

ИМИТАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ ПОВЕДЕНИЯ ^{90}Sr В ПОЧВЕ И ДРЕВЕСНОМ ЯРУСЕ
СОСНОВОГО ЛЕСА

С.В. Мамихин*, М.В. Никулина

*Факультет почвоведения Московского государственного университета им.**М.В.Ломоносова, Москва*

Разработана имитационная модель поведения ^{90}Sr в почве и древостое экосистемы соснового леса, которая была использована для проведения численных экспериментов по уточнению механизмов поведения ^{90}Sr в лесной экосистеме, а также для реконструкции ситуации загрязнения экосистемы сосняка на серых лесных почвах в результате Кыштымской аварии. Обсуждаются современные проблемы создания прогностических моделей динамики ^{90}Sr в лесных экосистемах.

Лесная экосистема, имитационное моделирование, ^{90}Sr , механизмы поведения

Известно, что массовое поступление наиболее опасных в биологическом аспекте техногенных радионуклидов – ^{137}Cs и ^{90}Sr в окружающую среду на территории нашей страны, в первую очередь, связано с двумя крупнейшими радиационными авариями – Кыштымской и Чернобыльской. Исследования экологических последствий аварии на ЧАЭС проводились в рамках международного сотрудничества, масштабно, с привлечением самых современных технологий. Так как при аварии на Чернобыльской АЭС ^{137}Cs в выбросе было в несколько раз больше, чем ^{90}Sr , а условия, при которых происходила авария, способствовали преимущественному загрязнению обширных территорий ^{137}Cs , то предпочтение отдавалось изучению поведения ^{137}Cs , в том числе и с использованием метода математического моделирования.

* Адресат для корреспонденции: 119992, Москва, Воробьевы Горы, МГУ им. М.В.Ломоносова, факультет почвоведения; тел.: (095) 939-50-09; e-mail: Lrad@soil.msu.ru

Кыштымская авария, напротив, сопровождалась массовым загрязнением окружающей среды ^{90}Sr . В свое время по результатам исследований экологических последствий аварии на Урале и экспериментов, проводившихся на загрязненных территориях, были построены математические модели динамики ^{90}Sr в компонентах лесных экосистем для прогнозирования с их помощью поведения данного радионуклида. В качестве примера могут служить модели миграции ^{90}Sr в березовых и сосновых лесах [1, 2]. Поскольку модели были аналитическими, это наложило жесткие ограничения на количество переменных состояния. Рассматривалась динамика удельной активности компонентов только надземной фитомассы. Воспроизведение поведения радионуклида в этих моделях осуществлялось без учета динамики фитомассы – важнейшего субстрата для закрепления радионуклидов. Функции переноса имели исключительно линейный характер. Проводить на подобных моделях какие-либо численные эксперименты было очень сложно. Тем не менее, работа над этими моделями сыграла важную роль в иницировании разработки имитационных моделей поведения радионуклидов в лесных экосистемах, что является актуальной задачей радиоэкологии.

В настоящее время появилась возможность, используя накопленный за прошедшее время опыт создания радиоэкологических моделей и современные вычислительные средства, разработать более адекватные модели воспроизведения поведения ^{90}Sr в лесных экосистемах. В данной статье рассматривается одна из подобных моделей. За основу был принят алгоритм, успешно использованный нами ранее при разработке модели воспроизведения поведения ^{137}Cs [3, 4], однако значительные различия в химических свойствах цезия и стронция и их поведении в системах типа “почва – растение” потребовали внесения столь же значительных изменений в алгоритм, предлагаемый для описания динамики содержания ^{90}Sr в основных компонентах древостоя и почве сосняка.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Объект моделирования – сосновый лес на суглинистых серых лесных почвах со слабо развитым напочвенным покровом. Модель является точечной, детерминиро-

ванной, описывает поведение ^{90}Sr в компонентах растительного покрова и почве с шагом по времени в 1 год.

Структура модели

Модель состоит из трех модулей, воспроизводящих динамику запасов органического вещества и кальция в компонентах фитоценоза и динамику содержания ^{90}Sr в компонентах фитоценоза и в почве (рис. 1).

Модули, описывающие динамику запасов органического вещества и кальция, включают в себя 6 переменных: хвоя, ветви, древесина и кора ствола, крупные и мелкие корни. Для каждого из рассматриваемых компонентов древостоя рассчитываются: годичный прирост – количество органического вещества, нарастающее за год; опад – количество органического вещества, заключенное в ежегодно отмирающих частях; запас органического вещества (в г абсолютно сухого вещества на м^2). Динамика запасов органического вещества воспроизводится в модели с учетом возрастного изменения продукционных характеристик древостоя. В зависимости от возраста древостоя на начало выпадений и срока прогноза могут использоваться различные методы расчета. В случае климаксной экосистемы величины запаса, прироста и опада приравниваются известным константам. Также для расчета могут использоваться регрессионные уравнения или внешние по отношению к данной модели подмодели динамики органического вещества.

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

Исходная информация, необходимая модели для описания динамики запасов органического вещества и кальция в фитоценозе, представляет собой данные различных исследователей, полученные для экосистем подобного типа [5–8].

В основу модуля воспроизведения динамики содержания ^{90}Sr в компонентах

растительного покрова и почве заложены следующие предпосылки:

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 ^{90}Sr в древостое подчиняется тем же закономерностям, что и поведение его химического аналога – кальция. Это относительная малоподвижность и слабая способность к реутилизации, закрепление в клеточных стенках в виде пектатов, образование кристаллов оксалата в листьях и одревесневших тканях, для надземной части – преимущественное отложение в ассимилирующих органах и коре ветвей и ствола деревьев [9,10].

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

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

Структура модуля представлена на рис. 2. В модуль включены следующие переменные состояния:

Растительность: Z_i – внутреннее загрязнение, Y_i – наружное загрязнение, E_i – суммарное загрязнение растительности; Scd – загрязнение почвы; Cd – суммарное загрязнение растительного и почвенного покрова. Индекс i соответствует следующим структурным частям растений: 1 – распределительный пул; 2 – хвоя; 3 – ветви; $4w$ – древесина ствола; $4b$ – кора ствола; r – корни крупные; rsm – корни мелкие. Распределительный пул – фиктивный компонент, содержание радионуклида в нем на конец года равно нулю, поскольку все содержимое пула распределяется по компонентам древостоя. Функции радиоактивного распада ^{90}Sr , содержащегося в компо-

нентах экосистемы, не указаны, чтобы не загромождать диаграмму.

В аналитическом виде модуль представляет собой систему из 11 конечно-разностных уравнений следующего вида:

Наружное загрязнение хвои, ветвей и коры:

$$\Delta Y_i = f_{0i} - f_{Yi1} - f_{YiS} \quad (1)$$

Распределительный пул:

$$\Delta Y_1 = f_{SP} + \sum_1^{k=6} f_{Zi1} + \sum_1^{k=3} f_{Yi1} - \sum_1^{k=6} f_{YiZi} \quad (2)$$

Внутреннее загрязнение хвои, ветвей, коры, древесины и крупных и мелких корней:

$$\Delta Z_i = f_{YiZi} - f_{Zi1} - f_{ZiS} \quad (3)$$

Почва:

$$\Delta S_{cd} = f_{0S} + \sum_1^{k=3} f_{YiS} + \sum_1^{k=6} f_{ZiS} - f_{SP} \quad (4)$$

Функции переноса

Все функции переноса, отражающие поступление ^{90}Sr на поверхность рассматриваемых компонентов наземной части древостоя, описываются уравнениями вида:

$$f_{0i} = a_j * (1 - sig(psize, 0, 1000)) * X_i * f_{inp} , \quad (5)$$

где f_{inp} – функция, отражающая годовую динамику поступления ^{90}Sr из атмосферы (в Бк/м²/год); X_i – фитомасса соответствующего компонента (в г/м²);

$(1 - sig(psize, 0, 1000))$ – функция зависимости удержания выпадений от размера частиц $psize$ (в мкм), a_j – компенсирующий коэффициент. Значения вспомогательной переменной $sig(a, b, c)$, заданной формулой:

$$sig = (a - b)^2 / (((c - b)/2 - b)^2 + (a - b)^2), \quad (6)$$

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

Принято, что выпадения, которые не были задержаны древостоем, поступают на поверхность почвы:

$$f_{0S} = f_{inp} - \sum_1^{k=3} f_{0i}. \quad (7)$$

Важнейшим аспектом круговорота химического элемента в наземных экосистемах является интенсивность его поглощения растениями из почвы, которая определяется биологической доступностью элемента. Поскольку в нашем распоряжении не было однозначных количественных данных по влиянию отдельных свойств данного типа почвы на биологическую доступность радиостронция, в рамках рассматриваемой модели принято, что биологическая доступность ^{90}Sr , содержащегося в почве, является интегральной функцией времени и физико-химических свойств данной почвы. Таким образом, функция поступления ^{90}Sr из почвы в растения описывается уравнением:

$$f_{SP} = am * BELL(ny, 0, 7, 100, 30) * Scd, \quad (8)$$

где am – коэффициент максимальной биологической доступности ^{90}Sr для данного типа почв. Переменная $BELL$, заданная кривой Пирсона I рода:

$$BELL(a,b,c,d,e) = ((a-b)/(c-b))^e * ((a-d)/(c-d))^{e*((d-c)/(c-b))}, \quad (9)$$

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. В данном случае $a = ny$ (количество лет, прошедших с момента выброса). Функция была откалибрована по данным Ф.А. Тихомирова о динамике содержания ^{90}Sr в компонентах древостоя [11,12] и по данным А.Н. Архипова с соавторами о динамике соотношения форм содержания радионуклида в почве [13].

Поступивший в растения из атмосферы и из почвы ^{90}Sr далее перераспределяется по их органам через распределительный пул, который пополняется как поступлениями из почвы, так и отчислениями из структурных частей растений. Вклад структурных частей в распределительный пул описывается линейными функциями:

$$f_{Yi1} = c_i Y_i, \quad (10)$$

$$f_{Zi1} = h_i Z_i, \quad (11)$$

где c_i и h_i – доли соответственно “наружного” и “внутреннего” ^{90}Sr , содержащегося в i -той фракции, поступающие в пул.

Весь поступивший в пул ^{90}Sr сразу же распределяется по компонентам древостоя. Очевидно, что принцип такого распределения непосредственно связан со свойствами радионуклида, в первую очередь с его подвижностью в растениях. Например, как показали численные эксперименты с использованием моделей поведения ^{137}Cs в экосистемах различных типов [4], наиболее приемлемым оказалось распределение этого весьма подвижного в растениях радионуклида пропорционально содержанию во фракциях его химического аналога – калия.

Что касается ^{90}Sr , многие исследователи отмечали значительно более низкую подвижность в растениях по сравнению с ^{137}Cs [14–16]. Так, например, эксперименты по изучению переноса радионуклидов корневой системой растений пшеницы, посаженных в сосуды с раствором Кнопа, показали, что для выделения корнями ^{137}Cs в количестве, равном его содержанию в растении, требуется всего 1,4 суток, тогда как для ^{90}Sr – 4 суток [17]. В опытах по внесению раствора хлорида ^{134}Cs и ^{85}Sr поверхностно на облиственные ветви яблонь, защищенные от дождя, также было показано, что ^{134}Cs гораздо подвижнее в растительных тканях, чем ^{85}Sr [18]. Из попавшего на листья количества ^{134}Cs (90%) через 84 дня в них осталось только 40%, в плодах и ветвях было обнаружено соответственно 50 и 10%. Количество же ^{85}Sr в листьях за указанный период не снизилось.

Такое различие в свойствах цезия и стронция дало основание кардинально пересмотреть базовый алгоритм в отношении отображения процессов перераспределения ^{90}Sr в древостое и осуществлять его распределение по компонентам древостоя пропорционально содержанию Са в валовом приросте, а не во фракциях:

$$f_{YiZi} = Y_i Kp_i / K_{sum}, \quad (12)$$

где Kp_i – содержание Са в валовом приросте компонента (в $\text{г}/\text{м}^2/\text{год}$), а K_{sum} – общее содержание Са в растительности (в $\text{г}/\text{м}^2$).

Выведение “наружного” ^{90}Sr из растительности с опадом описывается следующим образом:

$$f_{YiS} = b_i (Y_i - f_{Yi1}), \quad (13)$$

где b_i – коэффициент опада, параметр, который отражает скорость самоочищения фракции от наружного загрязнения.

Принято, что выведение “внутреннего” ^{90}Sr из растений происходит пропорционально опаду:

$$f_{Zis} = Z_i O_i / X_i, \quad (14)$$

где O_i – годичный опад i -того компонента.

Радиоактивный распад описывается уравнениями:

$$f_{Yid} = dc Y_i, \quad (15)$$

$$f_{Zid} = dc Z_i, \quad (16)$$

где dc – доля ^{90}Sr , распадающаяся за год.

Отладка модели

Модель была реализована в виде программы на BASICe. В ходе разработки модели с нею проводились численные эксперименты по изучению устойчивости ее работы с различными вариантами функций переноса, конечным результатом чего и была приведенная здесь версия. Определение неизвестных параметров модуля воспроизведения динамики ^{90}Sr проводилось методом итераций (последовательных приближений) с привлечением данных Ф.А. Тихомирова по динамике содержания ^{90}Sr в компонентах сосны, полученных в ходе экспериментов по внесению радионуклида в кроны деревьев (Рис. 3, [12]), и А.И. Щеглова по содержанию ^{90}Sr чернобыльского происхождения в компонентах соснового древостоя в 1992 году (Рис. 4, [19]).

Проверка модели

Для проверки адекватности модели использовались данные полевых наблюдений, приведенные Р.М. Алексахиным с соавторами [20]. На рисунках 4 и 5 представлены результаты расчета и полевые данные по динамике содержания ^{90}Sr в компонентах наземной фитомассы древостоя. Для избежания субъективности полевые данные приведены нами без сглаживания, маркеры соединены отрезками прямых, чтобы более наглядно отразить тенденции. Мы не приводим аппроксимирующие кривые полевых данных, представленные в [20], поэтому отметим, что на расчетных

кривых присутствуют практически все точки экстремумов и тенденции, характеризующие кривые этих данных. Исключение составляет древесина, для которой на экспериментальной аппроксимирующей кривой отмечается наличие двух максимумов. Однако, судя по разбросу данных по загрязнению древесины ^{90}Sr , их надежность гораздо ниже, чем у данных по другим компонентам, что объясняется, по всей видимости, большой ошибкой измерений малоактивных образцов древесины. Сравнение результатов работы модели с независимыми полевыми данными позволяют, как мы считаем, судить об адекватном воспроизведении моделью динамики содержания ^{90}Sr в рассматриваемых компонентах древостоя.

Анализ чувствительности модели не проводился, однако отметим, что в процессе отладки модели при определении методом итераций отсутствующих величин параметров было обнаружено, что максимальный отклик модели вызывало изменение коэффициентов отчисления ^{90}Sr из компонентов древостоя в распределительный пул.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

С помощью модели была осуществлена реконструкция ситуации загрязнения экосистемы сосняка на серых лесных почвах в результате Кыштымской аварии. Возраст древостоя на начало выпадений – 45 лет. Принято, что основное радиоактивное загрязнение экосистемы происходило в течение первых двух лет в результате выпадений сразу после взрыва в 1957 году и последующей ветровой миграции радионуклидов. Средний размер частиц – 200 мкм.

На рис. 7 представлены результаты расчета динамики вклада основных компонентов древостоя в общее загрязнение экосистемы соснового леса в течении 50 лет после аварии. Следует отметить, что несмотря на более высокую биологическую доступность ^{90}Sr почвы, загрязнение древостоя этим радионуклидом (в % к общему загрязнению растительного и почвенного покрова) через 50 лет практически равно уровню загрязнения древостоя ^{137}Cs при расчетах по аналогичному сценарию с помощью нашей модели [4]. Это можно объяснить гораздо более высокой проникающей способностью радиоцезия, поступающего из атмосферы на покровные ткани

растений.

При радиоактивном загрязнении лесных экосистем возможно возникновение ситуации так называемого квазиравновесия, когда абсолютное содержание радионуклида в компонентах изменяется только в результате радиоактивного распада, а изменения относительного содержания связано только с возрастными особенностями древостоя и практически не меняется. В этом случае легко прогнозировать дальнейшее изменение уровня загрязнения компонентов древостоя, используя достаточно простые формулы расчета. Для проверки этого варианта по отношению к ^{90}Sr нами были рассчитаны с помощью модели интенсивности потоков и баланс ^{90}Sr в звене почва – компоненты древостоя на реальный срок существования рассматриваемой экосистемы – 50 лет после выпадений. Результаты расчетов представлены в табл. 1. Общая сумма содержания ^{90}Sr в древостое к этому моменту составила 0,515 % от общего загрязнения растительного и почвенного покрова.

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

Таким образом, можно констатировать, что для точного прогнозирования поведения ^{90}Sr в лесных экосистемах простых формул расчета недостаточно, тем более в ситуациях с нерегулярным выпадением, и необходимо наличие надежных математических моделей.

В заключение хотелось бы обсудить некоторые проблемы имитационного моделирования в радиоэкологии, в частности затронуть вопрос о моделях и алгоритмах. Если исходить из положения, что алгоритм – это не просто способ программной реа-

лизации модели, а совокупность правил, составляющих основу модели, по которым, как предполагается ведет себя объект моделирования, то адекватность поведения модели дает основания полагать, что алгоритм, положенный в ее основу, близок к реальному поведению данного объекта и может быть использован для объяснения особенностей его функционирования. В ряде случаев это позволяет уточнить действительные механизмы рассматриваемых явлений – вычленив значимые процессы, определить их направление и интенсивность, выявить доминирующие факторы, оказывающие влияние на поведение объекта, и т.д. На одном и том же алгоритме могут строиться модели, использующие разный математический аппарат, по-разному реализованные и обладающие, соответственно, разными функциональными возможностями. Это придает алгоритмам самостоятельную значимость и объясняет существование справочников и электронных библиотек алгоритмов различных явлений и процессов во многих отраслях знаний.

На наш взгляд уже созрела настоятельная необходимость в банка радиэкологических алгоритмов, в котором можно было бы накапливать и обобщать представления различных исследователей о закономерностях радиэкологических явлений и процессов в удобной для сопоставления и широкодоступной форме. Как нам кажется, радиэкологи, как занимающиеся непосредственно разработкой моделей, так и экспериментаторы могли бы почерпнуть из такого банка информацию, которая полезна и в моделировании, и при планировании и анализе результатов полевых и лабораторных исследований в данной области, а также поделиться своими идеями с коллегами не только путем публикаций, но и более быстрым и эффективным способом через Интернет.

Целью данной работы были разработка алгоритма и имитационной модели поведения ^{90}Sr в системе “почва – древостой” лесной экосистемы и их апробирование на конкретном объекте. Для этого удалось успешно адаптировать ранее разработанный алгоритм воспроизведения многолетней динамики ^{137}Cs , что позволяет говорить об определенной универсальности данного алгоритма по отношению к обоим радионуклидам. Вместе с тем, следует признать, что предложенный алгоритм и модель да-

леко не идеальны, присутствует целый ряд вынужденных упрощений и допущений. Однако проведенная работа позволила очертить некоторые проблемы, которые препятствуют созданию более надежных и универсальных моделей.

Известно, что общим препятствием к созданию имитационных моделей, которые адекватно отражали бы поведение радионуклидов в лесных экосистемах различных типов, является отсутствие надежной информации для калибровки и проверки моделей, в первую очередь, динамических данных. Это в полной мере относится и к ситуации со ^{90}Sr . Обзор доступной нам литературы показал, что информация по содержанию ^{90}Sr в компонентах растительного покрова гораздо менее представительна, чем аналогичная информация по ^{137}Cs и значительно варьирует, это видно из полевых данных разных исследователей (см. например [11,19,20]). Возможно это связано с несовершенством методик отбора проб, ошибками при определении содержания ^{90}Sr в малоактивных биологических объектах и малой выборкой данных. В этих условиях одним из вариантов является использование косвенной информации, в частности данных по круговороту стабильных изотопов и химических аналогов. Но есть причины, которые заставляют с осторожностью относиться к этому варианту. Аналогичность поведения ^{90}Sr , стабильного Sr и Ca в растительном покрове экосистем очевидна. При рассмотрении же процесса поглощения растениями ^{90}Sr из почвы, отмечаются значительные расхождения, которые объясняются в частности тем, что радионуклиды поступают в почву в виде микроколичеств и, как правило, в иной форме, чем элементы, которые уже присутствуют в почве. Показано, что в этом случае их поведение может значительно отличаться от поведения даже стабильных изотопов этих же элементов [14,21].

Таким образом, для построения более надежных математических моделей необходимо проведение дальнейших исследований поведения ^{90}Sr в лесных экосистемах с позиций системного анализа, как основополагающей научной концепции, с использованием компьютеризации исследований, как научной методологии, обеспечивающей требуемую унификацию и полноту информации, а также максимальную эффективность работ. Необходимым условием успеха является наработка различных

версий алгоритмов независимыми группами исследователей с последующим их анализом и обобщением в виде библиотеки алгоритмов.

Перспективными, с нашей точки зрения, шагами в направлении совершенствования алгоритмов отображения поведения радионуклидов в лесных экосистемах может служить следующее:

- Рассмотрение процессов перераспределения радионуклида в рамках внутригодовой динамики со снижением шага до 1 дня и менее. Это позволит более полно учитывать взаимнокомпенсирующие потоки переноса радионуклида в экосистемах.
- Более тесная интеграция радиоэкологического модуля с модулем динамики органического вещества, что даст возможность более адекватно учесть роль органического вещества, как физического носителя радионуклидов. Постепенный отказ от феноменологической интерпретации поведения радионуклида в организмах в пользу физиологической точки зрения. Вычленение компонентов древостоя, существенно различающихся по физиологии (например, отдельное рассмотрение поведения радионуклидов в “наружной” коре (мертвые покровные ткани, ритидом) и “внутренней” коре (живая флоэма)).
- Включение в алгоритм правил перераспределения радионуклидов в системе “почва – растение” в соответствии с фенологическими циклами растений – доминантов.

Авторы глубоко признательны своему учителю, профессору Тихомирову Федору Анатольевичу, чье доброе отношение, советы и материалы послужили основой данной работы, как и многих других, и навсегда сохранят память о нем.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 03–04–48495).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексахин Р.М., Гинзбург Л.Р., Медник И.Г., Прохоров В.М.* // Экология. 1976. №3. С. 5 – 14.
2. *Медник И.Г., Тихомиров Ф.А., Прохоров В.М., Карабань Р.Т.* // Экология. 1981. №1. С. 40 – 45.
3. *Mamikhin S.V., KliashTORin A.L.* // J. Environ. Radioactivity. 1999. V. 47. №1. P. 101 - 114.
4. *Мамихин С.В.* Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. 172 с.
5. *Алексахин Р.М., Равикович М.М.* // Бюллетень М. о-ва исп. природы. Отд. биологии, Т. LXXIII (3), 1968. С. 118 – 121.
6. *Ремезов Н.П., Быкова Л.Н., Смирнова К.М.* Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах Европейской части СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1959, 284 с.
7. Эколого-физиологические основы взаимодействия растений в фитоценозах. Мн.: Наука и техника, 1976, 216 с.
8. Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника. Мн.: Наука и техника, 1976, 304 с.
9. *Крамер П.Д., Козловский Т.Т.* Физиология древесных растений. М.: Лесная промышленность, 1983. 462 с.
10. *Лахер В.* Экология растений. М.: Мир, 1978. 185 с.
11. *Тихомиров Ф.А.* // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. 1976. С. 70 – 85.
12. *Тихомиров Ф.А.* // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 21 – 39.
13. *Архинов А.Н., Озорнов А.Г., Паскевич С.А.* // Докл. Междунар. научн. конф. «Чернобыль-94», 1996.Т.1., Чернобыль. С. 337 – 349.
14. *Алексахин Р.М.* Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.
15. *Гулякин И.В., Юдинцева Е.В.* Сельскохозяйственная радиобиология. М.: Колос, 1973. 272 с.
16. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 176 с.
17. *Тюрюканов А.Н., Абатуров Ю.Д., Летова А.Н.* // Методы изучения корневых систем и организмов ризосферы. Л.: Наука, 1968. С. 222-225.
18. *Bengtsson G.B.* // Analyst. 1992. V. 117. P. 1193 - 1196.
19. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10–летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.
20. *Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др.* Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
21. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин /Ред. А.В.Трапезников, С.М.Вовк. Вып.4. Заречный, 2001. С. 37 – 91.

ПОДПИСИ К РИСУНКАМ:

Рис. 1 Общая структура модели.

Рис. 2 Поточковая диаграмма динамики ^{90}Sr в компонентах сосняка.

Рис. 3 Динамика содержания ^{90}Sr в биомассе сосны (результаты эксперимента по внесению Sr в кроны деревьев [12]).

Рис. 4 Коэффициенты перехода ^{90}Sr в структурные компоненты сосны автоморфного и гидроморфного ландшафтов (1 – древесина, 2 – кора внутренняя, 3 – кора наружная, 4 – ветви крупные, 5 – ветви мелкие, 6 – прирост хвои текущего года, 7 – хвоя прошлых лет) [18].

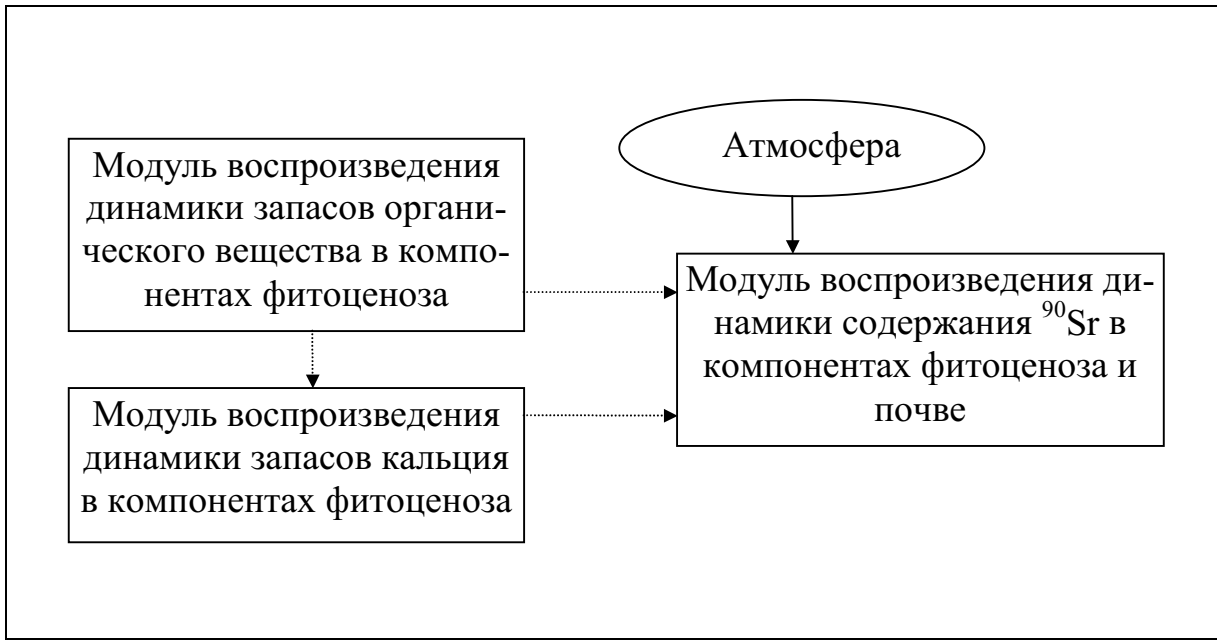
Рис. 5 Динамика содержания ^{90}Sr ($0,001 \text{ м}^2/\text{кг}$) в хвое (А) и ветвях (Б).

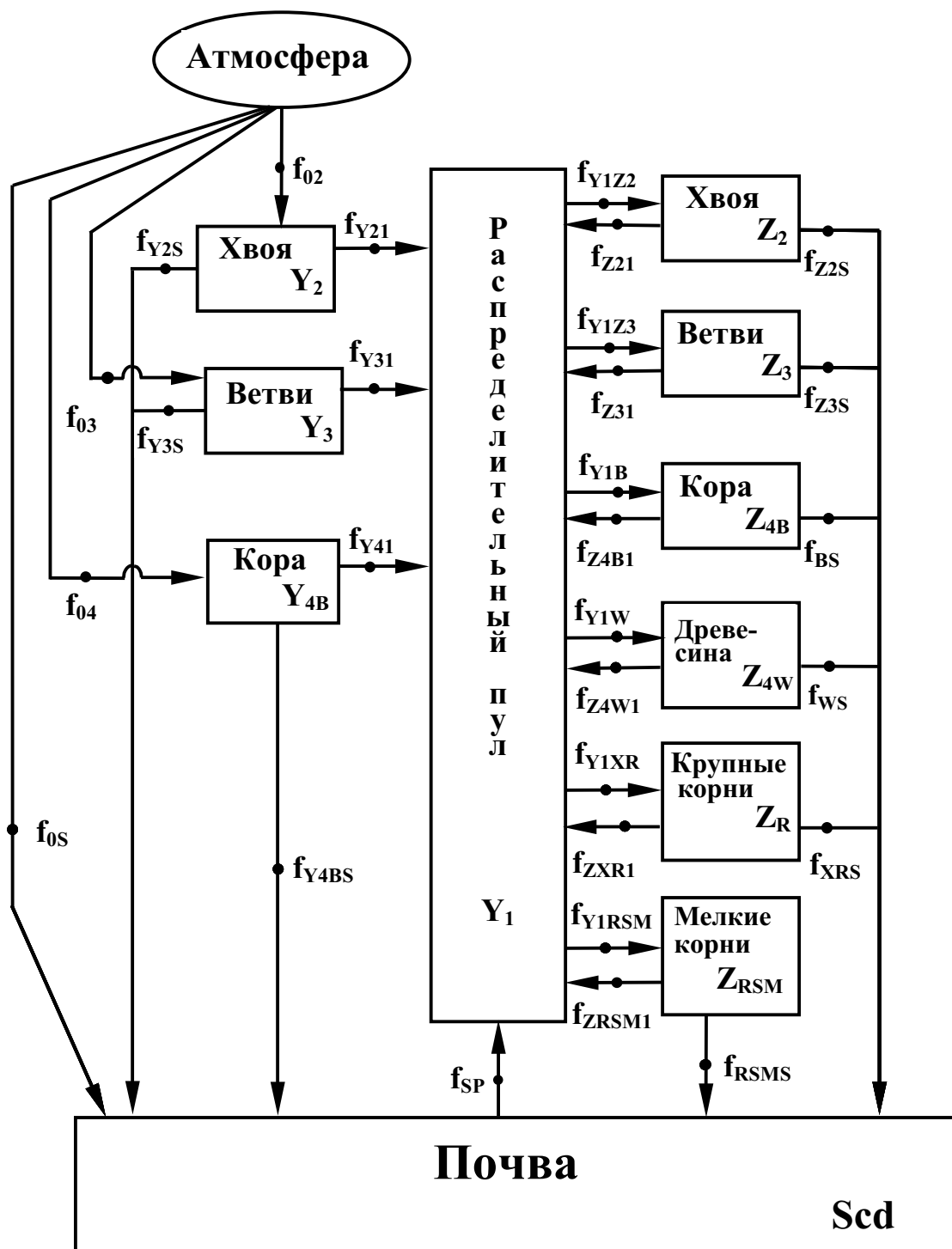
Рис. 6 Динамика содержания ^{90}Sr ($0,001 \text{ м}^2/\text{кг}$) в коре (А) и древесине (Б) ствола.

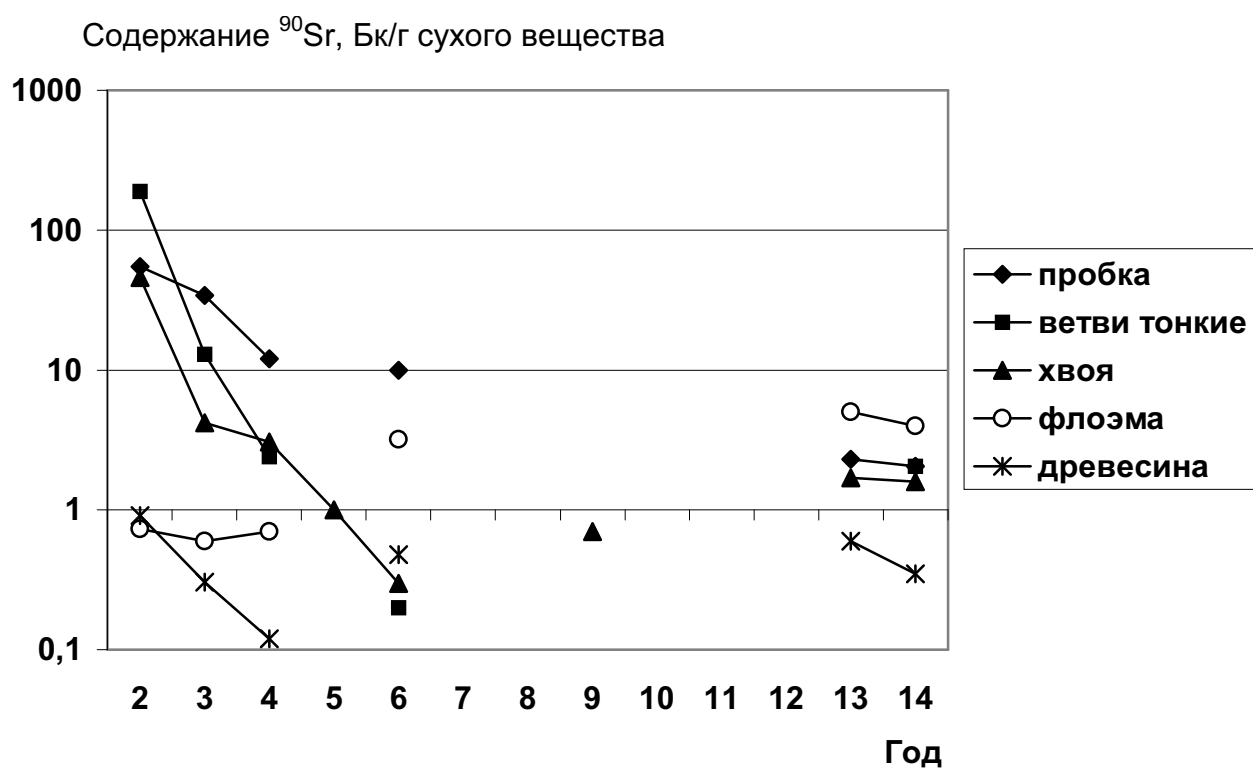
Рис. 7 Прогноз на 50 лет динамики вклада основных компонентов древостоя в общее загрязнение ^{90}Sr экосистемы соснового леса в ситуации однократного выпадения (в % от общей суммы загрязнения: 1 – ветви, 2 – древесина, 3 – хвоя, 4 – кора, 5 – корни мелкие, 6 – корни крупные).

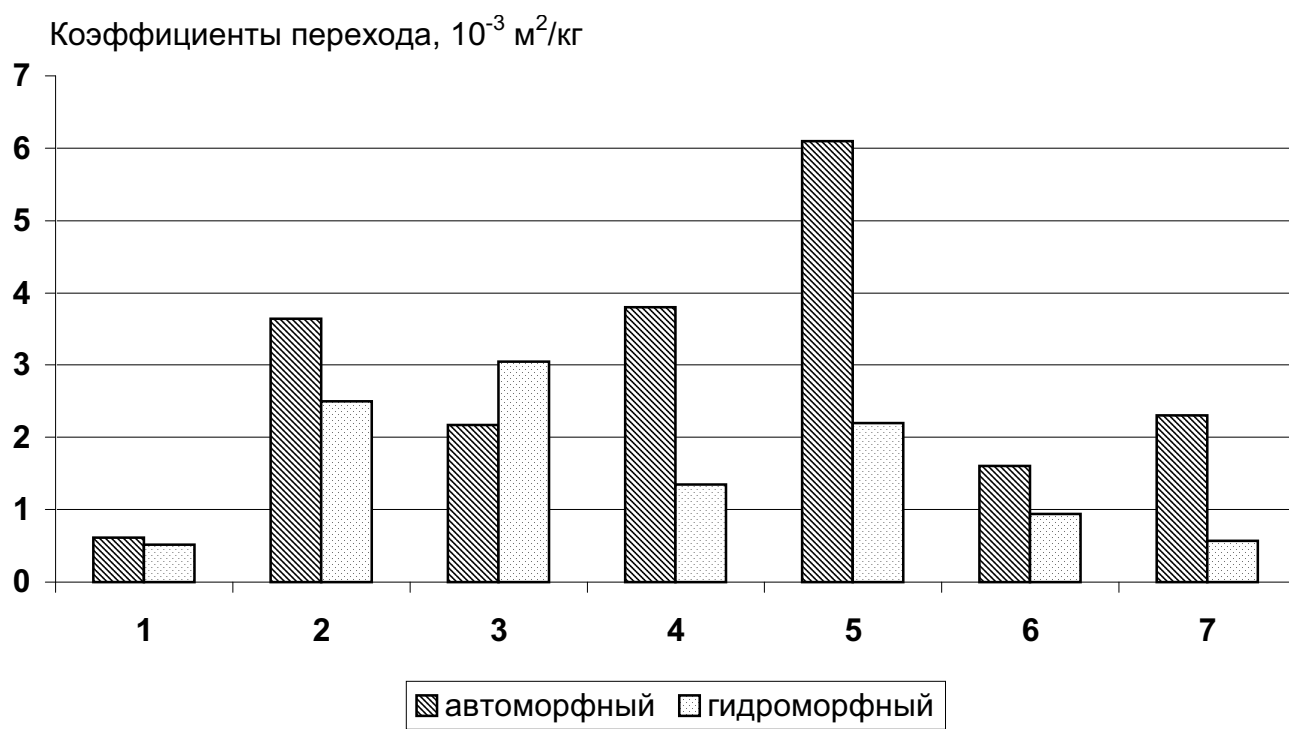
Таблица 1. Содержание и скорость перераспределения ^{90}Sr между почвой и компонентами сосняка через 50 лет после выпадений (в % к общему загрязнению).

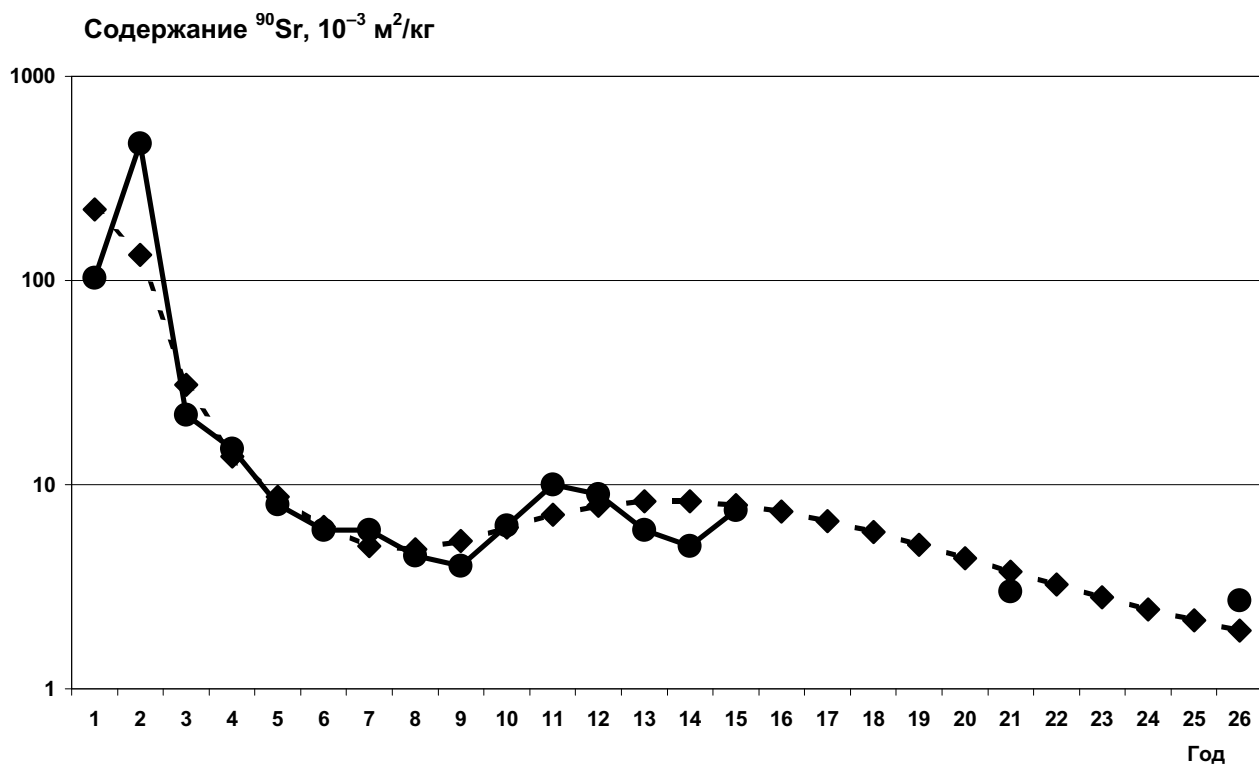
Компонент древостоя	Содержание	Поступления из пула	Отчисления в пул	Выведение в почву	Баланс	Скорость выведения (в % к содержанию)
Хвоя	0,029	0,01051	0,00473	0,0072	-0,00142	4,9
Ветви	0,071	0,0284	0,01159	0,0207	-0,00389	5,5
Древесина ствола	0,317	0,00299	0,01699	0,0	-0,014	4,4
Кора ствола	0,097	0,00117	0,00521	0,0005	-0,00454	4,7
Корни крупные	0,144	0,00774	0,01573	0,0017	-0,00969	6,7
Корни мелкие	0,059	0,01378	0,00954	0,0075	-0,00326	5,5



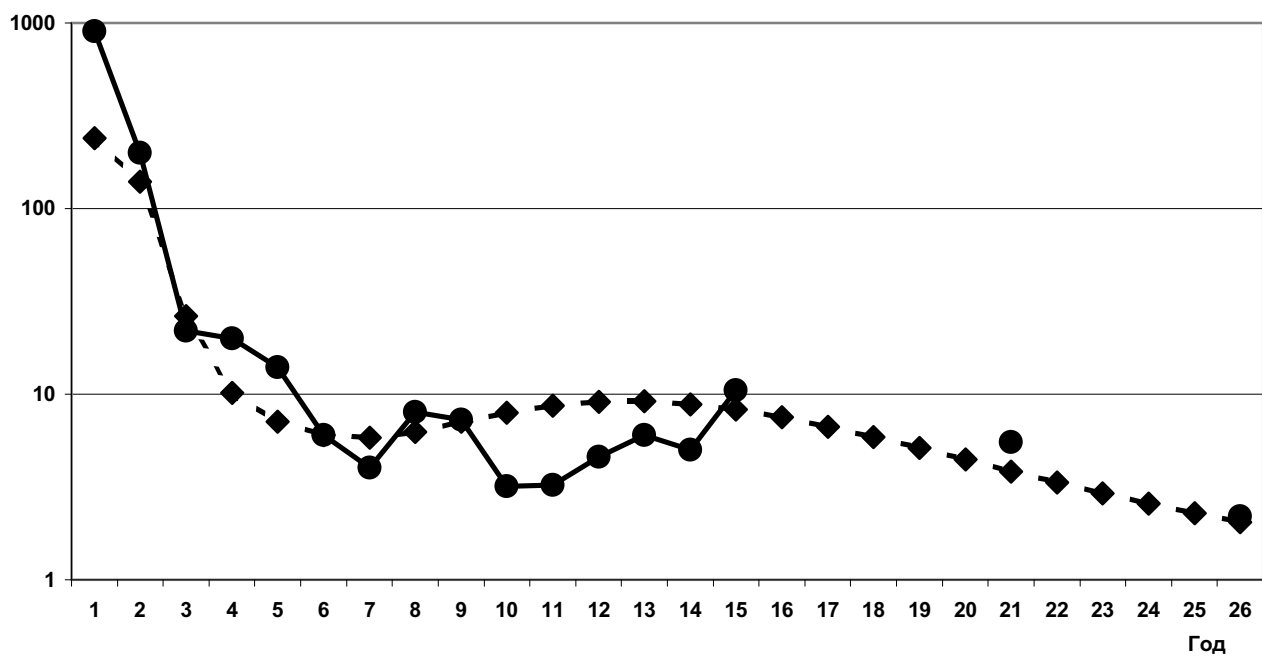






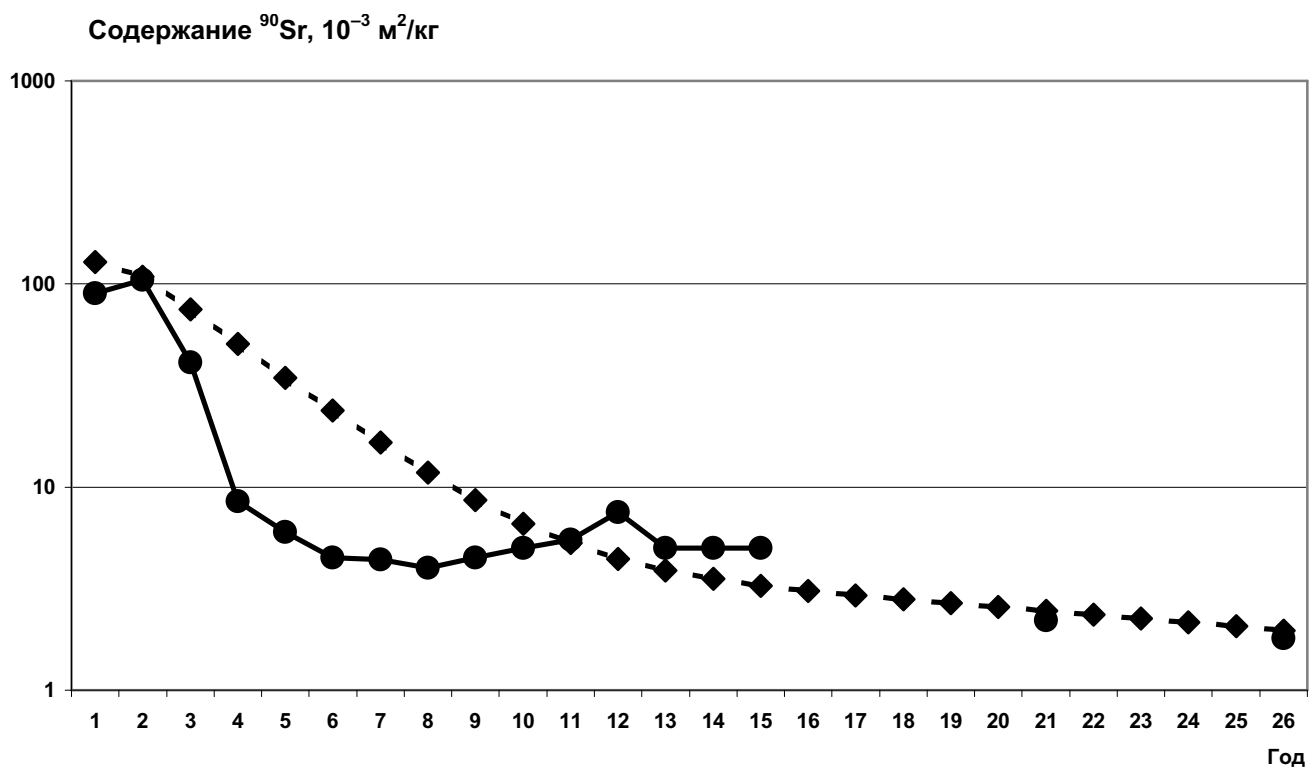


А

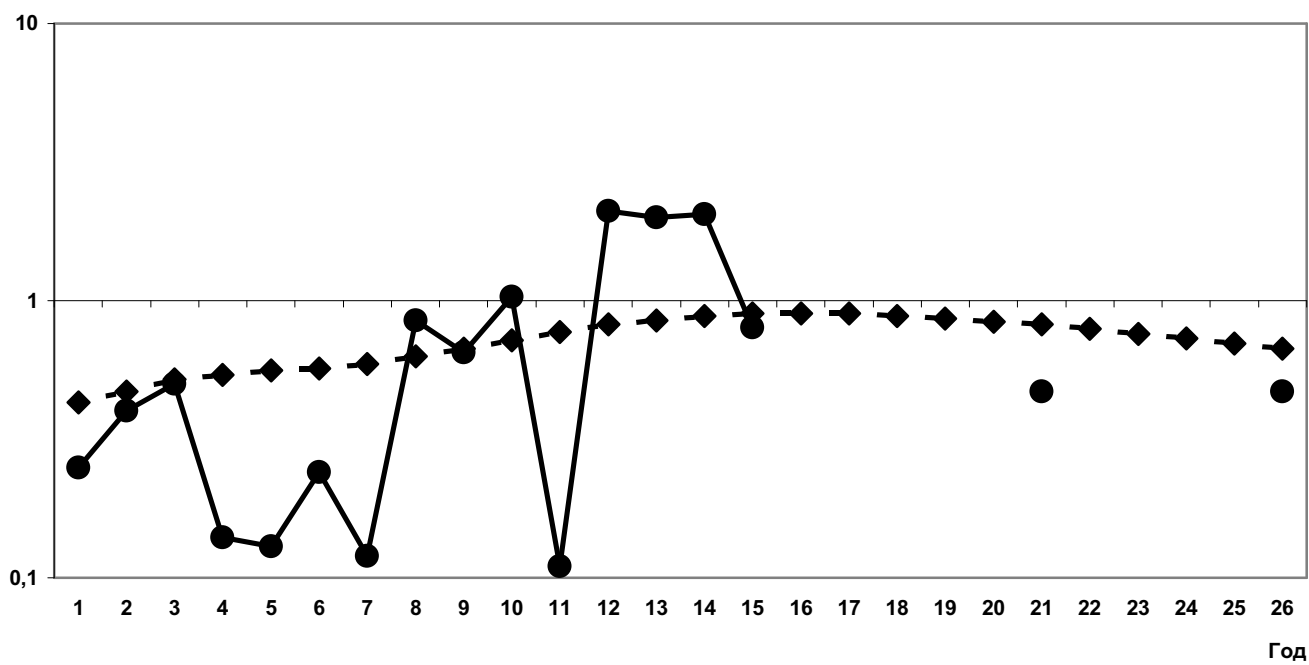


—◆— Модель —●— Данные наблюдений

Б

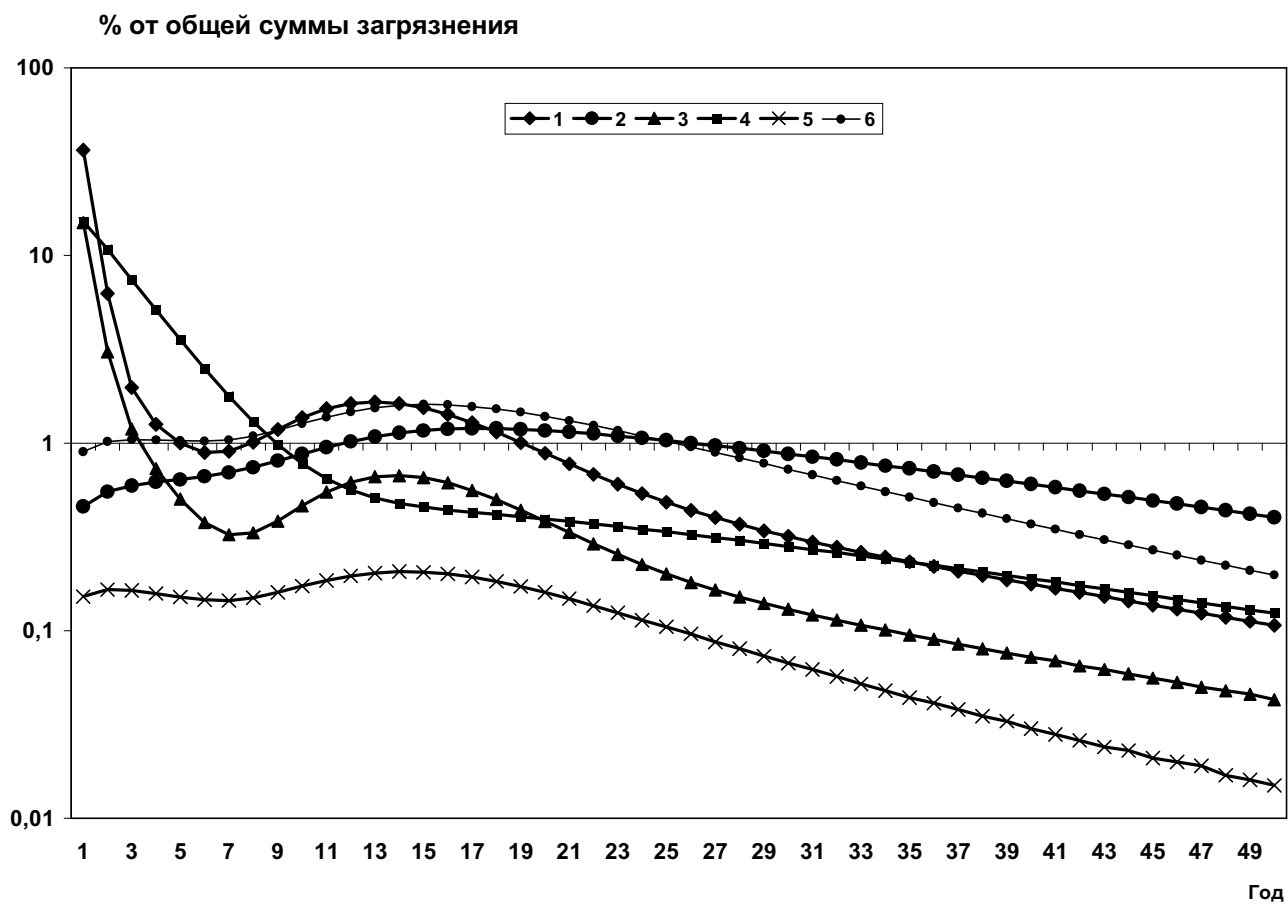


А



—◆— Модель —●— Данные наблюдений

Б



Сведения об авторах:

Мамихин Сергей Витальевич, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник

Никулина Марина Вячеславовна, кандидат биологических наук, научный сотрудник
119992 Москва, Воробьевы Горы, Московский государственный университет им.
М.В.Ломоносова, факультет почвоведения, лаборатория радиоэкологии

Тел.: 939-50-09 (р) E-mail: Lrad@soil.msu.ru

ИМИТАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ ПОВЕДЕНИЯ ^{90}Sr В ПОЧВЕ И ДРЕВЕСНОМ ЯРУСЕ СОСНОВОГО ЛЕСА

С.В. Мамихин, М.В. Никулина

Разработан алгоритм отображения поведения ^{90}Sr в лесных экосистемах методом имитационного моделирования. Отличительные черты алгоритма: содержание ^{90}Sr в растительности подразделяется на две части (наружное и внутреннее загрязнение), динамика которых рассматривается отдельно; динамика радионуклида рассматривается в связи с динамикой органического вещества; предполагается, что поведение ^{90}Sr в растениях аналогично поведению Ca; биологическая доступность ^{90}Sr , содержащегося в почве, является интегральной функцией времени и физико-химических свойств данной почвы. На основе предлагаемого алгоритма построена модель, которая использована для проведения ряда численных экспериментов, в том числе для реконструкции ситуации загрязнения экосистемы сосняка на серых лесных почвах в результате Кыштымской аварии. Получены количественные оценки интенсивности перераспределения ^{90}Sr между компонентами древостоя и почвой. Обсуждаются современные проблемы создания прогностических моделей динамики ^{90}Sr в лесных экосистемах.

IMITATION MODEL OF ^{90}Sr BEHAVIOUR IN THE SOIL AND STAND OF PINE FOREST

S.V. Mamikhin, M.V. Nikulina

Soil Science Faculty, Moscow State University, Vorobjevy Gory, Moscow, 119992 Russia;
e-mail: Lrad@soil.msu.ru

The algorithm of display of ^{90}Sr behaviour mechanisms in forest ecosystems by method of imitating modeling is developed. Distinctive features of algorithm: the ^{90}Sr contents in vegetation is subdivided into two parts (outside and internal pollution), which dynamics is considered separately; dynamics of a radionuclide is considered in connection with dynamics of organic substance; it is supposed, that ^{90}Sr behaviour in plants is similar to Ca behaviour; the biological availability ^{90}Sr contained in a soil, is integrated function of time and physico-chemical properties of the given soil. On the basis of offered algorithm the model is constructed which is used for realization of a number of numerical experiments, including reconstruction of a situation of pollution of forest ecosystem on grey forest soils in result of Kyshtym accident. The quantitative estimations of intensity of ^{90}Sr redistribution between stand components and soil are received. The modern problems of creation of prognostication models of ^{90}Sr dynamics in the forest ecosystems are discussed.