

УДК 577.391/632.118.3

МОДЕЛЬ МИГРАЦИИ ^{90}Sr В МОЛОДЫХ БЕРЕЗОВЫХ И СОСНОВЫХ ЛЕСАХ

И. Г. Медник, Ф. А. Тихомиров, [В. М. Прохоров,] Р. Т. Карабань

Рассмотрена математическая модель миграции ^{90}Sr в березовом и сосновом лесах 25-летнего возраста, на основании которой дана кинетика перераспределения ^{90}Sr в течение 14 лет после аэрозольного внесения радионуклида в лесной биогеоценоз. Сравнение рассчитанных по модели и экспериментальных данных показало, что предложенная модель пригодна для количественного описания миграции ^{90}Sr в молодых древостоях при отсутствии лучевого поражения древесной растительности.

Для получения количественных показателей, позволяющих прогнозировать распределение радиоактивных примесей между компонентами экосистем и выявлять критические звенья задолго до возникновения критических ситуаций, в радиоэкологию внедряется метод моделирования, в основу которого положен системный анализ (Olson, 1965; Прохоров, Гинзбург, 1971; Алексахин и др., 1976). Миграция радионуклида при этом описывается системой балансовых уравнений типа

$$x_i^{(k+1)} = \sum_{j=1}^n a_{ji}^{(k)} x_j^{(k)}, \quad i = 1, \dots, n, \quad (1)$$

где $x_i^{(k)}$ — содержание радионуклида в i -м компоненте в k -й момент времени; $a_{ji}^{(k)}$ — интенсивность переноса радиоизотопа из j -го компонента в i -й; n — число компонентов в биогеоценозе.

Подобная модель с постоянными во времени интенсивностями потоков радионуклида была с успехом использована для прогноза перераспределения ^{54}Mn и ^{90}Sr в спелых древостоях (Jordan e. a., Алексахин и др., 1976). Однако попытка использовать уравнения с постоянными коэффициентами для описания процессов миграции радионуклидов в молодых лесах, в которых биомасса древесной растительности и содержание в ней зольных элементов увеличиваются с возрастом древостоя, оказалась неудачной.



Рис. 1. Структурная схема миграции ^{90}Sr в лесном биогеоценозе.

В связи с изложенным в настоящей работе поставлена задача построения модели миграции долгоживущего радионуклида ^{90}Sr в молодых лесах, возраст которых соответствует максимальному ежегодному приросту биомассы. Исследования проводились в сосновом и березовом древостоях II бонитета, сформировавшихся на темно-серых лесных суглинистых почвах с емкостью поглощения 38—40 мг-экв/100 г и содержанием обменных Ca^{2+} и Mg^{2+} , соответственно, 24—26 и 4—6 мг-экв/100 г почвы,

Схема миграции ^{90}Sr в рассматриваемых биогеоценозах, на основе которой строилась математическая модель, приведена на рис. 1. На схеме не представлен травяной покров, биомасса которого в молодых плотносомкнутых насаждениях мала и который поэтому не играет заметной роли.

Экспериментальные данные (рис. 2) о содержании ^{90}Sr в компонентах леса при аэрозольном разовом поступлении радионуклида заимствованы из опубликованной ранее работы (Тихомиров, 1976). Возраст деревьев к началу наблюдения составлял 23–25 лет.

При использовании разностных уравнений, когда промежуток времени между двумя измерениями сравнительно велик, необходимо учитывать возможность переноса радионуклида в физически несмежные блоки, например из почвы в листья и ветви через древесину. Такой перенос получил название транзитного.

В нашем случае были учтены транзитные потоки «почва—ветви», «почва—листья» и «древесина—листья (хвоя)». Введение других транзитных потоков не улучшало качества прогноза, т. е. для данного временного шага (1 год) и данного изотопа (^{90}Sr) их интенсивность ничтожна. Однако для больших промежутков времени и других изотопов могли бы понадобиться и иные транзитные потоки. Следовательно, в разностной модели, в отличие от моделей, использующих дифференциальные уравнения, структура связей между компонентами биогеоценоза определяется как величиной шага модели, так и природой радионуклида.

При построении модели миграции радионуклидов в молодых лесах было принято наиболее простое предположение о характере изменения потоков между компонентами, а именно: интенсивности потоков радионуклида из почвы во все компоненты древесной растительности возрастают в одинаковом отношении, а интенсивности остальных потоков постоянны во времени. Согласно этому предположению, можно записать в общем виде уравнения миграции ^{90}Sr в быстрорастущих древостоях.

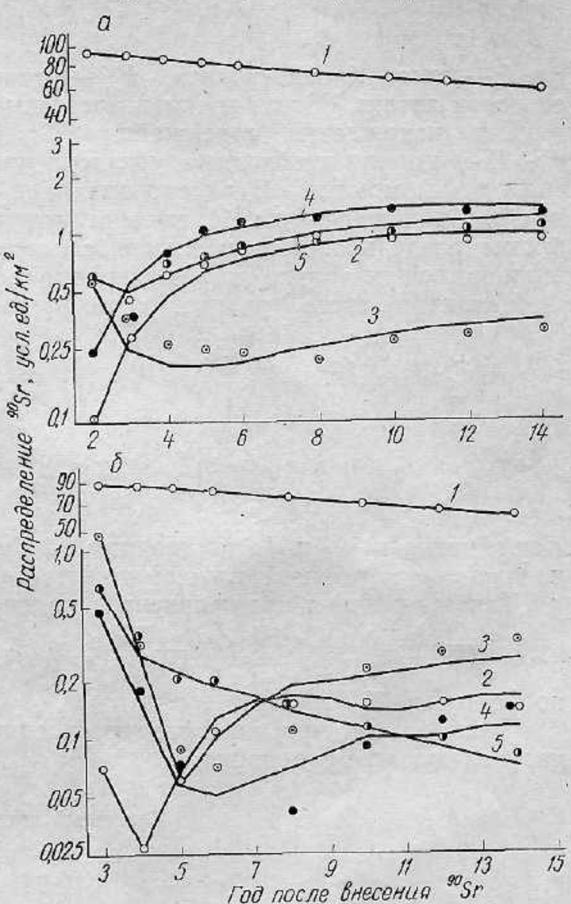


Рис. 2. Распределение ^{90}Sr в березовом (а) и сосновом (б) лесах.

Сплошные кривые построены по модели; точками обозначены экспериментальные данные: 1 — почва+подстилка, 2 — древесина, 3 — ветви, 4 — листья (хвоя), 5 — кора.

Пусть в начальный момент интенсивности потоков ${}^{90}\text{Sr}$ в лесу задаются множеством $a_{ij}^{(0)}$. Тогда

$$\begin{aligned} x_1^{(k+1)} &= \sum_{j=1}^n a_{j1} x_j^{(k)} - b^{(k)} \sum_{p=2}^n a_{1p} x_1^{(k)}, \\ x_i^{(k+1)} &= \sum_{j=1}^n a_{ji} x_j^{(k)} + b^{(k)} a_{ii} x_1^{(k)}, \quad i = 2, \dots, n, \end{aligned} \quad (2)$$

где 1 — номер блока «почва», $b^{(k)}$ — относительное увеличение интенсивности потока ${}^{90}\text{Sr}$ из почвы в древесные растения за k лет.

Для нахождения содержания ${}^{90}\text{Sr}$ в компонентах древостоя в $(k+1)$ -й момент необходимо, согласно уравнению (2), знать эти величины в k -й момент. В рассматриваемой нами модели подстилка и почва объединены (рис. 1) из-за отсутствия данных о каждом из этих блоков раздельно. В этом случае, согласно Ли (1966), $x_i^{(k+1)}$ должны вычисляться не только по значениям $x_i^{(k)}$, но и по $x_i^{(k-1)}$.

Исходя из этого, уравнения миграции принимают следующий вид:

$$\begin{aligned} x_1^{(k+1)} &= \sum_{j=1}^n (c_{j1} x_j^{(k)} + d_{ji} x_j^{(k-1)}) - b^{(k)} \sum_{p=2}^n c_{1p} x_1^{(k)} - b^{(k-1)} \sum_{p=2}^n d_{1p} x_1^{(k-1)}; \\ x_i^{(k+1)} &= \sum_{j=1}^n (c_{ji} x_j^{(k)} + d_{ji} x_j^{(k-1)}) + b^{(k)} c_{ii} x_1^{(k)} + b^{(k-1)} d_{ii} x_1^{(k-1)}, \quad i = 2, \dots, n. \end{aligned} \quad (3)$$

Коэффициенты c_{ji} и d_{ji} постоянные и представляют в общем случае нелинейную комбинацию коэффициентов a_{ij} .

Для вычисления коэффициентов уравнения (3) надо найти минимум функции $D^2 = \sum_k \sum_{i=1}^n (x_i^{(k)} - \tilde{x}_i^{(k)})^2$ по $c_{11} \dots c_{nn}$, k , а $\tilde{x}_i^{(k)}$ — рассчитанные по формуле (3).

После нахождения коэффициентов описанным выше способом получаем следующие уравнения:

Березовый лес

$$\begin{aligned} x_1^{(k+1)} &= 0,97x_1^{(k)} - x_2^{(k)} + 0,975x_4^{(k)} + 0,115x_5^{(k)} - \\ &\quad - [0,018 + 0,0083(b^{(k)} - 1)] x_1^{(k-1)} + 0,6x_2^{(k-1)}; \\ x_2^{(k+1)} &= 0,8x_2^{(k)} + 0,0025b^{(k)} x_1^{(k-1)} - 0,1x_2^{(k)}; \\ x_3^{(k+1)} &= 0,12x_2^{(k)} + 0,82x_3^{(k)} + 0,0008b^{(k)} x_1^{(k-1)} - 0,14x_2^{(k-1)}; \\ x_4^{(k+1)} &= 0,9x_2^{(k)} + 0,16x_3^{(k)} + 0,005b^{(k)} x_1^{(k-1)} - 0,15x_2^{(k-1)}; \\ x_5^{(k+1)} &= 0,08x_2^{(k)} + 0,86x_5^{(k)}; \\ b^{(k)} &= \begin{cases} 1 + 0,1k & \text{при } k \leq 10 \\ 2 + 0,05(k - 10) & \text{при } k > 10. \end{cases} \end{aligned} \quad (4)$$

Сосновый лес

$$\begin{aligned}
 x_1^{(k+1)} &= 0,972x_1^{(k)} - 1,02x_2^{(k)} + 0,675x_4^{(k)} + 0,155x_5^{(k)} - \\
 &\quad - [0,005 + 0,0013(b^{(k)} - 1)]x_1^{(k-1)} + 0,58x_2^{(k-1)}; \\
 x_2^{(k+1)} &= 0,85x_2^{(k)} + 0,0008b^{(k)}x_1^{(k-1)} - 0,5x_2^{(k-1)}; \\
 x_3^{(k+1)} &= 0,35x_2^{(k)} + 0,8x_3^{(k)} + 0,0004b^{(k)}x_1^{(k-1)} - 0,3x_2^{(k-1)}; \quad (5) \\
 x_4^{(k+1)} &= 0,15x_2^{(k)} + 0,2x_3^{(k)} + 0,3x_4^{(k)} + 0,0001b^{(k)}x_1^{(k-1)} - 0,14x_2^{(k-1)}; \\
 x_5^{(k)} &= 0,05x_2^{(k)} + 0,82x_5^{(k)};
 \end{aligned}$$

$$b^{(k)} = \begin{cases} 1 & \text{при } k \leq 7 \\ 1 + 0,11(k - 7) & \text{при } k > 7. \end{cases}$$

Для $b^{(k)}$ в обоих случаях была взята функция

$$b^{(k)} = \begin{cases} 1 + ak & \text{при } k \leq k' \\ 1 + ak' + \beta(k - k') & \text{при } k > k', \end{cases} \quad (6)$$

которая хорошо аппроксимируется S-образной кривой накопления зольных элементов минерального питания в древесной растительности (Ремезов и др., 1959; Молчанов, 1974).

В березовом лесу (рис. 2, а) 32 расчетных значения из 40 отличаются от экспериментальных менее чем на $\sigma_{\text{эксп}}$ и только в двух случаях отклонения превышают $2\sigma_{\text{эксп}}$. Так как сравнение производилось по 40 точкам, а уравнения содержат всего 23 параметра, то согласие расчета и эксперимента следует признать вполне удовлетворительным.

Другая картина наблюдается в сосновом лесу (рис. 2, б). Расчетные значения содержания ^{90}Sr в «почве + подстилке», древесине и коре отличаются от экспериментальных меньше чем на $\sigma_{\text{эксп}}$. В то же время в интервале с пятого по восьмой годы экспериментальные значения для ветвей и хвои лежат гораздо ниже расчетной кривой.

Причина этих расхождений в том, что была нарушена область применимости данной модели. При выводе уравнений (2) и (3) предполагалось, что внесение радионуклида не влияет на физиологические процессы у древесных растений. Но в сосновом лесу радионуклиды, поступающие из атмосферы, были надолго задержаны в кронах, а хвойные породы, как известно, особенно чувствительны к облучению. Следовательно, можно предполагать, что в данном конкретном случае имело место лучевое поражение элементов кроны — ветвей и хвои, что подтверждается и натурными наблюдениями (Тихомиров и др., 1972). Характер расхождения между расчетными и экспериментальными данными позволяет с высокой степенью вероятности утверждать, что в результате лучевого поражения резко снизилось поступление минеральных элементов в ветви и хвою сосны.

Анализ соответствия экспериментальных и расчетных значений динамики содержания ^{90}Sr показывает, что предложенная модель хорошо описывает миграцию радионуклидов в молодых лесных насаждениях при отсутствии лучевых эффектов.

Рассматривая динамику перераспределения ^{90}Sr в березовом лесу, мы наблюдаем спад содержания радионуклида в ветвях и коре в первые годы, сменяющийся к четвертому году увеличением ^{90}Sr . Этот спад объясняется интенсивным очищением поверхности ветвей и коры от

осевших на них радиоактивных частиц. Кроме того, часть радионуклида проникает в ткани ветвей и включается в метаболизм. Так как содержание ^{90}Sr в первые годы в почве сравнительно невелико, его отток из ветвей в листья превышает поступление из почвы. Оценки вклада внекорневого поступления радионуклида показали, что даже через шесть лет после выпадений радионуклида 50% общего содержания ^{90}Sr в ветвях березы было обусловлено внекорневыми источниками ^{90}Sr ; к десятому году эта величина снижается до 18%. Одновременно увеличивается вклад корневого поступления из почвы, и содержание радионуклида в биомассе древесных растений монотонно возрастает.

Анализируя ход накопления ^{90}Sr древесной растительностью, можно отметить, что в спелых древостоях его накопление в биомассе идет менее интенсивно, чем в молодых, а через 11–12 лет после выпадений радионуклида начинает снижаться вследствие радиоактивного распада ^{90}Sr (Алексахин и др., 1976). В молодых древостоях радиоактивный распад ^{90}Sr не может компенсировать увеличение потока ^{90}Sr из почвы за счет прироста биомассы. Однако в расчете на единицу биомассы динамика концентраций радионуклида в древесных растениях практически не зависит от возраста древостоя и определяется только видовым составом.

Как было отмечено выше, коэффициенты уравнения (3) представляют нелинейную комбинацию коэффициентов уравнения (2) и оценить по ним интенсивности потоков радионуклида в общем случае нельзя. Но если некоторые потоки ^{90}Sr близки к нулю, то ряд интенсивностей потоков можно вычислить (см. таблицу). Интенсивности потоков ^{90}Sr между отдельными компонентами надземной части деревьев в молодом березовом лесу отличаются от соответствующих величин в спелом древостое не более чем на 25% (а если исключить поток «древесина — кора», то лишь на 12%).

Интенсивности потоков ^{90}Sr в молодом и взрослом березовых лесах, год $^{-1}$

Объект	Поток				
	ветви → листья	ветви → ветви	древесина → кора	кора → кора	кора → почва + подстилка
Молодой березовый лес . . .	0,16	0,82	0,08	0,78	0,195
Взрослый березовый лес . . .	0,15	0,80	0,06	0,80	0,175

Это подтверждает принятное при построении модели предположение, что интенсивности потоков между компонентами древостоя мало изменяются с возрастом. Иными словами, указанные величины могут быть названы видовыми характеристиками древесных пород.

Московский государственный
имени М. В. Ломоносова

Поступила в редакцию
3 мая 1979 г.,
в окончательном варианте —
3 марта 1980 г.

ЛИТЕРАТУРА

- 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.
Ли Р. Оптимальные оценки, определение характеристик и управление. М., «Наука», 1966, с. 176.

- Молчанов А. А. Продуктивность сосняков бруснично-мшистых в Прокудином бору Московской области. — В сб. Продуктивность органической и биологической массы леса. М., «Наука», 1974, с. 16—23.
- Прохоров В. М., Гинзбург Л. Р. Моделирование процесса миграции радионуклидов в лесных насаждениях. — Экология, 1971, № 5, с. 11—19.
- Ремезов Н. П., Быкова Л. Н., Смирнова К. М. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах европейской части СССР. М., Изд-во МГУ, 1959. 283 с.
- Тихомиров Ф. А. Вопросы радиоэкологии лесных биогеоценозов. — В сб. Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976, с. 70—85.
- Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Федоров Е. А. Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения. — В сб. Peaceful uses of Atomic Energy, UN, New York, IAEA, Vienna, 1972, v. 11, p. 675—688.
- Olson J. S. Equilibrium for cesium transfer in *Liriodendron* forest. — Health Physics, 1965, v. 11, N 12, p. 1385—1389.
- Jordan K., Kline J. R., Sasscer D. S. A simple model of strontium and manganese dynamics in tropical rain forest. — Health Physics, 1973, v. 24, N 5, p. 477—480.