

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПЛЕКСАХ ОРЕНБУРЖЬЯ

Исследование миграции элементов по почвенному профилю – один из важных подходов к изучению антропогенного влияния на растительность. Миграция радионуклидов по профилю почвы происходит благодаря перемещению почвенных частиц, в состав которых они входят, за счет движения почвенной влаги, содержащей растворимые и коллоидные их формы. Сорбция тяжелых металлов осуществляется за счет двух процессов: быстрой – обменной и медленной необменной.

Теоретически и практически было показано, что для миграции стронция справедлива модель обычных уравнений диффузии Фика с эффективным коэффициентом диффузии [1,2]. Для случая миграции цезия-137 из-за процессов необратимости и неравновесности сорбции нельзя использовать уравнение Фика для описания миграции.

Ряд математических моделей миграции радионуклидов представлен в работах Фрида А.С., Рубина А.Б., Грановского В.Г., Прохорова В.М. и ряда других исследователей.

Рассмотрим в качестве возможной модели почву как гетерогенную диффузионную среду, состоящую из двух фаз: фаза I – твердая фаза почвы, которая сорбирует ионы тяжелых металлов, фаза II – почвенный раствор. В начальный момент времени в почвенном растворе, фаза II, образовалась концентрация ионов тяжелых металлов C_0 . В процессе диффузии по профилю происходит сорбция ионов на твердой фазе I и, кроме того, поглощается корневой системой растений.

Запишем уравнение, учитывающее диффузию, процессы сорбции твердой фазой почвы и корнями растений, для почвенного раствора, предполагая, что концентрация меняется по профилю.

$$\frac{\partial C_0}{\partial t} = k \cdot D_x \cdot \frac{\partial^2 C_0}{\partial x^2} - \alpha \cdot C_0 - \beta \cdot C_0, \quad (1)$$

где C_0 – концентрация ионов тяжелых металлов в водном растворе в момент t в точке с координатой x ;

D_x – коэффициент диффузии радионуклидов по профилю;

k – коэффициент, учитывающий неоднородность потока диффузии из-за изменения сечения;

β – константа скорости сорбции радионуклидов твердой фазой;

α – константа поглощения корневой системой радионуклидов.

Дополним уравнение диффузии уравнением материального баланса для переноса вещества из жидкой фазы в твердую (почвенную и корневую систему).

$$a_1 \cdot \frac{\partial C_1}{\partial t} = \beta \cdot C_0 \cdot a_0, \quad (2)$$

$$a_2 \cdot \frac{\partial C_2}{\partial t} = \alpha \cdot C_0 \cdot a_0, \quad (3)$$

где C_1 – концентрация радионуклидов в твердой фазе (почвенными частицами) в момент времени t ;

C_2 – концентрация радионуклидов в твердой фазе (корневой системе);

a_0, a_1, a_2 – объемные доли жидкой, твердой фазы и корневой системы.

При аналитических исследованиях (и отборе проб почв и растений) определяются концентрации радионуклидов в почве и корневой системе растений.

Уравнение для C_0 имеет второй порядок по x и первый порядок по t , следовательно, для получения решений необходимо два граничных условия и одно начальное.

Пусть в начальный момент времени на профиле $x = 0$ имеем начальную концентрацию тяжелых металлов в жидкой и твердой фазах:

$$\left. \begin{array}{l} C_0 = A \cdot \delta \\ C_1 = 0 \end{array} \right\} \Rightarrow t = 0, X = 0$$

$$\frac{dC_0}{dX} = \frac{dC_1}{dX} = 0 \text{ при } X=0,$$

где A – концентрация в единицах объема жидкой фазы в начальный момент времени, δ – дельта-функция.

Решение уравнения (1) представим в виде:

$$C_0 = \frac{A}{2\sqrt{\pi k D t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4 D k}\right) \quad (4)$$

Подставим полученное выражение во (2) и (3) уравнения, получим:

$$a_1 \frac{dC_1}{dt} = \beta a_0 \frac{A}{2\sqrt{\pi k D t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4 D k}\right) \quad (5)$$

$$C_2 = \frac{a_0 \beta}{a_1} \cdot \frac{A}{2\sqrt{\pi k D}} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4 D k}\right) dt \quad (6)$$

аналогично для C_2

$$C_2 = \frac{\alpha \cdot a_0}{a_2} \cdot \frac{A}{2\sqrt{\pi k D}} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) dt \quad (7)$$

Необходимо отметить, что концентрация радионуклидов в почве складывается из элементов, содержащихся в жидкой и твердой фазах.

$$G = C_0 a_0 + C_1 a_1 \quad (8)$$

Суммарная концентрация в почве и корнях:

$$G(x, t) = \frac{A a_0}{2\sqrt{\pi k D t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) + \frac{a_0 \beta A}{2\sqrt{\pi k D}} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) dt \quad (9)$$

Тогда:

$$G(x, t) = \int_0^t \frac{A}{2\sqrt{\pi k D t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) dt + \frac{a_0 \beta A}{2\sqrt{\pi k D}} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) dt + \frac{a_0 \alpha A}{2\sqrt{\pi k D}} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) dt \quad (10)$$

Определим долю радионуклидов, находящуюся в слое толщиной ΔX , где $\Delta X = X_2 - X_1$

$$G_{\Delta X} = \int_{x_1}^{x_2} G(X, t) dt = \frac{A a_0}{2} \exp(-(\beta + \alpha)t) \cdot \left[\operatorname{erf}\left(\frac{x_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{x_1}{2\sqrt{Dkt}}\right) \right] + \frac{a_0 A \beta}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t - \frac{x^2}{4Dk}\right) \cdot \left[\operatorname{erf}\left(\frac{x_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{x_1}{2\sqrt{Dkt}}\right) \right] dt + \frac{a_0 \alpha A}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t\right) \cdot \left[\operatorname{erf}\left(\frac{x_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{x_1}{2\sqrt{Dkt}}\right) \right] dt, \quad (11)$$

где $\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-Z^2} dZ$

Определим значение $G_{\Delta X}$ при $x_1 = 0, x_2 = t$

$$G_{\Delta X}(0, X_2, t) = \frac{A a_0}{2} \exp(-(\beta + \alpha)t) \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) + \frac{a_0 \beta A}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t\right) \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) dt + \frac{a_0 \alpha A}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t\right) \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) dt \quad (12)$$

$$+ \frac{a_0 \alpha A}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-(\beta + \alpha) \cdot t\right) \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) dt$$

При отсутствии процессов сорбции получим ($\beta \rightarrow 0$)

$$G_{\Delta X}(0, X, t) = \frac{1}{2} A a_0 \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) \cdot \exp(-\alpha \cdot t) + \frac{a_0 \beta A}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-\alpha \cdot t\right) \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) dt + \frac{a_0 \alpha A}{2} \cdot \int_0^t \frac{1}{\sqrt{t}} \cdot \exp\left(-\alpha \cdot t\right) \cdot \operatorname{erf}\left(\frac{X_2}{2\sqrt{Dkt}}\right) dt. \quad (13)$$

Подынтегральная функция с ростом t стремится к нулю, и, следовательно, значения интеграла перестают изменяться, что соответствует полной сорбции тяжелых металлов твердой фазы почвы и корневой системы.

Сорбцию радионуклидов твердой фазой почвы и корневой системой описали уравнения (2) и (3). Изменение концентрации в жидкой фазе за счет процессов сорбции определим:

$$\frac{dC_0}{dt} = -\beta C_0 \quad (\text{для жидкой фазы})$$

откуда при $C_0 = A$ и $C_1 = 0$ получим:

$$C_0 = A \cdot \exp^{-(\beta + \alpha)t} \quad (14)$$

С учетом уравнения (2) и (3) имеем:

$$a_1 \frac{dC_1}{dt} = \beta \cdot a_0 A \cdot \exp^{-(\beta + \alpha)t} \quad (15)$$

и

$$a_2 \frac{dC_2}{dt} = \alpha \cdot a_0 A \cdot \exp^{-(\beta + \alpha)t} \quad (16)$$

Интегрируя (15) и (16), получим:

$$C_1 = \frac{a_0}{a_1} \beta A \cdot (1 - \exp(-(\beta + \alpha)t)) \quad (17)$$

$$C_2 = \frac{a_0}{a_2} \alpha A \cdot (1 - \exp(-(\beta + \alpha)t)) \quad (18)$$

При стационарном режиме при $t \rightarrow \infty$ получим: (19)

$$C_0 = 0; \quad C_1 = \frac{a_0}{a_1} \beta A; \quad C_2 = \frac{a_0}{a_2} \alpha A$$

Как видно из (19), при стационарном режиме устанавливается линейная зависимость концентрации радионуклидов в твердой фазе почв и растительных корнях.

Исходя из предположения об установившемся режиме распределения радионуклидов между твердой фазой почв и корневой систе-

мой, проводился отбор проб почв по профилю 0-50 см и надземной части растений. При этом предполагалось равномерное распределение радионуклидов по растению в целом.

Методика проведения эксперимента

В местах отбора проб почвы замерялась мощность дозы гамма-излучения, которая изменяется в пределах от 10 до 15 мкР/ч.

Для обследования выбирался участок размером приблизительно 100 на 100 метров на природных ландшафтах. На сельскохозяйственных угодьях выбирался элементарный участок (отдельный обрабатываемый участок, занятый одной культурой). Площадки, подлежащие обследованию, выбирались с однородным почвенным и растительным покровом, наиболее типичным по основным агроэкологическим признакам для данного района: типы почв, элементы рельефа. Пробы почв отбирали методом конверта.

Характер и размеры вертикальной миграции радиоактивных веществ Sr-90 и Cs-137 исследовались по профилю 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 см для почв естественных экосистем и на глубину пахотного слоя (0-30 см) для почв агроэкосистем. Пробы отбирались в районах, представленных различными типами почв: черноземы южные; обыкновенные; типичные; неполноразвитые щебневатые и темно-каштановые.

Пробы каждого слоя в точке отбора тщательно перемешивали, освобождали от камней, корней и других включений. Из общей массы методом квартования отбирали около 1 кг смешанного образца. Почвы высушивают до воздушно-сухого состояния, измельчают на мельнице и просеивают через сито диаметром отверстий 2 мм. Затем квартованием отбирали пробу массой 50 – 100 г для последующего анализа.

Растительные пробы отбирались на тех же участках, что и пробы почв. С посевов сельскохозяйственных культур пробы отбирались по диагонали поля или ломаной кривой. Отбор трав сенокосных угодий и пастбищ производили на месте отбора индивидуальной пробы почвы на выделенном участке 1 м². В случае низкой урожайности трав площадь отбора увеличивали до величины, гарантирующей отбор смешанного образца не менее 1 кг.

Объединенные пробы измельчали на отрезки 1-3 см. Затем методом квартования из этой пробы выделяли среднюю пробу, которую высушивали в сушильном шкафу при температуре 60°С до воздушно-сухого состояния, с пос-

ледующим измельчением и просеиванием через сито с отверстием диаметром 2 мм. Масса пробы после высушивания составляла 100 г.

Для определения качественного и количественного состава стронция-90 и цезия-137 проводили радиохимическое и спектрометрическое исследование полученных образцов почвы и растительности на базе агрохимлаборатории.

Результаты исследований

Изучение вертикального распределения валовых форм цезия-137, стронция-90 по почвенным профилям показало, что за период времени, истекший с момента загрязнения почв, радионуклиды на этих участках мигрировали на значительную глубину.

В таблицах 1,2 представлены результаты исследования содержания радионуклидов цезия-137, стронция-90 в различных типах почв естественных экосистем.

На всей обследованной территории суммарная концентрация цезия-137 выше стронция-90. Процесс вертикальной миграции цезия-137 по почвенному профилю для естественных экосистем идет интенсивнее стронция-90.

Концентрация цезия-137 для естественных экосистем по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе типичном. В черноземе южном неполноразвитом щебневатом изменение интенсивности описывается двумя уравнениями регрессии: в почвенном профиле 0-20 см процесс вертикальной миграции идет более интенсивно, в профиле 20-50 см значимого изменения концентрации не наблюдается. В остальных обследованных типах почв концентрации по почвенному профилю меняются незначительно. Максимальные концентрации цезия-137 отмечаются в черноземе южном щебневатом неполноразвитом в слое 0-5 см (33,9 Бк/кг). Для агроэкосистем в пахотном горизонте (0-30 см) максимальное содержание цезия-137 отмечено в черноземе южном щебневатом неполноразвитом – 14,8 Бк/кг.

Максимальные концентрации стронция-90 для естественных экосистем отмечаются в черноземе южном неполноразвитом щебневатом в слое 0-5 см (18,7 Бк/кг). Отмечен рост содержания стронция-90 по профилю в пробах темно-каштановой почвы. При этом наблюдается тенденция к образованию второго слоя аккумуляции, максимум концентрации приходится на профиль 10-20 см – 12,8 Бк/кг, минимум концентрации на профиль 0-5 см – 9,7 Бк/кг.

Таблица 1. Динамика распределения цезия-137 по вертикальному профилю в почвах естественных экосистем, Бк/кг

Глубина слоя, см	Чернозем обыкновенный	Чернозем типичный	Чернозем южный неполноразвитый щебневатый	Темно-каштановая	Чернозем южный
0-5	18,3 ± 2,3	19,6 ± 3,62	33,9 ± 5,78	15,8 ± 2,37	18,1 ± 2,87
5-10	13,4 ± 2,01	15,1 ± 2,41	14,3 ± 2,14	12,8 ± 1,8	9,4 ± 1,45
10-20	9,2 ± 1,2	11,3 ± 1,36	11,4 ± 1,82	14,6 ± 2,19	12,4 ± 1,61
20-30	9,8 ± 1,37	11,1 ± 1,65	11,4 ± 1,71	13,3 ± 1,12	11,3 ± 2,14
30-40	12,4 ± 1,51	11,0 ± 0,98	11,5 ± 1,49	10,2 ± 1,22	9,8 ± 1,76
40-50	9,1 ± 1,09	9,6 ± 1,44	9,9 ± 1,58	10,3 ± 1,54	10,5 ± 1,57

Таблица 2. Динамика распределения стронция-90 по вертикальному профилю в почвах естественных экосистем, Бк/кг

Глубина слоя, см	Чернозем обыкновенный	Чернозем типичный	Чернозем южный неполноразвитый щебневатый	Темно-каштановая	Чернозем южный
0-5	11,3 ± 2,03	13,8 ± 2,74	18,7 ± 3,61	9,7 ± 1,39	12,4 ± 2,53
5-10	10,8 ± 1,94	13,9 ± 2,78	12,1 ± 2,78	11,2 ± 1,79	9 ± 1,74
10-20	9,3 ± 1,48	10,7 ± 2,18	10,7 ± 1,71	12,8 ± 2,17	11,5 ± 2,11
20-30	9,7 ± 1,84	9,5 ± 1,81	9,8 ± 1,89	12,5 ± 1,85	10 ± 1,62
30-40	10,5 ± 1,55	9,2 ± 1,73	10,2 ± 1,42	10,5 ± 1,63	9,6 ± 1,49
40-50	9,4 ± 1,78	9,2 ± 1,54	9,3 ± 1,52	10,2 ± 1,44	9,2 ± 1,23

Концентрация цезия-137 по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе неполноразвитом щебневатом. В остальных обследованных районах концентрация стронция-90 изменяется незначительно по почвенному профилю

Для агроэкосистем в пахотном горизонте (0-30 см) максимальное содержание стронция-90 отмечено в черноземе южном щебневатом неполноразвитом – 12,3 Бк/кг.

Содержание в растениях Cs-137 варьировало от 2,0 до 26,6 Бк на кг сухой массы. Максимальное содержание цезия-137 наблюдалось в полыни обыкновенной 26,6 Бк/кг сухой массы (чернозем южный), в тысячелистнике – 23,7 Бк/кг сухой массы (чернозем южный щебневатый неполноразвитый). Минимальное содержание цезия-137 отмечено в пшенице – 2,0 (чернозем обыкновенный) и в ковыле – 2,2 (чернозем южный щебневатый неполноразвитый) Бк/кг сухой массы.

Стронций-90 обнаружен в растениях в пределах от 2,2 до 8,9 Бк на кг сухой массы. Максимальное содержание стронция-90 наблюдалось в полыни обыкновенной – 8,9 Бк/кг сухой массы (чернозем обыкновенный), минимальное содержание – в пшенице – 2,2 (чернозем обыкновенный) и в ржи – 2,4 Бк/кг сухой массы (чернозем типичный).

Для оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используют коэффициент накопления или коэффициент концентрации – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно.

Выразим из уравнения (19) А:

$$A = \frac{C_1 \cdot a_1}{\beta \cdot a_0}, \quad (20)$$

$$A = \frac{C_2 \cdot a_2}{\alpha \cdot a_0} \quad (21)$$

Приравняем правые части (20) и (21)

$$\frac{C_1 \cdot a_1}{\beta \cdot a_0} = \frac{C_2 \cdot a_2}{\alpha \cdot a_0}, \text{ откуда } C_2 = \frac{\alpha \cdot a_1}{\beta \cdot a_2} \cdot C_1 \quad (22)$$

Обозначим коэффициент пропорциональности между C_2 и C_1 как

$$K_n = \frac{\alpha \cdot a_1}{\beta \cdot a_2}. \quad (23)$$

Получим

$$C_2 = K_n \cdot C_1 \quad (24)$$

В таблице 3 приведены значения коэффициента K_n , рассчитанные для различного типа почв и для растений степной зоны.

Анализ результатов расчета коэффициента накопления цезия-137 биомассой растений показал, что цезий-137 поглощается растениями более интенсивно и изменяется от 0,12 до 2,08 для цезия-137, для стронция-90 от 0,20 до 0,86.

Максимальное значение коэффициента накопления по цезию-137 имеют: полынь обыкновенная (2,08 – 0,8), пижма (1,56), эспарцет (1,13), тысячелистник (1,33 – 0,91) и подсолнечник (1,13); минимальное значение наблюдается у пшеницы (0,38 – 0,18) и ковыля (0,44 – 0,12). На всех обследованных типах почв полынь обыкновенная имеет наибольшую интенсив-

Таблица 3. Значение коэффициента K_n

Тип почв	Растения	K_n , Cs-137	K_n , Sr-90
чернозем обыкновенный	Полынь	1,83	0,86
	Эспарцет	1,13	0,46
	Пшеница	0,18	0,24
	Овсяг	0,30	0,29
чернозем типичный	Пырей	0,83	0,63
	Ковыль	0,45	0,43
	Овсяг	0,34	0,45
	Рожь	0,39	0,21
	Шалфей	0,76	0,41
	Полынь	0,80	0,71
чернозем южный щебневатый неполноразвитый	Тысячелистник	1,33	0,61
	Овес	0,59	0,34
	Ковыль	0,12	0,20
	Кострец безостый	0,65	0,31
темно-каштановая	Шалфей	0,74	0,54
	Вейник	1,14	0,39
	Подсолнечник	1,13	0,44
	Полынь	1,56	0,5
	Тысячелистник	0,52	0,45
	Пижма	1,56	0,66
	Пшеница	0,25	0,32
чернозем южный	Пшеница	0,38	0,26
	Полынь	2,08	0,40
	Тысячелистник	0,91	0,40

ность накопления радионуклидов биомассой. Интенсивность аккумуляции цезия-137 полынью обыкновенной в зависимости от типа почв изменяется в следующем порядке: чернозем южный > чернозем обыкновенный > темно-каштановая > чернозем типичный.

Максимальное значение коэффициента накопления по стронцию-90 имеют: полынь обыкновенная (0,86 – 0,71), пижма (0,66), пырей (0,63) и тысячелистник (0,61); минимальное значение наблюдается у пшеницы (0,32 – 0,24), ржи (0,21) и ковыля (0,20). Интенсивность аккумуляции стронция-90 полынью обыкновенной в зависимости от типа почв изменяется в следующем порядке: чернозем обыкновенный > чернозем типичный > темно-каштановая > чернозем южный.

Выводы

1. Изучение вертикального распределения валовых количеств Cs-137 и Sr-90 по почвенным профилям показало, что за период времени, истекший с момента загрязнения почв, радионуклиды на этих участках мигрировали на значительную глубину (более 50 см).

2. Максимальные концентрации цезия-137 и стронция-90 для естественных экосистем отмечаются в черноземе южном неполноразвитом

щебневатом в поверхностном слое (0-5 см). Концентрация цезия-137 по почвенному профилю экспоненциально убывает с глубиной в черноземе неполноразвитом щебневатом. В остальных обследованных типах почв концентрация цезия-137 и стронция-90 изменяется незначительно и относительно равномерна распределена по почвенному профилю. При распределении Sr-90 в темно-каштановой почве наблюдается тенденция к образованию второго слоя аккумуляции.

3. На всей обследованной территории суммарная концентрация цезия-137 выше стронция-90, процесс вертикальной миграции цезия-137 по почвенному профилю для естественных экосистем идет интенсивнее стронция-90. Для естественных и агроэкосистем максимальные концентрации цезия-137 и стронция-90 отмечаются в черноземе щебневатом неполноразвитом.

4. Наибольшей интенсивностью накопления радионуклидов биомассой растений по цезию-137 обладают полынь, эспарцет, тысячелистник (чернозем южный, обыкновенный и темно-каштановая почва) и пижма, вейник, полынь (темно-каштановая почва); по стронцию-90 полынь (чернозем типичный и обыкновенный) и тысячелистник (чернозем южный щебневатый неполноразвитый).

Список использованной литературы:

1. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергозатрат, 1981. С. 100.
2. Фрид А.С. Влияние свойств почвы на диффузионную миграцию в ней стронция-90: Автореф. канд. хим. наук. Л., 1970. С.17.