

ОПЫТ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ДИНАМИКИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Мамихин С.В.

Факультет почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
E-mail: lrad@soil.msu.ru

Поскольку важнейшей задачей радиоэкологии является прогнозирование поведения радионуклидов в экосистемах, основным типом моделей, используемых в этой области, – имитационные. По своим свойствам они наиболее отвечают объектам и целям радиоэкологических исследований, поскольку позволяют описывать действительные механизмы процессов, учитывать изменение внешних по отношению к моделируемому объекту условий и наиболее полно использовать всю имеющуюся информацию. В лаборатории радиоэкологии МГУ уже более 20-ти лет ведется работа по созданию и эксплуатации имитационных моделей динамики техногенных радионуклидов в растительном и почвенном покрове наземных экосистем. Практическое осуществление данной программы стала возможным благодаря разработке терминального доступа к ЭВМ БЭСМ-6 научно-исследовательского вычислительного центра МГУ и получило мощный стимулирующий импульс с появлением быстродействующих персональных компьютеров. Разработка моделей предварялась и сопровождалась накоплением информации в виде баз данных с последующим ее анализом с использованием специализированных пакетов статистической обработки и дополнительно разработанных оригинальных программ.

Первые, наиболее простые модели были построены для прогнозирования накопления радиоуглерода, поступающего в окружающую среду в результате выбросов атомных электростанций [1, 2, 3]. В рамках исследований экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС осуществлялась наработка алгоритмов описания поведения радиоактивных изотопов цезия и стронция в почве и растительном покрове наземных экосистем различных типов [4, 5, 6]. Алгоритмы моделей основаны в первую очередь на использовании аналогии в поведении изучаемых радионуклидов и их изотопных и химических аналогов, для которых накоплено значительно большее количество экспериментальной информации. Основным блоком всех моделей является блок динамики органического вещества, которое выступает в качестве фиксирующего субстрата для радиоактивных веществ.

Модели динамики ^{14}C

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

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

В качестве примера топологической структуры моделей приведем потоковую диаграмму динамики радионуклидов в экосистеме лиственного леса (рис. 1). В аналитической форме модели описываются системами дифференциальных уравнений первого порядка, составленных на основе балансовых соотношений. Функции переноса радиоуглерода представляют собой линейные уравнения. 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. Адекватность моделей обеспечивалась воспроизведением многолетней динамики стабильного углерода с привлечением данных о возрасте почв.

Условия поступления ^{14}C в атмосферу задавались в соответствии с прогнозируемой ситуацией (аварийный выброс, хроническое загрязнение и т.д.). В качестве примера прогностических возможностей приведем результаты расчета количественных характеристик накопления ^{14}C в компонентах экосистемы в условиях, когда в приземном слое атмосферы присутствует ^{14}C в постоянной концентрации, равной 1 Бк/г ^{12}C (табл. 1).

Таблица 1.

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 С			время накопления 50 и 99 % равновесного содержания ¹⁴ С, лет	
	Через 100 лет, Бк/м ²	при достижении равновесия			
		Бк/м ²	Бк/г ¹² С	t ₅₀	t ₉₉
Листва	54	54	1.0	<1 мес	вегетационный пе- риод
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 ₂ B	20	470	0.781	1250	8250

Модели динамики ^{137}Cs и ^{90}Sr

Для решения задач долгосрочного прогнозирования поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr в растительном покрове лесных экосистем с различным гидрологическим режимом и интенсивности вертикальной миграции радионуклидов по профилю почвы и оценки возможности его проникновения в грунтовые воды создан банк соответствующих имитационных моделей.

Динамика по горизонтали в моделях не рассматривается, однако их можно использовать как структурные единицы для оценки пространственного перераспределения радионуклидов. Имитировалась ситуация загрязнения экосистем мелкодисперсными выпадениями с размером частиц меньше 10 мкм. Для калибровки и верификации моделей использовалась информация, полученная в процессе реализации программы исследований последствий аварии на Чернобыльской АЭС лабораторией радиоэкологии МГУ в 1986-1995 годах, данные зарубежных исследователей, полученные в рамках международной программы 1991 - 1995 годов, а также данные о распределении по компонентам древостоя продуктов глобального выпадения.

Общая структура моделей на примере модели радиоцезия представлена на рисунке 2. Входная переменная - поступление радиоактивных веществ из атмосферы. На рисунке 3 представлена топологическая структура почвенного субмодуля, включающего переменные:

P – суммарное содержание радионуклида в надземной фитомассе.

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

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

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

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

Под неподвижной формой содержания радионуклида подразумевалась такая форма, когда мигрант закреплен в корневых системах растений и в почвенно-поглощающем комплексе в результате корневого поглощения, адсорбции, ионного обмена и осаждения в составе органических и органо-минеральных комплексов или илистых частиц, задержанных почвой при лессиваже. Все остальное считалось подвижной формой.

Алгоритм растительного субмодуля характеризуется следующим:

1) Содержание радионуклида 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, для ^{90}Sr - кальций).

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

На рисунке 4 представлена структура субмодуля, воспроизводящего динамику рассматриваемых радионуклидов в древесной растительности. В него включены следующие переменные состояния:

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 – ассимилирующие органы; 3 - ветви; 4w - древесина ствола; 4b - кора ствола; r - корни крупные; rsm - корни мелкие.

Определение параметров моделей проводилось методом итераций (последовательных приближений) с привлечением как данных лаборатории радиоэкологии МГУ, так и информации, опубликованной другими исследователями. Для разносторонней проверки модели использовались независимые данные, например информация, полученная в Оак-Ридже (Табл. 2).

Таблица 2

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

Компонент:	Оак-Ридж, 30 лет после загрязнения [7]	Модель (30 лет)
листья	2.7	3.3
ветви	22.6	29.7
ствол	74.7	67

Следует отметить, что поскольку исходных данных по радиостронцию, который выпал в результате аварии на ЧАЭС было гораздо меньше, чем данных по радиоцезию, основой для моделей динамики ^{90}Sr послужили кыштымские данные. Это снижает надежность прогноза поведения черномыльского радиостронция, поскольку свойства почв регионов выпадения значительно различаются. В связи с этим в данной статье приводим прогноз только для ^{137}Cs .

На рисунке 5 представлена динамика содержания ^{137}Cs в компонентах древостоя лесных экосистем, рассчитанная моделью на 20 лет после выпадения. С помощью моделей был проведен ряд численных экспериментов. В качестве иллюстрации на рисунке 6 представлен прогноз динамики содержания ^{137}Cs в фитомассе лесных ландшафтов в гипотетической ситуации повторения аналогичного выпадения через 10 лет после Чернобыльской аварии.

При отработке различных вариантов почвенного субмодуля, было обнаружено, что при использовании наиболее распространенного алгоритма, при котором основными процессами миграции радионуклидов считаются конвективный перенос и диффузия, не удается отразить быстрое появление значимых количеств ^{137}Cs в средней и нижней части рассматриваемого профиля, которое регистрировалось при проведении полевых исследований. Уменьшение шага модели также не позволило отразить этот феномен. Было сделано предположение, что конвективному и диффузионному переносу ^{137}Cs препятствует фиксация его в почвенно-поглощающем комплексе в верхней части профиля, что позднее было подтверждено лизиметрическими исследованиями, которые проводились на данных участках [8]. Это позволило сделать вывод, что в рассматриваемых 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. Разработка и применение алгоритма, учитывающего данные предпосылки, позволили получить адекватное описание вертикальной миграции ^{137}Cs в почве.

С помощью моделей удалось количественно оценить влияние лесной подстилки на интенсивность миграции ^{137}Cs по профилю почвы. Вынос за пределы рассматриваемой 15-сантиметровой толщи автоморфных лесных почв с подстилкой по расчетам на модели составил за 10 лет - 0% от первоначальной плотности загрязнения, за 20 лет - 0.17%, при удалении подстилки эти показатели составили 0.01% и 1.5 % соответственно. Вынос за пределы рассматриваемой 15-сантиметровой толщи гидроморфных лесных почв с ненарушенной подстилкой составил за 10 лет - 0.75%, за 20 лет - 32%, а при удалении подстилки эти показатели составили 43.6% и 73.5 % соответственно. На рис. 7 представлен прогноз вертикального распределения ^{137}Cs в почве автоморфного ландшафтов через 20 лет после выпадений при ненарушенном профиле почвы и при проведении контрмер по снижению радиационного фона путем удаления лесной подстилки.

Получена также количественная оценка роли корневых систем в перераспределении радионуклидов в экосистемах. Так, например, согласно расчетам, максимальная интенсивность поступления ^{137}Cs (% от первоначальной плотности загрязнения в год) через корневую систему составила для элювиального ландшафта - 0.15, для аккумулятивного - 13, максимальная интенсивность выноса составила соответственно 0.14 и 1%. На рис. 8 представлена динамика этих процессов.

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

Вместе с тем модели данной версии имеют ряд недостатков. В моделях не рассматриваются внутригодовые процессы, оказывающие большое влияние на распределение радионуклидов в

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

Демонстрационные версии представленных выше моделей доступны пользователям радиоэкологической информационно-прогностической системы ЭКОРАД, интегрирующей информационные текстовые и графические материалы, базы радиоэкологических данных и банк моделей поведения радионуклидов в растительности и почве наземных экосистем [9].

Развитие моделей

В настоящее время разрабатывается новая версия моделей. Повышение мощности доступных вычислительных средств создало предпосылки для детализации рассмотрения изучаемых процессов, разработки и подключения блоков внутригодовой (сезонной) динамики метеопоказателей, температуры и влажности почвы, надземной и подземной фитомассы. Это позволит учесть влияние динамики распределения в почве сосущих корней, гидротермического режима почвы и варьирования климатических показателей на поведение радионуклидов. Использование высокопроизводительного компьютера позволит также более тесно интегрировать растительный и почвенный субмодули, что необходимо для адекватного моделирования биологической доступности радионуклидов.

Проводятся исследования по уточнению вклада конвективной и диффузионной составляющих в процессе миграции радионуклидов в почвах различной степени гидроморфности, что позволит повысить надежность моделей. Для повышения компетентности моделей предполагается адаптировать их к воспроизведению ситуаций крупнодисперсных выпадений (более 10 мкм). Дальнейшая универсализация моделей будет зависеть от наработки субмоделей воспроизведения внутригодовой динамики запасов органического вещества и калия в компонентах фитоценоза, и от успеха лабораторных исследований по определению количественных значений параметров моделей для различных типов почв.

Заключение

Математическое моделирование является в настоящее время одним из наиболее перспективных методов изучения и прогнозирования поведения радионуклидов в наземных экосистемах. Особый импульс развитию применения этого метода в радиоэкологии придала Чернобыльская авария. Было создано большое количество разнообразных математических моделей, воспроизво-

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

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

Существует ряд и других ключевых, на наш взгляд, проблем, с которыми сталкиваются радиоэкологи при создании моделей. Очень важным моментом является выбор подходов к моделированию поведения радионуклидов в наземных экосистемах. В последнее время, как показали результаты международного проекта ЕСР-5 “Поведение радионуклидов в природных и полуприродных экосистемах”, проводившегося в рамках Межправительственных соглашений между комиссией Европейского сообщества и странами СНГ по вопросам, связанным с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС (1991-1995 гг.), [10] и результаты программы BIOMASS (BIOSphere Modeling and ASsessment programme), проводившейся под эгидой МАГАТЭ [11], существует тенденция к использованию в радиоэкологическом моделировании алгоритмов, основанных на таких параметрах поведения радионуклидов в экосистемах, как коэффициенты перехода радионуклида из почвы в растения (Transfer Factor или TF) и период полувыведения радионуклида из какого-либо компонента или полупребывания в нем (Half-Time или HT).

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

HT, которые столь же тесно связаны с вышеперечисленными показателями, является к тому же очень грубой оценкой поведения радионуклидов. В таких сложных системах, как лесные, между двумя компонентами могут существовать потоки с противоположной направленностью. При

расчете НТ обычно учитывается только разность этих потоков. Все это сводит практически до нуля ценность использования параметров НТ при построении моделей.

Предложения использовать НТ при создании и верификации моделей представляется также весьма проблематичным. Гораздо надежнее, как нам кажется, использовать для определения параметров моделей прямые экспериментальные данные или оценки, полученные на основании данных по многолетней динамике загрязнения компонентов экосистем с помощью самих математических моделей методом итераций. При этом функции отображения процессов миграции радионуклидов в экосистемах должны включать в себя не опосредованные и ненадежные показатели, такие, как ТФ и НТ, а прямые зависимости биологической доступности радионуклидов от определяющих ее почвенных и фитоценоотических факторов.

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

С нашей точки зрения, основными целями в радиоэкологии, которые могут быть реализованы с помощью математического моделирования, были и остаются исследование количественных закономерностей и прогнозирование поведения радионуклидов в компонентах наземных экосистем различного типа. Для достижения данных целей должны быть решены следующие задачи:

- усовершенствование алгоритмов воспроизведения миграции радионуклидов в почве, процессов, обуславливающих биологическую доступность радионуклидов, и процессов их перераспределения в растительном покрове;
- разработка банка моделей по основным типам экосистем;
- верификация моделей на надежном исходном материале;
- разработка прогнозов для наиболее вероятных ситуаций радиоактивного загрязнения экосистем;
- интеграция моделей в географические информационные системы.

Основной проблемой математического моделирования поведения радионуклидов в экосистемах, как и моделирования объектов живой природы в целом, является отсутствие исчерпывающей информации. В данном случае получение необходимых надежных данных осложняется в первую очередь спецификой радионуклидов, как объекта исследования, что требует особой методики исследований и тщательной подготовки персонала. Сопряженной проблемой является разнородность информации, получаемой в ходе радиоэкологических исследований. К этому, например, приводит изменение методики ежегодного отбора проб, что делает даже надежную информацию непригодной к использованию при моделировании временной динамики. Решить эти проблемы можно путем использования методологии компьютеризации исследований, которая предполагает, что еще до начала сбора информации будут выработаны требования к ее унификации и обеспечена

возможность использования полученных в ходе полевых исследований данных при разработке математических моделей.

Библиографический список

1. Тихомиров Ф.А., Мамихин С.В. Математическая модель миграции С-14 в лиственных лесах на дерново-подзолистых почвах. // Экология, 1983, N3, с.42-46.
 2. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Математическое моделирование многолетней динамики органического углерода в черноземе типичном агроценоза. // Почвоведение, N8, 1984, с.98-102.
 3. 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, N4, с.13-18.
 4. Mamikhin S.V. Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil. // J. Environ. Radioactivity, 1995, Vol.28, No.2, pp. 161-170.
 5. Mamikhin S.V., Kliashtorin A.L. Mathematical model of Cs-137 dynamics in the deciduous forest. // J. Environ. Radioactivity, 1999, Vol. 47 , No.1 , pp. 101 - 114.
 6. Мамихин С.В. Математическая модель динамики Cs-137 в сосняках в условиях мелкодисперсных выпадений. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. 2000, Вып.1 (7), Житомир, Волинь, с. 16 - 22.
 7. 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.
 8. 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.
 9. Мамихин С.В. Компьютеризация экологических исследований. // Вестник РУДН, Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности, 2000, N4, с. 150 - 157.
 10. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental collaboration project No 5. Final Report, European Comission EUR 16531EN 1996, 147 p.
 11. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. BIOSphere Modelling and ASsesment programme. IAEA 2002, 110 p.
- G. Shaw, A. Venter, R. Avila , R. Bergman, A. Bulgakov, P. Calmon, S. Fesenko , M. Frissel, F. Goor, A. Konoplev, I. Linkov, S. Mamikhin , L. Moberg, A. Orlov, A. Rantavaara, S. Spiridonov, Y. Thiry Radionuclide migration in forest ecosystems - results of a model validation study. J. Environ. Radioactivity, 2005, Vol. 84 , pp. 285 - 296.
- Мамихин С.В.Опыт имитационного моделирования динамики техногенных радионуклидов в наземных экосистемах //Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин /Ред. Мигунов В.И., Трапезников А.В.. Вып.6. Заречный, 2005. С. 269 - 291.

Мамихин С.В., Кулигина Е.А., Хомяков Д.М. Компьютеризация исследований в экологии, почвоведении и агрохимии .М.: Издательство Московского университета, 2005, 100 с.

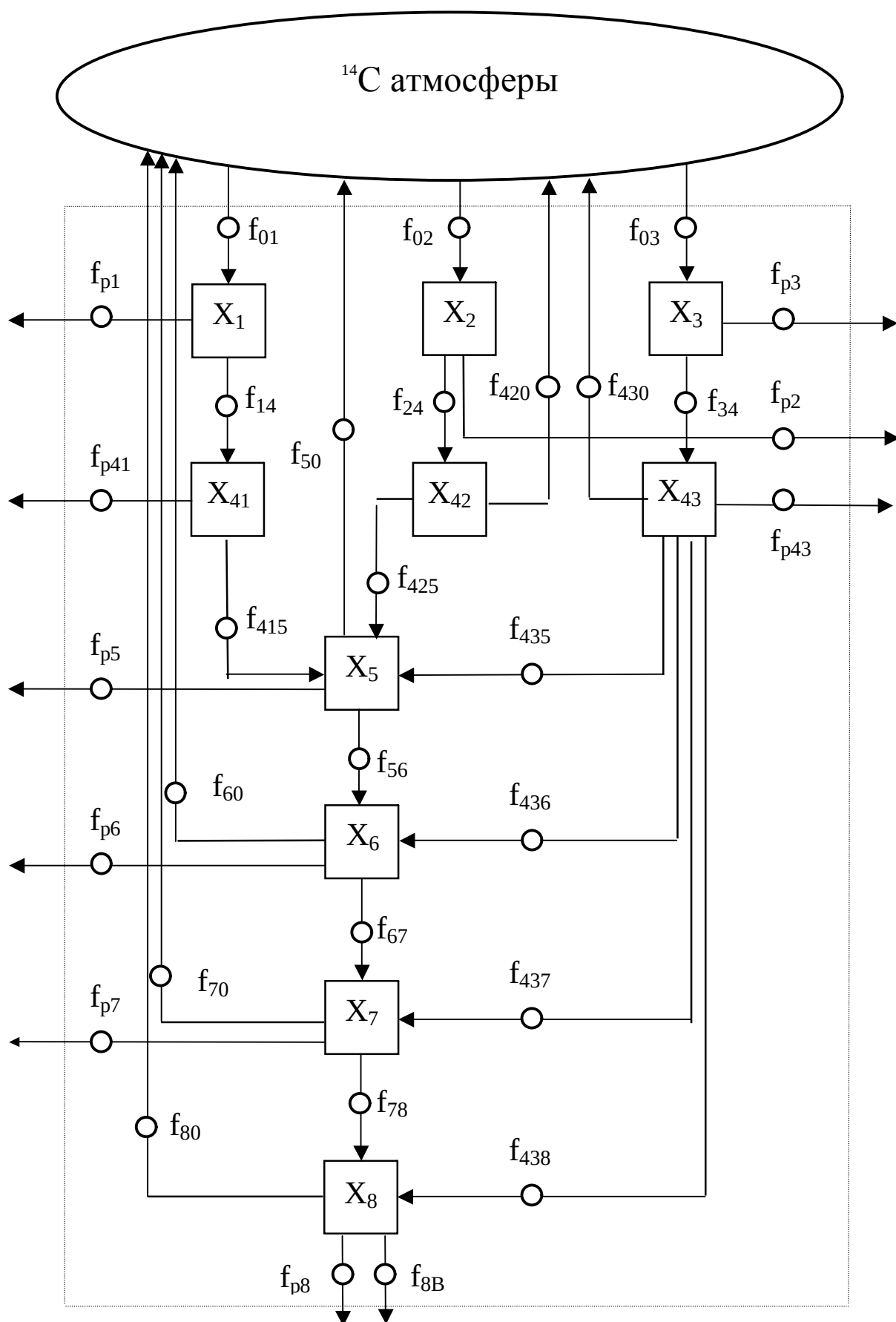


Рис. 1 Поток-диаграмма динамики ^{14}C в растительности и почве экосистемы лиственного леса

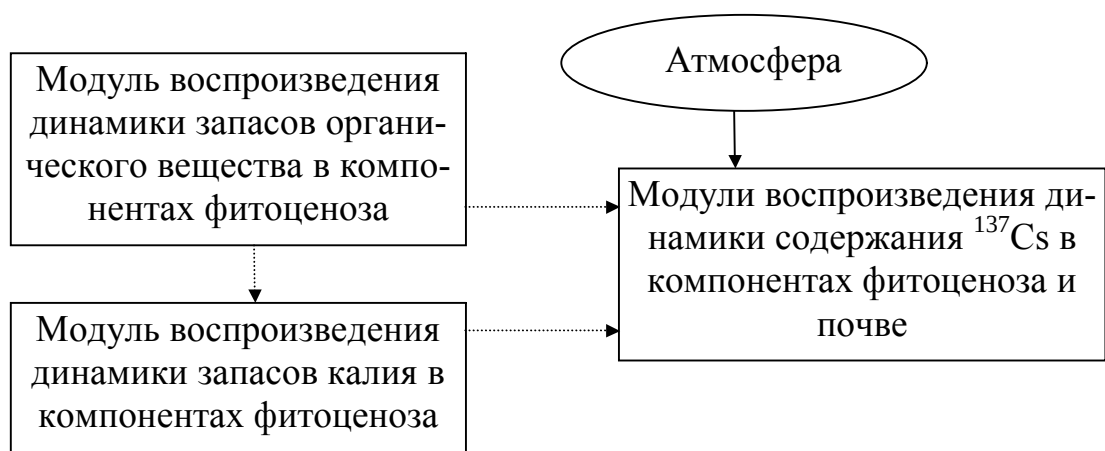


Рис. 2 Общая структура модели динамики радиоцезия в растительном покрове и почве наземной экосистемы

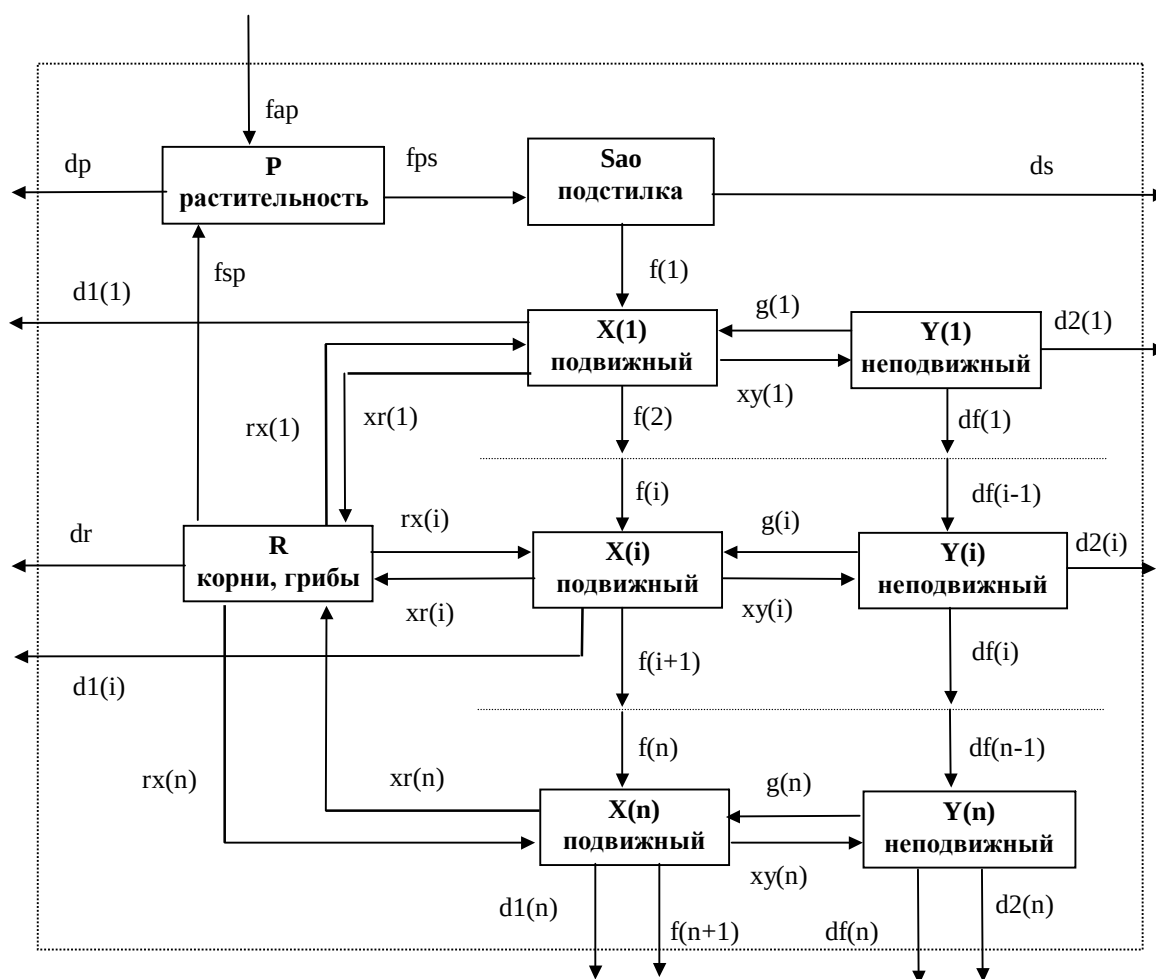


Рис. 3 Структура почвенного субмодуля

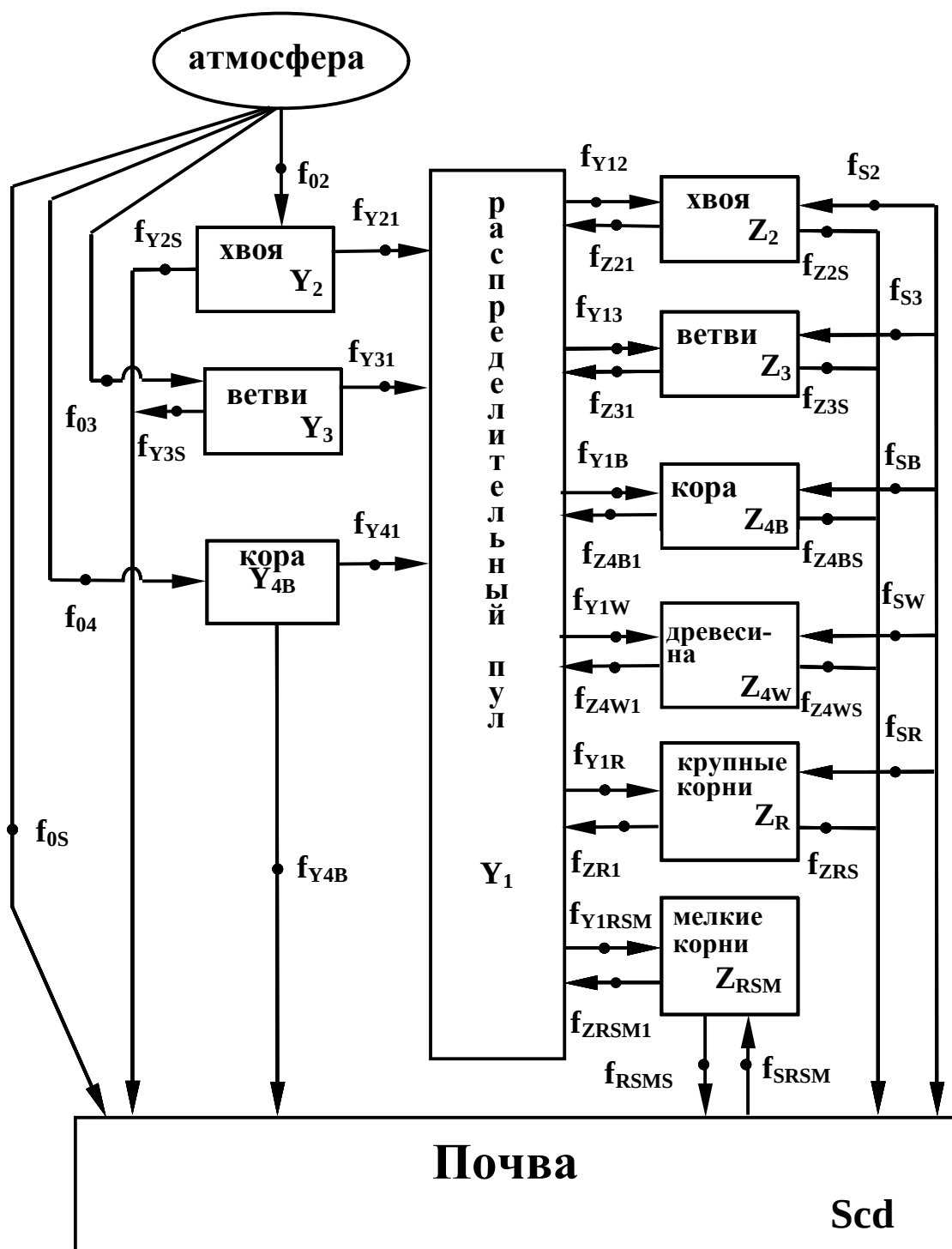


Рис. 4 Потокосная диаграмма динамики ^{137}Cs в компонентах сосняка.

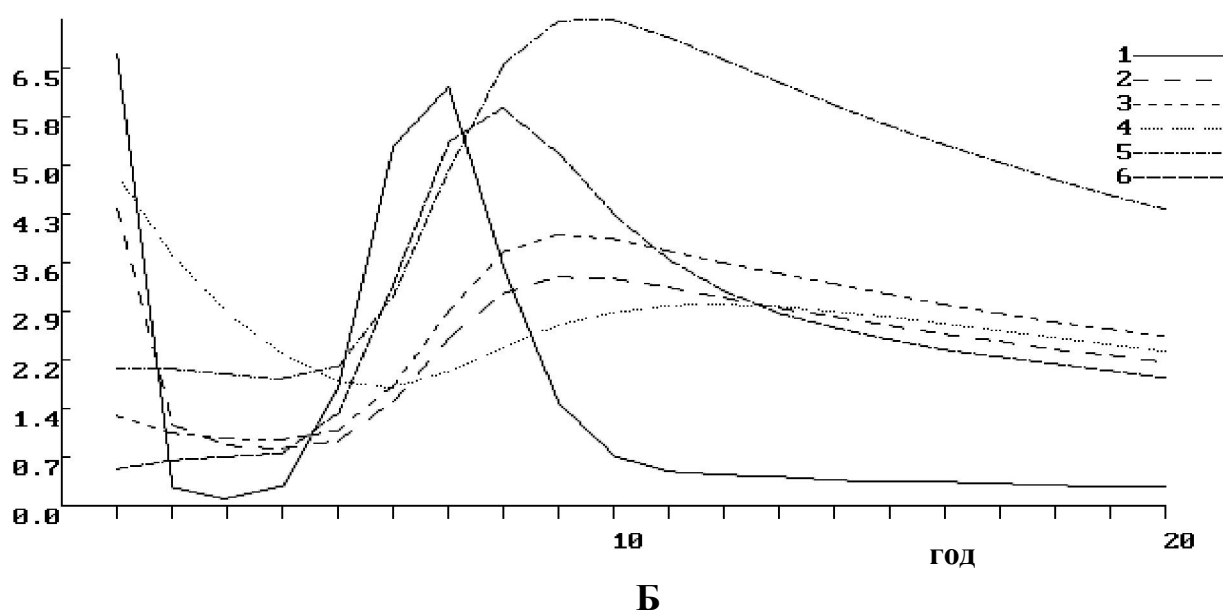
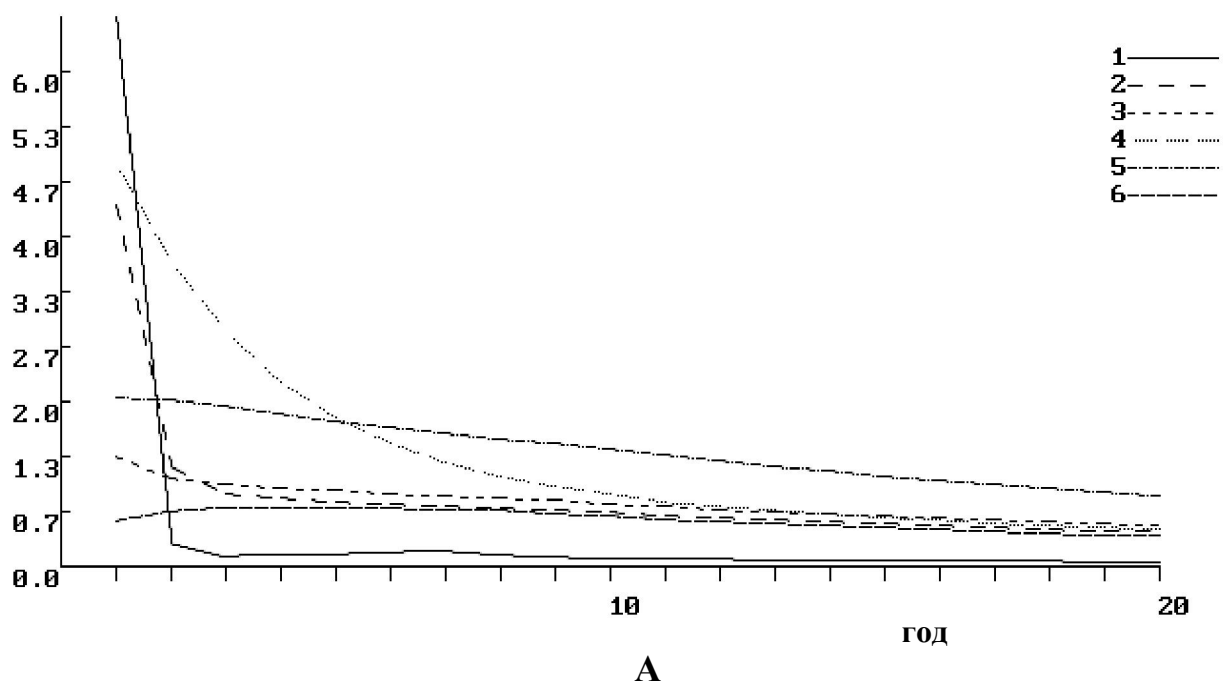


Рис. 5 Прогноз динамики содержания ^{137}Cs в компонентах древостоя автоморфного (А) и гидроморфного (Б) ландшафтов на 20 лет (1 – листья, 2 – ветви, 3 – древесина, 4 – кора, 5- крупные корни, 6 – мелкие корни).

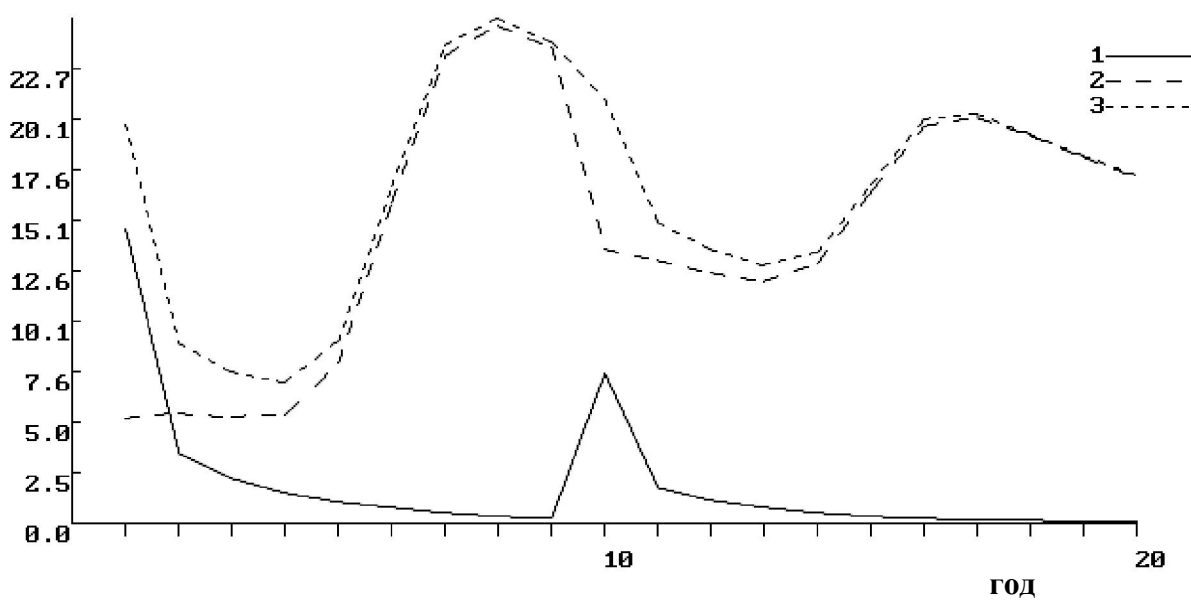
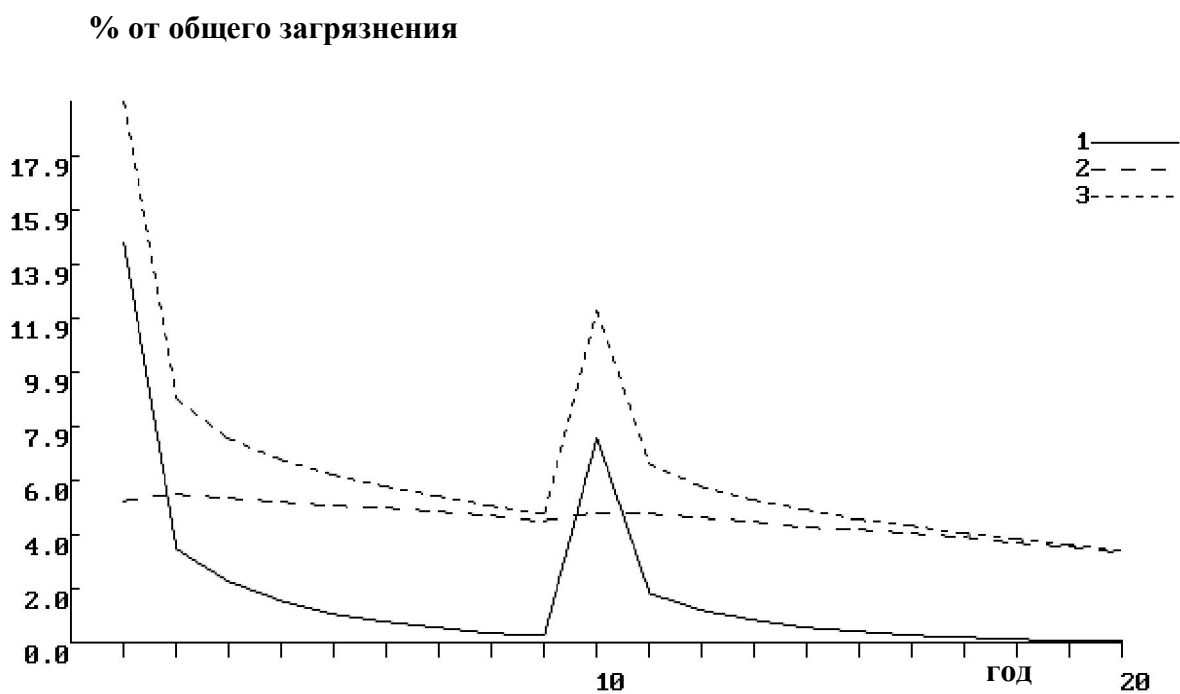
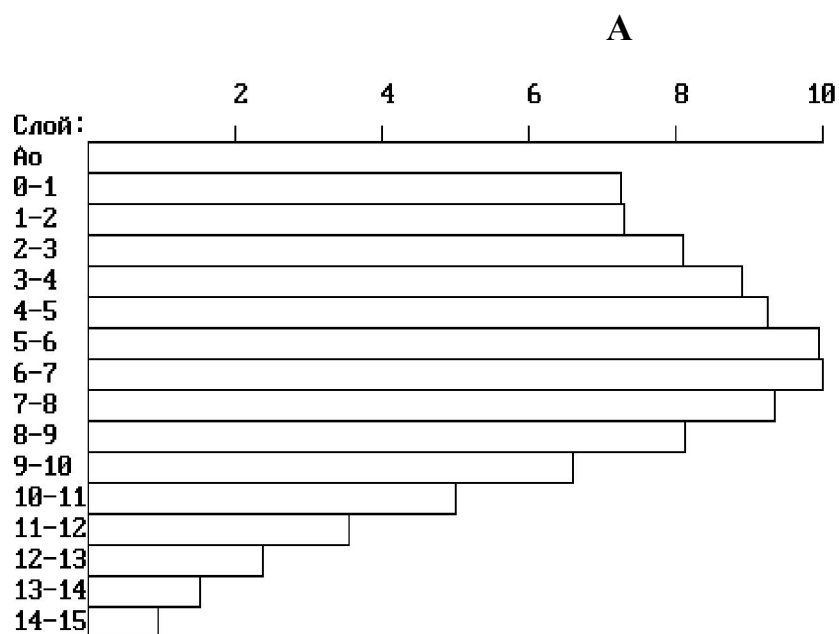
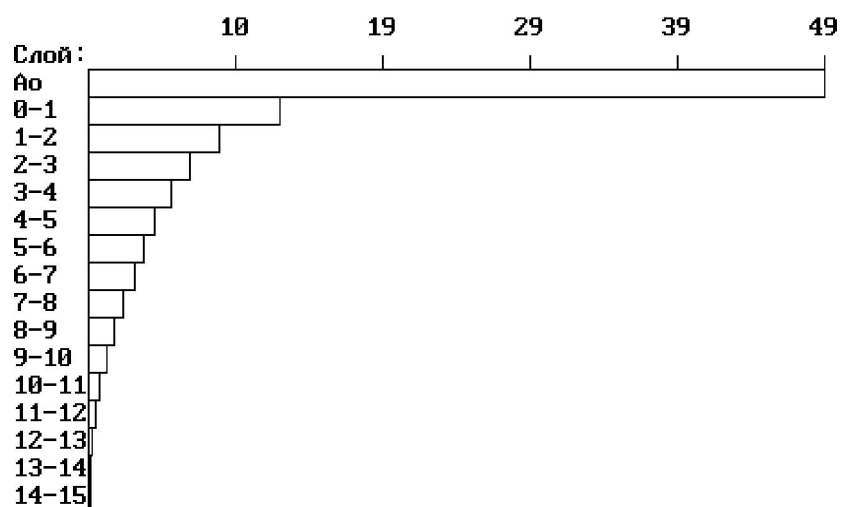
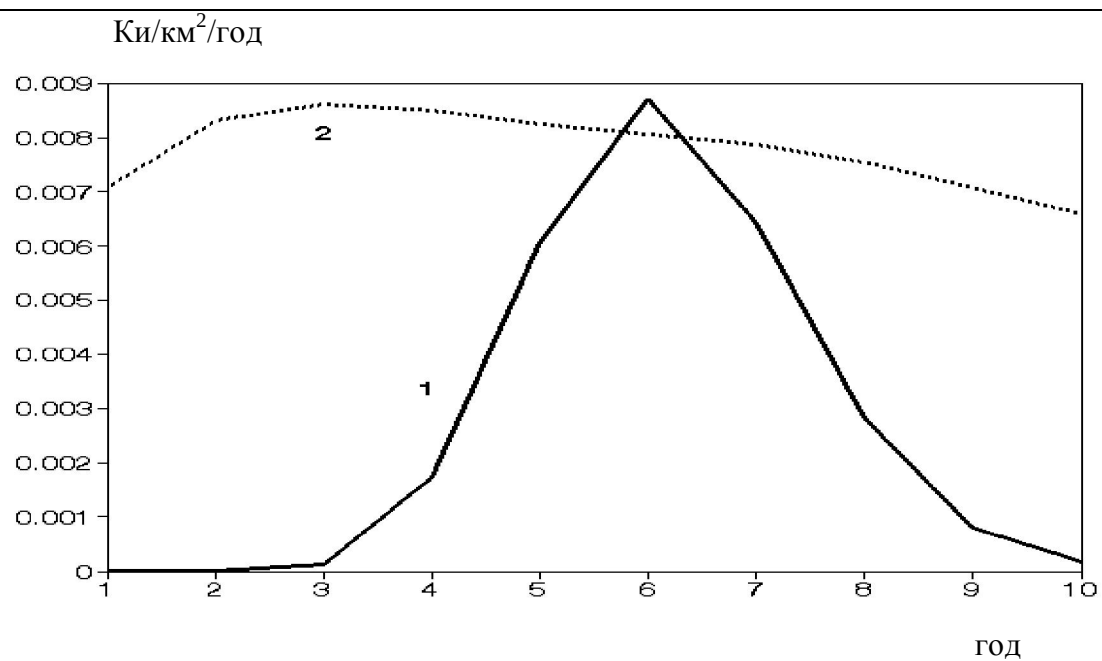


Рис. 6 Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs (% от общего загрязнения) в растительном покрове автоморфного (А) и гидроморфного (Б) ландшафтов для ситуации двукратного выпадения радиоактивных осадков (загрязнение: 1 - наружное, 2 - внутреннее, 3 - суммарное).

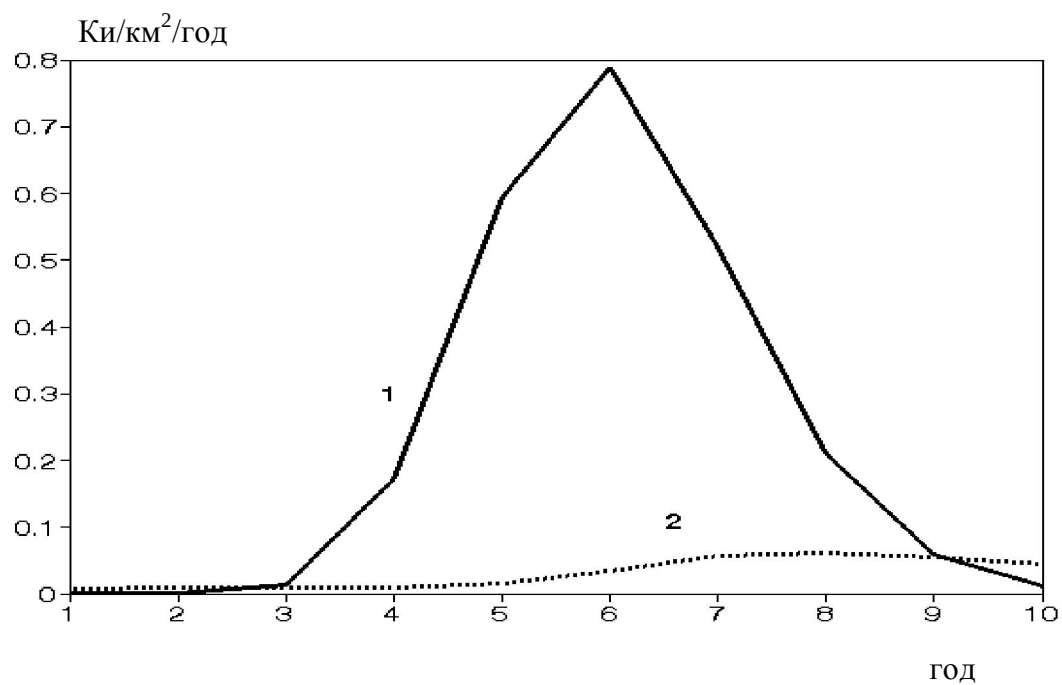


Б

Рис. 7. Прогноз на 20 лет вертикального распределения ^{137}Cs (% от суммарного загрязнения рассматриваемого профиля) в почве автоморфного ландшафта (А - профиль почвы не нарушен, Б - удалена подстилка)



А



В

Рис. 8 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).