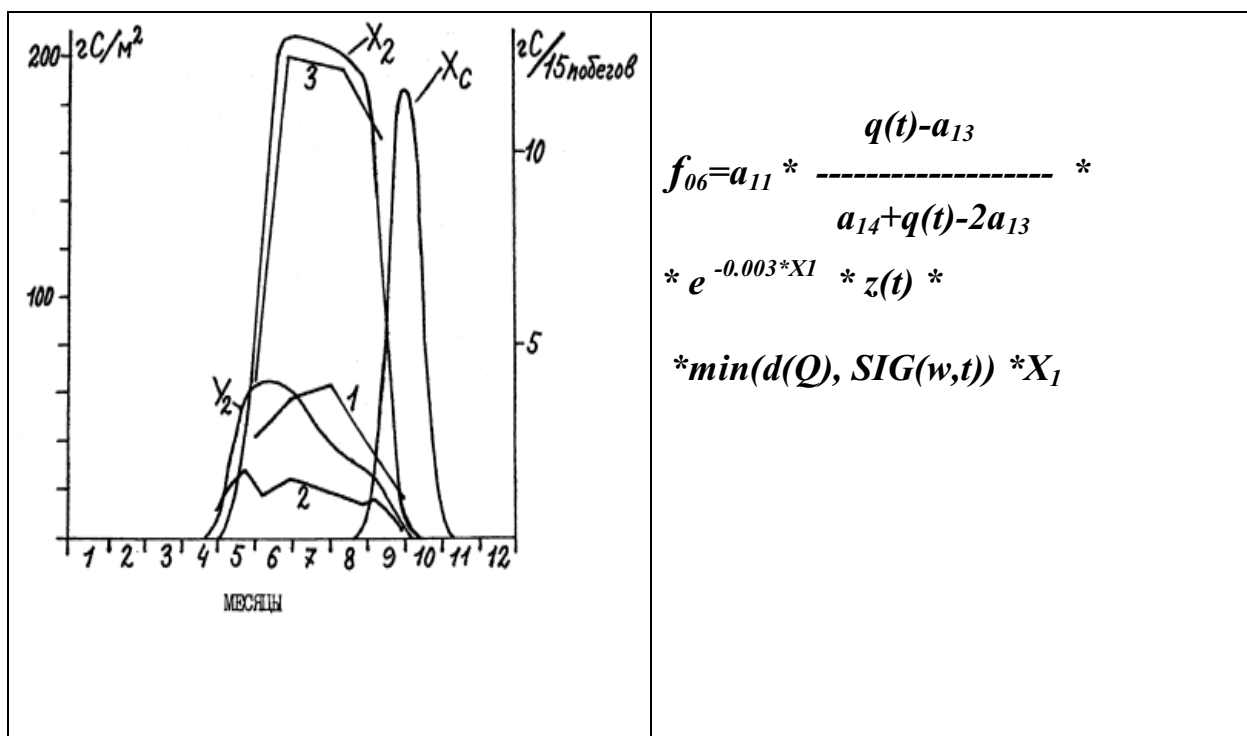


МАМИХИН С. В.

ДИНАМИКА УГЛЕРОДА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И РАДИОНУКЛИДОВ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

(имитационное моделирование и применение
информационных технологий)



Издательство
Московского университета
Москва 2003

Мамихин С. В.

M22 Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М., Изд-во Моск. ун-та, 2003, 172 с.

ISBN 5-211-66145-4

Работа посвящена изучению ряда аспектов биологического круговорота углерода в наземных экосистемах и его нарушений, возникающих как естественным путем, так и в результате антропогенного воздействия на биосферу, а также исследованию сопряженной проблемы - радиоактивного загрязнения экосистем с использованием метода имитационного моделирования и информационных технологий. Излагаются основы компьютеризации как научной методологии проведения исследований, сформулированные на опыте применения данной методологии в рамках многолетних исследований экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС.

Для экологов, радиобиологов, почвоведов, специалистов в области биогеохимии и охраны окружающей среды.

Рецензенты:

Заведующий кафедрой общей экологии Биологического факультета МГУ им. М.В.Ломоносова, доктор биологических наук, профессор В.Н.Максимов

Заведующий лабораторией качества вод Института водных проблем, доктор физико-математических наук, Е.В. Венецианов

О г л а в л е н и е

Введение.....	3
Глава 1. МЕТОДОЛОГИЯ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	7
Глава 2. ДИНАМИКА УГЛЕРОДА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В РАСТИТЕЛЬНОМ И ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ.....	9
2.1. Базы данных.....	9
2.1.1. ЭКОПРОД – база данных по запасам фитомассы в компонентах лесных экосистем.....	9
2.1.2. ЭКОМОД – база данных по экологическим математическим моделям.....	11
2.1.3. ЭКОЛИТ – база данных по литературным источникам экологической тематики.....	13
2.2. Математические модели.....	15
2.2.1. Модели многолетней динамики углерода органического вещества в компонентах листовного леса, целинной степи и агроценоза.....	24
2.2.2. Модели сезонной динамики углерода органического вещества в растительном и почвенном покрове экосистем.....	42
2.2.2.1. Пустынная экосистема (илаковый белосаксаульник на пустынной песчаной почве).....	45
2.2.2.2. Лесная экосистема умеренных широт (снытевая дубрава на темно-серой лесной почве).....	53
Глава 3. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТИТЕЛЬНОМ И ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ.....	106
3.1. Базы данных.....	106
3.1.1. ЭКОРАД_Д – база данных по загрязнению растительного и почвенного покрова радионуклидами Чернобыльского выброса.....	106
3.2. Математические модели.....	111
3.2.1. Модели многолетней динамики содержания радиоуглерода в компонентах листовного леса, целинной степи и агроценоза.....	115
3.2.2. Модели вертикальной миграции ^{137}Cs в автоморфных и гидроморфных почвах лесного фитоценоза.....	122
3.2.3. Модели многолетней динамики содержания ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем (лиственный и хвойный лес) полного спектра гидроморфности.....	132
3.3. Информационно-прогностические системы.....	154
3.3.1. Информационно-прогностическая система ЭКОРАД.....	160
Глава 4. КОМПЬЮТЕРИЗАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	168
Литература.....	178
Приложения.....	193

ВВЕДЕНИЕ

Настоящая работа посвящена изучению ряда аспектов биологического круговорота углерода в наземных экосистемах и его нарушений, возникших в результате антропогенного воздействия на биосферу, а также исследованию сопряженной проблемы – радиоактивного загрязнения экосистем с использованием метода математического моделирования и информационных технологий.

Биогеохимическая значимость углерода, одного из основных элементов, входящих в состав живых организмов и биокосных систем, аномалии его биогеохимического цикла, вызванные хозяйственной деятельностью человека, обуславливают необходимость всестороннего изучения его биологического круговорота. Чем больше мы будем знать о поведении углерода в биосфере, тем выше вероятность избежать последствий непродуманного отношения к природным ресурсам. Поскольку круг проблем, связанных с изучением биологического круговорота углерода, исключительно широк, наши исследования были связаны с отдельными аспектами этого глобального процесса. Интерес к конкретным объектам исследований диктовался, в первую очередь, наличием существующих или потенциальных серьезных проблем природоохранного характера.

Комплекс подобных проблем связан, например, с изменением статуса аридных территорий, прогрессирующим опустыниванием, влиянием глобальных изменений климата на состояние пустынных экосистем. Увеличение численности населения земного шара приводит к освоению территорий, которые ранее не использовались для ведения сельского хозяйства. В связи с растущими потребностями человечества в пастбищных и пахотных землях все большее значение приобретают экологические исследования аридных территорий как возможного резерва, пригодного для более полного освоения, чем в настоящее время. В рамках этих исследований, помимо изучения состава и структуры пустынных экосистем, одно из приоритетных направлений – изучение их функционирования в условиях варьирования климатических условий и антропогенного влияния.

Аналогичные проблемы, связанные с хозяйственной деятельностью человека и возможным изменением климата, существуют и для экосистем умеренных широт. Увеличение концентрации углекислого газа в атмосфере, глобальное потепление, ухудшение плодородия и эрозия почв, исчезновение огромных лесных массивов, нарушение структуры экосистем и даже их исчезновение – лишь малый список сопутствующих жизнедеятельности человеческой цивилизации явлений, оказывающих деструктивное воздействие на существующий биологический круговорот углерода или являющихся отражением этого воздействия.

Практически все процессы, происходящие в биосфере, так или иначе сопряжены с биологическим круговоротом углерода. Целый ряд проблем антропогенного происхождения тесно связан с динамикой углерода органического вещества. Одной из таких проблем, решение которой невозможно без достаточно полного представления о биологическом круговороте углерода, является радиоактивное загрязнение окружающей среды вследствие ядерных испытаний и аварий на предприятиях ядерно-топливного цикла. Радиационные аварии, такие как уральские радиационные инциденты и чернобыльская авария, привели к многолетнему отчуждению обширных территорий и нанесли огромный ущерб здоровью людей и их благополучию. В связи с радиоактивным загрязнением биосферы в настоящее время для экологов существуют две важнейшие проблемы – изучение экологических последствий этих аварий и прогноз дальнейшего развития ситуации на загрязненных территориях. Необходимо также получить информацию о закономерностях поведения радионуклидов в компонентах экосистем для разработки научных основ радиоэкологической экспертизы при размещении предприятий ядерно-топливного цикла.

Следует отметить, что в современных условиях повышаются как ответственность экологов за решения, принимаемые в отношении объектов живой природы, так и требования к методологиям проведения экологических исследований, в первую очередь к их эффективности. Развитие и широкое использование новых, высокоэффективных методологий в области природоохранных исследований – важнейшая задача экологов. Одно из наиболее динамично развивающихся направлений в современной науке – это компьютеризация исследований, которую можно охарактеризовать как методологию, основанную на применении ЭВМ и информационных технологий для накопления, обработки, формализации и анализа информации. Использование этой методологии в совокупности с методологией системного подхода способно, по мнению автора, значительно продвинуть решение многих экологических проблем. Основания для такого утверждения дает успешный опыт компьютеризации исследований экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС, которые проводились коллективом лаборатории радиоэкологии Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова в 1986–1995 гг.

Настоящая работа обобщает результаты исследований биологического круговорота углерода и динамики техногенных радионуклидов в различных типах наземных экосистем, которые проводились в течении более чем 20 лет и в завершающей стадии были поддержаны Международным Научным Фондом Сороса и Российским Фондом Фундаментальных Исследований.

Автор выражает глубокую признательность профессору Ф.А. Тихомирову, профессору В.Д. Васильевской, профессору Т.Г. Гильманову, профессору В.Н. Максимову, доктору биологических наук А.И. Щеглову, а также сотрудникам лаборатории радиоэкологии МГУ, оказавшим содействие и помощь в выполнении настоящей работы.

Автор будет благодарен всем, кто выскажет критические замечания по книге.

Глава 1

МЕТОДОЛОГИЯ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ

Структура исследований, их логическая организация, использованные методы и средства основаны на применении ЭВМ и информационных технологий для накопления, обработки, формализации и анализа информации, что выразилось в создании баз данных, математических моделей изучаемых процессов, информационной системы «Экологическая литература» и информационно-прогностической системы ЭКОРАД.

Необходимость применения ЭВМ и информационных технологий диктовалась, в первую очередь, большим объемом информации, которую пришлось систематизировать, обрабатывать и анализировать. Естественно, что реализация математических имитационных моделей и построение информационной и информационно-прогностической систем также были бы невозможны без использования соответствующих программных и аппаратных средств.

Предпосылкой к успешной обработке информации, собранной в ходе литературного поиска, полевых и лабораторных исследований послужили унификация и сохранение данных в форме, позволяющей автоматизировать процесс обработки, а именно, на магнитных носителях в виде баз данных. Для работы с базами данных последовательно использовались специальные программные комплексы – системы управления базами данных (СУБД), такие как dBase III Plus (Ashton–Tate), FoxPro 2.0 (Fox Software), Access 2.0 (Microsoft). СУБД использовались для создания баз данных, ввода, редактирования, хранения, поиска и обработки информации, а также как среды программирования, позволившие создать специализированные пакеты прикладных программ для работы с данными. Для дополнительной обработки данных информация импортировалась из баз данных в специализированные пакеты – электронные таблицы SuperCalc (Computer Associates), Quttro Pro (Borland International Corp.), Excel (Microsoft), интегрированный статистиче-

ский пакет STADIA (НПО «Информатика и компьютеры»), графический пакет SURFER (Golden Software).

Основной метод, использовавшийся при проведении исследований, – математическое моделирование, а именно имитационное моделирование. Создавались имитационные модели, которые можно охарактеризовать следующими общими чертами:

- в основе лежит камерный (блочный) принцип, топологическая структура модели может быть отражена потоковой диаграммой;
- аналитически модели описываются системами дифференциальных или конечно-разностных уравнений;
- потоки между блоками формализованы уравнениями различной сложности, отражающими действительные механизмы процессов и позволяющими учитывать влияние внешних и внутренних по отношению к системе факторов на прохождение процесса.

Применение имитационного моделирования позволило наиболее полно использовать всю имеющуюся информацию об объектах моделирования, что было немаловажно при недостаточной изученности данных объектов. Разработка моделей предварялась и сопровождалась сбором информации об объекте, необходимой для построения и проверки модели, и ее анализом. В ряде случаев для преодоления трудностей, возникших в связи с неполнотой информации, при моделировании пришлось прибегнуть к экстраполяции или использованию косвенных сведений, полученных при решении других задач. В этом случае уточнение параметров модели достигалось методом итераций, т.е. последовательных приближений результатов моделирования к имеющимся экспериментальным данным при многократном проигрывании модели на ЭВМ.

Изначально модели реализовались на алгоритмическом языке FORTRAN (версия ФОРТРАН–ДУБНА) на ЭВМ БЭСМ-6 Вычислительного центра Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова. Усовершенствованные версии этих моделей и модели, созданные после 1989 г., реализованы на языке BASIC в системе Microsoft Quick Basic на IBM-совместимых компьютерах. Для использования в составе информационно-прогностической системы ЭКОРАД и для демонстрационных версий моделей созданы автономные выполняемые модули. Это позволяет эксплуатировать их на любых IBM-совместимых компьютерах без установки какого-либо дополнительного программного обеспечения за исключением операционной системы.

Первая версия информационно-прогностической системы ЭКОРАД была реализована также на языке BASIC в системе Microsoft QuickBASIC. Последующая версия ЭКОРАД и информационная система «Экологическая литература» были разработаны в среде объектно-ориентированного программирования системы управления базами данных Access 2.0, входящей в состав пакета Microsoft Office.

Более подробное изложение использованных в работе методов и подходов, а также краткие обзоры по темам представлены в соответствующих главах. В гл. 4 сделана попытка обобщить представления о компьютеризации экологических исследований как одной из наиболее эффективных и перспективных методологий, доступных экологам в настоящее время.

Глава 2

ДИНАМИКА УГЛЕРОДА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В РАСТИТЕЛЬНОМ И ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ

2.1 Базы данных

2.1.1. ЭКОПРОД – база данных по запасам углерода, калия и кальция в фитомассе лесных экосистем

В рамках исследований по динамике углерода органического вещества была создана база данных по продукционным, геоботаническим и почвенным характеристикам лесных биогеоценозов ЭКОПРОД, которая использовалась как при разработке моделей динамики органического вещества в наземных экосистемах, так и при выполнении радиоэкологических НИР в рамках различных договоров, грантов и программ. Структура базы данных построена таким образом, чтобы учесть потенциальные потребности пользователя при решении широкого круга проблем, в том числе и при математическом моделировании, но при этом избежать перенасыщения информацией, что сделало бы базу слишком громоздкой. Поскольку одной из основных задач исследований лаборатории радиоэкологии является изучение и прогнозирование поведения радионуклидов, помимо продукционных характеристик экосистем, база ориентирована также на сбор и обработку информации о содержании в компонентах экосистем химических аналогов наиболее опасных в биологическом отношении радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr : для радиоцезия – это калий, для радиостронция – кальций (табл.2.1, 2.2). Обработка информации осуществляется с использованием вычисляемых полей и путем формирования запросов с помощью системы управления базами данных ACCESS фирмы Microsoft.

Таблица 2.1

Структура базы данных ЭКОПРОД
Поля с информацией общего характера

Поле	Содержание
ECOSYSTEM	Тип экосистемы
SOIL	Тип почвы
PLACE	Регион
COMPOSIT	Видовой состав
TREE_AGE	Средний возраст древостоя
NOTES	Примечания
REFERENCE	Источник

Поля с данными о запасах

Органическое вещество	Кальций	Калий	Содержание
UNIT	CA_UNIT	K_UNIT	Единицы измерения
WOOD	CA_WOOD	K_WOOD	Древесина ствола
BARK	CA_BARK	K_BARK	Кора ствола
BOLE	CA_BOLE	K_BOLE	Ствол в целом
BRANCHES	CA_BRANCHES	K_BRANCHES	Ветви
LEAVES	CA_LEAVES	K_LEAVES	Листья
NEEDLE	CA_NEEDLE	K_NEEDLE	Хвоя
GENERATIVE	CA_GENERATIVE	K_GENERATIVE	Генеративные органы
ROOTS_L	CA_ROOTS_L	K_ROOTS_L	Крупные корни
ROOTS_S	CA_ROOTS_S	K_ROOTS_S	Мелкие корни
ROOTS	CA_ROOTS	K_ROOTS	Корни в целом

Таблица 2.2

ПРИМЕР ЗАПИСИ ИЗ БАЗЫ ДАННЫХ ЭКОПРОД

ECOSYSTEM:	Pinetum vacciniosum, сосняк-брусничник
SOIL:	дерново-подзолистые песчаные
PLACE:	Белоруссия, Припятский заповедник
COMPOSIT:	8Сосна1Береза1Дуб
TREE_AGE:	65
UNIT:	Т абс. сух. массы

WOOD:	95.6
BARK:	13.3
BOLE:	0
BRANCHES:	11.14
LEAVES:	0.83
NEEDLE:	3.28
GENERATIVE:	0
ROOTS_L:	19.954
ROOTS_S:	3.886
ROOTS:	23.84
CA_UNIT:	% к сухому веществу
CA_WOOD:	сосна – 0.249 береза – 0.154 дуб – 0.222
CA_BARK:	сосна – 0.586 береза – 0.555 дуб – 2.0
CA_BOLE:	
CA_BRANCHES:	сосна – 0.597/0.485 береза – 0.78/0.65 дуб – 1.404/1.
CA_LEAVES:	береза – 1.005 дуб – 0.887
CA_NEEDLE:	сосна – 0.364/0.615
CA_GENERATIVE:	
CA_ROOTS_L:	древесный ярус – 0.829
CA_ROOTS_S:	древесный ярус – 0.845
CA_ROOTS:	
K_UNIT:	% к сухому веществу
K_WOOD:	сосна – 0.035 береза – 0.066 дуб – 0.923
K_BARK:	сосна – 0.118 береза – 0.125 дуб – 0.205
K_BOLE:	
K_BRANCHES:	сосна – 0.257/0.16 береза – 0.3/0.169 дуб – 0.291/2
K_LEAVES:	береза – 0.803 дуб – 0.923
K_NEEDLE:	сосна – 0.697/0.364
K_GENERATIVE:	
K_ROOTS_L:	древесный ярус – 0.143
K_ROOTS_S:	древесный ярус – 0.232
K_ROOTS:	
NOTES:	ветви – мелкие/крупные; хвоя – однолетняя/старая

REFERENCE:	Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника. Минск, Наука и техника, 1976. 304 с.
------------	---

2.1.2. ЭКОМОД – база данных по экологическим математическим моделям

Поскольку основным методом в наших исследованиях был метод математического моделирования, большое внимание уделялось анализу уже существующих моделей, созданных учеными, работающими по экологической и природоохранной тематике. В связи с несомненной эффективностью математического моделирования в экологических исследованиях и растущей популярностью этого метода, за последние 20–30 лет было создано большое количество моделей разного направления, уровня и качества. Имеющаяся информация по математическому моделированию в экологии обобщалась в виде обзоров, опубликованных в разное время в различных литературных источниках. Такая форма хранения и подачи столь ценной информации по нашему мнению уже не соответствует современному уровню экологической науки. Для обеспечения оперативности и расширения доступа к информации по имеющимся математическим моделям экологического и природоохранного направления создана база данных по экологическим математическим моделям ЭКОМОД. Структура базы данных ЭКОМОД представлена в табл.2.3. В табл.2.4 представлена в качестве примера отдельная запись из базы данных ЭКОМОД.

Таблица 2.3

Структура базы данных ЭКОМОД

Поле	Содержание
TYPE	Классификация по области применения (радиоэкологическая, продукционная и т.д.)
SUBJECT	Предмет моделирования (углерод, тяжелые металлы, радионуклиды, ^{14}C и т.д. - в зависимости от степени детализации)
OBJECT	Объект моделирования (конкретная экосистема, популяция, природно-территориальный комплекс и т.д.)
DESCRIPTION	Описание модели
REFERENCE	Источник
NOTES	Примечания

Создание подобных информационных баз с нашей точки зрения должно предварять создание банков моделей. Помимо чисто информационной функции такие базы могут выполнять отчасти также и экспертные функции при подборе и оценке моделей для тематических банков моделей.

2.1.2. ЭКОЛИТ – база данных по литературным источникам

экологической тематики

В ходе построения моделей, выполнения хоздоговорных работ, программ и контрактов, было проанализировано большое количество литературных источников экологической и природоохранной тематики. Наиболее ценные источники были занесены в базу данных ЭКОЛИТ. Предложенная форма хранения данных (табл.2.5) позволяет осуществлять поиск по трем ключевым словам. В табл.2.6 представлена в качестве примера отдельная запись из базы данных ЭКОЛИТ.

Таблица 2.4

Отдельная запись из базы данных ЭКОМОД

Поле	Содержание
TYPE	радиоэкологическая
SUBJECT	Cs-137
OBJECT	луговая экосистема, пастбище
DESCRIPTION	Профиль разбит на слои, для каждого слоя 4 переменных: раствор, немедленно обменная компонента (instantly exchangeable), умеренно (moderately exchangeable), медленно (slowly exchangeable). Коэффициенты перехода из одного компонента в другой подобраны с помощью модели. Диффузия и физический перенос (massflow) Влажность почвы: транспирацией пренебрегают, по достижении ПВ в слое, начинается поступление W в нижележащие слои, перенос Cs-137 между слоями – в составе раствора поступающего в нижние слои. Диффузия – по Фику. Поглощение растениями: доступен Cs-137 раствора
REFERENCE	Croust Neil M.J., Beresford N.A., Howard B.J., Unsworth M.H. Modelling soil transport and plant uptake of radio-caesium // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Ed. by G.Desmet, P.Nassimbeni, M.Belli. Elsevier Applied Science. Barking, UK, 1990. P.519–523.
NOTES	

Таблица 2.5

Структура базы данных ЭКОЛИТ

Поле	Содержание
KEY1	первое ключевое слово
KEY2	второе ключевое слово
KEY3	третье ключевое слово
AUTHOR	автор
REFERENCE	источник
ABSTRACT	краткое описание, данные

Поскольку изучение литературы по тематике предполагающихся или уже ведущихся исследований занимает, как правило, много времени, подоб-

ного рода базы могут помочь исследователю быстрее сориентироваться в проблеме исследований, найти необходимые параметры для моделей, сопоставить свои результаты и выводы с итогами ранее проводившихся аналогичных или близких по тематике исследований и т.д. Такие базы, совместно с электронными словарями, могут использоваться также в учебном процессе. Они не призваны дублировать информационную систему ВИНИТИ, однако по своей направленности, конкретности заложенной информации и некоммерческому характеру могут сыграть, как нам кажется, заметную роль в интеграции материалов по экологической и природоохранной тематике. Формат и небольшой объем файлов позволяет свободно обмениваться накопленными данными, в том числе и по электронной почте или по сетям.

Таблица 2.6

Отдельная запись из базы данных ЭКОЛИТ

Поле	Содержание
KEY1	корни
KEY2	древостой
KEY3	динамика
AUTHOR	И.Н. Рахтеенко
REFERENCE	Рост и развитие корневых систем древесных растений. Минск: АН БССР, 1963. 254 с. ЗФУ/P275
ABSTRACT	Методики отбора корней. Детально: биомасса корней разных видов разных возрастов. 33-летняя береза более полно использует толщу почвы, чем сосна (см. также файл rakhteen.xls). Мелкие корни <1мм. ДПП (Московская обл. и Белоруссия) – 75–85% корней в верхнем 20-см слое. Серые, темно-серые (Бузулукский бор, Оренбургская обл.), обыкновенный чернозем (Велико-Анадоль, Донецкая обл.), темно-каштановые (Калмыкия, Ростовская обл.) – массовое распределение корней в слое 60–80см. Прогрев, обогащенность питат.веществами, наличие влаги! Взаимное влияние пород. Поверхность корневых волосков иногда в 2–3 раза превышает поверхность активных корней.

Позднее базы данных ЭКОМОД и ЭКОЛИТ были интегрированы в информационную систему «Экологическая литература», в которую были также включены база данных по литературным источникам по почвоведению, аналогичная ЭКОЛИТ, и электронные словари по экологии, биогеохимии, лесоведению и почвоведению.

2.2. Математические модели

При рассмотрении моделей динамики органического вещества следует учитывать, что углерод атмосферы, включаясь в процессе фотосинтеза в состав органического вещества, подвергаясь затем процессам трансформации, с разной скоростью возвращается в атмосферу, депонируясь в долгоживущих тканях живых организмов и гумусе почвы. В зависимости от

живущих тканях живых организмов и гумусе почвы. В зависимости от этого, а также от рассматриваемых проблем, это обуславливает разный временной масштаб моделей, которые можно грубо подразделить на модели многолетней (шаг не менее 1 года) и сезонной динамики (внутригодовой) динамики (шаг менее 1 года).

Математическое моделирование динамики органического вещества применяется для решения многих проблем природоохранного характера. Большое внимание уделяется применению математического моделирования для оценки последствий глобальных изменений климата, состояния атмосферы, прямого и опосредованного антропогенного воздействия и т.д. К исследованиям такого рода можно отнести многие проекты. Хотя данная работа посвящена изложению результатов конкретных исследований, а не оценке и анализу современных достижений в экологическом моделировании, мы все-таки рассмотрим некоторые модели, которые, на наш взгляд, могут отчасти дать представление о развитии имитационного моделирования, спектрах применения моделей и особенностях их построения. Критический анализ этих моделей, наряду со многими прочими моделями, включенными в базу ЭКОМОД, предварял и сопровождал построению наших моделей.

При внешнем воздействии на климаксную экосистему создавшееся равновесие может быть нарушено, что повлечет за собой последствия, предсказать которые количественно можно с помощью математической модели. Одним из примеров прогностического применения моделирования к экосистеме, находящейся первоначально в стационарном состоянии, а затем подвергшейся воздействию выбросов CO_2 в атмосферу и среднегодовым колебаниям температуры, может служить модель экосистемы луговой степи Новочихина (1981). Автор ставил цель выяснить роль гумуса в биогеохимическом цикле углерода и азота, вычленив следующие резервуары: атмосфера, растения, гумус. Предположив, что ведущим фактором продуктивности климаксной экосистемы является температура, он выбирает линейную зависимость параметров, входящих в модель от температуры и вводит зависимость температуры от количества углерода в атмосфере («парниковый эффект»). Аналитическое исследование модели и численные эксперименты с привлечением конкретных данных для луговой степи позволили автору сделать выводы об устойчивости к внешним воздействиям экосистемы с большим запасом гумуса, что позволяет ей даже увеличивать продуктивность при некоторых периодических воздействиях. При построении модели автор допустил ряд неточностей, так например он исходил из предпосылки, что суммарное количество углерода в атмосфере, растениях, и гумусе постоянно и при нарушении равновесия в этой системе происходит всего лишь перераспределение углерода, однако одним из источников CO_2 атмосферы является океан, он же отчасти поглощает избыток углекислого газа, так что вопреки утверждениям автора данная система не является замкнутой.

Модель переходного болота (Александров, Логофет, 1985) демонстрирует возможности моделирования сукцессионных процессов, длящихся сот-

ни и тысячи лет. Авторы используют наличие тесной взаимозависимости между круговоротами углерода и азота, выражающуюся в увеличении суммарного опада при уменьшении отношения N к C в живом органическом веществе и ускорении разложения мертвого органического вещества при увеличении N/C. Интенсивность процессов разложения и торфообразования согласно концепции авторов прямо пропорционально зависит от запасов азота и углерода в мертвом органическом веществе, учтен привнос этих элементов из соседних экосистем. Модель позволила уточнить условия различных направлений сукцессии болота. При описании распределения N между компонентами фитоценоза авторы предположили пропорциональную зависимость этого процесса от биомассы компонент и ввели некоторые весовые коэффициенты, трактовать которые биологически и оценить количественно с помощью экспериментальных данных им не удалось. Не учтена также роль микроорганизмов денитрификаторов, активность которых в условиях болота зависит не только и не столько от увлаженности, сколько от наличия соответствующего субстрата, и которые могут оказать буферное влияние на содержание азота в мертвом органическом веществе и торфе.

Одной из наиболее важных проблем, решение которой пытаются найти с помощью математических моделей, является сохранение и повышение плодородия почв. Прогрессирующий рост населения земного шара делает эту проблему все более острой, отсюда и заинтересованность ученых многих стран, занятых исследованием скорейшего повышения продуктивности экосистем, обеспечивающих человечество продуктами питания, в первую очередь агроценозов. В агроценозах, экосистемах с новой продуцирующей подсистемой – сельскохозяйственной культурой и прежней деструктирующей – почвой и ее биотой появляются резкие изменения в биологическом круговороте (Титлянова, Тихомирова, Шатохина, 1982), что ведет как правило к ухудшению гумусного состояния почвы, падению ее плодородия. Имеются попытки, используя современные представления о качественном протекании процесс трансформации органического вещества в почве и накопленные количественные данные, построить модель динамики органического вещества почвы или отразить математически какие-либо частные аспекты этого процесса, решить методом математического моделирования ряд вопросов, ответы на которые невозможно дать из-за отсутствия точного теоретического обоснования. К таковым относится, например, проблема распада неоднородного органического вещества, каковыми являются растительные и животные остатки, поступающие в почву и на ее поверхность. Так, Карпентер (Carpenter, 1981), исходя из предположения, что составные части такого вещества имеют разные скорости разложения и образуют непрерывный спектр «разложимости», предложил следующую формулу вычисления доли еще неразложившегося вещества:

$$B(t) = \int f(x,t) dx,$$

где $f(x,t)$ задает распределение органических остатков по степени их разложимости X в момент времени t ; $Xm(t)$ – разложимость наиболее лабильной составляющей, причем $f(x,t)$ определяется через функции $S(x,t)$ – скорость распада и $U(x,t)$ – скорость перехода различных компонентов в другие формы органического вещества. Если рассматривать разложение растительных остатков как многофакторный процесс, то формулу Карпентера логично дополнить следующей зависимостью (Nyhan, 1976):

$$\ln C = B_1 + B_2 M + B_3 T_s + B_4 (1/T_s) + B_5 t,$$

где C – процент убыли углерода в час, M – давление почвенной влаги, T_s – температура почвы, t – время, B_i – константы. Эта формула отражает как стимулирующие влияние повышения увлажненности и температуры почвы (2-й и 3-й члены в правой части уравнения), так и ингибирующее влияние высокой температуры на деятельность основных агентов разложения – микроорганизмов (4-й член).

Имеется ряд моделей, ориентированных на решение проблемы почвенного плодородия. В рамках этих моделей непременно фигурирует и описание динамики органического вещества почвы как важного фактора урожайности агроценоза. К числу таких моделей относится блочная модель, разработанная в АФИ (И.Б.Усков, Н.Ф.Бондаренко, 1979). В блоке трансформации органического углерода и азота описывается многолетняя динамика углерода (шаг 1 год) для дерново-подзолистых почв. Выделено 4 компонента: неразложившиеся остатки и первичные продукты их разложения, свежие растительные остатки, органические удобрения и трупы животных, гумус. Модель описана системой линейных дифференциальных уравнений первого порядка. Входные переменные – ежегодные поступления растительных, животных и микробиальных остатков, органических удобрений и продукты метаболизма. Функции переноса линейные, параметры модели – обобщенные показатели микробиологических, физических и химических процессов трансформации органических веществ в почве. На втором этапе рассматривается внутрисуточная динамика почвенного органического вещества с введением подмодели ферментативного разложения с учетом динамики биомассы микроорганизмов. Все компоненты органического вещества разбиваются на 3 группы: низкомолекулярные вещества, легко разлагаемые микроорганизмами, высокомолекулярные соединения, устойчивые к микробному воздействию, продукты разложения высокомолекулярных соединений, доступные микроорганизмам. Учитывается конкуренция микроорганизмов – продуцентов гидролитического фермента и других (Бондаренко, Журавлев, Швытов, 1981). Модель сложная, но отсутствие проверочных данных и таблицы параметров не позволяет оценить ее адекватность. Весьма условна граница между высокомолекулярными веществами, продуктами их разложения и низкомолекулярными веществами.

Еще одной из попыток воспроизвести процессы трансформации органического вещества в почве агроценоза является работа Дженкинсона и Рэйне-

ра (Jenkinson, Raner, 1977), сочетающая относительную простоту структуры модели со значительной информативностью, возможностью использования ее для прогноза поведения объекта моделирования. Предложенная модель описывает многолетнюю динамику органического углерода в слое окультуренной почвы под ячменем мощностью 23 см. При построении модели использовались данные о многолетних изменениях запасов органического вещества в почве, экспериментов по разложению растительных остатков, меченых радиоуглеродом, радиоуглеродные датировки почвы, учтено внесение в почву «бомбового» ^{14}C , использовались данные Ротамстедских классических экспериментов, начатых в 1852 г. Модель показала удовлетворительное воспроизведение реальной ситуации за период с 1852 по 1976 г., что сделало возможным проведение экспериментов по имитации режима внесения в почву различных удобрений (органических и неорганических). Приведенные данные по возрасту почв составили: для глубины 0–23 см – 1450 лет, 23–46 см – 2000 лет, 46–69 см – 3700 (определено по образцам 1881 г.). Разложение растительного материала, инкубированного в почве, составило, согласно как данным полевых наблюдений, так и расчетам модели, 80% за 5 лет, 93% – за 10 лет.

Очень интересная работа проделана Ван Вином с соавторами (Van Veen, Paul, 1981; Varoney, Van Veen, Paul, 1981). На первом этапе были охарактеризованы скорости разложения растительных остатков, меченых радиоуглеродом, и математически интерпретированы. В соответствии с полученными результатами, наиболее легко разлагающиеся целлюлоза и гемицеллюлоза перерабатываются в основном микроорганизмами, а лигнин – содержащие функции включаются в разложимое органическое вещество почвы, а затем перерабатываются микроорганизмами или, вступая в реакции с другими веществами, образуют устойчивое органическое вещество почвы. Авторами подтверждено, что скорость трансформации органического вещества почвы и разложения растительных остатков, поступающий в почву, в первом приближении зависит от количества микроорганизмов. С помощью этих данных и радиоуглеродной датировки почвы были получены приблизительные оценки скоростей разложения растительных остатков и метаболитов микроорганизмов для трех глубин. При рассмотрении влияния факторов окружающей среды говорится о необходимости учета совместного влияния факторов на процессы трансформации органического вещества почвы, отмечается возможность защиты разложимых компонентов органического вещества от микробиального разложения адсорбцией их почвенными неорганическими коллоидами или устойчивым органическим веществом (так называемая «физическая защита»). В модель включены также блоки биомассы микроорганизмов и их метаболитов. Шаг модели – одни сутки.

Этим же авторами предложена модель, предназначенная для воспроизведения долгосрочной динамики органического вещества почвы, для природных субстратов, разлагающихся в почве с шагом 0,1 года. Переменные состояния, включенные в модель, следующие: корни, опад, почвенная орга-

ника (подразделяется на физически защищенную и не защищенную фракции), биомасса микроорганизмов. С помощью модели получены равновесные значения запасов углерода в почвенных горизонтах окультуренной луговой почвы, причем наименьшей физической защищенности соответствовал и наименьший равновесный запас С. На втором этапе модель была использована для имитации ситуации распашки целинных черноземов.

К настоящему времени построено также большое количество моделей сезонной динамики углерода органического вещества в фитоценозах, в основу которых положены неоднозначные гипотезы о поведении объектов моделирования, влиянии факторов окружающей среды на процессы, протекающие в фитоценозах, о распределении ассимилятов в растении, моделей различной структуры и назначения. Постараемся привести наиболее характерные примеры.

Для большинства фитоценозов влияние факторов окружающей среды является определяющим их функционирование. Это влияние по разному учитывается в моделях. Так, в модели «высшего растения» Кудриной (1973), являющейся конкретизацией теоретических положений Полетаева (1968, 1973), ведущим фактором является тот, который обеспечивает при своем минимальном относительном изменении заданное относительное изменение функции отклика, т.е. лимитирует поведение объекта, причем изменение других факторов игнорируется. Растение рассматривается как Л-система, функционирующая согласно «закону минимума» Либиха. Такой же подход использовал Гудол (1979) для вычисления прироста фитомассы в имитационной модели семиаридного пастбища, выбрав лимитирующими факторами увлажненность почвы и температуру воздуха. Модели, учитывающие сочтанное влияние факторов на фитоценоз, по Митчерлиху (М-системы), приведены в работах Гильманова (1978), Каннингхэма (Cunningham, 1978) и др.

Важным аспектом жизнедеятельности растений является перераспределение ассимилятов по органам растений, обуславливающее их рост. При построении моделей согласно принципу «максимальной продуктивности» (Молдау, 1975; Рачко, 1979), принимается, что ассимиляты распределяются по органам растений таким образом, чтобы обеспечить максимальный прирост фитомассы в следующий момент времени. Традиционное рассмотрение динамики компонентов фитомассы в целом при наличии данных о колебаниях запасов ассимилятов в органах растений в течение года целесообразно заменить рассмотрением динамики структурной биомассы и пула ассимилятов (Полетаев, 1973). Используя эти и другие гипотезы, исследователь обладает достаточно большим выбором концепций для построения модели, причем разнообразие моделей одного и того же объекта порой позволяет оценить с разных сторон его поведение, проверить теоретические представления о его функционировании.

Обычно структура модели и заложенные в нее предпосылки зависят, в первую очередь, от целей моделирования. Рассмотрим подробнее модель креозотового кустарника (Cunningham, 1978), малоизвестную в нашей лите-

ратуре, но представляющую, как нам кажется, удачную реализацию заложенных в нее предпосылок и полностью соответствующую целям моделирования. Рассматривается экосистема характерная для пустынь Северной Америки. Располагая достаточным количеством данных, автор составил подробную потоковую диаграмму на унифицированном языке Форрестера, состоящую из нескольких структурных единиц, причем в состав каждой такой единицы входят компоненты структурной биомассы и пула ассимилятов данного органа растения. Пул ассимилятов каждого органа сообщается с общим пулом ассимилятов двумя противоположно направленными потоками, это приток в пул органа и отток ассимилятов из него. Таким образом, пополнение общего пула происходит путем фотосинтеза и притока из частных пулов. Содержание частного пула тратится на поддержание жизнедеятельности органа и рост структурной биомассы. Из резервуара структурной биомассы исходит поток отмирания. Функции переноса обозначаются на потоковой диаграмме вентилями, каждому вентилю соответствуют определенные уравнения, отражающие скорости переноса. В качестве внешних переменных взяты: температура воздуха, солнечная радиация, влажность почвы. Относительно переменных состояния отметим, что автор использует в модели 7 структурных единиц, соответствующих вегетативным органам (листья стебли, корни) и генеративным (ранние и созревшие почки, цветы и плоды). При построении модели автор ограничился описанием фитоценоза, что было, в первую очередь, продиктовано целями моделирования, более четко отраженными в следующей работе Каннингхэма в соавторстве с Рейнольдсом (Reynolds, Cunningham, 1981), а именно: собрать количественную информацию о креозотовом кусте в функциональное описание его аутоэкологии, объяснить некоторые из варьирующих биологических механизмов успешной адаптации этого растения, воспроизвести ростовую динамику креозотового куста под воздействием факторов окружающей среды.

Приведем модель травяной экосистемы, подвергающейся выпасу окота (Okubo, Hirotsaki, Okuno, 1975), представляющую собой образец модели, ориентированной на решение практической задачи, выполненной тщательно и достаточно подробно, проверенной на реальных цифрах, хотя и не лишенной ряда недостатков. В вектор переменных состояния включены: зеленая фитомасса, стебли, корневища, корни, ветошь, подстилка, корм, поедаемый скотом, привес скота, экскременты. Входные переменные – солнечная радиация и температура воздуха влажность почвы опущена ввиду постоянной обеспеченности луговой экосистемы влагой. Шаг в модели – 1 сутки. Наличие у авторов достаточного количества информации позволило построить эту модель и проверить ее на реальных данных. Воспроизводится как сезонная динамика растительности, так и ежедневное изменение веса животных. Это позволило определить правильную стратегию управления выпасом, не допускающую невозполнимое стравливание скотом растительности. Недостатком модели является отсутствие пула ассимилятов, истощение которого при интен-

сивном выпасе ограничивает возобновление растительности, гибель растений происходит даже при сохранении структурной фитомассы корневищ.

Из известных нам работ отечественных авторов, посвященных имитационному моделированию сезонной динамики углерода органического вещества в системе растение – почва для естественного биогеоценоза, отметим модель луговой степи на обыкновенном черноземе (Гильманов, 1978). Входными переменными являются среднесуточные значения температуры и относительной влажности воздуха, суммарный солнечной радиации, суточное выпадение осадков. Рассматривается динамика живой и мертвой наземной и подземной фитомассы, почвенного органического вещества по глубине залегания. Гидротермический режим почвы имитируется с помощью соответствующих блоков модели. Наибольший интерес представляет динамика органического вещества в почве, в том числе и подземной фитомассы.

Необходимо отметить, что достаточно адекватное отражение моделью динамики фитомассы сопряжено с крайне слабым описанием процессов трансформации органического вещества почвы, что лишний раз указывает на трудности, с которыми сталкиваются исследователи при построении почвенного блока моделей. Не является исключением в этом плане и модель Честных (1986), основным достижением, которой является имитация продукционного процесса елового древостоя, а блок динамики почвенного органического вещества крайне упрощен. Автор использовала концепцию постоянного пула ассимилятов, однако эта прогрессивная тенденция в моделировании не основана на конкретных данных о содержании ассимилятов во всех органах ели. Пул носит некий абстрактный характер, ассимилянты распределены по всему дереву, что затрудняет проверку модели. Правильнее было бы ввести для каждого органа свой пул ассимилятов, как это сделано у Канингхэма (Cunningham, 1979), или же оставить за пулом только распределительную функцию, как у Бихеле (1981), предложившей математическую модель, описывающую с часовым шагом влагообмен и углекислотный обмен между одиночным растением и окружающей средой, которая позволила получить ряд интересных выводов относительно влияния влагообеспеченности и архитектуры растительного покрова на газообмен CO_2 . Стилизованное представление объекта не помешало автору отразить его основные биофизические и физиологические параметры, формирующие водный режим листа, роль корней в обеспечении растения влагой. Интенсивность фотосинтеза рассмотрена послойно с учетом солнечных бликов и затененности. Численные эксперименты проводились для хаотической, вертикальной и горизонтальной ориентации листьев и выявили практически полное отсутствие ее влияния на суточные суммы газообмена CO_2 для низких и умеренных широт. Показано также влияние влажности воздуха не только на транспирацию, но и на фотосинтез.

К числу исследований биологического круговорота углерода, направленных на изучение последствий глобальных изменений следует отнести проект Forest Ecosystem Dynamics (Динамика лесных экосистем) (Levine et

al., 1993). Этот проект представляет собой попытку рассмотреть в рамках многокомпонентной модели основные процессы, происходящие в северных лесах, как продукционные, так и сукцессионные.

Интересен подход, реализуемый целой группой известных исследователей. Предполагается рассмотрение процессов в различных временных и пространственных координатах, на различных уровнях организации. Шкала моделей будет варьировать от локальной до региональной (пространственная динамика), от физиологической до рассмотрения долгосрочных экологических процессов (временная динамика). Предполагается интегрировать в единую систему целый ряд ранее наработанных и разрабатываемых в данное время моделей. В основе проекта – рассмотрение почвенных процессов и динамики фитоценозов под влиянием абиотических и антропогенных факторов. Одним из компонентов является географическая информационная база данных. Авторы рассматривают в качестве одного из возможных приложений интегрированной модели ее использование в качестве модуля в составе глобальных моделей.

Следует отметить, что интерес к моделированию лесных экосистем с развитым древесным ярусом обусловлен также и возможным применением древесины в качестве экологически чистого источника энергии. Так, например, подобные исследования велись в рамках контрактов Министерства энергетики США (Pastor, Post, 1985). Представленная модель примечательна тем, что авторы рассматривают динамику органического вещества в лесах Северной Америки в связи с динамикой азота, что позволяет учесть влияние содержания азота в почве на продуктивность экосистемы.

С учетом имеющегося опыта моделирования в тех областях, в которых мы проводили свои исследования, нами были построены имитационные модели, которые позволили определить ряд параметров биологического круговорота углерода в наземных экосистемах, провести численные эксперименты по изучению внешнего воздействия на экосистемы, дать прогноз динамики моделируемых процессов.

2.2.1. Модели многолетней динамики углерода органического вещества в компонентах лиственного леса, целинной степи и агроценоза

Для разработки надежных математических моделей круговорота углерода в биогеоценозах требуются параметры, характеризующие потоки органического вещества между компонентами моделируемой системы и скорость его минерализации. Соответствующая количественная информация в достаточном объеме имеется лишь для очень ограниченного числа экосистем. Для преодоления трудностей, возникающих в связи с неполнотой информации, при моделировании биогеохимических циклов углерода есть возможность прибегнуть к экстраполяции или использованию косвенных сведений, полученных при решении других задач. В этом случае уточнение параметров модели достигается методом последовательных приближений (итераций) ре-

зультатов моделирования к имеющимся экспериментальным данным при многократном проигрывании модели на ЭВМ. Именно такой подход использовался при создании моделей многолетней динамики углерода органического вещества в компонентах трех типичных экосистем Европейской части России.

В качестве объектов моделирования были выбраны следующие типы биогеоценозов: лиственный лес на дерново-подзолистой почве, луговая степь и агроценоз на типичном черноземе.

Модели детерминированные – значения переменных определяются однозначно. Модели точечные, величина переменных состояния зависит только от времени (пространственное строение объекта не рассматривается). Шаг по времени в моделях фиксированный и равен 1 году. Размерность переменных состояния – г С/м^2 . Топологическая структура моделей представлена в виде потоковых диаграмм (рис. 2.1, 2.2). В аналитической форме модели описываются системами дифференциальных уравнений первого порядка, составленных на основе балансовых соотношений.

Функции переноса углерода представляют собой линейные уравнения, общий вид которых, представлен в табл. 2.7. Параметры моделей идентифицированы по литературным данным и с помощью самих моделей методом итераций, т.е. последовательных приближений результатов моделирования к имеющимся данным о круговороте углерода в данных типах экосистем. Проверка моделей осуществлялась воспроизведением многолетней динамики углерода с привлечением данных о возрасте почв.

Лиственный лес на дерново-подзолистой почве. Объект моделирования – климаксная экосистема. Запасы углерода в каждом компоненте и интенсивность потоков между ними принимаются постоянными, т.е. предполагается, что во всех компонентах экосистемы ежегодный прирост или приток органического вещества практически компенсируется его опадом, разложением и выносом.

Для описания многолетней динамики запасов углерода выбраны следующие переменные состояния, характеризующие его содержание 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), A_2B (переходный), где $t=1, \dots, N$ лет – время, на протяжении которого рассматривается динамика запасов углерода.

Таблица 2.7

Общий вид уравнений функций переноса

N	Уравнение
1.	$f(a_i, a_j) = a_i * a_j$
2.	$f(a_i, X_n) = a_i * X_n$
3.	$f(a_i, a_j, X_n) = a_i * a_j * X_n$

4.	$f(a_i, a_j, a_k, X_n) = a_i * a_j * a_k * X_n$
5.	$f(a_i, a_j, X_n) = a_i * X_n / a_j$
6.	$f(a_i, a_j, X_n) = a_i * (1 - a_j) * X_n$
7.	$f(a_i, a_j, X_n) = (a_i - a_j) * X_n$
8.	$f(a_i, a_j, X_n) = \left(\sum_1^{k=4} a_i * (1 - a_j) \right) * X_n$

Модель описывается следующей системой уравнений:

$$X_1' = f_{01}(a_1, a_2) - f_{14}(a_1, a_2),$$

$$X_2' = f_{02}(a_1, a_3) - f_{24}(a_5, a_7, X_2),$$

$$X_3' = f_{03}(a_1, a_4) - f_{34}(a_6, a_8, X_3),$$

$$X_{41}' = f_{14}(a_1, a_2) - f_{410}(a_{17}, a_{27}, X_{41}) - f_{415}(a_{17}, a_{27}, X_{41}),$$

$$X_{42}' = f_{24}(a_5, a_7, X_2) - f_{420}(a_{18}, a_{28}, X_{42}) - f_{425}(a_{18}, a_{28}, X_{42}),$$

$$X_{43}' = f_{34}(a_6, a_8, X_3) - f_{435}(a_9, a_{13}, a_{29}, X_{43}) -$$

$$- f_{430}(a_9, a_{10}, a_{11}, a_{12}, a_{13}, a_{14}, a_{15}, a_{16}, a_{29}, a_{30}, a_{31}, a_{32}, X_{43}) -$$

$$- f_{436}(a_{10}, a_{14}, a_{30}, X_{43}) - f_{437}(a_{11}, a_{15}, a_{31}, X_{43}) - f_{438}(a_{12}, a_{16}, a_{32}, X_{43}),$$

$$X_5' = f_{415}(a_{17}, a_{27}, X_{41}) + f_{425}(a_{18}, a_{28}, X_{42}) + f_{435}(a_9, a_{19}, a_{29}, X_{43}) -$$

$$- f_{50}(a_{18}, a_{23}, X_5) - f_{56}(a_{19}, X_5),$$

$$X_6' = f_{56}(a_{19}, X_5) + f_{436}(a_{10}, a_{14}, a_{30}, X_{43}) - f_{60}(a_{20}, a_{24}, X_6) - f_{67}(a_{20}, X_6),$$

$$X_7' = f_{67}(a_{20}, X_6) + f_{437}(a_{11}, a_{15}, a_{31}, X_{43}) - f_{70}(a_{21}, a_{25}, X_7) - f_{78}(a_{21}, X_7),$$

$$X_8' = f_{78}(a_{21}, X_7) + f_{438}(a_{12}, a_{16}, a_{32}, X_{43}) - f_{80}(a_{22}, a_{26}, X_8) - f_{8B}(a_{22}, X_8).$$

Минерализация подземной мортмассы описывается уравнением

$$f_{430} = \left(\sum_1^{k=4} a_i a_j (1 - a_k) \right) X_n,$$

где $i = 9, 11, 13, 15$, $k = 10, 12, 14, 16$, $j = 33, 34, 35, 36$.

Параметры модели представлены в табл. 2.8.

Начальные значения равны (в г С/м²):

$$X_1 - 204, X_2 - 20340, X_3 - 4280, X_{41} - 140, X_{42} - 23, X_{43} - 133,$$

$$X_5 - 1050, X_6 - 4900, X_7 - 3500, X_8 - 1200$$

(Фокин, 1975, 1976).

С помощью модели была получена информация о скорости круговорота углерода органического вещества в компонентах экосистемы (табл.2.9). Модель использовалась также для прогнозирования динамики радиоуглерода в компонентах лесной экосистемы (см. гл. 3).

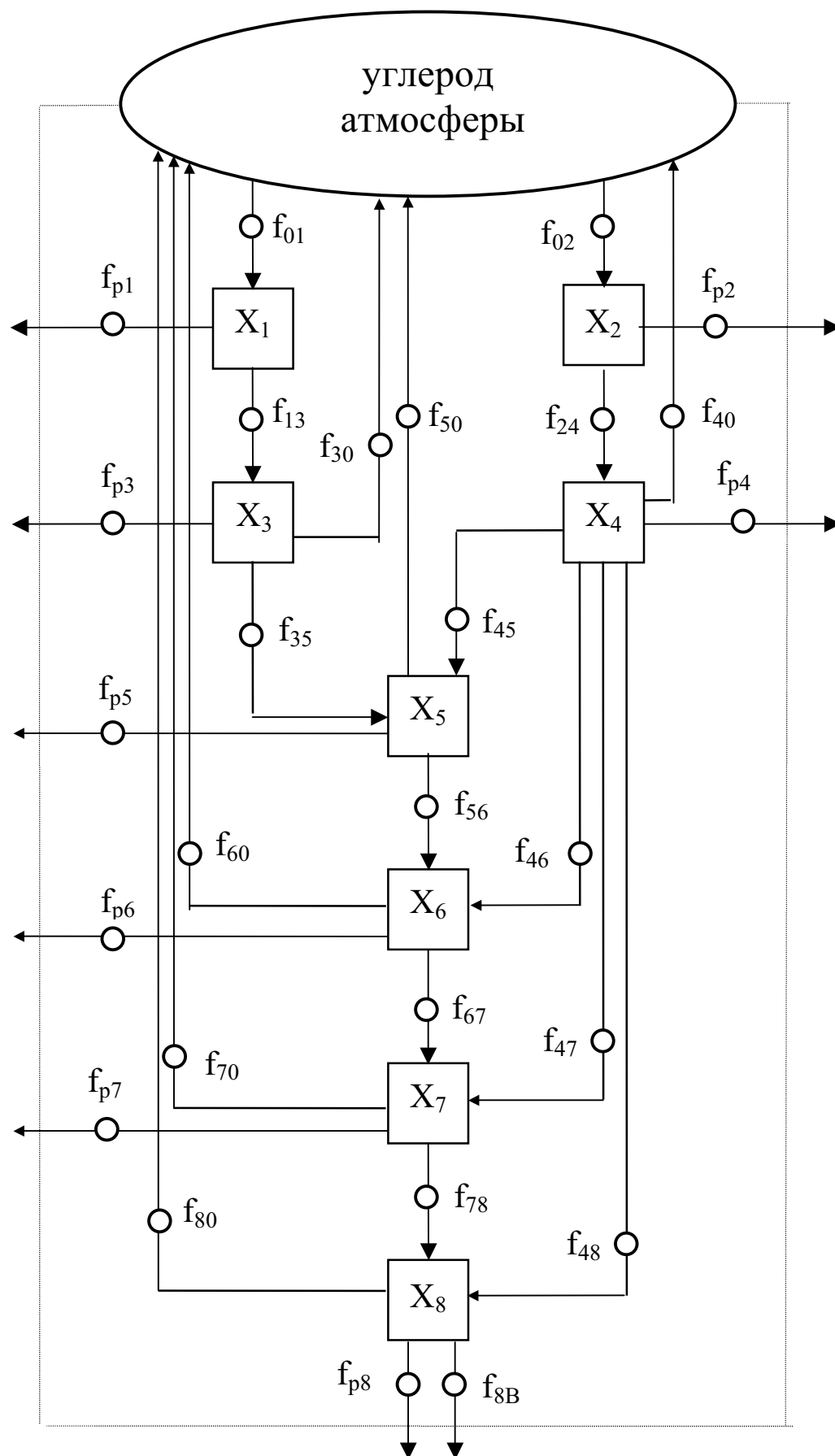


Рис. 2.1. Поточная диаграмма, отражающая топологическую структуру модели многолетней динамики углерода и ^{14}C в степном биогееценозе и агроцено-

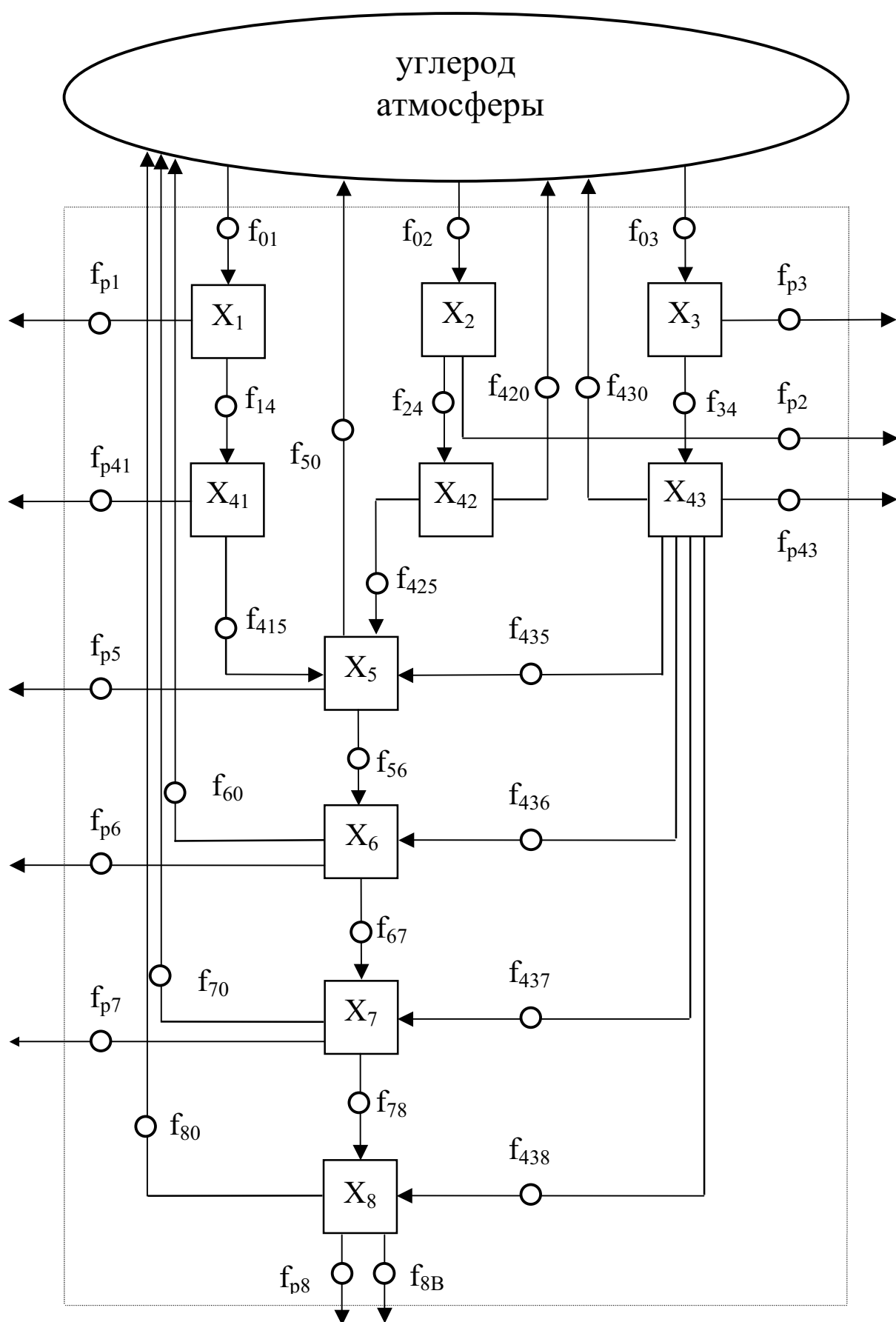


Рис. 2.2. Потокная диаграмма, отражающая топологическую структуру модели многолетней динамики углерода и ^{14}C в лесном биогееценозе

Таблица 2.8

Параметры модели динамики углерода в экосистеме лиственного леса

Параметр и его смысловое значение	Численное значение	Размерность	Источник
Содержание ^{12}C в ежегодном приросте: a_2 - зеленой фитомассы a_3 - древесины a_4 - корней a_5 - в ежегодном опаде древесины a_6 - в ежегодно отмирающих корнях a_7 - в древесине a_8 - в корнях	54 102 45 102 45 5380 2300	$\text{г/м}^2/\text{год}$ " " " " " г/м^2 "	Родин, Базилевич, 1965 " " " " " " "
Доля ежегодно отмирающих корней в горизонтах: $a_9 - A_0$ $a_{10} - A_1$ $a_{11} - A_2$ $a_{12} - A_2B$	0.407 0.442 0.115 0.036	безразмерный " " "	Фокин, 1975, 1976 " " "
Коэффициенты гумификации: отмерших корней в горизонтах: $a_{13} - A_0$ $a_{14} - A_1$ $a_{15} - A_2$ $a_{16} - A_2B$ a_{17} - опада зеленой фитомассы a_{18} - древесного опада	0.07 0.12 0.23 0.3 0.1 0.00365	" " " " " "	Фокин, 1975; Фокин, Боинчан, 1981 " " " "
Доля гумуса, мигрирующего: a_{19} - из A_0 в A_1 a_{20} - из A_1 в A_2 a_{21} - из A_2 в A_2B a_{22} - из A_2B в B	0.00329 0.00013 0.00011 0.00029	" " " "	Фокин, 1975 " " "

Доля ежегодно обновляющегося гумуса в горизонтах: $a_{23} - A_0$	0.0137	"	Фокин, 1975; Герасимов, 1976
$a_{24} - A_1$	0.0017	"	"
$a_{25} - A_2$	0.0006	"	"
$a_{26} - A_2B$	0.0007	"	"
a_{27} – доля листового опада, разлагающаяся за год	0.55	"	Фокин, 1975, 1976;
a_{28} – доля опада древесины, разлагающаяся за год	0.5	"	Фокин, Боинчан, 1981
Доля отмерших корней, разлагающихся за год в горизонтах:			
$a_{29} - A_0$	0.5	"	"
$a_{30} - A_1$	0.47	"	"
$a_{31} - A_2$	0.28	"	"
$a_{32} - A_2B$	0.22	"	"

Таблица 2.9

**Количественные характеристики обновления ^{12}C
в компонентах экосистемы лиственного леса**

Компоненты	Время обмена 50 и 99 % ^{12}C , лет	
	t_{50}	t_{99}
Древесина	37	285
Корни	35	270
Гумус горизонтов:		
A_0	64	420
A_1	475	3250
A_2	1400	8250
A_2B	1700	9000

Степной биогеоценоз на типичном мощном черноземе. Данная экосистема также является климаксной и характеризуется постоянством запасов углерода в компонентах и интенсивности потоков между ними. В модель включены следующие переменные состояния, характеризующие содержание углерода в выделенных компонентах: X_1 – в зеленой фитомассе, X_2 – в подземных органах, X_3 – в надземной и X_4 – подземной мортмассе; в гумусе почвенных горизонтов: X_5 – A_d (дернина, 0–5 см), X_6 – A_1 (гумусовый или перегнойно-аккумулятивный, 6–70 см), X_7 – AB (гумусовый, 71–100 см), X_8 – B (переходный, 100–250 см).

Модель описывается следующей системой уравнений:

$$\begin{aligned}
X_1' &= f_{01}(a_1, a_2) - f_{13}(X_1), \\
X_2' &= f_{02}(a_1, a_3) - f_{24}(a_4, a_5, X_2), \\
X_3' &= f_{13}(X_1) - f_{35}(a_7, a_8, X_3) - f_{30}(a_7, a_8, X_3), \\
X_4' &= f_{24}(a_4, a_5, X_2) - f_{45}(a_6, a_9, a_{13}, X_4) - f_{46}(a_6, a_{10}, a_{14}, X_4) - f_{47}(a_6, a_{11}, a_{15}, \\
&X_4) - \\
&\quad - f_{48}(a_6, a_{12}, a_{16}, X_4) - f_{40}(a_6, a_9, a_{10}, a_{11}, a_{12}, a_{13}, a_{14}, a_{15}, a_{16}, X_4), \\
X_5' &= f_{35}(a_7, a_8, X_3) + f_{45}(a_6, a_9, a_{13}, X_4) - f_{56}(a_{17}, X_5) - f_{50}(a_{17}, a_{19}, X_5), \\
X_6' &= f_{46}(a_6, a_{10}, a_{14}, X_4) + f_{56}(a_{17}, X_5) - f_{67}(a_{18}, X_6) - f_{60}(a_{18}, a_{20}, X_6), \\
X_7' &= f_{47}(a_6, a_{11}, a_{15}, X_4) + f_{67}(a_{18}, X_6) - f_{70}(a_{21}, X_7), \\
X_8' &= f_{48}(a_6, a_{12}, a_{16}, X_4) - f_{80}(a_{22}, X_8).
\end{aligned}$$

Соответствие функций переноса номерам уравнений из табл.2.7: f_{01}, f_{02} (поступление в надземную и подземную фитомассу при фотосинтезе) и f_{13} (отмирание надземной фитомассы) – 1; $f_{56}, f_{67}, f_{78}, f_{80}$ (нисходящая миграция гумуса по профилю почвы) – 2; f_{35} (гумификация надземной мортмассы) – 3; $f_{45}, f_{46}, f_{47}, f_{48}$ (гумификация подземной мортмассы) – 4; f_{24} (отмирание подземной фитомассы) – 5; f_{30} (минерализация надземной мортмассы) – 6; $f_{50}, f_{60}, f_{70}, f_{80}$ (минерализация гумуса) – 7; f_{40} (минерализация подземной мортмассы), где $i = 6, j = 10, 11, 12, 13$ – 8.

Параметры модели представлены в табл.2.10. Параметры $a_2 - a_7$ взяты нами из литературных источников. Коэффициенты гумификации ($a_8 - a_{12}$) в первом приближении в соответствии с оценками Т.Г. Гильманова и Н.И. Базилевич (1981), были приняты равными 0.05, а затем уточнены с помощью модели методом итераций.

Начальные значения равны (в г С/м²):

$$X_1 - 220, X_2 - 410, X_3 - 230, X_4 - 600, X_5 - 3300, X_6 - 23700, X_7 - 6000, X_8 - 3800 \text{ (Марголина, Коковина, 1975).}$$

По интенсивности вертикальной миграции гумуса в черноземах (параметры a_{17}, a_{18}) прямых сведений в литературе нет, они имеются лишь для подзолистых почв. Как показал А.Д. Фокин (1975), вынос гумуса в подзолистых почвах из гор. А0 в А1 составляет 2,7, а из А1 в А2 – 0,4 гС/м² год. Известно также, что концентрация водорастворимых органических веществ в черноземах – величина того же порядка, что и в подзолистых почвах (0,1–1,0 г/л) (Ковда, 1973). Однако в отличие от подзолистых почв весенне-осеннее промачивание по глубине не превышает 1 м (Коковина, 1974), что значительно ограничивает миграцию водорастворимых органических веществ из гумусового слоя. Имеются и другие свидетельства в пользу слабой интенсивности вертикальной миграции гумуса (Дюшофур, 1970). Руководствуясь этими соображениями, мы приняли вынос гумуса из гор. А_д чернозема равным 1 (a_{17}), а из гор. А1 в АВ – 0,5 г С/м² год (a_{18}). Вынос из АВ в В в С приравнивали нулю.

В литературе отсутствуют также и количественные оценки скорости минерализации гумуса. Определить интенсивности этого процесса с учетом миграции гумуса по профилю почвы можно по возрасту органического ве-

щества почвы. Для этого нами использованы сведения о возрасте гуматов Са типичного мощного чернозема России (Ковда, 1973) и о соотношении возрастов гуматов Са и гумуса в целом черноземах Канады и ФРГ (Герасимов, 1976) с пересчетом по этим данным возраста гумуса в целом чернозема России по профилю почвы (рис.2.3).

Таблица 2.10

Параметры модели динамики углерода в экосистеме луговой степи

Параметр	Числовое значение	Размерность	Смысловое значение	Источник
Содержание углерода в:				
a_2	220	г/м ² /год	приросте зеленой фитомассы	Марголина, Коковина, 1975
a_3	450		приросте подземных органов	“
a_4	600	г/м ²	подземных органах	“
a_5	450	г/м ² год	отпаде подземных органов	“
a_6	0.75	безразмерный	доля подземных органов отмирающая за год	“
a_7	0.96	“	доля надземной мортмассы, разлагающаяся за год	“
Коэффициенты гумификации:				
a_8	0.05	“	надземной мортмассы	определено с помощью модели с учетом данных Ганжары (1974), Гильманова и Базилевич (1981)
a_9	0.05	“	A_d	
a_{10}	0.06	“	A_1	
a_{11}	0.083	“	AB	
a_{12}	0.044	“	B	
Доля подземных органов в горизонтах:				
a_{13}	0.5	“	A_d	то же с учетом данных Афанасьевой и Голубева (1962); Афанасьевой (1962)
a_{14}	0.42	“	A_1	
a_{15}	0.042	“	AB	
a_{16}	0.036	“	B	
Доля гумуса, мигрирующая:				
a_{17}	0.0003	“	из A_d в A_1	то же с учетом данных Дюшофура (1970); Ковды (1973); Коковиной (1974); Лебедева (1974); Фокина (1975)
a_{18}	0.00002	“	из A_1 в AB	
Доля ежегодно обновляющегося гумуса в горизонте:				
a_{19}	0.00672	“	A_d	рассчитано по данным Ковды (1973) и Герасимова (1976)
a_{20}	0.000523	“	A_1	
a_{21}	0.000262	“	AB	
a_{22}	0.0002	“	B	

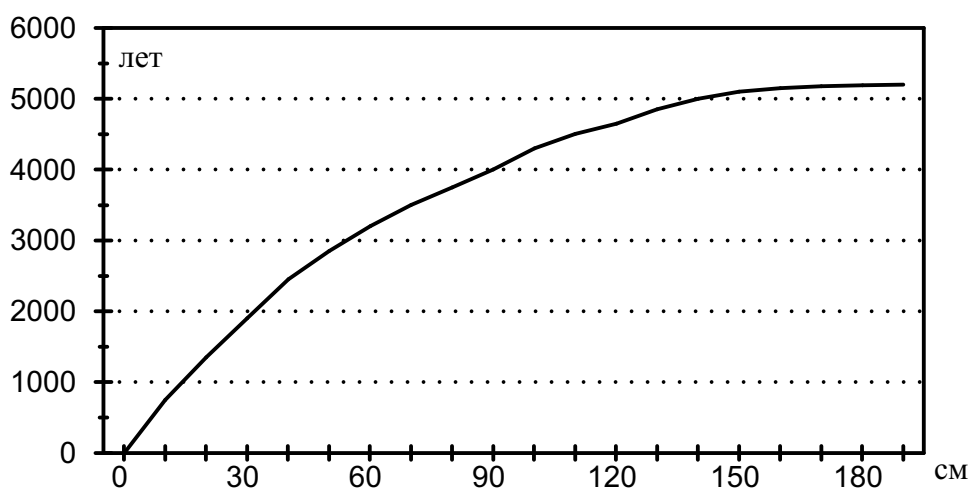


Рис. 2.3. Зависимость возраста гумуса типичного мощного чернозема от глубины залегания

На рис.2.4 представлены рассчитанные по модели кривые, характеризующие динамику обновления углерода гумуса. Приведенные графики представляют собой решения уравнений, входящих в систему (см. аналитическое представление модели). Форма кривых совпадает с графическим выражением формулы накопления почвенного органического вещества Костычева–Иенни: $X(t) = X_{cm} (1 - e^{-kt})$, что подтверждает адекватность качественного поведения модели реальному объекту. Таким образом, эти графики дают также представление о динамике почвообразовательного процесса гумуса.

Динамические характеристики моделируемых процессов (табл.2.11) свидетельствуют о крайне замедленных по сравнению с другими почвами темпах трансформации и обновления гумуса в черноземах.

Таблица 2.11

Количественные характеристики обновления ^{12}C в черноземе типичном степной экосистемы

Гумус горизонтов	Время обмена 50 и 95 % ^{12}C , лет	
	t_{50}	t_{95}
$A_{\text{д}}$	100	450
A_1	1400	6000
AB	2500	11000
B	3300	16000

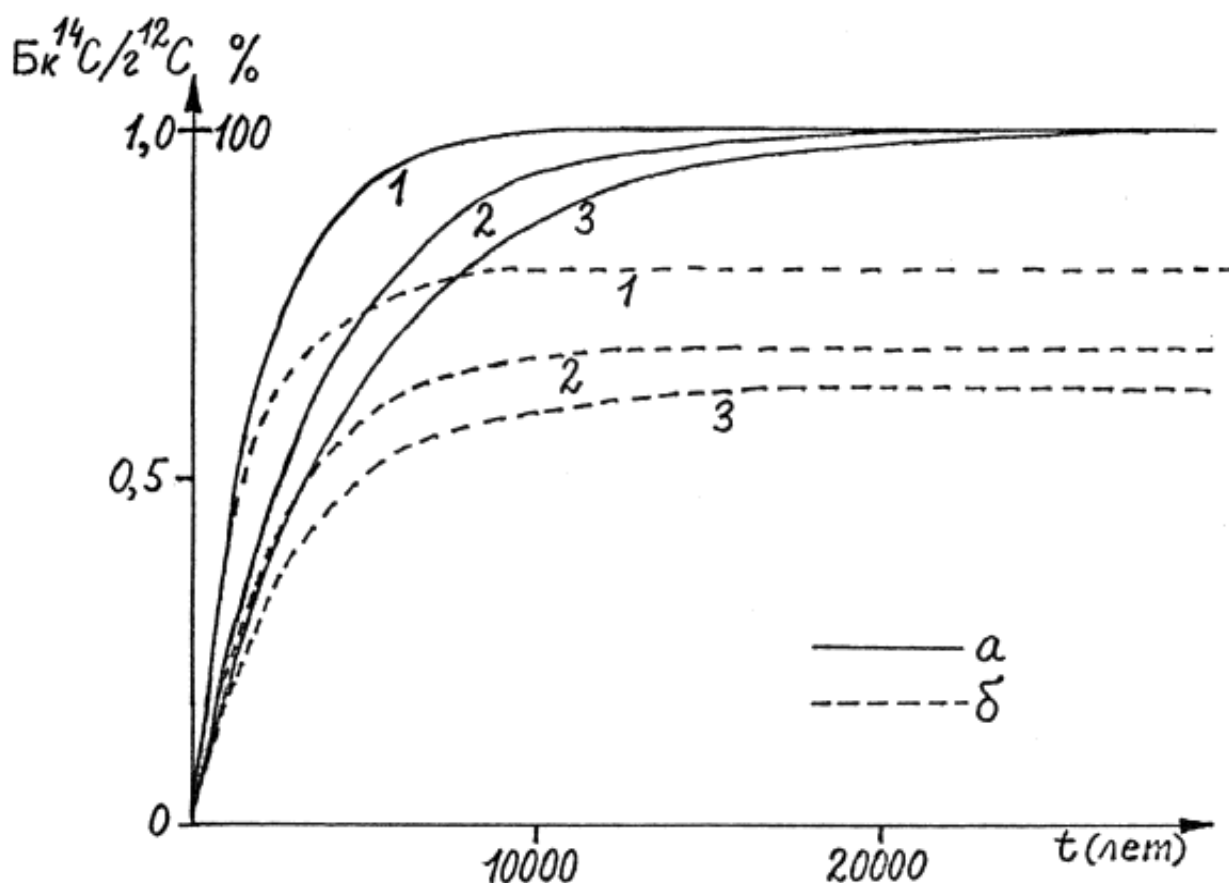


Рис. 2.4. Динамика обновления углерода (а) и накопления техногенного ^{14}C в гумусе горизонтов (б) A_1 (1), AB (2), B (3)

Агроценоз на типичном черноземе. Использование почв в сельском хозяйстве вызывает изменение запасов в них гумуса по сравнению с целинными почвами. В случае с интенсивным использованием почв – это снижение запасов гумуса. Так, типичные черноземы за 200 лет их эксплуатации утратили 35% исходных запасов гумуса (Адерихин, 1964). Вместе с тем систематическое внесение органических удобрений способствует бездефицитному и даже положительному балансу гумуса (Лаврентьев, 1966). Поскольку гумус является важным фактором почвенного плодородия, количественное описание процессов гумификации растительных остатков и органических удобрений, минерализации гумуса и динамики его запасов в почвах составляет важную задачу современного почвоведения. Поясним это на примере. Как уже указывалось выше, внесение органических удобрений может привести к существенным коррективам баланса гумуса в почве. Условно примем дозу вносимого в почву навоза равной 20 т/га, что составит 200 г C/m^2 (Авдонин, 1982). В соответствии с литературными данными (Дюшофур, 1970; Лаврентьев, 1966), коэффициенты гумификации органических удобрений варьируют в диапазоне 0.2–0.5. При коэффициенте гумификации свежего навоза, равном 0.2, в почву поступит 40 г C/m^2 новообразованного гумуса, а при значении коэффициента 0.5– 100 г C/m^2 . Это превышает вклад в

запас гумуса от гумификации пожнивных остатков (13 г С/м^2) при выбранных нами начальных условиях (см. ниже). Потери гумуса в черноземе под посевами составляют в среднем 95 г С/м^2 год (расчет по данным Адерикина (1964)) при запасе гумуса равном 34000 г С/м^2 . Это означает, что при коэффициенте гумификации 0.2 доза вносимых органических удобрений недостаточна для бездефицитного баланса гумуса, а при значении коэффициента 0.5 она перекрывает его потери. Таким образом, неточность в коэффициенте гумификации навоза дает ошибку в оценке необходимого количества вносимых органических удобрений, составляющую десятки тонн на гектар. Для правильной оценки оптимума вносимых органических удобрений следует уточнить коэффициенты гумификации. Непосредственное экспериментальное определение этих характеристик трудоемко и методически чрезвычайно сложно. Мы применили метод математического моделирования для решения этих проблем. Это позволило оценить интенсивность разложения в почве органической массы, образования гумуса и его минерализации, основываясь на различного рода косвенных данных.

Предполагается, что продуктивность агроценоза различными агротехническими приемами (внесение минеральных удобрений и т.д.) поддерживается постоянной на протяжении достаточно продолжительного количества лет, вспашка ведется на постоянную глубину, выращиваемая культура – озимая пшеница. В вектор состояния системы включены следующие переменные, характеризующие содержание углерода в компонентах агрофитоценоза: X_1 – надземные органы (без зерна), X_2 – подземные органы, X_3 – надземные пожнивные остатки, X_4 – подземные пожнивные остатки, X_5 – гумус горизонта $A_{\text{пах}}$ (пахотный, 0–20 см), X_6 – гумус горизонта $A_{\text{подпах1}}$ (подпахотный первый, 21–30 см), X_7 – гумус горизонта $A_{\text{подпах2}}$ (подпахотный второй, 31–100 см), X_8 – гумус горизонта B (переходный, 100–300 см).

Модель описывается следующей системой уравнений:

$$\begin{aligned} X_1' &= f_{01}(a_0, a_1) - f_{1B}(a_2) - f_{13}(a_3), \\ X_2' &= f_{02}(a_0, a_4) - f_{24}(a_5), \\ X_3' &= f_{13}(a_3) - f_{30}(a_{10}, X_3) - f_{35}(a_{10}, X_3), \\ X_4' &= f_{24}(a_5) - f_{40}(a_6, a_7, a_8, a_9, a_{10}, a_{11}, a_{12}, a_{13}, X_4) - f_{45}(a_9, a_{10}, X_4) - \\ &\quad - f_{46}(a_7, a_{11}, X_4) - f_{47}(a_8, a_{12}, X_4) - f_{48}(a_9, a_{13}, X_4), \\ X_5' &= f_{35}(a_{10}, X_3) + f_{15}(a_6, a_{10}, X_4) - f_{50}(a_{14}, X_5) - f_{56}(a_{18}, X_5), \\ X_6' &= f_{46}(a_7, a_{11}, X_4) + f_{56}(a_{18}, X_5) - f_{60}(a_{15}, X_6) - f_{67}(a_{19}, X_6), \\ X_7' &= f_{47}(a_8, a_{12}, X_4) + f_{67}(a_{19}, X_6) - f_{70}(a_{16}, X_7) - f_{78}(a_{20}, X_7), \\ X_8' &= f_{48}(a_9, a_{13}, X_4) + f_{78}(a_{20}, X_7) - f_{80}(a_{17}, X_8) - f_{8B}(a_{21}, X_8). \end{aligned}$$

При воспроизведении динамики стабильного углерода в качестве начальных значений переменных использованы литературные данные о продуктивности надземных и подземных органов озимой пшеницы при урожае зерна в 40 ц/га (Коковина, 1978; Левин, и др., 1976); исходные значения запасов гумуса в почвенных горизонтах типичного мощного чернозема заим-

ствованы из работы Афанасьевой (Афанасьева, 1966). В соответствии с этим начальные значения равны (в г С/м²):

$$X_1 - 250, \quad X_2 - 130, \quad X_3 - 75, \quad X_4 - 160, \quad X_5 - 5560, \quad X_6 - 3200, \\ X_7 - 12\,080, \quad X_8 - 13\,160.$$

Соответствие функций переноса номерам уравнений из табл.2.7: f_{01}, f_{02} (поступление в надземную и подземную фитомассу при фотосинтезе), f_{1B} (отчуждение надземной фитомассы), f_{13} (отмирание надземной фитомассы) – 1; $f_{56}, f_{67}, f_{78}, f_{8B}$ (нисходящая миграция гумуса по профилю почвы) – 2; f_{35} (гумификация надземных пожнивных остатков) – 3; $f_{45}, f_{46}, f_{47}, f_{48}$ (гумификация подземных пожнивных остатков) – 4; f_{24} (отмирание подземной фитомассы) – 5; f_{30} (минерализация надземных пожнивных остатков) – 6; $f_{50}, f_{60}, f_{70}, f_{80}$ (минерализация гумуса) – 7; f_{40} (минерализация подземной мортмассы), где $i = 6, 7, 8, 9$, $j = 10, 11, 12, 13$ – 8.

Параметры модели представлены в табл.2.12. Коэффициенты гумификации приняты равными таковым в черноземе целинной степи, так же как и коэффициенты вертикальной миграции органического углерода в профиле почвы, поскольку концентрация органических веществ в почвенном растворе и водопроницаемость в условиях пахотных почв и невыпасаемой целины примерно одинаковы (Быстрицкая и др., 1981; Назаров, 1970).

Проверку модели проводили по данным о потерях гумуса мощного чернозема находившегося 12 лет под паром (Пономарева, Плотников, 1974) и при многолетнем использовании почвы под сельскохозяйственные культуры (Адерихин, 1964; Соколова и др., 1963).

С помощью модели методом итераций были определены коэффициенты минерализации гумуса в различных горизонтах мощного типичного чернозема под посевами озимой пшеницы (табл.2.13) и в режиме пара. Для режима парования они составили (усреднение за 12 лет): для $A_{\text{пах}} - 0,0273$, $A_{\text{подпах1}} - 0,019$, $A_{\text{подпах2}} - 0,009$; $B - 0,0002 \text{ год}^{-1}$.

Расчетные потери гумуса при этих значениях коэффициентов минерализации соответствуют данным Пономаревой и Плотниковой (Пономарева и др., 1974) и Адерихина (1964): в режиме парования (за 12 лет): они составили 5800 г С/м² в слое 0–100 см и 6600 г С/м² во всем профиле; под посевами озимой пшеницы (за 100 лет) – 28% от исходного количества (9550 г С/м² для всего профиля).

Обратим внимание на то, что определенные с помощью модели коэффициенты минерализации гумуса при паровании значительно выше таковых под озимой пшеницей. Потери гумуса в последнем случае, возможно, занижены, так как можно предполагать, что коэффициенты гумификации растительных остатков в агроценозе меньше, чем в экосистеме целинной степи (Титлянова и др., 1982), а не одинаковы, как это принято в нашей модели.

Предложенная модель позволяет воспроизводить динамику органического углерода в типичном мощном черноземе под посевами различных культур в широком диапазоне условий агротехники. Для более надежной ра-

боты модели необходима экспериментальная идентификация коэффициентов миграции гумуса по профилю, уточнение коэффициентов гумификации растительных остатков в пахотном черноземе, конкретизация начальных условий. Недостаток прямых экспериментальных данных о миграции гумуса и гумификации растительных остатков может быть возмещен наличием сведений об относительном возрасте гумуса горизонтов чернозема. Экспериментальное определение коэффициентов гумификации органических удобрений даст возможность количественно оценить с помощью модели их внесение в почву, необходимое для создания оптимального баланса гумуса.

Таблица 2.12

Параметры модели динамики углерода в агроценозе

Пара-метр	Смысловое значение	Числовое значение	Единицы измерения	Источник
a_1	Прирост надземной фитомассы (без зерна)	250	г С/м ² /год	Коковина, 1978; Ле-вин и др., 1976
a_2	Изымаемая надземная фитомасса (без зерна)	175	“	Левин и др., 1976; Станков, 1964
a_3	Пожнивные остатки надземной фитомассы	75	“	
a_4	Прирост подземной фитомассы	160	“	Левин и др., 1976
a_5	Отпад подземной фитомассы	160	“	
Доля корней в горизонте:				
a_6	$A_{\text{пах}}$	0.48	безразмерный	Коковина, 1978
a_7	$A_{\text{подпах1}}$	0.08	“	“
a_8	$A_{\text{подпах2}}$	0.44	“	“
a_9	B	0	“	“
Коэффициенты гумификации растительных остатков в горизонте:				
a_{10}	$A_{\text{пах}}$	0.0575	год ⁻¹	Определены с помощью модели с учетом данных Адери-хина (1964), Афанасьевой (1966), Понома ревой и Плотникова (1974)
a_{11}	$A_{\text{подпах1}}$	0.06	“	
a_{12}	$A_{\text{подпах2}}$	0.0715	“	
a_{13}	B	0.044	“	
Коэффициент минерализации гумуса в горизонте:				
a_{14}		0.009	год ⁻¹	
a_{15}		0.0075	“	
a_{16}		0.0058	“	
a_{17}	B	0.0002	“	
Коэффициент миграции гумуса:				
a_{18}	из $A_{\text{пах}}$ в $A_{\text{подпах1}}$	0.0002	год ⁻¹	Быстрицкая и др., 1981; Назаров, 1980
a_{19}	из $A_{\text{подпах1}}$ в $A_{\text{подпах2}}$	0.00015	“	
a_{20}	из $A_{\text{подпах2}}$ в B	0.00005	“	
a_{21}	из B в подпочвенные слои породы	0	“	

Таблица 2.13

Расчетные характеристики динамики гумуса в агроценозе (год⁻¹)

Коэффициенты гумификации растительных остатков в горизонтах		
$A_{\text{пах}}$ (0–20 см)	0.0575	
$A_{\text{подпах1}}$ (21–30 см)	0.06	
$A_{\text{подпах2}}$ (31–100 см)	0.0715	
B (101–300 см)	0.044	
Коэффициенты минерализации гумуса в горизонтах		
	Озимые	Пар
$A_{\text{пах}}$	0.009	0.0273
$A_{\text{подпах1}}$	0.0075	0.019
$A_{\text{подпах2}}$	0.0058	0.009
B	0.0002	0.0002

2.2.2. Модели сезонной динамики органического вещества в растительном и почвенном покрове экосистем

Методология создания имитационных моделей сезонной (внутригодовой) динамики органического вещества в растительном и почвенном покрове экосистем имеет значительные отличия от методологии создания моделей многолетней динамики. В первую очередь, следует отметить, что в этом случае приходится учитывать сезонную специфику изменчивости состояния моделируемой системы, что обуславливает неоднозначность ее ответа на воздействие каких-либо факторов в зависимости от времени данного воздействия. Например, выпадение дополнительного количества осадков летом будет иметь совсем другой эффект для пустынной экосистемы, чем такое же событие зимой. При построении моделей сезонной динамики определение и формализация потоков между компонентами необходимо осуществлять с учетом сезонной специфики протекания внутрисистемных процессов. Отметим также, что важно выделить факторы, оказывающие влияние именно на те процессы, интенсивность, а зачастую и направленность которых существенно меняется в течении года. Известно, что существуют естественные регуляторы, контролирующие прохождение растениями их ежегодного цикла. В первую очередь, к ним можно отнести длину дня. Это выражено явлением фото-периодизма, как реакции растений на изменение длины дня. В районах со сменой времен года ритмика вегетации растений синхронизирована с ходом метеорологических условий, в основном с температурой воздуха. Для засушливых регионов основным регулятором является выпадение осадков, т.е. влажность почвы. Без учета этих факторов невозможно адекватное отражение функционирования фитоценозов с помощью модели.

Существуют различные способы отражения влияния факторов окружающей среды на функционирование экосистем в моделях. Проведенные нами эксперименты с моделями позволили выбрать для каждого объекта моделирования такой подход в реализации учета влияния факторов окружающей среды, который наиболее соответствовал данному типу экосистем. В пустынной экосистеме, характеризующейся резкими внутрисуточными колебаниями температуры и практически постоянным дефицитом влажности почвы, адекватным оказался алгоритм, реализованный согласно «закону минимума» Либиха. Значения вспомогательной функции отклика, входящей в функции переноса рассчитывалось по значению того фактора, который был меньше по отношению к своему оптимуму, значения других факторов игнорировались. Для широколиственного леса умеренной полосы с более мягким по сравнению с пустыней климатом адекватным оказался подход по Митчерлиху, основанный на учете сочетанного воздействия факторов на рассматриваемые процессы.

Известно, что в растениях одними из основных процессов жизнедеятельности являются процессы перераспределения органического вещества,

синтезированного при фотосинтезе, или ассимилятов. Воспроизведение в математических моделях этих процессов представляет собой достаточно сложную задачу. Предпринимались попытки вычленить круговорот ассимилятов и количественно охарактеризовать его, наподобие круговорота крови в организмах животных или человека. Предлагалось рассматривать каждый компонент растения как структурную биомассу и пул ассимилятов (Cunningham, 1978). С точки зрения физиологии растений этот подход чрезвычайно привлекателен для имитационного моделирования своей реалистичностью и возможностью использовать прямые эмпирические данные для проверки работы модели. Но это требует как выработки критерия, по которому фитомасса компонента будет подразделяться на структурную биомассу и ассимиляты, так и наличия данных, необходимых для проверки работы модели, причем в динамике, учитывая мобильность ассимилятов. В модели пустынной экосистемы мы пытались реализовать именно этот подход. В более поздней и совершенной модели широколиственного леса были проведены испытания нескольких вариантов модели, и в отсутствие данных о динамике ассимилятов наиболее рациональным оказалось введение общего «распределительного» пула ассимилятов как фиктивного компонента, который всегда пуст, так как сумма потоков, поступающих в пул, равна сумме потоков, выходящих из него.

Ключевым вопросом является принцип распределения ассимилятов, который будет использован в модели. В свое время для моделирования продукционных процессов в растениях был предложен принцип «максимальной продуктивности» (Молдау, 1975; Рачко, 1979; Тооминг, 1977). Согласно этому принципу ассимиляты распределяются по органам растений таким образом, чтобы обеспечить максимальный прирост фитомассы в следующий момент времени. С нашей точки зрения это принцип не соответствует действительному положению вещей, более реалистичен принцип, который можно назвать принципом «возмущенного генетического стандарта». Помимо наращивания биомассы ассимилирующих органов в которых осуществляется фотосинтез, растения в процессе онтогенеза наращивают опорные, водопрводящие и генеративные органы, которые являются только потребителями ассимилятов. Такая структура у растений выработалась в результате естественного отбора, чтобы обеспечить выживаемость видов в условиях конкуренции. Исходя из предположения о генетически закреплённом механизме распределения ассимилятов и возмущающем влиянии внешних факторов на него, в наших моделях используются матрицы фенологических коэффициентов с введением «фенологического времени», учитывающего различие между текущими метеопказателями и соответствующими среднесезонными данными. Для этого, параллельно с календарным временем, в моделях рассчитывается так называемое «фенологическое» время в феносутках. Величина фенологических коэффициентов рассчитывается, исходя из номера феносуток. Нами было принято, что при воспроизведении сезонной динамики углерода в компонентах растительного покрова ведущим фактором, опреде-

ляющим направление и интенсивность физиологических процессов, является длина дня, что реализовано привязкой фенологических коэффициентов к номеру дня. Дополнительно учитывалось корректирующее воздействие температуры воздуха и влажности почвы (для пустынной экосистемы). Фенологические коэффициенты используются в функциях переноса и определяют интенсивность потоков перераспределения ассимилятов в соответствии с сезонной ритмикой жизненного цикла растений.

Дополнительное перераспределение ассимилятов осуществляется согласно принципу «оптимальности», т.е. близости условий функционирования соответствующих компонентов к оптимальным. Так, например, ассимиляты, направляемые из распределительного пула в мелкие корни дуба, через которые растения в основном получают влагу, распределяются по горизонтам пропорционально произведению вспомогательных функций, отражающих влияние температуры и влажности почвы и вычисляемых для каждого горизонта.

В основе функционирования экосистем лежат процессы создания, трансформации и разложения органического вещества, связанные с энергетическим и водным режимом и биологическим круговоротом химических элементов. Рассмотрение этих процессов с целью изучения влияния внешних по отношению к экосистеме факторов (например, колебаний метеорологических показателей или антропогенного воздействия) должно осуществляться в достаточно мелком временном масштабе. В первую очередь, это относится к процессам фотосинтеза, дыхания, сменам фенологических стадий. В связи с этим нами были разработаны модели сезонной (внутригодовой) динамики с шагом в 1 час.

2.2.2.1. Пустынная экосистема (илаковый белосаксаульник на пустынной песчаной почве)

В связи с расширением масштабов освоения земель в аридной зоне проблема изучения состава, структуры и функционирования пустынных экосистем давно приобрела большое значение. С учетом актуальности этой проблемы нами была предпринята попытка на основе современных теоретических представлений о продукционном процессе пустынных растений и их взаимодействии при использовании гидрологических ресурсов построить и исследовать имитационную модель сезонной и погодичной динамики органического вещества в фитоценозе песчаной пустыни.

Краткая характеристика объекта. В качестве объекта моделирования в настоящем исследовании была выбрана экосистема илакового белосаксаульника (*Haloxylon persicum* – *Carex physodes* ass.) Репетекского заповедника на пустынной песчаной почве, которая наиболее широко распространена на территории Каракумов. По данным Гунина и Дедкова (1978), в Репетекском заповеднике белосаксаульники на бугристых песках и грядах занимают бо-

лее 50% площади. Высокая встречаемость по территории, важная в ландшафтном отношении функция закрепления песков, расширяющееся использование белосаксаульников в качестве кормовой базы пустынного скотоводства и источника древесины для нужд местного населения предопределили комплексные экологические исследования этих экосистем на нескольких стационарах в зоне пустынь Средней Азии (Нечаева и др., 1979). В результате этих работ получено достаточно полное описание состава, структуры и функционирования экосистемы илакового белосаксаульника и внешних условий ее существования.

Климат пустынный континентальный. Следует указать на относительно низкую предсказуемость некоторых климатических факторов, имеющих в условиях пустыни жизненно важное значение. Так, используя в качестве показателя предсказуемости отношение дисперсии среднемноголетних месячных значений признака (приложение 1) за ряд лет к дисперсии месячных значений среднегодового значения признака, мы получили по данным для Восточных Каракумов (метеостанция Репетек) следующие оценки предсказуемости: для осадков – 0.49, для облачности – 0.72, для относительной влажности воздуха – 0.89 и для температуры воздуха – 0.95. Осадки распределены крайне неравномерно, 90% осадков выпадает с ноября по май. Суммарная радиация за год – около 200 ккал/см²/год (Мячкова, 1983). Характерны большие перепады суточных температур 20–25°.

Почвы песчаные пустынные, слаборазвитые, на эоловых мелкозернистых песках, характеризуются малой мощностью, слабой дифференциацией почвенных горизонтов, низким содержанием гумуса. Почвенный покров имеет мозаичную горизонтальную структуру. Для илаковых белосаксаульников характерна почти полная закреплённость субстрата корнями кустарников и корневищами илака. Почвообразовательные процессы интенсивнее протекают под кронами кустарников. Содержание гумуса под илаковым покровом изменяется от 0,05 до 0,26% , а под кронами белого саксаула от 0,09 до 0,044%, убывая вниз по профилю (Нечаева, 1977). Почвы незасоленные или слабозасоленные, хотя под кронами белого саксаула и наблюдается локальное засоление хлоридно-сульфатного типа.

Низкая предсказуемость осадков в сочетании с крайне малым их суммарным количеством и резкой континентальностью климата в целом позволяют характеризовать абиотические условия существования белосаксаульников как неблагоприятные.

В растительном покрове илаковых белосаксаульников насчитывается до 88 видов растений, включая деревья, кустарники, полукустарники, многолетние травы, однолетники (эфимеры и др.), а также мхи. Ярко выраженные доминанты – белый саксаул и илак (песчаная осока), вклад которых составляют в сумме более 80% суммарной надземной фитомассы сообщества (Биогеоценозы..., 1975; Гунин, Дедков, 1978).

Белый саксаул – длительновегетирующий афильный кустарник, достигающий высоты 4 м. Хотя корни достигают 5–6 м, корневая система в целом

имеет ясно выраженный поверхностный характер и приурочена к обессоленным песчаным отложениям (Кулик, 1979). Илак – корневищный эфемероид. Основная масса корней расположена в слое 5–30 см. Вегетация с февраля по май.

Общее описание модели. Если ограничиться только биопродукционным аспектом функционирования фитоценоза, оказывается достаточным рассмотреть динамику запасов фитомассы. Популяции белого саксаула и илака рассматриваются как подсистемы, внутри которых выделяется зеленая (фотосинтетически активная) фитомасса, опорно-транспортные надземные части (ствол и ветви), генеративные органы и корни.

Кроме перечисленных компонентов фитомассы, в модели для каждой из ценопопуляций вводится свой фонд ассимилятов, куда поступают первичные углеводы, создающиеся при фотосинтезе, и откуда они впоследствии распределяются на ростовые, метаболические и другие процессы в компоненты растительного покрова.

Вопрос о пространственном строении фитоценоза илакового белосаксаульника требует специального рассмотрения. Как показано в работе Вавилина и Георгиевского (1975), существенное изменение численности и пространственного строения ценопопуляций саксаула (они проводили расчеты для черного саксаула, но это не изменяет качественной природы результата) в естественных условиях происходит на интервалах времени, измеряемых столетиями. При изучении проблемы биологической продуктивности илакового белосаксаульника нас интересовали менее длительный временной интервал. На этом основании в настоящей версии модели белосаксаульника мы сочли возможным отказаться от описания пространственной динамики фитоценоза и ограничиться моделью с сосредоточенными значениями, в которой описывается динамика усредненных по площади величин запасов органического вещества в указанных выше компонентах фитомассы ценопопуляций, мертвой неразложившейся фитомассы (мортмасса), объединяющей мертвую не опавшую фитомассу, лежащий на поверхности почвы неразложившийся листовой, древесно-веточный и травяной опад, мертвые корни и корневища, а так же запаса гумуса.

Грунтовые воды залегают на глубине 7–9 м и не оказывают существенного влияния на растительность. На этом основании в модели учитывается лишь величина влагозапаса в верхнем 1.5-метровом слое почвенно-грунтовой толщи, в пределах которой сосредоточена основная масса подземных органов кустарников и трав.

Модель состоит из шести блоков, взаимодействие которых представлено на рис.2.5, где сплошными стрелками показан перенос углерода, а прерывистыми – информационные связи. Входные данные (задаваемые переменными $V_1, \dots, V_5$, табл.2.14) используются в блоке CLIM для генерирования необходимых для работы модели внешних для экосистемы метеорологических факторов. В блоках METEO и WATER рассчитываются микрометеоро-

логические показатели внутренней атмосферы белого саксаула и илака, и, наконец, в экосистемы и динамика влажности почвы. В блоках НР и СР описываются ценопопуляции блоке СГ рассчитывается количество поедаемого овцами корма и выделяемых ими экскрементов. Каждый блок модели оформляется в виде самостоятельного программного модуля, а взаимодействие модулей в соответствии с рис.2.5 осуществляется под действием управляющей главной программы целостной модели. В табл.2.15 представлены переменные, задействованные в модели.

Следует особо остановиться на переменных фенологического состояния белого саксаула X_7 и илака Y_7 . Они принимают значения в интервале от 0 до 365 фенологических суток (сокращенно – феносутки) и в каждый астрономический день n показывают, на какой стадии годового фенологического цикла, характеризуемой количеством феносутки с начала года, находятся популяции белого саксаула и илака соответственно.

Аналитическая структура модели представлена следующей системой дифференциальных уравнений:

$$\begin{aligned} X_1 &= f_{61}(t, X_6) - f_{10}(t, Q) - f_{14}(t), \\ X_2 &= f_{62}(t, X_6) - f_{20}(t, Q) - f_{24}(t), \\ X_3 &= f_{63}(t, X_6) - f_{30}(t, Q) - f_{28}(t), \\ X_4 &= f_{14}(t) + f_{24}(t) + f_{54}(t) - f_{40}(t), \\ X_5 &= f_{65}(t, X_6) - f_{50}(t, Q) - f_{54}(t), \\ X_6 &= f_{06}(t, q, w, Q, X_1) - f_{61}(t, X_6) - f_{62}(t, X_6) - f_{63}(t, X_6) - f_{65}(t, X_6), \\ Y_1 &= g_{61}(t, Y_6) - g_{10}(t, Q) - g_{14}(t), \\ Y_2 &= g_{62}(t, Y_6) - g_{20}(t, Q) - g_{24}(t), \\ Y_3 &= g_{63}(t, Y_6) - g_{30}(t, Q) - g_{38}(t), \\ Y_4 &= g_{14}(t) + g_{24}(t) + g_{54}(t) - g_{40}(t), \\ Y_5 &= g_{65}(t, Y_6) - g_{50}(t, Q) - g_{54}(t), \\ Y_6 &= g_{06}(t, q, w, Q, Y_1, X_1) - g_{61}(t, Y_6) - g_{62}(t, Y_6) - g_{63}(t, Y_6) - g_{65}(t, Y_6). \end{aligned}$$

Функции переноса (f – саксаул, g – илак), входящие в правые части динамических уравнений, идентифицированы на основе литературных данных по физиологии и экологии пустынных растений (Вознесенский, 1977; Захарьянц и др., 1971; Нечаева и др., 1973; и проч.) и описаны следующим образом.

Чистый фотосинтез

$$f_{06} = a_{11} \frac{q(t) - a_{13}}{a_{14} + q(t) - 2a_{13}} e^{-0.003X_1} z(t) \min(d(Q), \text{SIG}(w, t)) X_1,$$

$e^{-0.003X_1}$ – функция, отражающая самозатенение листьев саксаула, z – величина, равная 0 ночью и 1 днем; функция $d(Q) = 0.15 + 0.028Q + 0.0024Q^2$, где $0 \leq d \leq 1$,

функция SIG задает S-образную зависимость интенсивности фотосинтеза от t и w :

$$\text{SIG}(w, t) = \frac{(w - a_1)^2}{((a_2 - a_1) \cdot 0.5)^2 + (w - a_1)^2},$$

$$g_{06} = a_{12} \frac{q(t) - a_{13}}{a_{29} + q(t) - 2a_{13}} e^{-0.003(X_1 + Y_1)} z(t) \min(b(Q), \text{SIG}(w, t)) Y_1,$$

где $e^{-0.003(X_1 + Y_1)}$ – функция, отражающая самозатенение листьев илака и затенение листьями саксаула, $b(Q) = 0.11 - 0.0015Q + 0.0025Q^2$, $0 \leq b \leq 1$.

Темновое дыхание ассимиляционных органов

$$f_{10} = a_3 * (1 - z(t)) * e^{a_6(Q-25)} * X_1,$$

$$g_{10} = a_4 * (1 - z(t)) * e^{a_6(Q-25)} * Y_1.$$

Потоки ассимилятов

$$f_{61} = a_{28} P_{61}(t, Q, w) X_6,$$

где буквой P , а ниже буквой O обозначены фенологические коэффициенты распределения ассимилятов:

$$g_{61} = a_{29} O_{61}(t, Q, w) Y_6,$$

$$f_{62} = a_{28} P_{62}(t, Q, w) X_6,$$

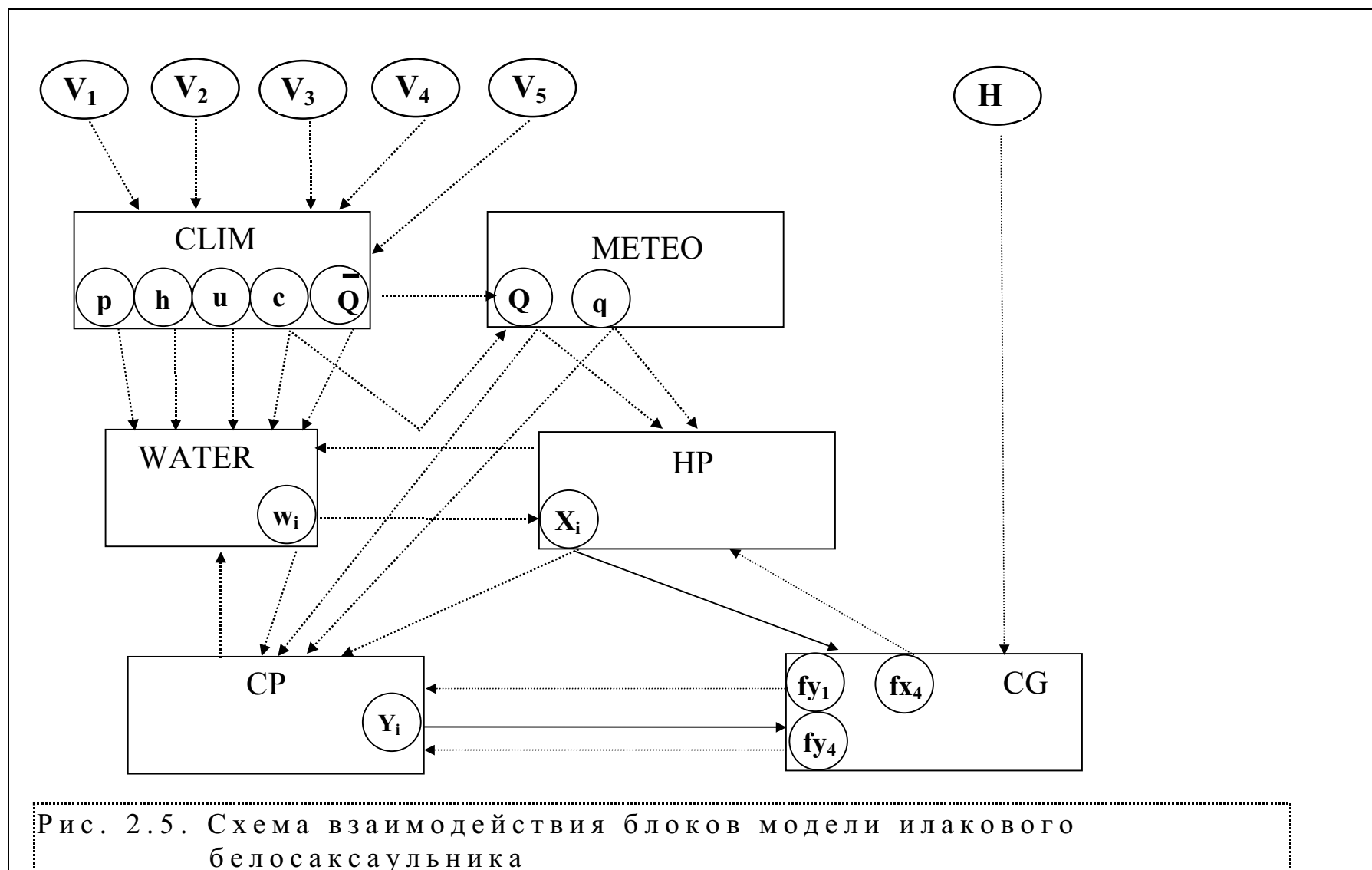
$$g_{62} = a_{29} O_{62}(t, Q, w) Y_6,$$

$$f_{63} = a_{28} P_{63}(t, Q, w) X_6,$$

$$g_{63} = a_{29} O_{63}(t, Q, w) Y_6,$$

$$f_{65} = a_{28} P_{65}(t, Q, w) X_6,$$

$$g_{65} = a_{29} O_{65}(t, Q, w) Y_6,$$



Входные переменные, переменные состояния и вспомогательные переменные модели динамики органического вещества в экосистеме илакового белосаксаульника

Символ	Переменные	Единицы измерения
Входные переменные		
V_1	Среднемесячная температура воздуха	С°
V_2	Среднемесячная относительная влажность воздуха	%
V_3	Месячная сумма атмосферных осадков	мм/мес
V_4	Средняя месячная облачность	баллы
V_5	Средняя месячная скорость ветра	м/с
Переменные состояния		
X_1	Зеленая фитомасса белого саксаула	г/м ²
X_2	Фитомасса ствола и ветвей белого саксаула	г/м ²
X_3	Фитомасса корней белого саксаула	г/м ²
X_4	Мортмасса белого саксаула	г/м ²
X_5	Генеративные органы белого саксаула	г/м ²
X_6	Ассимиляты белого саксаула	г/м ²
X_7	Фенологическое состояние белого саксаула	фен. сут.
w	Средняя относительная влажность слоя почвы 0–1.5 м	см ³ H ₂ O/см ³ почвы
Y_1	Зеленая фитомасса илака	г/м ²
Y_2	Фитомасса корневищ илака	г/м ²
Y_3	Фитомасса корней илака	г/м ²
Y_4	Ветошь илака	г/м ²
Y_5	Генеративные органы илака	г/м ²
Y_6	Ассимиляты илака	г/м ²
Y_7	Фенологическое состояние илака	фен. сут.
Вспомогательные переменные		
$\bar{Q}$	Среднесуточная температура воздуха	С°
h	Среднесуточная относительная влажность воздуха	%
c	Среднесуточная облачность	баллы
p	Среднесуточная сумма осадков	мм/сут
u	Среднесуточная скорость ветра	м/с
Q	Температура воздуха для данного часа	град
q	Интенсивность солнечной радиации для данного часа	кал/см ² /мин

Дыхание

$$f_{20} = a_9 * e^{a_7(Q-25)} * X_2$$

$$g_{20} = a_9 * e^{a_7(Q-25)} * Y_2$$

$$f_{30} = a_{10} * X_3,$$

$$g_{30} = a_{10} * Y_3,$$

$$f_{50} = a_5 * e^{a_8(Q-25)} * X_5$$

$$g_{50} = a_5 * e^{a_8(Q-25)} * Y_5$$

Отмирание

$$\begin{aligned}f_{14} &= a_{20} (1 - \text{BELL} (Q, 5, 25, 45, 0.03) X_1, \\g_{14} &= a_{21} Y_1, \\f_{24} &= a_{23} X_2, \\g_{24} &= a_{24} Y_2, \\f_{38} &= (a_{25} + a_{27} (1 - \text{SIG} (w, t))) X_3, \\g_{38} &= (a_{26} + a_{27} (1 - \text{SIG} (w, t))) Y_3, \\f_{54} &= a_{22} P_{54} (t, Q, w) X_5, \\g_{54} &= a_{22} O_{54} (t, Q, w) Y_5.\end{aligned}$$

Разложение ветоши

$$\begin{aligned}f_{40} &= a_{30} X_4, \\g_{40} &= a_{30} Y_4.\end{aligned}$$

Значения параметров a_i приведены в табл.2.15.

Интенсивность солнечной радиации вычислялась по стандартным астрономическим формулам:

$$\begin{aligned}q(t) &= R_0 \sin(h_0), \\ \sin(h_0) &= \sin\varphi \sin\beta + \cos\varphi \cos\beta \cos \frac{2\pi}{24} (t-12),\end{aligned}$$

где R_0 – солнечная постоянная, равная 1.98 кал/см² в мин; φ – широта места, радиан (0.67 для Репетека); β – склонение солнца; t – время дня, часы; $\beta(t) = 0.41 \sin(0.017(n - 80))$, где n – номер дня в году.

Влажность почвы вычисляется следующим образом:

$$w(t+1) = w(t) + (p l_s - l_p)/150,$$

где l_s – скорость испарения воды из почвы; l_p – скорость транспирации влаги растениями; 150 – почвенная толща в см, для которой рассматривается процесс потребления влаги растениями, основная масса корней расположена именно в этом слое;

$$\begin{aligned}l_p &= 0.0005 l_0 \text{SIG}(w, t) (X_3 + Y_3); \\ l_s &= (l_0 - l_p) \frac{w^3}{0.008 + w^3},\end{aligned}$$

где l_0 – иссушающая способность атмосферы, которая вычислялась по Пенману (1968):

$$l_0 = 0.035 (0.5 + 0.537 u) e^{(21-5357/(273+Q))} (1 - 0.01 h).$$

Для илака и белого саксаула были построены шкалы фенологических коэффициентов (табл.2.16) по феноспектрам, приведенным Вознесенским (1977). В модели также учитывается влияние температуры воздуха Q и влажности почвы w на физиологическое развитие растений. Параллельно с календарным временем t

рассчитывается «физиологическое время» j , обуславливающее смену фенологического коэффициента:

$$j_{i+1} = j_i + 1 + a(k)(Q - Q_k) - b(k)(w - w_k),$$

где Q_k – температура воздуха характерная для данного календарного времени, w_k – характерная влажность почвы, k – номер деления фенологической шкалы, a и b – коэффициенты, зависящие от k .

Модель выводилась на стационарный режим введением дублированных среднесуточных климатических показателей (расчет по данным Репетекской метеорологической станции за 1968–1978 гг.).

Проверка модели. Ввиду отсутствия непосредственных экспериментальных данных по сезонной динамике органического вещества в компонентах фитомассы в илаковом белосаксаульнике проверка модели проводилась по предложенному Р.Сайертом (Cyert, 1966) способу использования таких косвенных показателей, как положение и величина точек экстремумов, направление изменения изученных переменных в этих точках.

Сравнивая результаты моделирования с данными Н.Т. Нечаевой (1970), мы получили следующие величины для взятой нами экосистемы, обладающей определенными запасами биомассы (по литературным данным и результатам моделирования соответственно): опад зеленой фитомассы – 68 и 55 г/м², одревеснело побегов за год – 22 и 21, опад многолетней надземной части – 11 и 12. Рассчитанная величина максимального накопления фитомассы близка к полевым данным, собранным в разное время. Сохраняется и соотношение между зеленой фитомассой белого саксаула и илака, равное в среднем 3.5 по Мирошниченко (1980) и Нечаевой (1970).

Эксперименты с моделью. Для оценки влияния выпаса овец на запасы фитомассы и продуктивность илакового саксаульника в модель введен блок *CG*, входными переменными для которого являются запасы зеленой фитомассы илака и саксаула, а также запасы ветоши илака и количество голов выпасаемых овец на единицу площади, регулируемое человеком (H). В блоке *CG* рассчитываются функции выедания фитомассы, а также количество ежедневно выделяемых овцами экскрементов. Предполагается, что в отсутствие естественного корма скот обеспечивается комбикормами. Потребность одной овцы среднего веса в корме принята равной 2.5; 2.0; 1.8; 1.7 кг сухого вещества в день весной, летом, осенью и зимой соответственно (Николаев, 1972). Количество овец, поддерживаемое человеком на постоянном уровне, согласно нормам, – 1 на 6 га. Наиболее предпочтительным кормом считается зеленая фитомасса илака, затем его ветошь и зеленая фитомасса саксаула с критическими количествами, недоступными для овец 1, 0, 10 г сухого вещества на м² соответственно.

Эксперименты с моделью показали, что выпас овец, численностью не превышающих нормы, приводит к понижению запаса фитомассы илака, что благоприятствует развитию саксаула. Это объясняется существованием конкуренции между илаком и саксаулом за почвенную влагу. Такое изменение видового балан-

са фитоценоза приемлемо для экосистем, находящихся в хозяйственном использовании, но недопустимо для заповедных территорий.

Таблица 2.15

Параметры модели илакового белосаксаульника

Символ	Значение параметра		Ед. изм.	Источник
	численное	смысловое		
a_1	0.043	Влажность завядания для слоя почвы 0–150 см	% об/100	Нечаева, 1970
a_2	0.099	Наименьшая полевая влагоемкость	% об/100	– “ –
Расход на дыхание при температуре воздуха 25°C для:				
a_3	0.00067	ассимилирующих побегов саксаула	г/г/ч	Вознесенский, 1977
a_4	0.0002	листьев илака	г/г/ч	– “ –
a_5	0.0009	генеративных органов	г/г/ч	Захарьянц и др., 1971
Температурный коэффициент дыхания:				
a_6	0.07	ассимилирующих органов	1/град	расчет
a_7	0.01	ствола (корневища)	– “ –	– “ –
a_8	0.07	генеративных органов	– “ –	– “ –
Коэффициент дыхания:				
a_9	0.00005	ствола (корневища)	г/г/ч	– “ –
a_{10}	0.000027	корней	– “ –	– “ –
Максимальная наблюдаемая интенсивность фотосинтеза:				
a_{11}	0.0068	саксаула	– “ –	Вознесенский, 1977
a_{12}	0.0186	илака	– “ –	– “ –
a_{13}	0.0001	солнечная радиация, инициирующая фотосинтез	кал/см ² /мин	расчет
Солнечная радиация при которой интенсивность фотосинтеза равна половине максимальной:				
a_{14}	0.5	для саксаула	– “ –	Вознесенский, 1977
a_{15}	0.15	для илака	– “ –	– “ –
Температура воздуха при которой наблюдается фотосинтез:				
a_{16}	7.0	минимальная для саксаула	град	– “ –
a_{17}	-1.5	минимальная для илака	– “ –	– “ –
a_{18}	55.0	максимальная для саксаула	– “ –	– “ –
a_{19}	42.0	максимальная для илака	– “ –	– “ –
Коэффициент отмирания:				
a_{20}	0.04	ассимилирующих органов саксаула	г/г/ч	расчет
a_{21}	0.0002	листьев илака при $Y_7 < 120$	– “ –	– “ –
a_{21}	0.0018	листьев илака при $Y_7 \geq 120$	– “ –	– “ –
a_{22}	0.0005	генеративных органов	– “ –	– “ –

Коэффициент отмирания:				
a_{23}	0.0000048	древесины	— “ —	— “ —
a_{24}	0.000048	корневищ	— “ —	— “ —
a_{25}	0.000019	корней саксаула	— “ —	— “ —
a_{26}	0.000063	корней илака	— “ —	— “ —
a_{27}	0.00005	Коэффициент влияния влажности на отмирание корней	— “ —	— “ —
Активная доля ассимилятов:				
a_{28}	0.0032	саксаула	безразмерный	— “ —
a_{29}	0.0028	илака	— “ —	— “ —
a_{30}	0.00007	Коэффициент разложения ветоши	г/г/ч	— “ —

Модель позволила изучить влияние метеорологических факторов на динамику запаса почвенной влаги и соответственно запасы фитомассы в экосистеме. При исследовании поведения экосистемы с помощью модели выявлена ее высокая чувствительность к колебаниям атмосферных осадков, а следовательно, и влажности почвы. На рис.2.6 представлено поведение модели при введении климатических показателей за 1968–1971 гг. Эти данные можно прокомментировать следующим образом. Засушливый 1970 г., неравномерность и недостаточность осадков, выпавших в 1971 г., привели к резкому снижению фитомассы, особенно заметному на фоне динамики фитомассы в исключительно благоприятном по метеорологическим условиям 1969 году. Наиболее пострадал от засухи саксаул, тогда как песчаная осока, в основном заканчивающая вегетацию до наступления засухи, пострадала гораздо меньше. Обеднение пула ассимилятов, влекущее за собой снижение структурной биомассы растений, обусловлено угнетением процесса фотосинтеза, лимитирующие факторы которого - температура и влажность почвы. Недостаток почвенной влаги также ускоряет отмирание корней, что совместно с уменьшением притока ассимилятов ведет к практически линейному падению запаса корней. По расчетам на модели для восстановления первоначальных запасов фитомассы экосистеме понадобилось 5 лет.

Наиболее лабильный компонент системы – пул ассимилятов. Довольно резкие колебания запаса ассимилятов отражают интерпретацию моделью физиологических процессов в растениях экосистемы, эфемероиде илаке и длительно вегетирующем саксауле. Общим для обоих доминантов является постепенное уменьшение ассимилятов в начале года в результате потребления растущими органами и последующее возобновление путем фотосинтеза. Двухвершинный вид кривой динамики ассимилятов у саксаула трактуется прекращением роста структурной биомассы и отложением ассимилятов в запасающих тканях в наиболее неблагоприятное из-за высокой температуры воздуха и недостатка влаги для вегетации время – в середине лета.

Наблюдения над поведением модели подтверждают тезис о малой буферности и большой чувствительности пустынных экосистем к различного рода воз-

действиям, в том числе и воздействию климатических факторов, особенно количеству выпадающих осадков, а также перевыпасу скота. Наиболее сильное и быстрое воздействие перевыпас оказывает на илак.

В связи с отсутствием данных по динамике ассимилятов в компонентах растительного покрова, что ограничило возможность проверки, была разработана вторая версия модели, в которой пул ассимилятов считается фиктивным резервуаром, который всегда пуст, так как поступающее в него органическое вещество сразу же распределяется по другим резервуарам. Данная версия, реализованная на IBM-совместимом компьютере позволила провести дополнительные эксперименты.

На рис.2.7 представлена сезонная динамика запасов органического вещества в компонентах фитоценоза илакового белосаксаульника, отображаемая данной версией модели, а на рис.2.8 – сезонная динамика фотосинтетической активности, дыхательных процессов и продуктивности илакового белосаксаульника.

Были проведены численные эксперименты с моделью по изучению поведения белосаксаульников в условиях изменения среднегодовой температуры. Прогностическая кривая зависимости продуктивности белосаксаульника от среднегодовой температуры (рис.2.9) характеризуется ясно выраженным максимумом при среднегодовой температуре воздуха 16.5°C. Это, а также просчеты по метеоданным засушливых лет, количественно подтверждает тезис о большой чувствительности пустынных экосистем к различного рода воздействиям.

Работа над моделью помогла выявить еще не изученные аспекты функционирования экосистемы. Из-за недостатка данных не удалось строго идентифицировать следующие параметры: удельные скорости отмирания органов илака и саксаула, процентное содержание ассимилятов в различных тканях растений в зависимости от сезона, коэффициенты дыхания и влияния климатических факторов на отмирание и др. Не представилось также возможным провести всестороннюю проверку модели из-за слабой изученности сезонной динамики фитомассы. Думается, что эти аспекты функционирования данной экосистемы должны стать предметом более глубокого изучения.

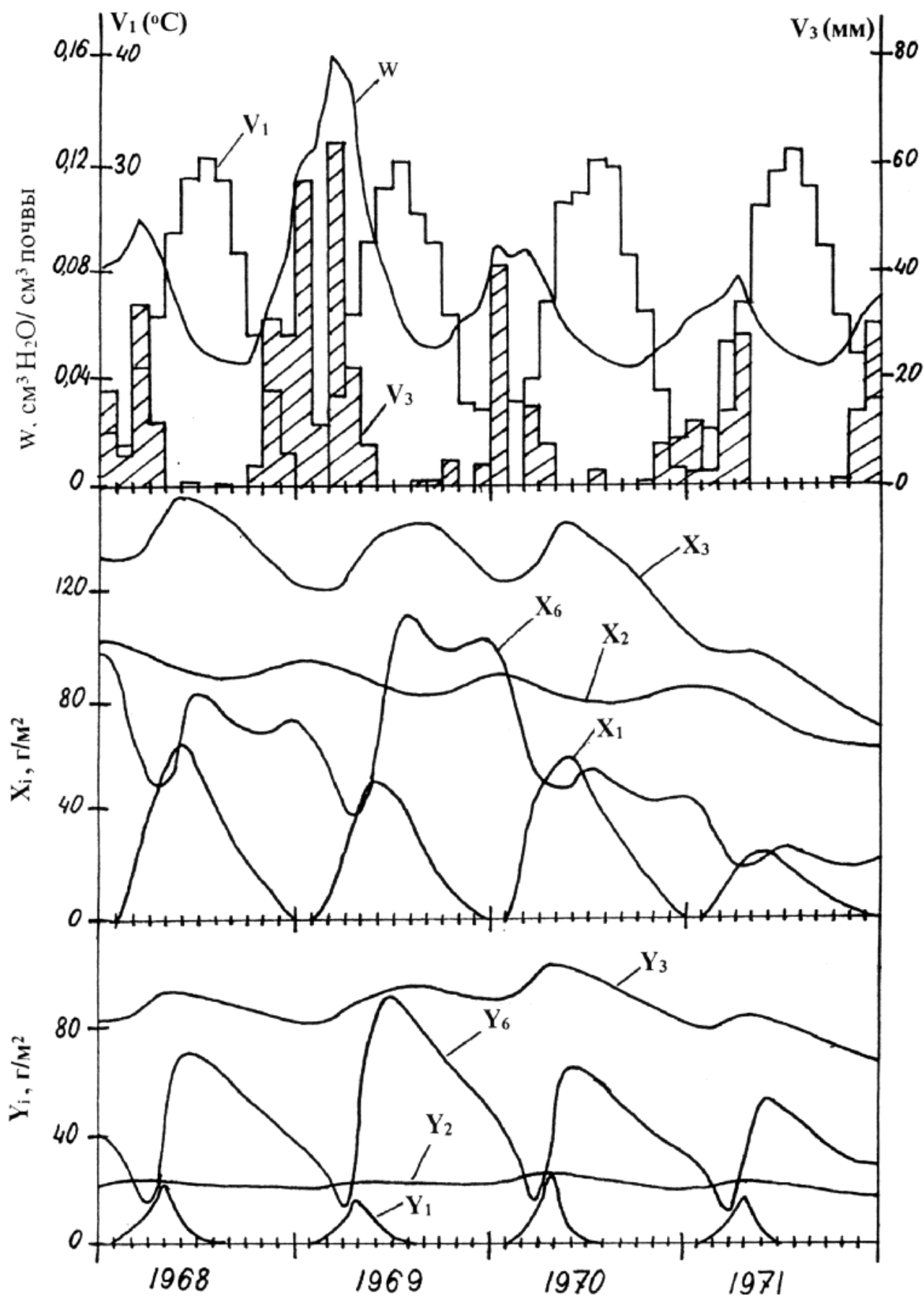


Рис.2.6. Результаты работы модели пустынной экосистемы с входными метеорологическими данными за 1968–1971 гг.

Таблица 2.16

Фенологические коэффициенты функций переноса

 $(t$ – начало периода в течении которого действуют указанные коэффициенты)

	Саксаул						Илак					
Показатель	t (дни)	P_{61}	P_{62}	P_{63}	P_{65}	P_{54}	t (дни)	O_{61}	O_{62}	O_{63}	O_{65}	O_{54}
Начало года	0	0.01	0.02	0	0	0	0	0	0.02	0.05	0	0
Начало вегетации	50	0.2	0.01	0.06	0	0	55	0.2	0.1	0.3	0.001	0
Начало цветения	80	0.2	0.02	0.2	0.003	0.001	80	0.4	0.1	0.4	0.002	0
Перерыв в цветении	110	0.2	0.02	0.1	0	0.001						
Максимум зеленой фитомассы	150	0	0.016	0.06	0	0.001						
Возобновление цветения	255	0	0.01	0.02	0.003	0.001						
Начало плодоношения	265	0	0.01	0.002	0	0.005	100	0.3	0.01	0.08	0.001	0.003
Конец вегетации	305	0	0.001	0.0002	0	0	130	0	0.01	0.041	0	0

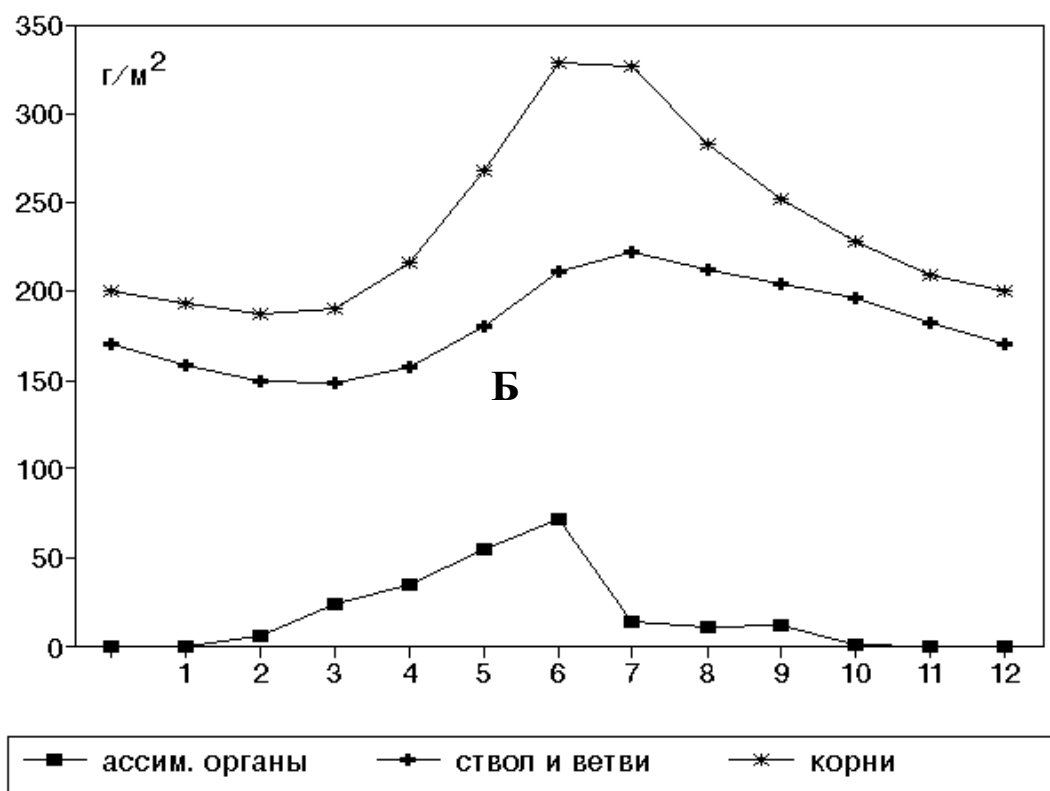
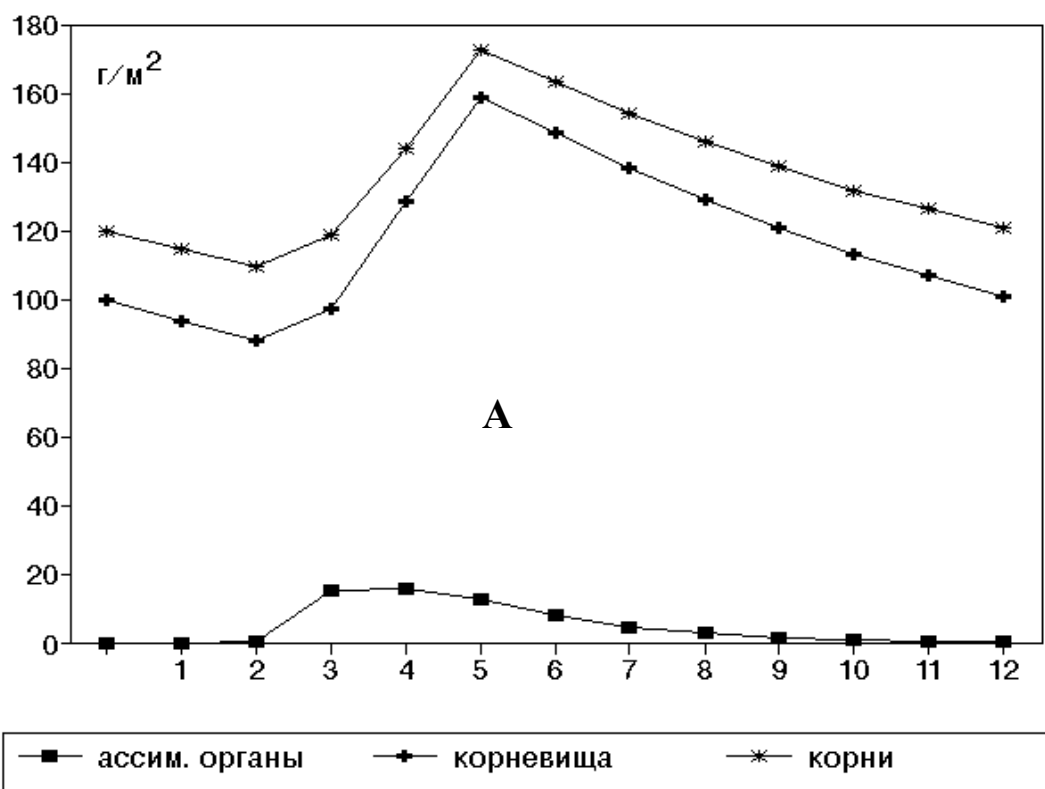


Рис.2.7. Сезонная динамика запасов органического вещества в компонентах фитоценоза илакового белосаксаульника: А – илак, Б – саксаул

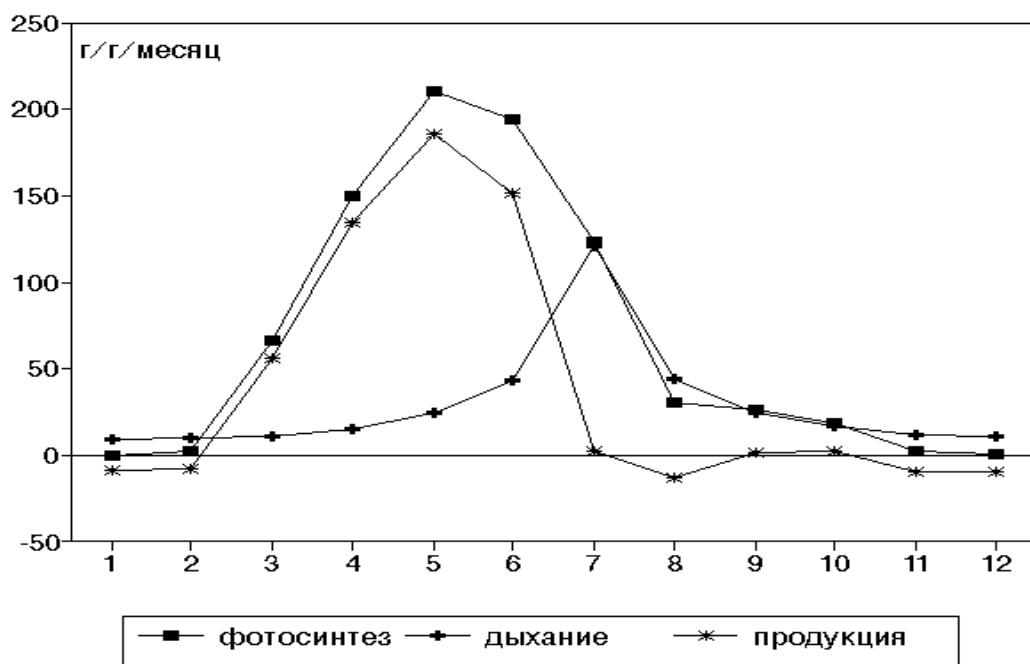


Рис.2.8. Сезонная динамика фотосинтетической активности, дыхательных процессов и продуктивности илакового белосаксаульника

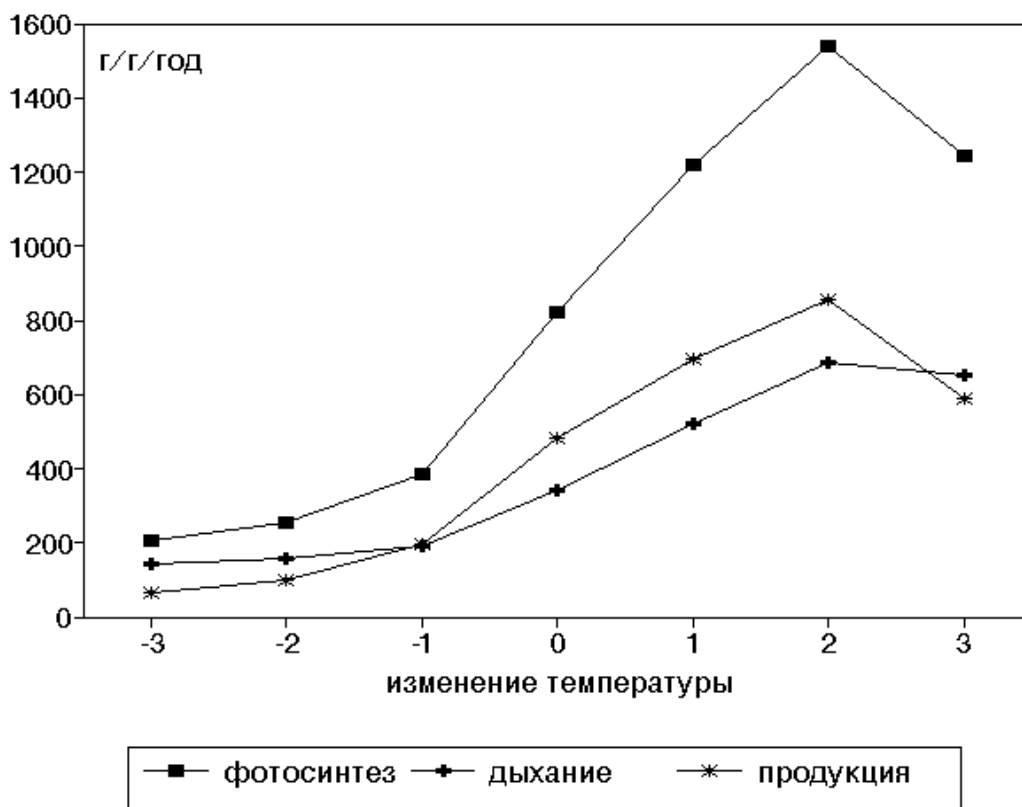


Рис.2.9. Результаты экспериментов с моделью по изучению продукционных процессов в белосаксаульнике в условиях изменения среднегодовой температуры

2.2.2.2. Лесная экосистема умеренных широт (снытевая дубрава на темно-серой лесной почве)

Для получения количественных оценок круговорота углерода и изучения функционирования экосистемы умеренных широт, а также для изучения последствий глобальных изменений климата на продукционно-деструкционные процессы в лесном биогеоценозе построена имитационная модель, воспроизводящая абиотические условия функционирования экосистемы и сезонную динамику запасов углерода органического вещества в компонентах широколиственного леса.

Краткая характеристика объекта. Объект моделирования – зрелая снытевая дубрава на темно-серой лесной почве. Наибольшее количество данных о составе, структуре и функционировании разновозрастных дубрав накоплено в результате комплексных исследований в Теллермановском опытном лесничестве (Васильева, 1954; Зонн, 1959; Молчанов, 1964, 1975; Молчанов, Губарева, 1980). Обширные исследования в этом направлении проводились в заповеднике «Лес на Ворскле» (Митина, 1969; Терешенкова и др., 1974; Горышина, 1975, 1979; Нешатаев, Самиляк, 1974) а также в Курском Центральном-Черноземном заповеднике (Утехин, 1977; Рябов, 1979; Жмыхов, 1979). Прототипом модели взята нагорная дубрава 80–100 лет в Теллермановском лесничестве Воронежской области, однако для построения и проверки привлекались данные о дубравах и темно-серых почвах других областей.

Объект моделирования расположен в лесостепной зоне Европейской части РФ. Климат умеренно-континентальный. Средняя годовая температура 5.9°C. Средняя сумма осадков за год 515 мм. Коэффициент увлажнения Высоцкого-Иванова близок к 1. Среднемесячные многолетние данные температуры и относительной влажности воздуха, осадков, облачности, скорости ветра и амплитуды суточных температур приведены в приложении 2.

Почва темно-серая лесная на безвалунных покровных суглинках мощностью 2–3 м, лессовидной структуры; А0 – подстилка (0–3 см), А1' (3–14) – черно-бурый мелкозернистый рыхлый суглинок, А1'' (14–30) – коричнево-черный суглинок ореховатой структуры, А1''' (30–45) – черный с белесоватым оттенком более крупной ореховатой структуры, В1 (45–60) – черный, ниже черно-бурый, плотный, В2 (60–100) – коричнево-бурый с затеками, В3 (100–200) – буровато-палевый, карбонатный суглинок комковато-призматической структуры (Молчанов, 1964). Водный режим периодически промывной, рН водной вытяжки 7.23. Грунтовые воды залегают на глубине 11–13 м. Запасы гумуса фульватно-гуматного типа 150 тС/ га для двухметровой толщи (Афанасьева и др., 1979).

Эдификаторами лесостепной дубравы являются дуб черешчатый (*Quercus robur* L.) и сныть обыкновенная (*Aegopodium podagraria* L.). В 82-летней дубраве дуб составляет 67% всей надземной фитомассы, абсолютно доминируя в первом ярусе (Молчанов, Губарева, 1980), причем 70% стволовой древесины приходится на дуб. Запас ветвей составляет 1020 (здесь и далее в г С/м²), стволов – 7921, корней – 74 942, листьев – 205 (с учетом подроста), травянистой расти-

тельности – 63, подстилки – 670 (Молчанов, 1964; Молчанов, Губарева, 1980). Глубина проникновения основной массы корней 120–150 см (Зонн, 1959).

Фенология дуба и сныти представлена в табл.2.17.

Общее описание модели. Модель состоит из блоков, взаимодействие которых представлено на рис.2.10, где пунктиром показан перенос информации, а сплошной линией – переход вещества.

Переменные, задействованные в модели, описаны в табл.2.18, 2.19, 2.20. Выбор переменных состояния продиктован как спецификой объекта моделирования, представляющего собой экосистему с двумя ярко выраженными доминантами в растительном покрове: дубом и снытью, так и уровнем наших знаний о функционировании объекта. Из-за отсутствия данных по сезонной динамике ассимилятов в органах растений пришлось ограничиться введением пула ассимилятов, играющего роль только распределителя, а не резервуара углерода.

Воспроизведение метеорологических и климатических показателей. Входные данные, задаваемые переменными $V_1, \dots, V_6$, используются в блоке «Климат» для генерирования необходимых суточных показателей с помощью стохастического генератора, а также вероятностных закономерностей, выявленных нами по данным метеостанций для выпадения осадков в Центральной черноземной области России. Считая выпадение осадков марковской цепью испытаний с двумя исходами, мы получили переходную матрицу для каждого месяца (табл.2.21). С использованием этой матрицы в начале каждого года определяются дни с осадками и без них, для каждого месяца осадки распределяются случайным образом по дням с осадками.

Воспроизведение моделью динамики среднесуточной температуры воздуха и суточных сумм осадков представлено на рис.2.11, 2.12.

В блоке «Метео» вычисляются метеорологические показатели для каждого часа. Солнечная радиация рассчитывается по стандартной формуле (Матвеев, 1976):

$$q(t) = R_0 \left(\sin \varphi \sin \beta + \cos \varphi \cos \beta \cos \frac{2\pi}{24} (t - 12) \right) (1 - (a + b c) c),$$

где R_0 – солнечная постоянная, равная 1.98 ккал/см^2 в мин; φ – широта места в радианах (0.89 для Теллермановского лесничества); a, b – эмпирические коэффициенты зависимости солнечной радиации от облачности c ;

$\beta(t) = 0.41 \sin(0.017 (nd - 80))$ – солнечное склонение; nd – номер дня.

Рассчитанная суммарная радиация для года с месячными метеопоказателями, усредненными за 10 лет, составила $120 \text{ ккал/см}^2/\text{год}$, что согласуется с данными, приведенными для этого региона Российской Федерации Мячковой (1983).

Температура воздуха рассчитывается по формуле

$$Q = \bar{Q} + A \sin(0.26 (t - 8)) (1 - 0.05 c),$$

где A – суточная амплитуда температуры воздуха для каждого месяца, приведенная для ЦЧО Рябовым (1979), t – время суток. Суточная сумма осадков распределяется с помощью стохастического генератора.

Здесь же рассчитывается «фенологическое» время. Переменная «фенологического» времени tf показывает, на какой стадии годового фенологического цикла, характеризуемой количеством феносутков с начала года, находится дубрава, что необходимо для учета влияния фенологических стадий состояния растений на распределение ассимилятов и другие процессы жизнедеятельности. Для всех стадий принято, что в первое полугодие повышенная по сравнению со среднемесячной многолетней температура воздуха ускоряет прохождение растением фенологического цикла, а во второе – замедляет (с коэффициентом 0.05).

Воспроизведение температурного режима почвы. В блоке «Температурный» для воспроизведения динамики поля температуры почвы $T(z,t)$ использовалось уравнение теплопроводности (Чудновский, 1976):

$$\frac{\partial(c \cdot Ts)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\lambda \frac{\partial Ts}{\partial z} \right) + Fl.$$

Теплоемкость каждого i -го слоя почвы c (кал/г/град) описывается уравнением вида (Палагин, 1981): $c_i = (c'_i + w_i + 0.5 \cdot wl_i) \cdot d_i$, где c'_i – удельная теплоемкость сухой почвы (кал/г/град), w_i – объемная влажность данной почвы ($\text{см}^3 \text{H}_2\text{O} / \text{см}^3$ почвы), wl_i – количество замерзшей влаги в единице объема почвы ($\text{см}^3 \text{H}_2\text{O} / \text{см}^3$ почвы), d_i – объемный вес почвы (г/см³), z – глубина (см).

Теплопроводность почвы λ (кал/см/час/град) описывается уравнением: $\lambda_i = 3.6 \cdot c_i \cdot (m_1 \cdot (w_i - m_2)^2 + m_3 \cdot d_i + m_4)$, где m_1, m_2, m_3, m_4 , – эмпирические коэффициенты (Чудновский, 1976).

Fl – затраты тепла на плавление льда (или выделение тепла при замерзании воды) в кал/см³ H₂O/час; $Fl = 0$, если $wl_i = 0$ и $tp_i \geq 0$ или, если $wl_i > 0$ и $tp_i \leq 0$; $Fl = -wl_i q$, если $wl_i > 0$ и $tp_i \geq 0$; $Fl = (wl_i - wn_i)q$, если $wl_i = 0$ и $tp_i < 0$, где $tp_i = (Ts_i + Ts_{i+1}) / 2$, $wn_i = (0.16 + 0.08 \cdot e^{tp_i}) \cdot w_i$ (вода, незамерзающая при данной температуре почвы), q – теплота плавления льда.

Уравнение теплопроводности было представлено в конечно-разностном виде:

$$\begin{aligned} c_{i,j} \cdot Ts_{i,j+1} = c_{i,j} \cdot Ts_{i,j} + & \frac{\Delta t \cdot \lambda_{i+1,j+1}}{(\Delta z)^2} \cdot T_{i+1,j+1} - \\ & - \Delta t \left(\frac{\lambda_{i+1,j+1}}{(\Delta z)^2} + \frac{\lambda_{i,j+1}}{\Delta z_{i-1} \cdot \Delta z_i} \right) \cdot T_{i,j+1} + \\ & + \frac{\Delta t \cdot \lambda_{i,j+1}}{\Delta z_{i-1} \cdot \Delta z_i} \cdot T_{i-1,j+1} + \Delta t \cdot Fl_{i,j+1} \end{aligned}$$

Таблица 2.17

Фенологические фазы и коэффициенты функций переноса

Фенологические фазы:	Дуб						Сныть				
	ND	C12	C13	C14	C15	Cr	ND	V12	V13	V14	V31
Начало года	0	0	0.13	0.839	0	0.01	0	0	1	0	0
Начало вегетации	123	0.2	0.06	0.13	0	0.61	110	0.57	0.17	0.25	0.0008
Начало цветения	133	0.4	0.08	0.14	0.01	0.33					
Конец цветения	141	0.51	0.11	0.15	0.01	0.22					
Максимум зеленой фитомассы	181	0.2	0.17	0.38	0.02	0.23	181	0.35	0.1	0.55	0
Начало раскраски листьев	240	0.2	0.25	0.45	0	0.1					
Начало опада плодов	260	0.2	0.2	0.5	0	0.1					
Полная раскраска листьев, листопад	270	0.009	0.16	0.83	0	0.001					
Конец вегетации	302	0	0.13	0.839	0	0.001	280	0	1	0	0

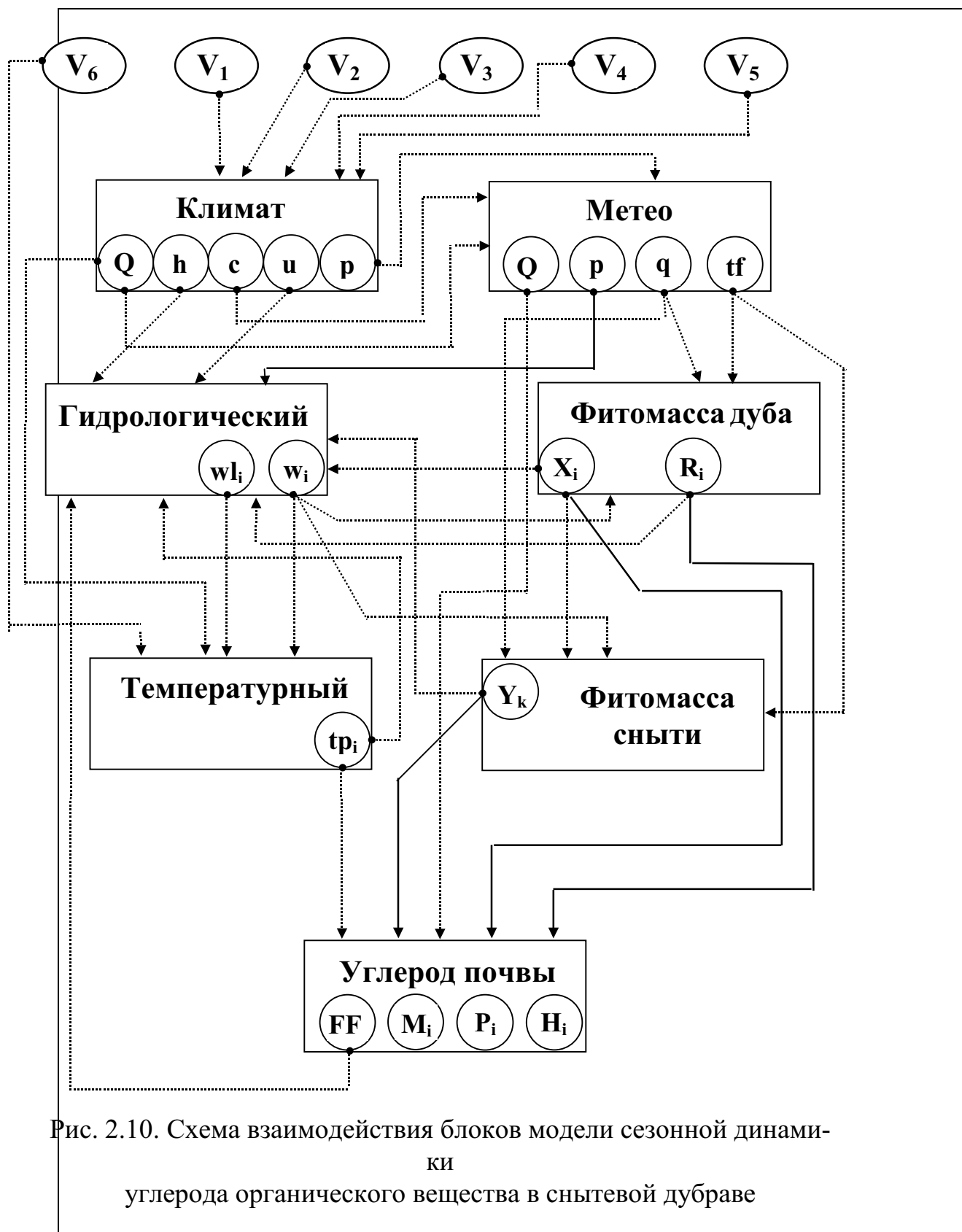


Рис. 2.10. Схема взаимодействия блоков модели сезонной динамики
углерода органического вещества в снытевой дубраве

Таблица 2.18

Переменные состояния динамики углерода
(все в г С/м²)

Символ	Название переменной
Распределительный пул ассимилятов:	
X_1	дуб
Y_1	снять
X_2	листья дуба
Y_2	листья снyti
X_c	окрашенные листья дуба
X_3	биомасса ветвей
X_4	биомасса ствола
X_5	генеративные органы
X_{i+5}	корни дуба толще 0.5 мм в i -м горизонте почвы
R_i	корни дуба тоньше 0.5 мм
Y_3	корневища снyti
Y_4	корни снyti
FF	подстилка
M_i	подземная мортмасса
P_i	лабильная часть гумуса
H_i	стабильная часть гумуса

Таблица 2.19

Входные переменные модели

Символ	Название переменной	Единицы измерения
Среднемесячные:		
V_1	температура воздуха	°С
V_2	относительная влажность воздуха	%
V_3	облачность	баллы
V_4	скорость ветра	м/с
V_6	температура почвы на глубине 2 м	°С
V_5	месячная сумма осадков	см/мес

Таблица 2.20

Дополнительные переменные

Символ	Название переменной	Единицы измерения
tf	фенологическое время	сутки
w_i	объемная влажность горизонтов почвы	см ³ H ₂ O/см ³ почвы
w_0	влагозапас в двухметровом слое	см
tp_i	температура горизонтов почвы	°C
Q'	среднесуточная температура воздуха	°C
h	среднесуточная относительная влажность воздуха	%
c	среднесуточная облачность	баллы
u	среднесуточная скорость ветра	м/с
p'	суточная сумма осадков	см/сут
Q	температура воздуха для данного часа	°C
q	интенсивность солнечной радиации	кал/см ² /час
p	сумма осадков за час	см/час

Таблица 2.21

Вероятность выпадения и невыпадения осадков
 (01 и 00 – после дня без осадков, 11 и 01 – после дня с осадками)

1	0.78	0.22	0.43	0.57
2	0.77	0.23	0.36	0.64
3	0.8	0.2	0.32	0.68
4	0.82	0.18	0.42	0.58
5	0.72	0.28	0.45	0.55
6	0.7	0.3	0.49	0.51
7	0.72	0.28	0.43	0.57
8	0.75	0.25	0.61	0.39
9	0.73	0.27	0.45	0.55
10	0.7	0.3	0.45	0.55
11	0.44	0.56	0.37	0.63
12	0.6	0.4	0.24	0.76
Среднее за год	0.71	0.29	0.42	0.58



Рис. 2.11. Динамика среднесуточной температуры воздуха (°C)



Рис. 2.12. Динамика суточных сумм осадков (см)

Это уравнение можно написать следующим образом:

$$T_{i,j+1} \cdot B_i + T_{i+1,j+1} \cdot C_i + T_{i-1,j+1} \cdot A_i = F_i,$$

где

$$A_i = \frac{\lambda_{i,j+1}}{\Delta z_{i-1} \cdot \Delta z_i}; \quad F_i = -(C_{i,j} \cdot T_{i,j} + Fl_{i,j+1});$$

$$B_i = -\left(c_{i,j+1} + \frac{\lambda_{i+1,j+1}}{(\Delta z_i)^2} + \frac{\lambda_{i,j+1}}{\Delta z_{i-1} \cdot \Delta z_i} \right); \quad C_i = \frac{\lambda_{i+1,j+1}}{(\Delta z_i)^2}.$$

Имея систему таких уравнений, написанных для каждого горизонта, находили решение, используя метод факторизации трехдиагональной квадратной матрицы коэффициентов.

Трехдиагональная матрица вида

r_{11}	r_{12}	0		0	0	0
r_{21}	r_{22}	r_{23}		0	0	0
0	r_{32}	r_{33}		0	0	0
.....						
0	0	0		$r_{n-2,n-2}$	$r_{n-2,n-1}$	0
0	0	0		$r_{n-1,n-2}$	$r_{n-1,n-1}$	$r_{n-1,n}$
0	0	0		0	$r_{n,n-1}$	$r_{n,n}$

задавалась следующим образом:

$A_1 = 0, A_2 = r_{21}, \dots, A_n = r_{n,n-1}$ – поддиагональный вектор,

$B_1 = r_{11}, B_2 = r_{22}, \dots, B_n = r_{n,n}$ – диагональный вектор,

$C_1 = r_{12}, C_2 = r_{23}, \dots, C_n = 0$ – наддиагональный вектор.

Краевым условием первого рода (T_s зависит только от времени) для уравнения теплопроводности задавался температурный режим почвы на глубине 2 м.

Использовалось уравнение вида $T_{s_n} = T_s + At \left(-\sin \frac{2\pi \cdot nd}{365} \right),$

где T_s – средняя за год температура почвы на глубине 2 м, At – амплитуда сезонных колебаний, nd – номер дня в году. Как второе краевое условие использовалась динамика температуры поверхности почвы, которая принималась равной среднесуточной температуре воздуха с учетом влияния толщины снежного по-

крова и степени облиственности деревьев. На рис.2.13 представлена динамика среднесуточной температуры горизонта А'.



Рис. 2.13. Динамика среднесуточной температуры горизонта А' (°C)

В приложении 3 представлено воспроизведение моделью температурного режима почвы по остальным рассматриваемым горизонтам темно-серой лесной почвы и полевые данные (Молчанов, 1975). Сравнение данных позволяет удостовериться в адекватном воспроизведении моделью температурного режима почвы.

Воспроизведение гидрологического режима дубравы. Гидрологический режим экосистемы рассчитывается в блоке «Гидрологический». Воспроизведение вертикального передвижения влаги в почве в условиях ненасыщенности основано на уравнении неразрывности (Richards, 1931):

$$\frac{\partial W}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial z} + S = 0 \quad (1),$$

где Q – плотность вертикального потока влаги (см/час), S – интенсивность поглощения воды корнями растений (см³/см³/час), которое означает, что изменение влажности элементарного слоя почвы (dW/dt) формируется под влиянием разницы вертикальных потоков влаги на его нижней и верхней границах (dQ/dt) и поглощения воды корнями (S). Для приближенного определения скорости вертикального потока влаги в почве, имеющей профиль влажности $W(z)$, считается допустимым применение аналога уравнения Дарси в следующем виде:

$$Q(z) = K(W(z)) \cdot \left(\frac{\partial P(W(z))}{\partial z} - 1 \right) \quad (2),$$

где $K(W)$ – коэффициент влагопроводности ненасыщенной влагой почвы (см/час), $P(W)$ – функция всасывающего давления почвенной влаги (см водного столба). Подставляя (2) в (1), можно получить нелинейное дифференциальное уравнение второго порядка по z в частных производных относительно искомой функции $W(z, t)$:

$$\frac{\partial W}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}(K(z, W) \cdot (\frac{\partial \mathcal{P}(W(z))}{\partial z} - 1)) - S(z, t), \quad (3),$$

численное решение которого в общем случае связано с большими трудностями. Однако опыт практических расчетов динамики влажности в почвенном профиле (Кулик, 1978; De Wit, 1972) показывает, что если ограничиться дискретным описанием профиля, т.е. толщу почвы $[0, z_n]$ поделить на небольшое число горизонтов $\Delta z_1 = [0, z_1], \dots, \Delta z_n = [z_{n-1}, z_n]$; проводить расчеты с достаточно малым шагом по времени; исключить из рассмотрения (путем осреднения) слишком интенсивное поступление воды в почву (ливни с интенсивностью более 10–20 мм/час, при которых поступление воды за час становится сравнимым с влагоемкостью верхнего горизонта), то описание гидрологического режима почвы можно получить в рамках модели (рис.2.14), соответствующей разностной схеме решения уравнения Ричардса.

В гидрологическом блоке модели рассчитываются значения следующих переменных: W_i – содержание незамерзшей воды ($\text{см}^3 \text{H}_2\text{O}/\text{см}^3$ почвы) в i -м слое почвы, Wl – содержание льда ($\text{см}^3 \text{H}_2\text{O}/\text{см}^3$ почвы) в i -м слое почвы. Для обеспечения буферности гидрологического блока были введены в рассмотрение дополнительные переменные: CW – вода, задержанная кроной, и вода на поверхности почвы в виде луж (SW) и снега (SN) (все в $\text{см}^3 \text{H}_2\text{O}/\text{см}^3$). Описание водного режима лесной экосистемы автоморфного ландшафта может быть представлено следующей системой уравнений ($\Delta t = 1$ час):

[illegible]

Единственный источник влаги в автоморфных ландшафтах – атмосферные осадки, поступающие при отрицательной температуре воздуха на поверхность почвы в виде снега с интенсивностью HPR , а при температуре выше нуля – на

крону со скоростью GPR или непосредственно на почву с интенсивностью SPR . Они могут накапливаться в виде снежного покрова (SN), задерживаться в кронах (CW) или образовывать временные лужи на поверхности почвы (SW), откуда после возможного частичного испарения (SWE) и бокового поверхностного стока (BS) впитываются в почву (FIN).

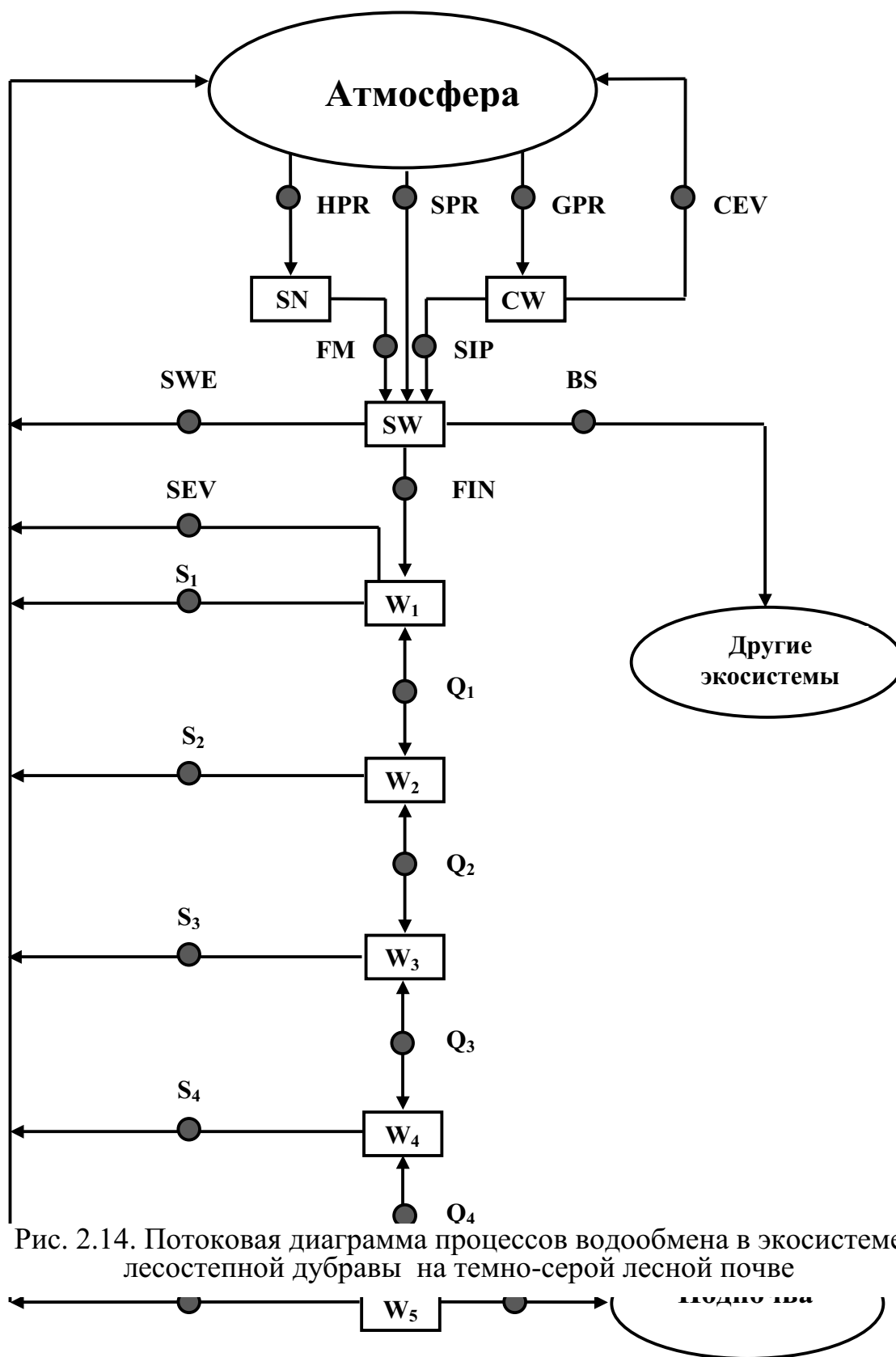


Рис. 2.14. Поточковая диаграмма процессов водообмена в экосистеме лесостепной дубравы на темно-серой лесной почве

Влажность лесной подстилки A_0 в модели в явном виде не фигурирует, так как влагопроводность этого горизонта почвы, по сравнению с нижележащими, провальная. Возможность переувлажнения подстилки в периоды сильных осадков и снеготаяния учитывается переменной SW , кроме того, влияние подстилки на испарение влаги отражается в модели тем, что величина потока SEV зависит от запаса подстилки.

Система уравнений (4) описывает динамику влажности почвы, складывающуюся из поступления воды в почву с осадками и в результате снеготаяния и расходования влаги путем испарения с поверхности почвы и луж, десукции растительным покровом и нисходящего оттока за пределы рассматриваемой толщи почвенного профиля, функции переноса, входящие в правые части уравнений системы, выражены математически как функции от внешних для экосистемы метеорологических факторов - почасовых значений солнечной радиации SR , температуры воздуха HT , относительной влажности воздуха HR и атмосферных осадков PR , а также от переменных состояния, характеризующих водный режим экосистемы (SN , CW , SW , W_i), запасы подстилки (DL), ассимилирующих органов (GL), корней (R_i). По формуле

$$EV = 25 \cdot 10^{-8} \cdot (25 + HT)^2 \cdot (100 - HR)$$

(Иванов, 1948) рассчитывается суточная испаряемость как фактор, определяющий возможную эвапотранспирацию. На основе данных о внутрисуточном ходе температуры и влажности воздуха строится почасовое распределение потенциальной эвапотранспирации. Осадки, перехватываемые кроной (GPR), стекают в почву (SIP), если влагозапас в кроне SW превышает ее максимальную влагоемкость. Испарение с кроны определяется следующим образом:

$$\begin{aligned} CEV &= CW(t), & \text{если } CW(t) \leq EV(t), \\ CEV &= EV(t), & \text{если } CW(t) > EV(t). \end{aligned}$$

Принято, что вся солнечная радиация, поглощаемая снегом в период, когда его средняя температура приближается к нулю градусов, идет на снеготаяние:

$$FM(t) = SR(1 - \alpha) / q,$$

где α – альбедо неустойчивого снежного покрова, q – удельная теплота плавления снега.

Для расчета интенсивности корневой десукции S_i из i -го горизонта почвы использована формула (Гильманов, 1978):

$$S_i = C_i \cdot FW(W_i(t)) R_i(t) (EV(t) - CEV(t)) / \Delta z_i,$$

где C_i – константа, характеризующая сравнительную скорость десукции единицы объема доступной растениям почвенной влаги единицей биомассы сосущих корней; $FW = (1 - e^{(-A \cdot (W(t) - W_{0.5}))})^{-1}$ – функция подвижности почвенной влаги (a – эмпирическая константа, $W_{0.5} = 0.16 + 0.064 (EV(t) - CEV(t))$), R_i – фитомасса сосущих корней в i -м слое, Δz_i – мощность слоя.

Для расчета скорости впитывания воды FIN и возможного формирования луж $SW(t)$ были приняты следующие предположения, в качестве максимального значения для FIN принята величина $FINMX(t)$, равная минимальной из двух величин – K_0 (коэффициент фильтрации верхнего слоя почвы), помноженной на толщину верхнего слоя Δz_1 . Если $SW(t) = 0$ (что и выполняется в большинстве случаев), то $SWE = 0$ и $BS = 0$ и полагаем

$$FIN(t) = SPR + SIP + FM, \quad \text{если} \quad SPR + SIP + FM < FINMX,$$

или

$$FIN(t) = FINMX, \quad \text{если} \quad SPR + SIP + FM \geq FINMX.$$

После чего по уравнению из системы (4) вычисляется новое значение $SW(t)$. Если же $SW(t) > 0$ (есть лужи), то сначала вычисляется боковой по-верхностный сток $BS = k SW(t)$, где k – эмпирический коэффициент поверхностного стока, затем вычисляется испарение из луж:

$$SWE(t) = SW(t) - BS(t), \quad \text{если} \quad SW(t) - BS(t) \leq (EV(t) - CEV(t) - \sum S_i(t) \Delta z_i),$$

или

$$SWE(t) = EV(t) - CEV(t) - \sum S_i(t) \Delta z_i, \quad \text{если} \quad SW(t) - BS(t) > (EV(t) - CEV(t) - \sum S_i(t) \Delta z_i).$$

Скорость инфильтрации рассчитывается по уравнению

$$FIN = SW(t) + SPR + FM - SWE - BS,$$

если эта величина меньше, чем $FINMX$, или как $FIN = FINMX$, если она больше $FINMX$. После этого вычисляется испарение с поверхности почвы:

$$SEV(t) = C_0 (EV(t) - CEV(t) - \sum S_i(t) \Delta z_i - SWE(t)) FW(W_1(t)),$$

где C_0 – эмпирический коэффициент ослабления испарения подстилки, а $FW_1(W(t))$ – введенная выше функция подвижности почвенной влаги. Для задания функций ненасыщенной влагопроводности $K(W)$ и всасывающего давления $P(W)$, необходимых для расчета вертикальных потоков влаги Q_1 , использовались выражения:

$$K(W) = e^{(-b_i + c_i * W)}$$

$$P(W) = e^{(-d_i + m_i * W)}$$

Входящие в них параметры оценивались по литературным данным и уточнялись методом итераций с помощью модели. После этого формула (2) для скорости потока влаги между i -м и $(i+1)$ -м слоями аппроксимировалась выражением

$$Q_i(t) = 0.5 * (K_{i+1}(W_{i+1}(t)) + K_i(W_i(t))) * \left(\frac{P_{i+1}(W_{i+1}(t)) - P_i(W_i(t))}{(\Delta z_{i+1} + \Delta z_i) / 2} \right) + 1.$$

Численное решение системы уравнений (4) на ЭВМ позволяет получить требуемую динамику влажности почвы.

Проверка работы гидрологического блока модели проводилась по суммарным составляющим годового баланса водного режима дубрав (табл.2.22) и по

данным о сезонной динамике влажности темно-серой лесной почвы Теллермановского стационара (Зонн, 1959, приложение).

На рис.2.15 представлено воспроизведение моделью динамики общего запаса влаги в рассматриваемом слое почвы.

Таблица 2.22

Суммарные составляющие годового баланса и некоторые промежуточные показатели водного режима экосистемы лесостепной дубравы

Составляющие баланса	см водного столба	
	по опытным многолетним данным*	по результатам моделирования
Атмосферные осадки	51.3	51.8
Транспирация	29.8	29.0
Испарение с крон	6.3	7.7
Испарение с поверхности почвы	9.6	8.4
Боковой сток	2.0	1.9
Просачивание в подпочву	—	5.8

* Молчанов (1964); Молчанов, Губарева (1980).



Рис. 2.15. Динамика запаса влаги в слое 0–200 см темно-серой лесной почвы

Воспроизведение динамики углерода в компонентах растительного покрова и почве. Динамика углерода органического вещества рассчитывается в блоках «Фитомасса дуба», «Фитомасса сныти» и «Углерод почвы». В дополнение к информации о переменных состояния отметим, что корневая система дуба, помимо горизонтальной стратификации, подразделена на крупные корни (толще

0,5 мм) и мелкие неопробковевшие, резко отличающиеся по физиологическим свойствам и выполняемым функциям. Основную функцию водопоглощения выполняют мелкие корни, еще не подвергшиеся процессу суберинизации и метакутинизации (Крамер, Козловский, 1983; Рахтеенко, 1963).

Также по горизонтам почвы рассматриваются в динамике запасы мортмассы, гумуса. Гумус включает в себя соединения, которые разбивают на три группы: промежуточные продукты распада растительных и животных остатков, неспецифические соединения и специфические гумусовые вещества (Орлов, 1985). Согласно кинетической теории гумификации направление процессу гумификации задает «отбор» наиболее устойчивых соединений, что способствует формированию стабильного запаса гумусовых веществ, слабо подверженных минерализации, в то время как общий запас гумуса колеблется в течение года, возвращаясь в августе в исходное стабильное состояние, когда в почве содержится минимальное количество легкорастворимых фракций гумуса (Дергачева, 1984). Основываясь на вышеприведенном, а также радиоуглеродных датировках фракций гумуса, и следуя Глазовской и Добровольской (1984), мы рассматриваем динамику двух частей гумуса, названных условно лабильная и стабильная. В первую часть можно включить, по-видимому, неспецифические соединения и новообразованные гумусовые кислоты, а во вторую – зрелые гумусовые кислоты, гумин.

Аналитическая структура блоков модели, воспроизводящих сезонную динамику углерода органического вещества, выражена системой дифференциальных уравнений, написанных для каждой переменной состояния.

$$\begin{aligned}
 X_1' &= f_{01} + f_{21} + f_{31} + f_{41} - f_{12} - f_{13} + f_{14} - f_{15} - f_g, \\
 X_2' &= f_{12} - f_{20} - f_c, \\
 X_c' &= f_c - f_{c0} - d_c, \\
 X_3' &= f_{13} - f_{31} - f_{30} - d_3, \\
 X_4' &= f_{14} - f_{41} - f_{40} - d_4, \\
 X_5' &= f_{15} - f_{50} - d_5, \\
 X_j' &= f_{1j} - f_{j0} - d_j + hx_{(j-5)}, \quad \text{где } j = 5, \dots, 10, \\
 R_i' &= f_{ri} - h_{i0} - d_{(i+10)} - hx_i, \quad \text{где } i = 1, \dots, 5, \\
 Y_1' &= p_{01} + p_{31} - p_{12} - p_{13} - p_{14}, \\
 Y_2' &= p_{12} - p_{20} - d_{16}, \\
 Y_3' &= p_{13} - p_{30} - p_{31} - d_{17}, \\
 Y_4' &= p_{14} - p_{40} - d_{18}, \\
 FF' &= d_c + d_3 + d_4 + d_5 + d_{16} - f_0, \\
 M_i' &= d_j + d_{(i+10)} - fm_i, \\
 P_1' &= fh + g_1 - fm_6 - fv_1 - gg_1, \quad P_i' = g_i + fv_{(i-1)} - fv_i - fm_{(i+5)} - gg_i, \\
 H_i' &= gg_i + gv_{(i-1)} - fm_n - gv_i, \quad \text{где } n = 11, \dots, 15.
 \end{aligned}$$

Параметры модели представлены в табл.2.23 и идентифицировались по литературным источникам, а также с помощью самой модели методом итераций.

Таблица 2.23

Параметры блоков «Фитомасса дуба» и «Фитомасса сныти»

	Численное значение	Размерность	Смысловое значение	Источник
максимальная наблюдаемая интенсивность фотосинтеза				
a_1	0.014	г/г/ч	дуба	Малкина, 1983
a_2	0.041	г/г/ч	сныти	Митина, 1969
a_3	0.01	кал/см ² /ч	солнечная радиация, иницирующая фотосинтез	расчет
солнечная радиация при которой достигается 50% максимальной интенсивности фотосинтеза				
a_4	2	кал/см ² /ч	у дуба	Риклефс, 1979
a_5	0.5	кал/см ² /ч	у сныти	Лархер, 1979
коэффициенты экстинкции				
a_6	0.007	безразмерный	дуба	расчет
a_7	0.015	безразмерный	сныти	расчет
a_8	0	°С	минимальная температура воздуха для фотосинтеза	Лархер, 1979
a_9	20	°С	оптимальная	Лархер, 1979
a_{10}	40	°С	максимальная	Лархер, 1979
a_{11}	30	см	влажность завядания (для 2 м)	Васильева, 1954; Зонн, 1959
a_{12}	0.09	см ³ /см ³	—" (для A'1)	—"
a_{13}	70	см	наименьшая полевая влагоемкость (для 2 м)	Васильева, 1954; Зонн, 1959
a_{14}	0.44	см ³ /см ³	—" (для A'1)	—"
расход листьев на дыхание при 20°С				
a_{15}	0.0014	г/г/ч	зеленых, дуба	Лархер, 1979
a_{16}	0.0002	г/г/ч	окрашенных, дуба	Лархер, 1979
a_{17}	0.0027	г/г/ч	сныти	Лархер, 1979
коэффициенты				
a_{18}	0.07	безразмерный	температурный дыхания	Лархер, 1979
a_{19}	0.000033	г/г/ч	дыхания ветвей	расчет
a_{20}	0.0000045	г/г/ч	дыхания стволов	расчет
a_{21}	0.000003	г/г/ч	дыхания одревесневших корней	расчет
a_{22}	0.000045	г/г/ч	дыхания сосущих корней	расчет
a_{23}	0.00007	г/г/ч	дыхания корневищ	расчет
a_{24}	0.0004	г/г/ч	дыхания корней сныти	расчет
a_{25}	0.17	г/г/ч	оттока ассимилятов	Работнов, 1983
коэффициенты отмирания				
a_{26}	0.00028	г/г/ч	листьев дуба	расчет
a_{27}	0.005	г/г/ч	зеленой фитомассы сныти	расчет
a_{28}	0.000002	г/г/ч	ветвей	расчет
a_{29}	0.0000018	г/г/ч	стволов	расчет
a_{30}	0.00000048	г/г/ч	одревесневших корней	расчет

a_{31}	0.00013	г/г/ч	сосущих корней	расчет
a_{32}	0.000047	г/г/ч	корневищ	расчет

Продолжение таблицы 2.23

коэффициент отмирания				
a_{33}	0.001	г/г/ч	корней сныти	расчет
a_{34}	0.0000018	г/г/ч	генеративных органов	расчет
a_{35}	0.025	г/г/ч	опада желудей	расчет
a_{36}	0.00025	г/г/ч	одревесневания корней	расчет
a_{37}	0.09	безразмерный	температурный к-т разложения подстилки	Джефферс, 1981
a_{38}	0.1	г/г/ч	к-т гумификации подстилки	Терешенкова и др., 1974

Вспомогательные переменные. Для учета влияния температуры и влажности в уравнения функций переноса введены вспомогательные переменные $BELL(a,b,c,d,e)$ и $SIG(a,b,c)$ (рис.2.16). Первая переменная, заданная кривой Пирсона I рода:

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

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

$$SIG = (a-b)^2 / (((c-b)/2 - b)^2 + (a-b)^2),$$

возрастает от 0 при $a \leq b$ до 1 при $a \geq c$.

Для учета влияния температуры окружающей среды на ночное дыхание листьев и дыхание стволов, ветвей, корней и корневищ, генеративных органов используется функция вида

$$ET(a,b,c) = e^{(a*(b-c))}.$$

Описание функций переноса. Наблюдаемый фотосинтез дуба описан с учетом самозатенения листьев, влияния температуры и влажности почвы:

$$f_{01} = (a_1(SR - a_3)) / (2 * a_1 * (a_4 - a_3) + (SR - a_3)) * e^{-a_6 * (X_2 + X_C)} * \\ * bell(HT, a_8, a_9, a_{10}) * sig((w_o, a_{11}, a_{13}) * X_2$$

Для сныти в аналогичном уравнении учитывается влияние на интенсивность фотосинтеза влажности только верхнего горизонта почвы:

$$p_{01} = (a_2(SR - a_3)) / (2 * a_2 * (a_5 - a_2) + (SR - a_3)) * e^{-a_7 * (X_2 + X_C + Y_2)} * \\ * bell(HT, a_8, a_9, a_{10}) * sig((w_o, a_{12}, a_{14}) * Y_2$$

Распределение ассимилятов из распределительного пула происходит согласно коэффициентам распределения (табл.2.17) в соответствии с «фенологическим» временем *tf*.

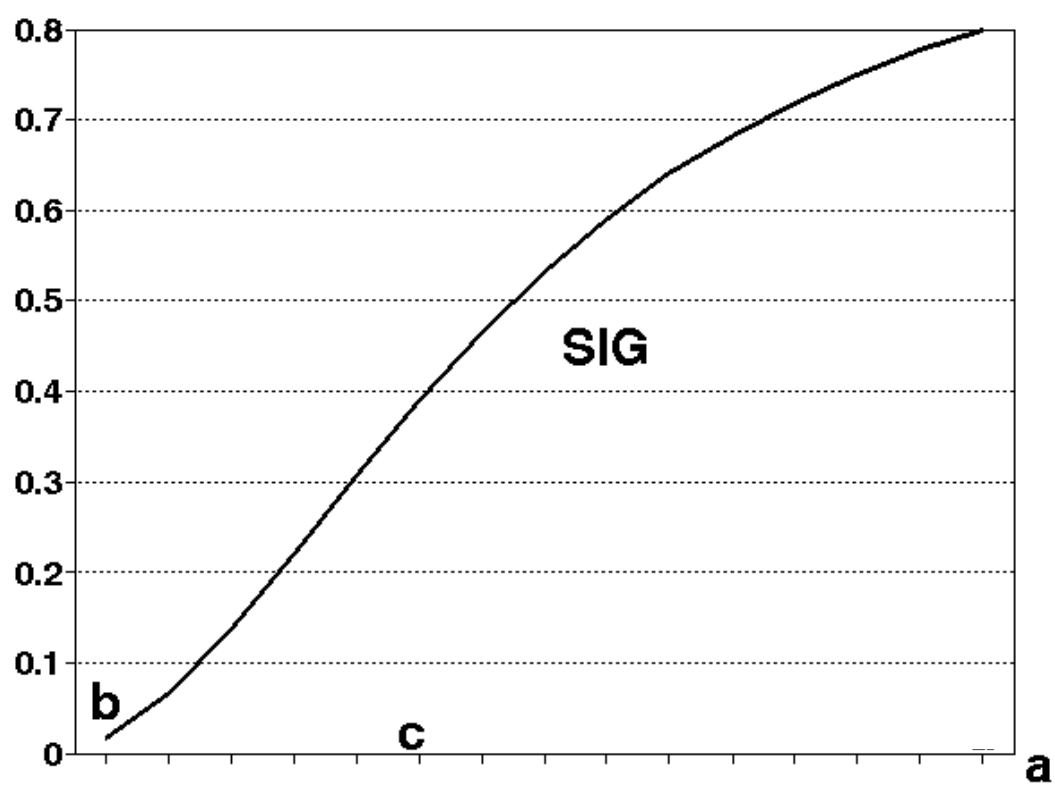
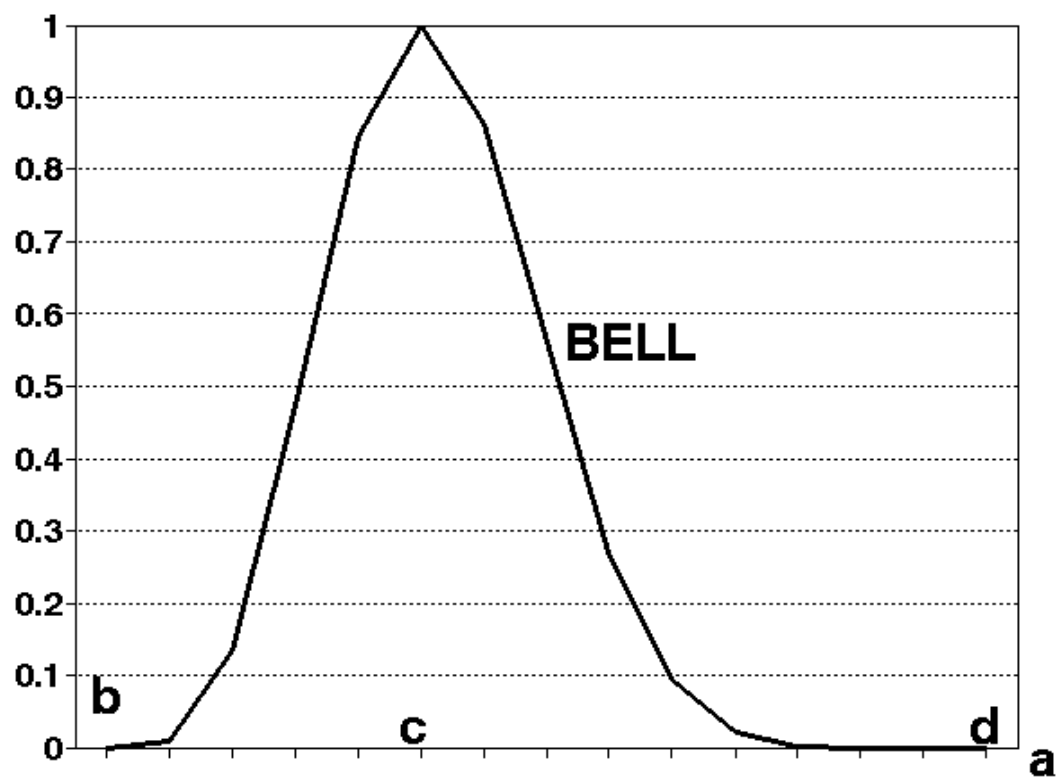


Рис.2.16. Общий вид кривых, рассчитанных по формулам для *BELL* и *SIG*

У дуба приток ассимилятов из древесины ($C_{31} = 0.00005$; $C_{41} = 0.00004$) происходит при $X_2 < 31$ г С/м² (величина определена методом итераций). Принято также, что 99% ассимилятов, поступающих в корни, расходуется на рост и дыхание сосущих корней. Распределение в корни по горизонтам происходит пропорционально близости влажности и температуры почвы к оптимальным условиям, для чего вычисляется следующая функция:

$$V_k = \text{bell}(ts_i, 2.5, 30, 35, 3.5) \text{ bell}(w_i, w_{i1}, w_{i2}, w_{i3}, 2.5),$$

где $k = 1, \dots, 5$, w_{i1} – влажность завядания, w_{i2} – наименьшая полевая влагоемкость, w_{i3} – максимальная влагоемкость, согласно данных Шеина (цит. по Гильманову, 1978, с.139) и Каннона и Кина (цит. по Ковде, 1973, кн.1, с.173). Остаток ассимилятов распределяется в одревесневшие корни по горизонтам пропорционально их запасам. Для сныти принято, что отток ассимилятов из корневищ в распределительный пул происходит при $Y_2 < 5$ г С/м².

Дыхание крупных корней записывается следующим образом (в качестве примера рассмотрим дыхание корней верхнего горизонта):

$$f_{60} = a_{21} ET(a_{18}, t_{s1}, 10) X_6.$$

Отмирание листьев дуба до фазы листопада не учитывается. Окрашивание листьев при наступлении соответствующей фазы описывается функцией

$$f_c = 0.00028 (X_{12} - 240) X_2,$$

где $X_{12} = 240$, если $tf < 240$, и $X_{12} = tf$, если $tf \geq 240$.

Окрашенные листья отмирают:

$$d_c = 0.0002 (X_{12} - 260) X_c,$$

причем часть ассимилятов, содержащихся в листьях, возвращается в распределительный пул:

$$f_{21} = a_{25} d_c.$$

Отмирание зеленой фитомассы сныти после окончания вегетации описывается уравнением

$$d_{16} = 0.005 (tf - 260) Y_2.$$

Отмирание ветвей, стволов, одревесневших корней, опад желудей и генеративных органов, опад желудей описывается прямопропорциональной зависимостью. Отмирание ($d_{(i+10)}$) и одревесневание (hx_i) сосущих корней описывается с учетом воздействия температуры и увлажненности почвы:

$$d_{(i+10)} = a_{31} (1 - V_i) R_i; \quad hx_i = a_{36} (1 - V_i) R_i.$$

Разложение подстилки, как результат деятельности грибов, бактерий и других микродеструкторов, зависит от температуры и увлажненности приземного слоя атмосферы, что отражено в уравнении

$$f_0 = 0.000125 ET(a_{37}, HT, 20) \text{ sig}(DH, 0, 100) FF.$$

Гумификация подстилки описывается уравнением вида

$$f_h = a_{38} f_0.$$

Внутрипочвенное разложение растительных остатков, как процесс биокаталитический, осуществляемый при участии микроорганизмов, ограничен рамками биологической активности почвы с максимумом при температуре 35°C и при влажности почвы равной наименьшей влагоемкости (Глазовская, 1981):

$$fm_i = a_m \operatorname{sig}(ts_i, 0,35) \operatorname{bell}(w_i, w_{i1}, w_{i2}, w_{i3}, 1) M_i.$$

Пополнение «лабильной» части гумуса в процессе трансформации растительных остатков, их разложения и частичной гумификации:

$$g_i = fm_i (1 - \operatorname{bell}(w_i, w_{i1}, w_{i2}, w_{i3}, 2.5)).$$

Минерализация «лабильной» части гумуса описывается аналогично минерализации «стабильной» части:

$$fm_{(i+5)} = a_m \operatorname{sig}(ts_i, 0,35) \operatorname{bell}(w_i, w_{i1}, w_{i2}, w_{i3}, 1) P_i,$$

где a_m – коэффициент максимальной минерализации, определенный методом итераций и равный 0.000006 для P_i , 0.0000004 для H_i .

Трансформация P_i в H_i происходит в более широком диапазоне увлажненности согласно существующим представлениям о более интенсивном накоплении гумусовых веществ при подсушивании почвы:

$$gg_i = 0.0000028 \operatorname{sig}(ts_i, 0,35) \operatorname{bell}(w_i, w_{i1}, w_{i2}, w_{i3}, 0.1) P_i.$$

Вымывание гумуса представляет собой прямопропорциональную зависимость от интенсивности промывания Q_i и наличия субстрата, коэффициенты вымывания согласно расчетам с привлечением данных Самойловой (1961), Терешенковой и др., (1974) составили 0.00002 для P_i и 0.000015 для H_i .

Отладка и проверка модели. Для отладки модели вводились дублированные среднесезонные входные переменные. Модель выводилась на стационарный режим подбором значений параметров, которые не удалось найти в литературе или определить экспериментально. Проверка модели осуществлялась многосторонне по данным многих исследователей, занимавшихся тем или иным аспектом состава, структуры и функционирования дубрав и темно-серых лесных почв.

Гидрологический блок, как описано ранее, проверялся на воспроизводимость сезонной динамики влажности почвы и суммарных характеристик водного режима дубравы. Сравнение расчетных данных по динамике температуры почвы с полевыми (рис.2.13 и приложение 3) позволяет утверждать, что нам также удалось адекватно воспроизвести температурный режим почвы.

На рис.2.17 представлена динамика зеленой фитомассы сныти (1 – Ле Чонг Кук, 1979; 2 – Митина, 1969) и листьев дуба с 15-ти побегов (3 – Ле Чонг Кук, 1979). По литературным данным максимальные запасы листьев дуба и зеленой фитомассы в снытевой дубраве 80-ти лет равны, соответственно, 205 и 54 г С/м² (Молчанов, Губарева, 1980). Динамика сосущих корней дуба и корней

снати представлена на рис.2.18. Там же приведены данные Рахтеенко (1963) по динамике нарастания длины активных (неопробковевших) корней дуба в % к их общей длине в 20-сантиметровом слое почвы. Полученные результаты соответствуют также представлениям физиологов о закономерностях роста корней деревьев умеренной зоны: о начале интенсивного роста корней ранее начала фотосинтетической активности, об отмирании в холодное время года большей части мелких корней, несущих функцию всасывания воды и растворенных в ней веществ (Кример, Козловский, 1983). Максимальный запас корней тоньше 0,5 мм достигает 3,6% от общего запаса (Кук, 1979), т.е. 178 г С/м² (Молчанов, 1964) для 80-летней дубравы. Для липо-дубняка снытевого эта величина составила 203 г С/м² (Нешатаев и др., 1974, «Лес на Ворскле», 80 лет).

Величины ежегодных опада и прироста компонентов фитомассы, полученные моделью и по оценке Базилевич и Молчанова, приведены также в табл.2.25. Отметим также, что для 80-летней дубравы с примесью березы имеется оценка прироста корней 100 г С/м² (Satchell, 1973). Соотношения суммарных характеристик функционирования древесного и травянистого ярусов по модели следующие: суммарный наблюдаемый фотосинтез – 1160 и 182 г С/м²/год, дыхание 631 и 115, продукция 529 и 67.

Подстилка, основной источник углерода гумуса, обладает ясно выраженной динамикой (рис.2.19), проверка адекватности воспроизведения моделью процессов трансформации подстилки проводилась по прямым данным, собранным в течение ряда лет в Теллермановском заповеднике (Молчанов, 1975). Среднее относительное отклонение, вычисленное по формуле

$$R = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n |(FF_j^* - FF_j) / FF_j|,$$

где FF_j^* – фактические данные, FF_j – расчетные, равно 0.06, что значительно ниже средней ошибки полевых экологических измерений 0.25. Разложение подстилки за год составляет 230 г С/м² по модели, что соответствует экспериментальным данным об обновлении подстилки дубравы за 3–4 года в зависимости от метеорологических условий (Ремезов, Погребняк, 1965; Молчанов, Губарева, 1980). Адекватное воспроизведение динамики подстилки служит косвенным доказательством верной имитации динамики наземной фитомассы, поступления опада на поверхность почвы.

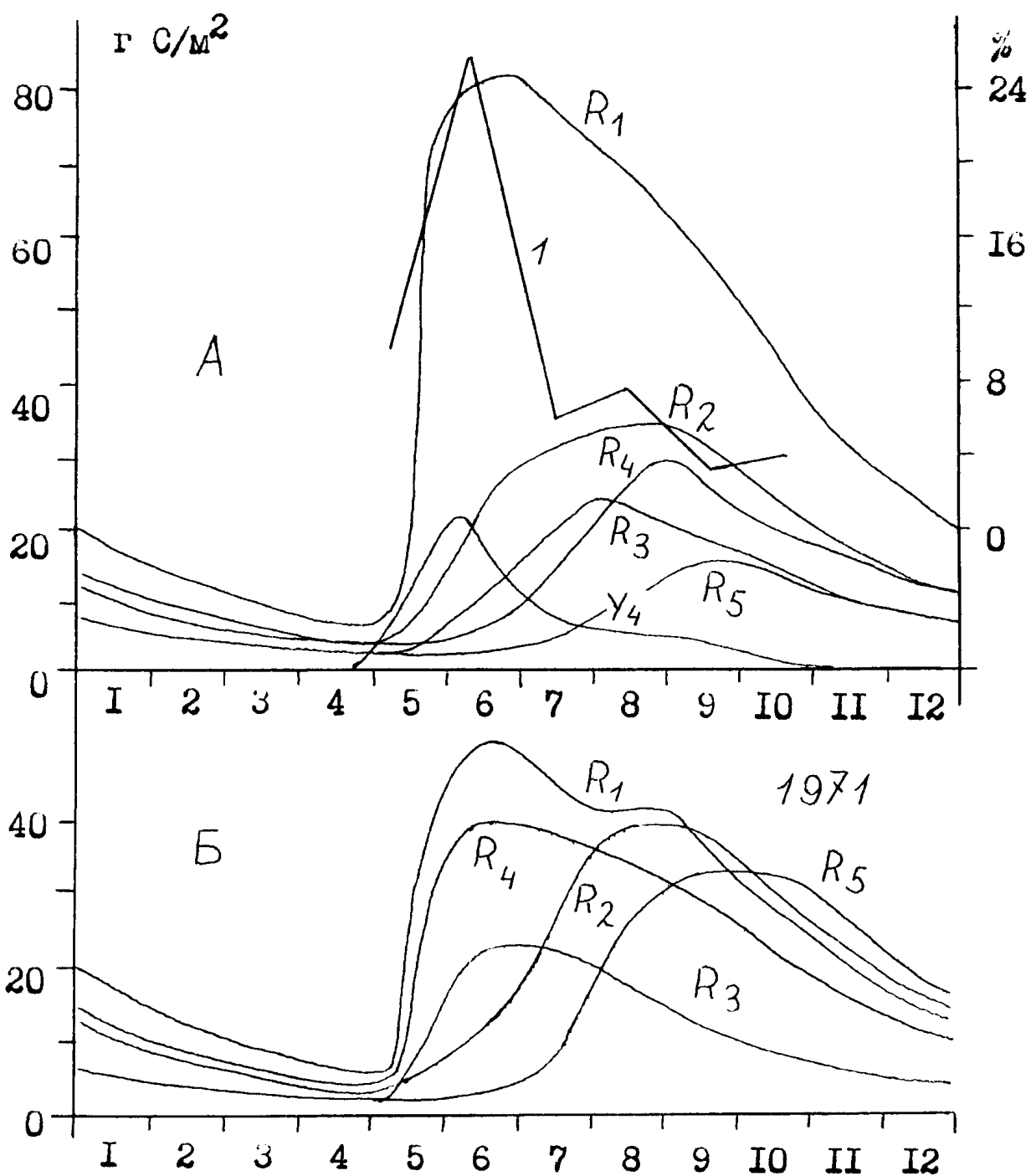


Рис.2.18. Динамика корней дуба тоньше 0.5 мм (R_i – результаты моделирования, 1 – процентное отношение длины активных корней дуба к общей длине корней для верхнего 20-сантиметрового слоя почвы (Рахтеенко, 1963) и корней сныти (Y_4); А – типичный по метеословиям год, Б – 1971 год)

Програмная реализация блоков фитомассы сныти и дуба позволила получить и обобщить информацию о физиологических процессах в фитоценозе. Расчетные данные о продукции, дыхании, ассимиляции и опаде представлены в табл.2.24. Просуммированные за год фотосинтез, дыхание зеленой фитомассы, ветвей, стволов практически совпали с оценками Базилевич (1983), что очевидно из табл.2.25. Отношение затрат растений на дыхание и чистой первичной продукции составило 0.7 по модели, 0.6 по Базилевич (1983), 0.8 для смешанного 50-летнего древостоя дуба и тюльпанного дерева по Des Angelis et al. (1981). Величина чистой первичной продукции, равная по модели 596 г С/м^2 , согласуется с таковой у Базилевич – 671, Лархера (1979) – 540 для 60-летнего букового леса, Уиттекера (1980) – 597 для дубово-соснового леса. Дыхание корней по модели выше, чем у Базилевич, но ряд данных свидетельствует о высокой дыхательной активности корней. Так, для тюльпанного дерева дыхание корней составляет 17.6% от валового фотосинтеза, для смешанного древостоя тюльпанового дерева и дуба (50 лет) 17.2 % (Edwards et al., 1981). Мина (1960) приводит экспериментальные данные по интенсивности дыхания мелких (тоньше 0.5 мм) корней дуба в июне на выщелоченном черноземе в $61 \text{ кг СО}_2/\text{га/сут.}$, а также выделение СО_2 из почвы в июне, июле, сентябре, что позволило оценить дыхание мелких корней за вегетационный сезон примерно в 150 г С/м^2 . Дыхание корней дуба оценивается в $21\text{--}27 \text{ мг/г/сут.}$ (Eidmann, 1950), что при запасе корней 100 г С/м^2 (только мелкие корни) составит около 200 г С/м^2 за лето. Возможно, что даже и наша оценка дыхания подземных органов занижена.

Построение модели позволило уточнить вклад корневого отпада в гумусообразование. Величина его составляет 115 г С/м^2 , причем 98 г С/м^2 – отпад корней тоньше 0,5 мм, которые хорошо разлагаются, к тому же коэффициент гумификации в гумусово-аккумулятивном горизонте растет с глубиной, превышая коэффициент гумификации наземного опада, как определил изотопно-индикаторным методом Фокин (1975) для подзолистых и дерново-подзолистых почв и как это удалось установить нам для чернозема с помощью модели многолетней динамики углерода органического вещества (Мамихин, Тихомиров, 1984). Модель рассчитывает корневой отпад по горизонтам. Динамика суммарного отпада подземной фитомассы и корневого отпада представлена в табл.2.24.

Определение численных значений параметров блока «Углерод почвы» проводилось с привлечением радиоуглеродных датировок серой лесной почвы (Чичагова, Черкинский, 1979). Приняв за отправную точку ориентировочную оценку фрагментарного обновления гумуса в оптимальных условиях 4.2% за 150 дней (Фокин, 1975), мы уточнили этот параметр с помощью модели методом итераций. Водная миграция, зависящая от интенсивности промывания Q_i , воспроизведена на основании данных Самойловой (1961), Терешенковой и др. (1974).

Таблица 2.25

Данные модели и различных авторов по суммарным годовым характеристикам продукционно-деструкционных процессов в зрелых дубравах

Источник:	Модель	Базилевич (1983)	Angelis et al., (1981)	
Суммарный фотосинтез	1334/100*	1343/100	2162/100	
Дыхание:				
зеленой фитомассы	270/20	260/19	406/19	
ветвей и стволов	303/23	292/22	660/30	
подземных органов	174/13	120/9	370/17	
Опад:				
			Молчанов (1975)	
генеративных органов	10	–	9	
зеленой фитомассы	284	255	227	
ветвей	18	–	16	
подземных органов	117	115	–	
прирост:				
				Ремезов, Быкова, 1952
ветвей и стволов	162/79**	219/78	169/86	79%
корней	69/21	63/22	28/14	21%

* В знаменателе – в % к суммарному фотосинтезу.

** В знаменателе – в % к приросту неассимилирующих органов.

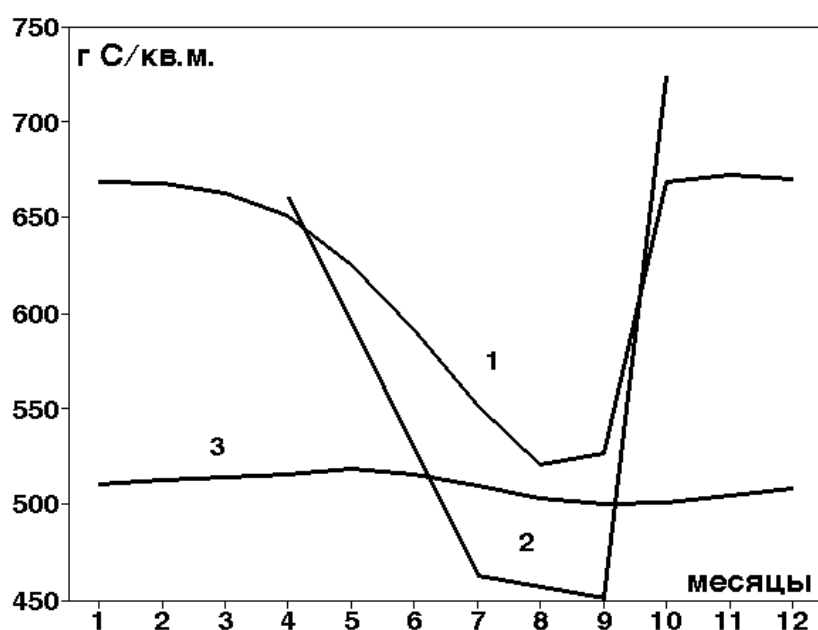


Рис. 2.19. Сезонная динамика запасов (в г С/м²) подстилки (1 – модель, 2 – полевые данные) и мортмассы (3 – модель) в горизонте А1'

Таблица 2.24

Сезонная динамика запасов (г С/м²), продукции, дыхания, опада (г С/м²/мес) компонентов фитомассы и запаса подстилки, рассчитанные моделью для типичного по метеоусловиям года

Месяцы	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Сумма
Запас:													
генеративных органов	0	0	0	6	151	269	266	222	195	11	0	0	–
зеленой фитомассы	1	0.9	0.9	0.8	2.2	4.7	8.9	11.3	0	0	0	0	–
стволов и ветвей	8992	8985	8973	8951	8858	8892	8998	9099	9168	9171	9171	9162	–
подземных органов	4572	4561	4549	4539	4665	4693	4717	4732	4715	4685	4666	4651	–
лесной подстилки	669	668	663	651	625	592	552	521	527	669	672	670	
Наблюдаемый фотосинтез	0	0	0	7	268	225	298	265	159	2	0	0	1334
Дыхание:													
генеративных органов	0	0.1	0.1	0.2	0.7	1.5	2.1	1.2	0	0	0	0	5.9
ночное зеленой фитомассы	0	0	0	0.2	21	50	81	79	38	1	0	0	270
стволов и ветвей	7	7	11	20	36	45	51	48	35	21	13	9	303
подземных органов	6	6	6	7	17	26	27	26	21	14	9	7	172
Всего	13	13.1	17.1	28.4	74.7	121.5	161.1	154.2	94	36	22	17	751
Продукция:													
генеративных органов	0	0	0	0	1	2	4	3	–1	0	0	0	9
зеленой фитомассы	0	0	0	5	137	124	2	1	1	–35	–4	0	231
стволов и ветвей	–6	–8	–10	–20	–93	33	105	95	84	17	–7	–7	186
подземных органов	8	–7	–7	–7	136	52	39	33	1	–18	–12	–8	157
опад и отпад	8	7	6	5	10	14	16	18	33	95	23	10	345

На рис.2.20 представлен расчет динамики «лабильной» части гумуса P для двух верхних горизонтов почвы. Поскольку амплитуда колебаний очень мала, а запасы органического вещества в горизонтах отличаются на порядок, использован специальный масштаб (от величины P_1 отнимается 639 г/м^2 , от величины $P_2 - 89$).

Для получения более выраженной динамики гумуса необходимо включение в модель блоков динамики биомассы: микроорганизмов и почвенных беспозвоночных, так как в настоящей модели их биомасса неявно учитывается в P_i , сглаживая колебания запасов гумуса.

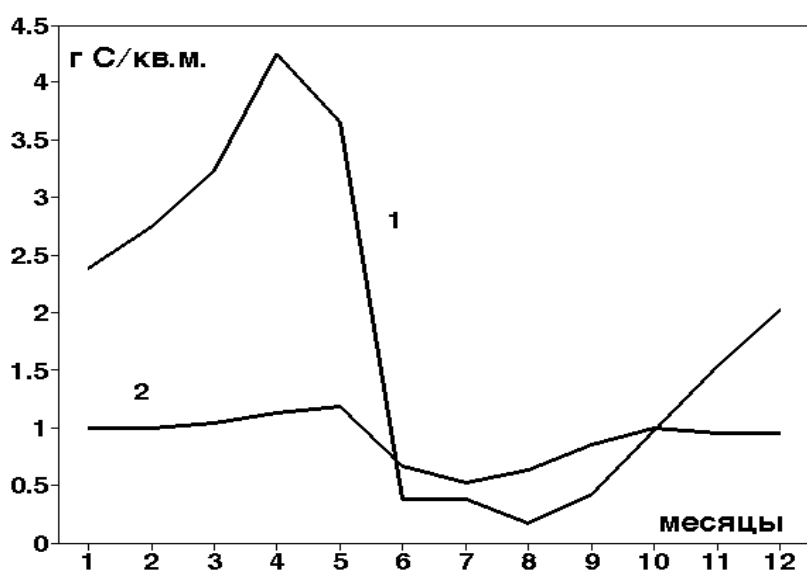


Рис. 2.20. Расчет сезонной динамики запасов (в г С/м^2) «лабильной» части гумуса: 1 – горизонт $A1'$ ($(P_1 - 639) \text{ г С/м}^2$); 2 – горизонты $A1''$ и $A1'''$ ($(P_2 - 89) \text{ г С/м}^2$)

Как показали наши исследования, необходимого количества надежных данных по сезонной динамике ряда компонентов фитомассы и гумуса, которые можно было бы статистически обработать и оценить более строго работу модели, к сожалению не имеется. Однако, воспользовавшись для оценки адекватности модели предложенным Сайертом методом сравнения характеристик модельных и экспериментальных кривых (Cyert, 1966), можно, как нам кажется, сделать вывод о достаточно близком воспроизведении моделью реальных процессов, происходящих в снытевой дубраве, о чем свидетельствуют и эксперименты с моделью.

Исследование модели и эксперименты. Для блока «Фитомасса дуба» проводился анализ чувствительности суммарных характеристик функционирования фитоценоза и компонентов фитоценоза, содержащих древесину к изменению параметров блока (табл.2.26); наиболее чувствительно блок реагировал на изменение коэффициента интенсивности наблюдаемого фитоценоза. Однократное увеличение в каждый из месяцев вегетационно-го сезона типичного по метеоуслови-

ям года суммы осадков на 5 см показало устойчивость модели к колебаниям осадков, что характерно для нагорных дубрав, которые не подвержены переувлажнению. Увеличение снежного покрова в начале года в 2 раза и более практически не сказалось на увлажнении почвы, боковой сток скомпенсировал поступление избыточной влаги в экосистему. С помощью модели удалось количественно оценить устойчивость дубрав к колебаниям среднегодовой температуры, их способность сохранять продуктивность при повышении и понижении температуры. На рис. 2.21 представлена зависимость наблюдаемого фотосинтеза, дыхания и продукции за год от изменений среднегодовой температуры, задаваемым соответствующим изменением значения входной переменной V_6 . Первичная продукция дубравы сохраняется неизменной в интервале среднегодовых температур от 6.9 до 3.4°C.

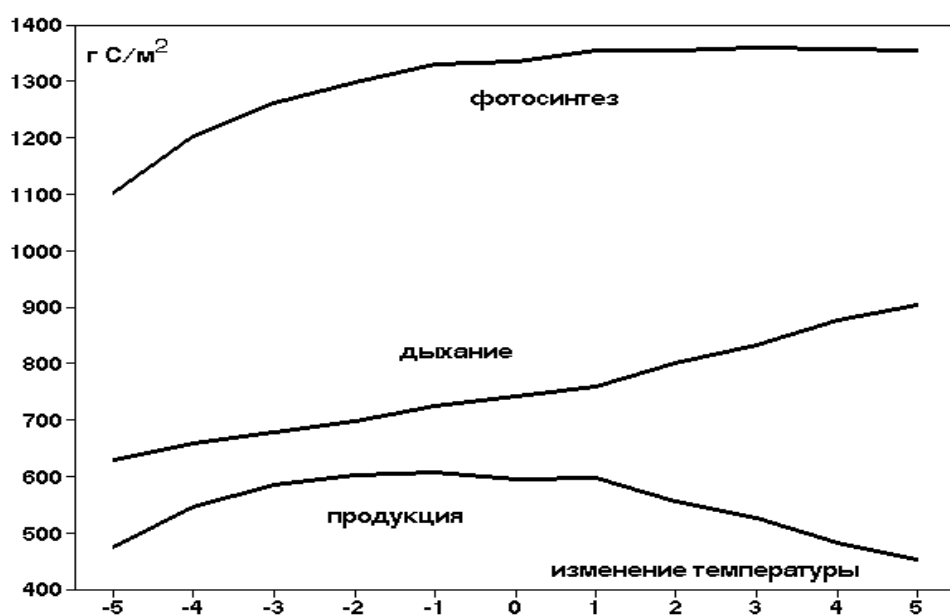


Рис. 2.21. Зависимость величины суммированных за год наблюдаемого фотосинтеза, дыхания и продукции от изменений среднегодовой температуры

Для изучения сезонной динамики запасов углерода в растительном покрове дубрав были введены реальные метеорологические данные за 1960–1966 гг. Результаты работы модели (табл. 2.27, рис. 2.22) соответствуют представлениям о значительной устойчивости дуба к варьированию метеорологических условий. Как видно из представленных расчетных данных, дубрава сохраняет стабильную продуктивность при большой вариабельности температуры воздуха и влажности почвы, хотя в отдельные годы наблюдается снижение биомассы листьев и продукции фитоценоза.

Таблица 2.26

Коэффициенты «относительной чувствительности» годовых величин фотосинтеза, дыхания, продукции, запаса углерода в многолетних компонентах древостоя к некоторым параметрам модели

	Коэффициенты										
	экстин- кции	интен- сив- ности фотосин- теза	дыхания					опада (отпада)			
			листьев	ветвей	ствола	мел- ких кор- ней	крупных корней	вет- вей	ствола	мелких корней	круп- ных корней
Наблюдае- мый фото- синтез	- 0,86	0,89	-0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
Дыхание	- 0,25	0,25	0,2	0,2	0,25	0,05	0,16	0	0	- 0,01	0
Продукция	- 1,59	1,89	- 0,15	- 0,25	- 0,28	- 0,06	- 0,19	0	0	0,01	0
Биомасса ветвей	- 0,14	0,15	0	- 0,12	0	0	0	- 0,01	0	0	0
Биомасса стволов	- 0,05	0,06	0	0	- 0,02	0	0	0	0	0	0
Показатель суммарного влияния $\sum K_r $	2,89	3,24	0,38	0,57	0,55	0,11	0,35	0,01	0	0,02	

$$\Delta X_i / X_i$$

$$* K_r = \frac{\Delta X_i / X_i}{\Delta a_j / a_j}$$

$$\Delta a_j / a_j$$

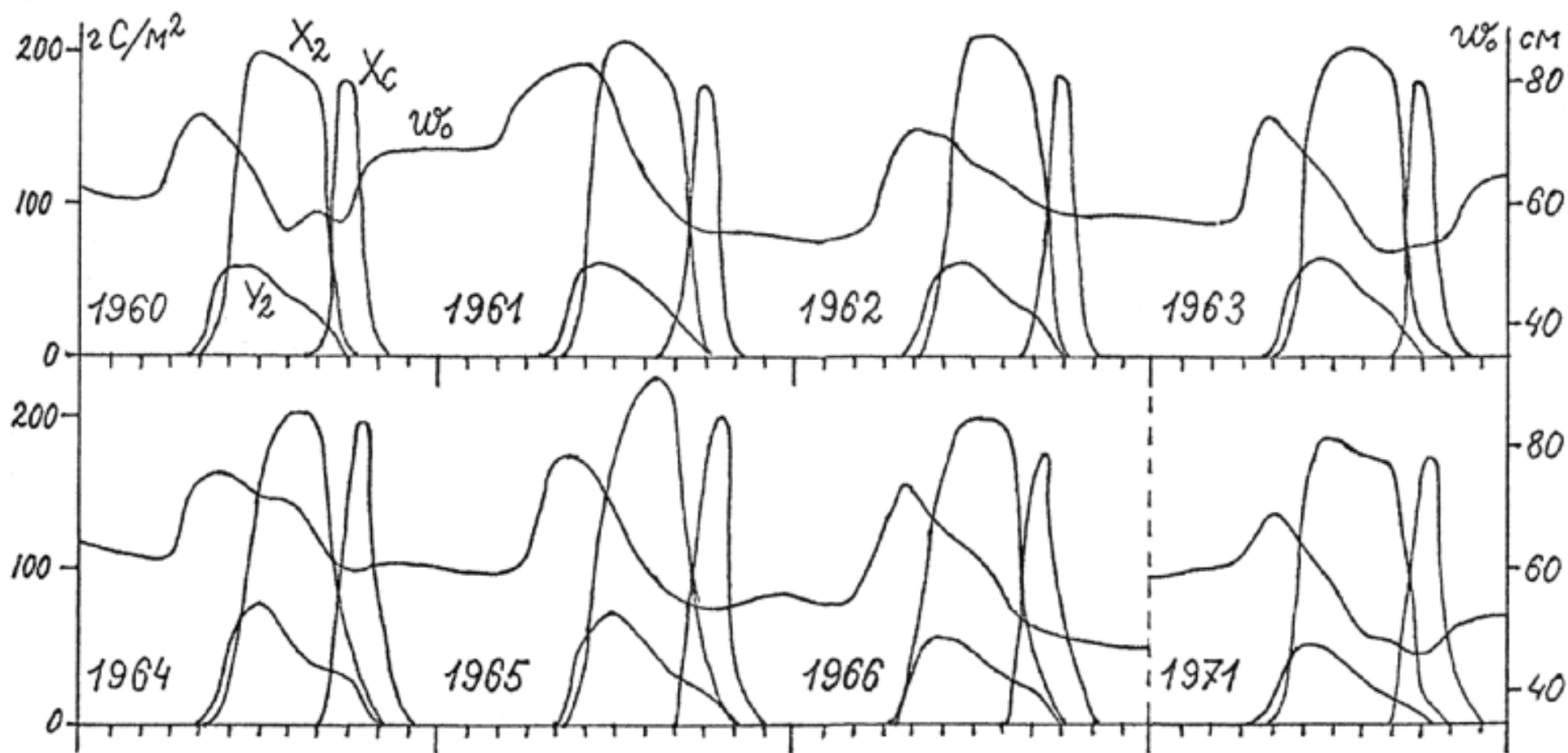


Рис. 2.22. Динамика запасов влаги в двухметровом слое (w_0), зеленой фитомассы дуба (X_2), сныти (Y_2) и окрашенных листьев дуба (X_c) по результатам работы модели при введении климатических показателей за 1960–1966, 1971 гг.

Таблица 2.27

**Фотосинтез, дыхание и продукция фитоценоза снытевой дубравы в годы с различными погодными условиями
по результатам моделирования (г С/м²/год)**

Год	Фотосин- тез	Дыха- ние	Продук- ция	Осадки (см/год)	Испаряе- мость по Иванову (см/год)	Средняя температура воздуха за май–сентябрь (°С)	Снежный по- кров к концу года (см)
1960	1335	753	582	61.3	50.3	16.6	4.6
1961	1332	753	579	48.8	50.8	16.5	8.8
1962	1304	736	568	53.3	47.8	16.3	7.6
1963	1292	770	522	62.7	57.4	17.3	12.2
1964	1314	747	567	59.6	45.9	16.1	5.2
1965	1342	793	549	60.5	43.4	16.5	12.2
1966	1329	799	530	50.3	54.1	17.2	16.8
Среднее	1321	764	557	56.6	50.0	16.6	9.6
1971	1332	842	490	29.2	55.6	19.5	3.1
Среднее многолетнее	1335	741	594	51.8	47.1	16.7	8.0

При исследовании работы модели в режиме засухи вводились данные за 1971 год. На рис.2.17 видно, что основной запас мелких корней при недостатке влаги в верхнем горизонте развивается в нижележащих горизонтах. На 17.5% по сравнению со среднемноголетней снизилась продукция (табл. 2.27), что связано как со снижением запасов листьев (рис. 2.22), так и с влиянием недостатка почвенной влаги на интенсивность фотосинтеза, хотя суммарный фотосинтез почти равен среднемноголетнему, так как вегетационный сезон 1971 года был длиннее на месяц, чем обычно. Опад листьев дуба составил 137 г С/м^2 (среднемноголетний опад – 164 г С/м^2).

Реализация модели. Модель реализована в диалоговой форме. Пользователю последовательно предлагается ввести свои значения входных переменных (если он отказывается от ввода, то по умолчанию используются среднемноголетние месячные метеопоказатели). Предлагается также выбор дополнительного вывода результатов прогнозирования в графической форме (приложение 6), по умолчанию выдается только текстовая и цифровая информация (приложение 5). Модель просчитывается с приемлемой скоростью на компьютерах Pentium (без выдачи результатов счета в графической форме просчет 1 года происходит менее, чем за 1 минуту).

Развитие модели. Для более детального описания почвенных процессов (в первую очередь, для воспроизведения влажности почвы, а в последующем, также вертикальной миграции радионуклидов в почве) создана версия модели, в которой почва разбита на слои по 1 см.

Были определены и использованы регрессионные зависимости требуемых почвенных характеристик от глубины залегания слоя ($i = 1, \dots, 200$):

Плотность почвы:

$$dn(i) = 0.669 + 0.189 \log(i).$$

Влажность завядания:

$$wz(i) = 0.091 + 0.096 / (1 + 24820 e^{-2351 * i}).$$

Наименьшая полевая влагоемкость:

$$wopt(i) = 0.259 + 1 / (5.45 + 0.044 i).$$

Максимальная влагоемкость:

$$wm(i) = 0.385 + 1 / (2.77 + 0.194 i).$$

Для удовлетворительной скорости счета при работе с данной версией модели требуется компьютер Pentium III или Athlon.

Глава 3

ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТИТЕЛЬНОМ И ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ

3.1. Базы данных

3.1.1 ЭКОРАД_Д – база данных по загрязнению растительного и почвенного покрова радионуклидами Чернобыльского выброса

Исследования, которые проводились коллективом лаборатории радио-экологии факультета почвоведения Московского Государственного Университета в 1986–1995 гг. в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС на Украине и на загрязненных территориях в России, позволили получить большое количество информации по динамике содержания радионуклидов в компонентах лесных экосистем и продукции лесного хозяйства, а также по свойствам почвы (физико-химические характеристики, запасы подстилки и гумуса и т.д.) и уровням излучения на опытном полигоне. Достаточно отметить, что на электронных носителях было накоплено более 2 Мегабайт (около 8000 записей) исходных данных – результатов гамма-спектрометрических анализов образцов почвы и компонентов растительности с территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению. В связи с этим пришлось решать проблемы унификации данных, их обработки и анализа, обеспечения быстрого доступа как к исходным данным полевых и лабораторных работ, так и к результатам их обработки и анализа. Для этого была разработана база данных, реализованная сначала на ЭВМ БЭСМ-6 НИВЦ МГУ, а затем перенесенная на IBM-совместимый персональный компьютер. Массивы данных оформлялись в виде файлов в формате dBase с расширением .dbf и могут управляться всеми СУБД этого семейства и другими, допускающими формат dBase. В базовом варианте в качестве такой системы была выбрана СУБД

системы была выбрана СУБД FoxPro. Форма унификации данных представлена в табл.3.1. Информация хранится в файлах PLANTU.dbf и SOILU.dbf, где U – идентификатор участка.

В процессе обработки дополнительно вводятся вычисляемые поля для хранения результатов обработки данных. Данная форма унификации оказалась весьма удачной для последующей автоматизации обработки информации. В табл.3.2 и 3.3 представлены примеры отдельных записей, где каждая запись исходных данных, представляющих результат измерения, относится к одному образцу.

Таблица 3.1

Список полей файлов базы данных ЭКОРАД_Д

Названия полей:	Содержание:
DATE	дата отбора
UN	идентификатор участка
SHIFR	шифр пробы
LAYER	слой почвы
CE144, CS134, CS137, ZR95, NB95, RU106, SR90	содержание радионуклидов
GAMMA	суммарная гамма-активность
NOTE	примечания

Таблица 3.2

Пример записи из файла PLANTK.dbf
(растительные образцы)

DATE	UN	SHIFR	CE144	CS134	CS137	ZR95	NB95	RU106	GAMMA	NOTE
100793	K2	Сквс	0	4.6	110	0	0	0	114.6	нКи/кг абс.сух.

Шифр пробы включает описание вида растительности и фракции, где применены следующие обозначения:

С – сосна, Д – дуб, Б – береза, Ос – осина, Ол – ольха, Л – липа, Е – ель, для травянистой растительности видовое название приводится полностью; д – древесина, кн – кора наружная, кв – кора внутренняя, вк – ветки крупные, вм – ветки мелкие, прир – прирост, хст – хвоя старая, шишк – шишки, л – листья, оч – очистки коры; в – вершина, с – середина, к – комель. В базовом варианте содержание радионуклидов в образцах растительности дано в нКи на кг абсолютно сухого веса.

Пример записи из файла soild.DBF
(почвенные образцы)

DATE	SHIFR	LAYER	CE144	CS134	CS137	ZR95	NB95	RU106	GAMMA
230987	Д11	4-5	1.522	0.22	0.716	0.022	0.048	0.906	3.44

В базовом варианте содержание радионуклидов в почвенных образцах дано в Ки/км². Шифр пробы включает в себя идентификатор участка и номер микропрофиля, если отбор осуществлялся по профилям. Пример: Д11 – Дитяткинское лесничество, участок 1, микропрофиль 1.

Более разнородная информация, относящаяся к опытному полигону, на котором с целью получения статистически достоверной информации о пространственном варьировании свойств почвы, характеристик древостоя и уровней радиоактивного загрязнения и излучения было проведено полномасштабное изучение с отбором многочисленных образцов, хранится в файлах аналогичной структуры PA0.dbf (табл. 3.4), POLPLANT.dbf, SUMPOL.dbf и др.

Для обработки данных в среде программирования СУБД FoxPro нами был разработан специализированный пакет программ, которые работают с пользователем в режиме диалога, запрашивая необходимую информацию. Данные программы позволяют выбрать из базы ЭКОРАД_Д согласно указанным пользователем критериям необходимую информацию, усреднить данные, обработать их статистически, рассчитать коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в растения, процентное содержание радионуклидов в компонентах растительного покрова или относительное вертикальное распределение их по профилю почвы. В случаях, когда требовалась более сложная математическая обработка и представление результатов в графической форме, данные экспортировали в формат электронных таблиц и обрабатывали средствами специально построенных таблиц.

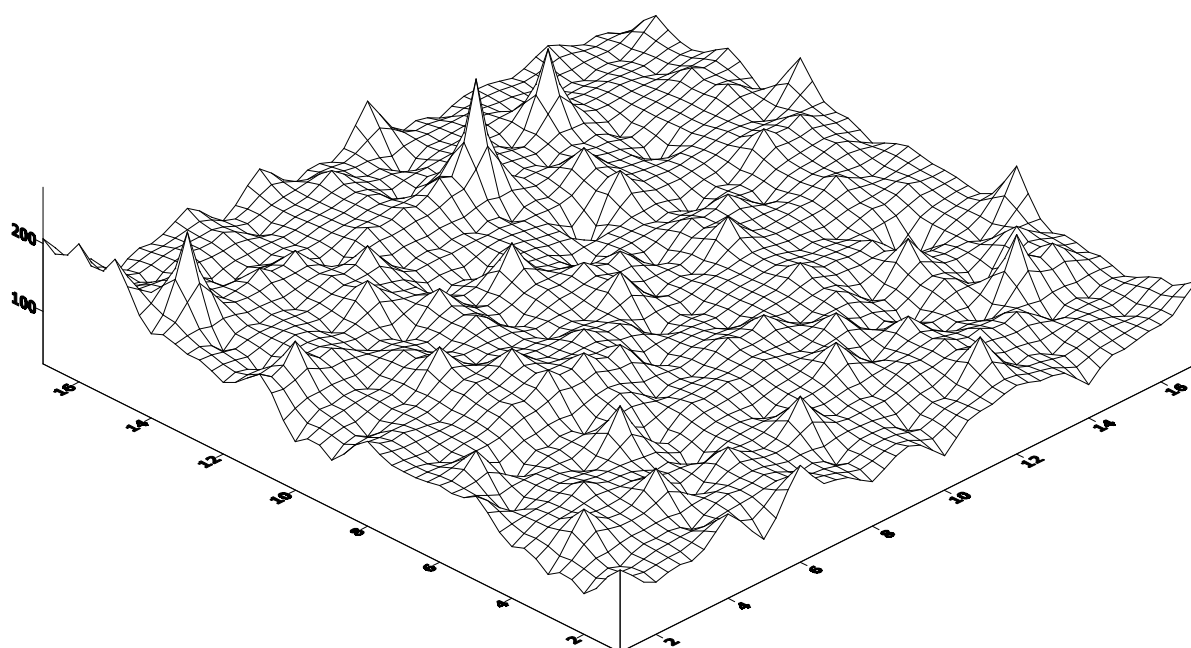
Для наглядного представления о пространственном распределении плотности радиоактивного загрязнения на опытном полигоне информация из базы данных передавалась в графический пакет SURFER (рис.3.1).

Таблица 3.4

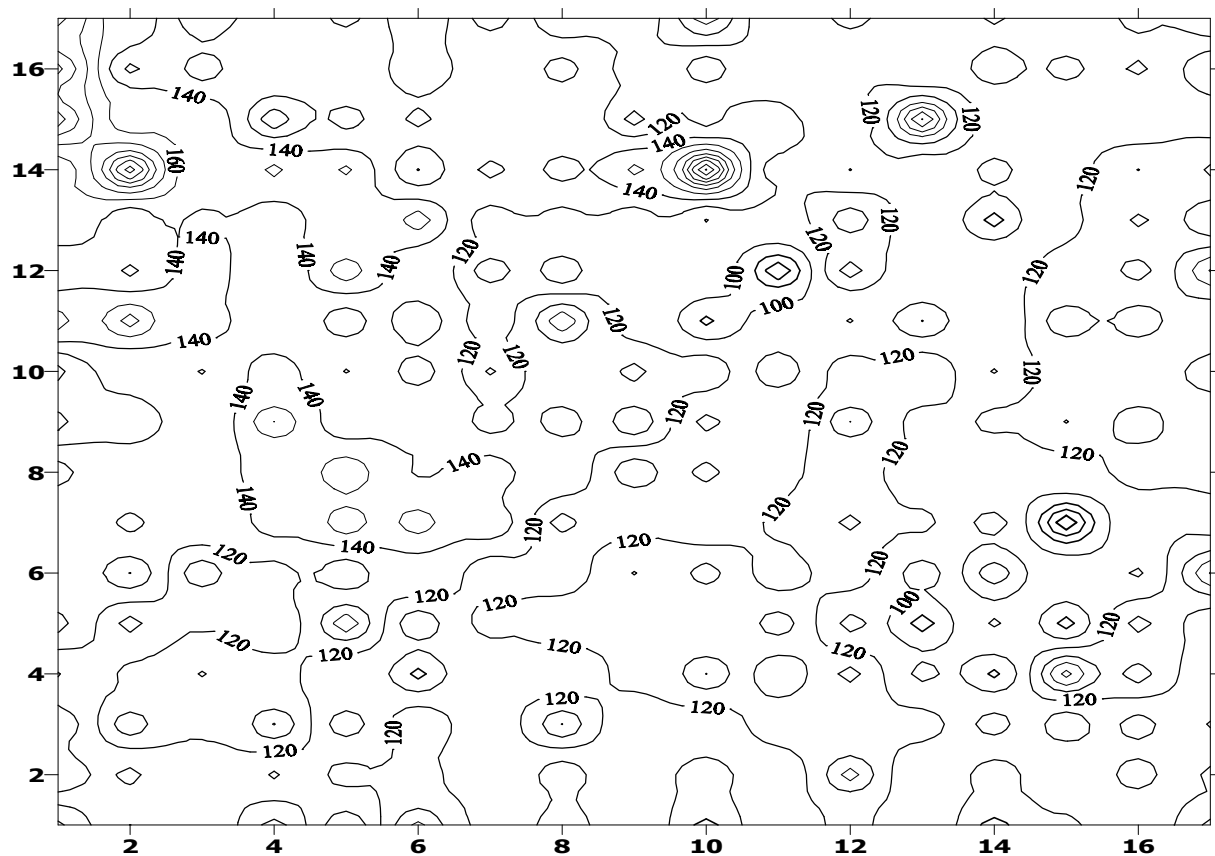
**Структура файла PA0.dbf, содержащего информацию
по свойствам и загрязнению лесной подстилки**

Поле	Значение	Содержание
Point	1	номер точки
H_cm	4.5	мощность
Mw_g	161.1	сырой вес
Md_g	93.0	сухой вес
W_pc	42.3	% увлажнения
S	108.2	площадь отбора (см ²)
Ad	0.19	удельная плотность (г/см ³)

Ce144	20.0	удельная активность по радионуклиду (нКи/проба)
Cs134	11.0	—“—
Cs137	110.0	—“—
Ru106	9.8	—“—
Gamma	150.8	—“—
Ce144_kg	2326.9	удельная активность по радионуклиду (нКи/кг сух. веса)
Cs134_kg	1279.8	—“—
Cs137_kg	12797.8	—“—
Ru106_kg	1140.2	—“—
Gamma_kg	17544.7	—“—
Note	нКи/кг	примечания



A



Б

Рис.3.1. Графическое представление загрязнения ^{137}Cs ($\text{Ки}/\text{км}^2$) почвы опытного участка трехмерное (А) и с помощью изолиний (Б)

Позднее эта база данных эксплуатировалась с помощью системы управления базами данных ACCESS (программный продукт фирмы Microsoft), которая обладает более развитым диалоговым интерфейсом, позволяющим легко извлекать требуемую информацию формированием соответствующих запросов по вводимым пользователем критериям.

3.2. Математические модели

Поступление радионуклидов в окружающую среду в результате ядерных испытаний, аварий на предприятиях ядерно-топливного цикла и т.д. потребовало разработки математических моделей, которые позволяли бы прогнозировать их поведение в биосфере. Учитывая опасность радиоактивного загрязнения биосферы и нежелательность проведения широкомасштабных опытов, связанных с внесением радионуклидов в компоненты биосферы, математическое моделирование имеет особое значение для прогноза радиоактивного загрязнения, поскольку основано на подмене реального объекта его описанием в виде системы математических уравнений. Это позволяет проводить на компьютере посредством варьирования входной информации численные эксперименты, т.е. имитацию различных вариантов загрязнения, и изучать поведение биосферы и ее компонентов при радиоактивном загрязнении. Создано определенное количество имитационных математических моделей, которые воспроизводят ситуации, связанные с поступлением радионуклидов в биосферу, и могут быть использованы для оценки последствий радиоактивного загрязнения биосферы в целом или ее отдельных компонентов. Основные направления моделирования в этой области:

- пространственная и временная динамика радионуклидов в почвах, системах почва–растения, экосистемах различных типов, пищевых цепочках;
- формирование доз облучения и последующая оценка влияния облучения на состояние живых организмов, здоровье людей.

Рассмотрим наиболее характерные модели динамики радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Одним из возможных вариантов воспроизведения этих процессов являются аналитические модели. В качестве примера попытки аналитического решения данной проблемы могут служить ранние модели миграции ^{90}Sr в лесном биогеоценозе (Алексахин и др., 1976) и в молодых березовых и сосновых лесах (Медник и др., 1981). Воспроизведение динамики радионуклида в этих моделях осуществляется независимо от динамики фитомассы. Шаг моделей – 1 год. Для каждого компонента написано соответствующее балансовое уравнение.

В первой модели, объект моделирования которой – средневозрастной сосняк (60 лет) использованы уравнения с постоянными коэффициентами. Вторая модель представляет собой усовершенствованный вариант первой с введением в уравнения коэффициентов, зависящих от возраста древостоя, что существенно при рассмотрении молодых древостоев.

Данные модели является иллюстрацией ограниченности аналитических моделей. Для уменьшения количества переменных, рассматривается только наземная фитомасса. Функции переноса в первой модели представляют собой уравнения типа $k_j * X_i$, где k_j – коэффициент переноса, X_i – содержание радионуклида в i -м компоненте. Усложнив описание функционирования экосистемы разработчики более поздней модели были вынуждены сократить число переменных, оставив 5 переменных состояния: листья + хвоя, кора, древесина, ветви, почва, отказавшись от описания динамики радионуклида в подстилке и травянистом покрове. Вынужденной мерой было также введение так называемых «транзитных» потоков, соединяющих физически несмежные блоки, типа почва – листья. В данной модели коэффициенты уравнений являются безымянными «постоянными» и, не имея какой-либо биологической или физической интерпретации, не могут быть проверены экспериментально. Это именно тот случай, когда вынужденное упрощение модели, характерное для аналитических моделей, снижает информативность и надежность модели. Провести на подобных моделях какие-либо эксперименты практически невозможно.

Применение вычислительной техники позволило создать более сложные и функциональные имитационные модели, при этом подход к моделированию поведения радионуклидов в экосистемах в этом случае кардинально изменился (Анохин, 1974; Прохоров, 1981; Grout et al., 1990; Фесенко и др., 1997; и др.).

Исследование последствий аварии на Чернобыльской АЭС послужило дополнительным импульсом к созданию математических моделей поведения радионуклидов в окружающей среде. Модели разного уровня сложности, воспроизводят различные аспекты поведения радионуклидов в экосистемах и их компонентах, характеризуются многообразием подходов. Следует однако отметить, что большинство моделей описывает поведение радионуклидов в растительности и почвах травянистых или агроэкосистем. Это связано в первую очередь с тем, что лесные экосистемы с древесной растительностью представляют более сложный объект для моделирования, требуют гораздо большего количества исходной информации. Тем не менее, поскольку в результате Чернобыльской аварии были загрязнены обширные лесные массивы и получена обширная информация о поведении радионуклидов в древостое, появились предпосылки для разработки соответствующих моделей. Иллюстрацией к вышесказанному могут служить модели, созданные в рамках международной программы под эгидой European Commission (Shaw et al., 1996).

Модели миграции радионуклидов в почве разрабатываются уже давно как в рамках мониторинговых исследований почв вокруг предприятий ядерно-топливного цикла, так и при изучении последствий ядерных испытаний. Идентичные модели известны и для миграции питательных веществ в целом, в том числе и химических аналогов радионуклидов.

Основными процессами распределения мигранта по профилю почв в этих моделях, как правило, предполагаются диффузия и конвективный (или

направленный) перенос (Лощилов и др., 1991; Махонько и др., 1985; Прохоров, 1981; Шульгин и др., 1987; Crout Neil et al., 1990; Selim et al., 1976 и др.). Иногда эти потоки не разделяют, рассматривается суммированная нисходящая миграция радионуклидов по профилю (Velasco et al., 1993). Следует отметить, что общим недостатком подавляющего большинства этих моделей является игнорирование активной роли биоты в перераспределении радионуклидов по профилю. Прохоров В.М. (1970, 1981) отмечает роль корневых систем в миграции радионуклидов по профилю, но максимальный приоритет отдает диффузионному процессу и сводит построение модели к подробному воспроизведению именно этого процесса и подчиненного процесса водного переноса.

В качестве примера альтернативного подхода, рассмотрим одну из наиболее продвинутых на наш взгляд зарубежных моделей (Grout et al., 1990). Объект моделирования – пастбище. Почвенный профиль разбит на слои, для каждого слоя рассчитывается динамика четырех переменных: раствор, компонента быстрого обмена (*instantly exchangeable*), умеренного (*moderately exchangeable*), медленного (*slowly exchangeable*). Коэффициенты перехода из одного компонента в другой подобраны с помощью модели методом итераций. Основные пути миграции ^{137}Cs в почве – диффузия и физический перенос (*massflow*). Воспроизводится в упрощенном виде динамика влажности почвы: транспирацией пренебрегают, принято, что по достижении полевой влагоемкости в слое, начинается поступление влаги в нижележащие слои. Принято, что перенос ^{137}Cs между слоями почвы происходит в составе раствора, поступающего в нижние слои и в результате диффузия, которая описывается на основании закона Фика. Особое внимание уделено описанию захвата ^{137}Cs корневой системой. Рассчитывается скорость продвижения иона, вероятность его захвата корнем, количество ионов, абсорбированных на единице длины корня и поступление ионов в корень. Однако при всей изощренности и перспективности подхода не учитываются многие очевидные аспекты. Например, то, что скорость роста корня, превышает скорость перемещения диффундирующего иона. Так за сутки диффундирующие катионы при естественной влажности почвы проходят 0.01–0.1 см (Орлов, 1985), а прирост ростовых корней деревьев в период вегетации составляет 0.3–0.5 см/сутки (Рахтеенко, 1963). Абсолютно игнорируется возврат ^{137}Cs в почву при отмирании корней и прижизненных корневых выделениях.

Среди моделей, разработанных в нашей стране, отметим модель поведения ^{137}Cs в почвах луговых экосистем (Фесенко и др., 1997). В отличие от модели Grout et al. (1990) рассматриваются только два слоя почвы – дернина и «минеральные» горизонты, в список переменных состояния включены топливные частицы. Большое внимание уделено процессам сорбции–десорбции радионуклида. Это позволило адекватно воспроизвести динамику биологической доступности радиоцезия. Однако, как и в большинстве прочих моделей, учитывается только поглотительная функция корневых систем.

Модели поведения радионуклидов в лесных экосистемах чрезвычайно немногочисленны. До настоящего времени это направление в радиоэкологическом моделировании разработано крайне слабо, что объясняется, как нам, кажется сложностью объекта моделирования и отсутствием исходной информации для идентификации параметров и проверки моделей. Международная программа BIOMASS (BIosphere Modelling and ASSEsment), которая проводилась с 1997 по 1999 год под эгидой МАГАТЭ, собрала в составе рабочей группы по моделированию поведения радионуклидов в лесных экосистемах несколько десятков человек, но лишь 9 участников из них представили 8 моделей для сравнения моделей и проверки полученных результатов по независимым данным (Venter, Yoshida, 1998). Следует также отметить, что описание радиоэкологических моделей в литературе обычно сводится к представлению топологической структуры модели в виде потоковой диаграммы и представлению аналитической структуры в виде системы уравнений. В отсутствие подробного описания функций переноса, таблиц параметров и проверочных данных трудно судить о ценности этих моделей.

Отметим модель RADFORET (Van Voris et al., 1990), которая воспроизводит долговременную динамику ^{137}Cs (250 лет) и построена с использованием модели роста леса FORET и данных, полученных в Oak Ridge и Savannah River (США).

Предпринимаются попытки описания пространственного перераспределения радионуклидов. Сюда можно отнести модели BIOPATH и SUTRA (Sundblad & Mathiasson, 1994). Объект исследования – водосбор в окрестностях местечка Gidea, Северная Швеция. BIOPATH представляет собой разработанную в 1982 г. блочную модель, предназначенную для расчета круговорота радионуклидов и других загрязнителей в биосфере, которая в этом варианте используется для имитации долгосрочной динамики ^{137}Cs в растительности, почве и поверхностных и грунтовых водах небольшого водосбора Ormirberget с целью прогноза поступления ^{137}Cs в грунтовые воды и воды ручья. Данная модель позволяет учесть смыв в ручей и проникновение в грунтовые воды радионуклида со всей площади водосбора, что возможно благодаря наличию базы данных о его характеристиках. SUTRA – «модель ограниченных элементов», представляющая собой попытку воспроизвести водный перенос ^{137}Cs на ограниченном элементе рельефа – склоне холма и оценить влияние на этот процесс геогидрологических факторов, в основном гидрологических свойств почвы. Авторы также намерены использовать модель для изучения и прогнозирования пространственного распространения загрязнения и перераспределения ^{137}Cs между почвой и подстилающей породой.

3.2.1. Модели многолетней динамики содержания радиоуглерода в компонентах листовенного леса, целинной степи и агроценоза

Анализ проблемы. Параллельно с изучением биологического круговорота углерода в ходе работы решалась сопряженная проблема – загрязнение компонентов биосферы радиоуглеродом. Интерес к этой проблеме обусловлен ее исключительной важностью в связи с появлением техногенных источников ^{14}C и прогнозируемым расширением масштабов загрязнения. Радиоуглерод естественного происхождения, который образуется в результате воздействия нейтронов космического излучения на земную атмосферу, всегда присутствовал в ней в определенном соотношении со стабильным углеродом. Радиоактивные изотопы углерода, и в первую очередь ^{14}C , включающиеся в состав тканей живых организмов, являлись, в свое время, природными мутагенами, которые поставляли исходный материал для естественного отбора. Появление дополнительных источников ^{14}C , таких как ядерные взрывы и атомная энергетика, наряду с другими техногенными мутагенами, оказывает отрицательное воздействие на стабильность генофонда живых организмов. Ограничение и запрещение испытаний ядерного оружия позволили снизить интенсивность этого воздействия, однако развитие атомной энергетика ведет к тому, что радиоактивный углерод ^{14}C может стать в обозримом будущем одним из важнейших дозообразующих техногенных радионуклидов. Расчеты показывают, что к 2010 году выброс ^{14}C АЭС почти в 100 раз превысит его естественное поступление (Распределение естественного и искусственного углерода-14 ..., 1961). Существует ряд моделей, воспроизводящих глобальную динамику радиоуглерода (Тарко, 1981; Emanuel et al., 1984 и др.) с учетом проведения испытаний ядерного оружия, разбавления атмосферного углекислого газа неактивным промышленным («эффект Зюса») и т.д. Однако с появлением АЭС стало возможным появление в приземном слое атмосферы локализованных облаков с повышенной концентрацией ^{14}C , что требует более дифференцированного подхода к проблеме прогнозирования загрязнения биосферы радиоуглеродом. Простейшим примером такого подхода к моделированию динамики ^{14}C может служить модель травянистой экосистемы, предложенная Олсоном (1968) для имитации последствий внезапного увеличения концентрации этого радионуклида в атмосфере. Автор выделил 4 переменных – растительность (надземная фитомасса и корни), подстилка, почва. Функции переноса представляют собой прямопропорциональные зависимости потерь из резервуара от величины переменной, учитывается дыхание фитофагов и детритофагов. Модель носит иллюстративный характер, но служит доказательством большей информативности банков моделей такого рода по сравнению с моделями глобальной динамики радиоуглерода.

Описание моделей. В качестве объектов моделирования представлены следующие типы биогеоценозов Европейской части России: лиственный лес на дерново-подзолистой почве, луговая степь и агроценоз на типичном черноземе.

При создании моделей исходили из следующих предпосылок. Предполагается, что поведение ^{14}C не отличается от поведения стабильного углерода. При выбросах радиоуглерода в атмосферу он окисляется до $^{14}\text{CO}_2$ и в процессе фотосинтеза включается в состав фитомассы в том же соотношении со стабильным ^{12}C , в котором они находятся в атмосфере. Незначительным изотопным фракционированием при фотосинтезе и обменных процессах можно пренебречь (в растительном материале соотношение $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ всего на 3.7 % меньше, чем в атмосфере (Рублевский и др., 1979)). При постоянной концентрации ^{14}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 потоков углерода между ними.

Для воспроизведения динамики накопления радиоуглерода использовались модели многолетней динамики углерода органического вещества в компонентах лиственного леса, целинной степи и агроценоза (см. гл.2). Для учета радиоактивного распада ^{14}C для каждого компонента введена соответствующая функция: $f_{np} = a_{33} X_n$, где a_{33} – доля ежегодно распадающегося ^{14}C (0.00012, 1/год, Иванов и др., 1981), n – номер компонента.

Размерность переменных состояния – Бк/м². Условия поступления ^{14}C в атмосферу задаются в соответствии с прогнозируемой ситуацией (аварийный выброс, хроническое загрязнение и т.д.). В качестве примера предполагаем, что, начиная с некоторого начального момента времени, в приземном слое атмосферы создается и поддерживается в дальнейшем постоянная концентрация ^{14}C равная 1 Бк /г ^{12}C .

Лиственный лес на дерново-подзолистой почве. Для описания многолетней динамики запасов радиоуглерода в экосистеме лиственного леса на дерново-подзолистой почве выбраны следующие переменные состояния, характеризующие содержание ^{14}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 рассматривается динамика запасов ^{14}C .

По количественным характеристикам накопления ^{14}C , полученных с помощью модели (табл.3.5), видно, что накопление ^{14}C в различных компонентах экосистемы происходит с разными скоростями. Это обусловлено спецификой функциональных связей между компонентами. Период полунакопления ^{14}C в древесине, корнях и гумусе горизонта A_0 составляет несколько десятков лет, для гумуса горизонта A_1 значение возрастает до 300 лет, а для нижележащих горизонтов – превышает 1000 лет. Если принять время функ-

ционирования источника выброса ^{14}C равным 100 лет, то наибольшие запасы радиоуглерода за этот период будут накоплены в древесине и корнях – примерно на порядок выше, чем в гумусе в целом. При этом содержание ^{14}C в древесине, корнях и гумусе горизонта A_0 достигнет 70–90% от суммы равновесных запасов радионуклида в этих компонентах; тогда как для гумуса горизонтов A_1 , A_2 и A_2B оно составит лишь 5–20% равновесных значений. Однако следует иметь в виду, что пополнение запасов ^{14}C в гумусе будет продолжаться и после прекращения выбросов радионуклида в атмосферу за счет гумификации опада древесины и отмирающих корней.

Таблица 3.5

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

Компоненты	Содержание ^{14}C			ВРЕМЯ НАКОПЛЕНИЯ	
	Через 100 лет, Бк/м ²	при достижении равновесия		50 и 99 % равновесного содержания ^{14}C , лет	
		Бк/м ²	Бк/г ^{12}C	t_{50}	t_{99}
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_0	350	520	0.987	60	400
A_1	400	2300	0.927	330	3000
A_2	70	1400	0.813	1080	7000
A_2B	20	470	0.781	1250	8250

Степной биогеоценоз на типичном мощном черноземе. В модель включены следующие переменные состояния, характеризующие содержание радиоуглерода в выделенных компонентах: X_1 – в зеленой фитомассе, X_2 – в подземных органах, X_3 – в надземной и X_4 – подземной мортмассе; в гумусе почвенных горизонтов: X_5 – A_d (дернина, 0–5 см), X_6 – A_1 (гумусовый или перегнойно-аккумулятивный, 6–70 см), X_7 – AB (гумусовый, 71–100 см), X_8 – B (переходный, 100–250 см).

На рис. 2.4 (гл.2) представлены рассчитанные по модели кривые, характеризующие динамику накопления радиоуглерода. Количественные характеристики накопления ^{14}C в почве представлены в табл.3.6.

Наиболее интенсивное накопление ^{14}C происходит в почвенных горизонтах A_d и A_1 , достигая за 10 лет 93% общего запаса в гумусе. Таким образом, очевидно, что для данного типа биогеоценоза самым значимым аккумулятором радиоуглерода в почве являются горизонты A_d и A_1 , куда поступает подавляющая часть растительных остатков, вносящих ^{14}C в почву. Количество ^{14}C , аккумулированное в нижележащих горизонтах в процессе гумификации подземной мортмассы, пренебрежимо мало относительно запа-

сов углерода гумуса этих слоев почвы. К тому же в результате радиоактивного распада равновесные концентрации ^{14}C ниже концентрации техногенного ^{14}C в атмосфере; для условно принятой нами концентрации ^{14}C в 1 Бк/г ^{12}C они составляют в горизонтах: $A_1 - 0.8$; $AB - 0.68$; $B - 0.63$ Бк/г ^{12}C .

Таблица 3.6

Количественные характеристики накопления ^{14}C в горизонтах чернозема типичного в экосистеме луговой степи при соотношении $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ в атмосфере 1 Бк/г

Горизонт	Накопление ^{14}C , Бк/м ²		Время накопления 50 и 99% от равновесного содержания ^{14}C , лет	
	$t = 50$ лет	$t = 100$ лет	t_{50}	t_{99}
A_d	1148	2009	95	440
A_1	516	1032	900	5000
AB	71	142	1650	8000
B	36	72	2000	9250

Агроценоз на типичном черноземе. В вектор состояния системы включены следующие переменные, характеризующие содержание ^{14}C в компонентах агрофитоценоза: $X_1(t)$ – надземные органы (без зерна), $X_2(t)$ – подземные органы, $X_3(t)$ – надземные пожнивные остатки, $X_4(t)$ – подземные пожнивные остатки, $X_5(t)$ – гумус горизонта $A_{\text{пах.}}$, $X_6(t)$ – гумус горизонта $A_{\text{подпах1}}$, $X_7(t)$ – гумус горизонта $A_{\text{подпах2}}$, $X_8(t)$ – гумус горизонта B .

В табл.3.7 приведен прогноз концентрации ^{14}C , создаваемой в гумусе горизонтов чернозема типичного за 100 лет сельскохозяйственного использования почвы. Накопление ^{14}C за указанный период практически ограничивается областью распространения корневой системы пшеницы. Таким образом, радионуклид не выходит из слоя почвы, подверженного антропогенному воздействию и доступного для сельскохозяйственных культур.

Обобщая полученные с помощью моделей выводы относительно накопления радиоуглерода в экосистемах различного типа, отметим, что интенсивность накопления и равновесные концентрации ^{14}C в компонентах экосистем, пропорциональны скорости обновления углерода и его запасам в соответствующих компонентах. В ближайшие 100 лет, которые будут характеризоваться, согласно большинству прогнозов, дальнейшим развитием ядерной энергетики, компонентами в которых будет накоплено максимальное количество техногенного радиоуглерода являются стволовая древесина и корни древостоя (леса и лесонасаждения), а также в верхние слои почвы (степные, луговые экосистемы и агрофитоценозы).

Таблица 3.7

Количественные характеристики накопления за 100 лет ^{14}C в горизонтах типичного чернозема в агроценозе при соотношении $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ в атмосфере 1 Бк/г

Горизонт	Глубина, см	Концентрация ^{14}C	
		Бк/м ²	Бк/г ^{12}C
A _{пах}	0–20	459	0.089
A _{подпах. 1}	21–30	58	0.018
A _{подпах. 2}	31–100	441	0.0365
B	101–300	1.2	0.000095

При рассмотрении вопросов, связанных с размещением АЭС, следует учесть, что лес задерживает в составе древесины на порядок больше ^{14}C , чем экосистемы, растительный покров которых представлен только травянистой растительностью. Размещение АЭС на залесенных территориях может смягчить ситуацию при выбросах ^{14}C . Представленный в главе в качестве образца прогноз динамики содержания радиоуглерода в компонентах экосистем касается только ситуации создания локализованного облака с постоянной концентрацией ^{14}C . Разработанная позднее информационно-прогностическая система ЭКОРАД (см. ниже) предоставляет пользователю выбор ряда наиболее вероятных ситуаций и позволяет выявить компоненты экосистем, которые могут служить индикаторами накопления радиоуглерода на соответствующие моменты времени с момента появления соответствующей ситуации. Модели, включенные в систему, могут быть использованы, как элементарные ячейки в моделях динамики углерода и радиоуглерода глобального уровня.

3.2.2. Модели вертикальной миграции ^{137}Cs в автоморфных и гидроморфных почвах лесного фитоценоза

Анализ проблемы. В результате Чернобыльской аварии были загрязнены почвы обширных территорий. Одной из наиболее острых проблем стала возможность проникновения радионуклидов в источники питьевой воды. Для решения этой проблемы в числе прочих задач требовалось дать оценку скорости вертикальной миграции радионуклидов по профилю почвы.

Для изучения и прогнозирования поведения ^{137}Cs чернобыльского выброса в почвах лесных экосистем были построены математические модели вертикальной миграции этого радионуклида в почвах контрастной степени гидроморфности: автоморфной дерново-подзолистой почве элювиального ландшафта (дубрава с примесью сосны и березы) и гидроморфной торфянисто-глеевой подзолистой почве аккумулятивного ландшафта (черноольшанник). Воспроизводилась ситуация мелкодисперсных радиоактивных выпадения в результате Чернобыльской аварии. Дисперсность выпадений менее 10 мкм. Шаг моделей по времени – 1 день. Профиль разбит на сантиметровые слои. Рассматриваются подстилка и 15 нижележащих слоев.

На рис. 3.1 представлена потоковая диаграмма, отражающая топологическую структуру моделей, где блоки соответствуют содержанию мигранта в данном компоненте, а стрелками обозначены пути миграции.

В моделях используются следующие переменные состояния, характеризующие содержание ^{137}Cs в экосистеме:

P – содержание ^{137}Cs в надземной фитомассе. В данной версии использовался упрощенный вариант описания динамики ^{137}Cs в растительном покрове, это позволило снизить время прохождения задач;

Sao – суммарное содержание ^{137}Cs в подстилке ($AoL + AoF + AoH$).

$X(i)$ – подвижная компонента ^{137}Cs в нижележащей толще почвы;

$Y(i)$ – неподвижная компонента ^{137}Cs , где $i = 1, \dots, n$ – номер сантиметрового слоя почвы.

Также в качестве переменной состояния введен фиктивный компонент, распределительный пул R , отражающий перераспределение ^{137}Cs 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 ^{137}Cs подразумевалась такая форма, когда мигрант закреплён 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 илистых частиц, задержанных почвой при лессиваже. Все остальное считалось подвижной формой.

Аналитически модель описывается следующей системой дифференциальных уравнений:

$$\begin{aligned} dP/dt &= fap + fsp - fps - dp, \\ dSao/dt &= fas + fps - f_1 - ds, \\ dX_i/dt &= f_i - f_{i+1} - dl_i - xy_i + g_i + rx_i - xr_i, \\ dY_i/dt &= xy_i - d2_i - g_i + df_{i-1} - df_i, \\ dR/dt &= \sum_{i=1}^n xr_i - \sum_{i=1}^n rx_i - dr. \end{aligned}$$

Функции переноса:

fap – поступление ^{137}Cs из атмосферы на надземную фитомассу в составе радиоактивных выпадений. Для приближенной имитации Чернобыльской аварии было принято, что 26 апреля 1986 года $fap = 0.8 \cdot a_1$. Известно, что на границе зоны около 80% было перехвачено кронами деревьев (Тихомиров и др., 1990). Такая же величина перехвата кронами дубово-елового леса отмечена в Бельгии (Sombre et al., 1994). Принято также, что в другие дни поступлений из атмосферы не было;

fsp – поступление ^{137}Cs в надземную фитомассу из почвы: $fsp = tf(X + Y)$, где tf – коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в растительность;

fps – поступление ^{137}Cs в подстилку в составе радиоактивных выпадений и с опадом: $fps = 0.8 a_1 \cdot 0.24 e^{-0.2 t}$. Уравнение подобрано на основании данных о скорости естественной дезактивации древостоя при данной дисперсности выпадений;

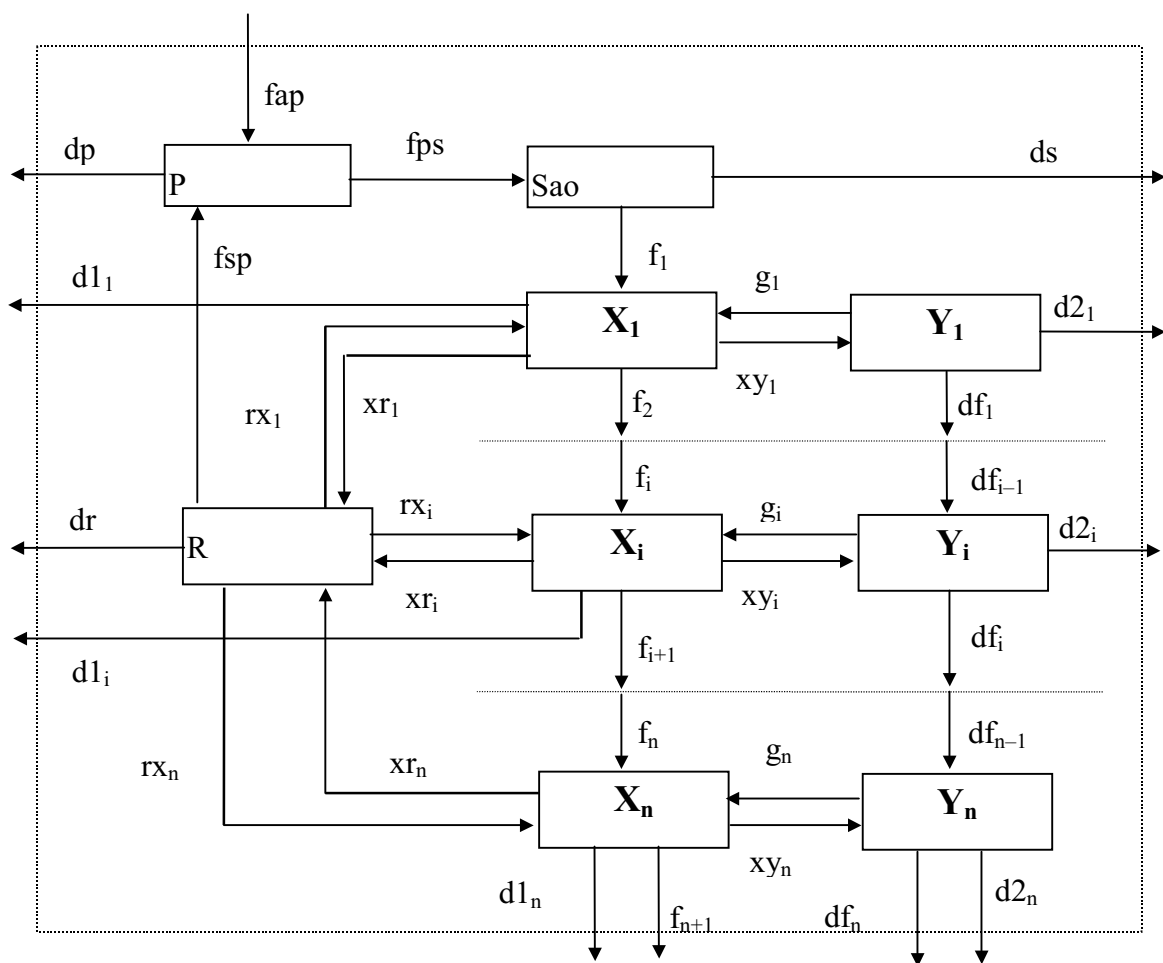


Рис. 3.1. Потоквая диаграмма вертикальной миграции ^{137}Cs в почве

f_1 – выведение ^{137}Cs из подстилки в результате минерализации опада и при выщелачивании из радиоактивных части: $f_1 = a_2 \cdot Sao$;

f_i – нисходящая миграция ^{137}Cs в результате конвективного переноса и лессиважа: $f_i = a_3 X_i$;

df_i – миграция ^{137}Cs в результате диффузии: $df_i = d (Y_i - Y_{i+1}) / 2$, где d – коэффициент диффузии;

xy_i – закрепление подвижной компоненты в i -м слое почвы в результате адсорбции, ионного обмена, осаждения в составе органических и органо-минеральных комплексов: $xy_i = a_5 X_i$;

g_i – переход неподвижной компоненты в подвижное состояние в результате десорбции, ионного обмена и др.: $g_i = a_6 \text{sig}(i) Y_i$, где sig – вспомогательная переменная, которая отражает сигмоидальный характер кривой зависимости емкости поглощения почвы в данном слое от глубины его залегания (i) и толщины гумусированного слоя почвы (hc), которая задана следующей формулой:

$$\text{sig}(i) = (i-1)^2 / (((hc-1) \cdot 0.5 - 1)^2 - 1) + (i-1)^2);$$

xr_i – поглощение радионуклида корневой системой растений и гифами грибов; принято, что биологически доступной формой ^{137}Cs является подвижная компонента: $xr_i = a_7 X_i$;

rx_i – высвобождение ^{137}Cs корнями и грибами путем прижизненных выделений и при отмирании: $rx_i = a_8 R rd(i)$, где rd – вспомогательная переменная, отражающая распределение сосущих корней и грибницы по профилю почвы. В этом варианте модели распределение было принято постоянным во времени, а по глубине оно изменяется от 40% в верхнем слое до 0.5% в нижнем;

di – радиоактивный распад: $dp = a_4 P$; $ds = a_4 \cdot Sao$; $d1_i = a_4 X_i$;

$d2_i = a_4 Y_i$; $dr = a_4 R$.

Параметры модели для элювиального ландшафта представлены в табл.3.8. Численные значения параметров определялись в основном с помощью модели методом итераций. Для калибровки моделей использованы данные по распределению ^{137}Cs в почвах 30-километровой зоны аварии Чернобыльской АЭС в 1986–1991 гг. (табл. 3.9).

Для проверки модели автоморфного ландшафта использованы данные с тех же участков, полученные по несколько иной методике отбора в 1992г. (табл. 3.10).

Модели позволили дать прогноз динамики вертикального распределения ^{137}Cs в почве (рис. 3.2, 3.3, приложение 7) и провести ряд экспериментов по изучению поведения радионуклида в почве, в частности по влиянию на скорость его миграции таких факторов как гидроморфность почв, наличие лесной подстилки, скорость ее разложения и толщина гумусированного горизонта.

Получена количественная оценка влияния подстилки на интенсивность миграции ^{137}Cs по профилю почвы (рис. 3.3), 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 1.48 % соответственно. Вынос за пределы рассматриваемой 15-сантиметровой толщи гидроморфных лесных почв с ненарушенной подстилкой (рис. 3.4) составил за 10 лет 0.75%, за 20 лет – 31.5%.

Таблица 3.8

Параметры модели

	Численное значение, размерность	Смысловое значение
--	------------------------------------	--------------------

a_1	задается	кБк/м ²	Количество ¹³⁷ Cs, выпавшего на данную территорию
a_2	0.00015	1/сутки	Коэффициент вывода ¹³⁷ Cs из подстилки
a_3	0.05	"	Коэффициент миграции ¹³⁷ Cs из вышележащего в нижележащий слой минеральной толщи почвы
a_4	0.0000633	"	Постоянная радиоактивного распада
a_5	0.01	"	Коэффициент закрепления подвижной компоненты
a_6	0.00005	"	Коэффициент перехода неподвижной компоненты в подвижное состояние
a_7	0.035	"	Доля ¹³⁷ Cs, поглощаемая корневой системой и гифами грибов из данного слоя почвы
a_8	0.2	"	Коэффициент высвобождения ¹³⁷ Cs из корней и грибницы

Отметим достоинства данных моделей. Следует отметить, что отбор проб почвы послойно для анализа на содержание радионуклидов – процесс чрезвычайно трудоемкий. Его эффективность во многом зависит от степени неоднородности почвенного покрова (микрорельеф, видовой состав и густота растительности и связанная с этим толщина подстилки, следы деятельности роющих животных и т.д.) и мозаичности выпадений, что влечет за собой значительное варьирование данных. Это отражают результаты полевых исследований (табл. 3.9, рис. 3.2). Для получения реальной картины необходимо проведение большого количества измерений, что зачастую невозможно. Модели ограничиваются минимумом входной информации, необходимо лишь ввести величину суммарной плотности загрязнения и указать гидроморфность ландшафта. Они дают возможность получить послойное распределение радионуклидов по профилю почвы в процентном и абсолютном выражении. При всей своей простоте модели данной версии позволили оценить опасность попадания ¹³⁷Cs в грунтовые воды. Модернизированные версии моделей предназначены для работы в едином пакете с моделями сезонной динамики органического вещества и поведения ¹³⁷Cs в растительном покрове и могут дать много дополнительных сведений, но требуют в свою очередь введения гораздо большей входной информации.

При отработке различных вариантов модели, было обнаружено, что модель, построенная по наиболее распространенному алгоритму, при котором основными процессами миграции радионуклидов считаются конвективный перенос и диффузия, не позволяет отразить быстрое появление значимых количеств ¹³⁷Cs в средней и нижней части рассматриваемого профиля. Уменьшение шага модели также не позволило отразить этот феномен.

Было сделано предположение, что конвективному и диффузионному переносу ¹³⁷Cs препятствует фиксация его в почвенно-поглощающем комплексе в верхней части профиля, что позднее отчасти было подтверждено лизиметрическими исследованиями на данных участках (Kliashtorin et al., 1994). В этих условиях единственным возможным путем миграции, при котором не происходит перехват ¹³⁷Cs почвенно-поглощающим комплексом, является транзитный перенос его по профилю при участии корневых систем и гифов грибов. Эксперименты по переносу радионуклидов корневой системой пшеницы (Тюрюканов и др., 1968) показали, что для выделения

ницы (Тюрюканов и др., 1968) показали, что для выделения ^{137}Cs в количестве, равном его содержанию в растении требуется 1.4 сут. Хотя эти эксперименты проводились на гидропонике, это согласуется с нашими предположениями об активной роли корней в переносе радионуклидов по профилю. Дж. С. Олсон (1968) в опыте с внесением ^{137}Cs в ствол *Liriodendron tulipifera* определил, что количество радионуклида, поступающее из корней в почву достигает 0.3 % от введенного количества в день.

Разработка и применение алгоритма, учитывающего данные предпосылки, позволили получить адекватное описание вертикальной миграции ^{137}Cs в почве. Таким образом, есть все основания утверждать, что перераспределение радионуклидов корнями и гифами грибов по профилю почвы является одним из важных факторов миграции радионуклидов.

Таблица 3.9

**Динамика распределения ^{137}Cs по профилю дерново-подзолистой песчаной почвы
элювиального ландшафта
по данным полевых исследований и результатам работы модели
(% суммарного запаса в почве)**

Слой почвы (см)	Полевые данные					Модель				
	1987	1988	1989	1990	1991	1987	1988	1989	1990	1991
0–3*	92.5	84.4	85.5	87.26	83.1	94.95	89.0	85.29	80.82	76.58
3–4	4.3	6.5	6.9	5.0	8.5	2.35	4.58	6.7	8.71	10.61
4–5	1.4	2.9	2.7	2.08	3.5	1.22	2.4	3.53	4.6	5.62
5–6	0.9	1.6	1.9	0.84	1.8	0.63	1.27	1.88	2.46	3.0
6–7	0.7	1.0	1.2	0.57	1.3	0.34	0.69	1.02	1.33	1.63
7–8	0.2	0.7	0.8	0.47	0.8	0.18	0.38	0.57	0.75	0.91
8–9	–	0.6	0.4	0.4	–	0.11	0.22	0.33	0.44	0.54
9–10	–	0.5	0.2	0.41	0.4	0.06	0.14	0.21	0.27	0.33
10–11	–	0.5	0.2	0.3	–	0.04	0.09	0.14	0.18	0.23
11–12	–	0.5	0.1	0.23	0.3	0.03	0.07	0.1	0.14	0.17
12–13	–	0.3	0	0.15	–	0.03	0.06	0.09	0.11	0.14
13–14	–	0.3	0	0.15	0.3	0.02	0.05	0.08	0.1	0.12
14–15	–	0.2	0	0.07	–	0.02	0.04	0.07	0.09	0.11

* 0–3 – слой A_0 , лесная подстилка

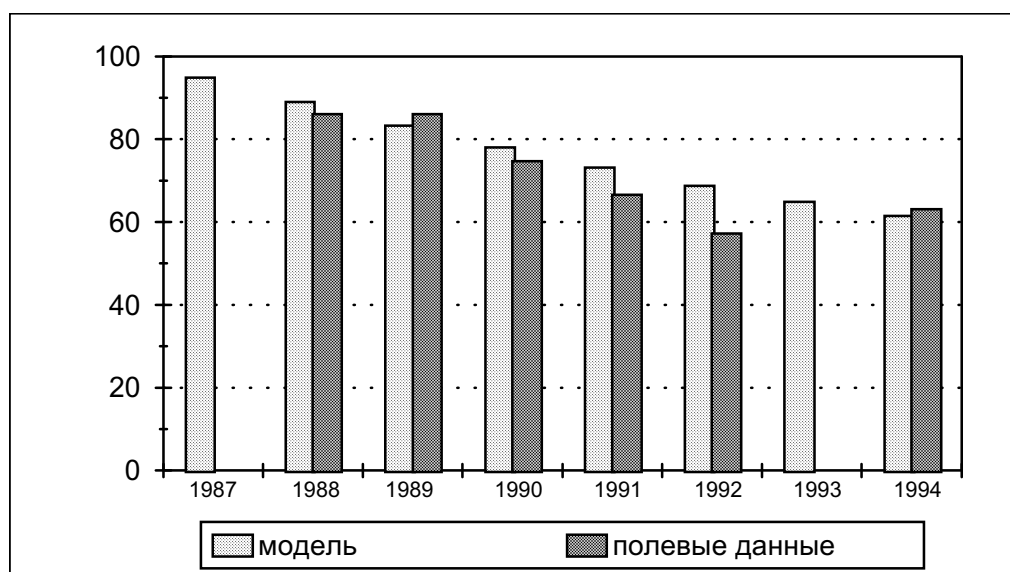


Рис. 3.2. Динамика содержания ^{137}Cs в лесной подстилке (A_0) гидроморфного ландшафта (модель и полевые данные)

Распределение ^{137}Cs по профилю дерново-подзолистой песчаной почвы элювиального ландшафта по данным полевых исследований и результатам работы модели в 1992 г.

(% суммарного запаса в почве)

Слой почвы	Полевые данные	Модель
A ₀	81.4	81.35
0–1	12.04	12.28
1–2	4.09	3.82
2–3	1.35	1.23
3–4	0.52	0.45
4–5	0.26	0.20
5–6	0.05	0.13
6–7	0.03	0.10
7–8	0.045	0.09
8–9	0.045	0.08
9–10	0.08	0.07
10–11	0.06	0.06
11–12	–	0.05
12–13	–	0.04
13–14	–	0.03
14–15	–	0.02

Было сделано предположение, что конвективному и диффузионному переносу ^{137}Cs препятствует фиксация его в почвенно-поглощающем комплексе в верхней части профиля, что позднее отчасти было подтверждено лизиметрическими исследованиями на данных участках (Kliashtorin et al., 1994). В этих условиях единственным возможным путем миграции, при котором не происходит перехват ^{137}Cs почвенно-поглощающим комплексом, является транзитный перенос его по профилю при участии корневых систем и гифов грибов. Эксперименты по переносу радионуклидов корневой системой пшеницы (Тюрюканов и др., 1968) показали, что для выделения ^{137}Cs в количестве, равном его содержанию в растении требуется 1.4 сут. Хотя эти эксперименты проводились на гидропонике, это согласуется с нашими предположениями об активной роли корней в переносе радионуклидов по профилю. Дж. С. Олсон (1968) в опыте с внесением ^{137}Cs в ствол *Liriodendron tulipifera* определил, что количество радионуклида, поступающее из корней в почву достигает 0.3 % от введенного количества в день. Разработка и применение алгоритма, учитывающего данные предпосылки, позволили получить адекватное описание вертикальной миграции ^{137}Cs в почве. Таким образом, есть все основания утверждать, что перераспределение радионуклидов корнями и гифами грибов по профилю почвы является одним из важных факторов миграции радионуклидов.

Недостатками данных моделей являются отсутствие учета влияния температурного и гидрологического режимов почвы и сезонной динамики растительного покрова, что допустимо лишь при воспроизведении ситуации в первые годы после разового выброса и для приближенной оценки ее развития в ближайшем будущем. Модель гидроморфного ландшафта проверить не удалось из-за большой вариабельности полевых данных. Следует также отметить, что распределение корней по профилю почвы значительно колеблется в зависимости от условий увлажнения, что не отражено в моделях данной версии.

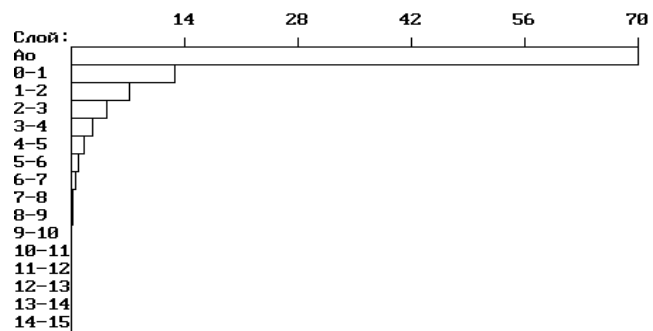
3.2.3. Модели многолетней динамики содержания ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем (лиственный и хвойный лес) полного спектра гидроморфности

Мы использовали метод математического моделирования для анализа и формализации информации о поведении радионуклидов в лесных экосистемах, накопленной нами в результате исследований динамики радионуклидов в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС в 1986–1994 гг. (Щеглов и др., 1991; Мамихин и др., 1994; Тихомиров и др., 1996; Mamikhin et al., 1997).

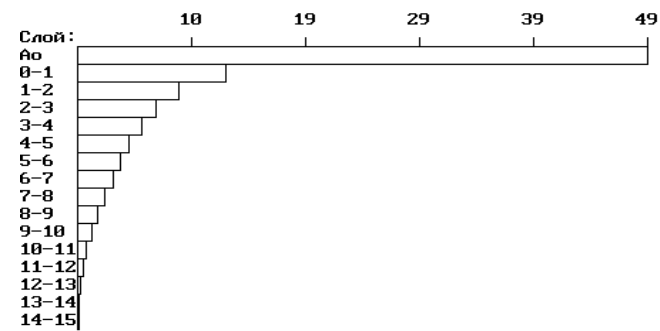
Анализ проблемы. В результате аварии на Чернобыльской АЭС были загрязнены обширные лесные массивы. Поскольку лесные экосистемы Европейской части Российской Федерации являются объектами активного хозяйственного использования, были предприняты масштабные радиоэкологические исследования на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Дополнительной причиной столь пристального внимания к лесным экосистемам стало, то, что лесные экосистемы являются естественным барьером, задерживающим радионуклиды, что неоднократно отмечалось по результатам исследований предшествующих радиационных инцидентов (Алексахин, Нарышкин, 1977; Тихомиров, 1976; Тихомиров, Мамихин, 1983; Tikhomirov, Shcheglov, 1994; и др.).

В радиобиологическом аспекте наиболее опасными загрязнителями, поступившими в биосферу при аварии на Чернобыльской АЭС, следует считать долгоживущие радиоактивные изотопы стронция и цезия. Являясь химическими аналогами элементов-биофилов Са и К, эти радионуклиды включаются в биологический круговорот и обуславливают долговременную дозовую нагрузку на биоту лесов и человека. Их способность поступать в растительность корневым и внекорневым путем и включаться не только в покровные, но и во внутренние ткани ограничивает возможность дезактивации лесной продукции методами, применяемыми при внешнем загрязнении. Динамика загрязнения лесных экосистем имеет сложный характер, так как она обусловлена сочетанием двух процессов – естественной дезактивации надземной части древостоя и корневого поступления радионуклидов в фитомассу.

Сложность динамики содержания радионуклидов затрудняет прогнозирование их перераспределения экосистемах после поступления. Специфика Чернобыльской аварии состоит в том, что в отличие от Уральских инцидентов выброс ^{137}Cs был на порядок выше чем выброс ^{90}Sr . Это обусловило необходимость первоочередного исследования поведения в компонентах экосистем именно радиоцезия.

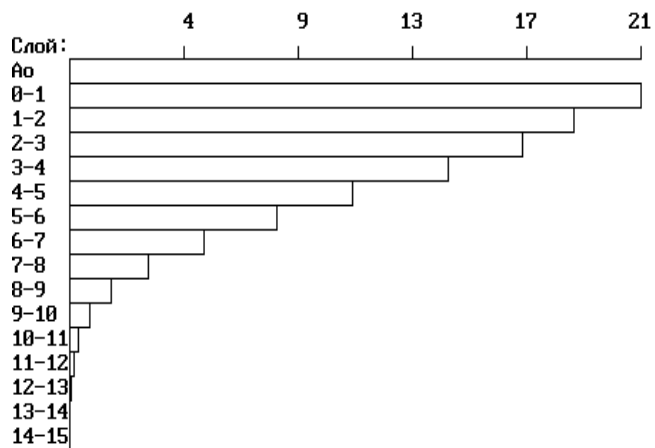


A

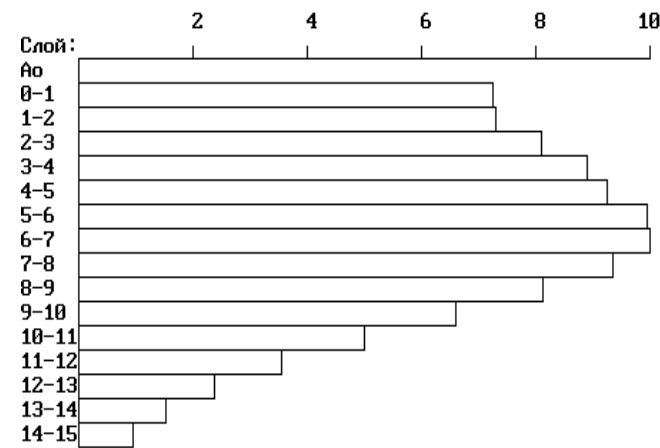


Б

Рис. 3.3. Прогноз вертикального распределения ^{137}Cs (% от суммарного загрязнения рассматриваемого профиля) в почве автоморфного ландшафта (А – 10 лет, Б – 20 лет (профиль почвы не нарушен); В – 10 лет, Г – 20 лет (подстилка удалена))

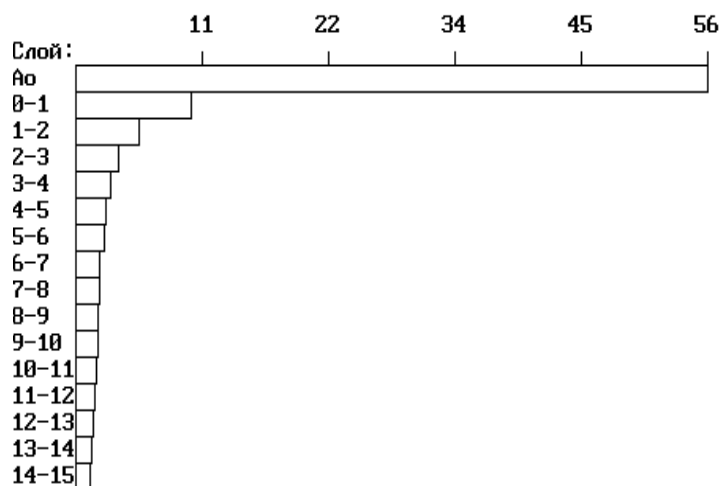


В



Г

А



Б

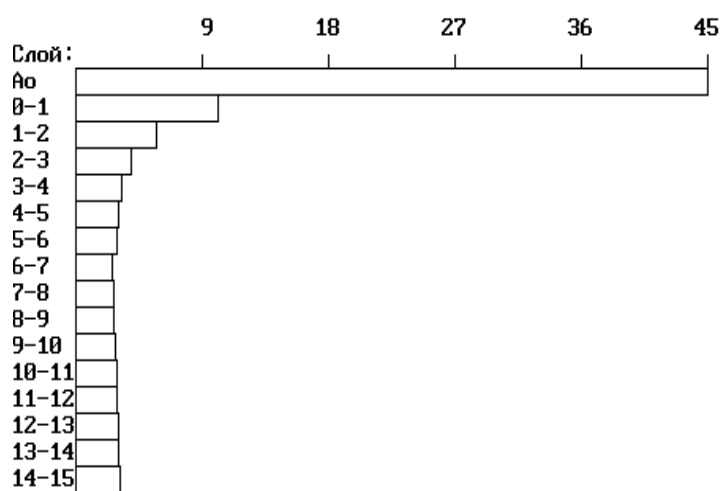


Рис. 3.4. Прогноз вертикального распределения ^{137}Cs (% от суммарного загрязнения рассматриваемого профиля) в почве гидроморфного ландшафта (А – 10 лет, Б – 20 лет)

Поступление радионуклидов в лесные экосистемы сразу после аварии происходило в результате внешнего загрязнения при ветровом переносе и оседании радиоактивных частиц на растительный покров и поверхность почвы. Древесным ярусом было задержано от 60 до 90% радиоактивных выпадений в зависимости от дисперсности (размера частиц) выпадений. Первоначально дезактивация растительности осуществлялась механическим путем при сильном ветре. Последующая дезактивация крон на участках зоны, где лес не был значительно поврежден в результате облучения, происходила в основном биогенным путем – с опадом чешуек кутикулы, чехликов и пр. в процессе роста тканей ассимилирующих и генеративных органов, ветвей.

Перераспределение радионуклидов между компонентами растительного покрова и почвой в период сразу после аварии происходило в загрязненных лесах наиболее динамично. Однако поведение радионуклидов при этом было неодинаковым. Для таких радионуклидов, как ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{144}Ce и ^{106}Ru , этот процесс сводился в основном к механическому переносу с поверхности растений в почву в процессе естественной дезактивации. В отличие от них ^{137}Cs , химический аналог калия, является исключительно подвижным радионуклидом, что и определило специфику его поведения в лесных биогеоценозах зоны. Часть ^{137}Cs , попавшего при внешнем загрязнении на поверхность структурных частей растений, в первую очередь ассимилирующих органов, проникла в растительные ткани и транспортировалась затем в луб (флоэму или внутреннюю кору), древесину, корни, т.е. фракции, защищенные от непосредственного внешнего загрязнения.

В дальнейшем, при отсутствии внешнего загрязнения в результате ветрового переноса, перераспределение радионуклидов в лесных экосистемах зоны происходит в основном в результате следующих динамических процессов:

1) естественная дезактивация, т.е. самоочищение растительности (при опадении листьев, хвои, веток, генеративных органов, отшелушивании наружных слоев коры, вымывании радионуклидов атмосферными осадками, стряхивании радиоактивных частиц птицами или при сильном ветре);

2) нисходящий транспорт радионуклидов в древесных растениях из ассимилирующих органов и коры в древесину и корни;

3) поступление радионуклидов в почву в результате прижизненных корневых выделений и отмирания корней;

4) поглощение радионуклидов корнями из почвы и восходящий транспорт их в надземную фитомассу;

5) абиогенная вертикальная миграция радионуклидов в почве в результате диффузии, лессиважа и с водным потоком (конвективный перенос);

6) биогенная почвенная миграция, включающая в себя перемещение радионуклидов в почвенном профиле в результате жизнедеятельности грибов, корней растений, почвенной мезофауны и роющих животных.

Ключевым моментом динамики ^{137}Cs в лесном биогеоценозе является перераспределение его между двумя основными подсистемами: раститель-

ным покровом и почвой. Анализ информации, полученной в результате многолетних исследований в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС, показал, что на этот процесс оказывают определяющее влияние следующие факторы: дисперсность выпавших частиц, увлажненность ландшафта и связанный с этим тип почв, а также возрастной состав древостоя.

Основным фактором, который определяет динамику распределения ^{137}Cs по компонентам экосистем, является дисперсность выпадений, о чем свидетельствуют данные за 1987–1992 гг. по относительному вкладу компонентов лесных экосистем в суммарное загрязнение ^{137}Cs на территории, прилегающей к границе зоны, и на пробной площади, находящейся недалеко от ЧАЭС, дальней (Д) и ближней (Б) частях 30-километровой зоны соответственно (Приложение 8).

Как уже отмечалось, древесным ярусом леса в зоне ЧАЭС первоначально было задержано 60–90% радиоактивных выпадений. Последующее самоочищение крон в дальней части 30-километровой зоны снизило этот вклад к августу 1986 г. до 17–18%, а к июлю 1987 г. до 9–10%. Более быстрыми темпами происходило самоочищение древесного яруса в ближней части зоны, где выпали более крупные топливные частицы. К августу 1987 г. содержание ^{137}Cs в надземной части древостоя здесь составило лишь 0,3% общей плотности загрязнения. Но в последующий период отмечается обратный процесс – резкое увеличение содержания ^{137}Cs в древесной растительности, которое к 1990 г. достигло 1,7%. Об этом также свидетельствуют данные по динамике содержания ^{137}Cs в хвое на другом участке ближней части зоны (Приложение 9).

Такое различие в динамике ^{137}Cs в дальней и ближней частях 30-километровой зоны аварии объясняется следующим образом. Мелкодисперсные частицы хорошо удерживаются на поверхности растительного покрова, что снижает интенсивность и степень его самоочищения. В то же время в почве радионуклиды в составе этих частиц подвержены сравнительно быстрому выщелачиванию, что проявляется в относительно высокой доступности радионуклидов для корневых систем растений сразу же после попадания частиц в почву. Это и обусловило более высокий относительный уровень загрязнения ^{137}Cs растительности на границе 30-километровой зоны в первые годы после аварии.

В ближней части зоны большая часть крупнодисперсных частиц, задержанных на кронах деревьев, относительно быстро переместилась на поверхность лесной подстилки и дезактивация крон была более полной, чем в дальней ее части. Выщелачивание радионуклидов из этих частиц под воздействием атмосферных осадков и органических кислот происходило медленно. Таким образом, на первом этапе крупные частицы играли роль депо ^{137}Cs с задержкой включения его в биологический круговорот. В последующие годы этот процесс ускорился, что и отразилось в увеличении концентрации радионуклида в структурных частях древесных растений. В настоящее время в ближней части 30-километровой зоны загрязнение растительности радиоце-

зией практически полностью обеспечено корневым поступлением. Это, по нашему мнению, объясняется тем, что радионуклиды цезия, поступающие в почву при постепенном выщелачивании из топливных частиц, перехватываются растительностью до того, как они закрепляются в почве.

Вторым по значению фактором, определяющим направление и скорость перераспределения ^{137}Cs , является увлажненность экотопа. Содержание цезия в структурных частях растительности, произрастающей в более влажных местах, при прочих равных условиях, как правило, выше, чем на суходолах. Избыточное увлажнение экотопа, гидроморфность почв в экосистемах увеличивают биологическую доступность этого радионуклида растениям, что особенно заметно при сравнении соответствующих полевых данных, полученных при исследовании геохимически сопряженных ландшафтов различных типов.

В Приложение 10 приведены относительные концентрации ^{137}Cs в тех структурных частях березы и дуба, которые защищены от радиоактивных выпадений и, следовательно, их загрязнение обусловлено в основном корневым поступлением радионуклидов. Концентрации ^{137}Cs в пробах березы и дуба на элювиальном ландшафте приняты за единицу. Плотность загрязнения участков практически одинакова, протяженность геохимического профиля 2 км, т.е. дисперсность выпадений тоже примерно одинакова, если учесть, что данная территория удалена от реактора на 25–30 км. Из таблицы видно, что существует устойчивая закономерность повышения концентрации радиоцезия в растительности при удалении от водораздела вниз по профилю и увеличении увлажненности ландшафта, причем в 1990 г. эта взаимосвязь усиливается. Дополнительным свидетельством сильного влияния гидрологического режима и связанной с ним гидроморфности почвы на биологическую доступность ^{137}Cs являются данные по динамике его содержания в травянистой растительности (Приложение 11). В рамках геохимически сопряженных ландшафтов при повышении увлажненности экотопа по мере удаления от водораздела (Д1–Д2–Д3–Д4) нормированные концентрации возрастают, их значения в растениях одних и тех же видов в аккумулятивных ландшафтах (Д3, Д4) в десятки раз выше, чем в элювиальных (Д1, Д2).

Немаловажным фактором, оказывающим влияние на степень загрязнения древостоя ^{137}Cs и его перераспределение по структурным компонентам древесной растительности, является возраст деревьев. Сравнительный анализ данных по содержанию радиоцезия в структурных частях сосны разного возраста свидетельствует о более высоком уровне загрязнения фитомассы более молодых особей (Приложение 12). Эта закономерность проявилась в 1989 г. на одном из участков ближней части зоны (Ч1), но тогда разница в концентрациях была выражена относительно слабо, а по наружной коре и старой хвое практически отсутствовала. В 1990 г. (участок Ч2) различия в концентрации ^{137}Cs по всем структурным частям в зависимости от возраста деревьев сосны существенно возросли. По хвое, древесине, внутренней коре, ветвям кратность этих различий составляет 2,5–3,5. По наружной коре расхождение

менее значительное, что обусловлено сохраняющимся наружным загрязнением, маскирующим корневое поступление.

Наблюдаемые различия в распределении радионуклидов цезия в структурных частях сосны, связанные с возрастом деревьев, объясняются, во-первых, более высоким вкладом образовательных (меристематических) тканей, обогащенных цезием, в фитомассу структурных частей молодых деревьев по сравнению со старыми. Преимущественно в эти ткани поступают радионуклиды цезия из почвы через корни. Во-вторых, для молодых деревьев характерно более поверхностное расположение корневой системы в почве, следовательно, они получают большую долю элементов питания, а вместе с ними и ^{137}Cs из верхнего загрязненного слоя почвы по сравнению с деревьями старшего возраста.

Конкретизация задачи. Крупнодисперсные выпадения отмечались только на относительно небольшой территории с очень высоким уровнем загрязнения, прилегавшей к Чернобыльской АЭС. Учитывая, что хозяйственному использованию могли подлежать леса, расположенные на территориях с невысокими уровнями загрязнения, подвергшиеся загрязнению выпадениями только в мелкодисперсной форме, особенно важно было получить прогноз развития ситуации именно для этих регионов.

Поскольку важнейшим фактором, определяющим направление и скорость перераспределения ^{137}Cs , является увлажненность экотопа, связанная с расположением данного участка по биогеохимическому профилю, также необходимо было дать прогноз для экосистем с различным режимом увлажнения.

В связи с тем, что хозяйственному использованию подлежат в основном средневозрастные леса, рассматривалась именно эта возрастная категория.

Описание моделей. Был разработан ряд подходов к построению моделей ^{137}Cs . Наиболее эффективным вариантом оказался алгоритм, который характеризуется следующим:

1) Содержание радионуклидов в растительности подразделяется 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 радионуклидов подчиняется тем же закономерностям, что и поведение их стабильных химических аналогов (для ^{137}Cs – калий).

3) Динамика радионуклида рассматривается в связи с динамикой фитомассы.

Объектами моделирования были выбраны экосистемы, типичные для территорий, загрязненных в результате аварии, – дубовый лес и сосняк сред-

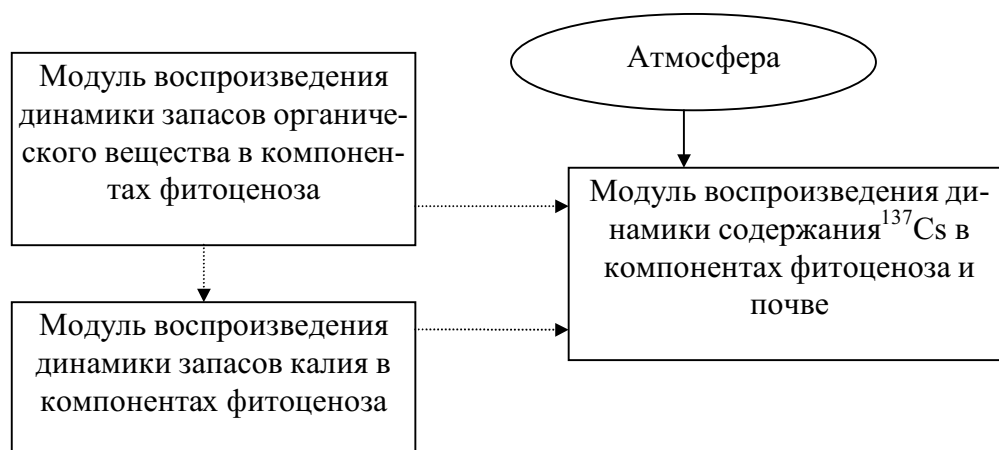


РИС. 3.6. Общая структура моделей

среднего возраста (40–80 лет). Общая структура моделей представлена на рис.3.6.

Приведем описание моделей. На рис.3.7 представлена топологическая структура модуля воспроизведения динамики содержания ^{137}Cs в компонентах фитоценоза и почве. Функции радиоактивного распада ^{137}Cs , содержащегося в компонентах экосистемы, не указаны, для того, чтобы не загромождать диаграмму.

Входная переменная. Атмосфера – поступление радиоактивных веществ из атмосферы.

Переменные состояния. В модели включены следующие переменные состояния: Растительность: содержание органического вещества (абсолютно сухой вес) – X_i , содержание калия (абсолютно сухой вес) – K_i , содержание ^{137}Cs (Бк на кг абсолютно сухого веса): 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: 1 – распределительный пул; 2 – листва; 3 – ветви; $4w$ – древесина ствола; $4b$ – кора ствола; r – корни крупные; rsm – корни мелкие.

Описание динамики запасов органического вещества в фитоценозе. Если не рассматривать влияние климатических колебаний на динамику радионуклидов, то можно ограничиться многолетней динамикой запасов органического вещества в фитоценозе. Для снижения времени расчетов в базовом варианте модели сезонная (внутригодовая) динамика не рассматривалась, и запасы органического вещества в каждом компоненте фитоценоза вычислялись следующим образом:

$$X_i(t+1) = X_i(t) + P_i - O_i,$$

где $X_i(t+1)$ – биомасса данного года, $X_i(t)$ – биомасса прошлого года, P_i – валовый прирост за год, O_i – годичный опад.

Затем вычисляется запасы калия в структурных компонентах растительного покрова (K_i) и валовом приросте (KP_i):

$$K_i = X_i C_i ; \quad KP_i = P_i C_i,$$

где C_i – удельное содержание ^{39}K (г/г абс. сухого вещества) в i -м компоненте.

Информация по переменным, представленная в табл.3.11, 3.12 и 3.13 представляет обобщенные данные из литературных источников (Ремезов и др., 1959; Молчанов, 1964; Экспериментальные исследования ..., 1976) и данных по Дитяткинскому лесничеству (30-километровая зона аварии ЧАЭС, граница).

Функции переноса

Наружное загрязнение

Удержание ^{137}Cs :

$$\text{Листва: } f_{Y02} = a_1 (1 - \text{SIG}(psize, 0, 1000)) (X_{2f} + 0.1) / X_2 finp,$$

где a_1 – адсорбционный коэффициент листвы, $psize$ – размер частиц (в микрометрах), X_{2f} – запас листвы на момент выпадения (T абс. сух. массы / км^2), $finp$ – плотность загрязнения территории ($\text{кБк}/\text{км}^2$). Функция SIG (см. гл.2.) в данном случае отражает обратную зависимость удерживающей способности фракции от дисперсности выпадений.

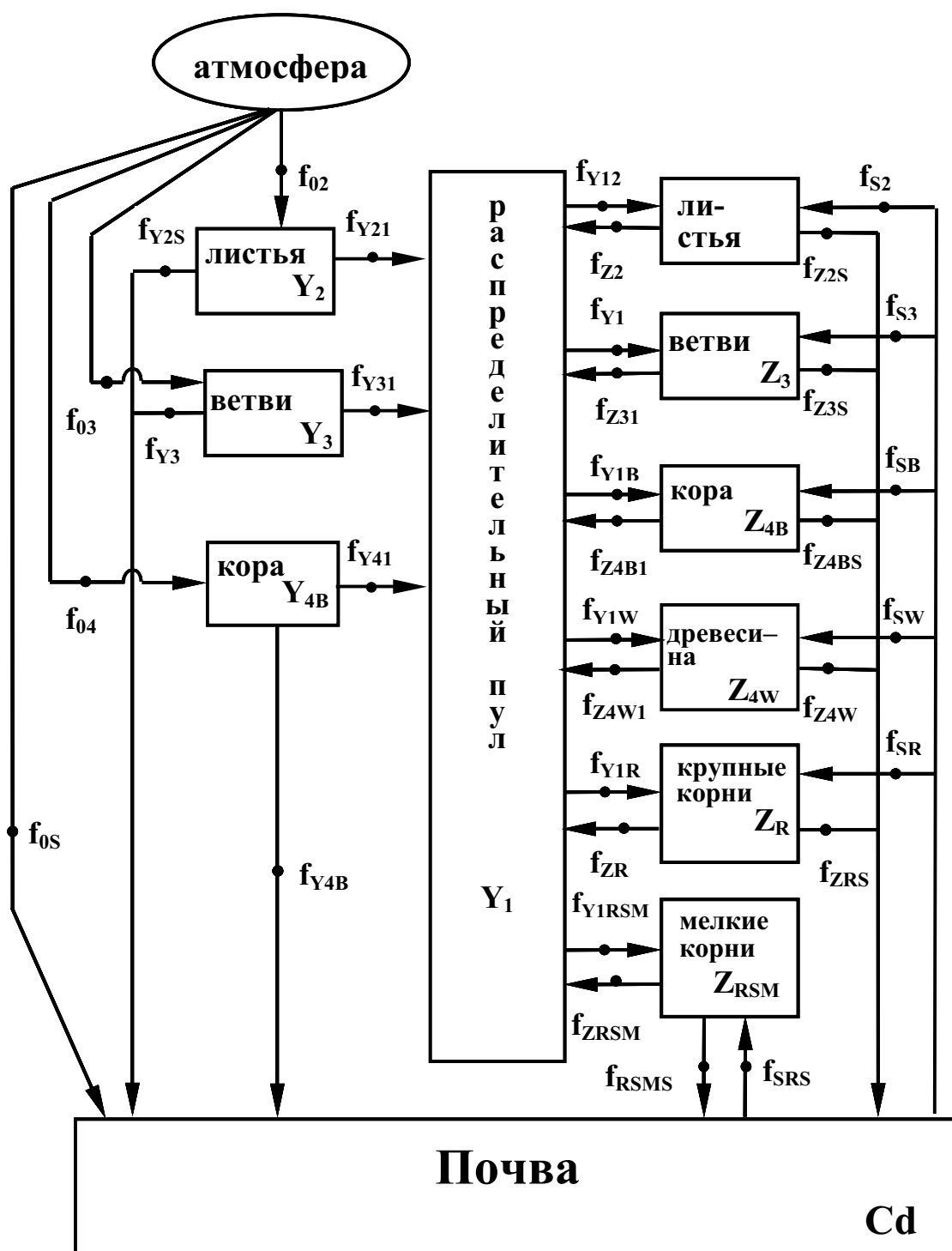


Рис. 3.7. Поточная диаграмма динамики ^{137}Cs в компонентах широколиственного леса

Ветви, кора ствола: $f_{Y0i} = a_{(i-1)} (1 - \text{SIG}(\text{psize}, 0, 1000)) X_i \text{finp}$,
 где $a_{(i-1)}$ – коэффициент удерживающей способности.

Опад: $f_{YiS} = b_i (Y_i - f_{Yi1})$,
 где b_i – коэффициент опада, параметр, который отражает скорость самоочищения фракции от наружного загрязнения.

Вклад структурных частей в распределительный пул: $f_{Yi1} = c_i Y_i$,
 где c_i – доля наружного ^{137}Cs , содержащегося в i -й фракции, поступающая в пул.

Радиоактивный распад: $f_{Yid} = dc Y_i$,
 где dc – доля ^{137}Cs , распадающаяся за год.

Внутреннее загрязнение

Отчисления ^{137}Cs из фракций в распределительный пул:

$$f_{Zi1} = h_i Z_i,$$

где h_i – доля внутреннего ^{137}Cs , содержащегося в i -й фракции, поступающая в пул.

Распределение ^{137}Cs из пула во фракции:

Принято, что распределение ^{137}Cs из пула во фракции осуществляется пропорционально содержанию ^{39}K во фракции:

$$f_{Y1Zi} = Y_1 K_i / K_{\text{sum}},$$

где K_{sum} – общее содержание ^{39}K в растительности.

Поступление ^{137}Cs из почвы в растения:

$$f_{SP} = a_6 a_7 \text{BELL}(\text{ny}, 1, 5, 100, 5) \text{Scd},$$

где a_6 – коэффициент гидроморфности экосистемы (от 1 для элювиальных до 4 для аккумулятивных), a_7 – коэффициент максимальной биологической доступности ^{137}Cs для данного типа почв, BELL (см. гл.2) в данном случае – функция зависимости биологической доступности ^{137}Cs от времени, прошедшего с момента выброса.

Распределение ^{137}Cs , поступающего из почвы в растения по фракциям:

В данном случае принято, что распределение происходит пропорционально содержанию калия в валовом приросте данной фракции:

$$f_{Si} = f_{SP} KP_i / KP_{\text{sum}},$$

где KP_{sum} – общее содержание ^{39}K в валовом приросте растительности.

Выведение внутреннего ^{137}Cs из растений в почву с опадом:

Принято, что выведение внутреннего ^{137}Cs из растений происходит пропорционально опадку:

$$f_{iS} = Z_i O_i / X_i.$$

Для листвы и хвои учитывается также отток части ^{137}Cs в распределительный пул перед листопадом.

Модель позволяет воспроизводить многолетнюю динамику содержания ^{137}Cs в компонентах экосистем широколиственного леса ландшафтов различ-

ной степени увлажнения и в различных условиях выпадения мелкодисперсных радиоактивных осадков.

Проверка работы модели проводилась по данным о динамике ^{137}Cs в экосистеме дубового леса в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС в 1986–1994 гг. (Mamikhin et al., 1997, рис. 3.8, сравнивать с рис. 3.11) и по данным о распределении по компонентам древостоя глобального ^{137}Cs (Van Voris et al., 1990) (табл. 14).

Таблица 3.11

Начальные значения для переменных, описывающих динамику запасов органического вещества в компонентах фитоценозов
(г С абс. сухого вещества /м²)

Компонент:	Переменная	Значение
Сосняк		
хвоя	x_2	660
ветви	x_3	1500
древесина	x_{4w}	10440
кора	x_{4b}	1160
корни крупные + комель	x_r	3690
корни мелкие	r_{sm}	1010
Дубрава		
листья	x_2	300
ветви	x_3	3400
древесина	x_{4w}	13200
кора	x_{4b}	1800
корни крупные+комель	x_r	5380
корни мелкие	r_{sm}	800

Таблица 3.12

Значения для переменных, описывающих перенос органического вещества в компонентах фитоценозов
(г С абс. сухого вещества /м²)

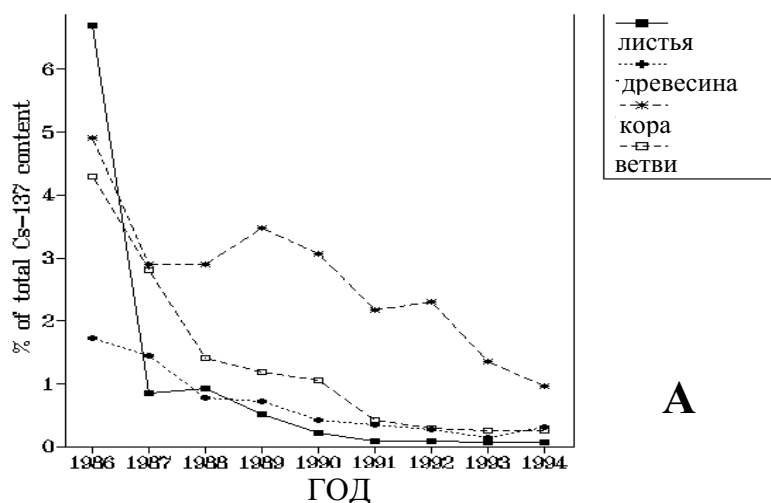
Компонент:	Опад		Прирост	
	Обозначение	Значение	Обозначение	Значение
Сосняк				
хвоя	o_2	220	p_2	230
ветви	o_3	40	p_3	95
древесина	ow	0	p_{4w}	200
кора	ob	5.2	p_{4b}	50
корни крупные + комель	oxr	40	pxr	120
корни мелкие	$orsm$	120	$prsm$	160
Дубрава				
хвоя	o_2	220	p_2	230
ветви	o_3	40	p_3	95
древесина	ow	0	p_{4w}	200

кора	<i>ob</i>	5.2	<i>p4b</i>	50
корни крупные +комель	<i>oxr</i>	40	<i>pxr</i>	120
корни мелкие	<i>orsm</i>	120	<i>prsm</i>	160

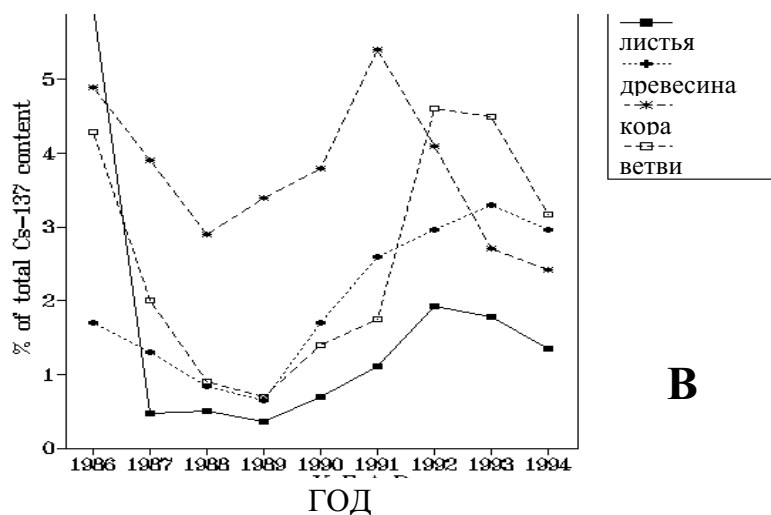
Таблица 3.14

Распределение ^{137}Cs между надземными компонентами древостоя, %

Компонент:	Оак-Ридж (Van Voris et al., 1990)	Модель (30 лет)
листья	2.7	3.3
ветви	22.6	29.7
ствол	74.7	67



А



В

Рис. 3.8. Динамика содержания ^{137}Cs чернобыльского происхождения (% от общего загрязнения ^{137}Cs) в компонентах древостоя автоморфного (А) и гидроморфного (В) ландшафтов

Сравнение информации, представленной на рис. 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 и в табл. 3.14, позволяет убедиться в удовлетворительном описании моделью поведения ^{137}Cs в древостое. Не удалось, к сожалению, провести в должной мере проверку воспроизведения моделью динамики загрязнения корневых систем. Следует отметить, что поведение радионуклидов в подземной части растительного покрова является наименее изученным аспектом круговорота радионуклидов в системе атмосфера – растительный покров – почва. Это обусловлено исключительной трудоемкостью проведения подобных исследований в полевых условиях, тем более в условиях радиоактивного загрязнения. Древесная растительность представляет собой чрезвычайно сложный объект даже для разовых отборов проб надземной фитомассы. Для проверки воспроизведения удалось использовать только косвенные данные по относительному загрязнению надземных компонентов и корневых систем, полученные в рамках международной программы, проводившейся в 1991–1995 гг. в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС (Rafferty et al., 1996). Поскольку полевые данные по загрязнению корней были получены только для участка с крупнодисперсными выпадениями, а данный вариант модели построен для имитации загрязнения лесных экосистем мелкодисперсными выпадениями, данные по уровню загрязнения коры, загрязненность которой сильно зависит от дисперсности выпадений, не сравнивались (рис. 3.9).

Результаты моделирования. Описанный алгоритм построения модели позволяет достаточно реалистично воспроизвести ситуацию загрязнения радиоцезием лесной экосистемы в результате одномоментного выброса (однократного или в течении ряда лет) радиоактивных веществ в атмосферу в мелкодисперсной форме (размер частиц не более 10 мкм). На рис. 3.10 представлена прогноз динамики содержания ^{137}Cs в фитомассе элювиального ландшафта на 20 лет в гипотетической ситуации повторения аналогичного выпадения через 10 лет после Чернобыльской аварии.

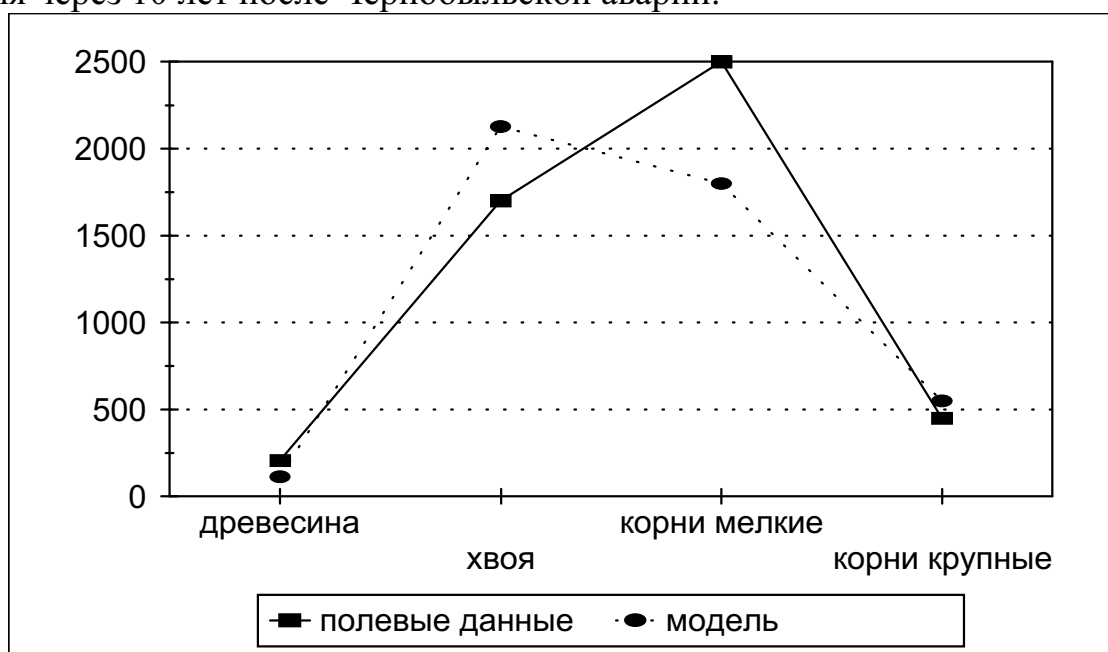
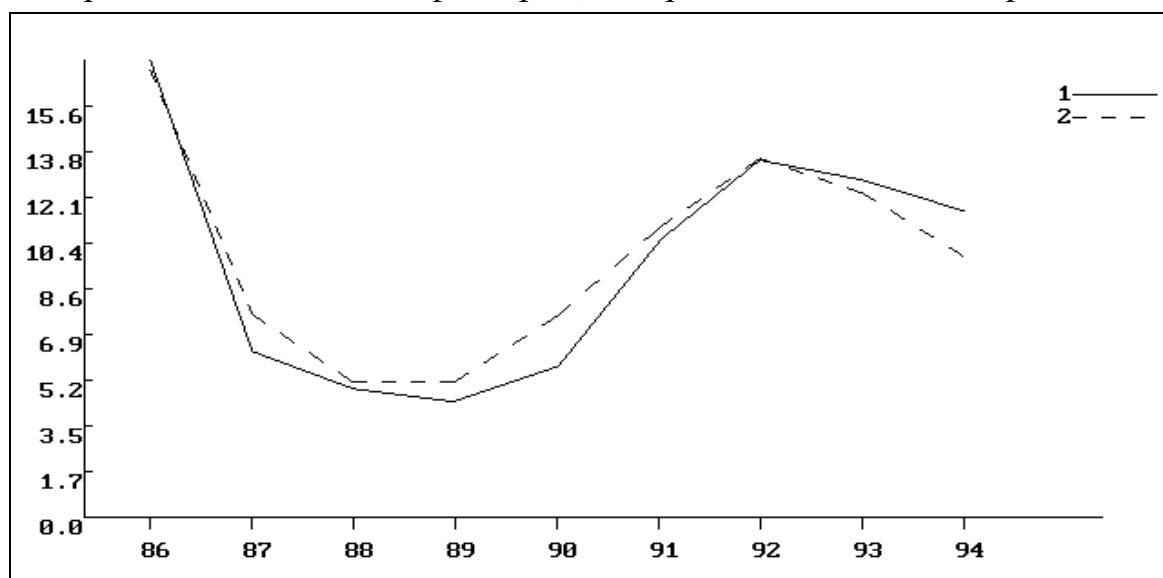
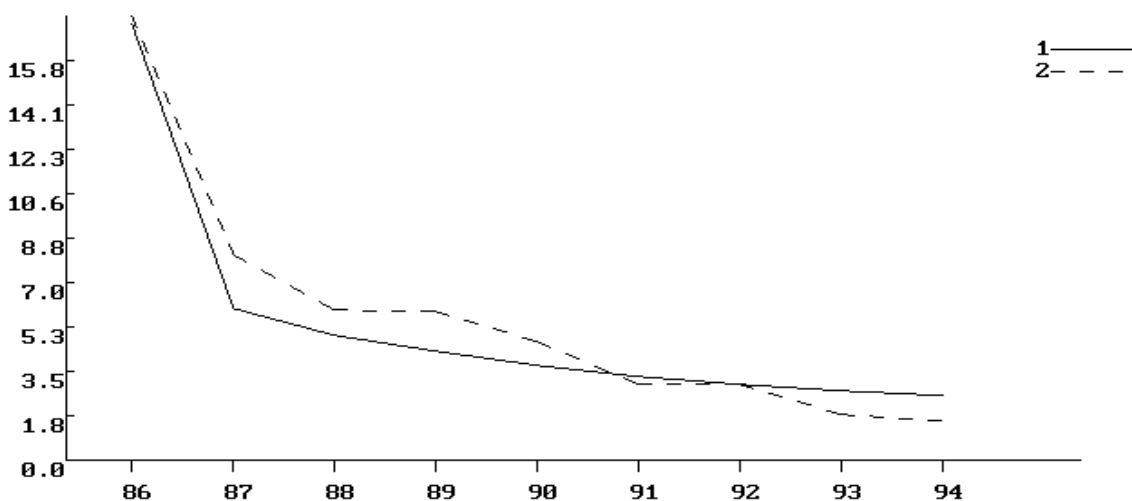


Рис. 3.9. Сравнение данных по удельному загрязнению компонентов древо-
стоя ^{137}Cs (условные единицы)

Ситуация, при которой выпадения происходят несколько раз в году или в течении достаточно длительного промежутка времени, реализуется подключением блоков имитации сезонной динамики биомассы растительного покрова и абиотических факторов, которые влияют на этот процесс.

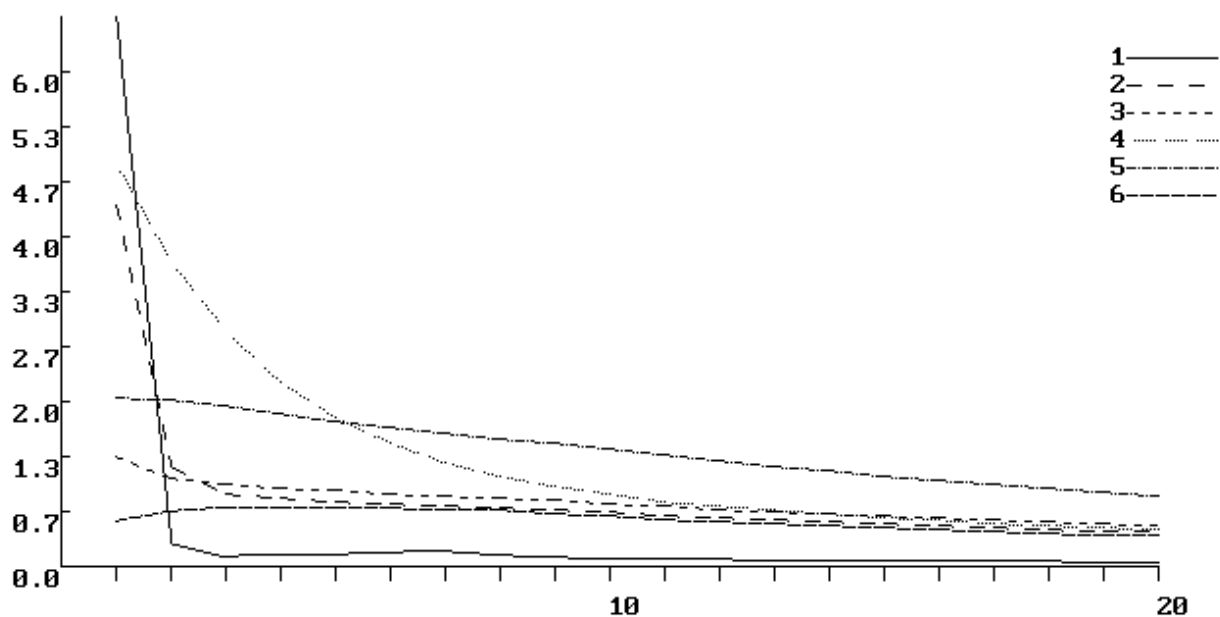


A

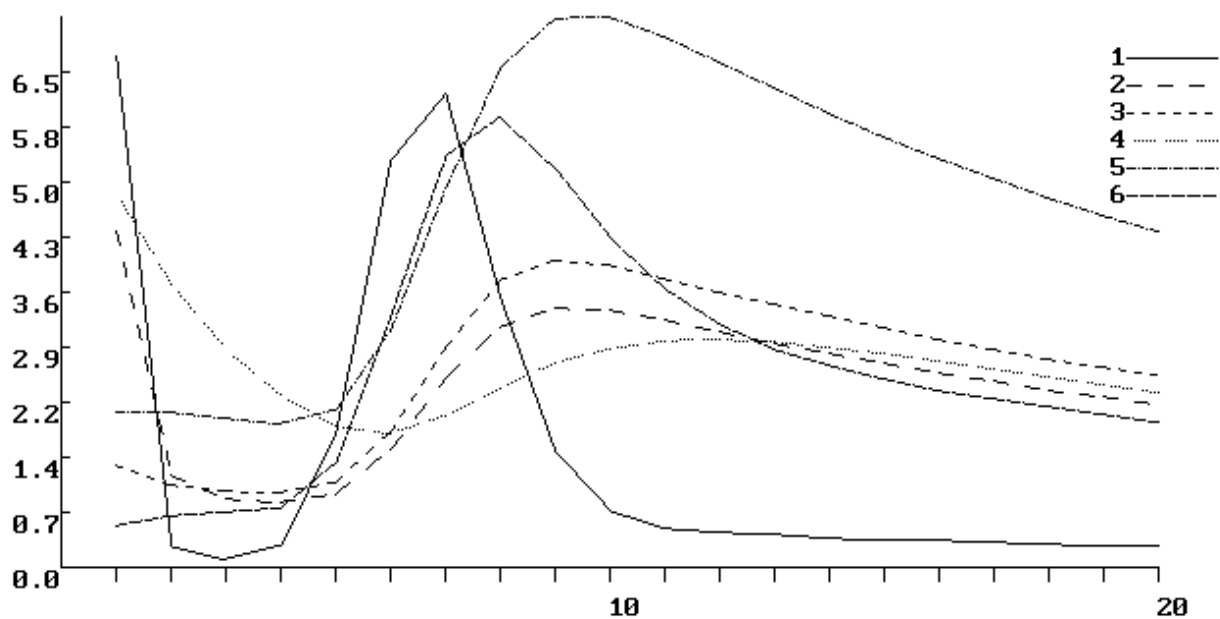


B

Рис. 3.10. Динамика ^{137}Cs (% от общего загрязнения, 1986–1994 гг.) в над-
земной фитомассе гидроморфного (А) и автоморфного (В) ландшафтов (1–
модель, 2 – полевые данные)



A



B

Рис. 3.11. Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs чернобыльского происхождения (% от общего загрязнения) в компонентах древостоя автоморфного (А) и гидроморфного (В) ландшафтов (1 – листья, 2 – ветви, 3 – древесина, 4 – кора, 5 – крупные корни, 6 – мелкие корни)

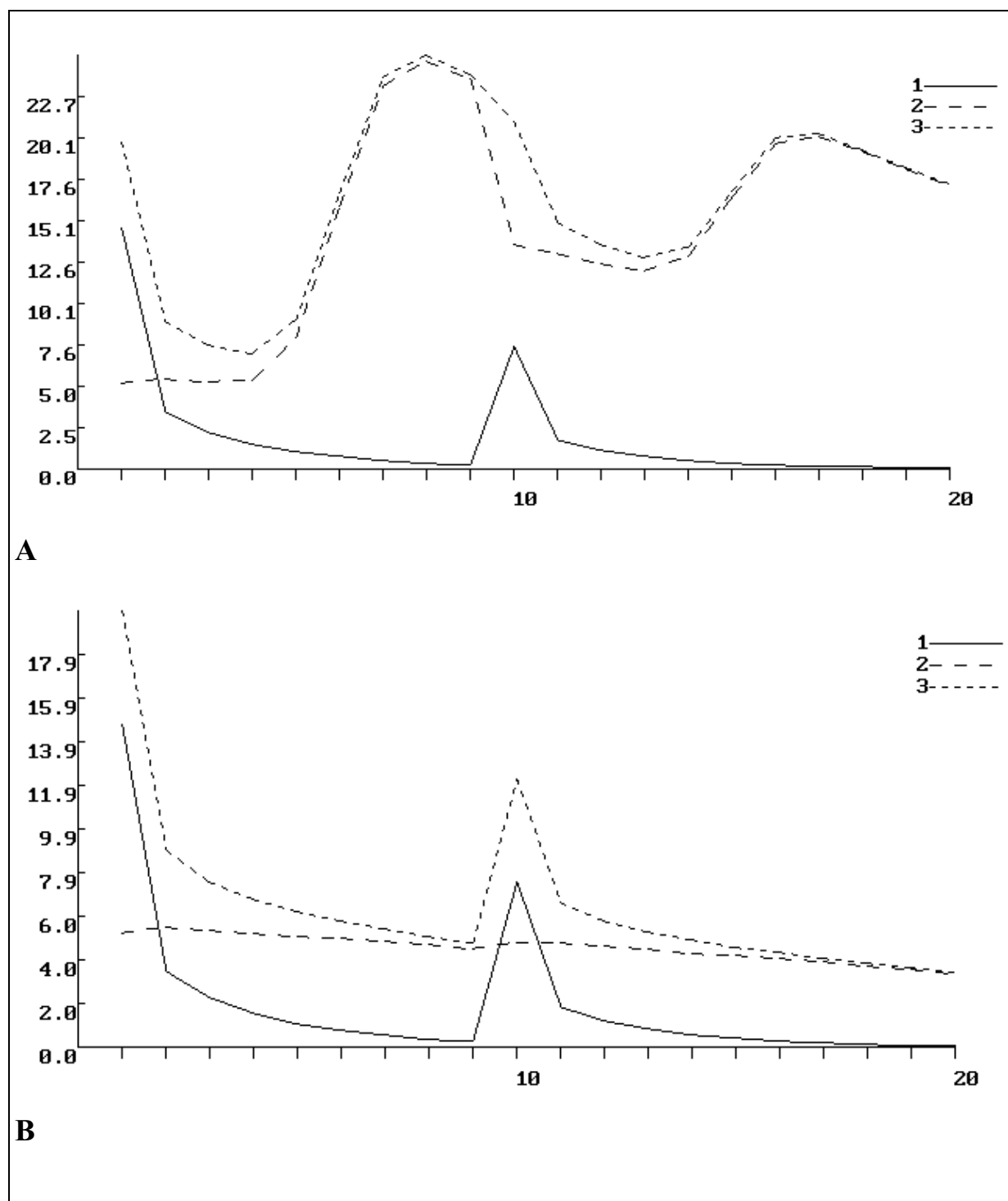


Рис. 3.12. Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs (% от общего загрязнения) в растительном покрове гидроморфного (А) и автоморфного (В) ландшафтов для ситуации двукратного выпадения радиоактивных осадков (загрязнение: 1 – наружное, 2 – внутреннее, 3 – суммарное)

Результаты работы модели подтвердили предположение о важности роли корневых систем в перераспределении радионуклидов в экосистемах, сделанное ранее при построении модели вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах (см. 3.2.2). На рис. 3.13 представлена динамика поступления и выноса ^{137}Cs (Ки/км²/год) через корневую систему в лесных лиственных экосистемах с контрастной степенью гидроморфности с начальной плотностью загрязнения по ^{137}Cs равной 6 Ки/км². Согласно расчетам, максимальная интенсивность поступления ^{137}Cs (% от первоначальной плотности загрязнения в год) через корневую систему составила для элювиального ландшафта 0,145, для аккумулятивного 13,2, максимальная интенсивность выноса составила соответственно 0,143 и 1,03%. Таким образом, можно констатировать, что весьма важным фактором в распределении радионуклидов в экосистеме в целом и в почвенном профиле в частности является участие корневых систем растения. Причем, помимо общеизвестной роли корневой системы в поглощении радионуклидов из почвы, не менее важную роль играет поступление ^{137}Cs из древостоя в почву в результате прижизненных выделений и отмирания корней.

3.3. Информационно-прогностические системы

Создание информационно-прогностических или экспертных систем является завершающим этапом компьютеризации исследований, на котором достигается максимальное обобщение накопленной информации. Накопление большого количества информации о биосфере, ее компонентах и процессах, происходящих в них, построение математических моделей, ориентированных на прогнозирование этих процессов, а также бурное развитие электроники и доступность персональных компьютеров создали предпосылки к появлению экологических экспертных систем в виде программ, реализованных на ЭВМ. Наличие таких систем позволяет быстро и без непосредственного участия человека – эксперта получить качественный и количественный прогноз ситуации, которая может сложиться в биосфере или ее компонентах, при введении в компьютер соответствующей информации (например, для радиоэкологических систем – о месте и метеоусловиях выброса, радионуклидном составе и размерах частиц выпадений и т.д.). Экспертные системы, как минимум, должны включать в себя базу знаний с информацией о соответствующем аспекте функционирования биосферы и ее компонентов в случаях каких-либо экстремальных ситуаций (например, радиоактивного загрязнения в результате испытаний ядерного оружия, ядерных аварий АЭС или хранилищ радиоактивных отходов и т.д.), а также базу математических моделей, имитирующих ситуации, входящие в область компетенции данной экспертной системы.

Особую опасность представляют системы, разработанные без участия компетентных специалистов и предлагающие заведомо неверную информацию и ошибочные прогнозы. Этого можно избежать только при полной прозрачности систем – приведения в них источников информации и описания

прогностических моделей с указанием предпосылок, приведением результатов проверки и т.д. В целом, пере численные недостатки экспертных систем поддаются контролю и коррекции и полностью возмещаются их достоинствами — оперативностью получения экспертных оценок по интересующей проблеме и удобством доступа к информации, интересующей пользователя.

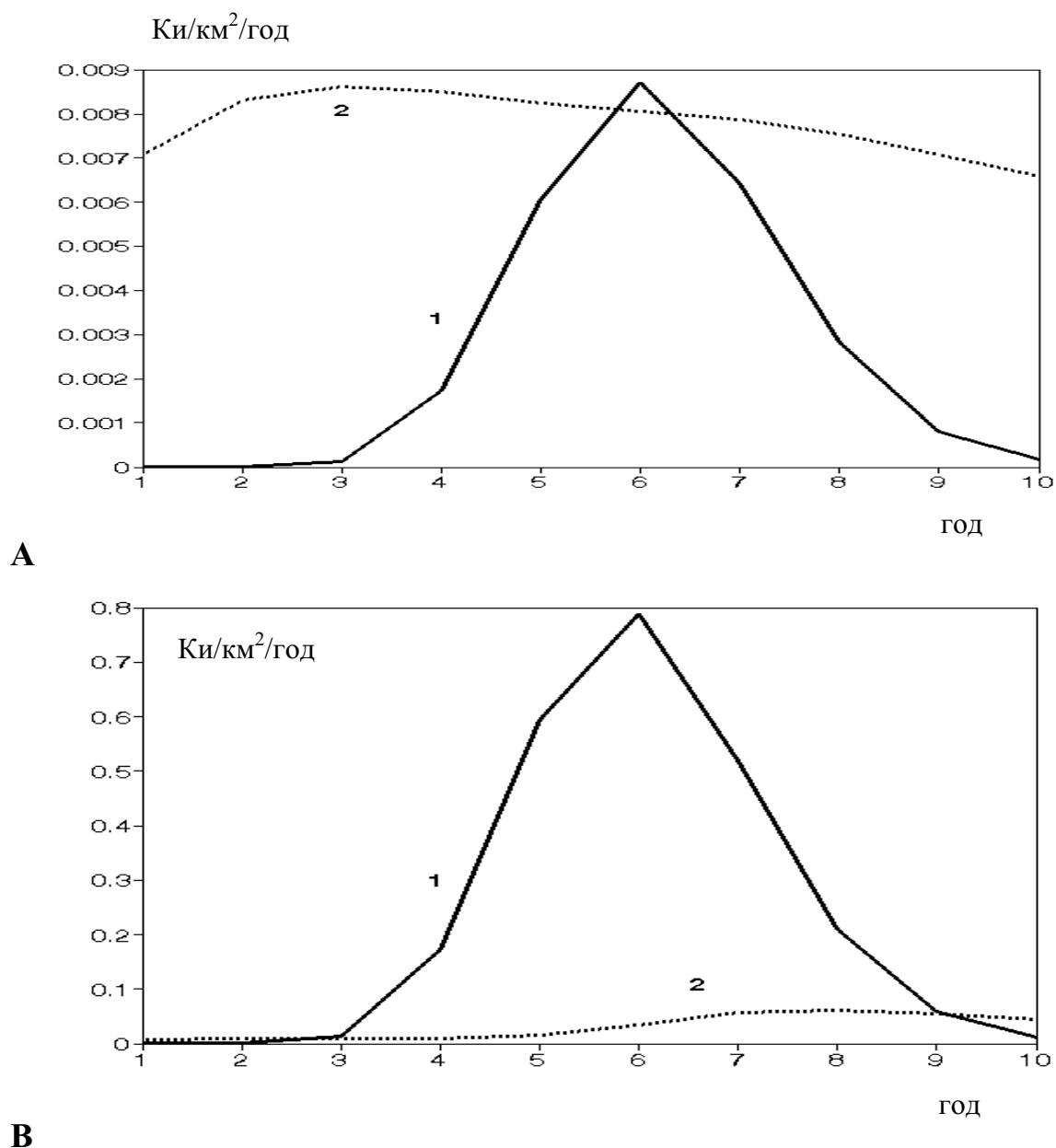


Рис. 3.13. Динамика поступления (1) и выноса (2) ^{137}Cs (Ки/км²/год) через корневую систему в лиственном лесу элювиального (А) и аккумулятивного (В) ландшафтов (начальная плотность загрязнения 6 Ки/км²)

Необходимо отметить такой прикладной аспект использования информационно-прогностических систем, как применение их в учебном процессе. Наряду с электронными учебниками и пособиями, такие системы представляют обучающимся прекрасную возможность самостоятельно, с помощью компьютера ознакомиться с методами и объектами исследований, провести численные эксперименты, используя банк математических моделей, ознакомиться со специальной литературой, используя электронный глоссарий.

Современные экспертные системы обычно относятся к той или иной, достаточно узкой, области знаний. Однако в ближайшем будущем, учитывая все возрастающий интерес к экспертным компьютерным системам, следует

ожидать универсализацию этих систем, а следовательно, повышение их компетентности.

Каким может быть место информационно-прогностических или экспертных систем при анализе и принятии решений в случае возникновения острых экологических проблем? В качестве конкретного примера рассмотрим ситуацию с радиоактивным загрязнением биосферы.

Поскольку достойной альтернативы атомной энергетике до настоящего времени не предложено, строительство и эксплуатация атомных электростанций будет продолжаться. Опыт показывает, что даже при самой изолированной системе безопасности нельзя исключать возможность выбросов радиоактивных веществ в окружающую среду. Возможность прогнозирования радиоактивного загрязнения биосферы позволяет избежать наиболее тяжелых последствий как для биосферы в целом, так и для ее отдельных компонентов и обитателей (водоемы, растительный и почвенный покров, животный мир, человеческое общество и др.).

В настоящее время предсказать развитие ситуации, которая сложится в результате поступления радиоактивных веществ в биосферу, можно следующим образом:

а) привлечь ученых–экспертов (радиоэкологов, радиобиологов, медиков, физиков и др.), которые разработают прогноз на основе данных об уже происходивших случаях радиоактивного загрязнения компонентов биосферы, результатах опытов по внесению радиоактивных веществ в растительность и почву или по облучению лабораторных животных, а также на основе научных разработок, относящихся к данной проблеме;

б) использовать математические модели, имитирующие ситуации радиоактивного загрязнения биосферы в целом или ее отдельных компонентов, и на основе результатов работы моделей дать прогноз последствий;

в) прибегнуть к помощи экспертной системы или системы поддержки принятия решений, представляющей собой программу, реализованную на ЭВМ.

Каждый из этих вариантов имеет свои преимущества и недостатки, требует наличия необходимых условий, обеспечивающих успех. Для более надежного и объективного прогнозирования возможно сочетание вариантов. Так в настоящее время количественный прогноз таких сложных процессов, как радиоактивное загрязнение биосферы, осуществляется с обязательным привлечением метода математического моделирования, основанного на описании поведения исследуемых объектов математическими уравнениями. Поэтому современное экологическое прогнозирование обычно характеризуется совместным использованием вариантов а) и б), что позволяет их рассматривать сейчас как единый вариант (I).

Вариант I (а,б). В этом случае необходимо участие одного или нескольких высококвалифицированных ученых-координаторов, которые смогли бы правильно оценить частные прогнозы разных ученых и (или) моделей и свести их в единое целое. Достоинство данного варианта в том, что участие лю-

дей в разработке прогноза позволяет оперативно учитывать непредвиденные факторы и вносить соответствующие поправки в прогноз.

Вариант II (в). Накопление большого количества информации о радиоактивном загрязнении биосферы, построение математических моделей, ориентированных на прогнозирование последствий этого процесса, а также бурное развитие электроники и доступность компьютеров создали предпосылки к появлению экспертных систем в виде программ, реализованных на ЭВМ. Компьютерные экспертные системы позволяют получить качественный и количественный прогноз ситуации при радиоактивного загрязнения биосферы очень быстро и без непосредственного участия человека при введении в компьютер соответствующей информации (например, о месте и метеоусловиях выброса, радионуклидном составе и размерах частиц выпадений и т.д.).

Подключение к прогнозированию одновременно двух вариантов является, на наш взгляд, наиболее надежным средством и необходимо в тех случаях, когда радиоактивное загрязнение может повлечь за собой катастрофические последствия. В случае радиоактивного загрязнения такого масштаба, когда затрагиваются интересы нескольких государств, прогноз должен осуществляться с привлечением ученых всех заинтересованных сторон. Примерами такого сотрудничества в реализации первого варианта прогнозирования радиоактивного загрязнения биосферы являются исследования по программе ENUWAR (Экологические последствия ядерной войны) международного проекта Научного комитета по проблемам окружающей среды (SKOPE); международный радиоэкологический проект по проблемам последствий Чернобыльской аварии, осуществлявшийся Международным союзом радиоэкологов (IUR) по заданию Комиссии Европейского Сообщества в 1991–1995 гг.

Возможности применения компьютерных технологий для оценки состояния и управления окружающей средой настолько очевидны, что крупнейшие компании мира инвестируют большие средства в развитие информационных средств в данной области. Ярким примером этого служит политика, уже достаточно давно проводимая в данном направлении фирмой IBM. Совместно с университетами и фирмами ряда стран отделениями IBM осуществлен ряд проектов по созданию информационно-прогностических систем в различных областях охраны окружающей среды (Фридмен, 1991). Один из примеров – ALTEXSXS& – экспертная система, разработанная отделением IBM Германии совместно с немецкой компанией DEGAS, для оценки риска, относящегося к грунтовым водам в загрязненных регионах Европы. Другой пример – SEVEX, также экспертная система, результат совместной работы отделения IBM в Бельгии и трех бельгийских университетов. Цель SEVEX – помочь руководителям и представителям власти ознакомиться с юридическими положениями, записанными в директиве Европейской Комиссии по опасным веществам Seveso. В родственной области IBM Франции работала совместно с инженерами из Electricite de France и Rhone-Foulene. Идея, первоначально реализованная для мониторинга уровня ядерного загрязнения в результате аварии на Чернобыльской АЭС и направленная на предотвраще-

ние последствий ядерного загрязнения в большом масштабе, привела также к созданию компактных программных средств, которые применимы в случае экологических инцидентов малых масштабов, например, локальных химических аварий. Поэтому небольшие химические компании или заводы с небольшой производительностью, а также компании горной, нефтяной или обрабатывающей отраслей промышленности, считают эти средства очень полезными.

Отметим здесь, что программные продукты по мониторингу и моделированию состояния окружающей среды и ее защиты становятся все более доступными для небольших аппаратных средств, использующих стандартные операционные системы, в том числе и персональных компьютеров.

Пример крупномасштабной системы моделирования окружающей среды, относящейся исключительно к пользователям персональных компьютеров – система DIVAST. Эта система, являющаяся разработкой британских университетов, с программным обеспечением датской компании IBM, ориентирована на оценку количества осадков, проходящих по руслу рек. Уравнения переноса подразумевают многофакторность моделируемых процессов и учитывают трение, ветер, вращение Земли и т.д. Система дает возможность оценить поток вредных выбросов – фекалий, нитратов, растворенного кислорода и фосфатов в устья рек и затем принять решение относительно безопасного места для водоотвода. По цене и требованиям к вычислительным средствам этот пакет вполне доступен мелким гражданским инженерным компаниям и плановым агентствам. Система DIVAST помогает лицам, принимающим решения в области охраны окружающей среды, уменьшить береговые загрязнения.

Не отстают от IBM и другие компании и организации. Отметим английскую систему INVENT (Барнард, 1991). Это компьютерная программа, разработанная для оценки отходов промышленного производства в отрасли с минимальным количеством запрашиваемой информации. Она включает большую базу данных, содержащую сведения об известных видах и количестве отходов от многих предприятий в различных отраслях промышленности. После обработки этих данных можно сделать предварительный прогноз относительно отходов для подобных отраслей промышленности в интересующем пользователя регионе. Свойства системы позволяют использовать ее в качестве средства контроля за отходами с оценкой их объема и вида как в местном, так и в национальном масштабе в сжатые сроки и с небольшими ресурсами.

Экспертная система для управления опасными отходами SEGRY (Испания) сосредоточена на оценке опасного воздействия на окружающую среду, юридической классификации опасных отходов (ЕЭС, Испания и Каталония) и определении методов их возможной переработки (Рессиио, 1991). Дополняющая SEGRY информационная система RESIN позволяет пользователю работать с цифровыми и графическими данными, связанными с промышленной деятельностью, в результате которой вырабатываются отходы (процес-

сы, характеристики, обработка, количества и т.д.) и предназначена для поддержания принятия решения.

Отечественная Автоматизированная Система Регионального Экологического Прогноза (АСРЭП) представляет собой комплекс банка прогностических моделей и банка данных по природным характеристикам различных регионов и является «попыткой разработки компьютерного учета региональных экологических факторов при изучении тенденций изменения урожайности сельскохозяйственных культур, продуктивности лугов и пастбищ, оценки ресурсно-экологического потенциала территории» и др. (Хомяков и др., 1995). Спектр вопросов, решаемых АСРЭП в аспекте охраны окружающей среды, чрезвычайно широк и связан, в первую очередь, с изменением плодородия, засолением и эрозией почв, миграцией загрязнителей, в том числе и радиоактивных, в почвенном и растительном покрове и водоемах, и др.

Примером специализированной экспертной системы, ориентированной на прогнозирование последствий радиоактивного загрязнения, может служить система COSYMA, разработанная в рамках программы Комиссии Европейского Сообщества (СЕС) для оценки возможных последствий поступления радионуклидов в окружающую среду. Она позволяет охарактеризовать перенос радионуклидов воздушным путем и их осаждение, оценить потенциальные дозы и ущерб для здоровья населения, рекомендовать контрмеры и т.д. (Jones et al., 1993).

Аналогичная по спектру решаемых проблем является система по прогнозированию возможных последствий радиационной аварии и поддержке управления послеаварийной ситуацией (Lochard et al.(ed.), 1996), созданная в рамках международного радиоэкологического проекта по проблемам последствий Чернобыльской аварии, осуществлявшийся Международным союзом радиоэкологов (IUR) по заданию Комиссии Европейского сообщества в 1991–1995 гг.

3.3.1. Информационно-прогностическая система ЭКОРАД

В рамках информационного обеспечения исследований аварии на ЧАЭС нами была построена радиоэкологическая информационно–прогностическая система ЭКОРАД. Основной целью разработки данной системы является ознакомление заинтересованных лиц с широким спектром радиоэкологической информации, накопленной в результате этих исследований. Система также призвана содействовать выработке единой методологии радиоэкологических исследований и установлению научных контактов между пользователями. Система может быть полезна для поддержки принятия решений при руководстве лесным хозяйством в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Эти цели достигаются путем обобщения разрозненной радиоэкологической и радиологической информации, которая может быть необходима при ведении лесного и сельского хозяйства на территориях, загрязненных радионуклидами, и обеспечения оперативного доступа

к этой информации, а также путем прогнозирования возможных последствий радиоактивного загрязнения экосистем. Система может быть использована в качестве учебного пособия для слушателей курсов «Экология», «Охрана окружающей среды» и других аналогичных.

Первая версия системы ЭКОРАД, разработанная в 1994 г. в среде структурного программирования PDS 7.1 фирмы Microsoft для работы с операционной системой MS DOS, была полностью автономной и предоставляла пользователю возможность работы со встроенными базой данных, математическими моделями, радиологическим словарем и текстовой информацией. Работа с пользователем была организована в интерактивном режиме с помощью меню.

Вторая версия системы работает под управлением Windows и является приложением, разработанным в среде объектно-ориентированного программирования системы управления базами данных Access 2.0, входящей в состав пакета Microsoft Office. Это позволило сделать систему более универсальной, включить в нее ранее созданные базы в формате dBase, текстовую и графическую информацию, подготовленную в пакете Microsoft Office, сохранив почти все достоинства предыдущей версии.

Требования к программному обеспечению. Необходимым условием для работы системы является наличие Windows 3.1 или выше, системы управления базами данных Access 2.0 (более поздние версии Access могут не совсем корректно работать с ИПС), текстового процессора Word 6.0 для Windows.

Аппаратные требования. Система работает на IBM-совместимых компьютерах.

Минимальная конфигурация для версии 2.0:

- 486-й процессор,
- VGA-монитор,
- 8 мегабайт оперативной памяти
- 35 мегабайт свободного пространства на жестком диске (не считая пространства, необходимого для работы Windows и его приложений),
- мышь.

Для долгосрочного прогнозирования вертикальной миграции Cs-137 (более 10 лет) желателен компьютер с математическим сопроцессором. Для комфортной работы в системе необходим процессор не ниже Pentium-166 и не менее 32 мегабайт оперативной памяти.

Возможности информационно–прогностической системы ЭКОРАД (версия 2.0)

В настоящей версии ЭКОРАД реализованы следующие возможности:

- оперативное получение информации о методологии радиоэкологического мониторинга (выбор пробных участков; отбор и подготовка к измере-

нию проб растительности, почвы, грунтовых вод; сравнительная оценка биологической доступности радионуклидов);

- получение информации о поведении в растительности и почве наиболее опасных в радиологическом аспекте радионуклидов;

- прогноз накопления радиоуглерода ^{14}C в компонентах лесного биогеоценоза при различных условиях поступления радионуклида в атмосферу с помощью соответствующих математических моделей (см. описание в 3.2.1.);

- прогноз вертикальной миграции ^{137}Cs в почве лесных ландшафтов разной степени гидроморфности с помощью соответствующих математических моделей (см. описание в 3.2.2.);

- прогноз распределения радиоцезия ^{137}Cs по компонентам лиственного и хвойного лесов с различными режимами увлажнения (см. описание в 3.2.3.);

- пользование электронными словарями терминов из области радиационной безопасности, экологии, биогеохимии, лесоведения и почвоведения;

- пользование электронными пособиями «Введение в радиоэкологию» (С.В. Мамихин, МГУ) и «Радиационная безопасность» (А.А. Касьяненко, А.Г. Платонов, РУДН);

- получение информации о крупнейших радиационных авариях (Хэнфорд (США), радиационные инциденты на Южном Урале (СССР), Уиндскейл (Великобритания), Три-Майл-Айленд (США), Чернобыль (СССР), Томск-7 (Россия);

- получение информации о научных разработках лаборатории радиоэкологии факультета почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (методики, карта района проведения работ в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС, библиография и т.д.);

- доступ к базе данных по загрязненным образцам, собранных в 1986–1995 гг. в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС (заполнение, хранение, поиск и просмотр имеющейся информации);

- необязательная регистрация пользователя с запросом информации о месте работы и области научных интересов и доступ к списку пользователей системы.

При работе с прогностическим блоком пользователь имеет возможность выбирать единицы измерения радиоактивности.

Поскольку уровень пользователей заранее не известен, а одна из целей системы – облегчение доступа максимально широкому кругу лиц к возможностям системы, диалоги пользователя с программой составлены как можно проще. В качестве примера приведем порядок работы пользователя с моделью прогноза динамики ^{14}C в смешанном лесу:

На экране 1 осуществляется выдача информации по продукционным характеристикам экосистемы, используемым по умолчанию, с предложением их изменить.

Экран 1

МОДЕЛЬ МНОГОЛЕТНЕЙ ДИНАМИКИ C-14 В ЭКОСИСТЕМЕ СМЕШАННОГО ЛЕСА		
ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ (г C-12/кв.м)		
Компонент	Запас	Годичный прирост
Листья, хвоя	204	204
Ствол, ветви	20340	83
Корни	4280	45
Хотите поменять продукционные характеристики?		
1 – да		2 – нет

Если пользователь выбирает 2, то по умолчанию используются приведенные величины, если 1 – система начинает запрашивать данные по каждому компоненту в отдельности. Затем предлагается выбрать условия поступления радиоуглерода в атмосферу (в учебной версии 2 варианта):

Экран 2

Какую ситуацию Вы хотите воспроизвести ? 1 – постоянная концентрация C-14 в атмосфере 2 – концентрация C-14 в атмосфере линейно зависит от времени ($C = C_0 + at$) Ваш выбор?

Далее запрашивается начальная концентрация ^{14}C в атмосфере и на какой временной промежуток предполагается получить прогноз:

Экран 3

Введите концентрацию C-14 в атмосфере (Бк/г C-12):
--

Экран 4

На сколько лет вы хотите получить прогноз?
--

После того, как требуемая информация введена, модель запускается на счет и выдает результаты (экран 5). Аналогичный интерфейс предлагается пользователю при работе с другими математическими моделями, встроенными в систему ЭКОРАД.

Интерфейс работы с самой системой построен также просто. При запуске системы ЭКОРАД появляется окно с заставкой (рис.3.14) на котором присутствуют так называемые командные виртуальные кнопки, которые выполняют функции реальных кнопок. Установив указатель мыши на командную кнопку и щелкнув кнопкой мыши, пользователь запускает соответствующую команду. Так кнопка «Главное меню» открывает следующее окно (рис.3.15), в котором пользователю предоставляется выбор последующих действий путем аналогичного «нажатия» на командные кнопки. Из этого окна можно получить последовательный доступ ко всем основным функциям системы. Одновременное пользование двумя или более функциями не предусмотрено. Таким образом, пользователь не имеет возможности, работая с текстовым ма-

териалом, одновременно пользоваться электронным словарем – для этого ему надо вернуться в главное меню и зайти в окно запуска электронных словарей (рис.3.16), нажав кнопку «Словари».

Экран 5

Накопление С-14 в компонентах экосистемы смешанного леса	
Компонент:	С-14 (Бк/кв.м)
Листья, хвоя	203.90
Ствол, ветви	3733.91
Корни	1752.20
Растительные остатки	439.38
Органическое вещество в почвенных горизонтах:	
A0	808.85
A1	24.71
A2	7.34
A2B	2.35
Общее количество	6972.64
(для продолжения нажмите ENTER)	

Система обладает необходимой прозрачностью, для моделей, использующихся в прогностическом блоке приведены достаточно полные описания и ссылки на публикации. Реализация системы в среде Access позволяет легко ее модернизировать. Система построена по блочному принципу, что допускает ее расширение, включение новейших информационных материалов (например, нормативных документов), данных и моделей.

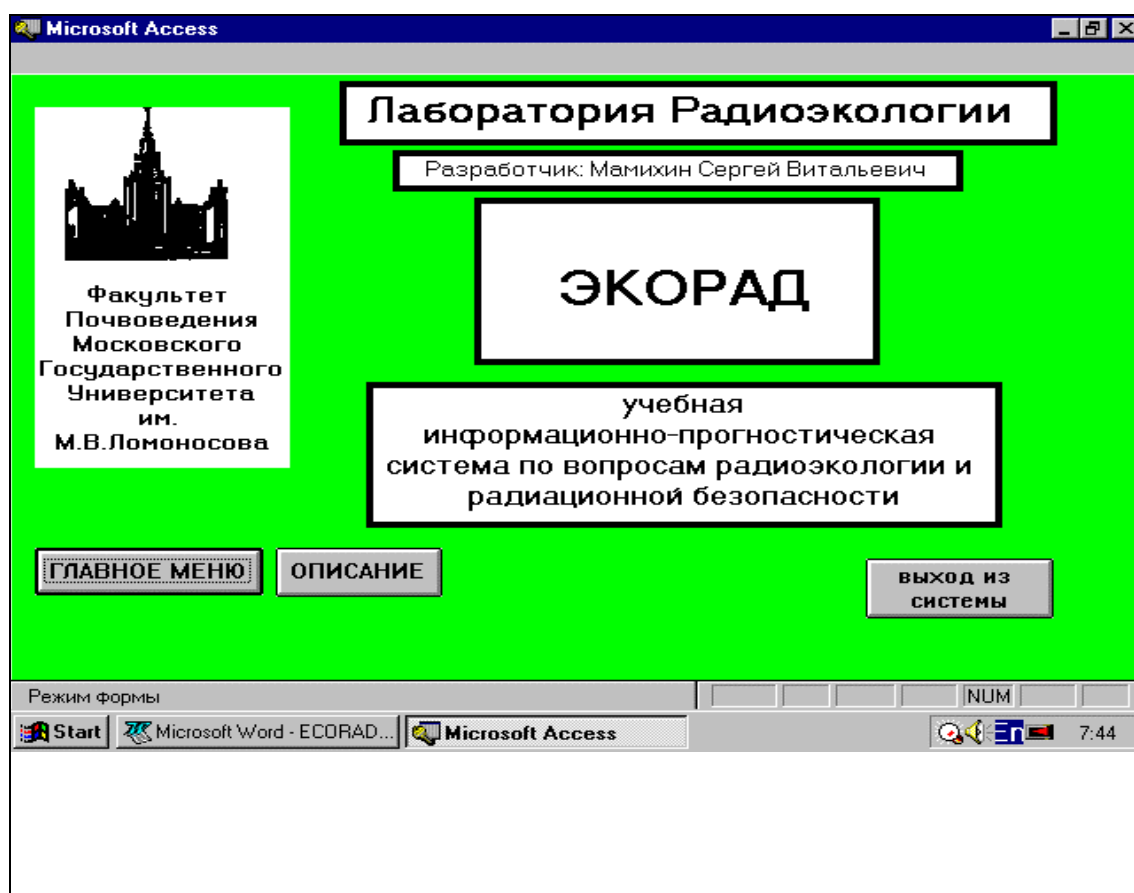


Рис. 3.14. Окно системы ЭКОРАД с заставкой

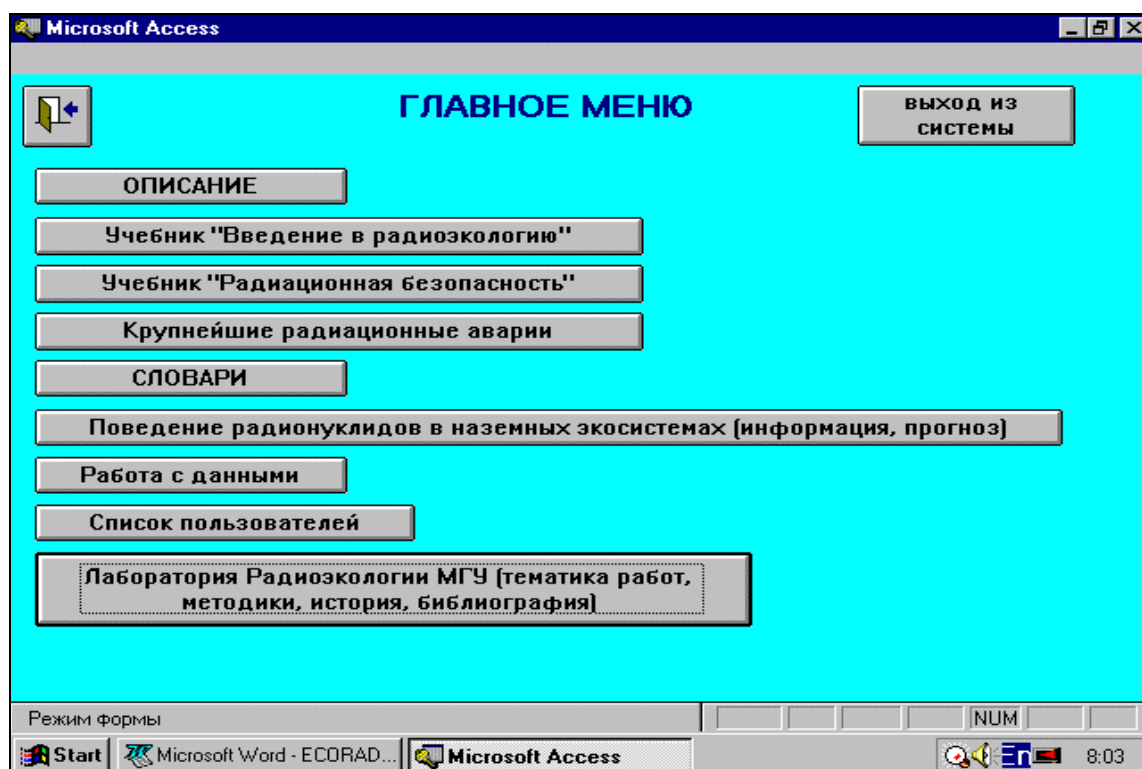


Рис. 3.15. Окно системы ЭКОРАД с «Главным меню»

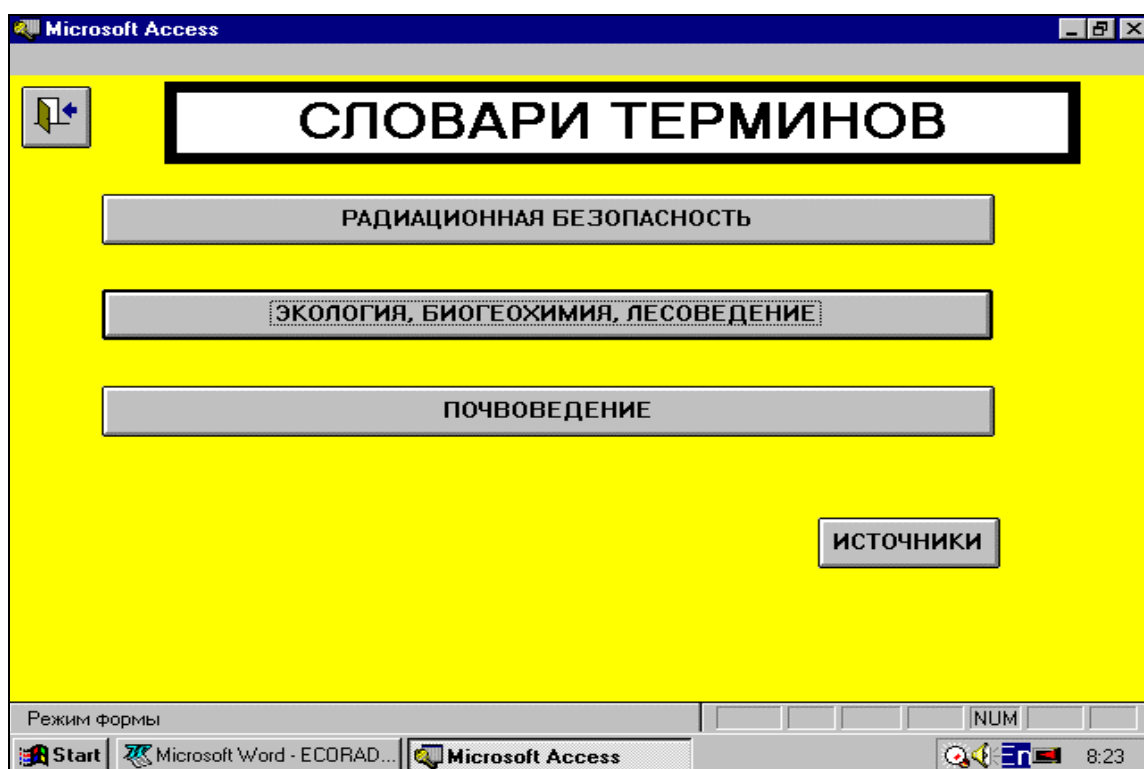


Рис. 3.16. Окно системы ЭКОРАД «Словари терминов»

ГЛАВА 4. КОМПЬЮТЕРИЗАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Выполнение данной работы стало возможным в результате целенаправленного применения информационных технологий при проведении разноплановых экологических исследований. Ярким примером этому являются исследования по изучению экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС, которые проводились лабораторией радиоэкологии МГУ в 1986 - 1995 гг. Опыт данных долгосрочных исследований, который лег в основу данной работы, показал, что компьютеризация способствует максимальной оперативности и эффективности при проведении подобных научно-исследовательских работ. Однако, в ходе работы столь же очевидным стало то обстоятельство, что необходима определенная адаптация методологии компьютеризации к использованию при проведении экологических и природоохранных научных исследований.

Появление вычислительной техники значительно облегчило предварительное накопление исходной информации, ее обработку и последующий анализ. В настоящее время происходит бурное развитие вычислительных средств и информационных технологий. Персональные компьютеры, совершенствование коммуникационных информационных технологий и программного обеспечения сделали доступными для широкого круга исследователей те возможности, которые весьма скупо предоставляли большие ЭВМ, а также ряд новых. Так, например, организация хранения полученной информации в виде баз данных при желании авторов делает возможным доступ к ним через глобальную компьютерную сеть INTERNET. Геоинформационные системы позволяют осуществлять визуальную привязку информации практически неограниченного объема к картам или планам. Появилась возможность разработки и использования специализированных банков данных и информационно-прогностических систем (варианты - системы поддержки принятия решений, экспертные системы), максимально приближенных к пользователю, обеспечивающих быстрый доступ к нужной информации, позволяющих обрабатывать и анализировать ее, а также осуществляющих поддержку принятия решений. Ранее чисто технический термин компьютеризация, подразумевавший оснащение компьютерами, в настоящее время приобретает методологическое значение. В связи с этим можно охарактеризовать компьютеризацию научных исследований как методологию, основанную на применении ЭВМ и информационных технологий для накопления, обработки, формализации и анализа информации, что выражается в создании баз данных, математических моделей изучаемых процессов и тематических информационно-прогностических систем разного уровня интеграции.

Постараюсь сформулировать основы компьютеризации именно экологических и природоохранных исследований.

Основные положения методологии компьютеризации экологических исследований в нашем понимании представлены в табл. 4.1.

Следует отметить тесную связь между составными методологии компьютеризации. Ведущим процессом при использовании компьютеризации является интеграция информации. Рассмотрим этапы интеграции информации, их взаимосвязь и связь с другими составными.

Этапы интеграции информации

Этапы интеграции информации в рамках компьютеризации экологических исследований в основном соответствуют традиционному порядку их проведения: сбор данных, их обработка и анализ.

По степени интегрированности информации можно выстроить следующий условный ряд: базы данных - математические модели - информационно-прогностические системы. Сперва создаются базы данных. Создание баз данных позволяет автоматизировать процесс обработки данных с помощью специализированных пакетов и обеспечивает оперативность и максимально возможную при данном уровне знаний полноту получения требуемой информации. Однако это выдвигает соответствующие требования к методикам сбора данных, поскольку автоматизация обработки применима только для унифицированных данных. Таким образом, при компьютеризации исследований в полном объеме еще до начала экспериментальных или полевых исследований, должна быть четко определена структура информации, которую предполагается получить. Это особенно необходимо при проведении экологических исследований, поскольку экосистемы относятся к сложным объектам с большим количеством характеристик, а процессы, проходящие в них чаще всего являются многофакторными. Динамика экологических процессов и ситуаций, связанных, например, с техногенным загрязнением экосистем, носит зачастую необратимый характер, что также требует изначальной унификации методик отбора и выбора объектов при сборе информации.

На следующем этапе интеграции информации, создаются математические модели изучаемых процессов. Модели позволяют изучать поведение систем - объектов моделирования в динамике, проводить численные эксперименты, осуществлять прогноз. Успех построения моделей зависит от полноты собранных данных.

Базы данных и модели могут интегрироваться в экспертные или, иначе, информационно-прогностические системы. Реализованные в дружественной пользователю, доступной форме, такие системы позволяют даже неспециалисту использовать всю совокупность знаний в данной области, накопленных к моменту создания системы и заложенных в нее.

Следует однако отметить, что строгое следование этому условному ряду этапов интеграции информации не является обязательным при проведении экологических исследований, хотя и может быть принято в качестве определенного критерия их полномасштабности.

Табл. 4.1 Структура компьютеризации экологических исследований

КОМПЬЮТЕРИЗАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Предпосылки
Системный характер исследований
Аппаратное и программное обеспечение
Квалификация исследователей
Возможность унификации данных

Возможности
Эффективность исследований
Оперативность получения информации
Проведение численных экспериментов, прогнозирование
Экономичность исследований

Этапы интеграции информации
Базы данных
Математические модели
Информационно-прогностические системы

Сопутствующие процессы
Математизация исследований
Структуризация знаний
Повышение квалификации исследователей
Выявление недостающей информации
Автоматизация сбора данных
Образование единого информационного поля по экологической и природоохранной тематике

Предпосылки к применению компьютеризации в экологических исследованиях

Возможность применения компьютеризации в экологических исследованиях обусловлена рядом предпосылок. Системный характер экологических исследований уже служит прекрасной предпосылкой к широкому применению данной методологии. Необходимыми условиями являются наличие аппаратного и программного обеспечения, соответствующих задачам и объему исследований. Исследователи должны обладать соответствующей подготовкой, которая позволит им грамотно использовать возможности компьютеризации. Весьма важным аспектом применимости методологии является возможность унификации данных. Это необходимо для сохранения накопленной первичной информации в форме, позволяющей автоматизировать процесс ее обработки.

Сопутствующие процессы

Применение методологии компьютеризации в экологических исследованиях характеризуется наличием сопутствующих процессов, которые сами по себе могут способствовать успеху работ. Накопление первичной количественной информации в виде баз данных облегчает анализ данных статистическими методами, создает предпосылки к математическому моделированию исследуемых процессов, т.е. способствует математизации исследований. Компьютеризация исследований экосистем обуславливает структуризацию знаний об объекте уже на стадии создания баз данных и тем более на последующих этапах интеграции информации. В процессе структуризации, т.е. группировки информации по компонентам исследуемого объекта и процессов, происходящих в нем, происходит выявление недостающей информации. Постоянное совершенствование аппаратного и программного обеспечения, позволяющее повышать эффективность исследований, также инициирует повышение квалификации исследователей. Необходимость создания баз данных делает исключительно привлекательной автоматизацию сбора данных при проведении экологических исследований, например информации о влажности и температуре почвы и воздуха, выпадении осадков, уровне радиации и т.д. Современное оборудование для проведения подобных исследований позволяет записывать и сохранять подобную информацию в виде, совместимом с форматами файлов компьютерных систем обработки данных, т.е. практически обеспечивает создание баз данных без непосредственного участия исследователя.

Одним из наиболее важных процессов сопутствующих компьютеризации является образование единого информационного поля по экологической и природоохранной тематике. Доступ к информации через ИНТЕРНЕТ не просто дополнил обычные средства массовой информации, появилась возможность быстрого доступа к базам данных, математическим моделям, экспертным системам для пользователей глобальной сети.

Возможности методологии

Возможности, которые представляет компьютеризация исследований при изучении экологических процессов, должны быть по достоинству оценены учеными, работающими в данной области. Использование данной методологии компетентными исследователями повышает эффективность исследований, обеспечивает оперативность доступа к первичной накопленной информации и получения результатов ее анализа. Появляется возможность проведения численных экспериментов с моделями, которые сложно или даже невозможно осуществить на экосистемах - объектах моделирования, возможность прогнозирования исследуемых процессов. Компьютеризация исследований может дать значительный экономический эффект за счет замены дорогостоящих полевых экспериментов их численными аналогами. Компьютеризации предполагает, что структура информации, которую предполагается получить, должна быть четко определена еще до начала экспериментальных или полевых работ. Это позволяет оптимизировать программы полевых работ и снизить затраты на их проведение.

Современное состояние компьютеризации

При кратком рассмотрении современного состояния компьютеризации можно констатировать следующее:

Современное программное обеспечение и технические возможности современных компьютеров позволяют экологу сосредоточить основное внимание на создании формы хранения информации и занесении данных в базу. Функции поиска и стандартной математической обработки являются атрибутом большинства современных СУБД. Организация хранения полученной информации в виде баз данных на магнитных или оптических носителях при желании авторов делает возможным удаленный доступ к ним, в том числе и через глобальную компьютерную сеть INTERNET.

Развитие вычислительных средств создало предпосылки к прямому участию экологов как в создании, так и в реализации моделей. Удобный интерфейс и большие возможности различных сред для структурного и объектно-ориентированного программирования сделали более привлекательным применение имитационного моделирования для ученых, не являющихся профессиональными программистами. Для того, чтобы облегчить процесс создания моделей были разработаны языки моделирования (например DINAMO, CSSL). Эти языки представляют собой расширения универсальных языков программирования с помощью операторов, технические детали работы которых программисту знать нет необходимости (Джефферс, 1981). Существуют программы, которые позволяют создавать имитационные модели, не вникая особенно в детали программирования. В качестве примера можно привести программу SCoP (Simulation Control Program) для моделирования биологических систем. Составителям моделей в диалоговом режиме предлагается описать систему алгебраическими и дифференциальными уравнениями и указать последовательность вызова подпрограмм. Затем созданный текст программы компилируется и компоуется с библиотекой SCoP (Рэн-

далл, 1990). Еще более широкими возможностями обладает пакет SB ModelMaker.

Появилась возможность разработки и использования информационно-прогностических или экспертных систем, максимально приближенных к пользователю, работающих в интерактивном режиме, обеспечивающих быстрый доступ к нужной информации, позволяющих обрабатывать и анализировать ее, а также осуществляющих поддержку принятия решений. Специфической формой информационно-прогностических являются геоинформационные системы, которые позволяют осуществлять визуальную привязку информации, в том числе специализированных баз данных и (или) прогностических моделей, к картам или планам. Для помощи разработчикам в создании ГИС в настоящее время предлагаются специализированные пакеты типа ArcView или MapInfo. К ним разрабатываются дополнительные пакеты, расширяющие возможности специализированных. В качестве примера таких средств может служить так называемый язык моделирования PCRaster. Он позволяет создавать самостоятельные модельные модули, встраивать их в ГИС-окружение, управлять данными (хранение, поиск, обработка).

На наш взгляд, компьютеризация является все более необходимым компонентом системного анализа, метода, который широко применяется при проведении исследований, когда изучаются такие сложные и легкоуязвимые объекты, как экосистемы, их компоненты и процессы, происходящие в них. В дальнейшем, с повышением производительности вычислительных средств и развитием информационных технологий, роль компьютеризации будет еще более значительной.

Перспективы компьютеризации экологических исследований

В ближайшем будущем ожидается появление программ решения систем уравнений, использующих метод интеллектуального подбора, которые обещают облегчить создание математических моделей в экологии. Повышение быстродействия компьютеров, доступных экологам, делает реальной реализацию универсальных многокомпонентных имитационных моделей экосистем, учитывающих влияние гораздо большего числа факторов. Нарботка таких моделей для основных типов экосистем необходима для осуществления проектов создания компьютерных моделей нашей планеты (например таких, как "Earth Simulator", которая, как ожидается, позволит проводить всесторонний анализ таких процессов, как глобальное потепление, загрязнение атмосферы и океана, более надежно предсказывать природные катаклизмы (ливни, землетрясения и т.д.) (Титов, 1998)).

Развитие коммуникационных технологий позволит избежать дублирования в исследованиях и послужит интегрированию мирового научного сообщества. Возможно проведение международных сетевых конференций при решении важнейших экологических проблем хронического характера и "мозговых штурмов" при возникновении крупномасштабных аварийных ситуаций.

Практическое применение методологии компьютеризации в исследованиях экологических последствий Чернобыльской аварии(задачи, способы реализации, результаты) на примере исследований лаборатории радиоэкологии МГУ

Практический опыт, полученный при изучении последствий Чернобыльской аварии, показал, что применение компьютеризации при решении природоохранных проблем является необходимым элементом исследований, обеспечивающим их эффективность. Поясним это вкратце на конкретном примере исследований проводившихся лабораторией радиоэкологии МГУ в 1986 - 1985 гг. в 30-км зоне аварии ЧАЭС и на загрязненных территориях Российской Федерации (см. также главу 2). Основными задачами были разработка рекомендаций по снижению ущерба и прогнозирование экологических последствий аварии (в первую очередь, возможное проникновение радионуклидов в грунтовые воды и радиоактивное загрязнение лесохозяйственной продукции). По ряду причин (отсутствие твердой методики, организационные трудности, удаленность места исследований от места базирования и др.) в 1986 году не удалось провести работу в объеме, обеспечивающем полноту информации, необходимую для разработки надежных количественных прогнозов. Впоследствии эти трудности были преодолены и была разработана методика отбора и обработки проб растительности и почвы, которая позволяла ежегодно собирать требуемую информацию. Унифицированная информация заносилась в базу данных, обрабатывалась, обобщалась и анализировалась. Это уже позволяло давать краткосрочные прогнозы на ближайшие несколько лет. Более долгосрочный прогноз планировалось получить с помощью математических моделей. Для получения информации, необходимой для построения моделей, с учетом изменения условий проведения исследований, программа исследований ежегодно корректировалась. Разработанные математические модели вертикальной миграции ^{137}Cs в почве и его поведения в системе почва - растительный покров, позволили дать долгосрочный прогноз на десятки лет. Полученная информация передавалась Государственной комиссии, ПО "Комбинат" и НПО "Припять", которые проводили работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. С учетом прогностических оценок были разработаны практические рекомендации по ведению лесного хозяйства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Эта информация также использовалась при проведении работ по оценке ущерба от аварии, прогнозировании и выработке контрмер в рамках международных проектов (международного проекта ЕСР-5 "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.); контракта Европейской Комиссии по теме "Оптимальные пути восстановления территорий, загрязненных в результате Чернобыльской аварии" В7-6340/95/001064/MAR/C3 (1996-1997 гг.)).

Базы данных и модели были интегрированы в радиоэкологическую информационно-прогностическую систему ЭКОРАД, которая будет полезна в случае возникновения аналогичного инцидента, исследователи будут иметь необходимую унифицированную методологию проведения полевых исследований, шаблоны баз данных, модели для предварительного прогнозирования, которые могут быть также использованы в качестве основы для разработки локализованных моделей для получения более надежных прогнозов.

В заключение отметим, что компьютеризация наших исследований биологического круговорота углерода и поведения радионуклидов в наземных экосистемах обеспечила основу предстоящих работ в этих областях и сопряженных с ними. Потенциальные возможности разработанных моделей значительно шире использованных в данной работе. Модели динамики углерода могут использоваться в составе географических информационных систем для получения интегральной оценки продуктивности природно-территориальных комплексов и их вклада в формирование кислородного баланса планеты. Модели динамики радионуклидов могут быть использованы для изучения и прогнозирования поведения как других техногенных загрязнителей, так и ряда химических элементов, входящих в состав растительного покрова (например калия и кальция). Их структура и реализация в виде автономных выполняемых файлов также позволяет использовать эти модели в составе природоохранных прогностических систем, систем поддержки принятия решений и т.д.

Созданные базы данных могут быть востребованы в тех природоохранных исследованиях, когда рассматриваемые процессы затрагивают растительный и почвенный покров. Автор также надеется, что созданная им информационно-прогностическая система ЭКОРАД будет способствовать образованию единого информационного поля в области радиоэкологических исследований и будет полезна при обучении специалистов в области охраны окружающей среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- 1 Авдонин Н.С. Агрохимия. М.: МГУ, 1982, 344 с.
- 2 Адерихин П.Г. Изменение черноземных почв ЦЧО при использовании их в сельском хозяйстве. // Черноземы ЦЧО и их плодородие. М.: Наука, 1964, с. 61-88.
- 3 Александров Г.А. Логофет Д.О. Динамическая модель совместного круговорота органического вещества и азота в биогеоценозе переходного болота. –В кн.: Математическое моделирование биогеоценологических процессов. М.: Наука, 1985, с. 80-97.
- 4 Александрова В.Д. О возможности применения идей и методов кибернетики в лесной биогеоценологии //Основы лесной биогеоценологии. М., Наука, 1964, с. 501-510.
- 5 Алексахин Р.М., Гинзбург Л.Р., Медник И.Г., Прохоров В.М. Модель круговорота ^{90}Sr в лесном биогеоценозе. // Экология, 1976, №3, с. 5 - 14.
- 6 Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М., Наука, 1977, 144 с.
- 7 Алексеева Т.А. Фотосинтез и дыхание древесных пород в различных экологических условиях Теллермановского лесничества. –М.: Изд-во АН СССР, 1957, 30 с.
- 8 Анохин В.А. Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. М., Атомиздат, 1974, 144 с.
- 9 Афанасьева Е.А. Черноземы среднерусской возвышенности. М.: Наука, 1966. 224 с.
- 10 Афанасьева Е.А., Голубев В.Н. Почвенно-ботанический очерк Стрелецкой степи. - К.: Курское изд-во, 1962, 68 с.
- 11 Базилевич Н.И. Иерархические концептуальные балансовые модели эко-систем и почвы в связи с некоторыми аспектами эволюции биосферы. – В кн.: Моделирование биогеоценологических процессов. – М.: Наука, 1981, с. 69-85.
- 12 Базилевич Н.И. Некоторые критерии оценки структуры и функционирования природных, зональных экосистем. – Почвоведение, 1983, №2, с. 27-40.
- 13 Биогеоценозы Восточных Каракумов. - Ашхабад: Ылым, 1975.
- 14 Бихеле З.Н. Математическое моделирование энерго- и массообмена в системе "почва-растение-атмосфера": Автореф. дис. канд. физ.-мат. наук. – Л: Глав. геофиз. Обсерватория, 1981, с. 16.

- 15 Бихеле З.Н., Молдау Х. А., Росс Ю.К. Математическое моделирование транспирации и фотосинтеза растений при недостатке почвенной влаги. – Л.: Гидрометиздат, 1980, с. 222 .
- 16 Бондаренко Н.Ф., Журавлев О.С., Швытков И.А. Моделирование трансформаций органических веществ в почвах. –В кн.: Моделирование биогеоценологических процессов. – М., Наука, 1981, с. 136-141.
- 17 Бреус Н.М., Михневская А.Д. Сезонная динамика органического вещества в черноземах. – Почвоведение, 1976, №12, с.51-59.
- 18 Быстрицкая Т.Л., Волкова В.В., Снакин В.В. Почвенные растворы черноземов и серых лесных почв. М.: Наука, 1981. с.148.
- 19 Вавилин В.А., Георгиевский А.Б. Математическая модель ценопопуляции черного саксаула. - В кн.: Ресурсы биосферы. Л.: Наука, 1975, вып. 1.
- 20 Васильева И.Н. Материалы к характеристике физических свойств почв Теллермановского опытного лесничества. – Труды ин-та леса АН СССР, 1954, т15, с. 295-328.
- 21 Вознесенский В.Л. Фотосинтез пустынных растений. - Л., Наука, 1977.
- 22 Волкова В.В. Режим почвенных растворов черноземов. – В кн. Русский чернозем – 100 лет после Докучаева. – М.: Наука, 1983, с. 69-79.
- 23 Ганжара Н.Ф. О гумусообразовании в почвах черноземного типа. // Почвоведение, 1974, №7. с. 39-43.
- 24 Георгиевский А.Б. Критическая оценка системного подхода к аридным землям. // Улучшение и рациональное использование растительности аридной зоны Азии. Л., Наука, 1978.
- 25 Герасимов И.П. Генетические, географические и исторические проблемы современного почвоведения. М.: Наука, 1976. 298 с.
- 26 Гильманов Т.Г. Математическое моделирование биогеохимических циклов в травяных экосистемах. М., 1978, 168 с.
- 27 Гильманов Т.Г., Базилевич Н.И. Количественная оценка источников гумусообразования русского чернозема (концептуально-балансовая модель). // Тезисы докладов 6-го делегатского съезда Всесоюзного общества почвоведов, Тбилиси, 1981, кн.2. С.181-182.
- 28 Гильманов Т.Г., Мамихин С.В. Математическая модель продукционного процесса в экосистеме илакового белосаксаульника Репетекского заповедника. Проблемы освоения пустынь, 1986, N4, с.22-31

- 29 Гильманов Т.Г., Мамихин С.В. Имитационная модель водного режима лесостепной дубравы. М. Деп.ВИНИТИ 9.4.1986, N2530-B86,19 с.
- 30 Глазовская М.А. 1981. Общее почвоведение и география почв. М.: Высшая школа, 1981, с. 400.
- 31 Горышина Т.К. Экология растений. – М.: Высшая школа, 1979, с. 368.
- 32 Горышина Т.К. Экология травянистых растений лесостепной дубравы. – Л.: ЛГУ, 1975, с.128.
- 33 Гунин П.Д., Дедков В.П. Экологические режимы пустынных биогеоценозов. - М.: Наука, 1978.
- 34 Дергачева М.И. Органическое вещество почв: статика и динамика. Новосибирск, 1984.
- 35 Джефферс Дж. Введение в системный анализ: применение в экологии. М., Мир, 1981.
- 36 Дубравы лесостепи в биогеоценологическом освещении. – М.: Наука, 1975
- 37 Дюшофур Ф. Основы почвоведения. Эволюция почв. М.: Прогресс, 1970. с.260.
- 38 Жмыхова В.С. Фенология травянистых растений, деревьев и кустарников Центрально-Черноземного заповедника. – Труды Центрально-Черноземного заповедника, 1979, вып. 12 с. 229-426.
- 39 Захарьянц И.Л., Наабер Л.Х. Фазылова С. и др. Газообмен и обмен веществ пустынных растений Кызылкума. - Ташкент: Фан, 1971.
- 40 Зонн С.В. Почвенная влага и лесные насаждения. – М.: Изд-во АН СССР, 1959, с.188.
- 41 Иванов В.И., Машкович В.П., Центер Э.М. Международная система единиц (СИ) в атомной науке и технике. М.: Энергоиздат, 1981. с.200.
- 42 Иванов Н.Н. Ландшафтно-климатические зоны земного шара. Л., 1948, с. 224.
- 43 Ковда В.А. Основы учения о почвах. М.: Наука, 1973, т.1. с.448.
- 44 Коковина Т.П. Водный режим мощных черноземов и влагообеспеченность на них сельскохозяйственных культур, М.: Наука, 1974. с. 86.
- 45 Коковина Т.П. Водный режим черноземов. – В кн.: Русский чернозем – 100 лет после Докучаева. – М.: Наука, 1983, с. 50-69.
- 46 Коковина Т.П. О почвенных процессах в типичном черноземе под пашней. - Почвоведение, 1978, №9. с. 13-23.
- 47 Крамер П.Д., Козловский Т.Т. Физиология древесных растений. – М.: Лесная промышленность, 1983, с. 462.

- Кулаичев А.П. Методы и средства анализа данных в среде Windows. STADIA 6.0. М., Информатика и компьютеры, 1998, 270 с.
- 48 Кулик В.Я. Инфильтрация воды в почву. М., 1978, с. 94.
- 49 Лаврентьев В.В. Изменение содержания и состава гумуса в черноземных почвах ЕЧ СССР при их сельскохозяйственном использовании. – Агрохимия, 1966, №5, с. 17-26.
- 50 Лахер В. Экология растений. – М.: Мир, 1978, с. 384.
- 51 Ле Чонг Кук. Структура и продуктивность надземной и подземной части фитоценоза лесостепной дубравы: Автореф. дис. канд. биол. наук. – М.: МГУ, 1979, с. 21.
- 52 Ле Чонг Кук. Структура и продуктивность травяного покрова в снытевой дубраве. – Бюл. МОИП, 1979, №3, с. 77-82.
- 53 Лебедева И.И. Генетический профиль черноземов и его изменение в зависимости от биоклиматических условий. //Черноземы СССР, т.1, М.: Колос, 1974, с. 84-108.
- 54 Левин Ф.И., Полевщиков С.И., Федоров В.А. Биологический круговорот органического вещества и химических элементов в посевах озимой пшеницы и гороха в типичном черноземе. // Почвы и продуктивность растительных сообществ. М.: МГУ, 1976. С. 19-24
- 55 Лоцилов Н.А., Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Левчук С.Е., Бондарь П.Ф., Дыренко Л.В. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах. Проблемы с/х радиологии. УкрНИИСХР, Киев, 1991, с. 36 - 44.
- 56 Ляпунов А.А. О математическом моделировании в проблеме “Человек и биосфера”. – В кн.: Моделирование биогеоценотических процессов. – М.: Наука, 1981, с.5-29.
- 57 Мамихин С.В. Математическое моделирование сезонной динамики массы корней дуба. Вестн. Моск. ун-та, Сер. почв.,1990, N3, с.17-21
- 58 Мамихин С.В., Гильманов Т.Г. Имитационная модель продукционно-деструкционных процессов в экосистеме снытевой дубравы. Тезисы докл. II Всес. совещ. "Общие проблемы биогеоценологии", М.,1986, т.2, с.162-163, 165-166.
- 59 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
- 60 Мамихин С.В. Воспроизведение температурного и гидрологического режимов почвы в математических моделях сухопутных экосистем. Вестн. Моск. ун-та, Сер. почв., 1997, №3, с.7-10
- 61 Мамихин С.В., Меркулова Л.Н. Компьютеризация исследований динамики радионуклидов в лесных экосистемах, загрязненных в результате Чернобыльской аварии (1986-1995 гг.) Радиационная биология. Радиоэкология., т.36, вып.4, с. 516-523.
- 62 Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Цезий-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС. Проблемы экологического мониторинга. Материалы Российской радиобиологической научно-практической конференции. Брянск, 1991, Ч.2, с.34-36.
- 63 Мамихин С.В., Гильманов Т.Г. Имитационная модель продукционно-деструкционных процессов в экосистеме снытевой дубравы. Тезисы докл. II Всес.совещ."Общие проблемы биогеоценологии", М, 1986, т. 2, с. 162 - 163,165 - 166.
- 64 Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Математическое моделирование многолетней динамики органического углерода в черноземе типичном агроценоза. // Почвоведение, №8, 1984. С. 98-102.
- 65 Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Математическое моделирование многолетней динамики органического углерода в черноземе типичном агроценоза. – Почвоведение, 1984, №8, с. 98-102.
- 66 Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Модель многолетней динамики стабильного углерода и C-14 в целинных черноземах степного биогеоценоза. Вестн. Моск. ун-та. Сер. почв., 1984, N 4, с.13-18.
- 67 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.
- 68 Мамихин С.В. Математическая модель динамики запасов органического вещества почвы. Вестн. Моск. ун-та, Сер. почв., 1999, N2, с. 17 - 19.
- 69 Марголина Н.Я., Коковина Т.П. Процессы обмена химических элементов в биогеоценозе луговой степи. // Ресурсы биосферы. Л.: Наука, 1975, вып.1. с. 85 - 96.
- 70 Матвеев Л.Т. Курс общей метеорологии. Л., Гидрометеиздат, 1976, 640 с.
- 71 Махонько К.П. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Контроль за радиоактивным

- загрязнением природной среды в окрестностях АЭС. Л., Гидрометеиздат, 1985, с.136.
- 72 Медник И.Г., Тихомиров Ф.А., Прохоров В.М., Карабань Р. Т. Модель миграции Sr-90 в молодых березовых и сосновых лесах Экология, 1981, №1, с. 40-45.
- 73 Мина В.Н. Интенсивность образования углекислоты и ее распределение в почвенном воздухе в выщелоченных черноземах в зависимости от состава лесной растительности. – Труды Лаб. Лесоведения АН СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1960, вып. 1, с. 127-144.
- 74 Мирошниченко Ю.М. Продуктивность растительных сообществ пустыни Каракум и факторы, ее определяющие. - Экология, 1980, № 1, с. 17 - 21.
- 75 Мирошниченко Ю.М. Динамика и продуктивность пустынной растительности (Юго-Восточные Каракумы), 1986, с. 158.
- 76 Митина М.Б. Об ассимиляционной деятельности доминантов сезонных синузий в снытевой дубраве лесостепной зоны. – В кн.: Механизмы взаимодействия растений в биогеоценозах тайги. – Л.: Наука, 1969, с. 59-70.
- 77 Моисеев Н.Н. Математические модели системного анализа. М., Наука, 1981.
- 78 Моисеев Н.Н., Александров В.В., Тарко А.М. Человек и биосфера. Опыт системного анализа и эксперименты с моделями. – М., Наука, 1985, с. 272 .
- 79 Молдау Х. Оптимальное распределение ассимилятов при дефиците воды. – Изд. АН Эст. ССР, 1975, т.24 №1, с. 3-9.
- 80 Молчанов А.А. Взаимодействие растений с почвой и ее термический режим. Опад и отпад в процессах круговорота. – В кн.: Дубравы лесостепи в биогеоценологическом освещении. – М.: Наука, 1975, с. 50-53, 255-264.
- 81 Молчанов А.А., Губарева В.А. Взаимосвязи в лесном биогеоценозе. – М.: Наука, 1980, 150с.
- 82 Мячкова Н.А. Климат СССР. – М.: МГУ, 1983, 192 с.
- 83 Назаров Г.В. Водопроницаемость почв Европейской части СССР в зональном аспекте. – Доклады АН СССР, 1970, т. 192, №6, с. 1360-1362.
- 84 Нечаева Н.Т. Растительность Центральных Каракумов и ее продуктивность. Ашхабад: Ылым, 1970.
- 85 Нечаева Н.Т., Антонова К.Г., Каршенас С.Д. и др. Продуктивность растительности Центральных Каракумов в связи с различным режимом использования. - М: Наука, 1979.
- 86 Нечаева Н.Т., Васильевская В.К., Антонова К.Г. Жизненные формы растений

- пустыни Каракумы. - М.: Наука, 1973.
- 87 Нешатаев Ю.Н., Самиляк С.И. Биологическая продуктивность и ее сезонная динамика в разных ярусах дубового леса. – Ученые записки ЛГУ, 1974, вып.53, №367, с. 119-152.
- 88 Николаев В.В. Природные кормовые ресурсы Туркменистана. - Ашхабад: Ылым, 1972.
- 89 Новочихин Е.П. Управление биогеохимическими циклами. – Вопросы кибернетики, 1981, с. 169-179.
- 90 Одум Ю. Экология, М., Мир, 1986, т.1.
- 91 Олсон Дж. С. Распределение корней и перемещение в них радиоцезия в мезофитном лесу в Теннесси. //Методы изучения корневых систем и организмов ризосферы. Л., Наука, 1968, с. 143 - 149.
- 92 Олсон Дж.С. Моделирование процессов передвижения радиоизотопов в экологических системах с помощью аналоговых вычислительных машин. // Вопросы радиоэкологии. М., Атомиздат, 1968, с.303-315.
- 93 Орлов Д.С. 1985. Химия почв. М., МГУ, 1985, с. 376.
- 94 Палагин Э.Г. Математическое моделирование агрометеорологических условий перезимовки озимых культур. Л., 1981, 192 с.
- 95 Пенман Х.Л. Растения и влага. - М.: Гидрометеиздат, 1968.
- 96 Полетаев И.А. Некоторые математические модели биогеоценозов и замечания о моделировании. – В кн.: Математическое моделирование жизненных процессов. - М.: Мысль, 1968, с. 124-134.
- 97 Полетаев И.А. О математических моделях роста. – В кн.: Физиология приспособления растений к почвенным условиям. – Новосибирск: Наука, 1973, с.7-24.
- 98 Пономарева В.В., Плотникова Т.А. Гумусовый профиль – В кн.: Черноземы СССР. т.1- М.: Колос, 1974, с. 122-144.
- 99 Прохоров В.М. Математическая модель поглощения элементов растениями из почвы. Агрохимия, 1970, N 7, с.126-135.
- 100 Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М., Энергоиздат, 1981, 98 с.
- 101 Работнов Т.А. Фитоценология. – М.: МГУ, 296 с.
- 102 Распределение естественного и искусственного углерода-14 и создаваемые им тканевые дозы // Доклад Научного комитета ООН по действию атомной радиации А/АС, 82/R, 1961. с.98.

- 103 Рахтеенко И.Н. Рост и взаимодействие корневых систем древесных растений. – Минск: Изд-во АН БССР, 1963, с.254.
- 104 Рачко П. Имитационная модель динамики роста дерева как элемента лесного биогеоценоза. – Вопросы кибернетики, 1979, вып. 52, с. 73-111.
- 105 Ремезов Н.П., Быкова Л.Н. Потребление и круговорот элементов питания в дубовом лесу. – Вестник ЛГУ, 1952, №6, с. 17-21.
- 106 Ремезов Н.П., Погребняк П.С. 1965. Лесное почвоведение. М.
- 107 Ремезов Н.П., Быкова Л.Н. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах Европейской части СССР. Изд-во Моск. ун-та, 1959, 284 с.
- 108 Риклефс Р. Основы общей экологии. – М.: Лесная промышленность, 1979, с.424.
- 109 Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности. М.-Л.: Наука, 1965. с. 252.
- 110 Рожков В.А. Почвенная информатика, М., Агропромиздат, 1989.
- 111 Розенберг Г.С. Модели в фитоценологии. М., Наука, 1984.
- 112 Розенберг Г.С. Состояние и проблемы имитационного моделирования фитоценологических систем. – Успехи совр.Биологии, 1981, т. 91, вып.2, с. 293-307.
- 113 Рублевский В.П., Голенецкий С.П., Кирдин Г.С. Радиоактивный углерод в биосфере. М.: Атомиздат, 1979. с.152.
- 114 Рябов В.А. Климатическая характеристика Центрально-Черноземного заповедника. – Труды Центрально-Черноземного заповедника, 1979, вып. 12, с. 5-72.
- 115 Самойлова Е.М. Динамика разложения опада лиственных пород. Труды Воронежского государственного заповедника. – Воронеж, 1961, вып. 13, с. 89-101.
- 116 Смит Дж.М. Модели в экологии. М., Мир, 1976.
- 117 Соколова А.В., Васюк П.А., Гринченко А.М. и др. Очередные задачи изучения плодородия почв и путей его повышения. – Почвоведение, 1963, №1 с. 8-20.
- 118 Станков Н.В. Корневая система полевых культур. М.: Колос, 1964. с.280.
- 119 Судницин И.И. Движение почвенной влаги и водопотребление растений. – М.: МГУ, 1979, с.256.
- 120 Тарко А.М. Математическое моделирование глобального биогеохимического цикла углерода. // Математические модели в экологии и генетике. М.: Наука, 1981. С. 75-89.
- 121 Терешенкова И.А. и др. 1974. Поступление органического вещества в лесную почву с опадом и его разложение - Ученые записки ЛГУ, 376, т.6, вып. 53, с. 169

- 195.

- 122 Титлянова А.А., Тихомирова Н.А., Шатохина Н.Г. Продукционный процесс в агроценозах . - Новосибирск: Наука, 1982, с. 184.
- 123 Титов В. Суперкомпьютер как амбиция. - Компьютерра, 1998, 4, с.11.
- 124 Тихомиров Ф.А. Вопросы радиоэкологии леса //Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976, с. 70-85.
- 125 Тихомиров Ф.А., Мамихин С.В. Математическая модель миграции С-14 в листовых лесах на дерново-подзолистых почвах. // Экология, 1983, №3. с. 42 - 46.
- 126 Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС. - Почвоведение, 1990, N10, с.41-50.
- 127 Тооминг Х.Г. Солнечная радиация и формирование урожая. Л., Гидрометеиздат, 1977.
- 128 Тюрюканов А.Н., Абатуров Ю.Д., Летова А.Н. Экспериментальное изучение роли корневых систем в миграции радионуклидов. //Методы изучения корневых систем и организмов ризосферы. Л., Наука, 1968, с. 222 - 225.
- 129 Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980, с. 328.
- 130 Улучшение и рациональное использование растительности аридной зоны Азии. - Л.: Наука, 1978.
- 131 Усков И.Б., Бондаренко Н.Ф. Блочная модель динамики элементов почвенного плодородия. – В кн.: Научно-технический бюллетень по агрономической физике. – Л.: АФИ, 1979, с. 3-7.
- 132 Утехин В.Д. Первичная биологическая продуктивность лесостенных экосистем . – М.: Наука, 1977, с. 146.
- 133 Фесенко С.В., Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Санжарова Н.И. Математическая модель биологической доступности ¹³⁷Cs в почвах луговых экосистемах. // Почвоведение, 1997, №1, с. 42-48.
- 134 Фокин А.Д. Исследование процессов трансформации, взаимодействия и переноса органических веществ , Fe и P в подзолистой почве. Автореф. дис. докт. биол. наук, М.: МГУ, 1975. 28 с.
- 135 Фокин А.Д. Радиоиндикаторные исследования переноса железа и фосфора в подзолистой тяжелосуглинистой почве. // Почвоведение, 1976, №6. с. 66-76.
- 136 Фокин А.Д., Боинчан Б.П. Определение коэффициентов гумификации орга-

- нических веществ в почве изотопно-индикаторным методом. // Докл. ВАСХНИЛ, 1981, №9. с. 20-22.
- 137 Фортескью Дж. Геохимия окружающей среды. М., Прогресс, 1985.
- 138 Цельникер Ю.Л. Физиологические основы теневыносливости древесных растений. - М.: Наука, 1978, с. 216.
- 139 Честных О.В. Моделирование продукционного процесса древесного яруса экосистемы ельника - кисличника южной тайги. Автореферат дис. к.б.н., М., ИЭМЭЖ, 1986, 22 с.
- 140 Четвериков А.Н. Моделирование лесных биогеоценозов. В кн.: Математическое моделирование биогеоценологических процессов. – М.: Наука, 1985, с. 37-51.
- 141 Чичагова О.А., Черкинский А.Е. 1979. Радиоуглеродные исследования органического вещества и возраста почв // Биологич. науки, 1979, №8, с. 5 - 18.
- 142 Чудновский А.Ф. Теплофизика почв. М., 1976, с. 352.
- 143 Шеннон Р. Имитационное моделирование систем – искусство и наука. – М.: Мир, 1978, с. 418.
- 144 Angelis de D.L., Gardner R.H., Shugart H.H. Productivity of forest ecosystem studies during IBP: the woodland data set. In: Dynamics properties of forest ecosystems. IBP 23, Cambridge, 1981, pp. 567 - 672.
- 145 Bonishova-Franclova S. The effects of temperate on the mineralization of the organic matter in soil. – Rost. Vyroba, 1974, v. 20 p. 823-829.
- 146 Canningham G.L. A simulation model of primary production and carbon allocation in the creosotebush (*Larrea tridentata* Cov.). Ecology, 1978, v.59, N 1, pp.37-52.
- 147 Carpenter S.R. Decay of heterogeneous detritus: a general model. J. Theor. Biol., 1981, v. 89, 4, pp. 539-547.
- 148 Crout N.M.J., Beresford N.A., Howard B.J., Unsworth M.H. (1990). Modelling soil transport and plant uptake of radio-caesium. In: Transfer of radionuclides in natural and semi- natural environments, ed. G.Desmet, P.Nassimbeni & M.Belli, Elsevier Applied Science, Barking, UK, pp.519-523.
- 149 Cyert R.M. A description and evaluation of some firm simulations. In: Proc. of the IBM Computing symposium on simulation models and gaming. IBM, White Plains, N.Y., 1966.
- 150 De Vit C.T., van Keulen H. Simulation of transport processes in soils. Wageningen, Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1972. p.120.
- 151 Edwards N.T., Shugart H.H. McLaughlin S.B., Riche D.E. Carbon metabolism in

- terrestrial ecosystems. – In: Dynamics properties of forest ecosystems. IBP23, Cambridge, 1982, p. 499-536.
- 152 Eidmann F.E. Investigations on root respirations on 15 European tree species characterising Their pioneer quality in virgin soils. – In: Proc. 111 World Forestry Congress, Helsinki, 1950.
 - 153 Gergov G., Slavov V. Computerized sediment data base in Bulgaria. // Environmental Modelling & Software, 1997, Vol. 12, N4, pp. 285 - 288.
 - 154 Goodal D.W. Simulation the grazing situation. Biomath., 1969, v.1 p. 211-236.
 - 155 Goodal D.W. Use of computer in the grazing management of semi arid lands.– In: Proc. of the XI International Grasslands Congress, 1970, p. 917-921.
 - 156 Innis G.S. (ed.) Grassland simulation model. // Ecol. Stud., Vol. 26, N.Y., 1978.
 - 157 Jenkinson D.S., Raner J.H. The turnover of the soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. – S. Sci., v. 123, №5, 1977, p. 298-305.
 - 158 Jones J.A., Mansfield P.A., Haywood S.M., Nisbet A.F., Hasemann I., Steinhauer C. and Ehrhardt J. PC COSYMA: An accident consequences assessment package for use on a PC. 1993 Report (Contract CEC No F13P-CT92-0057). EUR 14916, p.63.
 - 159 Kliashtorin A.L., Tikhomirov F.A. & Shcheglov A.I. Lysimetrical study of radionuclides in the forests around the Chernobyl nuclear power plant. // J. Environ. Radioactivity, 24 (1994), pp. 81-90.
 - 160 Levine E.R., Ranson K.J., Smith J.A., Williams D.L., Knox R. G., Shugart H.H., Urban D.L., Lawrence W.T. Forest ecosystem dynamics: linking forest succession, soil process and radiation models. // Ecol. Modelling, 1993, V. 65, pp. 199- 219.
 - 161 Lochard J., Belyaev S. (ed.) Decision aiding systems for management of post accidental situations. JSP-5 Final report, ECSC-EC-EAEC, Brussels, 1996, 82 p.
 - 162 Mamikhin S.V. Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil. J. Environ. Radioactivity, Vol.28, No.2, pp. 161-170, 1995.
 - 163 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, 193 (1997), pp.169-177.
 - 164 Mamikhin S.V. Estimation and prognosis of consequences of forest ecosystem radioactive contamination (expert & information system ECORAD). In Proc. of the Third International Symp. and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe. September 10 - 13, 1996, Warsaw. pp. 739-740.
 - 165 Mamikhin S.V., Kliashtorin A.L. Mathematical model of ¹³⁷Cs dynamics in the de-

- ciduous forest. J. Environ. Radioactivity, 1999, Vol. 47 , No.1 , pp. 101 - 114.
- 166 Mitchell N.G. Time-dependent behaviour of radionuclides in soil-plant systems. UIR Action group 2.2. // EULEP-EURADOS-UIR Newsletter, 1997, N2, pp. 18-19.
 - 167 Muller, H.& Prohl, G. (1993). ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. Health Phys., 64 (3), pp. 232-252.
 - 168 Nyhan J.W. Influence if soil temperature and water tension on the decomposition rate of carbon – 14 labeled herbage. – S. Sci., v. 121, 1976, №5, p. 288-293.
 - 169 Okubo T., Hirosaci S., Okuno T. A model for plant-grows under grasing conditions. // Ecologycal studies in japanese grasslands. Tokyo, 1975, pp.176-208.
 - 170 Olson J.S. (1963). Analog computer models for movement of nucleides through eco-systems. In Radioecology, N.Y., Reinolds Publ., pp.193-201.
 - 171 Pastor J., Post W.M. Development of a linked forest productivity- soil process model. Oak Ridge Laboratory for U.S. Department of Energy underContract No. DE - AC05 - 84OR21400, 1985, 168 p.
 - 172 Rafferty B., Kliashtorin A., Kuchma N., Ruehm W., Shcheglov A., Tikhomirov F., Zhuchenko T. Radionuclide partitioning in forest ecosystems. //Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental collaboration project No 5. Final Report, European Comission EUR 16531EN 1996, pp. 38- 42.
 - 173 Reinolds J.F., Cunningham G.L. Validation of a primary production model of the desert chrub *Larrea tridentata* using soilmoiture augmentation experiments. – Oecology, 1981, v. 51, №3, p. 357-363.
 - 174 Richards L.A. Capillary conduction of liquids trough porous medium. Physics, 1931, v. 1, pp. 318-333.
 - 175 Satchell J.E. Biomass model of mixed oak forest, United Kingdom.– In: Modeling forest ecosystems. ORNL, 1973, p. 72-73.
 - 176 Shaw G., Mamikhin S., Dvornik A., Zhuchenko T. Forest model descriptions. //Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental collaboration project No 5. Final Report, European Comission EUR 16531EN 1996, pp.26-31.
 - 177 Sombre L., Vanhouche M., de Brouwer S., Ronneau C., Lambotte J.M., Myttenaere C. Long-term radiocesium behaviour in spruce and oak forests //The Science of the Total Environmental, 157 (1994), pp. 59-71.
 - 178 Sundblud, B., Mathiasson, L. (1994). The turnover of Cs-137 within a forest ecosystem described by a compartment modelling approach GIDEA study site, Sweden , The

Science of the Total Environment, 157, pp. 139-146

- 179 Van Veen J.A., Paul E.A. Organic carbon dynamics in grassland soil. 1 Background information and computer simulation. – Can. J. S. Sci., 1981, v. 61, №2, p. 185-201.
- 180 Van Voris, P., Cowan, C.E., Cataldo, D.A., Wildung, R.E., Shugart, H.H. (1990). 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, pp. 61-73.
- 181 Velasco R.H., Belli M., Sansone U., Menegon S. Vertical migration of radiocesium in surface soils: model implimentation and dose-rate computation. // J. Helth Physics, 1993, V. 64, N 1, pp. 37 - 44.
- 182 Venter A., Yoshida S. BIOMASS, Forest Working Group. Meeting Report 1 // UIR Newsletter, N 32, 1998, pp. 30 - 36.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение 1

Среднемноголетние метеорологические показатели (по данным Репетекской метеорологической станции)

	Месяц	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
V_1	Среднемесячная температура воздуха (C°)	0.9	4.1	9.1	15.5	21.8	26.4	28.6	26.4	20	12.7	5.9	2.7
V_2	Среднемесячная относительная влажность воздуха (%)	70.7	64	55.4	47.6	33	24.6	21.5	45.3	30.6	41.4	60.3	73.4
V_3	Месячная сумма атмосферных осадков (мм/мес)	21.7	16.5	26.6	22.4	5.4	.4	.4	.4	.2	6.3	15.4	20.2
V_4	Средняя месячная облачность (баллы)	5.3	5.5	5.8	5	4.3	1.5	.6	.3	.3	2.5	3.5	6
V_5	Средняя месячная скорость ветра (м/с)	8	1.1	1.5	1.9	1.7	1.6	1.5	1.4	1.2	1.1	1	.9
Q	Средняя месячная амплитуда колебания суточных температур (C°)	4	5	6	7.5	9	10	12	10	9	7.5	6	5

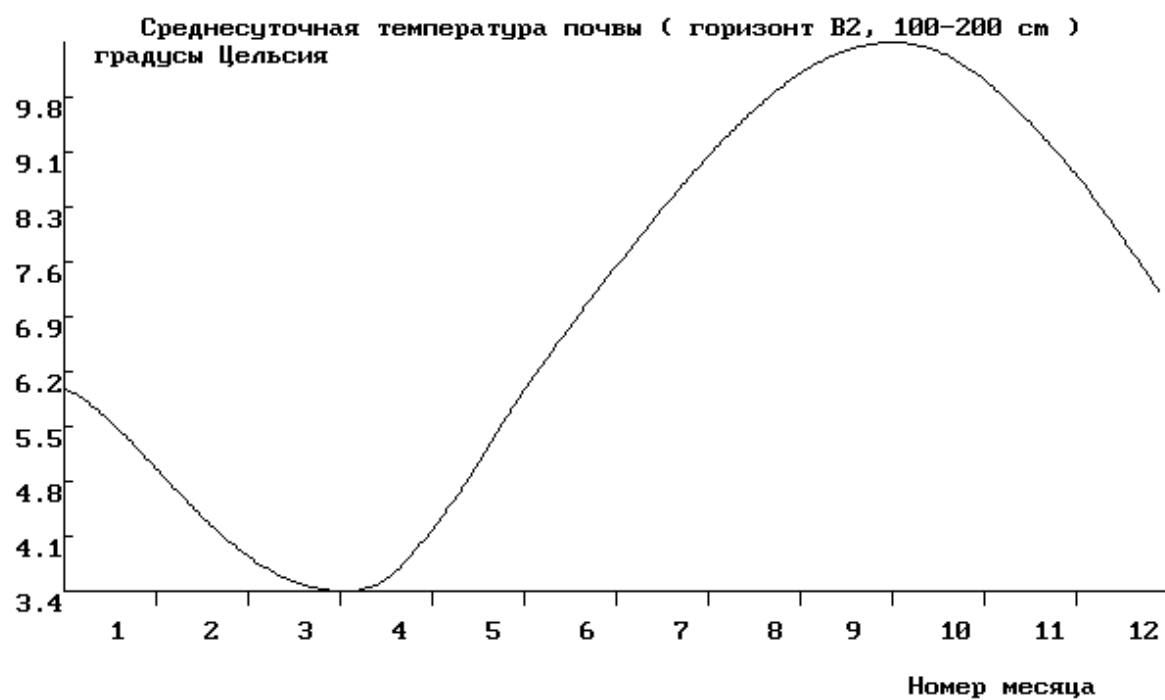
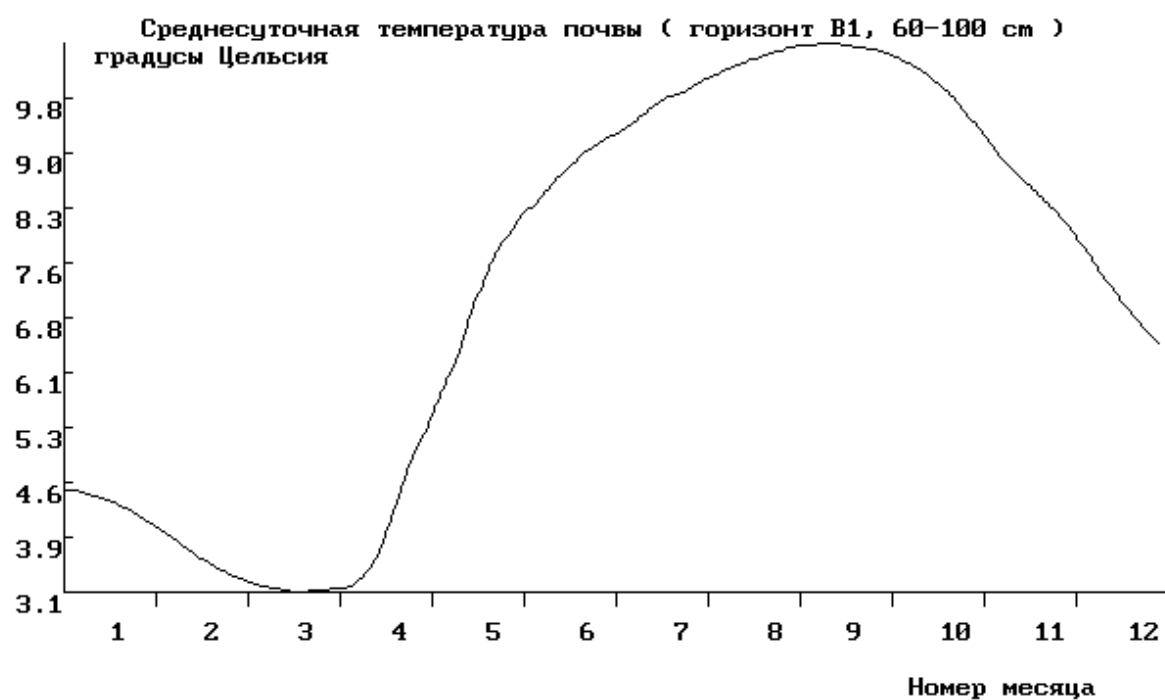
Приложение 2

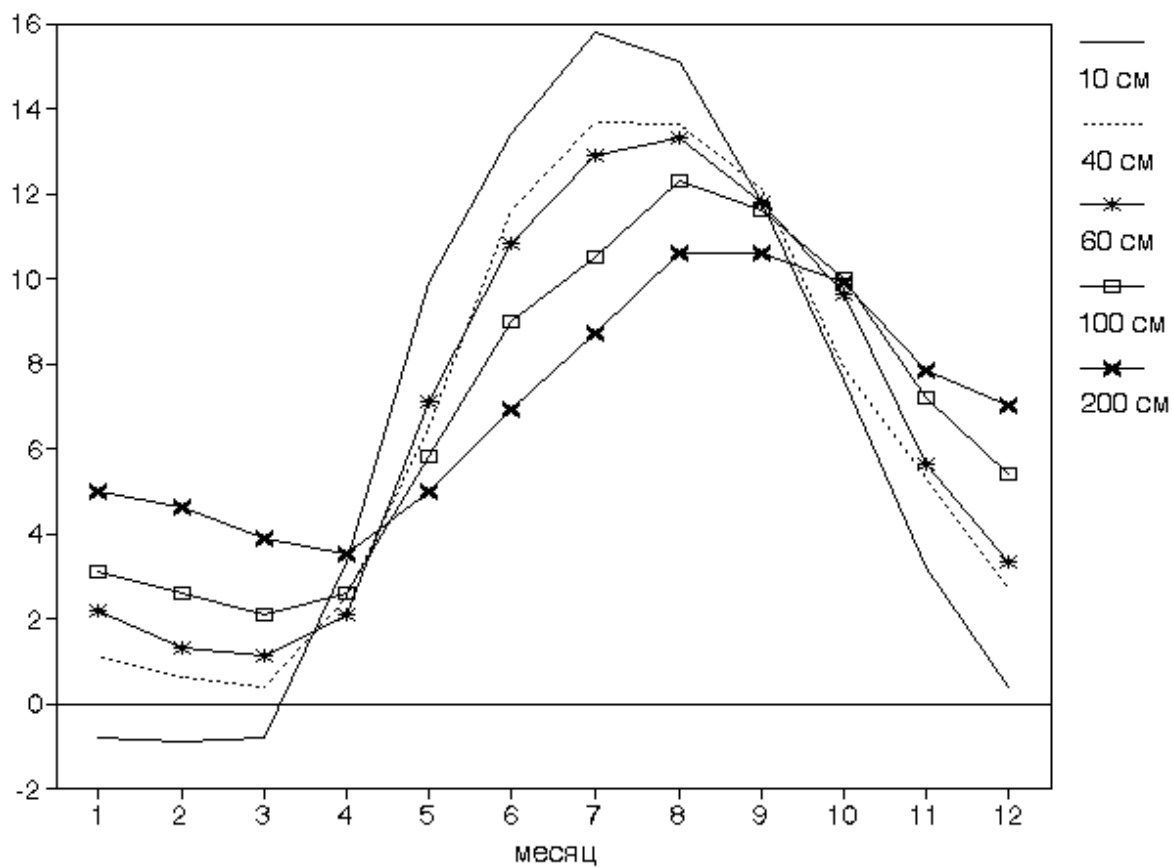
Среднемноголетние метеорологические показатели (по данным Рябова (1972), Молчанова (1964), Молчанова, Губаревой (1980))

	Месяц	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
V_1	Среднемесячная температура воздуха ($^{\circ}\text{C}$)	-8.1	-8.2	-3.4	7.9	15.5	17.9	20	18.1	12.2	5.5	-1.5	-5.6
V_2	Среднемесячная относительная влажность воздуха (%)	89	87	86	75	65	67	71	71	74	82	92	92
V_3	Месячная сумма атмосферных осадков (мм/мес)	6.5	6.6	6	4.7	4.3	3.5	3.7	4	4.1	5.2	8	7.9
V_4	Средняя месячная облачность (баллы)	5.6	5.6	5.6	4.7	4.4	3.5	3.3	3.8	4.3	4.4	5.1	5.1
V_5	Средняя месячная скорость ветра (м/с)	5.3	3.8	3.5	3.3	4.2	4.7	5.4	4.3	3.1	4.5	4.4	5.4
Q	Средняя месячная амплитуда колебания суточных температур ($^{\circ}\text{C}$)	6.4	6.7	6.4	9	11.4	11	11	11	10.2	7.6	5.3	5.1

Приложение 3

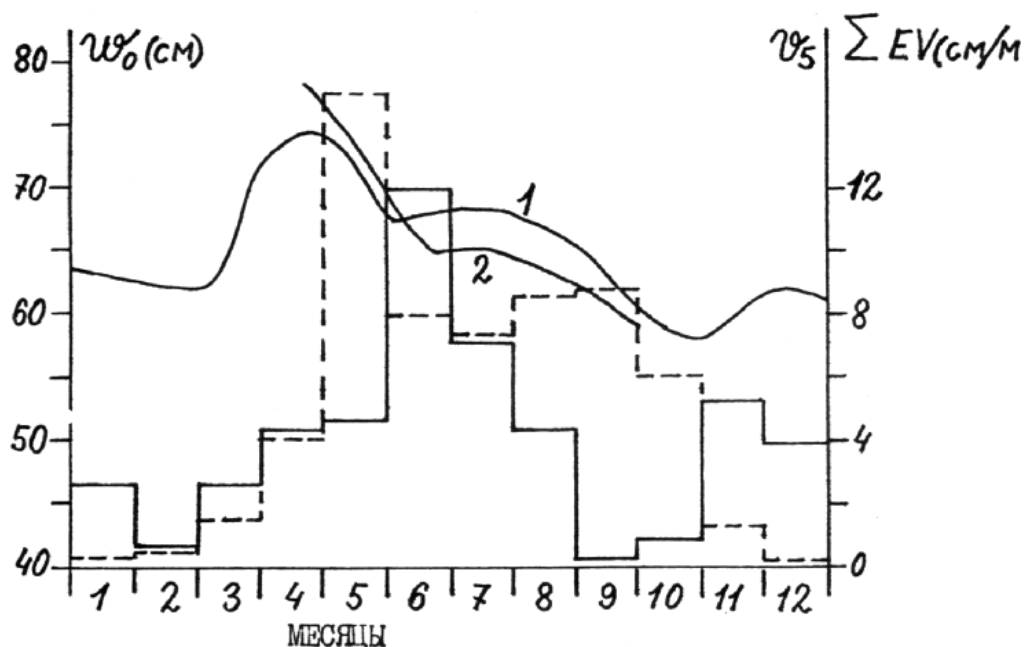




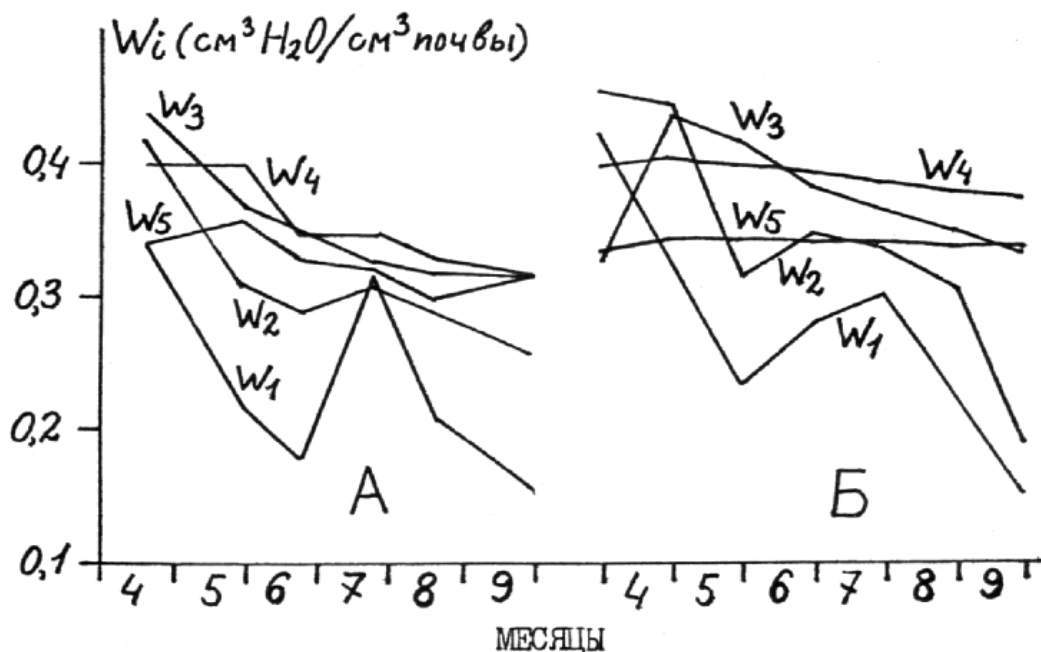


Данные полевых измерений температуры темно-серой лесной почвы в снытевой дубраве (Молчанов, 1975).

Приложение 4



Динамика запаса влаги в 2-х метровом слое почвы, 1949 г.
(1 - результаты моделирования; 2 - полевые данные (Зонн, 1959), $R_{\text{ср.}} = 0.037$;
- - - - расчетная месячная испаряемость; ——— - месячная сумма осадков, V_5)



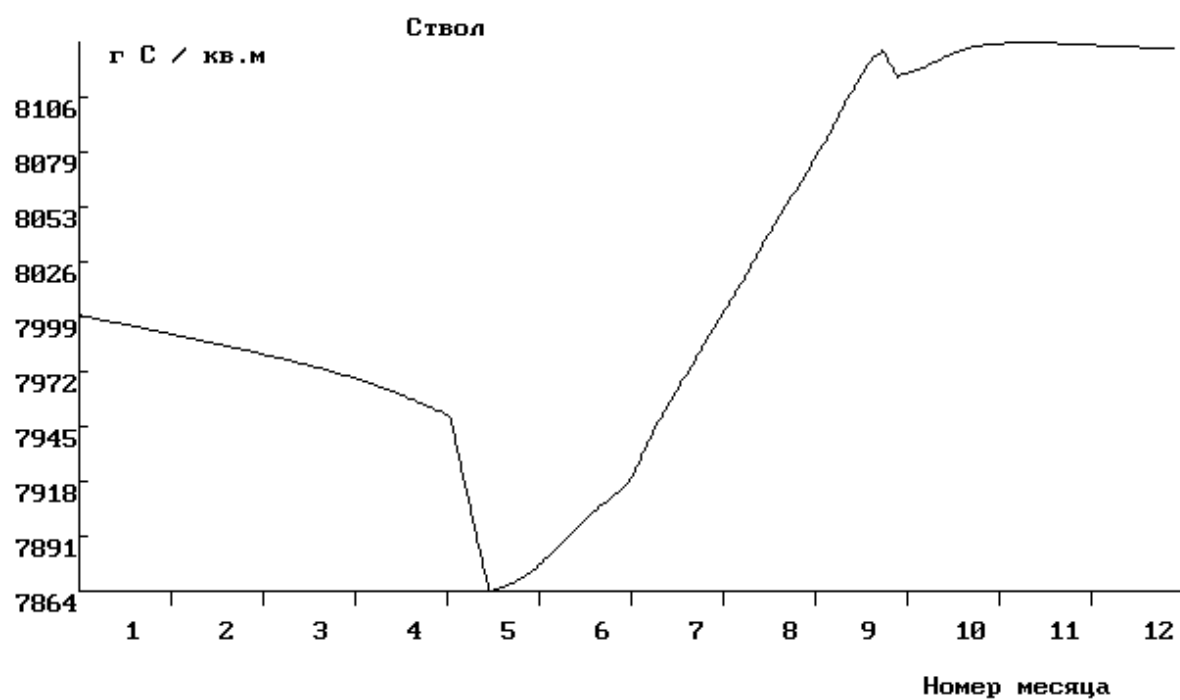
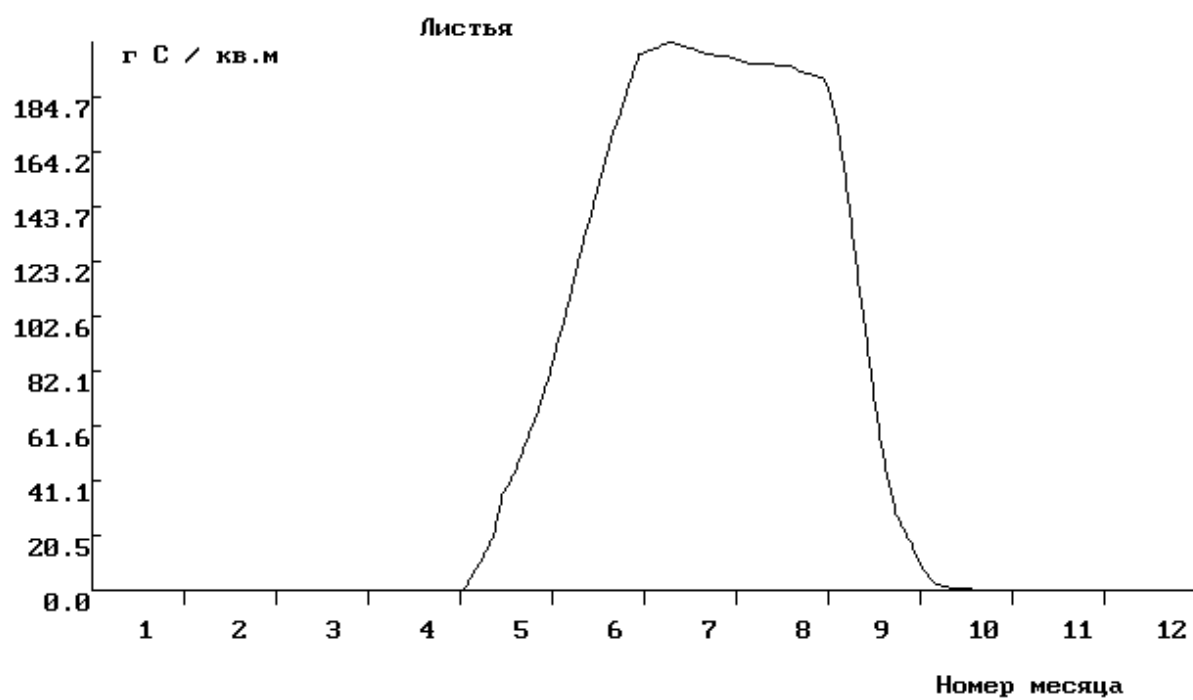
Динамика влажности горизонтов темно-серой лесной почвы в течение вегетационного периода 1949 г. (А - результаты моделирования; В - полевые данные (Зонн, 1959); $W_1 - A_1$;
 $W_2 - (A_1'' + A_1''')$; $W_3 - B_1$; $W_4 - B_2$; $W_5 - B_3$)

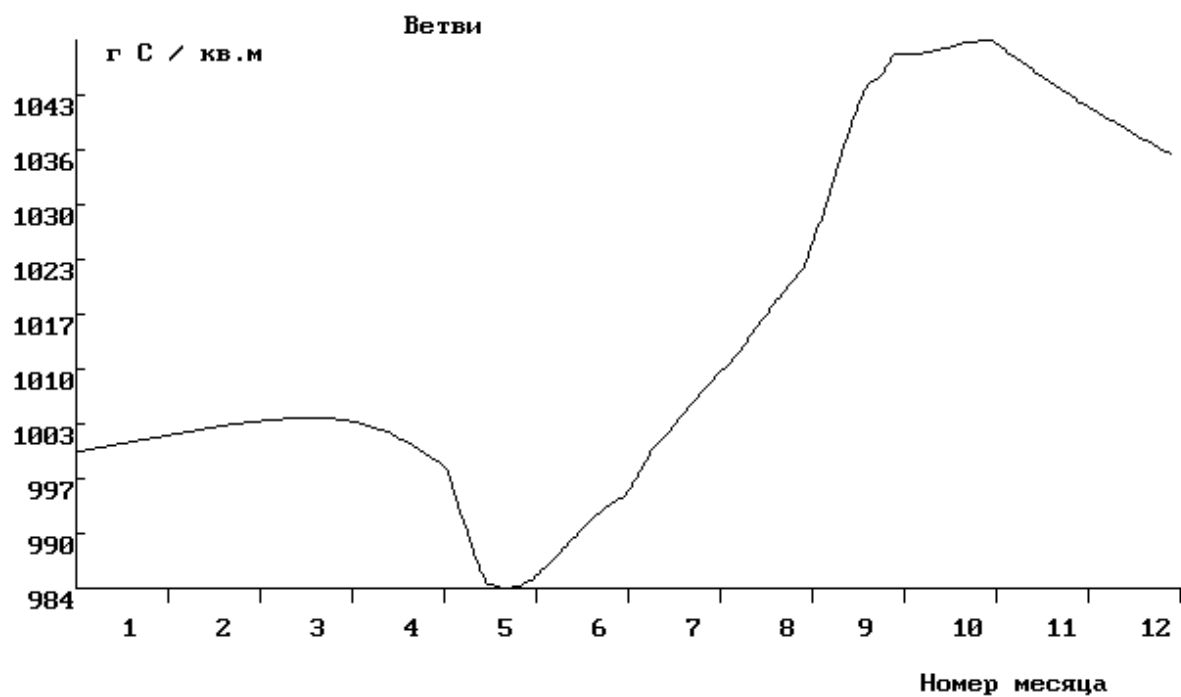
Приложение 5 Динамика запасов углерода в компонентах растительного покрова дубравы, рассчитанная с

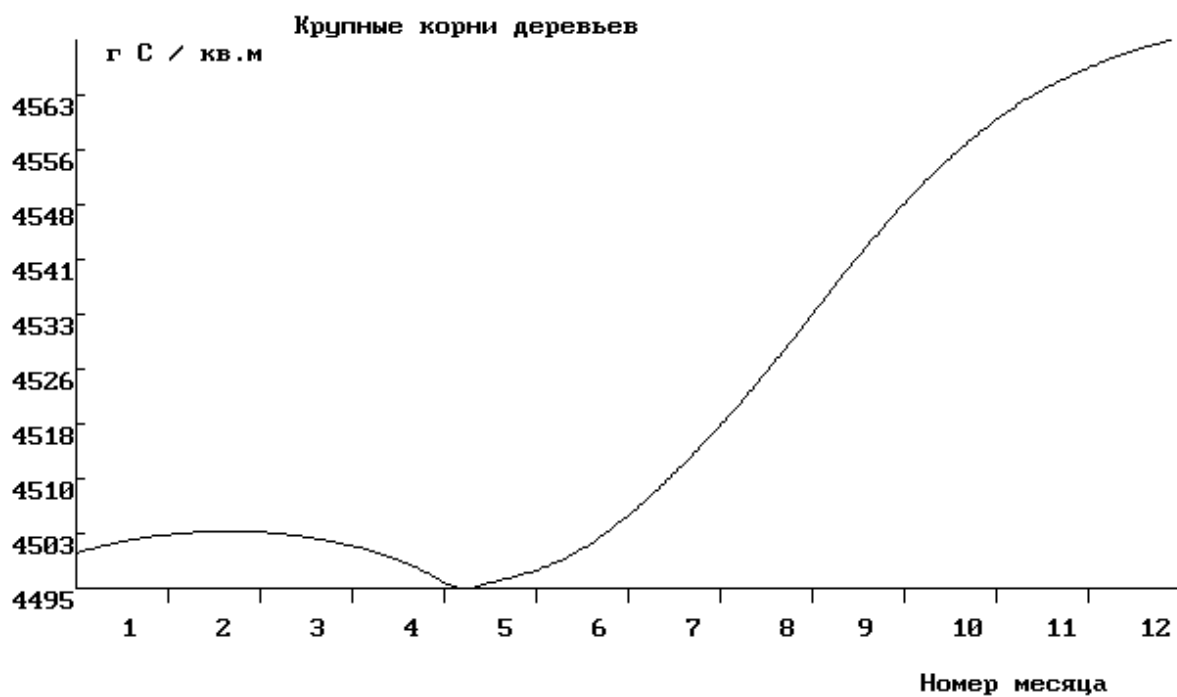
помощью модели.

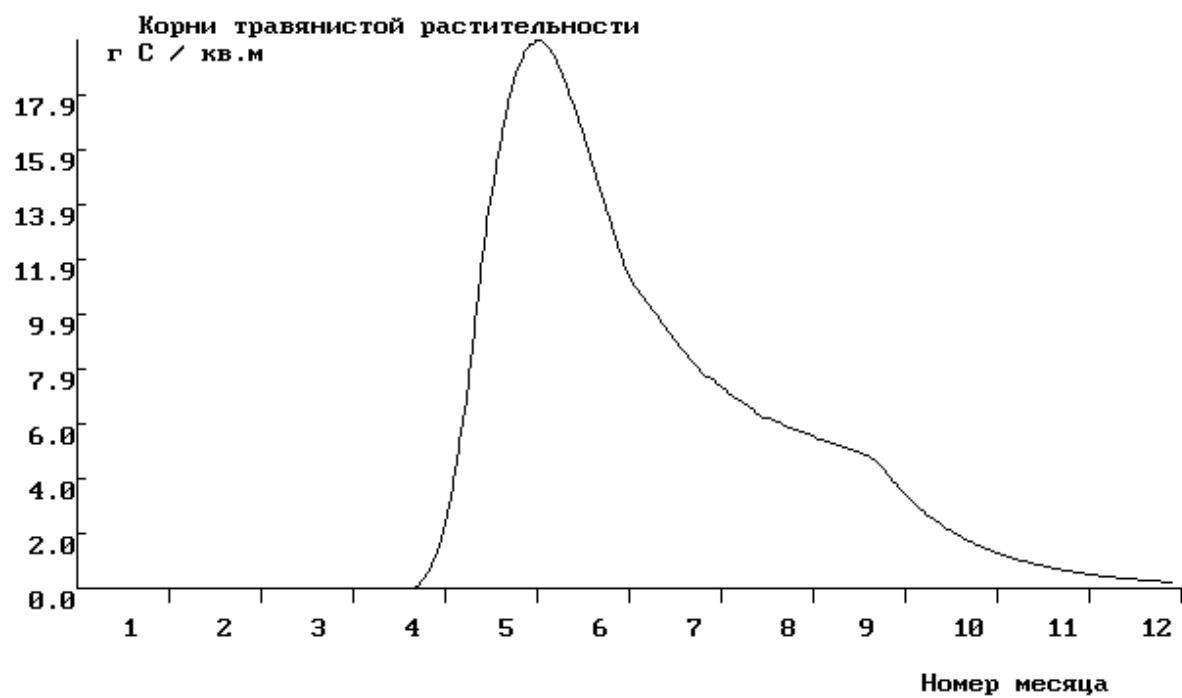
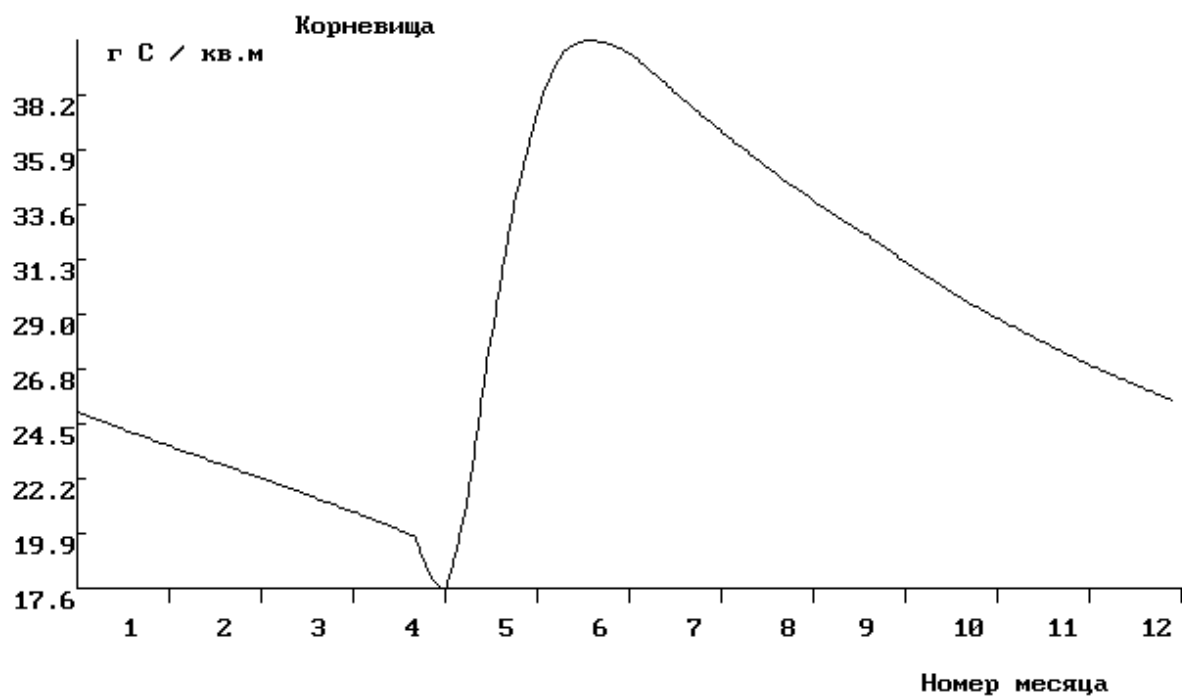
ДУБ														СНЫТЬ		
месяц	X2	X3	X4	X6	X7	X8	X9	X10	R1	R2	R3	R4	R5	Y2	Y3	Y4
1	0	995	7997	2001	1001	500	551	450	14.9	10.4	5.2	8.9	5.4	0	23.7	0
2	0	991	7994	2000	1001	500	552	450	11.4	7.9	3.95	6.76	4.33	0	22.5	0
3	0	984	7989	1999	1001	500	551	450	8.4	5.9	2.9	5	3.4	0	21.2	0
4	0	973	7978	1996	1000	500	551	450	6.4	4.4	2.2	3.7	2.6	4.7	18.1	1.9
5	87.6	962	7896	2000	1000	500	552	451	70.2	15.6	7.9	6.1	3.8	61.1	37	19.5
6	208.1	973	7920	2005	1001	501	552	451	74.9	29.3	15.9	10.2	4.7	60.3	39	11
7	204.7	996	8002	2009	1003	503	553	451	68.3	34	25.2	20.7	8.2	41.5	35.8	6.6
8	185.9	1019	8080	2014	1005	506	555	452	61.2	35	22.9	29.1	14.2	28	33	5.1
9	7.9	1044	8125	2018	1008	508	559	453	47.9	28.8	18.1	26.2	16.2	0	30.6	3.1
10	0.1	1044	8137	2021	1010	510	561	455	35.2	21.1	13.3	19.3	12.1	0	28.4	1.2
11	0	1036	8136	2023	1012	511	563	455	26.3	15.7	9.9	14.3	9.2	0	26.7	0.5
12	0	1029	8133	2025	1013	512	564	456	19.5	11.7	7.3	10.6	7	0	25.2	0.2

Приложение 6









Приложение 7

Д1, автоморфный ландшафт, прогноз на 20 лет

Вертикальное распределение ^{137}Cs в почве (% от общего загрязнения)

Год:	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Ао	97.11	93.70	90.35	87.11	83.99	80.98	78.08	75.28	72.58	69.98
0-1	2.43	4.77	6.68	8.22	9.46	10.46	11.25	11.88	12.36	12.73
1-2	0.40	1.20	2.12	3.05	3.93	4.74	5.46	6.10	6.64	7.11
2-3	0.05	0.26	0.62	1.08	1.61	2.18	2.74	3.29	3.81	4.29
3-4	0.01	0.05	0.17	0.37	0.64	0.98	1.36	1.78	2.20	2.62
4-5	0.00	0.01	0.04	0.12	0.24	0.41	0.63	0.89	1.19	1.51
5-6	0.00	0.00	0.01	0.03	0.08	0.17	0.29	0.45	0.65	0.88
6-7	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.06	0.12	0.21	0.32	0.47
7-8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.05	0.09	0.15	0.23
8-9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.06	0.11
9-10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.05
10-11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02
11-12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
12-13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
13-14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
14-15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Год:	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Ао	67.47	65.05	62.72	60.47	58.31	56.22	54.21	52.27	50.41	48.61
0-1	12.99	13.17	13.27	13.31	13.30	13.24	13.14	13.01	12.85	12.67
1-2	7.50	7.82	8.07	8.27	8.42	8.52	8.59	8.61	8.61	8.58
2-3	4.72	5.11	5.45	5.75	6.00	6.21	6.38	6.51	6.61	6.68
3-4	3.03	3.43	3.79	4.13	4.43	4.71	4.94	5.15	5.32	5.47
4-5	1.85	2.19	2.52	2.85	3.16	3.45	3.71	3.96	4.18	4.37
5-6	1.14	1.42	1.72	2.03	2.33	2.63	2.92	3.20	3.46	3.70
6-7	0.65	0.86	1.10	1.35	1.62	1.90	2.18	2.46	2.73	3.00
7-8	0.35	0.48	0.65	0.84	1.05	1.28	1.53	1.78	2.04	2.30
8-9	0.17	0.25	0.36	0.49	0.64	0.82	1.01	1.22	1.44	1.68
9-10	0.08	0.12	0.19	0.27	0.37	0.49	0.63	0.79	0.97	1.16
10-11	0.03	0.06	0.09	0.14	0.20	0.28	0.37	0.48	0.61	0.76
11-12	0.01	0.02	0.04	0.07	0.10	0.15	0.21	0.28	0.37	0.48
12-13	0.00	0.01	0.02	0.03	0.05	0.07	0.11	0.15	0.21	0.28
13-14	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.04	0.05	0.08	0.12	0.16
14-15	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.03	0.04	0.06	0.09

Содержание Cs-137 в 16-ти верхних слоях - 3.72 Ки/кв.км

Вышло за пределы рассматриваемой толщи - 0.01 Ки/кв.км

ДЗ, гидроморфный ландшафт, прогноз на 20 лет

Вертикальное распределение ^{137}Cs в почве (% от общего загрязнения)

Год:	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Ао	94.87	88.96	83.31	78.04	73.18	68.77	64.85	61.43	58.49	55.99
0-1	2.84	5.12	6.84	8.06	8.89	9.45	9.80	10.01	10.13	10.20
1-2	1.29	2.60	3.59	4.31	4.81	5.15	5.37	5.51	5.60	5.65
2-3	0.58	1.40	2.08	2.61	3.00	3.28	3.47	3.60	3.69	3.75
3-4	0.26	0.82	1.38	1.85	2.23	2.51	2.72	2.87	2.97	3.05
4-5	0.11	0.49	0.96	1.40	1.78	2.09	2.32	2.49	2.62	2.72
5-6	0.04	0.28	0.66	1.07	1.45	1.77	2.02	2.22	2.38	2.50
6-7	0.02	0.15	0.43	0.77	1.10	1.40	1.66	1.86	2.02	2.15
7-8	0.01	0.09	0.29	0.59	0.92	1.23	1.51	1.74	1.93	2.09
8-9	0.00	0.04	0.19	0.44	0.75	1.07	1.36	1.62	1.84	2.02
9-10	0.00	0.02	0.12	0.31	0.59	0.90	1.20	1.48	1.73	1.94
10-11	0.00	0.01	0.07	0.22	0.45	0.74	1.04	1.34	1.60	1.84
11-12	0.00	0.00	0.04	0.14	0.33	0.59	0.88	1.18	1.47	1.72
12-13	0.00	0.00	0.02	0.09	0.24	0.46	0.73	1.03	1.32	1.60
13-14	0.00	0.00	0.01	0.06	0.16	0.35	0.59	0.87	1.17	1.46

14-15	0.00	0.00	0.01	0.03	0.11	0.26	0.47	0.73	1.03	1.32
-------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

Год:	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Ао	53.89	52.12	50.63	49.39	48.35	47.47	46.72	46.10	45.56	45.11
0-1	10.23	10.25	10.25	10.24	10.24	10.23	10.22	10.22	10.21	10.21
1-2	5.69	5.70	5.71	5.72	5.72	5.72	5.72	5.72	5.72	5.72
2-3	3.79	3.82	3.84	3.85	3.86	3.87	3.88	3.89	3.89	3.89
3-4	3.11	3.15	3.18	3.21	3.23	3.24	3.26	3.27	3.27	3.28
4-5	2.80	2.85	2.90	2.94	2.96	2.99	3.01	3.02	3.04	3.05
5-6	2.59	2.66	2.72	2.77	2.81	2.84	2.86	2.88	2.90	2.92
6-7	2.25	2.33	2.39	2.44	2.49	2.52	2.55	2.58	2.60	2.62
7-8	2.21	2.31	2.39	2.45	2.51	2.55	2.59	2.62	2.65	2.67
8-9	2.17	2.29	2.39	2.47	2.54	2.59	2.64	2.68	2.71	2.74
9-10	2.11	2.25	2.37	2.47	2.56	2.63	2.68	2.73	2.77	2.81
10-11	2.04	2.21	2.35	2.47	2.57	2.65	2.72	2.78	2.83	2.88
11-12	1.95	2.14	2.31	2.45	2.57	2.67	2.76	2.83	2.89	2.94
12-13	1.85	2.07	2.26	2.42	2.56	2.68	2.78	2.87	2.94	3.00
13-14	1.73	1.97	2.19	2.38	2.54	2.68	2.80	2.90	2.98	3.06
14-15	1.61	1.88	2.11	2.32	2.51	2.67	2.80	2.92	3.02	3.11

Содержание Cs-137 в 16-ти верхних слоях - 2.16 Ки/кв. км

Вышло за пределы рассматриваемой толщи - 1.89 Ки/кв.км

Приложение 8

Динамика распределения Cs-137 по компонентам лесного биогеоценоза с июля 1987 г. по июль 1992 г. в ближней (Б) и дальней (Д) частях 30-км зоны (Ново-Шепеличское и Дяткинское лесничества), % от суммарного запаса Cs-137 в биогеоценозе.

Год	Хвоя, ли- стья	Древесина ствола	Кора	Ветви	Вся надземная фитомасса	Почва (0-15 см)
	Б / Д	Б / Д	Б / Д	Б / Д	Б / Д	Б / Д
1987	0.07/0.85	0.03/1.45	0.17/2.9	0.04/2.81	0.31/8.01	99.69/91.99
1988	0.03/0.92	0.03/0.77	0.16/2.9	0.02/1.4	0.24/5.99	99.76/94.01
1989	0.18/0.51	0.18/0.71	0.18/3.48	0.06/1.18	0.62/5.88	99.38/94.12
1990	0.28/0.22	0.74/0.41	0.54/3.06	0.15/1.04	1.71/4.73	98.29/95.67
1991	0.27/0.09	0.43/0.35	0.31/2.17	0.09/0.42	1.09/3.03	98.91/96.97
1992	0.11/0.08	0.35/0.27	0.16/2.31	0.06/0.29	0.68/2.96	99.32/97.04

Приложение 9

Динамика содержания ^{137}Cs в хвое сосны в 1989 - 1990 гг. (в числителе - нКи/кг, в знаменателе - %)

Участок, шифр	Отбор проб в 1989 г.		Отбор в 1990 г.	
	Хвоя 1986-1987 гг.	Хвоя 1988 г.	Хвоя 1989 г.	Хвоя 1990 г.
Лелевское лесничество, К5	360/52	350/74	1200/84	2100/88
Чистогаловка, Ч1:				
сосна молодая	160/59	180/63	590/84	-
сосна старая	120/70	130/67	430/84	-
Н.Шепеличи, Ш2	80/57	-	260/84	330/87
Чистогаловка, Ч2	94/76	86/79	330/84	850/88

Приложение 10

Относительное содержание ^{137}Cs в ассимилирующих органах, древесине и внутренней коре березы и дуба в ландшафтах Дитяткинского лесничества с разной степенью гидроморфности (за единицу принята концентрация в элювиальном ландшафте).

Тип ландшафта, участок	Листва, хвоя		Древесина ствола		Кора внутренняя	

	1989 г.	1990 г.	1989 г.	1990 г.	1989 г.	1990 г.
Береза						
Элювиальный, Д1	1	1	1	1	1	1
Транс-элювиальный, Д2	1.7	1.5	0.7	1.1	1.6	1.4
Аккумулятивный, Д3	10	26	3	11	4.7	12
Дуб						
Элювиальный, Д1	1	1	1	1	1	1
Транс-элювиальный, Д2	1.2	1.9	1.1	2.1	1.4	3.8

Приложение 11

Содержание ^{137}Cs в злаках и папоротниках в 1987-1993 гг.
(кБк/кг сухой массы/Ки/км²)

	Участок			
Год	Д1	Д2	Д3	Д4
Злаки (смесь разных видов)				
1989	0.89	1.33	14.1	33.7
1990	1	-	18.5	34
1991	1.07	-	17.4	40.7
1992	0.56	-	14.8	19.6
1993	0.34	-	11.5	-
Папоротники (смесь разных видов)				
1987	1.67	1.81	-	-
1988	0.51	0.78	21.3	-
1989	1.44	1.41	36.3	-
1990	0.89	-	59.2	-
1991	0.32	-	59.2	-
1992	0.48	-	40.7	-
1993	0.77	-	33.4	-

Влияние возраста сосны на содержание ^{137}Cs в структурных частях древостоя, кБк/кг абс.сухой массы

Год	Возраст	Хвоя		Древесина	Кора		Ветви	
		прирост текущего года	старая хвоя	ствола	наружная	внутренняя	крупные	мелкие
Чистогаловка, уч.1, 1989 г.								
1989	50-55	15.9	4.4	0.5	20.8	6.8	3.7	4.1
1989	15-20	21.8	5.9	1.3	22.8	12.2	23.3	7.4
Чистогаловка, уч.2, 1990 г.								
1990	50-55	31.5	10.4	2.4	27.0	22.6	4.1	9.3
1990	15-20	96.2	30.7	6.3	39.2	61.8	15.2	22.9