

УДК 546.76:631.438.2(470.55)

## МИГРАЦИЯ $^{90}\text{Sr}$ В ПОЧВАХ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА (ВУРС)

© 2022 г. В. Г. Граковский<sup>1</sup>, А. С. Фрид<sup>2,\*</sup><sup>1</sup>Федеральный исследовательский центр “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”  
119017 Москва, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Россия<sup>2</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт фитопатологии  
143050 п/о Большие Вязёмы, Московская обл., ул. Институт, влад. 5, Россия

\*E-mail: asfrid@mail.ru

Поступила в редакцию 06.12.2021 г.

После доработки 10.01.2022 г.

Принята к публикации 15.01.2022 г.

В 6-ти различных почвах (от автоморфных до гидроморфных (темно-серой лесной на дресве плотных пород, серой лесной среднесуглинистой, черноземе выщелоченном, черноземно-луговой солончаковатой, лугово-болотной осолоделой, темно-серой лесной осолоделой) в 20-кратной загрязненности измерены профильные распределения  $^{90}\text{Sr}$  для сроков 10–25 лет после аэрогенного загрязнения. Определены физические, химические, физико-химические свойства почв, а также формы нахождения  $^{90}\text{Sr}$  (водорастворимой, обменной, необменной), по которым оценены коэффициенты распределения. Профильные распределения  $^{90}\text{Sr}$  адекватно описываются динамическими моделями диффузии, конвективной диффузии и диффузии с необратимой сорбцией для каждого срока миграции. Оценки параметров этих моделей миграции составили для коэффициента диффузии  $(2-7) \times 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ , коэффициента конвективной диффузии – немного меньше, скорости направленного переноса вниз – 0.05–0.20 см/год. Оценки диффузионных параметров имели тенденцию к росту с увеличением времени миграции. Показано, что за 25 лет после загрязнения полной фиксации  $^{90}\text{Sr}$  в этих почвах не произошло, а оценка срока почти полной фиксации для чернозема выщелоченного составила 730–1460 лет. Найдено, что в этой выборке почв ожидаемая обратная зависимость между скоростью миграции и степенью сорбции  $^{90}\text{Sr}$  имеет ограничения.

*Ключевые слова:*  $^{90}\text{Sr}$ , миграция в почвах, сроки миграции, параметры моделей миграции, сорбция, свойства почв, Восточно-Уральский радиоактивный след.

DOI: 10.31857/S0002188122040081

### ВВЕДЕНИЕ

Описание миграции долгоживущих осколков деления в почвах математическими моделями стало активно развиваться после испытаний ядерного оружия с глобальным загрязнением почвенного покрова. Это направление научных работ стимулировали также техногенные аварии на ядерных объектах с большими ареалами загрязнения территорий. Основным интерес с точки зрения радиационной опасности представляют  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  с периодами полураспада  $\approx 30$  лет.

Для описания поведения этих радионуклидов в почвах проводили лабораторные опыты по диффузии [1, 2], лизиметрические опыты [3], полевые наблюдения [4–7].

Из динамических математических моделей в основном использовали модели диффузии (в том числе двухкомпонентной) и конвективной диф-

фузии. В полевых многолетних условиях при адекватности этих моделей их параметры отражают влияние и многих других процессов, кроме собственно диффузии и переноса с водой – сорбции и десорбции, переноса радионуклида на мелких почвенных частицах, переноса в корневых системах растений, почвенными животными и т.п. [1].

Распространены представления о связи скорости миграции с величиной и прочностью сорбции, с соотношением более “подвижных” и менее “подвижных” форм радионуклидов в почвах [2, 8]. Однако получение прямых доказательств этих гипотез, особенно для полевых условий, затруднительно.

Цель работы – изучение распределения  $^{90}\text{Sr}$  по глубине в различных почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) Кыштымской

аварии 1957 г., оценка параметров моделей миграции и выявление связи их со свойствами почв и сорбционным поведением  $^{90}\text{Sr}$ .

### МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Экспериментальные исследования проводили на территории ВУРС через 10–25 лет после загрязнения. Один из авторов данной работы (Граковский В.Г.) много лет работал на опытной станции (ОНИС ПО “Маяк”) как сотрудник Почвенного института им. В.В. Докучаева. В данной работе представлены экспериментальные данные его собственных работ, которые он выполнял параллельно с плановыми работами ОНИС.

Было выделено 6 площадок (примерно по 1000 м<sup>2</sup>) в различных ландшафтах, и на каждой площадке было выкопано по 20 разрезов с отбором образцов почв ненарушенного строения.

Образцы почвы были разрезаны на слои по 2 см, для каждого слоя определяли содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , влажность, плотность (объемный вес), некоторые физико-химические характеристики почвы, а также (для почвенных горизонтов) содержание водорастворимого, обменного и обменного  $^{90}\text{Sr}$  как традиционных показателей оценки подвижности радионуклидов. В настоящей работе обсудили результаты исследования поведения только  $^{90}\text{Sr}$ , результаты для  $^{137}\text{Cs}$  были опубликованы в [9]. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  определяли через суммарную  $\beta$ -активность образцов с исключением активности радиоцезия, которая составила 3–5% от суммарной.

В основу модельного описания полученных профильных распределений  $^{90}\text{Sr}$  были положены модели диффузии и конвективной диффузии. Наличие множества повторностей на каждой площадке (почве) позволило надежно количественно охарактеризовать не только средние содержания в слоях, но и пространственное варьирование профильных распределений, указать допустимые коридоры концентраций при подгонке (подборе) параметров моделей миграции, а также оценить разброс величин параметров.

Базовым допущением во всех модельных расчетах принято, что параметры моделей миграции существенно не менялись ни по глубине почвы, ни по времени миграции. Это допущение связано с тем, что при многолетнем рассмотрении реальные процессы миграции при периодической смене времен года, температуры и влажности почвы, а также при учете цикличности роста растений и т.п.) происходит усреднение многих даже разнонаправленных отдельных процессов.

Напомним, что найденные величины (оценки) параметров моделей миграции являются “кажущимися” постольку, поскольку характеризуют лишь адекватность моделей экспериментальным данным. Физический смысл им придает сопоставление с независимой от данного эксперимента информацией. В дальнейшем тексте определение “кажущийся” было опущено.

Процедура подбора оценок параметров моделей миграции была следующей. Для экспериментально найденных средних концентраций  $^{90}\text{Sr}$  (в долях от общего содержания) в отдельных слоях почвы рассчитывали интервал величин ( $\pm 1$  или  $\pm 0.5$  среднеквадратичного отклонения), обусловленный точностью измерения и пространственным варьированием. Если величина параметра или сочетания параметров позволяли получить расчетные концентрации, укладывающиеся в этот коридор, то это являлось первым критерием адекватности величин параметров и самих моделей. Естественно, что учитывали и качественную картину хода концентрации по глубине и времени.

Сопоставимость параметров миграции для 2-х и более сроков позволила с большей надежностью судить об адекватности моделей миграции и их параметров, чем по одному сроку измерения. Это – второй критерий адекватности.

### РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 1 и 2 представлены некоторые измеренные свойства почв, в табл. 3 и 4 – содержания форм  $^{90}\text{Sr}$ . Для обобщенной характеристики профильных распределений в табл. 1 и 3 рассчитаны медианные величины для каждого показателя. Данные табл. 1 показали, что наибольшая влажность почвы соответствовала лугово-болотной осолоделой почве (площадка 5), хотя понятно, что влажность является краткосрочной характеристикой. Наибольшее содержание обменных и водорастворимых Са и Mg найдено в черноземно-луговой солончаковой почве (площадка 4), наименьшее – в серой лесной среднесуглинистой (площадка 2) и в темно-серой лесной осолоделой (площадка 6). Выявлена высокая ( $r = 0.955$ ) и значимая (уровень значимости 0.02) корреляция между медианными величинами обменных и водорастворимых форм Са и Mg.

Отмечено (табл. 3) довольно слабое изменение (уменьшение) средней доли водорастворимого  $^{90}\text{Sr}$  по глубине почв. Наибольшая ее доля выявлена на площадках 5 и 6, наименьшая – на площадках 2 и 3. Высокая и значимая корреляция медианных величин этого показателя найдена с медианными параметрами весовой и объемной

**Таблица 1.** Некоторые свойства почв экспериментальных площадок

Глубина, см	Влажность весовая	Влажность объемная	Водорастворимые		Обменные	
	%		Ca	Ca + Mg	Ca	Ca + Mg
			мг-экв/кг			
Площадка 1. Почва темно-серая лесная на дресве плотных пород, южный склон пологого холма, луг ковыльно-разнотравный						
0–2	59.6	17.9	–	–	–	–
2–4	47.5	28.5				
4–6	32.0	25.0				
6–8	25.8	23.5				
8–10	19.6	19.2				
10–12	15.0	16.1				
12–14	11.9	13.6				
14–16	10.5	12.6				
16–18	10.2	12.9				
Медиана	20	18				
Площадка 2. Почва серая лесная среднесуглинистая, лес						
0–2	70.0	21.7	17.2	19.4	357	457
2–4	50.0	27.5	8.0	9.4	270	360
4–6	35.5	23.1	3.4	4.6	200	250
6–8	25.8	19.9	3.0	4.2	180	220
8–10	21.5	18.7	2.6	3.6	180	210
10–12	18.2	18.9	2.4	3.4	180	210
12–14	15.8	16.9	2.3	3.0	180	210
14–16	14.4	15.8	2.3	3.0	170	200
16–18	14.0	16.2	2.3	3.0	160	180
18–20	14.0	17.2	2.3	3.0	160	180
20–22	14.2	17.6	2.3	3.0	170	190
22–24	14.7	18.4	2.3	3.0	180	200
Медиана	17	19	2.4	3.2	180	210
Площадка 3. Почва – чернозем выщелоченный, залежь						
0–2	21.7	17.4	6.7	10.0	320	410
2–4	22.1	20.3	5.6	7.7	300	350
4–6	22.3	21.0	4.8	6.8	300	350
6–8	22.2	21.3	4.0	5.6	300	350
8–10	21.4	21.0	4.0	5.3	300	350
10–12	20.3	20.1	4.0	5.0	300	350
12–14	19.1	19.5	3.9	4.9	300	350
14–16	18.0	18.4	3.9	4.9	300	350
16–18	17.2	17.5	3.8	4.8	300	350
Медиана	21	20	4.0	5.3	300	350
Площадка 4. Почва черноземно-луговая солончаковатая						
0–2	65.0	24.7	10.0	15.4	692	890

Таблица 1. Окончание

Глубина, см	Влажность весовая	Влажность объемная	Водорастворимые		Обменные	
	%		Ca	Ca + Mg	Ca	Ca + Mg
			мг-экв/кг			
2–4	57.3	29.8	9.5	14.2	452	547
4–6	48.7	36.0	6.8	10.0	446	525
6–8	40.6	35.3	6.0	8.4	434	482
8–10	36.8	34.6	5.2	7.6	408	464
10–12	34.7	33.0	5.2	7.6	400	455
12–14	33.9	32.5	5.0	7.0	400	455
14–16	33.4	32.4	5.0	7.0	400	455
16–18	33.1	32.1	5.0	7.0	400	455
18–20	33.1	32.4	5.0	7.0	400	455
20–22	33.0	33.3	5.0	7.0	400	455
22–24	33.0	33.3	5.0	7.0	400	455
Медиана	33	32	5.0	7.0	400	455
Площадка 5. Почва лугово-болотная осолодевая						
0–2	140	63.0	6.8	8.1	409	490
2–4	99.0	58.4	6.0	8.1	232	284
4–6	74.8	61.3	4.2	5.5	215	264
6–8	61.7	55.5	3.7	5.0	198	244
8–10	54.2	53.1	3.6	4.7	200	240
10–12	48.3	51.2	3.6	4.7	179	223
12–14	43.6	46.7	2.5	3.0	152	182
14–16	40.1	43.3	2.5	3.0	191	231
16–18	37.5	40.5	2.5	3.0	215	266
18–20	35.5	38.3	2.5	3.0	230	277
20–22	33.6	36.3	2.5	3.0	230	277
22–24	32.0	34.6	2.5	3.0	230	277
24–26	30.7	33.5	2.5	3.0	230	277
26–28	29.5	33.0	2.5	3.0	230	277
Медиана	42	45	2.5	3.0	220	270
Площадка 6. Почва темно-серая лесная осолодевая						
0–2	110	31.9	10.4	12.6	471	542
2–4	76.0	38.8	5.9	7.6	235	286
4–6	52.6	40.5	3.7	4.3	176	233
6–8	44.0	37.0	3.2	3.8	162	219
8–10	37.9	35.3	2.6	3.2	150	200
10–12	32.7	33.0	2.6	3.2	101	141
12–14	28.3	29.2	2.2	2.8	83	120
14–16	25.2	26.7	2.2	2.8	75	98
16–18	23.5	25.4	2.2	2.8	71	93
Медиана	38	33	2.6	3.2	150	200

Таблица 2. Характеристики почв площадок по генетическим горизонтам

Площадка, №	Горизонт	Глубина, см	Ил	Физическая глина			Валовое содержание на прокаленную навеску			Водная вытяжка		Обменные				H <sub>T</sub>	pH <sub>H2O</sub>	Гумус, %	Объемная влажность, %
				Ил	Физическая глина	К <sub>2</sub> O	CaO	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca	Mg	K							
1	A1	1-20	17.0	42.6	0.58	6.55	6.0	0.3	210	70	3.2	89	6.2	3.0	0.28				
	B	20-40	18.2	40.2	0.48	6.41	2.8	0.1	146	48	1.7	22	6.0	2.2	0.28				
	BC	40-56	16.9	38.3	0.60	5.91	4.0	0.2	126	49	1.5	7	6.0	0	0.26				
2	A0	0-2	—	—	—	—	18.0	1.5	360	100	5.6	53	5.7	—	—				
	A1	2-23	21.6	43.4	1.11	4.44	5.6	0.3	220	80	3.0	31	5.7	3.4	0.32				
	B	23-50	32.5	51.7	1.54	5.02	2.6	0.1	206	52	3.6	27	5.8	1.0	0.38				
	BC	50-65	19.0	54.5	1.66	6.91	2.5	0.1	126	40	1.3	21	5.6	0.4	0.29				
	C	65-140	12.7	32.3	0.9	11.4	2.0	0.1	202	56	1.3	14	5.8	—	0.23				
3	A0	1-5	31.8	47.5	—	—	7.0	1.5	330	80	11.8	31	6.0	7.6	—				
	A1	5-37	33.0	47.2	1.80	3.17	5.2	0.2	290	90	5.1	30	6.6	6.8	0.43				
	A1B	37-53	31.7	47.2	—	—	4.0	0.2	368	53	5.4	13	6.7	2.3	0.42				
	B	53-83	30.1	46.6	1.45	2.81	4.6	0.2	339	61	4.6	7	7.0	1.1	0.40				
	Bк	83-128	32.8	55.0	1.30	12.1	6.2	0.2	340	63	4.9	3	8.0	0.3	0.43				
	Ск	128-150	22.9	40.6	—	—	5.6	0.2	233	52	1.4	3	8.4	—	0.34				
	Ск	150-180	13.7	28.5	0.73	8.81	4.6	0.2	277	55	1.3	3	8.0	—	—				
	A0	1-3	13.1	26.8	—	—	11.8	2.8	315	67	14.8	100	5.5	7.8	—				
4	A1	3-35	20.0	41.1	1.64	3.02	6.5	0.3	250	70	4.4	18	7.0	6.4	0.30				
	A2	35-50	12.6	31.0	1.46	2.53	2.9	0.3	34	11	2.0	5	7.3	1.1	0.26				
	B	50-85	29.4	42.4	1.55	2.60	2.6	0.3	91	29	5.6	10	7.0	0.7	0.36				
	BC	85-130	16.9	35.4	—	—	2.0	0.3	97	40	5.9	9	6.9	0.6	0.27				
	C	130-140	16.5	29.2	1.44	2.91	2.1	0.6	57	28	4.6	13	6.3	0.3	—				
	A0	0-1	29.4	50.5	—	—	53.8	5.4	655	129	14.3	48	5.8	15.1	—				
	A1	1-30	31.6	49.9	2.15	2.54	3.8	0.2	250	100	4.4	32	6.6	7.9	0.42				
	A2	30-42	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.41				
5	B	42-56	31.3	46.9	1.93	2.07	2.8	0.2	186	110	5.9	6	7.3	1.6	0.28				
	Bк	56-82	15.8	34.5	—	—	5.0	0.2	115	102	2.0	2	8.3	0.6	0.23				
	C1	82-100	11.1	29.8	—	—	5.3	0.2	80	60	2.1	2	8.4	0.2	—				
	C2	100-150	6.6	18.2	2.40	2.92	2.2	0.3	49	33	1.3	1	8.7	0.1	—				
	A0	0-3	—	—	—	—	41.1	3.1	430	80	16.7	82	6.0	—	—				
	A1	3-24	26.3	64.5	1.11	1.22	4.3	1.5	135	45	9.4	73	6.0	4.6	0.36				
	A2	24-39	22.4	48.9	1.11	1.22	1.0	0.4	43	8	5.9	36	5.8	1.1	0.32				
	BC1	39-80	25.3	62.8	—	—	0.7	0.2	71	10	6.2	48	5.4	0.8	0.35				
6	C	80-115	13.8	52.8	—	—	0.6	0.1	71	31	5.1	32	5.8	0.6	0.30				
	C	115-135	15.5	54.0	0.08	0.12	1.0	0.2	48	16	2.8	16	6.0	0.4	—				

Примечание. H<sub>T</sub> – гидролитическая кислотность, прочерк – отсутствие данных.

**Таблица 3.** Содержание водорастворимого  $^{90}\text{Sr}$ , % от валового

Слой, см	Площадки, №					
	1	2	3	4	5	6
0–2	2.8	1.2	1.2	2.0	3.8	3.2
2–4	2.4	1.1	1.0	1.9	3.8	2.6
4–6	2.0	1.1	0.9	1.8	3.8	2.3
6–8	1.8	1.0	0.8	1.7	3.9	2.2
8–10	1.6	1.0	0.8	1.7	3.9	2.1
10–12	1.6	1.0	0.8	1.7	3.8	2.0
12–14	1.6	1.0	0.8	1.7	3.8	1.9
14–16	1.6	1.0	0.8	1.7	3.7	1.9
16–18	1.6	1.0	0.8	1.7	3.6	1.9
18–20	1.6	1.0	0.8	1.7	3.5	1.9
20–22	–	1.1	–	1.7	3.4	–
22–24	–	1.1	–	–	3.3	–
24–26	–	1.1	–	–	3.2	–
26–28	–	–	–	–	3.1	–
28–30	–	–	–	–	3.0	–
Медиана	1.6	1.0	0.8	1.7	3.7	2.05
$K'$	62	90	120	58	32	52

Примечания. 1. Прочерк – отсутствие данных. 2.  $K'$  – рассчитанный по медиане безразмерный коэффициент распределения.

влажности (0.887 и 0.05, 0.972 и 0.01 соответственно), с формами Са и Mg эта связь была нелинейной или неопределенной.

На рис. 1, 2 представлены примеры усредненных профилей распределения плотности почв и  $^{90}\text{Sr}$  для площадок, в табл. 5 – соответствующие коэффициенты вариации, отражающие варьиро-

вание внутри площадок. В целом относительное варьирование плотности почв уменьшалось, содержание  $^{90}\text{Sr}$  – увеличивалось с глубиной.

Почти на всех площадках пространственное варьирование содержания  $^{90}\text{Sr}$  было значительно больше, чем плотности почв. Сопоставили группировки профилей содержаний  $^{90}\text{Sr}$  и профилей плотности почв на всех площадках (дендрограммы сходства). Получили, что связь между этими двумя группировками (по Гудману и Краскалу) – слабая и незначимая. Таким образом, не видно оснований полагать, что варьирование профильных распределений  $^{90}\text{Sr}$  внутри площадок как-то существенно связано с варьированием плотности почв.

Для всех площадок, кроме 3-й (чернозем выщелоченный, залежь) почвы в верхних слоях (0–4(6) см) сильно разрыхлены (рис. 1). Вопрос в том, как это учесть при модельном описании миграции? Напрашивающийся подход – считать верхние слои почвы отличающимися от более глубоких слоев по своим миграционным характеристикам, а это – 2-слойная задача миграции из мгновенного источника загрязнения на поверхности почвы. (Часто оказывается, что верхний слой – подстилка, а ниже – минеральная почва.) Ввиду математической сложности данного варианта использовали упрощенный вариант: считали почву 2-слойной, но слои эти с одинаковой миграционной характеристикой, т.к. обратное пока не доказано для многолетних полевых условий. При этом изменили начальные и граничные условия: считали, что радиоактивные выпадения за относительно короткий срок (порядка 1-го года) более или менее равномерно распространились в

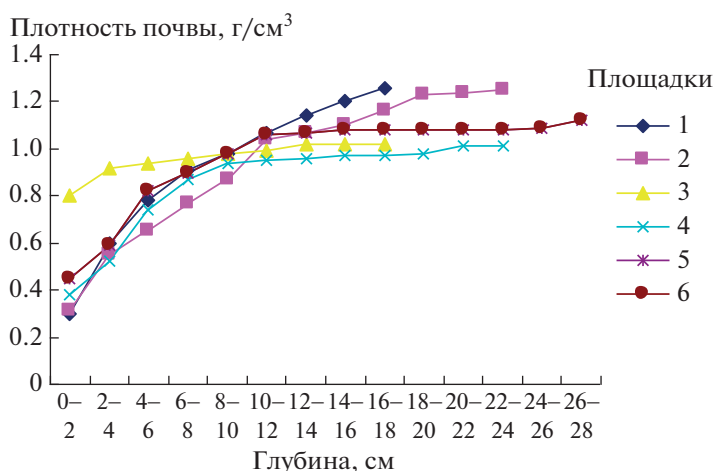
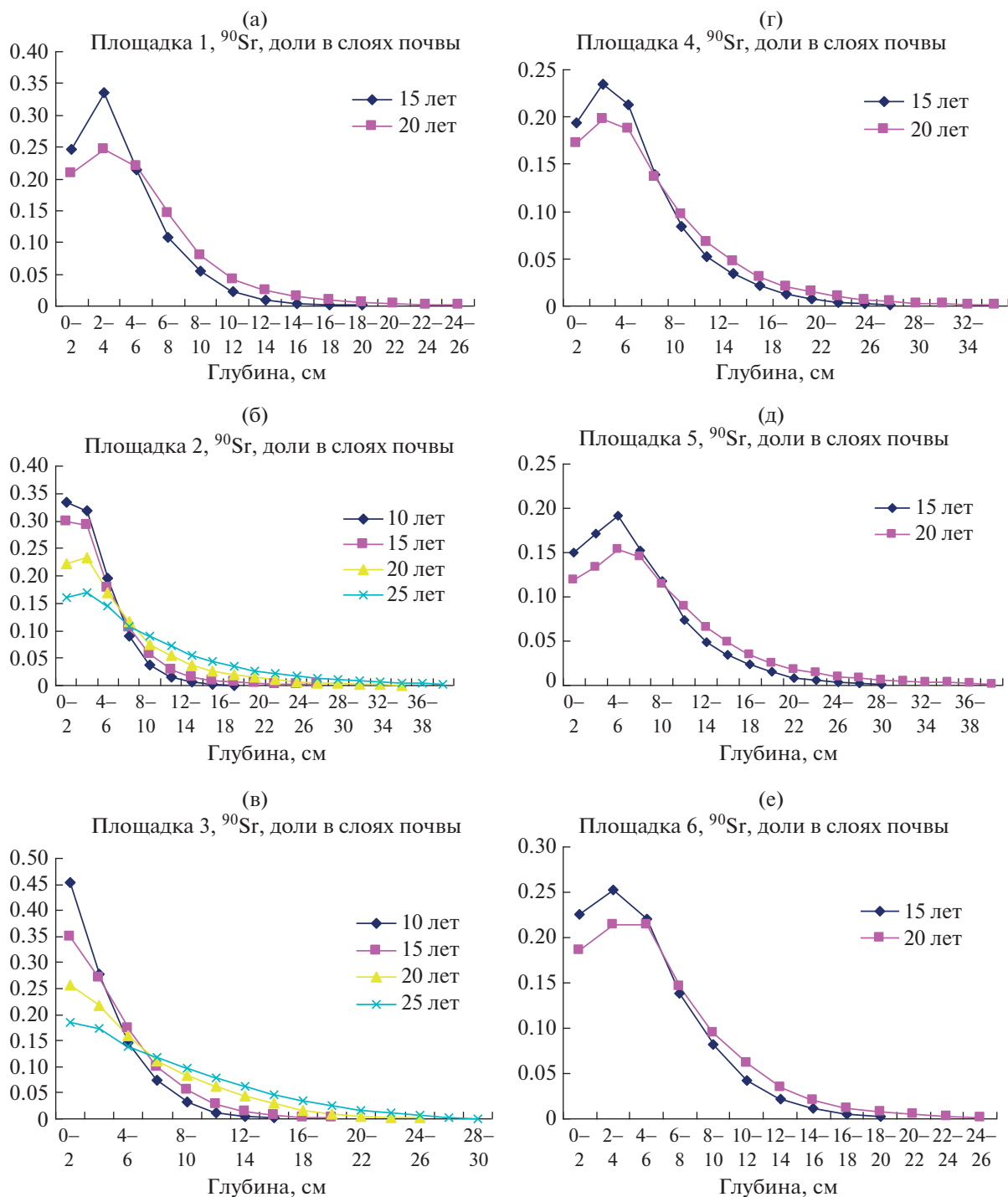
**Рис. 1.** Изменение плотности по глубине почв (средние) на площадках 1–6.

Таблица 4. Формы и коэффициент распределения  $K_d$  (суспензия 1 : 10)  $^{90}\text{Sr}$  для образцов из генетических почвенных горизонтов

Площадка, %	Горизонт	Глубина взятия образца, см	$K_d$	Формы $^{90}\text{Sr}$ , % от валового содержания			Коэффициент распределения $K$ , рассчитанный по соотношению форм			
				водорастворимая (1)	обменная (2)	необменная (3)	$\frac{(2)}{(1)}$	$\frac{(3)}{(1)}$	$\frac{(2)+(3)}{(1)}$	$\frac{(3)}{(1)+(2)}$
1	A1	1–20	600	2.2	89.6	8.2	41	3.7	44	0.089
	B	20–40	490	1.3	90.4	8.3	69.5	6.4	76	0.0905
	BC	40–56	450	1.7	90.3	8.0	53	4.7	58	0.087
2	A1	2–4	620	1.0	92.1	6.9	92	6.9	99	0.074
	B	23–50	610	1.4	90.1	8.5	64	6.1	70	0.093
	BC	50–65	470	1.4	91.5	7.1	65	5.1	70	0.076
3	A1	1–5	1800	0.6	92.4	7.0	150	12	170	0.075
	A1B	37–53	1600	0.6	92.1	7.3	150	12	170	0.079
	B	53–83	1900	0.8	92.1	7.1	115	8.9	120	0.076
4	A1	1–3	920	1.8	88.4	9.8	49	5.4	55	0.11
	A2	35–50	250	2.4	89.4	8.2	37	3.4	41	0.089
	B	50–85	430	1.7	84.9	13.4	50	7.9	58	0.15
5	A1	1–5	970	3.5	84.2	12.3	24	3.5	28	0.14
	A2	30–42	450	3.2	85.2	11.6	27	3.6	30	0.13
	B	42–56	510	3.6	84.4	12.0	23	3.3	27	0.14
6	A1	3–24	590	1.8	90.1	8.1	50	4.5	55	0.088
	A2	24–39	290	2.1	91.7	6.2	44	2.95	47	0.066
	BC1	39–80	410	1.7	90.3	8.0	53	4.7	58	0.087

Примечание. При измерении  $K_d$  во влажной почве (а не в почвенной суспензии) соотношение  $K_d : K = K_d d_0$ , где  $d_0$  – удельная масса твердой фазы почвы.



**Рис. 2.** Содержание  $^{90}\text{Sr}$  по глубине почв (средние) на площадках 1–6: (а) – почва темно-серая лесная на древесных породах, (б) – почва серая лесная среднесуглинистая, (в) – чернозем выщелоченный, (г) – почва черноземно-луговая солончаковатая, (д) – почва лугово-болотная осолодевшая, (е) – почва темно-серая лесная осолодевшая.

верхнем слое (0–h см), откуда в дальнейшем мигрировали в более глубокие слои почвы.

Кроме изменения плотности почвы с глубиной, следует обратить внимание на то, что для средних показателей на площадках (как и для

многих отдельных разрезов) концентрация  $^{90}\text{Sr}$  имела максимум на глубине 2–4 или 4–6 см, что качественно похоже на конвективную диффузию из мгновенного источника на поверхности, но могла быть связана и с другими причинами (сорб-



**Таблица 5.** Коэффициенты вариации (%) содержаний  $^{90}\text{Sr}$  (% от суммарного содержания в профиле) и плотности (Пл) почвы (кг/дм<sup>3</sup>)

Глубина, см	Площадки, №																					
	1			2					3				4			5			6			
	Пл	$^{90}\text{Sr}_{15}$	$^{90}\text{Sr}_{20}$	Пл	$^{90}\text{Sr}_{10}$	$^{90}\text{Sr}_{15}$	$^{90}\text{Sr}_{20}$	$^{90}\text{Sr}_{25}$	Пл	$^{90}\text{Sr}_{10}$	$^{90}\text{Sr}_{15}$	$^{90}\text{Sr}_{20}$	$^{90}\text{Sr}_{25}$	Пл	$^{90}\text{Sr}_{15}$	$^{90}\text{Sr}_{20}$	Пл	$^{90}\text{Sr}_{15}$	$^{90}\text{Sr}_{20}$	Пл	$^{90}\text{Sr}_{15}$	$^{90}\text{Sr}_{20}$
0–2	20	14	20	28	15	12	12	19	14	14	16	9.6	19	30	10	2.6	44	24	4.0	28	12	6.4
2–4	26	15	13	30	23	12	7.3	15	12	14	13	6.8	8.5	16	7.2	2.4	32	22	6.8	20	13	15
4–6	32	13	17	25	10	9.2	10	16	12	15	9.8	4.7	12	22	8.1	6.1	22.5	23	5.7	27	12	5.1
6–8	29	30	28	22	26	19	20	15	12.5	14	30	7.1	7.4	18	9.2	3.2	14	11	3.6	29	14	5.5
8–10	24	56	44	20	68	31	31	20	12.5	12	44	10	6.8	16	15	4.6	8.6	20	4.8	25	33	7.9
10–12	19	59	51	15	85	46	44	21	10.5	18	50	16	9.0	15	17	3.5	6.9	31	8.2	17	53	16
12–14	17	64	54	14	77	53	60	17	7.4	20	52	22	8.1	13	21	11	7.8	51	13	14	67	21
14–16	15	54	53	12	100	59	50	24	7.4	40	49	27	18	11	25	9.7	7.6	65	9.6	10	69	35
16–18	14	50	59	9.5	60	66	26	18	7.4	–	47	26	11	11	28	26	7.4	74	13	7.6	65	32
18–20	12	39	48	6.5	–	59	85	30	1.4	–	32	21	17	9.3	29	24	7.4	82	24	7.6	100	53
20–22	–	–	57	6.5	–	50	69	17	–	–	–	27	11	4.7	31	20	7.4	80	16	–	–	48
22–24	–	–	60	5.9	–	44	30	13	–	–	–	31	23	4.7	29	26	7.4	83	16	–	–	50
24–26	–	–	60	5.9	–	27	62	24	–	–	–	37	17	4.7	19	12	8.6	91	22	–	–	50
26–28	–	–	–	–	–	–	85	15	–	–	–	–	27	–	–	27	8.4	95	18	–	–	–
28–30	–	–	–	–	–	–	47	19	–	–	–	–	–	–	–	60	8.4	55	23	–	–	–
30–32	–	–	–	–	–	–	55	36	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	28	–	–	–
32–34	–	–	–	–	–	–	50	66	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	20	–	–	–
34–36	–	–	–	–	–	–	–	53	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	27	–	–	–
36–38	–	–	–	–	–	–	–	40	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	40	–	–	–
38–40	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	90	–	–	–
Медиана	19	44	52	14	60	44	47	19	11	14.5	38	18.5	11.5	13	18	11	8.4	55	16	19	43	21

ционный барьер между подстилкой или дерниной и минеральной почвой).

Наконец, на площадке 3 профиль концентрации  $^{90}\text{Sr}$  во все сроки имел практически обычную диффузионную картину при мгновенном источнике на поверхности. Это позволило на этой площадке дополнительно использовать модель диффузии с необратимой сорбцией (фиксацией). Естественен вопрос, почему для  $^{90}\text{Sr}$  привлечена модель с фиксацией этого радионуклида. Обычно считают, что его сорбция почвами в основном обменная, но при изучении форм  $^{90}\text{Sr}$  в почвах (опыты по десорбции) почти всегда находят неизвлекаемую часть [7, 8, 10]. Она имела место и в изученных нами почвах (табл. 4). Поэтому не была отвергнута заранее и эта модель, которая при некотором сочетании величин параметров предполагает практическую остановку миграции через обозримое время.

Соответствующие этим вариантам математические модели взяты из работ [11, 12]. Для всех

площадок оценивали параметры моделей миграции для средних 20-ти разрезов профилей  $^{90}\text{Sr}$ , подбирая в зависимости от качественной картины распределения концентрации ту или иную модель из описанных выше или несколько моделей, не противоречащих экспериментальным данным. Результаты представлены в табл. 6–8.

Но прежде попробуем сравнить площадки по скорости миграции  $^{90}\text{Sr}$  непосредственно по измеренным данным содержаний. Для этого оценивали глубины, ниже которых прошла половина (50%) мигрирующего вещества, 95% и максимальные измеренные глубины (100%) (табл. 9). Проанализировали эти данные методами дендрограммы сходства, главных компонент и корреляций. Выяснили, что наибольшие глубины соответствовали площадке 5, где отмечены (как указано выше) наибольшие показатели влажности и содержания водорастворимого  $^{90}\text{Sr}$ , а наименьшие – площадкам 1 и 3. К последним примыкала площадка 6.

**Таблица 6.** Параметры моделей миграции  $^{90}\text{Sr}$  в почвах ВУРС, общие для 15 и 20 лет после загрязнения, площадки 1, 4–6

Диффузия из слоя 0–h см			Конвективная диффузия из мгновенного источника	
h, см	$C_0(0-h)$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$D_k \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$V \times 10^9, \text{см}/\text{с} (\text{см}/\text{год})$
Площадка 1. Темно-серая лесная почва на древесных породах, луг				
4	22.5–30	2.1–2.7	1.1–1.65	4.1–4.5 (0.13–0.14)
Площадка 4. Черноземно-луговая солончаковая почва				
4	22.5–23.5	5–6.5	3–5	2 (0.063)
Площадка 5. Лугово-болотная осолодевшая почва				
6	20	6.5	4–5.5	6.5 (0.20)
Площадка 6. Темно-серая лесная осолодевшая почва				
4	22.5–29	3–4	1.5–2.5	4.5 (0.14)

Примечание.  $C_0(0-h)$  – начальная концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в слое 0–h, оценивается совместно с параметрами модели;  $D$  и  $D_k$  – коэффициенты диффузии  $^{90}\text{Sr}$  в диффузионной модели и конвективной диффузии в конвективно-диффузионной модели;  $V$  – скорость направленного переноса  $^{90}\text{Sr}$  в почве (положительное значение означает перенос вниз). То же в таблицах 7, 8.

**Таблица 7.** Параметры моделей миграции  $^{90}\text{Sr}$  в почвах ВУРС для разных сроков миграции после загрязнения, площадка 2 (почва серая лесная среднесуглинистая)

Срок миграции, годы	Диффузия из слоя 0–4 см		Конвективная диффузия из мгновенного источника	
	$C_0(0-h)$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$D_k \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$V \times 10^9, \text{см}/\text{с} (\text{см}/\text{год})$
10 и 15	22.5	3	2.5–3.5	2 (0.063)
20	20–25	5–6	2.5–3.5	2 (0.063)
25	20–26	6–8	5–6.7	2 (0.063)

Анализ данных табл. 9 с точки зрения влияния времени на глубину миграции при сравнении глубины проникновения, например, для 15 и 20 лет миграции как графическим способом, так и построением уравнения регрессии показал следующее. Если коэффициент регрессии достоверно не отличался от единицы, то сделали вывод о том, что после 15 лет дальнейшее заглубление радионуклида не происходило. В противном случае либо заглубление продолжалось, либо имела место более сложная ситуация. В данном случае получена следующая регрессионная зависимость (использованы все 3 квантиля глубин – 50, 95 и 100%):

$$\text{Гл}(20) = 0.0184 + 1.316 \text{ Гл}(15),$$

где  $R^2 = 0.992$ ,  $F = 120.2(17.16)$ ,  $s_b = 0.029$ , где Гл(20) и Гл(15) – оценки глубин (квантилей) для 20 и 15 лет миграции (табл. 9),  $s_b$  – стандартное отклонение для коэффициента регрессии. В данном случае отклонение коэффициента регрессии от 1 в

большую сторону на порядок больше  $s_b$ , что означало продолжение миграции на всех площадках.

Рассмотрим полученные параметры миграции. Для площадок 1, 4, 5, 6 величины параметров моделей диффузии и конвективной диффузии одинаковы для сроков миграции 15 и 20 лет, что дополнительно свидетельствует в пользу адекватности обеих моделей. Для площадки 2 оценка параметра диффузионной модели ( $D$ ) остается постоянной для 10 и 15 лет миграции, а затем возрастает со временем, а для конвективно-диффузионной модели оценка  $D_k$  возрастает после 20 лет миграции. Оценка скорости конвективного переноса ( $V$ ) оставалась постоянной для всех 4-х сроков миграции. Таким образом, с одной стороны, можно в этом случае говорить о большей адекватности конвективно-диффузионной модели по сравнению с диффузионной, а, с другой стороны, можно предполагать какие-то неучитываемые в моделях обстоятельства, вызывающие рост параметров во времени.

**Таблица 8.** Параметры моделей миграции  $^{90}\text{Sr}$  в почвах ВУРС для разных сроков миграции после загрязнения, площадка 3 (чернозем выщелоченный, залежь)

Срок миграции, годы	Диффузия из мгновенного источника	Конвективная диффузия из мгновенного источника		Диффузия из мгновенного источника с кинетикой необменной сорбции	
	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$D_k \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$V \times 10^9, \text{см}/\text{с}$ (см/год)	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$
10				600–20 8 5 4 2	500–15 (фикс) 6–9.5 2.4–6.5 2–5 $\leq 1.8$
15				600–20 8 5 4 2	470–8 (фикс) 2.7–6.5 1.3–3.5 0.7–3 $\leq 0.9$
10 и 15	1.5–2.5	1.4–1.8	1.5 (0.047)		
20				600–20 8 5 4	200–4 (фикс) 1.2–2.5 $\leq 1.5$ $\leq 1$
25				600–20 8 6 5	123–2.5 (фикс) 0.3–1 $\leq 0.7$ $\leq 0.3$
20 и 25	4.2–4.8	3.5	1.5 (0.047)		

Примечание.  $L_1$  – диффузионный параметр, относящийся к диффундирующей части вещества и частям почвы, где происходит диффузия;  $\beta$  – константа скорости необменной сорбции диффундирующего вещества; (фикс) означает, что при этих величинах параметров и сроков миграции все вещество должно быть фиксировано в профиле почвы, и миграция останавливается.

**Таблица 9.** Глубина проникновения  $^{90}\text{Sr}$  вглубь почв экспериментальных площадок через 10–25 лет после загрязнения (средние 20-ти повторностей распределения), см

Вещество, %	Площадки, №															
	1		2				3				4		5		6	
	15	20	10	15	20	25	10	15	20	25	15	20	15	20	15	20
50	3.5	4.4	3	3.3	4.6	6.8	2.3	3.2	4.3	6	4.7	5.4	5.9	7.2	4.1	4.9
95	9.7	12.8	8.6	11.2	17.8	24.3	8.1	10	15.1	19.1	14	17.4	17	22.4	11.5	13.9
100	20	26	18	26	34	38	16	20	26	30	26	34	30	40	20	26

Подобная ситуация выявилась и для площадки 3: постоянство оценок параметров  $D$  и  $D_k$  получено на отрезках сроков миграции 10–15 и 20–25 лет, но наблюдался рост при переходе от перво-

го отрезка ко второму. Диффузионная модель с кинетикой необратимой сорбции во всех случаях площадки 3 показала непрерывные полосы сочетаний оценок параметров  $L_1$  и  $\beta$  в рамках первого

критерия адекватности. Поэтому в табл. 8 приведены выбранные нами реперные точки внутри этих полос, позволявшие сопоставить между собой оценки параметров для разных сроков миграции. Верхним ограничением для  $L_1$  была скорость диффузии  $Sg$  в разбавленных водных растворах, нижним ограничением – то обстоятельство, что  $L_1$  по смыслу не может быть меньше  $D$  и  $D_k$ . При  $L_1 \geq 20 \times 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с весь <sup>90</sup>Sr должен фиксироваться уже к 10 годам, что явно не соответствовало реально видимому заглублению (табл. 9), т.е. более реалистичны оценки  $L_1 < 20 \times 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с.

Чтобы как-то конкретизировать ситуацию, используя возможности модели и экспериментальные данные, подобрали такие сочетания параметров модели ( $L_1$  и  $\beta$ ) из допустимого диапазона (табл. 8), при которых расчетная доля необменно-го <sup>90</sup>Sr в верхних 20 см почвы при сроках миграции 15–20 лет соответствовала экспериментальной величине  $\approx 7\%$  (табл. 4). Получилось, что такое соответствие найдено для 15 лет миграции при  $L_1 \approx 2 \times 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с и  $\beta \leq 0.2 \times 10^{-9}$  1/с, а для 20 лет миграции – при  $L_1 \approx (4-5) \times 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с и  $\beta \approx 0.1 \times 10^{-9}$  1/с. Следовательно, эти параметры модели более вероятны из всего возможного диапазона в таблице 8. Найденные оценки  $\beta$  соответствовали времени фиксации 99% радиостронция в 730–1460 лет, что не противоречило имеющимся представлениям о том, что фиксация радиостронция происходит, но довольно медленно. При этом оценки  $L_1$  сравнивались с оценками  $D$  и  $D_k$  для этих же сроков миграции. Данный результат требует дальнейшего изучения, хотя бы потому что во всех почвах ВУРС со временем возрастает количество фиксированных форм <sup>90</sup>Sr [6].

Рассмотрим теперь вопрос об ожидаемой связи диффузионных и сорбционных параметров. Из теоретических представлений о диффузии в адсорбирующей среде [1] следует, что чем сильнее сорбция диффундирующего вещества, тем медленнее идет процесс диффузии. Обычно степень сорбции выражают через коэффициент распределения вещества между твердой и жидкой фазами. Одна из моделей коэффициента диффузии в пористой двухфазной среде можно записать [1] следующим образом:

$$D = \frac{D_1(l_0/l_1)^2\Theta_1 + D_2(l_0/l_2)^2\Theta_2K}{\Theta_1 + \Theta_2K} = \frac{D_1(l_0/l_1)^2\Theta_1}{\Theta_1 + \Theta_2K} + \frac{D_2(l_0/l_2)^2\Theta_2K}{\Theta_1 + \Theta_2K} = D(I) + D(II),$$

где  $D$  – коэффициент диффузии для среды в целом (то, что обычно определяют из эксперимен-

та),  $D_1$  и  $D_2$  – коэффициенты диффузии в жидкой фазе и в адсорбированном состоянии,  $\Theta_1$  и  $\Theta_2$  – объемные доли жидкой и адсорбирующей фаз,  $(l_0/l_1)^2$  и  $(l_0/l_2)^2$  – коэффициенты извилистости диффузии в обеих фазах,  $K$  – безразмерный коэффициент распределения между твердой (адсорбирующей) и жидкой фазами. Отметим, что величина  $D_2$  отражает, в том числе, прочность сорбции диффундирующего вещества.

В нашем случае среднюю величину  $K$  для почвы можно оценить через медианные величины долей форм <sup>90</sup>Sr в верхних слоях почв (до 30–40 см), где наблюдали миграцию. Например, для площадки 1 (табл. 3)  $K = (100-1.6) / 1.6 = 61.5$  (верхний штрих означает, что  $K$  рассчитано по данным табл. 3).

Используем разделение параметра  $D$  на 2 составляющие  $D(I)$  и  $D(II)$ , как показано выше. Составляющая  $D(I)$  может быть оценена на основе литературных, справочных ( $D_1, (l_0/l_1)^2$ ) и экспериментальных ( $\Theta_1, \Theta_2, K, (l_0/l_1)^2$ ) данных. Тогда для интерпретации результатов может быть применен очевидный критерий:  $D(I) < D$ . Если это условие выполняется, то оценки величин, входящих в  $D(I)$ , допустимы, а из разности  $D - D(I)$  можно дополнительно оценить величину  $D(II)$  и затем  $D_2 (l_0/l_2)^2$ . В противном случае ситуация более сложная, либо для самой модели, либо для экспериментальных данных.

Применяя этот подход, использовали величину  $D_1$ , равную  $6.3 \times 10^{-6}$  см<sup>2</sup>/с [13], величины  $(l_0/l_1)^2$  на основе работы [14], величины  $\Theta_1$  и  $\Theta_2$  из наших экспериментальных данных влажности и плотности почв (медианные показатели). Результаты расчетов  $K$  и  $D(I)$  представлены в табл. 10.

В результате получили, что  $D(I) < D$  (допустимый результат) имел место для площадок 2 и 3 (почвы серая лесная среднесуглинистая и чернозем выщелоченный), если для расчета  $K$  использовать обменную форму <sup>90</sup>Sr (отдельно или совместно с необменной). Для площадок 1 и 4 (почвы темно-серая лесная на дресве и черноземно-луговая солончаковатая) результаты получились на грани допустимого, а для площадок 5 и 6 (почвы лугово-болотная осолодевшая и темно-серая лесная осолодевшая) – недопустимыми. Конечно, все эти результаты были в пределах правильности и точности экспериментальных данных и адекватности принятых моделей. Тем не менее, по данным табл. 10, констатируем, что в данном случае привычное представление о соотношении величин  $K$  и  $D$  ограничено определенными рамками. Естественно, встает вопрос и о том, насколько

**Таблица 10.** Рассчитанные по экспериментальным данным коэффициенты распределения  $^{90}\text{Sr}$  и величины  $D(I)$ 

Параметр	Площадки, №					
	1	2	3	4	5	6
$K(2/1)$	55	64	150	43	27	47
$K(3/1)$	5	6.1	12	4.4	3.6	3.7
$K((2+3)/1)$	60	70	170	48	30	51
$K'((2+3)/1)$	62	90	120	58	32	52
$D(I) \times 10^8 \text{ см}^2/\text{с}$						
- (2/1)	2.6	2.3	1.1	6.2	12	5.9
- (3/1)	27	23	13	52	72	61
- ((2+3)/1)	2.5	2.1	0.97	5.6	11	5.4
- ((2+3)/1)'	2.4	1.65	1.4	4.6	10	5.3
$D \times 10^8 \text{ см}^2/\text{с}$	2.4	3–7	2–4.5	5.8	6.5	3.5
$D_k \times 10^8 \text{ см}^2/\text{с}$	1.4	3–5.9	1.6–3.5	4	4.8	2

ко традиционно определяемые формы  $^{90}\text{Sr}$  в разных почвах отражают его миграционную подвижность?

Для диффузионной модели, несмотря на разнообразие почв, размах величин коэффициентов диффузии  $D$  находится в пределах одного порядка: от  $2 \times 10^{-8}$  до  $7 \times 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ . При этом меньшие параметры соответствовали почвам темно-серой лесной на дресве (площадка 1) и серой лесной среднесуглинистой (площадка 2), а большие – черноземно-луговой солончаковой (площадка 4) и лугово-болотной осолоделой (площадка 5). Промежуточные показатели  $D$  найдены для почв темно-серой лесной осолоделой (площадка 6) и чернозема выщелоченного (площадка 3).

При анализе экспериментальных данных с помощью модели конвективной диффузии однозначную закономерность отметили для почв, где пик концентрации был ниже поверхностного слоя 0–2 см (табл. 6, 7). Это были все площадки, кроме 3-й с черноземом выщелоченным. Показатели  $D_k$  ожидаемо следовали величинам  $D$  и были лишь немного ниже последних. Из этих таблиц следует, что наибольшая средняя скорость конвективного (направленного) переноса вглубь почвы определена для лугово-болотной осолоделой почвы (площадка 5) – 0.20 см/год, меньше – для темно-серых лесных почв – 0.14 (площадки 1 и 6), еще меньше – 0.05–0.06 – для остальных типов почв.

Оценили парные корреляции между показателями  $D$  и отдельными характеристиками почв (по медианным величинам последних). Оказалось, что с содержанием водорастворимого  $^{90}\text{Sr}$  корреляция  $>0.7$  (но незначимая), а корреляции с влажностью почв составили 0.79 (весовая) и 0.87 (объемная) при слабом (0.10) и нормальном (0.025) уровне значимости соответственно, что соотносилось с ранее известным результатом лабораторных опытов [1]. С другими почвенными показателями корреляции были заметно меньше.

Корреляционный анализ всей совокупности показателей все же позволил построить некоторые частные регрессионные зависимости, представленные ниже (только значимые на уровне 0.05):

$$D \times 10^8, \text{ см}^2/\text{с} = -70.7 + 0.743\text{Ca}_{\text{обм}} - 0.0019\text{Ca}_{\text{обм}}^2 + 4.26\text{K}_{\text{обм}} - 0.00122\text{Sr}_{\text{обм}}^2,$$

где  $s$  (ошибка уравнения) = 0.046,  $R^2$  (коэффициент детерминации) = 0.9998. Единицы измерения и диапазоны изменения показателей приведены в табл. 1, 2, 4.

$$D \times 10^8, \text{ см}^2/\text{с} = -7.32 - 0.625\text{Вл.вес.} + 1.46\text{Вл.об.} - 0.0126\text{Вл.об.}^2,$$

где  $s = 0.37$ ,  $R^2 = 0.98$ , данные влажности – из табл. 1.

$$V \times 10^9, \text{ см}/\text{с} = 10.93 - 11.3\text{Ca}_{\text{вал}} + 5.14\text{Ca}_{\text{вал}}^2 - 0.636 \times 10^{-4}\text{Ca}_{\text{обм}}^2,$$

где  $s = 0.37$ ,  $R^2 = 0.986$ .

$$V \times 10^9, \text{ см}/\text{с} = 3.3 + 0.71\text{Sr}_{\text{вод}}^2 - 1.53\text{Вл.вес.},$$

где  $s = 0.61$ ,  $R^2 = 0.94$ , содержание водорастворимого Sr – из табл. 3.

Различные наборы показателей для одного и того же параметра миграции свидетельствовали о неоднозначности (частном характере) полученных зависимостей, одной из причин которых был небольшой объем выборки (всего 6 объектов).

Сопоставим наши результаты с имеющимися в литературе. Сначала сравним с лабораторными диффузионными опытами со  $^{90}\text{Sr}$ . Для 2-х исследованных в работе почв (серая лесная среднесуглинистая и чернозем выщелоченный) одним из авторов были получены оценки  $D$   $(6.8-8.2) \times 10^{-8}$  и  $(2.9-7.5) \times 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$  соответственно [15]. Это близко к верхним границам диапазонов величин в настоящей работе. В сводке [16] для водонасыщенной глинистой почвы диапазон  $D$  составил  $(10-12) \times 10^{-8}$ ; в работе [17] для близких почв получены параметры  $D$   $(6.8-10.7) \times 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ . Вид-

но, что все эти оценки несколько больше тех, что получены нами для полевых условий.

Для полевых условий чернобыльских выпадений имеются сводки [7, 18, 19]: для конвективно-диффузионной модели оценки  $D_k$  составили  $(0.16-5.5) \times 10^{-8}$  и  $(1-10) \times 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с; это еще лучше согласовалось с нашими оценками, чем лабораторные опыты. Диапазон оценок  $V$  в этих сводках равен 0.06–0.92 см/год, что включало и полученные нами оценки.

### ВЫВОДЫ

1. Профильные распределения <sup>90</sup>Sr для 6 различных почв ВУРС и отдельных сроков миграции от 10 до 25 лет после загрязнения адекватно описываются динамическими моделями диффузии, конвективной диффузии и диффузии с необратимой сорбцией. Оценки параметров этих моделей миграции составили для коэффициента диффузии  $(2-7) \times 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с, коэффициента конвективной диффузии – немного меньше, а скорости направленного переноса вниз – 0.05–0.20 см/год. Наиболее вероятная оценка константы скорости необратимой сорбции (фиксации) для чернозема выщелоченного составила  $(0.1-0.2) \times 10^{-9}$  1/с, что соответствует времени фиксации 99% радиостронция 730–1460 лет.

2. Оценки диффузионных параметров имели тенденцию к росту с увеличением времени миграции, что свидетельствовало о необходимости дальнейшего уточнения моделей.

3. Найдено, что в этой выборке почв ожидаемая обратная зависимость между скоростью миграции и степенью сорбции <sup>90</sup>Sr реализуется ограниченно.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические процессы и моделирование / Под ред. Алексахина Р.М. М.: Энергоатомиздат, 1981. 98 с.
2. Миграция в почве и ее моделирование. Научн. тр. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2006. 340 с.
3. Squire H.M. Long-term studies of strontium-90 in soils and pastures // *Radia. Bot.* 1966. V. 6. № 1. P. 49.
4. Махонько К.П., Чумичев В.Б. О проникновении некоторых продуктов деления в почву // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Сб. тр. по агроном. физике. Вып. 18. Л.: Колос, 1969. С. 57–74.
5. Поликарпов Г.Г., Клечковский В.М., Алексахин Р.М. Радиоэкология. М., 1971. 422 с.
6. Казаченок Н.Н. Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов: Монография. Могилев: Белорус.-Рос. ун-т, 2017. 283 с.
7. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. Н.И. Санжаровой, С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. 278 с.
8. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
9. Граковский В.Г., Фрид А.С. Миграция <sup>137</sup>Cs в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Агрохимия*. 2021. № 11. С. 72–86. <https://doi.org/10.31857/S0002188121110065>
10. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / Под ред. Клечковского В.М. М.: АН СССР, 1956. (Перепечатка: “XXXVII радиоэкологические чтения, посвящ. акад. ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому. Обнинск, 27 ноября 2008 г. / Под ред. Р.М. Алексахина”). Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. С. 83–266.
11. Полянин А.Д., Вязьмин А.В., Журов А.И., Казенин Д.А. Справочник по точным решениям уравнений тепло- и массопереноса. М.: Факториал, 1998. 368 с.
12. Фрид А.С., Граковский В.Г. Диффузия <sup>137</sup>Cs в почвах // *Почвоведение*. 1988. № 2. С. 78–86.
13. Прохоров В.М., Фрид А.С. Вклад адсорбированных ионов в диффузию <sup>90</sup>Sr в почвах // *Радиохимия*. 1972. Т. 14. № 4. С. 519–526.
14. Розен Г.А. Использование радиоактивного хлора при определении геометрических характеристик диффузии ионов в почвах // *Физико-химические аспекты плодородия почв Нечерноземной зоны*. Бул. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1984. Вып. XXXI. С. 36–40.
15. Граковский В.Г. Диффузия ионов в почвах // *Техногенное воздействие на почвы и их плодородие; методы контроля*. Научн. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1991. С. 44–53.
16. Shackelford C.D. Laboratory diffusion testing for waste disposal // *J. Contam. Hydrol.* 1991. № 7. P. 177–217.
17. Прохоров В.М., Баранова З.А., Рыжинский М.В., Фрид А.С., Широков В.Д. Изучение связи между подвижностью <sup>90</sup>Sr и свойствами почвы методами многомерной математической статистики // *Агрохимия*. 1972. № 4. С. 101–108.
18. Strelb F., Gerzabeck M., Kirchner G., Ehlken S, Bossew P. Vertical migration of radionuclides in undisturbed soils // *Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments*. IAEA, Vienna, 2009. P. 103–122.
19. HandboSok of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technic. Report. Ser. Vienna: IAEA, 2010. № 472.

**Migration of  $^{90}\text{Sr}$  in the Soils of the East Ural Radioactive Trace (VURS)****V. G. Grakovskiy<sup>a</sup> and A. S. Frid<sup>b, #</sup>**<sup>a</sup>*Federal Research Center "V.V. Dokuchaev Soil Institute"  
Pyzhevsky p. 7, p. 2, Moscow 119017, Russia*<sup>b</sup>*All-Russian Research Institute of Phytopathology  
ul. Institute, vlad. 5, Moscow region, r.p. Bolshye Vyazemy 143050, Russia*#*E-mail: asfrid@mail.ru*

In 6 different soils (from automorphic to hydromorphic (dark gray forest on dense rocks, gray forest medium loamy, leached chernozem, black-meadow saline, meadow-marsh rejuvenated, dark gray forest rejuvenated), profile distributions of  $^{90}\text{Sr}$  were measured in 20-fold repetition for periods of 10–25 years after aerogenic pollution. The physical, chemical, physico-chemical properties of soils are determined, as well as the forms of finding  $^{90}\text{Sr}$  (water-soluble, exchangeable, non-exchangeable), according to which the distribution coefficients are estimated. Profile distributions of  $^{90}\text{Sr}$  are adequately described by dynamic models of diffusion, convective diffusion and diffusion with irreversible sorption for each migration period. The estimates of the parameters of these migration models were for the diffusion coefficient  $(2-7) \times 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ , the convective diffusion coefficient – slightly less, the rate of directional downward transport – 0.05–0.20 cm/year. Estimates of diffusion parameters tended to increase with increasing migration time. It is shown that for 25 years after contamination, complete fixation of  $^{90}\text{Sr}$  in these soils did not occur, and the estimate of the period of almost complete fixation for leached chernozem was 730–1460 years. It was found that in this sample of soils, the expected inverse relationship between the migration rate and the degree of sorption of  $^{90}\text{Sr}$  has limitations.

*Key words:*  $^{90}\text{Sr}$ , migration in soils, migration timing, parameters of migration models, sorption, soil properties, East Ural radioactive trace.