

Мамихин С.В. Математическая модель динамики Cs-137 в сосняках в условиях мелкодисперсных выпадений // Проблемы екології лісів і лісокористування на Поліссі України. 2000, Вып.1 (7), Житомир, Волинь, с. 16 - 22.

Поскольку леса являются объектами активного хозяйственного использования, после аварии на ЧАЭС появилась острая потребность в прогнозе развития ситуации на залесенных территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. С этой целью был разработан ряд подходов к построению моделей динамики ^{137}Cs в лесных экосистемах. Наиболее эффективным 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.

На основе данного алгоритма были созданы имитационные модели динамики содержания ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем с развитым древесным ярусом. Объектами моделирования были выбраны экосистемы, типичные для территорий, загрязненных в результате аварии, - дубовый лес и сосняк среднего возраста (40 - 80 лет). Общая структура моделей представлена на рисунке 1.

На рисунке 2 представлена топологическая структура модуля воспроизведения динамики содержания

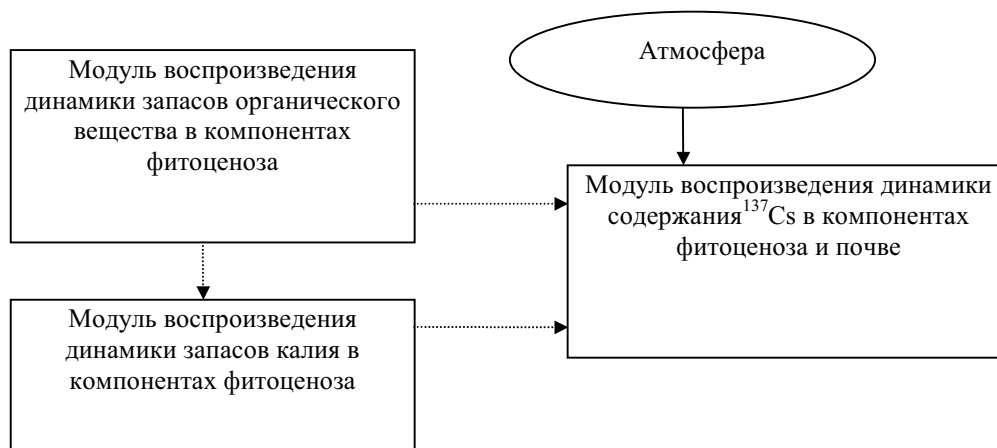


Рис. 1 Общая структура моделей

^{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 - хвоя; 3 -

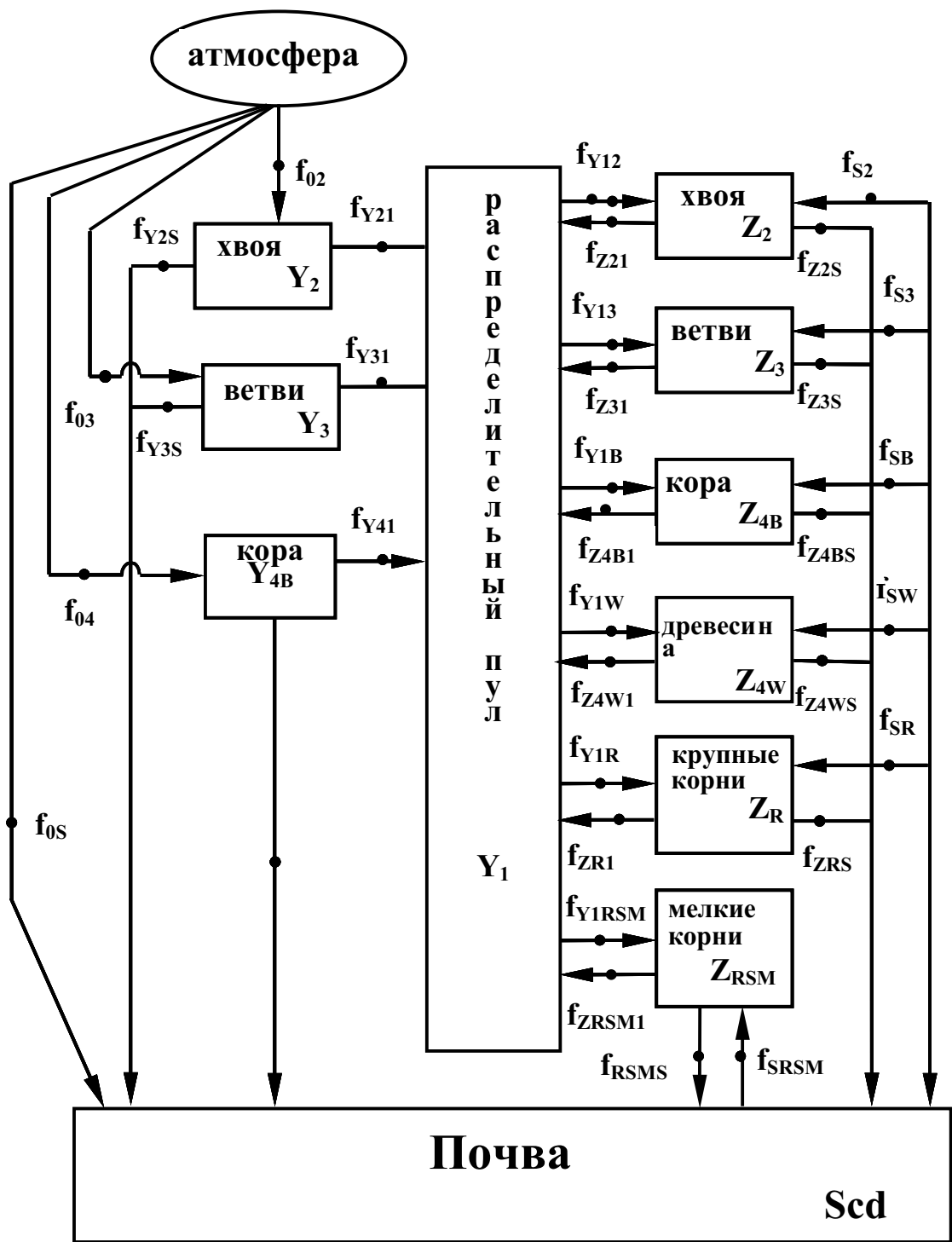


Рис. 2 Поточковая диаграмма динамики ^{137}Cs в компонентах сосняка.

ветви; 4w - древесина ствола; 4b - кора ствола; г - корни крупные; gsm - корни мелкие.

Описание динамики запасов органического вещества и калия 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 вычисляются запасы калия в структурных компонентах растительного покрова (K_i) и валовом приросте (KP_i):

$K_i = X_i * C_i$; $KP_i = P_i * C_i$, где C_i - удельное содержание ^{39}K (г/г абс. сух. в-ва) в i -том компоненте.

Начальные значения переменных и интенсивность потоков, описывающих динамику запасов органического вещества и калия в фитоценозе, представляют собой обобщенные данные из ряда литературных источников (Ремезов и др., 1959; Экспериментальные исследования ..., 1976; и др.) и данных по Дитяткинскому лесничеству (Киевская область, граница 30-км зоны аварии ЧАЭС).

Воспроизведения динамики содержания ^{137}Cs в компонентах фитоценоза и почве

Наружное загрязнение.

Удержание ^{137}Cs :

Хвоя:

$$f_{y02} = a_1 * (1 - SIG(psize, 0, 1000)) * (X_{2f} + 0.1) / X_2 * finp,$$

где a_1 - адсорбционный коэффициент хвои, $psize$ - размер частиц (в микрометрах), X_{2f} - запас хвои на момент выпадения (Т абс. сух. массы /км²), X_2 - максимальный запас хвои, $finp$ - плотность загрязнения территории (кБк/км²). Функция SIG , заданная формулой:

$SIG = (a-b)^2 / (((c-b)/2-b)^2 + (a-b)^2)$, возрастает от 0 при $a \leq b$ до 1 при $a \geq c$ и в данном случае отражает обратную зависимость удерживающей способности фракции от дисперсности выпадений.

Ветви, кора ствола:

$$f_{y0i} = a_{(i-1)} * (1 - SIG(psize, 0, 1000)) * X_i * finp, \text{ где } a_{(i-1)} - \text{коэффициент удерживающей способности, } X_i - \text{запас ветвей (коры) на момент выпадения (Т абс. сух. массы /км}^2\text{).}$$

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

Вклад структурных частей в распределительный пул:

$$f_{yil} = c_i * Y_i, \text{ где } c_i - \text{доля наружного } ^{137}\text{Cs, содержащегося в } i\text{-той фракции, поступающая в пул.}$$

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:

$$f_{zil} = h_i * Z_i, \text{ где } h_i - \text{доля внутреннего } ^{137}\text{Cs, содержащегося в } i\text{-той фракции, поступающая в пул.}$$

Распределение ^{137}Cs из пула во фракции:

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

$$f_{yizi} = Y_i * K_i / K_{sum}, \text{ где } K_{sum} - \text{общее содержание } ^{39}\text{K в растительности.}$$

Поступление ^{137}Cs из почвы в растения:

$f_{sp} = a_6 * a_7 * BELL(nu, 1, 5, 100, 5) * Scd$, 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. Переменная $BELL$, заданная кривой Пирсона I рода: $BELL(a,b,c,d,e) = ((a-b)/(c-b))^e * ((a-d)/(c-d))^{e*((d-c)/(c-b))}$, 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 $BELL$ - 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:

$$f_{Si} = f_{SP} * KP_i / KP_{sum}, \text{ где } KP_{sum} - \text{общее содержание } ^{39}\text{K в валовом приросте растительности.}$$

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

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

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

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

Реализация моделей

Модели реализованы на Microsoft (R) BASIC Professional Development System 7.1 (Microsoft Quick Basic Extended).

Проверка

Проверка работы моделей проводилась по данным о динамике ^{137}Cs в лесных экосистемах на границе 30-км зоны аварии Чернобыльской АЭС в 1986 -1994 гг. (Mamikhin et al., 1997) и по данным о распределении по компонентам древостоя глобального ^{137}Cs (Van Voris et al., 1990) (табл. 1).

Таблица 1 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

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-км зоне аварии Чернобыльской АЭС (Rafferty et al., 1996) (рис.3). 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.

Результаты моделирования

Модель позволяет достаточно реалистично воспроизводить многолетнюю динамику содержания ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем различной степени увлажнения в ситуации загрязнения их радиоцезием в результате одномоментного выброса (однократного или в течении ряда лет) радиоактивных веществ в атмосферу в мелкодисперсной форме (размер частиц не более 10 мкм). На рисунках 4 и 5 представлен прогноз на 20 лет динамики содержания ^{137}Cs в фитомассе сосняков элювиального и гидроморфного ландшафтов после однократного мелкодисперсного выпадения.

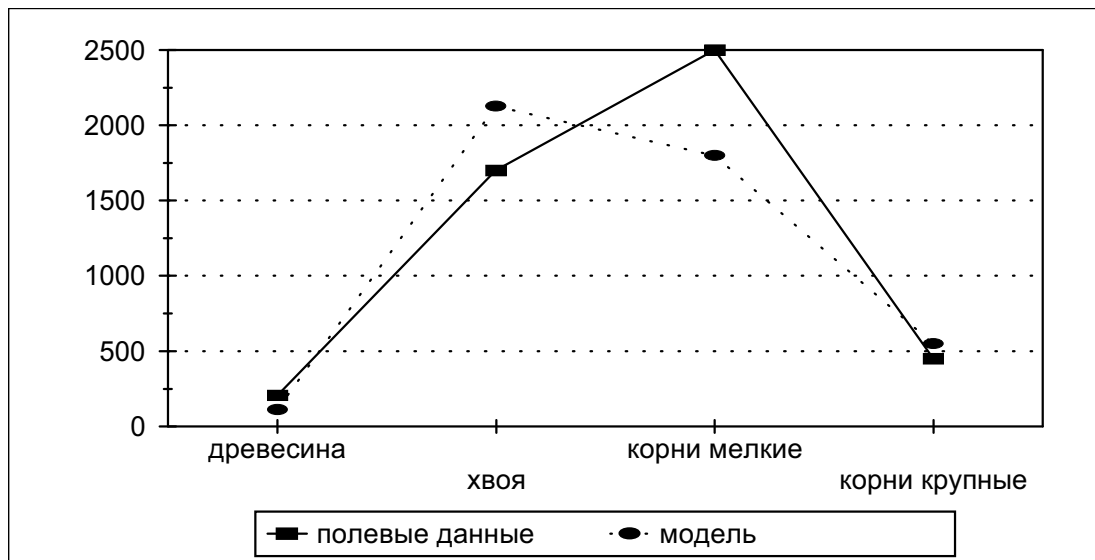
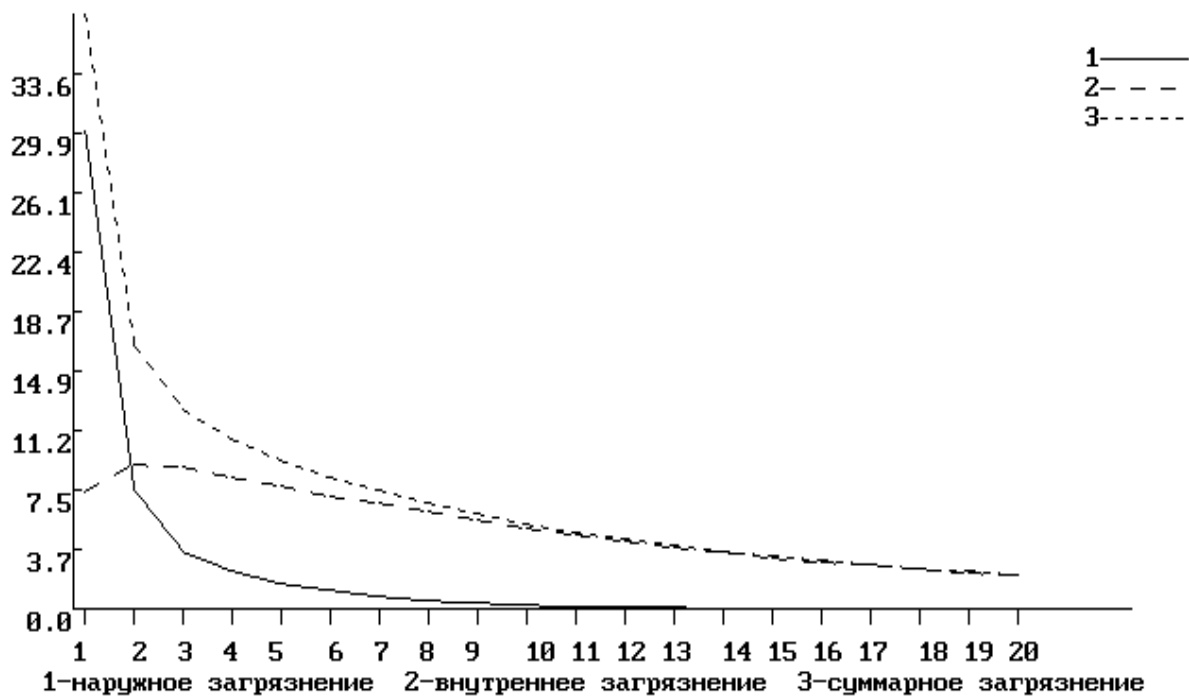
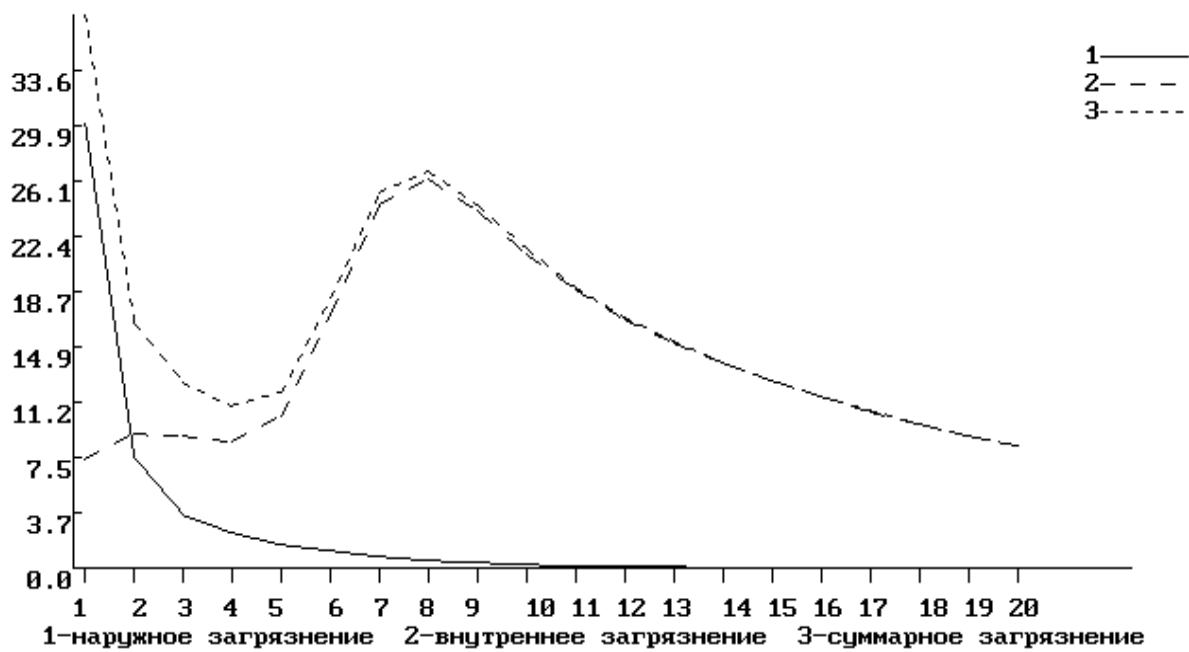


Рис. 3. Сравнение данных по удельному загрязнению компонентов древостоя ^{137}Cs (условные единицы).

Результаты работы модели подтвердили предположение о важности роли корневых систем в перераспределении радионуклидов в экосистемах, сделанное ранее при исследовании вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах с помощью математической модели (Mamikhin, 1995). Согласно расчетам максимальная интенсивность поступления ^{137}Cs (в % 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 перераспределении радионуклидов в наземных экосистемах 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.

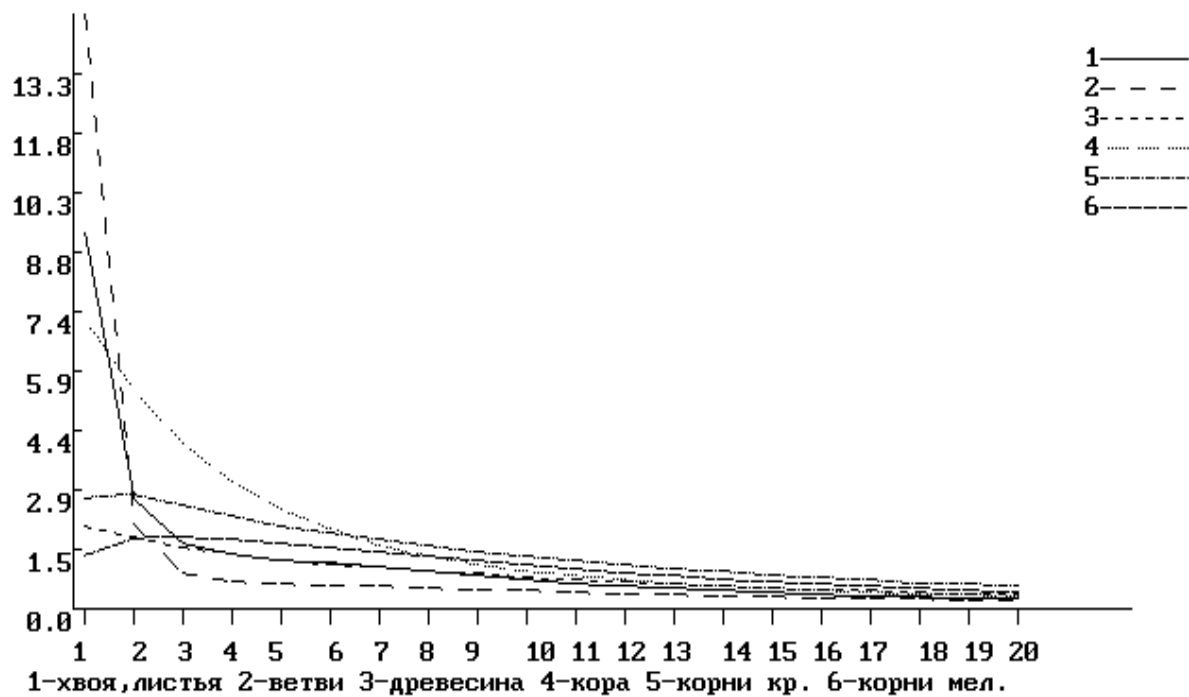


А

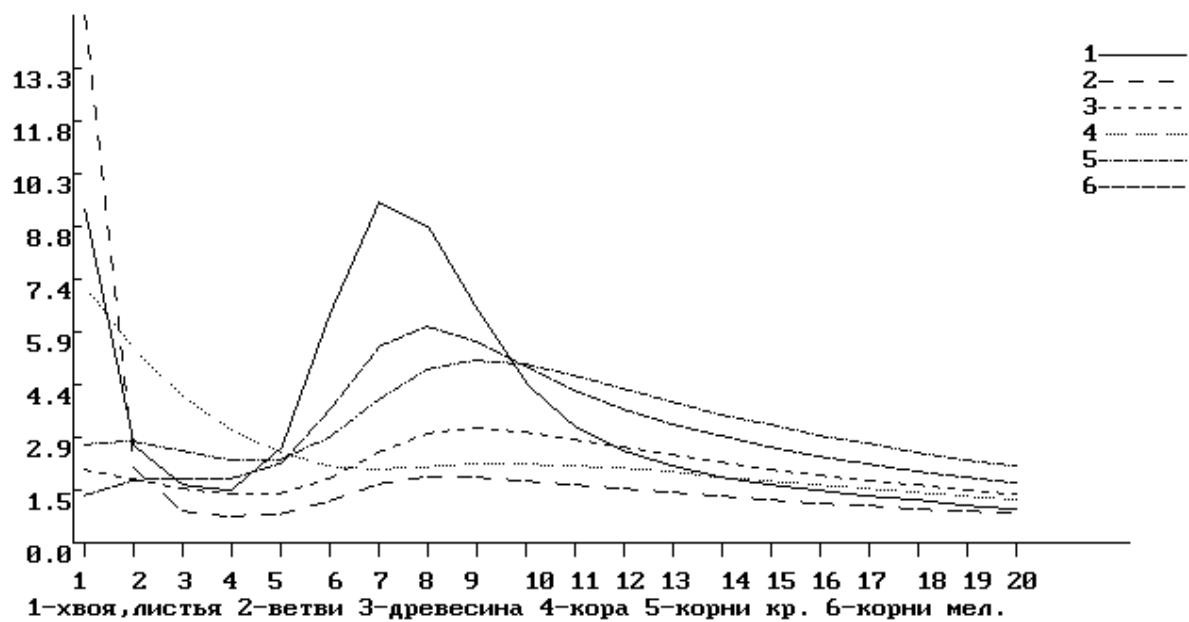


В

Рис. 4 Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs чернобыльского происхождения (% от общего загрязнения) в древостое автоморфного (А) и гидроморфного (В) ландшафтов.



А



В

Рис. 5 Прогноз 20-летней динамики содержания ^{137}Cs чернобыльского происхождения (% от общего загрязнения) в компонентах древостоя автоморфного (А) и гидроморфного (В) ландшафтов.

Литература

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

ABSTRACT

A mathematical model of ^{137}Cs behaviour in the forest ecosystem is presented. The behaviour of this radionuclide is assumed to obey the same regularities as the behaviour of its stable chemical analogue - potassium. Radionuclide dynamics are considered in parallel with the dynamics of the phytomass. Radionuclides contained in the vegetation are pooled into two basic compartments: external and internal contamination, with separate analysis of each one. The model was verified using the data obtained on the border of the 30-km zone of the Chernobyl NPP in 1986 - 1994. The algorithm described was found to be the most efficient in terms of ^{137}Cs behaviour in the forest environments.

РЕЗЮМЕ

Предлагается математическая модель поведения ^{137}Cs в лесных экосистемах. Принято, что поведение этого радионуклида аналогично поведению его химического аналога - калия. Динамика радионуклида рассматривается параллельно с динамикой фитомассы. Запас радионуклида в растительности подразделяется на две основных составляющих: наружное и внутреннее загрязнение, динамика которых анализируется отдельно. Модель верифицирована с использованием данных, полученных на границе 30-км зоны аварии ЧАЭС в 1986 - 1994 годах. Было обнаружено, что описанный алгоритм является наиболее эффективным для имитации поведения ^{137}Cs в лесных экосистемах.