующих окружающей сети реальности. Но это свойство также можно рассматривать и как способность сетей к обобщению и творческому процессу. Таким образом, говоря о сетевой организации некоторой системы, мы подразумеваем, что

она состоит из большого числа элементов с относительно плотной сетью связей между ними. Методологическая полезность выделения такого класса систем связана с эффективностью анализа этих систем при прогнозировании их поведения и управлении ими. Традиционный подход к прогнозированию поведения системы в ответ на некоторое начальное воздействие основан на отслеживании результатов последовательного действия одних частей системы на другие. Такой последовательный подход целесообразно использовать, если удастся описать поведение системы однонаправленным действием относительно небольшого числа частей. Однако в случае, когда число взаимодействий велико и цепь причин и следствий проследить практически невозможно, эта методика не работает. Возникают чисто сетевые свойства, которые не удастся эффективно описать на логико-алгоритмическом уровне [Терехин, Будилова и др., 2009 а, б, в].

Действительно, можно заметить, что многие системы организма – генетическая, иммунная, эндокринная – имеют сетевую организацию [Kauffman, 1971; Jerne, 1974; Varela et al., 1988; Teriokhin, Budilova, 1989; Budilova, Teriokhin, 1992]. Наиболее ярко сетевая структура проявляется в строении мозга [Hebb, 1949]. Ниже кратко описаны биологические факты, позволяющие утверждать, что когнитивные и регуляторные процессы в организме обеспечиваются функционированием единой нейрогеногуморальной когнитивно-регуляторной динамической сети, объединяющей нервную, эндокринную, иммунную и генную системы [Терехин, Будилова, 1995 а; Терехин, Будилова, 2001 б, в; Терехин, Будилова и др., 2009 б].

Сетевая структура наиболее явно выражена в организации нервной системы организма. На это определенно указывают известные данные об ее анатомии и физиологии [Козлов, Цехмистренко, 2008]. Основные элементы нервной системы – нейроны, которые могут находиться в возбужденном или невозбужденном состоянии, соединены множественными нитевидными отростками – аксонами и дендритами, способными передавать электрическое возбуждение в направлении от аксона одного

нейрона к дендриту другого. Участок соприкосновения аксона с дендритом, называемый синапсом, играет роль модификатора интенсивности (веса) проходящего через него сигнала. Пропускные характеристики каждого конкретного синапса могут формироваться как под генетическим контролем, так и в зависимости от информации, поступающей из окружающей среды [Веденов, 1988]. Исследования в области нейронных сетей – например, исследования нейрофизиологических механизмов когнитивной деятельности мозга, различных моделей адаптивного поведения, в настоящее время активно развиваются [Терехин, Будилова и др., 2009 а ; Будилова и др., 2009 а, б; Редько, 2011].

Генные сети были предложены С. Кауффманом [Kauffman, 1969, 1971] в качестве модели генетической регуляции процессов морфогенеза и клеточной дифференциации. Эта модель основана на предположении, что «любой ген через продуцируемые под его контролем продукты может, в принципе, влиять на экспрессию любого другого гена. В результате экспрессия любого гена в каждый момент времени зависит от паттерна экспрессии всех остальных генов». Степень и направление влияния одного гена на другой определяются особенностями химического строения белка, кодируемого первым геном, и участка ДНК, содержащего второй [Терехин, Будилова, 1995 а; цит. по Терехин, 2001, с. 44]. За сорок с небольшим лет сетевой подход при исследовании генной регуляции получил широкое распространение [Kauffman, 2003; Geard, Willadsen, 2009]. Были созданы базы данных, в которых накоплена обширная информация, отражающая различные аспекты организации генных сетей. Информация о путях передачи сигналов в клетках человека представлена в базе Cell Signaling Networks Database (CSNDB) [Igarashi, Kaminuma, 1997]. База KEGG BRITe содержит набор иерархических классификаций, объединяющих знания о различных аспектах биологических систем, таких, например, как взаимодействие генов, контролирующих клеточный цикл у человека и дрожжей, ранние этапы развития у дрозофилы [<http://www.genome.jp>].

Группой исследователей из Новосибирска [Ананько и др., 1999; Колчанов и др., 2000; Ananko et al., 2002] разработана универсальная база данных GeneNet [<http://www.mgs.bionet.nsc.ru/systems/mgl/genenet>], содержащая информацию о генных сетях, их описание и способы моделирования. Компьютерная технология, реализованная в этой базе, представляет удобный инструмент для накопления, систематизации и анализа экспериментальной информации о структурно-функциональной организации генных сетей.

Обширную информацию о метаболических путях, реакциях и ферментах многих организмов содержит база знаний MetaCyc [<http://metacyc.org/>], в которой собраны экспериментальные данные, полученные из более чем 30000 источников. Эта база находится в свободном доступе [Caspi et al., 2012].

Представление об иммунной системе как о динамической сети было введено в 1974 г. Н. Ерне [Jerne, 1974] и развито Г. Хоффманном [Hoffmann, 1975]. Нильс Ерне предположил, что клетки и тела иммунной системы не только распознают чужеродные субстанции, но также распознают, реагируют и регулируют действия друг друга. И поэтому иммунную систему следует рассматривать как динамическую сеть, аналогичную сети нейронов. Гипотеза Н. Ерне произвела революцию в представлениях о функционировании иммунной системы [Hoffmann, 2008]. Эта идея оказалась плодотворной не только для иммунологии, но также и для информатики: через несколько десятилетий появилось новое направление – иммунокомпьютинг, основанное на принципах обработки информации иммунными сетями и молекулами белков. Приоритет в разработке иммунокомпьютинга как нового типа вычислений принадлежит российским ученым [Tarakanov et al., 2003; Блюм, Заболотский, 2007; Соколова С.П., Соколова Л.А., 2009].

Достаточно убедительны аргументы в пользу того, что и эндокринную систему следует рассматривать как сеть. Одним из таких аргументов является многофункциональность действия большинства

гормонов [Ашмарин, Обухова, 1986]. «Многие особенности физиологических и биохимических механизмов функционирования эндокринной системы также говорят в пользу ее сетевой организации. Эндокринная система состоит из клеток нескольких типов, продуцирующих гормоны разного вида». В основном клетки эндокринной системы сконцентрированы в железах внутренней секреции, однако значительная их часть содержится и в других органах, например в мозге, желудочно-кишечном тракте. «На внешней поверхности мембраны любой эндокринной клетки находятся специфичные только для клеток ее типа рецепторы, реакция которых на сигнальные молекулы определенной конфигурации изменяет интенсивность синтеза и выделения гормонов этой клеткой. В частности, в роли таких сигнальных молекул могут выступать гормоны, производимые эндокринными клетками других типов, что и обеспечивает сетевое взаимодействие между разными типами эндокринных клеток» [Терехин, Будилова, 1995 а; цит. по Терехин, 2001, с. 45].

Нами была сделана попытка на основании литературных данных о взаимном стимулирующем и ингибирующем влиянии друг на друга 30 различных гормонов (табл. 7.1) построить сетевую модель их взаимодействия и найти ее аттракторы [Budilova, Teriokhin, 1992]. На основании собранных данных была построена асимметричная сеть (рис. 7.1), представляющая модель эндокринной сети.

**Таблица 7.1. Список гормонов модельной сети**

<b>Название</b>	<b>Обозначение</b>	<b>Название</b>	<b>Обозначение</b>
adrenalin (адреналин)	ad	lutropin (лютропин)	lh
angiotensin (ангиотенсин)	at	luliberin (люлилиберин)	ll
cholecystokinin (холецистокинин)	cc	melanotropin (меланотропин)	mt
cortocoliberin (кортиколиберин)	cl	neurotensin (нейротензин)	nt
cortocosterone (кортикостерон)	cs	neuropeptide Y (нейропептид Y)	ny

corticotropin (кортикотропин)	ct	oxitocin (окситоцин)	ot
dopamine (дофамин)	da	progesterone (прогестерон)	pg
endorphins (эндорфин)	ed	somatoliberin (соматолиберин)	sl
estrogenes (эстроген)	eg	substance P (субстанция P)	sp
enkephalins (энкефалин)	ek	somatostatin (соматостатин)	ss
FSH * (ФСГ)	fh	thyroxin (тирозин)	th
glucagon (глюкагон)	gg	thyroliberin (тиролиберин)	tl
growth hormone (гормон роста)	gh	thyrotropin (тиротропин)	tt
insulin (инсулин)	in	VIP** (ВИП)	vi
prolactin (пролактин)	la	vasopressin (вазопрессин)	vp

\* FSH (ФСГ) – *Follicle-stimulating hormone* (фолликулостимулирующий гормон)

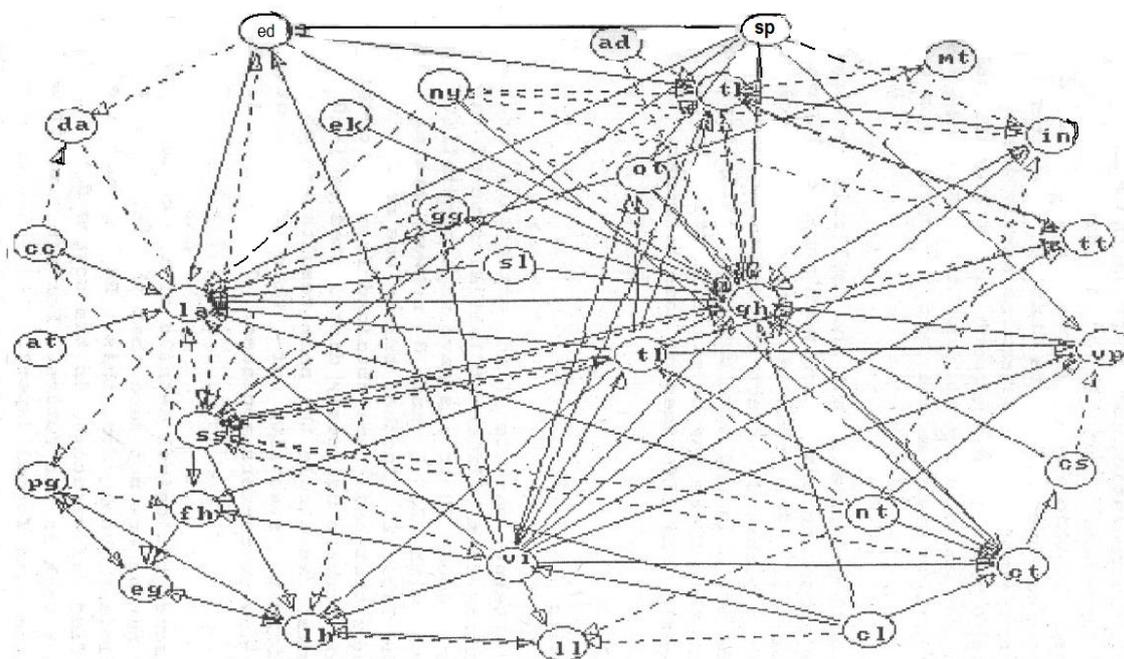
\*\* VIP (ВИП) – *Vasoactive intestinal peptide* (вазоактивный интестинальный пептид)

Расчеты динамики этой сети для различных начальных состояний, которые задавали случайным образом (всего было проведено 70 испытаний), позволили выделить 4 аттрактора с 2, 5 и 8 состояниями сети. Также были сделаны расчеты с добавлением небольшого шума, однако стабильность полученных аттракторов, как правило, сохранялась, хотя иногда и появлялись новые аттракторы.

Также проводили расчеты с фиксацией некоторых гормонов на верхнем уровне. Например, при фиксации соматостатина получен единственный аттрактор с четырьмя состояниями, а при фиксации субстанции P на верхнем уровне был получен единственный аттрактор с одним состоянием.

Полученные при моделировании результаты, не претендующие на строгие выводы о взаимодействии гормонов, показали принципно-

альную возможность такого подхода к изучению регуляторных механизмов эндокринной системы и позволили высказать гипотезу о сетевом механизме ее регуляции [Budilova, Teriokhin, 1992; Терехин, Будилова, 1995 а].



*Рис. 7.1. Граф связей для модели эндокринной сети*

Иммунная и эндокринная сети – это гуморальные (жидкостные) сети. Однако они не просто сосуществуют в общей жидкой среде организма. Имеются многочисленные исследования, подтверждающие их активное взаимодействие – некоторые гормоны влияют на работу иммунной сети, а некоторые антитела воспринимаются эндокринной системой как гормоны [Weigent, Blalock, 1987, 1995; Kelley, 1988; Weber, 2004; Kelley et al., 2007]. Поэтому есть достаточные основания говорить об общей «иммунно-эндокринной» сети. Можно пойти еще дальше и рассматривать сеть, образуемую всеми типами информационных молекул, циркулирующих в жидкостях организма и взаимно регулирующих концентрации друг друга. Такую сеть естественно было бы назвать «гуморальной регуляторной сетью» организма.

Введя понятие гуморальных сетей и начав анализировать их работу, мы сразу же обнаруживаем, что концентрация значительной

части информационных молекул непосредственно регулируется генетической и нервной системами. Поэтому методологически более правильно рассматривать гуморальную сеть не отдельно, а в комплексе с нейронной и генной сетями. Действительно, генная сеть – первичный регулятор синтеза белков, а через посредство ферментов – в конечном счете, и всех химических соединений в организме. «Нервная система, в свою очередь, несет основную нагрузку по восприятию состояния внешней и внутренней среды и выработке адекватных реакций», учитывающих опыт, приобретенный организмом в течение жизни. Полученная в результате объединения трех сетей единая нейрогеногуморальная сеть организма обладает достаточной общностью и замкнутостью, чтобы рассматриваться в качестве интегральной модели когнитивной деятельности и физиологической регуляции организма [Терехин, Будилова, 1995 а; цит. по Терехин, 2001, с. 46]. Предложенная нами модель управляющей нейроэндокринной сети организма описана в работе 2001 года [Терехин, Будилова, 2001 б]. Также надо сказать о том, что организм, например, человека – «сложнейшее симбиотическое сообщество эукариотических и прокариотических клеток и вирусов», которые принимают активное участие в жизнедеятельности организма хозяина, производя «многочисленные соединения различной химической природы», и влияя, таким образом, на работу нейрогеногуморальной сети [Олескин, Шендеров, 2013]. Само микробиологическое сообщество также способно создавать собственные сетевые структуры [Олескин, 2013]. Полезным следствием сетевого подхода к регуляции организма может быть, так называемое, ассоциативное управление состоянием организма. Идея такого управления [Teriokhin, Budilova, 1994; Терехин, Будилова, 1995 а] состоит в том, что если перевести когнитивно-регуляторную сеть организма в состояние, достаточно близкое к желаемому, то она окажется в бассейне притяжения этого состояния и далее будет приближаться к нему уже самопроизвольно в соответствии со своей внутренней динамикой. В терминах распознава-

ния образов это отвечает ситуации, когда сети предъявляется часть искомого образа, т.е. связанная с ним ассоциация, а сеть динамически восстанавливает полный образ. Предполагается, что желаемое состояние – аттрактор сети, т.е. целевое состояние для нее потенциально устойчиво либо в силу генетических причин, либо в силу особенностей предшествующего индивидуального развития организма. Другое условие успешного применения метода ассоциативного управления – достаточная обширность бассейна притяжения желаемого состояния и его относительная геометрическая простота. В этом случае даже относительно слабая ассоциация с желаемым состоянием может привести к его достижению.

Одним из потенциально возможных применений принципа ассоциативного управления состоянием организма может быть медицина [Терехин, Будилова, 1995 а]. Следуя современной общенаучной парадигме исследования, официальная научная медицина (в отличие от многих маргинальных медицинских направлений) тяготеет к рационализму. Свидетельством рациональности некоторой методики может быть либо ее соответствие рациональной теории, либо неопровержимые экспериментальные подтверждения. Сетевой подход представляет собой рациональную теорию, которая может объяснить многие кажущиеся непонятными закономерности динамики состояний организма и многие эмпирически найденные (или выведенные из еще не рационализованных теорий) методики лечения (в том числе, применяемые официальной медициной). Мы даже считаем, что такой подход должен быть базовым для теории медицины. Именно в его терминах могут быть сформулированы и описаны основные понятия и закономерности динамики изменения состояния организма. Это, прежде всего, многосвязность функциональных элементов организма, их полифункциональность, распределенность функций между многими элементами. Основное свойство динамической системы – ее аттракторный, мультистабильный характер. Нелинейная динамическая сеть – это не примитивный «черный ящик», выдаю-

щий в ответ на заданный вход определенный выход. Это система, эволюционирующая в соответствии со своими сложными внутренними законами и, если и реагирующая на внешние воздействия, то лишь весьма опосредованно, с учетом этих законов. И только уже имея базовое сетевое представление о законах функционирования целого организма и его подсистем, можно, не забывая соотносить частное, с целым, исследовать отдельные закономерности функционирования организма и разрабатывать частные методики управления его состоянием. Более детально вопросы ассоциативного управления состоянием организма рассмотрены в [Терехин, Будилова, 1995 а].

## **7.2. Сетевые модели управления распределением энергии в организме**

Сетевой подход к проблеме биологической регуляции позволяет предположить, что система распределения энергии в организме может быть описана многослойной нейронной сетью, состоящей из влияющих друг на друга с разной степенью интенсивности элементов входного (сенсорного) слоя, промежуточных (ассоциативных) слоев и выходного (эффекторного) слоя [Уоссермен, 1992]. При этом сенсоры однозначно соответствуют внутренним и внешним переменным состояниям, а эффекторы – управляющим переменным, что говорит о полной концептуальной согласованности оптимизационного и сетевого подходов при исследовании проблемы распределения энергии в организме. Можно также предположить, что физиологической основой этой системы является эндокринная сеть организма [Budilova, Teriokhin, 1992; Терехин, Будилова, 1995 а], причем эффекторным действием обладают рабочие гормоны, непосредственно влияющие на ткани-мишени (половые гормоны, гормоны роста и др.), а сенсорами служат реализуемые на уровне нервной системы «интеллектуальные датчики» состояния организма и окружающей среды. Что касается ассоциативного слоя, то в организме ему предположительно соответствует часть эндокринной системы, про-

межуточная между нейрозависимыми и рабочими эндокринными железами. В процессе эволюции вида формируется такой паттерн интенсивностей взаимовлияния элементов управляющей сети, который обеспечивает необходимое эволюционно оптимальное распределение энергии в зависимости от возраста и других переменных состояния [Терехин, Будилова, 2001 а; Будилова, Терехин, 2010]. Одним из методологических достоинств видения проблемы эволюционно оптимального распределения энергии в течение жизненного цикла индивида, основанного на объединении оптимизационного и сетевого подходов, является понимание роли сенсоров в системе управления распределением энергии. Наиболее важным сенсором в этой системе должен быть датчик биологического возраста индивида. Высказывается гипотеза, что основой такого датчика служит продуцирующий мелатонин эпифиз [Kloeden et al., 1994; Pierpaoli, Lesnikov, 1994]. Общая постановка задачи эволюционной оптимизации с точки зрения эволюционно оптимального нейросетевого управления распределением энергии в организме подробно рассмотрена в работе Терехина [2001].

Примерами конкретного применения данного подхода могут служить наши работы по построению нейроэндокринной сетевой схемы, способной реализовать эволюционно оптимальное распределение энергии между ростом и размножением на фоне изменяющейся в зависимости от сезона интенсивности производства энергии организмом [Teriokhin, Budilova, 1995; Budilova et al., 1995], а также сомато-нейроэндокринной сети, управляющей распределением энергии между ростом, размножением и репарацией [Teriokhin, Budilova, 2000]. В нашей работе [Thomas, Teriokhin, Budilova et al., 2004] подробно рассмотрена мультиагентная (эксплицитная) модель, использованная при изучении влияния окружающей среды на вес новорожденных. В этой модели контролирующая система индивида состоит только из одного простого нейрона, имеющего два состояния.

### 7.3. Заключение главы 7

В контексте моделирования эволюции жизненного цикла рассмотрены сетевые модели (модели нейронных сетей), осуществляющие управление разными системами организма. Важное свойство сетевых моделей – мультистабильная динамика с ее аттракторным и ассоциативным характером, способность к обучению и воспроизведению запомненных образов, а также способность к обобщению и творческому процессу. Показано, что эндокринную систему, как и нервную, иммунную и генную, также можно рассматривать как сеть. А весь организм можно представить как единую нейрогеногуморальную сеть, которая обладает достаточной общностью и замкнутостью, чтобы рассматривать ее в качестве интегральной модели когнитивной деятельности и физиологической регуляции организма. Описаны сетевые модели управления распределением энергии в организме. Сетевой подход к проблеме биологической регуляции позволяет предположить, что система распределения энергии в организме может быть представлена многослойной нейронной сетью, состоящей из влияющих друг на друга с разной степенью интенсивности элементов входного (сенсорного) слоя, промежуточных (ассоциативных) слоев и выходного (эффекторного) слоя. При этом сенсоры однозначно соответствуют внутренним и внешним переменным состояниям, а эффекторы – управляющим переменным, что говорит о полной концептуальной согласованности оптимизационного и сетевого подходов при исследовании проблемы распределения энергии в организме. Одним из методологических достоинств видения проблемы эволюционно оптимального распределения энергии в течение жизненного цикла индивида, основанного на объединении оптимизационного и сетевого подходов, является понимание роли сенсоров в системе управления распределением энергии. Наиболее важным сенсором в этой системе должен быть датчик биологического возраста индивида.

## 7.4. Литература главы 7

1. Ананько Е.А., Колпаков Ф.А., Подколотная О.А., Игнатьева Е.В., Горячкова Т.Н., Степаненко И.Л., Колчанов Н.А. Генные сети // [http://www.bionet.nsc.ru/ICIG/session/1999/rus/part1/1\\_18.pdf](http://www.bionet.nsc.ru/ICIG/session/1999/rus/part1/1_18.pdf)
2. Ашмарин И.П., Обухова М.Ф. Регуляторные пептиды – функционально-непрерывная совокупность // Биохимия. – 1986. – Т. 51. – № 4. – С. 531–545.
3. Блюм В.С., Заболотский В.П. Иммунная система и иммунокомпьютинг // Математическая морфология: Электронный математический и медико-биологический журнал. 2007. Т. 6, вып. 4 / <http://www.smolensk.ru/user/sigma/MMORPH/N-16-html/blum/blum.pdf>
4. Будилова Е.В., Карпенко М.П., Качалова Л.М., Терехин А.Т. (а). Блокирование памяти: факты, проблемы, модели и нейросетевые модели узнавания и воспроизведения // Биофизика. – 2009. – Т. 54, вып.2. – С. 287–292.
5. Будилова Е.В., Карпенко М.П., Качалова Л.М., Терехин А.Т. (б). Узнавание и воспроизведение: нейросетевая модель // Биофизика. – 2009. – Т. 54, вып.3. – С. 500–507.
6. Будилова Е.В., Терехин А.Т. Нейросетевые схемы эволюционно оптимального управления суточной вертикальной миграцией зоопланктона // Нейроинформатика и ее приложения: программа и тез. докл. всерос. рабочего семинара. – Красноярск: Краснояр. гос. техн. ун-т, 1994. – С. 12.
7. Будилова Е.В., Терехин А.Т. Математическое моделирование эволюции жизненного цикла: краткая история и основные направления // Журнал общей биологии. – 2010. – Т.71, № 4. – С. 275–286.
8. Будилова Е.В., Терехин А.Т., Чепурнов С.А. Эволюционная оптимизация параметров нейронной сети, управляющей поиском пищи в радиальном лабиринте // Нейроинформатика и нейрокомпь-

ютеры. Рабочий семинар. – Красноярск: Институт биофизики СО РАН, 1993. – С. 27.

9. Будилова Е.В., Терехин А.Т., Чепурнов С.А. Генетический алгоритм оптимизации параметров нейронной сети, способной обучаться эффективному поиску пищи в лабиринте // Известия высших учебных заведений. Радиофизика. – 1994. – Т. 37. – № 9. – С. 1162–1172.

10. Веденов А.А. Моделирование элементов мышления. – М.: Наука, 1988. – 159 с.

11. Колчанов Н.А., Ананько Е.А., Колпаков Ф.А., Подколдная О.А., Игнатъева Е.В., Горячкова Т.Н., Степаненко И.Л. Генные сети // Молекулярная биология. – 2000. – Т. 34. – № 4. – С. 533–544.

12. Козлов В.И., Цехмистренко Т.А. Анатомия нервной системы. – М.: Мир, 2008. – 208 с.

13. Олескин А.В. Сетевые структуры в биосистемах и человеческом обществе. – М.: Книжный дом «Либроком», 2013. – 304 с.

14. Олескин А.В., Шендеров Б.А. Биополитический подход к реабилитологии: потенциальная роль микробной нейрхимии // Вестник восст. медицины. – 2013. – № 1. – С. 60–67.

15. Редько В.Г. Эволюция, нейронные сети, интеллект: Модели и концепции эволюционной кибернетики. – М.: Книжный дом «ЛИБРОКОМ», 2011. – 224 с.

16. Розенблатт Ф. Принципы нейродинамики. – М.: Мир, 1965.

17. Соколова С.П., Соколова Л.А. Интеллектуальные информационные системы на основе иммунокомпьютинга: учебное пособие. – СПб.: ГУАП, 2009. – 160 с.

18. Терехин А.Т. Оптимизационное моделирование эволюции жизненного цикла. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук (на правах рукописи). – Москва, 2001. – 250 с.

19. Терехин А.Т., Будилова Е.В. Нейросетевая модель поиска пищи в лабиринте // Алгоритмы обработки информации в нейроподобных системах. Семинар-совещание. – Нижний Новгород: Институт прикладной физики РАН, 1993. – С. 25.

20. Терехин А.Т., Будилова Е.В. О структуре эволюционно оптимальной нейронной сети, управляющей суточной вертикальной миграцией зоопланктона // В сб. «Поведение животных и принципы самоорганизации». Всероссийская междисциплинарная конференция. – Борок: Институт биологии внутренних вод, 1994. – С. 78–80.

21. Терехин А.Т., Будилова Е.В. (а). Сетевые механизмы биологической регуляции // Успехи физиологических наук. – 1995. – Т. 26. – № 4. – С. 75–97.

22. Терехин А.Т., Будилова Е.В. (б). О структуре нейронных сетей, реализующих эволюционно оптимальные стратегии жизненного цикла // Нейроинформатика и ее приложения. Тезисы докладов III Всероссийского семинара. – Красноярск: Красноярский государственный технический университет, 1995. – С. 34.

23. Терехин А.Т., Будилова Е.В. (в). О структуре эволюционно оптимальной нейронной сети, управляющей суточной вертикальной миграцией зоопланктона // Успехи современной биологии. – 1995. – Т. 72(4). – С. 427–432.

24. Терехин А.Т., Будилова Е.В. (а). Эволюция жизненного цикла: модели основанные на распределении энергии // Журнал общей биологии. – 2001. – Т. 62. – № 4. – С. 286–295.

25. Терехин А.Т., Будилова Е.В. (б). Эволюционная оптимизация нейроэндокринной сети, управляющей распределением энергии в организме // Нейроинформатика – 2001. Третья Всероссийская научная конференция. – Москва: МИФИ, 2001. – Ч. 1. – С. 264–272.

26. Терехин А.Т., Будилова Е.В. (в). Сетевая модель организма и принцип ассоциативного управления его состоянием // Интегриро-

ванные модели и мягкие вычисления в искусственном интеллекте: Сборник трудов Международного научно-практического семинара (Коломна, 17-18 мая 2001 года). – Москва: Наука, 2001. – С. 247–252.

27. Терехин А.Т., Будилова Е.В., Карпенко М.П., Качалова Л.М. 2009(а). Нейросетевое моделирование когнитивных функций мозга: обзор основных идей // Психологические исследования (<http://psystudy.ru/>). – 2009. – № 2(4).

28. Терехин А.Т., Будилова Е.В., Карпенко М.П., Качалова Л.М., Чмыхова.Е.В. (б). Функция Ляпунова как инструмент исследования когнитивных и регуляторных процессов организма // Компьютерные исследования и моделирование. – 2009. – Т.1. – № 4. – С. 449–456.

29. Терехин А.Т., Будилова Е.В., Карпенко М.П., Качалова Л.М., Савко Т.Г., Чмыхова Е.В. (в). Онтогенетическая эволюция и инволюция когнитивной деятельности мозга: нейросетевой подход // В сб.: Теория развития: Дифференционно-интеграционная парадигма / Сост. Н.И. Чуприкова. – М.: Языки славянских культур, 2009. – С. 167–182.

30. Уоссермен Ф. Нейрокомпьютерная техника. – М.: Мир, 1992. – 238 с.

31. Ananko E.A., Podkolodny N.L., Stepanenko I.L., Ignatieva E.V., Podkolodnaya O.A., Kolchanov N.A. GeneNet: a database on structure and functional organization of gene networks // Nucleic. Acid Research. 2002. V. 30 (1). P. 398–401.

32. Budilova E.V., Teriokhin A.T. Endocrine networks // The IEEE and RNNS Symposium on Neuroinformatics and Neurocomputers, Rostov-on-Don. Vol. 2. – N. Y.: IEEE, 1992. P. 729–737.

33. Budilova E.V., Teriokhin A.T., Chepurnov S.A. A genetic algorithm for optimization of neural network capable of learning to search for food in a maze // Radiophysics and Quantum Electronics. 1994.V.37, No 9. P.749-755. Doi: 10.1007/BF01039615.

34. Budilova E.V., Teriokhin A.T., Chepurnov S.A. Evolutionary optimization of parameters of a neural network controlling food search in a radial maze // *Modelling, Measurement and Control*, D. 1995. – V. 12(1). – P. 1–7.
35. Budilova E.V., Kozlowski J., Teriokhin A.T. Neural network models of life history energy allocation // *Proceedings of the First National Conference on Application of Mathematics to Biology and Medicine*. Zakopane, 1995. Krakow: Jagiellonian Univ.and Univ.of Mines, 1995. P.13–18.
36. Caspi R. et al. The MetaCyc Database of metabolic pathways and enzymes and the BioCyc collection of pathway/genome databases // *Nucleic Acids Research*. 2012.V. 40, Is.D1. P. D742–D753.
37. Geard N., Willadsen K. Dynamical Approaches to Modeling Developmental Gene Regulatory Networks // *Birth Defects Research (Part C)*. 2009. V. 87. P. 131–142.
38. Gebhardt M.D., Stearns S.C. Phenotypic plasticity for life-history traits in *Drosophila melanogaster*. III. Effect of the environment on genetic parameters // *Genetical Research*. 1992. V. 60. P. 87–101.
39. Hebb D. O. *The organization of behavior*. N. Y.: Wiley, 1949.
40. Hoffmann G. W. A network theory of the immune system // *Eur. J. Immunol*. 1975. V. 5. P. 638–647.
41. Hoffmann G.W. *Immune Network Theory* // [www.physics.ubc.ca/~hoffmann/ni.html](http://www.physics.ubc.ca/~hoffmann/ni.html). 2008.
42. Hopfield J. J. Neural networks and physical systems with emergent collective computational abilities // *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*. 1982. V. 79. P. 2554–2558.
43. Igarashi T., Kaminuma T. Development of a cell signaling Network Database // *Pac. Symp. Biocomput*. 1997. P. 187–197.

44. Jerne N.K. Towards a network theory of the immune system // *Ann. Immunol.* 1974. V. 125C. P. 373–389.
45. Kauffman S.A. Metabolic stability and epigenesis in randomly constructed genetic nets // *J. Theoret. Biol.* 1969. V. 22. P. 434–467.
46. Kauffman S.A. Gene regulation networks: A theory for their global structure and behavior // *Curr. Top. Dev. Biol.* 1971. V. 6. P. 145–182.
47. Kauffman S. A. Complexity and genetic networks // *Existence Project News.* 2003.
48. Kelley K.W. Cross-Talk between the Immune and Endocrine Systems // *J. Anim. Sci.* 1988. V. 66. P. 2095–2108.
49. Kelley K.W., Weigent D.A., Kooijman R. Protein Hormones and Immunity // *Brain Behav. Immun.* 2007. V. 21(4). P. 384–392.
50. Kloeden P.E., Rossler R., Rossler O.E. Artificial life extension: The epigenetic approach // *Ann.N.Y. Acad. Sci.*1994.V.719. P. 474–482.
51. Kozlowski J. Optimal energy allocation models – an alternative to the concepts of reproductive effort and cost of reproduction // *Acta Oecol.* 1991. V. 12. P. 11–33.
52. Kozlowski J., Teriokhin A.T. Energy allocation between growth and reproduction: Pontryagin maximum principle solution for the case of age- and season-dependent mortality // *Evol. Ecol. Res.* 1999. V. 1. P. 423–441.
53. Kozlowski J., Wiegert R.G. Optimal age and size at maturity in annuals and perennials with determinate growth // *Evolutionary Ecology.* 1987. V. 1. P. 231–244.
54. Mangel M. Evolutionary optimization and neural network models of behavior // *J. Math. Biol.* 1990. V. 28. P. 237–256.
55. McCulloch W.S., Pitts W. A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity // *Bull. Math. Biophys.* 1943. V. 5. P. 115–133.

56. Pierpoali W., Lesnikov V.A. The pineal aging clock: Evidence, Models, Mechanisms, Interventions // *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1994. V.719. P. 461–473.

57. Rumelhart D.E., Hinton G.E., Williams R.G. Learning representation by back-propagating error // *Nature*. 1986. V. 323, n 6088. P. 533–536.

58. Stearns S.C. 1976. Life-History Tactics: A Review of the Ideas. *The Quarterly Review of Biology*, vol. 51, no. 1, 3 – 47.

59. Stearns S.C. 1977. The Evolution of Life History Traits: A Critique of the Theory and a Review of the Data. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 8, 145-171.

60. Stearns S.C., Kawecki T.J. Fitness Sensitivity and the Canalization of Life-History Traits // *Evolution*. 1994. V. 48, n. 5. P. 1438–1450.

61. Tarakanov A., Skormin V., Sokolova S. *Immunocomputing: Principles and Applications*. New York: Springer, 2003. –195 p.

62. Teriokhin A.T. Evolutionarily optimal age schedule of repair: computer modeling of energy allocation between current and future survival and reproduction // *Evol. Ecol.* 1998. V. 12. P. 291–307.

63. Teriokhin A.T., Budilova E.V. Biological networks // In: *International Workshop on Neurocomputers and Attention*. Pushchino: Biol. Center Acad. Sci., 1989. P. 157.

64. Teriokhin A.T., Budilova E.V. Network mechanisms of associative therapy // *Modelling, Measurement and Control, C.* 1994. V. 45(4). P. 1–4.

65. Teriokhin A.T., Budilova E.V. Evolutionary optimal neuroendocrine networks controlling age-dependent energy allocation to growth and reproduction // *The Second Inter. Symp. on Neuroinformatics and Neurocomputers, Rostov-on-Don, 1995*. N.Y.: Inst. Of Electrical and Electronics Engineers, 1995. P. 438–445.

66. Teriokhin A.T., Budilova E.V. On the Structure of Networks Realizing Evolutionary Optimal Strategies of Individual Survival // In: International Workshop on Applications of Artificial Neural Networks to Ecological Modelling. Abstracts. Toulouse: Univ. Paul Sabatier, 1998. P. 48.

67. Teriokhin A.T., Budilova E.V. Evolutionarily optimal networks for controlling energy allocation to growth, reproduction and repair in men and women // In: Artificial Neural Networks: Application to Ecology and Evolution / S. Lek and J.F. Guégan, eds. Berlin: Springer-Verlag, 2000. P. 225–237.

68. Thomas F., Teriokhin A.T., Budilova E.V., Brown S.P., Renaud F., Guégan J.-F. Human birthweight evolution across contrasting environment // *J. Evol. Biol.* 2004. V.17. P. 542–553.

69. Varela F.J., Coutinho A., Dupire B., Vaz N. Cognitive networks: immune, neural and otherwise // In: Theoretical immunology. Part 2. / Ed. A. Perelson. N. Y.: Addison-Wesley, 1988. P. 359–375.

70. Weber K.T. The neuroendocrine-immune interface gone awry in aldosteronism // *Cardiovasc Res.* 2004. V. 64(3). P. 381–383.

71. Weigent D.A., Blalock J.E. Interactions between the endocrine and immune systems: common hormones and receptors // *Immun. Rev.* 1987. V.100. P. 79–108.

72. Weigent D.A., Blalock J.E. Associations between the neuroendocrine and immune systems // *J. Leukoc. Biol.* 1995.V. 58. P. 137–150.

## ГЛАВА 8. ИМИТАЦИОННЫЕ МОДЕЛИ И ИГРЫ В ЭКОЛОГИЧЕСКОМ ОБРАЗОВАНИИ

*Лихачева Е.Ю.*

Программа подготовки будущих экологов включает приобретение ими опыта решения комплексных междисциплинарных задач на стыке биологии, психологии, экономики и др. Цели экологического образования состоят в расширении обыденного сознания, формировании жизненной позиции, развитии новых навыков. Достижению этих целей способствует использование в учебном процессе имитационных моделей и игр.

Имитационные игры как инструмент обучения управлению сложными системами – адекватная модель исследования находок и типичных ошибок, которые совершает человек. История существования игр насчитывает несколько тысячелетий. Игры используют в различных областях человеческой деятельности: в обучении, военном деле, экономике, социологии, экологии, педагогике, психологии и т.д. Как феномен культуры игра была описана в «Homo Ludens» Хейзинга [Хейзинга, 2001].

Деловые игры (имитационные игры, simulation games, Plan-spiele) были разработаны и применены в России в 30-х годах XX века, а в США они были «переоткрыты» в середине 50-х годов XX века. Первая деловая (или производственная) игра «Пуск цеха» была создана и проведена в 1932 году в СССР М.М. Бирштейн. В 30-ых годах XX века была разработана методика проведения деловых игр и создана их классификация [Бельчиков, Бирштейн, 1989].

В основе имитационной игры лежит модель (ориентировочная основа) определенной области действительности, правила и действия в которой заданы разработчиком. Имитация реальных ситуаций является главной чертой имитационной игры [Кавтарадзе, 2009]. Как правило, имитационная игра сочетает в себе компьютерную имитационную мо-

дель с приемами традиционных игр (таких, например, как карты, шахматы, домино и пр.) [Крюков, 2008]. Деловые игры характеризуются условностью ситуаций, отсутствием последствий за игровые действия участников, вследствие чего снижается сознательный контроль личности за своим поведением, появляется возможность совершения участниками ошибок [Айламазьян, 1989].

Имитационные игры обладают рядом преимуществ по сравнению с традиционными методами обучения. Основное отличие имитационных игр от традиционной классно-урочной системы образования состоит в том, что они как одна из форм интерактивных методов обучения позволяют участникам обучаться в процессе общения друг с другом, в совместной деятельности. Традиционное обучение направлено на получение фактологического информационного знания, а имитационная игра призвана ввести это знание в смысловой контекст. Результатом участия человека в имитационной игре становится субъективное знание, выражающееся в неформальной проверке заложенной в игру модели [Крюков, 2009]. Природа деловой игры двупланова: с одной стороны, участник осознает, что он играет, с другой стороны, он принимает решения и действует вовлеченно, переживая соответствующие реальной ситуации чувства, поэтому игровые события воспринимаются участником и как условные, и как естественные; процесс игры совершается на границе игры и не-игры [Розин, 1998].

Имитационная игра как процесс включает в себя следующие этапы [Крюков, 2009; Taylor, 1983]:

1. Инструктаж (брифинг, «разогрев», icebreaking) – введение в имитационную игру;
2. Имитация – собственно игровой процесс.
3. Послеигровое обсуждение (дебрифинг) результатов имитации. Специально построенное послеигровое обсуждение в диалоге

(полилоге) с другими позволяет участникам осознать, категоризовать и систематизировать полученный в игре опыт.

Перейдем к описанию двух примеров использования имитационных моделей и игр в обучении.

### **8.1. Имитационная игра «Всемирное рыболовство».**

Имитационная игра «Всемирное рыболовство» (далее – «Рыболовство») встроена в учебный план нескольких факультетов МГУ имени М.В. Ломоносова (факультет государственного управления (до 2015 года), Высшая школа инновационного бизнеса, биологический факультет (до 2006 года), экономический факультет и др.). Продолжительность игры составляет в среднем 2,5-3 часа (или 2 «пары»). Поскольку участие в игре является одним из условий получения студентами зачета по преподаваемому курсу, администраторы проводят игру несколько раз в течение семестра, чтобы охватить весь поток студентов. Как следствие, у студентов при наличии желания появляется возможность поучаствовать в игре не один раз.

В данном разделе мы приводим результаты игр, проведенных со студентами биологического факультета (2005–2006 гг.), факультета государственного управления (2005–2006, 2010 гг.), а также с магистрантами Высшей школы инновационного бизнеса (2017 г.).

Имитационная игра «Всемирное рыболовство» [Медоуз, Шеннон, Фиддаман, 1989] с компьютерной поддержкой воспроизводит различные способы управления общими ресурсами и позволяет проанализировать их влияние на получение прибыли и окружающую среду. Основное содержание имитируемых процессов связано с управлением рыболовными компаниями и его влиянием на рыбные ресурсы и реализовано с использованием модели взаимодействий систем «Популяция рыбы» – «Рыболовный флот» [там же, с. 86; Meadows, Fiddaman, 1990]. В игре частные цели конкурируют между собой, часто в ущерб общему делу. В основу игры заложена концеп-

ция «Трагедии общин» Г. Хардина [Hardin, 1968], когда каждый участник группы принимает рациональные решения, оптимизируя собственную выгоду; но целая группа в конце концов чрезмерно эксплуатирует общие ресурсы и истощает их.

Основные роли: управляющие (директора компаний), администратор игры, как правило, у администратора игры есть ассистент. Масштаб времени в игре: 10 лет с шагом в 1 год. В игре принимают участие от 10 до 30 человек, рекомендуемое количество игроков в одной команде – от 2 до 5 человек.

В начале игры администраторы раздают инструкции каждому участнику для индивидуального изучения; после этого администраторы проводят общий инструктаж (брифинг). Вместе с индивидуальным изучением инструкций инструктаж занимает примерно 20–25 минут<sup>2</sup>. В инструктаже еще раз разъясняют правила игры, описывают начальное состояние рыболовных зон, цели рыболовных компаний, систему игры в целом.

Игроки разделяются на команды, которые в игре становятся рыболовецкими компаниями условного государства. Целью каждой команды является получение в конце игры наибольшего (по сравнению с другими компаниями) состояния. Состояние это складывается из счета в банке, накопленного командой, и общей стоимости судов (в игре обозначены фишками).

В начале игры все команды находятся в равном положении: у каждой имеется рыболовецкий флот и банковский счет, которым игроки могут распоряжаться по своему усмотрению – заказывать новые корабли на судоверфи, покупать или продавать их другим командам, закупать суда на аукционе. Компания посылает свои суда в одну из трех зон, на которые разделена акватория условного государства: глубоководная зона, прибрежная зона и гавань. Доход каж-

---

<sup>2</sup> Иногда инструкции к игре раздают игрокам заранее, чтобы отвести больше времени на саму игру и послеигровое обсуждение.

дой компании, складывающийся из продажи улова и процентов от счета в банке, зависит от количества пойманной рыбы; в прибрежной и глубоководной зонах обитает разное количество рыбы (в прибрежной зоне меньше, чем в глубоководной). Расходы команды идут на покупку, содержание судов в гавани и отправку их в море. Все принятые решения команды игроки вписывают в лист решений, а затем администраторы вносят их в компьютер. Время в игре сжато: один шаг (одно принятие решений) равен одному году.

Улов одного судна зависит от:

а) производительности зоны – в прибрежной зоне одно судно в нормальных условиях вылавливает 15 рыб, в глубоководной зоне – 25 рыб;

б) рыболовной эффективности, которая, в свою очередь, зависит от плотности рыбы;

в) погоды, которая является случайным фактором и моделируется компьютером. При хорошей погоде улов может возрасти на 20% процентов, при плохой погоде снизиться также на 20%.

Общий улов в игре зависит от количества судов, посылаемых всеми командами в зоны. Важным фактором, влияющим на количество рыбы в зонах и, соответственно, на улов судна, является плотность рыбы. Плотность рыбы может как увеличиваться, так и уменьшаться. К снижению плотности рыбы приводят ее отлов и естественные факторы: если рыбы становится слишком много, кормовой базы недостаточно, соответственно, рыба гибнет от недостатка корма.

Команды участников размещаются за отдельными столами. На принятие игроками первого решения в игре отводится примерно 10 минут – больше, чем на последующие решения. Игрокам необходимо принять решение об участии в аукционе, торговле кораблями с другими командами, заказе новых кораблей на судовой верфи, размещении судов в двух зонах и гавани. Расчет улова, суммы денег от

продажи пойманной рыбы, состояния команды на конец текущего года производит компьютер. В ходе игры команды формулируют и пишут стратегию управления рыболовной компанией: в начале игры (примерно 2–3 год игры), и к ее окончанию – (7–8 год игры).

Администратор игры фиксирует по ходу игрового процесса текущее состояние рыболовных зон с помощью трех показателей: индекса кораблей (Boat Index), индекса вылова рыбы (Catch Index) и индекса плотности рыбы (Fish Index). Информация об этих индексах командам не разглашается.

Игра формирует у участников понимание причинно-следственных механизмов, которые определяют динамику многих систем возобновляемых ресурсов в действительности.

Наиболее характерным вариантом развития игры является быстрый рост флота, стремительное сокращение запасов рыбы, а затем крах рыболовецких зон: все команды выводят свои суда в глубоководную зону и достаточно быстро вылавливают всю рыбу. Когда рыба начинает заканчиваться в глубоководной зоне, команды перемещают свои флотилии в прибрежную зону и также вылавливают всю рыбу там.

Альтернативный ход событий подразумевает скоординированные командами действия по развитию и размещению рыболовного флота, позволяющие сохранить популяцию рыбы и обеспечить постоянное получение прибыли. Для осуществления устойчивого рыболовства игрокам необходимо обеспечить такой уровень отлова рыбы, который способствует ее воспроизводству. Однако требования эффективного функционирования системы не совпадают с интересами игроков. Игроки ориентированы на доход, как основной показатель прибыли. Поскольку в игре принимают участие несколько компаний, и каждая стремится к получению прибыли, которая, в свою очередь, зависит от улова, их материальные интересы сталкиваются. Поэтому главной целью игры, которая должна быть осо-

знана игроками в ее ходе и в ходе послеигрового обсуждения, является достижение баланса между интересами частной прибыли и сотрудничеством команд, необходимым для устойчивости экосистемы (рыбной популяции).

Собственно имитационная деятельность участников игры включена в учебную, поскольку участие в деловой игре является обязательным условием получения зачета для студентов, и цель ее проведения – учебная. Тем не менее, заложенный в игру конфликт мотивирует студентов к участию в ней.

Вследствие различных интерпретации и понимания игроками цели игры возможны различные игровые мотивы участников. При типичном развитии игровых событий большую роль играют мотивы, связанные с обогащением, материальной выгодой.

В игре существует возможность переговоров игроков друг с другом по поводу способов достижения заданной цели. Например, все команды могут отказаться покупать корабли на аукционе и договориться о совместном управлении общим флотом для достижения максимальной прибыли.

В игру «Рыболовство» заложено несколько конфликтных ситуаций: (1) конфликт между командами вследствие борьбы за первое место; (2) конфликт между ростом общего улова и темпами воспроизводства рыбы; (3) конфликт между интересом выигрыша и необходимостью сотрудничества команд. Последний конфликт возникает только в том случае, если игроки изменяют поставленную перед ними цель с «достижения наибольшего по сравнению с другими состояния» на «получение постоянного дохода при совместном управлении флотом».

Основные моменты принятия решений и альтернативы выбора в них, ведущие к появлению различных вариантов хода игрового процесса, приведены в табл. 8.1. Важно, что принятие командами решений об участии в аукционе судов и заказе новых судов на судовой верфи приводит к наращиванию общего флота.

**Таблица 8.1. Этапы игры, в которых возможны альтернативные решения**

<b>Этапы</b>	<b>Возможные решения</b>	<b>Причины принятия решений</b>
1. Аукцион Как правило, на первых этапах игры все команды принимают решение об участии в аукционе	Участие	Увеличение дохода и достижение максимального по сравнению с другими состояниями
	Отказ от участия	Желание сэкономить средства Сохранение популяции рыбы
2. Покупка кораблей у других команд	Да	Увеличение дохода и достижение максимального по сравнению с другими состояниями
	Нет	Желание сэкономить средства Сохранение популяции рыбы
3. Продажа кораблей другим командам	Да	Увеличение дохода от продажи кораблей (например, если у команды отрицательный счет)
		Сохранение популяции рыбы. Но: общее количество кораблей в море при этом не уменьшается, поскольку возможность сдать суда на металлолом имеется только в конце игры
	Нет	Стремление сохранить флот с целью получения дохода от пойманной им рыбы
4. Заказ новых судов на верфи	Да	Увеличение дохода и достижение цели игры как максимального по сравнению с другими состояниями
	Нет	Желание сэкономить средства – стремление сохранить состояние в банке – стремление к прибыли
		Сохранение популяции рыбы

5. Размещение судов	Глубоководная зона.  Приносит наибольший доход	Да	Стремление получить прибыль
			Отказ от размещения в прибрежной зоне (если там рыбы нет/ее мало)
		Нет	Стремление получить прибыль в ситуации, когда рыбы в глубоководной зоне нет, но игроки предполагают, что она есть в прибрежной зоне
			Отказ от размещения кораблей в пользу возможности воспроизводства рыбы (например, отвод кораблей в гавань)
	Прибрежная зона.  Приносит меньше дохода, чем глубоководная зона	Да	Стремление получить прибыль
			Отказ от размещения в глубоководной зоне (если там рыбы нет/ее мало)
		Нет	Стремление получить прибыль в ситуации, когда рыбы в прибрежной зоне нет, но игроки предполагают, что она есть в глубоководной зоне
			Отказ от размещения кораблей в пользу возможности воспроизводства рыбы
	Гавань.  Дохода нет, только расходы на содержание судов	Да	Стремление сохранить состояние, накопленное в игре, в случае, если рыбы в зонах не осталось, поскольку содержание кораблей в зонах дороже их содержания в гавани
Стремление сохранить популяцию рыбы			
Нет		Стремление к получению дохода от продажи пойманной в зонах рыбы (если рыба в зонах есть)	

	Как правило, решение о размещении судов в гавани принимается на последних этапах игры		Стремление к получению дохода от продажи пойманной в зонах рыбы даже в том случае, если рыбы в море нет, но игроки «надеются», что «она там появится»
6. Участие в переговорах.  Имеет следующие цели и результаты: а) покупка– продажа судов друг у друга; б) размещение судов разными командами в разных зонах; в) выработка стратегии рыболовства в игре (расстановка судов, участие в покупке-продаже, аукционе, заказе судов)	Да	Стремление к прибыли (переговоры о покупке-продаже судов).	
		Стремление к сотрудничеству между командами	
	Нет	Стремление к прибыли, желание команды «не раскрывать секреты», тактику и пр.	
		Неумение игроков вести переговоры, слабые коммуникативные способности	

Перейдем к описанию примеров использования игры в учебном процессе. Игру проводили со студентами биологического факультета, факультета государственного управления и магистрантами Высшей школы инновационного бизнеса МГУ. С некоторыми студентами биологического факультета и факультета государственного управления также были проведены интервью, касающиеся опыта их участия в игре.

На рис. 8.1 показано изменение трех индексов в игре «Рыболовство», проведенной с магистрантами ВШИБ в 2017 году.

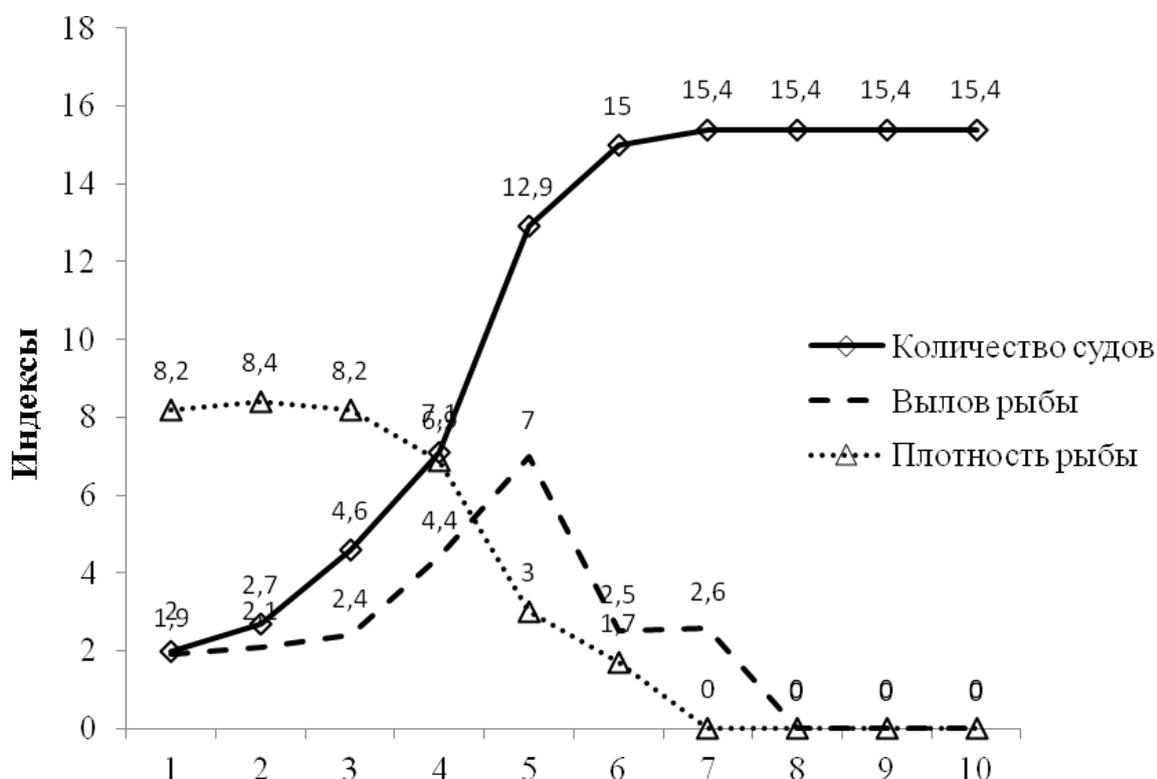


Рис. 8.1. Изменение индексов количества судов, вылова рыбы и плотности рыбы в течение игры (ВШИБ МГУ имени М.В. Ломоносова, магистранты 1 курса, 2017 год)

На графике виден период между 4 и 5 годами игры, когда плотность рыбы (пунктирная кривая) вследствие роста количества кораблей (сплошная кривая) и растущего вылова рыбы (штриховая кривая) резко упала. Как следствие, упал суммарный вылов рыбы.

Магистранты выловили всю рыбу к 8 году игры. На рисунке кривая вылова рыбы имеет один выраженный пик на 5 году, когда вылавливается рыба глубоководной зоны; максимальный вылов рыбы в прибрежной зоне приходится на 7 год. Падение плотности рыбы происходит между 4 и 5 годами игры вследствие покупки одной из команд единовременно 50 кораблей и их размещения в море. Это падение является критическим для всей игры, т.к. темп воспроизводства популяции имеет временное запаздывание, а игроки еще не увидели снижение общего объема вылова рыбы.

Подобная динамика показателей характерна для игры: например, слайд из игрового комплекта для послеигрового обсуждения имеет следующий вид (рис. 8.2):

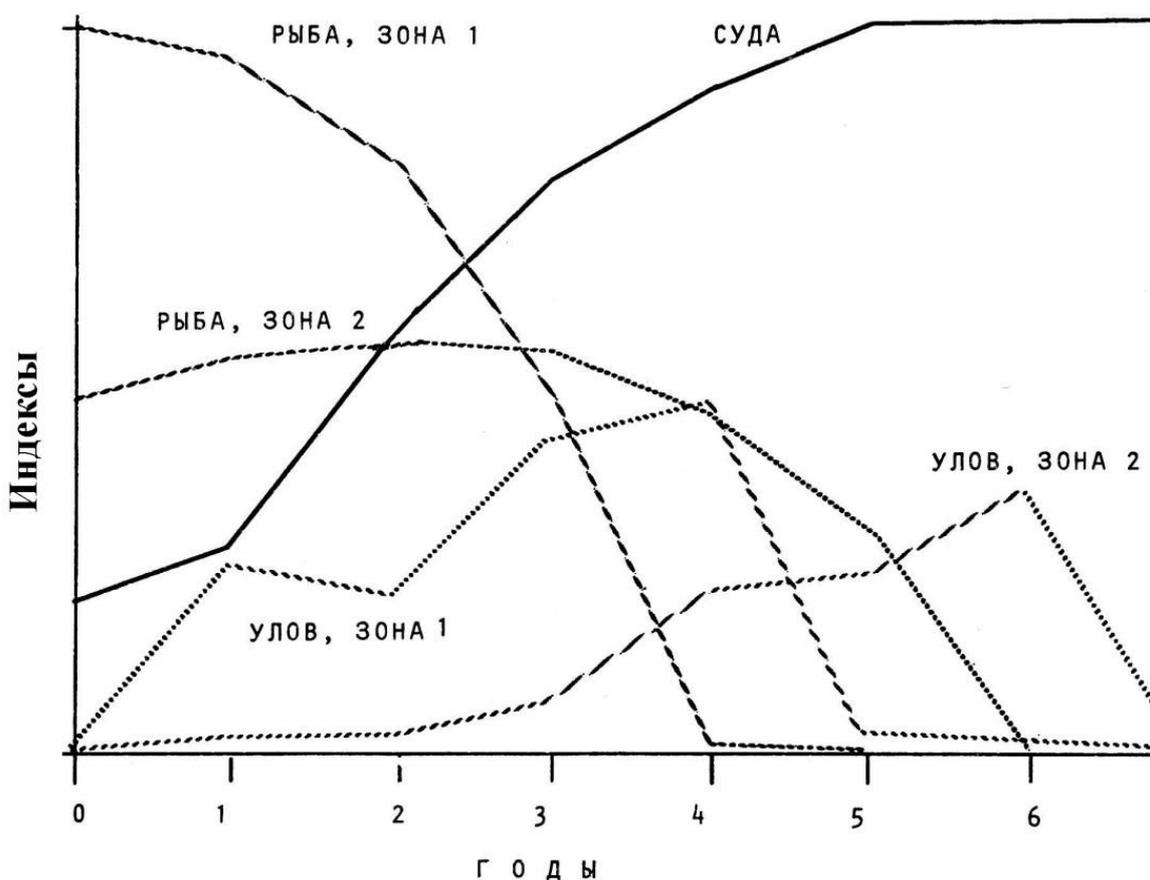


Рис. 8.2. Слайд для послеигрового обсуждения: «Типичное поведение системы в игре»

Типичный сценарий заключается в том, что примерно к середине десятилетия рыбные запасы глубоководной зоны (рыба, зона 1) стремительно истощаются по мере роста количества судов и роста улова (улов, зона 1); к этому моменту игроки начинают выводить свои флотилии в прибрежную зону (зона 2), улов в этой зоне растет, а затем резко падает.

Для того чтобы выявить причины, по которым происходит полное уничтожение возобновляемого природного ресурса в игре, проследим изменения в формулировках стратегий одной из команд-победительниц (студенты ФГУ, 2010 год). Стратегия № 1: *«Оптимизация ловли рыбы за счет кооперации с другими командами, ограничение ловли в наиболее загруженных областях. Ориентация на сбалансированный рост количества судов и размеры компании»*. Стратегия № 2 была сформулирована так: *«Умеренные расходы и техническая победа при уничтожении рыбы»*. Победители, как правило, осознанно расходуют игровой ресурс для достижения выигрыша, их цели меняются от «кооперации с другими командами» до «победы при уничтожении рыбы».

Тем не менее, после игры некоторые студенты остались недовольны тем, что при инструктаже администратором не была озвучена цель: «... получить максимальную прибыль, не нанося непоправимого вреда окружающей среде», и начали спорить, оправдывать свои действия и вносить предложения по изменению инструкции и правил игры: *«Как оказалось, правильной целью было несколько другое. Это все из-за русского языка... Что значит «добиться максимальной прибыли?» Это значит «больше, чем у всех остальных»? Или же максимальной – просто максимальной? Все поняли как «больше, чем у всех остальных»* (С., студент биологического факультета).

Реакция участников игры на ее результаты (уничтожение природного ресурса) в виде непринятия цели и поиска вариантов изменения правил игры возникает как прямое следствие однозначной интерпретации ее цели. Игроками коллективно не была решена задача

«сбалансированного» ведения хозяйственной деятельности с учетом показателей вылова рыбы, ее плотности и т.п.

Такое поведение участников характерно для игры «Рыболовство» – стремление к достижению максимальной прибыли приводит к конкуренции и соперничеству. Основной задачей игры становится прямой, непосредственный выигрыш. Соперничество как условие игры способствует, с одной стороны, повышению заинтересованности участников, с другой – «маскирует» цель игры, и, таким образом, весь игровой ресурс расходуется очень быстро. Участники сталкиваются с проблемой истощения природных запасов, происходит переосмысление ситуации самой игры и мотива своего участия в ней. Например, некоторые участники примерно в середине игры начинают высказываться о необходимости сохранения игрового ресурса для обеспечения выигрыша: *«Да это не экология, это экономика! Вы тратите на корабль больше, чем на нем зарабатываете!.. Чем больше кораблей, тем меньше плотность. Чем меньше плотность рыбы, тем меньше прибыль на один корабль... Рыба уже падает»* (А., студентка биологического факультета). Трактовка игроками цели игры видоизменяется, а задача помимо «быстрого обогащения» при уничтожении ресурса принимает смысл «постоянного дохода от пойманной рыбы».

Многие участники игры хотят изменить ее правила. Один из интервьюируемых студентов-биологов предложил дать возможность в начале игрового процесса избавляться от лишних кораблей. Тем самым, по его мнению, увеличивается вероятность сохранения популяции рыбы. Вместе с тем, продажа кораблей после первого хода также принесет прибыль, следовательно, у участников игры появится азарт и ощущение конкуренции, что приведет к стремлению игроков обеспечить своей команде максимальный улов, и, как следствие, вылов рыбы увеличится (парадокс!): *«В любом случае..., скорее всего, сначала будет практически полное истребление рыбы, а дальше уже выживание (С.). – Тогда в чем смысл введения такого*

*правила – продавать корабли с первого года? (экспериментатор) – Ну как? Смысл – чтобы не ограничивать такими жесткими рамками. Тут иначе слишком мало стратегий получается, выигрыша».*

Студенты биологического факультета, факультета государственного управления и магистранты ВШИБ не стремились к переговорам: *«Когда кто-то пытается договориться со всеми остальными, выглядит так, что у него есть какой-то свой подтекст, и все равно выигрывает он. Причем, ... так оно и оказывалось. Поэтому договоры как-то неперспективны»* (Н., студентка биологического факультета). Переговоры по введению квот на вылов рыбы (координация действий, фактически, объединение команд) студенты ФГУ начали проводить лишь через 1,5 часа после начала игры. Если к рабочим столам некоторых игроков подходили представители других команд, сидящие категорически отказывались показывать свои листы решений с числом кораблей, прибылью и пр. информацией. Магистранты ВШИБ вообще не проводили переговоры, несмотря на то, что администраторы игры несколько раз напоминали им о существовании такой возможности.

Основная проблема игры заключена в налаживании взаимодействия команд друг с другом и доступе к информации о ситуации внутри каждой команды: *«Все понимают, что каждый хитрит, и все хитрят, чтобы получить как можно больше от других»* (С., студент биологического факультета). Во многом, проблемы с взаимодействием команд являются следствием позиций, подобных продемонстрированной в интервью одним из студентов-управленцев: *«Ну... Цель наша была – это получить прибыль. Вот. А о наличии ресурсов, рыбы там, мы особо не заботились. Вот. А потом не пошли на сотрудничество...»* (С., студент ФГУ).

Представляют интерес результаты проведения игры в 2017 году у магистрантов Высшей школы инновационного бизнеса. Поскольку итог игры был типичен, а размер общего флота – огромен (185 штук,

по сравнению с количеством кораблей в других играх – 73, 83 и т.п.), преподаватели поставили условие: магистранты должны еще раз сыграть и достичь стабильного дохода от пойманной рыбы, чтобы получить зачет по курсу. Результаты второй игры показаны на рис. 8.3.

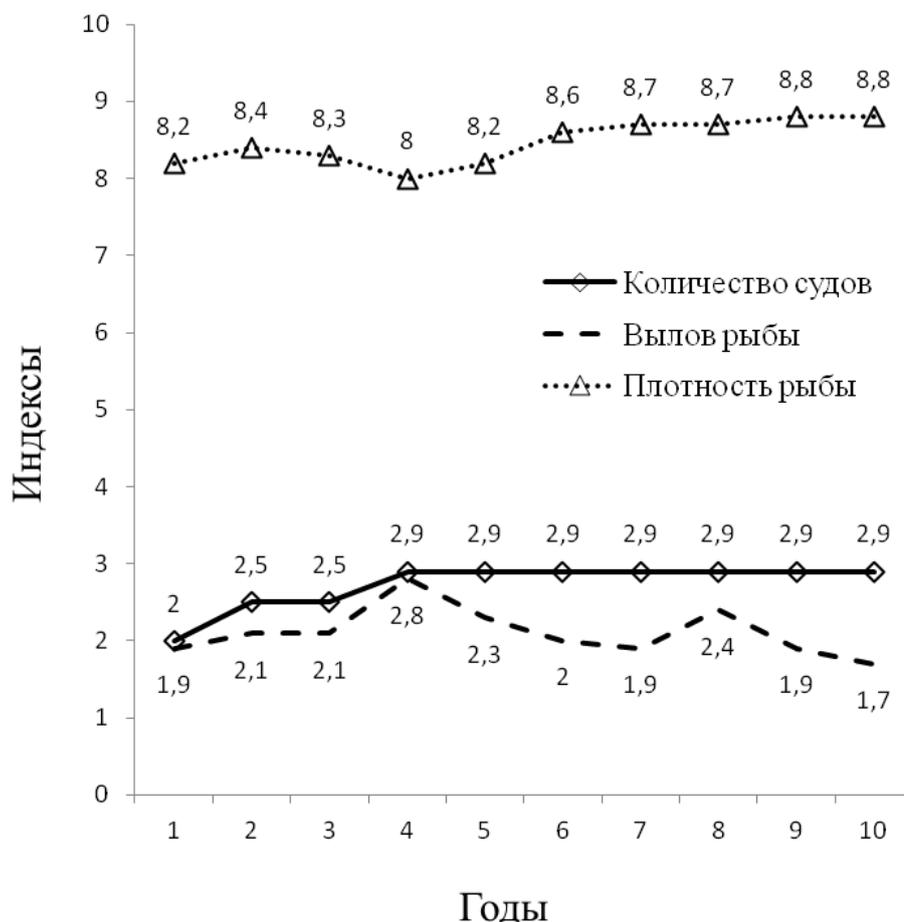


Рис. 8.3. Изменение индексов количества судов, вылова рыбы и плотности рыбы в течение игры (ВШИБ МГУ имени М.В. Ломоносова, магистранты 1 курса, вторая игра, 2017 год)

Как видно из рисунка, индекс плотности рыбы не только не уменьшился, но увеличился к окончанию игры. Индекс количества судов принял значение 2,9 и после 4 года оставался постоянным (общий флот к концу игры составлял 35 кораблей). Кривая вылова рыбы имеет 2 сглаженных пика на 4 и 8 году (поскольку участники выводили больше кораблей в море в эти годы), после чего плавно снижается.

В начале игры участники договорились, что, во-первых, они не будут покупать суда на аукционах и заказывать их на верфи (кроме

первых двух лет), а, во-вторых, будут согласованно выводить свои «флотилии» в море. Чтобы спровоцировать участников на увеличение флота, администраторы игры решили проводить закрытые аукционы на понижение цены: та команда, которая предложит наименьшую сумму за лот, получит корабли в свое пользование. В результате участники одной из трех команд не догадались написать наименьшую возможную сумму (как это сделали две другие команды), нарушили условия договоренности и купили суда на аукционе, чем обеспечили себе победу в игре. Однако общая стратегия по размещению судов в зоне оставалась на протяжении всей игры неизменной и позволила всем добиться хороших результатов.

Для демонстрации зависимости появления стратегии сотрудничества от игровых событий мы построили схему с использованием языка системной динамики – причинно-следственных диаграмм [Медоуз, 2008; Форрестер, 2003] (рис. 8.4).



Рис. 8.4. Взаимосвязь принятия решений о сотрудничестве и достижения игровой цели в игре «Всемирное рыболовство»

Стрелка, соединяющая два параметра, означает воздействие первого параметра на второй. На рисунке «+» соответствует прямо пропорциональным отношениям, «-» – обратно пропорциональным отношениям. Наличие нечетного количества знаков «-» на схеме – это признак отрицательной обратной связи. Если на схеме присутствуют переменные только со знаком «+» или с четным количеством знаков «-», обратная связь является положительной – усиливающей

первоначальный эффект и дестабилизирующей всю систему. Мы также добавили в схему интерпретационную переменную «Принятие решений» для обозначения места процесса принятия решений в конкретной деятельности, моделируемой игрой.

Схему необходимо читать следующим образом: получение игроками команды «прибыли» отвечает цели игры, и в этом случае от игроков не требуется дополнительного анализа полученных результатов и усилий по вступлению в переговоры с другими командами (вероятность сотрудничества с другими командами низка). Отсутствие сотрудничества приводит к уменьшению «популяции рыбы», поскольку происходит ее хищнический вылов всеми игроками. Снижение численности «популяции рыбы» ведет к снижению «улова» и «дохода» и, соответственно, «прибыли» команды. Чем меньше «прибыль», тем выше вероятность того, что игроки начнут анализировать причины ее уменьшения, что может привести к повышению вероятности появления сотрудничества друг с другом и, соответственно, к восстановлению ресурса, увеличению численности «популяции рыбы» и «прибыли команд». В таком случае, вероятность дальнейшего сотрудничества может снизиться.

Данная схема носит обобщенный характер и показывает динамику принятия решений в условиях столкновения противоречивых интересов. Она содержит отрицательную обратную связь, которая является устойчивой (балансирующей), поскольку не предполагает бесконечного роста и стремится вернуть всю систему в равновесное состояние. В прикладном плане схема может быть использована для описания процесса сбалансированной добычи возобновляемых ресурсов.

## **8.2. Имитационная модель «CoMPAS»**

В данном разделе мы приводим результаты участия магистрантов Высшей школы инновационного бизнеса МГУ (11 человек, 4 девушки и 7 юношей) в имитационной модели «CoMPAS» (курс «Имитационные

модели и игры управленческих решений», 2017 год). Целью обучения магистрантов по программе «Управление природными ресурсами» является «подготовка магистров менеджмента в области управления природными ресурсами, рационального природопользования, устойчивого развития регионов и высокоурбанизированных территорий» [<http://www.hsib.msu.ru/master/manag.html>]. Как правило, участниками программы обучения становятся люди, работающие в нефтяных, геологоразведочных и т.п. компаниях.

Имитационная модель «CoMPAS» (Coastal Management Practices of Achieving Sustainability, URL: <http://www.biodiversity.ru/coastlearn/game-rus/index.html>) знакомит участников с принципами устойчивого управления социально-экономическим развитием береговой зоны в течение 20 лет. Устойчивое развитие требует долгосрочного планирования, и горизонт планирования (время на реализацию тех или иных действий и их последовательность) в данной модели соответствует этому требованию.

Это однопользовательская игра, участник играет роль губернатора прибрежного региона.

В распоряжении губернатора региона имеются следующие ресурсы: численность населения, финансы, численность рыбы и территория (и суша, и море).

Игрок вкладывает средства бюджета каждый год в 7 областей:

1. Бумажное производство.
2. Сельское хозяйство.
3. Туризм.
4. Морское рыболовство.
5. Марикультура.
6. Биологическая очистка.
7. Химическая очистка.

Вкладывая деньги в развитие этих областей, игрок пытается достичь устойчивого развития одновременно в экономической и социальной сферах, а также поддерживать удовлетворительное состояние экологической ситуации в регионе. Успех или неудача политики игрока отражаются в виде трех основных индексов:

1. Валовой доход на душу населения (ВВП).
2. Индекс человеческого развития (ИЧР).
3. Индекс качества окружающей среды (ИКОС).

В модели существуют также другие показатели, дающие игроку дополнительную информацию.

Участник должен выбрать один из трех возможных типов региона, который определит специфику стратегии его развития:

1. Маломорье – регион с ограниченными морскими ресурсами и малой протяженностью береговой линии (рис. 8.5).
2. Среднеморье – регион, в котором суша и море занимают равные площади.
3. Широкоморье – регион с небольшой площадью побережья.

Каждый год игрок принимает решение о распределении доступного ему бюджета в несколько отраслей или оставлении части или всего бюджета для получения банковского процента. После распределения средств компьютерная математическая модель отображает результаты принятых игроком решений и доступные ему для использования в следующем году ресурсы.

Имитационная модель CoMPAS является обязательным домашним заданием, и участники пишут отчеты по результатам прогона модели. Преподаватели оценивают отчеты по количественным и качественным показателям. Отчет должен содержать карту региона, графики изменения 3 основных индексов и таблицу, в которой отражается изменение численных показателей (трех основных индексов

и ресурсов) в течение 20 лет. Кроме того, игроки должны описать выбранную ими политику управления регионом. Модель предполагает неограниченное число попыток управления разными регионами.

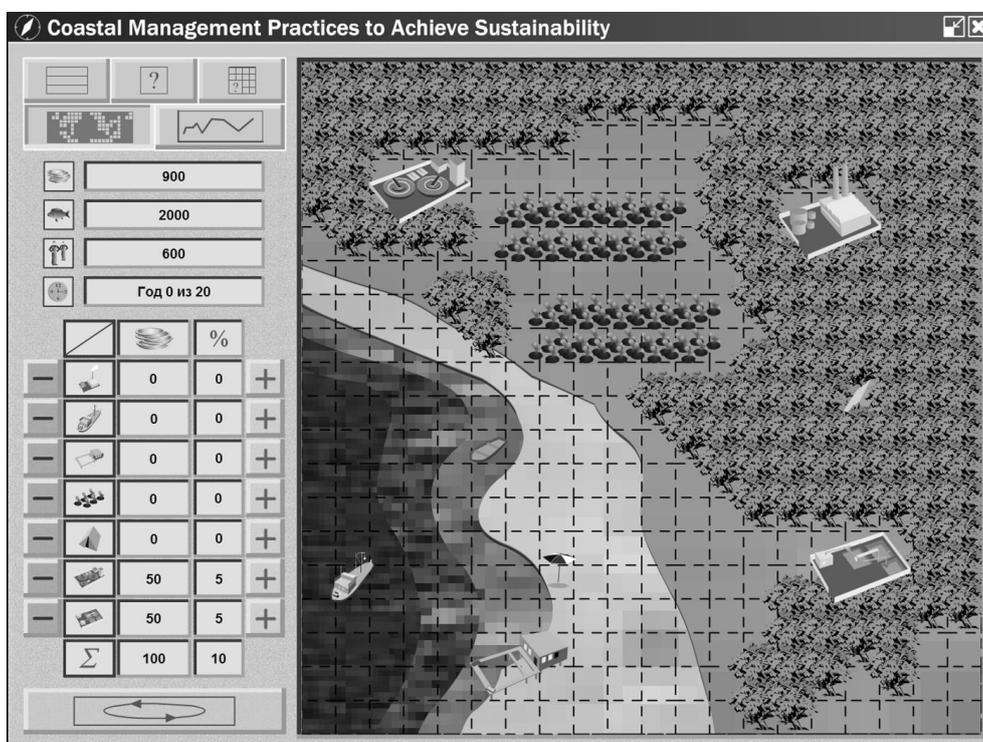


Рис 8.5. Пример карты региона «Маломорье»

Перейдем к описанию результатов использования модели в группе магистрантов Высшей школы инновационного бизнеса МГУ (2017 год).

Группа состояла из 11 человек. Две девушки сдали отчет по результатам экспериментирования с двумя типами региона; таким образом, число отчетов возросло до 13. В ходе проверки работ выяснилось, что описание политики управления регионом одного отчета практически слово в слово списано с другого. Количественные результаты были разными. В связи с этим, автору было предложено повторно написать отчет. В результате мы получили 14 отчетов. В количественный анализ были включены цифровые данные всех 14 отчетов, качественный анализ охватывал 13 отчетов.

Маломорье было выбрано 7 раз, Среднеморье – 6 раз, Широкоморье оказалось наименее популярным регионом – 1 отчет. В среднем магистранты ВШИБ экспериментировали с моделью 3 раза, число попыток управления варьировало от 1 до 6 у одного человека с одним типом региона.

Итоговые количественные результаты включали: валовый доход на душу населения (ВВП), индекс человеческого развития (ИЧР), индекс качества окружающей среды (ИКОС), состояние ресурсов (население, финансы, популяция рыбы).

Итоговые количественные результаты, включающие 6 основных показателей модели, представлены в табл. 8.2.

**Таблица 8.2. Результаты прогона модели «CoMPAS» с магистрантами ВШИБ, 2017 год**

Ресурсы, индексы	Начальные показатели	Средние результаты	Лучшие результаты	Максимальный возможный результат	Пороговые значения для конкурса 2008 г.
ВВП	10	14	21	25	$\geq 15$
ИЧР	100	71,7	88	100	$\geq 75$
ИКОС	50	70	88	100	$\geq 75$
Финансы	1000	6808	9649	$> 12000$	–
Рыба	2000	631	2622	$> 2300$	$\geq 2000$
Население	600	1192	1341	$> 1230$	$\geq 600$

*Примечание: ВВП – валовый доход на душу населения; ИЧР – индекс человеческого развития; ИКОС – индекс качества окружающей среды. Значения ресурсов (финансы, рыба, население) приведены в условных единицах. Величины максимального возможного результата указаны на основе достижений студентов предыдущих лет [Kavtaradze, Lihacheva, Miroshnychenko, 2007]. Пороговые значения для конкурса 2008 г. отражают пороговые значения для работ, участвовавших в конкурсе на лучшее управление прибрежным регионом [Kryukov et al., 2009].*

Средний индекс человеческого развития (71,7) сопоставим со средним достижимым результатом (от 50 до 75), что свидетельствует о неплохой работе. Средние индексы ВВП и ИКОС невысоки и типичны для студентов предыдущих лет [Kavtaradze, Lihacheva, Miroshny-chenko, 2007]. Количество рыбы является результатом явно неудачного управления рыбными ресурсами: истощение рыбных ресурсов (уменьшение параметра «Рыба» более чем вдвое, по сравнению с начальными условиями) встречалось в 10 работах, в трех работах было выявлено уменьшение рыбных ресурсов по сравнению с начальным состоянием (2000).

В подобных моделях и играх применяют разные способы оценки результатов. Во-первых, можно использовать номинативные шкалы [Наследов, 2007], по которым происходит оценка не количественных показателей, а полученных из них качественных (например, порядковое место человека по результатам игры по отдельным показателям). При таком подходе теряется важная информация о некоторых величинах. Например, в нашем случае первое место по ВВП (21), ИЧР (88) и финансам (9649) занимает участник, у которого к концу игры осталась 21 рыба.

Для коррекции потери информации возможно введение пороговых значений (последняя колонка табл. 8.2). При таком подходе, учитывающем только отчеты, в которых параметр «Рыба» был выше либо равен начальным условиям ( $N \geq 2000$ ), из анализа автоматически исключаются 13 отчетов, в которых численность рыбы насчитывает от 1 до 1738 штук (см. табл. 8.3).

**Таблица 8.3. Итоговые показатели по параметру «Рыба» в модели «CoMPAS» (магистранты ВШИБ, 2017 год)**

№	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Рыба	6	364	1044	332	1510	1	1	846	2622	1738	14	2	334	21

Для того, чтобы включить в сравнительную оценку все сданные работы, мы использовали численный интегральный коэффициент,

предложенный ранее в статье [Круиков et al., 2009] и вычисляемый по следующей формуле:

$$\text{Коэфф} = \left( \frac{\text{население}}{\text{max население}} + \frac{\text{количество рыбы}}{\text{max количество рыбы}} + 2 \cdot \left( \frac{\text{ВВП}}{\text{max ВВП}} + \frac{\text{ИЧР} + \text{ИККОС}}{100} \right) \right) / 8$$

где за *max население*, *max количество рыбы* и *max ВВП* берут лучшие результаты. Такой подход к оценке результатов позволяет учесть значительное отклонение параметров: сравните, например, лучший и худший показатели параметра «Рыба», равные, соответственно, 2622 и 1 условной единицам.

С целью выявления лучшей стратегии управления прибрежным регионом мы сравнили результаты магистрантов по интегральному коэффициенту (табл. 8.4).

**Таблица 8.4. Лучшие результаты прогона модели «CoMPAS» с магистрантами ВШИБ, 2017 год**

№	Регион	Финансы	Рыба	Население	ВВП	ИККОС	ИЧР	Коэфф.
2	Маломорье	9551	364	<b><i>1341</i></b>	19	<b>88</b>	87	0,8064
9	Маломорье	8939	<b>2622</b>	1312	18	79	82	<b>0,8640</b>
14	Среднемо- рье	<b>9649</b>	21	1320	<b>21</b>	84	<b>88</b>	0,8041

*Примечание:*

*ВВП* – валовый доход на душу населения.

*ИККОС* – индекс качества окружающей среды.

*ИЧР* – индекс человеческого развития.

*Коэфф.* – интегральный коэффициент.

*Финансы, рыбу и население измеряют в условных единицах. В таблице приведены результаты трех лучших работ. Курсивом и жирным шрифтом выделены максимальные численные показатели по каждому из параметров.*

Как видно, вычисление коэффициента позволило учесть «проседание» параметра «Рыба» по всем работам и определило победителя – губернатора с коэффициентом, равным 0,864. Тем удивительнее факт, что, экспериментировал с моделью он один (!) раз.

Судя по отчету победителя, для достижения хороших результатов перед началом экспериментирования с моделью необходимо «прочитать правила игры и составить для себя сводную таблицу воздействия загрязнений на окружающую среду, расширения территории при инвестициях в отрасли, срок службы капитала и определить баланс между уровнем инвестиций и выбытием капиталов». Основными целями губернатора были: достижение ИЧР более 75, ВВП более 15, ИКОС не менее 0,8. Горизонт планирования составлял 5 лет, а вложения делались в производства без выбросов фосфорных соединений (в бумажную промышленность, туризм и рыболовство). На биологическую и химическую очистку тратилось до 65% бюджета. Для отслеживания изменений игрок составлял и корректировал таблицы инвестиций и выбытия в отраслях.

К сожалению, исследование показало, что зачастую магистранты не знают, что означают понятия «стратегия» и «горизонт планирования»: в 6 работах из 14 горизонт планирования не был описан совсем. Часто под горизонтом планирования подразумевали планирование распределения средств бюджета: 25% – в производство, 30% – в очистку и т.п. В разделе описания стратегии управления регионом магистранты, как правило, указывали принципы и конкретные шаги по достижению устойчивого развития (напр., «Цели: сохранить на хорошем уровне доход на душу населения», «Задачи: делать шаги в пользу повышения этого показателя»), что относится скорее к тактике управления.

Таким образом, изучение отчетов по имитационной модели «CoMPAS» магистрантов Высшей школы инновационного бизнеса МГУ выявило, во-первых, отсутствие у них четкого понимания стратегии регионального развития и горизонта планирования. Во-вторых, внимательное изучение правил работы с моделью перед ее началом, а также планирование своих действий, постановка четких целей и следование им в течение работы позволяет добиться неплохих результатов. Вместе с тем, управление прибрежным регионом в течение 20 лет – сложная за-

дача, о чем свидетельствуют отчеты участников, занявших второе и третье места вследствие исчерпания рыбных ресурсов.

В реальной жизни поддержание удовлетворительной экологической ситуации в регионе, наряду с достижением высоких экономических и социальных показателей требует огромного практического опыта, знаний и умения применять их на практике. Экспериментирование с имитационной моделью «CoMPAS» при обучении позволяет участникам попробовать себя в роли губернаторов прибрежного региона и увидеть последствия своих решений за сжатое время. Игрокам предоставляется уникальная возможность совершения ошибок в безопасной среде, их анализа, и обучение выходит за рамки простого заучивания и повторения знаний.

### **8.3. Заключение главы 8**

Мы привели два примера использования в обучении имитационных игр и моделей, позволяющих их участникам актуализировать полученные ими ранее знания. В имитационной игре «Всемирное рыболовство» участники получают возможность управления возобновляемыми ресурсами в условиях столкновения противоречивых интересов. Имитационная модель «CoMPAS» позволяет проверить собственные силы в долгосрочном управлении регионом, учитывающем основные показатели устойчивого развития.

Мы описали типичные, успешные и неуспешные стратегии принятия решений в игре и модели. Учет преподавателем особенностей принятия решений студентами позволяет более гибко подходить к процессу обучения в дальнейшем и корректировать его. Имитационные модели и игры в экологическом образовании выступают необходимым инструментом обучения, поскольку предоставляют их участникам возможность экспериментирования в безопасной среде, проверки собственных знаний и умений в области природопользования и побуждают к самопознанию.

#### 8.4. Литература главы 8

1. Айламазьян А.М. Актуальные методы воспитания и обучения: Деловая игра. – М.: МГУ, 1989. – 56 с.
2. Бельчиков Я.М., Бирштейн М.М. Деловые игры. – Рига: Авотс, 1989. – 304 с.
3. Имитационная игра CoMPAS [электронный ресурс]. URL: <http://www.biodiversity.ru/coastlearn/game-rus/index.html> (дата обращения: 01.10.2017).
4. Кавтарадзе Д.Н. Обучение и игра: введение в интерактивные методы обучения. 2-е изд. – М.: Просвещение, 2009. – 76 с.
5. Крюков М.М. Игровое имитационное моделирование длинных волн в экономике // Государственное управление в XXI веке: 6-я ежегодная международная конференция ФГУ МГУ имени М.В. Ломоносова; 29-31 мая 2008 г.: Материалы конференции / Отв. ред. И.Н. Мысляева. – М., 2008. – С. 472–482.
6. Крюков М.М. Эколого-экономическое игровое имитационное моделирование в науке и образовании: монография. – М.: Экономический факультет МГУ, ТЕИС, 2009. – 199 с.
7. Медоуз Д.Л. Системное поведение, «мания»-структуры и загрязнение окружающей среды [электронный ресурс] // Свердловск: 1990. 1 электрон. опт. диск (CD-ROM) «Новые образовательные технологии в управлении природными ресурсами. Имитационные игры и системно-динамические модели». – М.: ЧеРо, 2008.
8. Медоуз Д., Шеннон Д., Фиддаман Т. Описание имитационной игры Рыболовство. – М.: Ротапринт МЭОП ВСНПО «Союзучприбор», 1989. – 130 с.
9. Наследов А.Д. Математические методы психологического исследования. Анализ и интерпретация данных. Учебное пособие. 3-е изд., стереотип. – СПб.: Речь, 2007. – 392 с.

10. Розин В.М. Что такое игра? (от игр маленьких детей до игр деловых) // Мир психологии. Научно-методический журнал. 1998. № 4 (16), октябрь – декабрь. – Московский психолого-социальный институт, НПО «МОДЭК». – С. 23–33.
11. Форрестер Д. Мировая динамика. – М.: ООО «Издательство АСТ; СПб.: Terra Fantastica, 2003. (Philosophy). – 379 с.
12. Хейзинга Й. Homo Ludens. Человек играющий / Пер. с нидерл. В.В. Ошиса. (Серия «Психология без границ»). – М.: Изд-во ЭКСМО-Пресс, 2001. – 352 с.
13. Hardin G. The Tragedy of the Commons // Science. December 13, 1968. – Vol. 162. – № 3859. – P. 1243–1248.
14. Kavtaradze D., Lihacheva H., Miroshnychenko A. Simulation experiments for achieving regional sustainable development // Organizing and Learning through Gaming and Simulation. Proceedings of ISAGA 2007. / Igor Mayer & Hanneke Mastik (eds.). Eburon Delft, 2007. – p. 175–183.
15. Kryukov M., Likhacheva E., Miroshnychenko A., Kavtaradze D. Defining Strategy in Natural Resource Management on Simulation Game CoMPAS // Games: Virtual Worlds and Reality. Selected Papers of ISAGA-2008 / Eugenijus Bagdonas & Irena Patasiene (eds.). Technologija, Kaunas, 2009. – P. 157–164.
16. Meadows D.L., Fiddaman T.S. Teaching Sustainable Management of Renewable Resources // Computer-aided Environmental Education // Edited by W.J. 'Rocky' Rohwedder. – Monographs in environmental education and environmental studies. USA, The North American Association for Environmental Education, 1990. Volume II. – P. 71–82.
17. Taylor J. Guide on simulation and gaming for environmental education. – UNESCO-UNEP International Environmental Education Programme. 1983. Educational Series 2. 101 p.

## **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:**

*Будилова Е.В.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, старший научный сотрудник, доктор биологических наук.

*Замолодчиков Д.Г.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, заведующий кафедрой, доктор биологических наук.

*Зотов В.А.* – ведущий специалист Agilent Technologies, кандидат биологических наук.

*Лихачева Е.Ю.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, младший научный сотрудник, кандидат психологических наук.

*Мамихин С.В.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, факультет почвоведения, кафедра радиоэкологии и экотоксикологии, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук.

*Манахов Д.В.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, факультет почвоведения, кафедра радиоэкологии и экотоксикологии, старший преподаватель, кандидат биологических наук.

*Бадави В.М.* – Объединенный Институт ядерных исследований, старший научный сотрудник, кандидат биологических наук.

*Остроумов С.А.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, лаборатория физико-химии биологических мембран, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук.

*Плеханова И.О.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, факультет почвоведения, кафедра земельных ресурсов и оценки почв, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук.

*Попов С.Ю.* – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, старший научный сотрудник, кандидат биологических наук.

***Рисник Д.В.*** – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра биофизики, ведущий научный сотрудник, кандидат биологических наук.

***Терехин А.Т.*** – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, профессор, доктор биологических наук.

***Тропин И.В.*** – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, старший научный сотрудник, кандидат биологических наук.

***Честных О.В.*** – МГУ имени М.В. Ломоносова, биологический факультет, кафедра общей экологии, ведущий научный сотрудник, кандидат биологических наук.

*Научное издание*

**ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ:  
ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ**

*монография  
под редакцией Д.В. Рисника*

*Редактор: Цветкова А.В.  
Корректор: Анисимова А.О.  
Верстальщик: Журавлева В.А.*



Издательский дом  
БИБЛИО-ГЛОБУС

***Издание научных монографий:***

mono@idbg.ru

+7 495 215 01 38

8 800 333 15 38 (звонок бесплатный)

***Информация для авторов:***

[www.bgscience.ru](http://www.bgscience.ru)

Усл. печ. л. 16,75. Тираж 500 экз.

Подписано в печать 29.12.2017

Формат: 60x84/16

Отпечатано: ПАО «Т8 Издательские Технологии»

109316 Москва, Волгоградский проспект, дом 42, корпус 5

Тел.: +7 (499) 322-38-30