

ИЗМЕНЧИВОСТЬ КОЭФФИЦИЕНТОВ ПЕРЕХОДА ^{90}Sr У ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЙ РАЗНЫХ ТАКСОНОМИЧЕСКИХ ГРУПП В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ЯДЕРНОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

© 2025 г. Л. Н. Михайловская^{а,*}, В. Н. Позолотина^а, З. Б. Михайловская^а, В. П. Гусева^а

^аИнститут экологии растений и животных УрО РАН,

Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

*e-mail: mila_mikhaylovska@mail.ru

Поступила в редакцию 18.10.2024 г.

После доработки 20.01.2025 г.

Принята к публикации 27.01.2025 г.

Изучена изменчивость коэффициентов перехода (КП) ^{90}Sr у травянистых растений разной таксономической принадлежности, популяции которых более 65 лет представлены в зоне влияния крупного ядерного предприятия на Урале. Основное загрязнение территории произошло в первый период функционирования предприятия (1949–1957 гг.) из-за несовершенства методов обращения с радиоактивными отходами: 1) многочисленных сбросов в р. Теча; 2) взрыв емкости с радиоактивными отходами (Кыштымская авария). В настоящее время диапазон значений КП ^{90}Sr у 54 видов трав, принадлежащих к 20 семействам и двум классам, составляет $(0.8–140.0) \times 10^{-3}$ м²/кг. Накопление ^{90}Sr растениями в первую очередь определяется их видовыми особенностями и в меньшей степени зависит от принадлежности видов к крупным таксонам. Кроме того, на изменчивость КП ^{90}Sr у отдельных видов растений оказывали влияние комплекс физико-химических свойств почв, неоднородность радиоактивного загрязнения, а также погоднo-климатические факторы, специфичные для разных вегетационных сезонов. Установлено, что связь КП ^{90}Sr у травянистых растений и плотности загрязнения почв описывается степенной функцией при условии однородности элементов ландшафта и сходстве типов почв.

Ключевые слова: Кыштымская авария, Восточно-Уральский радиоактивный след, река Теча, ^{90}Sr , коэффициент перехода (aggregated transfer factor – Tag), почва, травянистые растения

DOI: 10.31857/S0367059725020014 **EDN:** UAAOFE

Оценка переноса радионуклидов из почв в растения важна для прогнозирования уровней загрязнения конкретных видов, а также экосистем в целом, поскольку трофические связи, начиная с фотосинтезирующих растений, охватывают все многообразие компонентов природных сообществ. Базовое предположение радиоэкологии заключается в том, что перенос радионуклидов из почвы в растения описывается положительной линейной зависимостью при постоянных условиях среды [1]. Исследования природных экосистем выявили, что накопление радионуклидов растениями очень изменчиво, на него влияют многие факторы: комплекс почвенных и погоднo-климатических условий, время, прошедшее с момента загрязнения, видовые особенности растений [2–4]. Появились работы, в которых показана нелинейная зависимость коэффициентов перехода радионуклидов в растения от плотности загрязнения почв [5–9]. Эти закономерности влияют на параметры моделей миграции радионуклидов в загрязненных

экосистемах, на прогнозирование радиоэкологической ситуации во времени и пространстве [10]. В последние годы вызывает интерес рассмотрение накопления растениями радионуклидов с точки зрения таксономии. Показано, что концентрации ^{90}Sr у представителей класса однодольных были значительно ниже, чем у двудольных, различия коэффициентов перехода сохранялись вниз по филогенетической иерархии до уровня семейств [11, 12].

Противоречивость сведений об изменчивости факторов переноса радионуклидов из почв в растения и разные суждения о причинах этих различий определяют актуальность нашего исследования, которое выполнено в зоне влияния производственного объединения (ПО) “Маяк”. Эта территория характеризуется большим разнообразием ландшафтов и почв, высоким флористическим и ценотическим богатством, широким градиентом радиоактивного загрязнения [13, 14]. На этом уникальном природном полигоне мы провели многолетний цикл

исследований, посвященных анализу факторов, влияющих на процессы поступления радионуклидов из почв в растения [8, 12].

Цель данной работы — обобщить результаты об изменчивости коэффициентов перехода ^{90}Sr у травянистых растений и выявить основные причины этой изменчивости с учетом таксономических особенностей видов, уровней радиоактивного загрязнения почв и условий окружающей среды в зоне влияния ядерного предприятия.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследования

Исследования проводили в зоне влияния одного из крупнейших ядерных предприятий России — ПО «Маяк», которое было создано в 1948 г. вблизи г. Кыштым. Оно расположено в лесостепной зоне Южно-Зауральской провинции, климат умеренно континентальный, с продолжительной холодной зимой и теплым, часто засушливым летом [15]. В почвенном покрове автоморфных элементов рельефа преобладают различные подтипы серых лесных почв и черноземов, встречаются буроземы, ржавоземы, дерново-подбуры, дерново-подзолистые и луговые почвы. На всех реперных участках почвы характеризуются слабокислым или нейтральным значением pH. Содержание гумуса в верхнем корнеобитаемом слое разных подтипов серых лесных почв составляет 3.7–30.4%, черноземов — 5.1–13.9%, буроземов — 7.5–7.8%, а обменного Ca^{+2} соответственно 13.0–93.6, 23.0–44.0 и 18.2–20.0 мг-экв/100 г [13, 16].

На территории имеются озера, реки, болота. Почвенный покров береговых зон озер представлен маломощными примитивно-аккумулятивными почвами с неоднородным механическим составом. По берегам рек, в депрессивных формах рельефа, развиты лугово-слоистые и лугово-болотные почвы разной степени оглеенности и оторфованности [17, 18]. По характеру отложений, мощности, механическому составу и степени увлажнения почвы разнообразны, их тип зависит от формы рельефа. Так, в прирусловой пойме р. Течи преобладают аллювиально-слоистые песчаные почвы, а в центральной пойме — аллювиально-слоистые задернованные и пойменно-луговые [18]. Дерновые и лугово-слоистые почвы характеризуются содержанием гумуса 5.7–8.1%, обменного Ca^{+2} —19.2–37.3 мг-экв/100 г. В торфянистых почвах содержание гумуса может достигать 62.4%, обменного Ca^{+2} —52.8 мг-экв/100г [13, 16].

В течение всего периода функционирования ПО «Маяк» прилегающие территории подвергались загрязнению аварийными и штатными выбросами техногенных радионуклидов (рис. 1). Основной вклад в загрязнение внесли два события: радиоактивные сбросы в р. Течу и Кыштымская авария.

Загрязнение р. Течи происходило на начальных этапах деятельности ПО «Маяк» (1949–1951 гг.), когда системы обращения с жидкими радиоактивными отходами отсутствовали [19, 20]. В настоящее время радионуклиды поступают в реку из Асановских болот, расположенных в ее верховье (см. рис. 1). Максимальное содержание ^{90}Sr в почвах прирусловой поймы составляет 928 кБк/м², показатели снижаются с увеличением расстояния от источника загрязнения. Центральная пойма загрязнена более равномерно — среднее содержание ^{90}Sr в почвах составляет 190 кБк/м² [18, 20].

29 сентября 1957 г. на территории ПО «Маяк» произошел взрыв емкости с радиоактивными отходами (Кыштымская авария). В результате взрыва 7.4×10^{17} Бк делящихся материалов поступили в окружающую среду, 10% из них поднялись в атмосферу и, выпадая из облака, сформировали Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) (см. рис. 1). В выпадениях преобладали короткоживущие радионуклиды, а из долгоживущих изотопов наибольший вклад в загрязнение зоны внес ^{90}Sr [21–23].

В 1967 г. территория была загрязнена повторно в результате ветрового переноса ила и песка с берегов оз. Карачай, которое использовалось предприятием как открытое хранилище радиоактивных отходов. Градиент загрязнения почв ВУРСа ^{90}Sr очень широк — от 69 МБк/м² до фонового уровня 1–4 кБк/м², его запас изменяется вдоль центральной оси и в поперечном сечении следа, подчиняясь экспоненциальной функции ($y = ae^{-bx}$) [14, 24]. Высокая неоднородность загрязнения почв отмечена на микроуровне — в пределах небольших однородных площадок (400–1000 м²) плотность загрязнения различалась более чем на порядок величин [25, 26].

Объекты исследования

Зона влияния ПО «Маяк» отличается разнообразием экосистем, включая уникальные фитоценозы зауральских степей: здесь произрастают более 350 видов сосудистых растений, среди которых встречаются виды, занесенные в Красную книгу Челябинской области [27]. После Кыштымской аварии из состава растительных сообществ выпали полностью или значительно снизили свое проективное покрытие

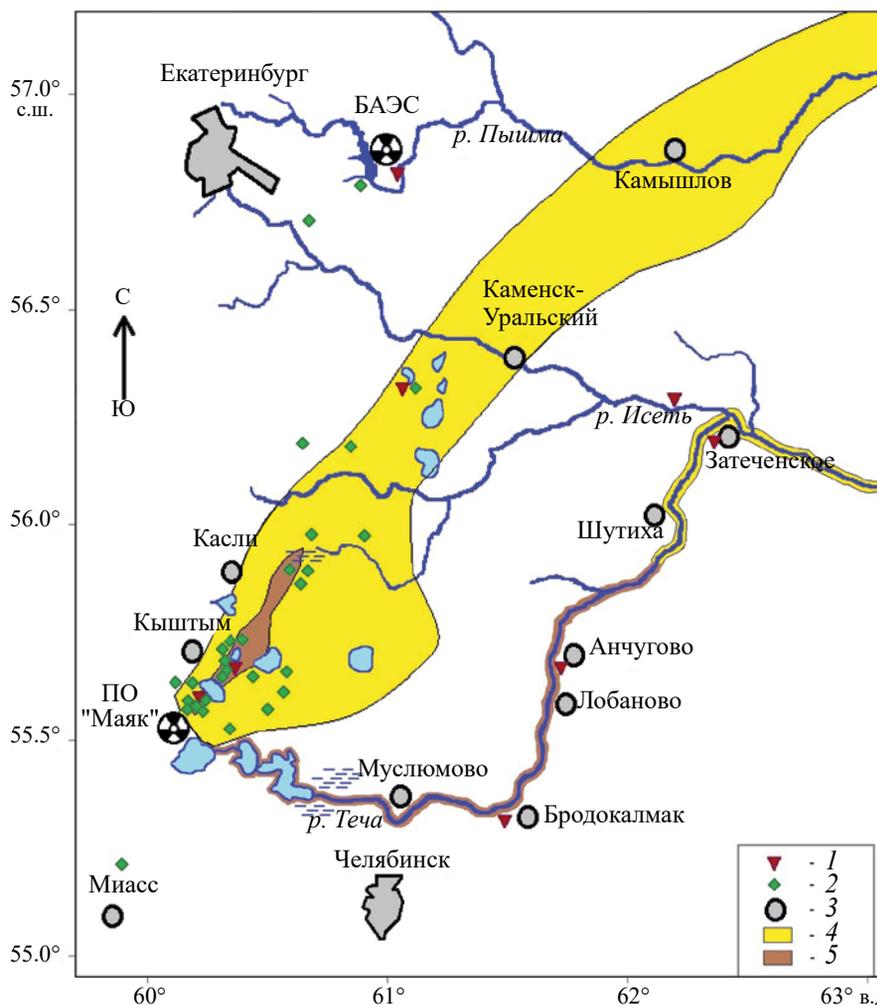


Рис. 1. Схема района исследований: 1 – гидроморфные и 2 – автоморфные участки; 3 – населенные пункты; 4, 5 – плотность загрязнения почв ^{90}Sr : 4 – 4–200 кБк/м², 5 – 201–69 000 кБк/м².

хамефиты и гемикриптофиты, у которых почки возобновления расположены близко к поверхности земли или в верхнем слое почвы, а также терофиты (однолетники) [28]. В настоящее время в зоне ВУРСа однолетники встречаются редко, большинство растений многолетние [29].

Краткая характеристика изученных видов приведена в Приложении (табл. S1). Из 54 видов только череда трехраздельная (*Bidens tripartita*) относится к однолетникам, 5 видов – двулетние, а остальные виды – многолетние растения. Строение корневой системы – важный признак, влияющий на накопительную способность растений. Из 54 видов 31 имеет мочковатую корневую систему, у представителей сем. Asteraceae, Fabaceae, Ariaceae и Brassicaceae (23 вида) корневая система стержневая.

Содержание золы в наземной биомассе растений оценивали в процентах от сухого веса образцов.

Наибольшую зольность (19.6–22.1%) имели 3 вида: *Tussilago farfara*, *Taraxacum officinale* и *Pulmonaria mollissima*. Биомасса разнотравья на единицу площади в луговых фитоценозах была в 3–4 раза больше, чем в лесах, независимо от типа ландшафта, при этом зольность образцов была примерно одинаковой (табл. 1).

Методы отбора проб почв, растений и их камеральная обработка

Отбор образцов в наземных экосистемах проводили с учетом ландшафтно-географических особенностей районов [2]. Согласно литературным и собственным данным, плотность загрязнения почв влияет на поступление радионуклидов в растения [3, 7, 8, 30]. Для снижения изменчивости КП ^{90}Sr в ходе исследования территорию ВУРСа ранжировали по плотности загрязнения почв ^{90}Sr , выделив условно импактную (201–69 000 кБк/м²) и буферную (4–200 кБк/м²) зоны. По тому же принципу пойму

р. Течи условно разделили на участки, считая их аналогичными по уровням загрязнения импактной и буферной зонам ВУРСа. Центральная пойма по плотности загрязнения, за небольшим исключением, соответствует буферной зоне, а приустьевая пойма на протяжении 170 км от верховья – импактной зоне (см. рис. 1). Контрольные участки были выбраны за пределами зоны влияния ПО “Маяк” с плотностью загрязнения почв ^{90}Sr 0.8–4.0 кБк/м². Эти уровни не превышают фоновых значений для Уральского региона [18, 31].

На разных расстояниях от источников загрязнения были выбраны реперные участки с однородным рельефом, неповрежденными почвенным покровом и растительностью. На каждом участке закладывали по три почвенных разреза, располагая их по углам треугольника со стороной 10 м. Пробы почв отбирали слоями мощностью 5–10 см с учетом площади до глубины 20–40 см. На площадках около разрезов отбирали разнотравье с учетом площади. Отдельные виды растений отбирали без учета площади, ориентируясь на массу образцов. Отбор проб проводили, как правило, в конце вегетационного сезона. Все образцы высушивали до воздушно-сухого состояния, взвешивали, измельчали и озоляли при $t = 450$ °С.

Метод определения ^{90}Sr и расчет коэффициентов перехода

Определение ^{90}Sr в образцах проводили радиохимическим способом по аттестованной методике [32]. Методика основана на выщелачивании радионуклидов ^{6}N соляной кислотой, выделении ^{90}Y в форме оксалатов, хроматографическом отделении сопутствующих иттрию изотопов тория и церия, окончательной очистке путем повторного осаждения оксалата иттрия и приготовлении счетного образца в стандартной кювете. Радиохимический выход ^{90}Y контролировали весовым методом по количеству изотопного носителя (стабильно-

го иттрия). Измерение β -активности проводили на малофоновой установке УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0.2 Бк/кг и статистической ошибкой измерений не более 10%.

Поступление радионуклидов в надземную массу растений оценивали, используя концентрации ^{90}Sr в образцах. Для сравнения накопительной способности растений применяли коэффициенты перехода радионуклида (КП), рекомендованные МАГАТЭ. Величину КП (м²/кг) рассчитывали как отношение удельной активности радионуклида в организме (Бк/кг сухой массы) к плотности загрязнения 0–40-см слоя почвы (Бк/м²) [33].

Статистический анализ

Достоверность результатов достигали исследованием всех образцов полевого материала в 2–5 повторностях, а также достаточно большой массой проб. Для анализа данных рассчитывали среднее значение, стандартное отклонение, коэффициент вариации. Для проверки статистических гипотез использовали t -критерий Стьюдента, корреляционный анализ Спирмена (R_s) и модели линейной регрессии. Все расчеты проведены с помощью STATISTICA 10.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Межвидовая изменчивость КП ^{90}Sr в травянистых растениях на автоморфных участках ландшафта в зоне ВУРСа

Накопительные возможности разных видов трав были рассмотрены на примере сем. Asteraceae с учетом уровней загрязнения участков (табл. 2). На автоморфных элементах ландшафта в зоне ВУРСа у 11 видов сем. Asteraceae КП ^{90}Sr варьировали в пределах $(1.8–89.9) \times 10^{-3}$ м²/кг. Ранжирование территории позволило уменьшить диапазон изменчивости КП до $(1.8–13.2) \times 10^{-3}$ м²/кг в импактной, $(3.7–68.1) \times 10^{-3}$ м²/кг – в буферной и $(18.0–89.9) \times$

Таблица 1. Краткая характеристика разнотравья

Элементы ландшафта, тип экосистемы	Биомасса, кг/м ²		Зольность, %	
	min–max	$M \pm SD$	min–max	$M \pm SD$
Автоморфные:				
березовый лес	0.04–0.88	0.18 ± 0.16	1.5–13.1	8.3 ± 1.5
смешанный лес	0.05–0.30	0.14 ± 0.09	3.9–19.2	9.7 ± 3.9
луг	0.11–1.88	0.50 ± 0.37	2.0–15.1	8.1 ± 2.0
Гидроморфные: луг	0.15–1.58	0.64 ± 0.64	7.2–8.3	7.6 ± 0.5

Примечание. min–max – минимальное и максимальное значение показателя;

M – среднее арифметическое; SD – стандартное отклонение.

10⁻³ м²/кг — в фоновой зонах. В пределах каждой из выделенных зон различия КП ⁹⁰Sr для 10 видов были статистически недостоверны. Средние значения КП для них составили в импактной зоне (3.6 ± 1.7) × 10⁻³ м²/кг, в буферной — (4.6 ± 1.4) × 10⁻³ м²/кг, в фоновой — (23.7 ± 11.6) × 10⁻³ м²/кг. Исключением был вид *Tussilago farfara*, у которого КП в большинстве случаев были достоверно выше, чем у других исследованных видов (*t*_{st}, *p* от 0.023 до 0.0002).

В целом вариабельность КП ⁹⁰Sr, оцененная по CV, для семейства Asteraceae составила 73.9%, 175.2% и 79.4% на импактной, буферной и контрольной территориях соответственно, т.е. максимальная изменчивость показателя отмечена в буферной выборке.

Можно утверждать, что значения КП ⁹⁰Sr у всех представленных видов были максимальны в фоновых выборках и уменьшались по мере увеличения плотности загрязнения почв. Так, в контроле КП в среднем в 6.7 раза (от 2.7 раза у *Cichorium intybus* до 14.8 раз у *Tanacetum vulgare*) выше, чем в импактной зоне (*t*_{st}, *p* от 1.7 × 10⁻³ до 1.67 × 10⁻⁶). В большинстве случаев различия между КП ⁹⁰Sr для одного вида в пределах разных зон были выше, чем между разными видами в пределах одной зоны.

Были исследованы еще 32 вида травянистых растений, принадлежащих к 15 семействам класса Dicotyledoneae, и 5 видов, принадлежащих к 2 семействам класса Monocotyledoneae (табл. 3). Минимальные КП ⁹⁰Sr в импактной зоне были обна-

ружены у всех представителей сем. Роасеae, а также у *Valeriana officinalis*, *Leonurus quinquelobatus*, *Rumex confertus*, *Agrimonia eupatoria* ((0.8–1.9) × 10⁻³ м²/кг); максимальные — у *Aegopodium podagraria*, *Heracleum sibiricum*, *Pulmonaria mollissima*, *Berteroa incana*, *Plantago major*, *Veronica spicata* ((10.4–27.9) × 10⁻³ м²/кг). Следовательно, виды разной таксономической принадлежности характеризуются как различными, так и близкими величинами КП независимо от таких морфологических особенностей растений, как тип корневой системы. На фоновой территории КП ⁹⁰Sr для всех исследованных видов, как правило, значительно выше, чем в импактной зоне.

Изменение КП ⁹⁰Sr у травянистых растений с течением времени

Многолетние результаты накопления ⁹⁰Sr видами из разных семейств (*Urtica dioica*, *Bromopsis inermis* и *Cirsium setosum*) на ограниченной территории импактной зоны ВУРСa с плотностью загрязнения почв ⁹⁰Sr ≈ 10000 кБк/м² показаны на рис. 2. Изученные многолетние травы имеют разные корневые системы: у *Cirsium setosum* — стержневая, у других двух видов — мочковатая. В разные годы КП для *Urtica dioica* варьирует от 2.5 × 10⁻³ м²/г до 10.2 × 10⁻³ м²/кг, для *Bromopsis inermis* — от 0.3 × 10⁻³ м²/кг до 5.9 × 10⁻³ м²/кг, а для *Cirsium setosum* — от 0.8 × 10⁻³ м²/кг до 4.9 × 10⁻³ м²/кг. При этом *Urtica dioica* сохраняет позицию вида-накопителя во все годы.

Таблица 2. Коэффициенты перехода ⁹⁰Sr (×10⁻³ м²/кг) в надземную массу видов сем. Asteraceae на автоморфных участках ВУРСa (2003–2022 гг.)

Вид	Зона					
	импактная		буферная		контрольная	
	AM ± SD	CV, %	AM ± SD	CV, %	AM ± SD	CV, %
<i>Cirsium setosum</i>	3.7 ± 4.3	114.7	—	—	18.0 ± 12.8	71.1
<i>Centaurea scabiosa</i>	6.7 ± 5.4	80.1	4.2 ± 2.1	50.0	—	—
<i>Arctium tomentosum</i>	1.8 ± 1.7	94.4	3.9 ± 0.7	17.9	18.2 ± 8.4	46.2
<i>Taraxacum officinale</i>	—	—	7.4 ± 3.7	50.0	43.1 ± 17.9	41.5
<i>Tanacetum vulgare</i>	2.5 ± 0.4	16.0	4.2 ± 4.7	11.9	36.9 ± 36.6	99.2
<i>Artemisia absinthium</i>	2.4 ± 0.4	16.7	4.1 ± 3.0	73.2	18.2 ± 17.9	98.4
<i>Artemisia vulgaris</i>	4.1 ± 1.7	41.4	—	—	27.6 ± 13.8	50.0
<i>Saussurea amara</i>	3.2 ± 0.5	15.6	—	—	—	—
<i>Achillea millefolium</i>	2.0 ± 0.6	30.0	3.7 ± 0.4	10.8	21.6 ± 8.6	39.8
<i>Cichorium intybus</i>	5.9 ± 3.7	62.7	—	—	15.9 ± 8.0	50.0
Среднее для 10 видов	3.6 ± 1.7	47.2	4.6 ± 1.4	30.4	23.7 ± 11.6	48.9
<i>Tussilago farfara</i>	13.2 ± 8.5	64.4	68.1 ± 34.0	50.0	89.9 ± 54.8	60.9
Среднее для всех видов	4.6 ± 3.4	73.9	13.7 ± 24.0	175.2	31.0 ± 24.6	79.4

Примечание. AM — среднее арифметическое показателя; SD — стандартное отклонение; CV — коэффициент вариации.

Обнаруженные значения близки к диапазонам, полученным для разных видов сем. Asteraceae и Poaceae, произрастающих в импактной зоне ВУРСа (см. табл. 2, 3). Коэффициенты вариации для КП ^{90}Sr в разные годы колеблются от 17 до 69%, причем у всех видов растений нет единого тренда изменений.

Таблица 3. Коэффициенты перехода ^{90}Sr ($\times 10^{-3}$ м²/кг) у 32 видов из 15 семейств класса двудольные и 5 видов из 2 семейств класса однодольные на автоморфных участках ВУРСа

Семейство	Вид	Зона			Год отбора, источник
		импактная	буферная	контрольная	
Dicotyledoneae					
Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	7.1 ± 5.3	6.2 ± 5.6	21.2 ± 7.2	сд*, 2008–2022
	<i>Trifolium medium</i>	5.9	–	47.2	2018 [12]
	<i>Medicago sativa</i>	2.0	–	20.8	2018 [12]
	<i>Melilotus albus</i>	2.8 ± 1.4	3.5 ± 1.5	10.6 ± 2.1	сд*, 2009–2014
	<i>Melilotus officinalis</i>	2.7 ± 2.7	–	13.4	сд*, 2009–2010
	<i>Lathyrus pratensis</i>	2.5 ± 2.5	7.6 ± 1.8	–	сд*, 2009–2022
	<i>Vicia cracca</i>	5.8 ± 4.6	–	28.5 ± 9.6	сд*, 2011–2022
	<i>Vicia sylvatica</i>	3.9 ± 0.12	–	–	сд*, 2022
Caryophyllaceae	<i>Melandrium album</i>	–	–	47.7 ± 10.5	сд*, 2009–2014
		8.8 ± 2.0	10.1 ± 2.0	55.2 ± 7.4	2011 [33] 2012 [34]
	<i>Stellaria media</i>	4.0 ± 0.9	25.6 ± 3.0	60.0 ± 32.6	2011 [33] 2012 [34]
Polygonaceae	<i>Rumex confertus</i>	1.9 ± 0.6	8.7 ± 2.4	9.4 ± 2.9	2011 [33] 2012 [34]
Lamiaceae	<i>Leonurus quinquelobatus</i>	1.2 ± 0.2	3.7 ± 1.8	18.6 ± 2.7	2011 [33] 2012 [34]
		1.6 ± 1.1	–	17.6 ± 4.9	сд*, 2003–2019
	<i>Origanum vulgare</i>	2.7 ± 0.7	–	–	сд*, 2011–2014
Apiaceae	<i>Heracleum sibiricum</i>	14.0 ± 4.6	–	12.6 ± 0.7	сд*, 2011–2014
	<i>Aegopodium podagraria</i>	21.3 ± 2.2	–	45.8 ± 15.5	сд*, 2014–2022
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	5.2 ± 4.5	10.0 ± 6.2	28.4 ± 13.8	сд*, 2003–2022
Brassicaceae	<i>Berteroa incana</i>	13.8 ± 2.3	–	–	сд*, 2017–2022
Rubiaceae	<i>Galium verum</i>	3.3 ± 1.9	4.6	17.9 ± 4.1	сд*, 2001–2017
	<i>Galium boreale</i>	8.5 ± 6.0	–	18.8 ± 2.6	сд*, 2010–2013
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i>	10.4 ± 3.1	6.7	55.6 ± 60.5	2011 [33] 2012 [34]
Scrophulariaceae	<i>Veronica spicata</i>	11.0 ± 1.9	–	–	сд*, 2022
Boraginaceae	<i>Pulmonaria mollissima</i>	27.9 ± 5.0	–	42.9 ± 11.8	сд*, 2006–2011
		25.2 ± 1.8	–	38.0 ± 0.4	2011 [33] 2012 [34]
	<i>Lithospermum officinale</i>	6.6 ± 3.8	–	–	сд*, 2022
Onagraceae	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	3.4 ± 0.6	–	25.1 ± 12.6	сд*, 2005–2010
Rosaceae	<i>Fragaria vesca</i>	6.7 ± 1.2	–	–	сд*, 2011–2015
	<i>Filipendula ulmaria</i>	3.6 ± 2.8	6.1 ± 3.7	27.1 ± 14.3	сд*, 2001–2014
	<i>Rubus saxatilis</i>	6.8 ± 3.3	–	42.9	сд*, 2010–2022
	<i>Geum urbanum</i>	13.0	–	–	сд*, 2022
	<i>Agrimonia eupatoria</i>	1.6 ± 0.7	–	–	сд*, 2014–2022
Valerianaceae	<i>Valeriana officinalis</i>	0.8 ± 0.09	–	–	сд*, 2014
Geraniaceae	<i>Geranium sylvaticum</i>	9.6 ± 3.0	–	–	сд*, 2011–2022
	<i>Geranium pratense</i>	8.1 ± 0.2	–	–	сд*, 2011–2022
Monocotyledoneae					
Poaceae	<i>Bromopsis inermis</i>	1.1 ± 1.5	4.4 ± 3.4	9.7 ± 7.1	сд*, 2008–2017
	<i>Scolochloa festucacea</i>	–	2.0 ± 0.3	3.9 ± 0.4	сд*, 2001
	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	1.2 ± 0.9	17.1 ± 6.5	–	сд*, 2007–2022
	<i>Poa pratensis</i>	1.6 ± 0.4	–	–	сд*, 2019
Convallariaceae	<i>Polygonatum odoratum</i>	7.6 ± 4.9	–	24.5	сд*, 2010–2022

Примечание. сд* – собственные данные, обобщенные и неопубликованные ранее.

В зависимости от года исследования величины КП у разных видов могут изменяться в разной степени и в разных направлениях (см. рис. 2). Можно предполагать, что на накопительные способности растений оказывают влияние изменчивые погодные условия, в первую очередь уровни осадков и температуры. При этом разные виды реагируют на них специфично в силу видовых особенностей.

Зависимость КП ^{90}Sr у травянистых растений от плотности загрязнения почв на автоморфных участках ландшафта в зоне ВУРСа

На рис. 3 приведены обобщенные данные о КП ^{90}Sr у растений разной таксономической принадлежности: разнотравья, представляющего смесь растений разных таксонов, представителей сем. Asteraceae и отдельно двух видов (*Cirsium setosum* и *Urtica dioica*), широко распространенных на автоморфных почвах в градиенте загрязнения ВУРСа. Величины КП на наиболее загрязненных участках могут снижаться на порядок величин по сравнению с фоновыми территориями. Для всех исследованных групп растений КП уменьшаются (R_s от -0.365 до -0.542 при $p = 0.05$) с ростом уровня загрязнения почв. Зависимость КП у растений разных групп от плотности загрязнения почв автоморфных участков ландшафта описывается степенной функцией $y = ax^{-b}$.

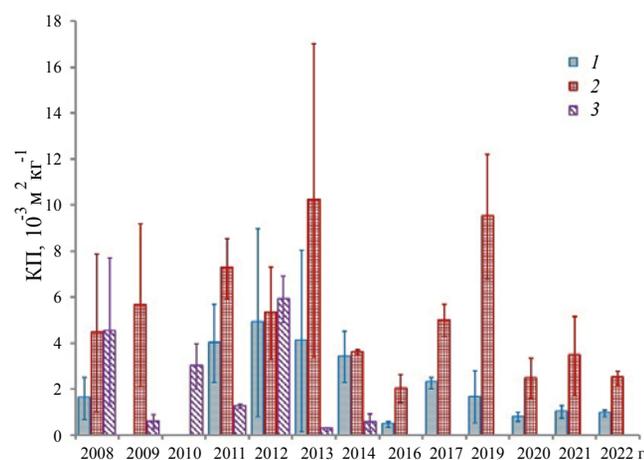


Рис. 2. Изменение КП ^{90}Sr с течением времени у *Cirsium setosum* (1), *Urtica dioica* (2) и *Bromopsis inermis* (3).

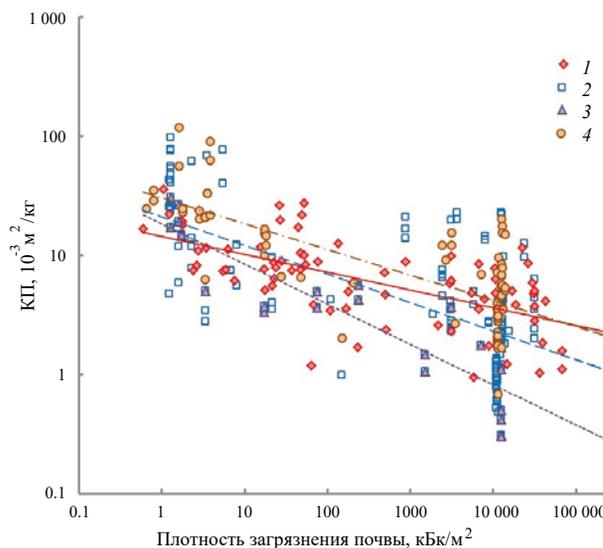


Рис. 3. Зависимость КП ^{90}Sr в надземную массу трав разной таксономической принадлежности от плотности загрязнения автоморфных почв ВУРСа: 1 – разнотравье, 2 – виды сем. Asteraceae, 3 – *Cirsium setosum*, 4 – *Urtica dioica*.

В табл. 4 приведены коэффициенты соответствующих уравнений регрессии (a , b) и коэффициенты детерминации (R^2).

Дополнительно установлена отрицательная корреляция между КП ^{90}Sr и фитомассой разнотравья, нормированной на единицу площади ($R_s = -0.338$, $p = 0.05$). Для групп разнотравья и представителей сем. Asteraceae отмечена положительная корреляция КП ^{90}Sr с зольностью надземной массы растений ($R_s = 0.290$ и 0.237 соответственно при $p = 0.05$).

Оценка внутривидовой изменчивости поглощения ^{90}Sr надземной массой травянистых растений

На примере 6 видов травянистых растений, принадлежащих к разным семействам: *Rumex confertus*, *Leonurus quinquelobatus*, *Arctium tomentosum*, *Urtica dioica*, *Lathyrus pratensis*, *Bromopsis inermis*, оценили вклад внутривидовой изменчивости в поглощение ^{90}Sr надземной массой. На ограниченной территории в импактной зоне ВУРСа площадью около 1000 м^2 одновременно отбирали по 5 проб надземной массы индивидуальных растений каждого вида

Таблица 4. Параметры уравнений регрессии $y = ax^{-b}$ для КП ^{90}Sr (y) в зависимости от плотности загрязнения почв (x) и коэффициенты детерминации R^2

Объект	a	b	R^2
Разнотравье	14.41	-0.15	0.39
Сем. Asteraceae	21.38	-0.25	0.46
<i>Cirsium setosum</i>	18.81	-0.35	0.83
<i>Urtica dioica</i>	30.55	-0.22	0.59

и почвы около их корней. Разброс значений КП ^{90}Sr у отдельных растений каждого вида достигал одного порядка величин (табл. 5).

Максимальные значения КП ^{90}Sr отмечены в надземной массе *Urtica dioica* ($5.66 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) и *Lathyrus pratensis* ($3.15 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$), минимальные — у *Bromopsis inermis* ($0.57 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$). Для 5 видов растений, за исключением *Lathyrus pratensis*, не обнаружена зависимость концентрации ^{90}Sr в растении от уровня загрязнения почвы, отобранной непосредственно под растением. Это связано с тем, что корни и корневища растений простираются горизонтально на значительные расстояния, следовательно, поглощение радионуклидов происходит с участка, размер которого существенно больше, чем точечная проба. Внутривидовая изменчивость концентраций ^{90}Sr у отдельных видов травянистых растений на небольшом участке превышала порядок величин, при этом тест ANOVA показал, что фактор “вид растения” определяет около 55% изменчивости данного показателя.

Влияние гидроморфных условий почвообразования на накопление ^{90}Sr травами

Сравнение данных табл. 2, 3 и 6 показало, что часть видов, произрастающих на гидроморфных элементах рельефа в зоне влияния ПО “Маяк”, накапливают ^{90}Sr так же, как и на автоморфных участках (*Tussilago farfara*, *Filipendula ulmaria*, *Rumex confertus*). Для других видов КП ^{90}Sr на гидроморфных элементах рельефа были выше, чем на автоморфных (*Achillea millefolium*, *Urtica dioica*, *Rubus saxatilis* и все представители сем. Роасеае). Максимальные КП отмечены для полуводного злака *Thyra latifolia*. Анализ результатов не позволяет дать однозначное заключение о влиянии гидроморфных условий почвообразования на КП ^{90}Sr в травянистые растения.

Сходная картина наблюдалась и в пойме р. Течи, где КП ^{90}Sr варьировали в широких пределах. Диапазон значений КП на гидроморфных участках в импактной зоне прирусловой поймы р. Течи составляет $(2.3–39.8) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, буферных — $(2.9–74.2) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, фоновых — $(2.7–140.5) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Значимой зависимости величин КП ^{90}Sr в растения от плотности загрязнения почв в гидроморфных условиях как зоны ВУРСа, так и поймы р. Течи в большинстве случаев не обнаружено.

Оценка вклада атмосферных выпадений ^{90}Sr на территории Урала и в зоне влияния ПО “Маяк”

Согласно литературным данным [37–39], современные атмосферные выпадения ^{90}Sr на территории Урала в период наших исследований оцениваются в пределах 1.3–1.9 Бк/м² в год, а вблизи действующих предприятий ПО “Маяк”, в том числе на территории ВУРСа — 7.7–170 Бк/м² в год. Согласно данным табл. 7, уровни загрязнения почв ^{90}Sr на фоновых территориях и наиболее загрязненной части ВУРСа различаются на 3–4 порядка величин, а содержание радионуклида в травах на 2–3 порядка ниже, чем в почвах.

Максимальные различия между атмосферными выпадениями радионуклидов и их содержанием в разнотравье в импактной зоне ВУРСа достигают 2–3 порядков. По мере снижения плотности загрязнения почв количество атмосферных выпадений ^{90}Sr становится соизмеримо с количеством радионуклида, накопленного в растительном покрове, поэтому штатные выбросы ядерных предприятий могут вносить значимый вклад в радиоактивное загрязнение растений в буферных зонах и на прилегающих к ним фоновых территориях.

Таблица 5. Внутривидовая изменчивость КП ^{90}Sr у травянистых растений из импактной зоны ВУРСа

Семейство	Вид	n	КП, $\times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$		CV, %
			min–max	AM \pm SD	
Polygonaceae	<i>Rumex confertus</i>	5	0.09–1.59	0.75 ± 0.64	85.3
Lamiaceae	<i>Leonurus quinquelobatus</i>	5	0.43–1.59	1.18 ± 0.45	38.1
Роасеае	<i>Bromopsis inermis</i>	5	0.17–0.81	0.57 ± 0.26	45.6
Asteraceae	<i>Arctium tomentosum</i>	5	0.30–1.68	0.64 ± 0.59	92.2
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	5	1.68–8.43	5.66 ± 2.61	46.1
Fabaceae	<i>Lathyrus pratensis</i>	5	0.28–7.28	3.15 ± 2.79	88.6

Примечание. n — размер выборки; min–max — максимальное и минимальное значения показателя; AM — среднее арифметическое; SD — стандартное отклонение; CV — коэффициент вариации.

Таблица 6. Коэффициенты перехода ⁹⁰Sr ($\times 10^{-3}$ м²/кг) у растений в гидроморфных условиях почвообразования в зонах влияния ПО “Маяк”

Семейство	Вид	Зона			Год отбора, источник
		импактная	буферная	контрольная	
ВУРС					
Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i>	17.6	–	–	сд*, 2004
	<i>Tussilago farfara</i>	18.0 ± 1.7	–	53.8 ± 13.7	сд*, 2003–2004
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	16.9	11.9 ± 7.5	29.9 ± 18.9	сд*, 2000–2007
Rosaceae	<i>Filipendula ulmaria</i>	3.4 ± 0.7	2.9 ± 0.4	9.2 ± 1.2	сд*, 2001–2007
	<i>Rubus saxatilis</i>	12.6 ± 4.0	–	–	сд*, 2004–2010
Polygonaceae	<i>Rumex confertus</i>	–	10.3 ± 6.1	13.3 ± 6.5	сд*, 2000–2004
Сyperaceae	<i>Carex</i> sp.	6.1 ± 1.5	3.4 ± 0.1	4.1 ± 0.3	сд*, 2001–2004
Poaceae	<i>Phragmites communis</i>	18.0 ± 6.4	–	17.7 ± 6.4	сд*, 2012–2017
	<i>Scolochloa festucacea</i>	–	5.1 ± 2.7	–	сд*, 2001
	<i>Elytrigia repens</i>	8.9	–	–	сд*, 2012
Typhaceae	<i>Thypha latifolia</i>	24.0 ± 21.6	–	140.5 ± 69.8	сд*, 2015–2016
Пойма р. Течи					
Asteraceae	<i>Arctium tomentosum</i>	5.4 ± 1.1	29.7	11.4 ± 5.0	сд*, 1999
	<i>Achillea millefolium</i>	–	16.3 ± 16.5	–	сд*, 1999–2004
		5.1	–	–	2009 [35]
	<i>Bidens tripartita</i>	6.1 ± 0.9	23.3 ± 12.3	15.1 ± 5.1	сд*, 2000–2010
		14.7 ± 7.6	–	–	2010 [29]
	<i>Tanacetum vulgare</i>	–	23.0 ± 27.0	3.4	сд*, 1999–2010
7.7		–	–	2009 [35]	
	<i>Artemisia absinthium</i>	7.0 ± 1.9	11.2 ± 12.5	2.7	сд*, 2004
Rosaceae	<i>Potentilla anserina</i>	7.8 ± 2.2	–	–	2010 [29]
	<i>Filipendula ulmaria</i>	2.3	8.7 ± 10.4	32.2 ± 4.8	сд*, 2000–2010
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	12.1 ± 8.2	74.2 ± 58.9	32.1 ± 13.6	сд*, 2000–2004
		12.0 ± 1.8	–	–	2010 [29]
		19.4	–	–	2009 [35]
Polygonaceae	<i>Rumex confertus</i>	4.6 ± 0.5	–	–	2010 [29]
		–	–	46.2 ± 15.7	сд*, 2010
Poaceae	<i>Bromopsis inermis</i>	–	10.7 ± 2.1	–	сд*, 2010
	<i>Scolochloa festucacea</i>	–	7.1 ± 0.7	3.9 ± 0.6	сд*, 2000–2001

Примечание. сд* – собственные данные, обобщенные и неопубликованные ранее.

Таблица 7. Сравнение современных уровней атмосферных выпадений и загрязнения ⁹⁰Sr (min–max) почвенно-растительного покрова 100-км зоны влияния ПО “Маяк”

Район исследований, зона ВУРС	Плотность загрязнения ⁹⁰ Sr		Атмосферные выпадения, Бк/м ² в год	
	Почва, кБк/м ²	Разнотравье, Бк/м ²	2004 г. [37]	2016–2020 гг. [38, 39]
Импактная	200–69 000	20–18 2100	7.7–23.5	39–46
Буферная	4.0–200	10–110	7.7–35.2	26–170
Фон, Урал	0.8–4.0	2–20	1.6–1.92	1.3

ОБСУЖДЕНИЕ

Масштабное загрязнение территории ВУРСа и поймы р. Течи произошло более 65 лет назад. За этот период радиационная ситуация в зоне воздействия ПО “Маяк” изменялась, стремясь к квазиравновесному состоянию. Происходило перераспределение радионуклидов по компонентам экосистем под действием осадков, ветров и листопадов, разнообразия рельефа местности, локальных пожаров [22]. Около 97% радионуклидов депонировано в верхних слоях почвы, а основным путем их поступления в растения является корневое поглощение [14, 24]. В пойменных почвах на фоне высокой вариабельности их физико-химических свойств и динамичности водного режима наблюдаются большие сезонные колебания количества подвижных форм радионуклидов [40]. Выпадения радионуклидов из атмосферы от штатных выбросов предприятия, ветрового переноса пыли и водных аэрозолей с поверхности технологических водоемов обуславливают дополнительное аэральное загрязнение растительности [41].

Исследование накопительной способности у 54 видов травянистых растений из зоны влияния ПО “Маяк” показало, что межвидовые различия КП ^{90}Sr варьируют в широком диапазоне – $(0.8–140.0) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Такие различия могут быть обусловлены комплексом почвенных характеристик, изменчивых погодно-климатических условий и физиологическими особенностями растений [3, 4, 8, 22, 33]. Виды разных семейств характеризуются как различными, так и близкими величинами КП независимо от типа их корневой системы. Межвидовые различия КП ^{90}Sr в растениях могут быть обусловлены неодинаковой потребностью растений в кальции – химическом аналоге ^{90}Sr [4, 11]. Косвенным доказательством влияния кальциофильности растений на КП ^{90}Sr является установленная нами положительная корреляция КП с зольностью надземной массы растений у представителей сем. Asteraceae, а также у обобщенной группы «разнотравье».

На автоморфных элементах рельефа минимальными КП ^{90}Sr характеризуются представители сем. Poaceae. Более высокие накопительные способности отмечены у представителей сем. Asteraceae (*Tussilago farfara*, *Taraxacum officinale*), Apiaceae (*Aegopodium podagraria* и *Heracleum sibiricum*), Boraginaceae (*Pulmonaria mollissima*), Brassicaceae (*Berteroa incana*), Plantaginaceae (*Plantago major*) и Scrophulariaceae (*Veronica spicata*). Эти данные хорошо согласуются с результатами исследований растений на автоморфных ландшафтах Казахстана,

где минимальные КП обнаружены у представителей сем. Poaceae, а максимальные – у сем. Fabaceae и Apiaceae [42]. Согласно данным работы [11], виды порядков Liliales, Poales также имели самые низкие коэффициенты накопления. Авторы утверждают, что имеются существенные различия в накопительной способности ^{90}Sr между крупными таксонами, уровнями классов, которые сохраняются в филогенетической иерархии до уровня семейств. Наши данные свидетельствуют о том, что межвидовая изменчивость КП ^{90}Sr в пределах семейств очень высокая, поэтому видовые особенности растений в процессах накопления радионуклида более значимы, чем принадлежность к крупным таксонам [12, 24, 43].

Представленные в этой статье значения КП ^{90}Sr , полученные для трав Уральского региона $((0.8–140.0) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг})$, близки к величинам, установленным в зоне аварии на Чернобыльской АЭС $((1.3–90.0) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг})$, и частично совпадают с показателями в зоне Семипалатинского полигона в Казахстане $((0.6–11.9) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг})$ [42, 44].

Анализ совокупности результатов о накопительных способностях трав в градиенте загрязнения на автоморфных почвах показал, что зависимость КП ^{90}Sr от плотности загрязнения почв описывается не линейной, а степенной функцией $y = ax^{-b}$. На наиболее загрязненных участках КП, как правило, меньше, чем на территориях с низким уровнем загрязнения. Аналогичная зависимость КП ^{90}Sr от плотности загрязнения почв установлена нами для древесных растений (*Pinus sylvestris*, *Betula pendula*) в зоне ВУРСа [9, 24, 45]. Сравнение изменений КП ^{90}Sr у древесных и травянистых растений в градиенте загрязнения показало, что они сходны для трав и фотосинтезирующих органов (хвоя, листья) деревьев [8, 46].

Работ, в которых показана нелинейная связь между накоплением радионуклидов растениями и плотностью загрязнения почв, немного и нет единого мнения о причинах этого феномена [6, 7, 9, 12, 24]. Процесс насыщения радионуклидами растений маловероятен, поскольку их весовые концентрации в почвах крайне малы [7]. Эффект не является следствием разной подвижности радионуклидов в почвах, поскольку на территории ВУРСа и на прилегающих участках почвенный покров однотипен. Более того, содержание подвижных форм радионуклидов в почвах ВУРСа может быть выше, чем на фоновых территориях [36, 47].

Причиной относительного снижения поступления радионуклида в надземную массу растений

может быть радиационное поражение корней [48]. Большая часть ^{90}Sr и ^{137}Cs находится в верхнем 20-см слое почвы [13, 24] и создает радиационную нагрузку на корневые системы, превышающую фоновые значения на 3–4 порядка величин [49]. Кроме того, на территориях с низким уровнем загрязнения почв значимым фактором является вклад аэрального загрязнения растений, который на импактных участках пренебрежимо мал [9, 37–39]. Ранее нами была показана на обширных фоновых территориях зависимость накопления радионуклидов растениями от интенсивности глобальных атмосферных выпадений [50]. Известно, что атмосферная миграция стабильных техногенных элементов на Урале вносит заметный вклад в биологический круговорот веществ [51]. Определенную роль в накоплении радионуклидов растениями играет геохимия аэрозолей, неразрывно связанная с миграцией веществ между почвой, атмосферой и растительностью [41].

Имеются данные [4] об изменении поступления радионуклидов в растения с течением времени, причем направленность изменений неоднозначна. В данной работе также показано, что КП ^{90}Sr у травянистых растений в разные годы изменяются, но единого тренда изменений не выявлено. Мы предполагаем, что межгодовая вариабельность КП растений, произрастающих на ограниченных участках ВУРСа, определяется влиянием погодных условий. При этом разные виды реагируют на них специфично в силу видовых особенностей [12, 34, 35].

Оценка внутривидовой изменчивости КП ^{90}Sr в травянистые растения показала, что даже на небольших (около 1000 м²), однородных по условиям площадкам разница между накопительными способностями индивидуальных растений в пределах ценопопуляции может достигать порядка величин. По данным ANOVA [43] фактор «вид растения» определяет около 55% изменчивости этого показателя. Оставшаяся изменчивость может быть связана с высокой гетерогенностью загрязнения почв, а также с генетическими особенностями растений, реализовавшимися по-разному в конкретных условиях среды [52, 53].

Сравнение КП ^{90}Sr у видов травянистых растений, произрастающих на автоморфных и гидроморфных элементах ландшафта, свидетельствует о том, что показатели могут быть как сходные, так и различные. Изрезанность берегового рельефа, высокая вариабельность физико-химических свойств почв (механический состав, плодородие, уровень залегания грунтовых вод), сезонные из-

менения водного режима создают очень неоднородные условия для произрастания растений, что отражается на их накопительной способности [3, 18, 54]. Комбинаторика природно-климатических факторов в условиях изменчивого режима увлажнения столь разнообразна, что их интегральное влияние может формировать как повышение, так и понижение КП ^{90}Sr . В нашем исследовании значимая зависимость величины КП от плотности загрязнения гидроморфных почв не обнаружена в отличие от автоморфных участков рельефа.

ВЫВОДЫ

1. Спустя более 65 лет после радиоактивного загрязнения обширных территорий в зоне влияния ПО «Маяк» на примере 54 видов травянистых растений, принадлежащих к 20 семействам и двум классам, установлено, что диапазон значений КП ^{90}Sr составляет $(0.8–140.0) \times 10^{-3}$ м²/кг. Это соответствует данным, представленным в обобщенных отчетах МАГАТЭ, установленным в зоне отчуждения Чернобыльской аварии и частично на Семипалатинском испытательном полигоне.

2. Накопление ^{90}Sr растениями в первую очередь определяется видовыми физиологическими особенностями и в меньшей степени зависит от их принадлежности к крупным таксонам. Фактор «вид» определяет до 55% изменчивости КП ^{90}Sr .

3. Изменения КП ^{90}Sr во времени у отдельных видов могут быть разной величины и направленности, что обусловлено неоднородностью радионуклидного загрязнения почв, а также высокой изменчивостью погодно-климатических условий в разные годы.

4. На автоморфных элементах рельефа установлена нелинейная (степенная) зависимость КП ^{90}Sr в растениях от плотности загрязнения почв. У растений, произрастающих на гидроморфных элементах рельефа, подобная зависимость не обнаружена, поскольку в этом случае комбинаторика факторов окружающей среды более сложна и изменчива.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН (№122021000077-6).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы данной работы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. IAEA. Handbook of transfer parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. IAEA TECDOC 364. Vienna: IAEA, 1994.
2. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2006. 89 с.
3. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999. 228 с.
4. Prister B. Behavior of the Chernobyl-derived radionuclides in agricultural ecosystems // Behavior of radionuclides in the environment. V. II. Chapter 5 / Eds. Konoplev A. et al. Singapore: Pte Ltd. Springer Nature, 2020, P. 229–283.
5. McGee E.J., Johanson K.J., Keatinge M.J. et al. An evaluation of ratio systems in radioecological studies // Health Physics. 1996. V. 72. № 2. P. 215–221.
6. Konshin O.V. Transfer of ^{137}Cs from soil to grass-analysis of possible sources of uncertainty // Health Physics. 1992. V. 63. № 3. P. 307–315.
7. Beresford N., Wright S. Non-linearity in radiocaesium soil to plant transfer: Fact or fiction? // Radioprotection. 2005. V. 40. № S1. P. 67–72.
8. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н. и др. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических групп // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 1. P. 77–84.
DOI: 10.7868/S086980311401010X
9. Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Modorov M.V. et al. Accumulation of ^{90}Sr by *Betula pendula* within the East Ural radioactive trace zone // Journal of Environ. Radioactivity. 2022. V. 250. Art. 106914. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106914>
10. Gillett A.G., Crout N.M.J., Absalom J.P. et al. Temporal and spatial prediction of radiocaesium transfer to food products // Radiat. Environ. Biophys. 2001. V. 40. № 3. P. 227–235.
DOI: 10.1007/s004110100107
11. Willey N., Fawcett K. A phylogenetic effect on strontium concentrations in angiosperms // Environmental and Experimental Botany. 2006. V. 57. № 3. P. 258–269.
12. Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Antonova E.V. Accumulation of ^{90}Sr by plants of different taxonomic groups from the soils at the East Ural radioactive trace // Behavior of strontium in plants and the environment / Eds. Gupta D. K., Walther C. Cham: Springer International Publishing, 2018. P. 61–73.
13. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: Гошицкий, 2008. 204 с.
14. Pozolotina V. N., Shalaumova Y. V., Lebedev V. A. et al. Forests in the East Ural Radioactive Trace: structure, spatial distribution, and the ^{90}Sr inventory 63 years after the Kyshtym accident // Environmental Monitoring and Assessment. 2023. V. 195. № 6. Art. 632. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11300-y>
15. Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В. и др. Экологический мониторинг в Восточно-Уральском заповеднике // Координация мониторинга в ООПТ Урала. Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 2000. С. 96–110.
16. Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В. и др. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа. Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1996. 140 с.
17. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н. и др. Закономерности поведения радионуклидов в пойменных ландшафтах реки Течи на Урале // Экология. 1994. № 3. С. 43–49.
18. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Т. II. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. 400 с.
19. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Течи / Ред. Аклеев А.В., Киселев М.Ф. М.: Мин-во здравоохранения РФ, 2000. 532 с.
20. Aarkrog A., Trapeznikov A.V., Molchanova I.V. et al. Environmental modeling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // Journal of Environ. Radioactivity. 2000. V. 49. P. 243–257.
21. Nikipelov B.V., Romanov G.N., Buldakov L.A. et al. About accident on Southern Urals of 29 September 1957 // Inform. Bull. Interdepartmental council for information and public relations in the atom energy. 1990. P. 39–48.
22. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Ред. Ильин Л.А., Губанов В.А. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
23. Aarkrog A., Dahlgard H., Nielsen S.P. et al. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: Estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990–1995) // Sci. Tot. Environ. 1997. V. 201. № 2. P. 137–154.
24. Molchanova I., Mikhailovskaya L., Antonov K. et al. Current assessment of integrated content of long-lived radionuclides in soils of the head part of the East Ural radioactive trace // Journal of Environ. Radioactivity.

2014. V. 138. № 6. P. 38–248.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.09.004>
25. *Modorov M., Seleznev A., Mikhailovskaya L.* Heterogeneity of ^{90}Sr radioactive contamination at the head part of the East Ural radioactive trace (EURT) // *Journal of Environ. Radioactivity*. 2017. V. 167. P. 117–126.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.11.09>
26. *Коробова Е.М., Тарасов О.В., Романов С.Л.* и др. Исследование процессов миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в элементарных ландшафтно-геохимических системах Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Вопросы радиационной безопасности*. 2020. № 3. С. 51–62.
27. *Большаков В. Н., Богданов В. Д., Князев М. С.* и др. Красная книга Челябинской области. Животные. Растения. Грибы. М.: ООО «Реарт», 2017. 504 с.
28. *Смирнов Е.Г.* Природные условия и растительность Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале*. М.: Наука, 1993. С. 79–84.
29. *Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М.* и др. Последствия хронического действия радиации для флоры Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Радиационная биология. Радиозология*. 2009. № 1. С. 97–106.
30. *Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Позолотина В.Н.* Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями из почв, загрязненных в результате эксплуатации предприятий ядерно-энергетического комплекса // *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии*. 2010. Т. 12. № 1. С. 85–90.
31. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Ред. Израэль Ю.А. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН. Фонд «Инфосфера», НИА «Природа», 2013. 140 с.
32. Методика измерений удельной активности ^{90}Sr в пробах почв, грунтов, донных отложений и горных пород бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой / Ред. Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Зуев Д.М. [и др.]. ФР.1.40.2013.15383. М.: ФГУП «ВИМС», 2013. 17 с.
33. IAEA. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: IAEA, 2010.
34. *Molchanova I.V., Pozolotina V.N., Antonova E.V., Mikhaylovskaya L.N.* The impacts of permanent irradiation on the terrestrial ecosystems of the Eastern Ural radioactive trace // *Radioprotection*. 2011. V. 46. № 6. P. 567–572.
35. *Pozolotina V.N., Molchanova I.V., Mikhaylovskaya L.N.* et al. The current state of terrestrial ecosystems in the Eastern Ural radioactive trace // *Radionuclides: sources, properties and hazards* / Ed. Gerada J.G. New York: Nova Science Publishers Inc., 2012. P. 1–20.
36. *Karavaeva Y.N., Molchanova I.V., Mikhailovskaya L.N.* Peculiarities of the technogenical radionuclides transfer from soils into plants in the radioactive contaminated areas // *Radioprotection*. 2009. V. 44. № 5. P. 371–375.
37. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году / Ред. Вакуловский С.М. Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат, 2004. 274 с.
38. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году / Ред. Шершаков В.М. М.: Росгидромет, 2017. 350 с.
39. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году / Ред. Шершаков В.М. М.: Росгидромет, 2021. 330 с.
40. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Позолотина В.Н., Караваева Е.Н.* Экспериментальная оценка водной миграции радионуклидов в почвах поймы р. Течи // *Почвоведение*. 2002. № 9. С. 1129–1133. [*Mikhailovskaya L.N., Molchanova I.V., Pozolotina V.N., Karavaeva E.N.* Experimental assessment of the water migration of radionuclides in floodplain soils of the Techa river // *Eurasian Soil Science*. 2002. V. 35. № 9. P. 1003–1006.]
41. *Мокров К.Ю., Мокров Ю.Г.* Реконструкция плотности выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе расположения ФГУП ПО «Маяк» за период 1950–2020 гг. (на примере пос. Новогорный) // *Вопросы радиационной безопасности*. 2021. № 2. С. 35–45.
42. *Savinkov A., Semioshkina N., Howard B.J., Voigt G.* Radiostrontium uptake by plants from different soil types in Kazakhstan // *Science of the Total Environment*. 2007. V. 373. P. 324–333.
43. *Mikhailovskaya L.N., Modorov M.V., Pozolotina V.N.* et al. Heterogeneity of soil contamination by ^{90}Sr and its absorption by herbaceous plants in the East Ural Radioactive Trace area // *Science of the Total Environment*. 2019. V. 651. P. 345–2353.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.119>
44. IAEA. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. Vienna: IAEA, 2009.
45. *Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н., Гусева В.П.* и др. Накопление ^{90}Sr основными лесообразующими породами на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат-лы VI Междун. конф.* Томск: Изд-во Томского политехнического ун-та, 2021. Т. 2. С. 152–156.
46. *Howard B.J., Beresford N.A., Coplestone D.* et al. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife // *Journal of Environ. Radioactivity*. 2013. V. 121. P. 55–74.
47. *Тарасов О.В., Федорова О.В., Тананаев И.Г.* и др. Формы состояния и миграция радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного

- следа // Вестник Дальневосточного отд. РАН. 2016. Т. 1. № 185. Р. 47–52.
48. Тихомиров Ф.А., Карабань Ф.А., Бочарова М.А. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в опытных саженцах хвойных деревьев // Лесоведение. 1975. № 1. С. 82–87.
49. Karimullina E.M., Antonova E.V., Pozolotina V.N. Assessing radiation exposure of herbaceous plant species at East-Ural Radioactive Trace // Journal of Environ. Radioactivity. 2013. V. 124. P. 113–120.
50. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Нифонтова М.Г. Радионуклиды глобальных выпадений в растениях наземных экосистем Уральского региона // Экология. 2015. № 1. С. 9–15. [Mikhailovskaya L.N., Molchanova I.V., Nifontova M.G. Global fallout radionuclides in plants of terrestrial ecosystems of the Ural region // Russ. J. of Ecology. 2015. V. 46. №1. P. 7–13.]
51. Мельчаков Ю. Л. Атмосферная миграция химических элементов на Урале. Екатеринбург: Урал. гос. пед. ун-т, 2005. 331 с.
52. Penrose B., Beresford N.A., Broadley M.R., Crout N.M.J. Inter-varietal variation in cesium and strontium uptake by plants: a meta-analysis // J. of Environ. Radioactivity. 2015. V. 139. P. 103–117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.10.005>
53. Железнов А.В., Железнова Н.Б., Сметанин Н.И., Сухановская В.С. Внутрипопуляционная изменчивость некоторых видов луговых растений по их способности концентрировать ^{90}Sr // Генетика. 2002. Т. 38. № 5. С. 635–640.
54. Переволоцкая Т.В., Булавик И.М., Переволоцкий А.М. О влиянии подтопления на распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесном биогеоценозе // Радиационная биология. Радиозэкология. 2009. Т. 49. № 3. С. 291–301.

VARIABILITY OF AGGREGATED TRANSFER FACTORS OF ^{90}Sr IN HERBACEOUS PLANTS OF DIFFERENT TAXONOMIC GROUPS IN THE ZONE OF INFLUENCE OF A NUCLEAR ENTERPRISE

L. N. Mikhailovskaya^a, V. N. Pozolotina^{a,*}, Z. B. Mikhailovskaya^a, V. P. Guseva^a

^aInstitute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Russia 620144 Yekaterinburg

*e-mail: mila_mikhaylovskaya@mail.ru

Abstract – The variability of the ^{90}Sr aggregated transfer factors (T_{ag}) in herbaceous plants of different taxonomic affiliation, the populations of which have been represented in the zone of influence of a large nuclear plant in the Urals for more than 65 years was studied. The main contamination of the territory occurred during the first period of the plant's operation (1949–1957) due to imperfect methods of handling radioactive waste: 1) numerous discharges into the Techa River; 2) explosion of a container with radioactive waste (Kyshtym accident). At present, the range of T_{ag} values of ^{90}Sr in 54 grass species belonging to 20 families and 2 classes is $(0.8–140.0) \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$. The accumulation of ^{90}Sr by plants is primarily determined by their species characteristics and to a lesser extent depends on the affiliation of species to large taxa. In addition, the variability of the $^{90}\text{Sr} T_{\text{ag}}$ in individual plant species was influenced by a complex of physicochemical soil properties, heterogeneity of radioactive contamination, and weather and climate factors specific to different vegetation seasons. It was found that the relationship between the $^{90}\text{Sr} T_{\text{ag}}$ in herbaceous plants and the density of soil contamination is described by a power function under the condition of homogeneity of landscape elements and similarity of soil types.

Keywords: Kyshtym accident, East Ural radioactive trace (EURT), Techa river, ^{90}Sr , aggregated transfer factor (T_{ag}), soil, herbaceous plants