

УДК 574::539.1.04:539.163:58.051:581.92

ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА И ИХ НАКОПЛЕНИЕ РАСТЕНИЯМИ РАЗЛИЧНЫХ ТАКСОНОМИЧЕСКИХ ГРУПП

© 2014 г. И. В. Молчанова*, Л. Н. Михайловская, В. Н. Позолотина, Е. В. Антонова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург

Оценено пространственное и вертикальное распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239, 240}\text{Pu}$ в почвах головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями. Пространственное распределение радионуклидов в зависимости от удаления от эпицентра аварии с высокой степенью достоверности аппроксимируется экспоненциальной функцией. Спустя 55 лет после аварии основное количество радионуклидов удерживается в корнеобитаемом слое почв (0–20 см). Показано, что поступление ^{90}Sr в растения, в первую очередь, определяется уровнем загрязнения почв. Для ^{137}Cs во всем градиенте загрязнения сохраняются достоверные различия накопительной способности между представителями высших растений с одной стороны, мхами и лишайниками – с другой.

Радионуклиды, пространственное распределение, накопление, растения, таксономические группы, Восточно-Уральский радиоактивный след.

DOI: 10.7868/S086980311401010X

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) образовался в 1957 г. в результате аварии на производственном объединении (ПО) “Маяк”. Позднее, в 1967 г. произошло вторичное загрязнение его территории за счет ветрового переноса донных отложений оз. Карачай – технологического водоема ПО “Маяк”. За годы, прошедшие после аварии, выполнены многочисленные исследования и получены уникальные данные, характеризующие закономерности миграции и распределения радионуклидов в разных типах экосистем следа. Создано целостное представление о миграции основного загрязнителя ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове, прослежена многолетняя динамика радиационной обстановки на загрязненной территории [1–4]. В головной части следа, на отчужденной территории в 1966 г. был организован Восточно-Уральский государственный заповедник. Несмотря на высокий уровень загрязнения, растительные сообщества на этой территории оцениваются как ядро экологического каркаса для сохранения биоразнообразия и поддержания экологической стабильности в регионе [5]. Характеризуясь широким диапазоном уровней загрязнения, неоднородностью топографических и экологических условий, головная часть следа является уникальным природным полигоном для проведения радиоэкологических исследований.

Учитывая сложный характер пространственного распределения радионуклидов, заповедный статус обследованной территории и более чем полувековой отрезок времени, прошедший со дня аварии, представляло интерес оценить миграционную способность долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239, 240}\text{Pu}$ в почвенно-растительном покрове головной части ВУРСа и выявить особенности их накопления растениями разных таксономических групп.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования проводили в 2003–2012 гг. Территория расположена в лесостепной зоне, рельеф – холмисто-увалистый с общим понижением с запада на восток. В регионе преобладают ветры западного направления, что и определило конфигурацию загрязненной зоны. Наземные экосистемы представлены в основном вторичными березовыми и смешанными лесами, частично суходольными лугами и залежами.

В лесах преобладает береза повислая (*Betula pendula*) и сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*). В лесном разнотравье широко представлено семейство злаковых, в котором доминирует вейник тростниковый (*Calamagrostis arundinaceae*), в изобилии присутствует костяника (*Rubus saxatilis*). С высокой степенью постоянства встречается клевер средний (*Trifolium medium*), купена пахучая (*Polygonatum odoratum*), подмаренник ложный (*Galium spurium*), зопник обыкновенный (*Prunella vulgaris*) дудник лесной (*Angelica sylvestris*), гру-

* Адресат для корреспонденции: 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202, ИЭРиЖ УрО РАН; тел.: (34377) 3-20-70; e-mail: molchanova_i_v@mail.ru.

шанка круглолистная (*Pyrola rotundifolia*), василистники простой и малый (*Thalictrum simplex*, *Th. minus*). Присутствуют рудеральные виды: крапива двудомная (*Urtica dioica*), бодяк (*Cirsium setosum*), подорожник средний (*Plantago media*), мать-и-мачеха обыкновенная (*Tussilago farfara*). В разнотравье лугов основной вклад вносят злаки. Среди них господствует кострец безостый (*Bromopsis inermis*), ежа сборная (*Dactylis glomerata*), тимopheевка луговая (*Phleum pratense*), мятлик узколистный (*Poa angustifolia*). Часто встречаются полынь обыкновенная (*Artemisia vulgaris*), мышинный горошек (*Vicia cracca*), чина луговая (*Lathyrus pratensis*), щавель конский (*Rumex confertus*), свербига (*Bunias orientalis*), подмаренники (*Galium boreale*, *G. verum*, *G. mollugo*), воробейник лекарственный (*Lythospermum officinale*), звездчатка (*Stellaria graminea*), гравилат речной (*Geum rivale*). Подробное флористическое описание сообществ ВУРСа приведено в работе [6]. Группа напочвенных мхов представлена наиболее распространенными видами (*Hylocomium splendens*, *Polytrichum commune*, *Pleurozium schreberi*), а лишайники – листоватым эпифитным видом – *Hypogymnia physodes*. Все отмеченные виды растений различаются по морфофизиологическим характеристикам, продолжительности жизни, относятся к разным жизненным формам и экологическим группам.

В почвенном покрове преобладают разновидности серых лесных почв, черноземы различной мощности, а также луговые почвы. Подтип *серых лесных почв* приурочен к сосново-березовым разнотравным лесам и колкам головной части ВУРСа. Содержание гумуса в их аккумулятивном горизонте составляет 7–10%. Значения рН лесных подстилок и гумусового горизонта варьирует от 5.6 до 6.1. Вниз по профилю кислотность увеличивается. *Черноземы обыкновенные* сформированы на участках, занятых суходольными разнотравно-злаковыми лугами. Содержание гумуса в них колеблется от 5 до 13% и постепенно убывает с глубиной. Величина рН водной суспензии изменяется от 5 до 7. Внутрипрофильное изменение этого показателя определяется содержанием карбонатов в почвах. В составе обменных оснований преобладает Ca^{+2} , затем в порядке уменьшения следуют Mg^{+2} , K^{+} и Na^{+} . В гранулометрическом составе этих почв отмечено высокое (30–45%) содержание илистой фракции. *Лугово-слоистые почвы* встречаются в депрессиях и приозерных понижениях. В этих почвах рН водной суспензии смещается в сторону щелочных значений. Содержание гумуса резко падает при переходе к иллювиальному горизонту, а в составе обменных катионов содержание Na^{+} достигает 10 мг-экв/100 г почвы; в гранулометрическом составе преобладает фракция физического песка.

В ходе работ в основных типах экосистем, на разных расстояниях от эпицентра аварии выделя-

ли реперные участки, на каждом из которых закладывали почвенные разрезы для отбора проб. Пробы отбирали слоями мощностью 5–10 см до глубины 50 см. Общее содержание радионуклидов в почвенном слое, нормированное на площадь, назвали *занасом*. В непосредственной близости от разрезов отбирали образцы листьев и крупных веток древесных пород (береза, сосна), надземную массу отдельных видов травянистых растений и разнотравья, а также эпифитных лишайников и напочвенных мхов. Наряду с этим там, где было возможно, отбирали пробы афиллофоровых (дереворазрушающих) и агариковых грибов.

Содержание ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в подготовленных почвенных и растительных образцах определяли радиохимическим способом. Нижний предел обнаружения радионуклидов составлял 0.2 и 0.001 Бк соответственно. Для определения содержания ^{137}Cs использовали гамма-спектрометр с полупроводниковым детектором и нижним пределом обнаружения – 0.1 Бк. Более подробно методика проведения исследований и определения содержания радионуклидов приведена в работе [7]. Все полученные данные, характеризующие содержание радионуклидов в исследованных объектах, рассчитаны на воздушно-сухой вес.

За пределами загрязненной территории были выбраны фоновые участки, идентичные по геоботаническим характеристикам и почвенным разностям. Запас радионуклидов в почвах таких участков не превышал фоновых значений для Уральского региона и составлял для ^{90}Sr – 0.5–2.9, ^{137}Cs – 1.6–7.0 и $^{239,240}\text{Pu}$ – 0.1–0.2 кБк/м².

РЕЗУЛЬТАТЫ

Пространственное распределение радионуклидов в почвенном покрове головной части ВУРСа. Результаты проведенных исследований показали, что в 5 км от эпицентра аварии 1957 г. максимальные запасы ^{90}Sr в почвенном покрове оси следа достигают 70000, ^{137}Cs – 1500 и $^{239,240}\text{Pu}$ – 170 кБк/м² (рис. 1). По мере удаления от эпицентра аварии наблюдается закономерное снижение запасов радионуклидов в почвах.

Ранее нами рассматривались фрагментарные данные, характеризующие вертикальное распределение радионуклидов в почвах отдельных участков обследованной территории [3, 8]. В настоящей работе приведены результаты, отражающие интегральную картину вертикального распределения поллютантов в профилях почв, доминирующих на обследованной территории. На рис. 2 видно, что ход кривых распределения ^{90}Sr в профилях изученных почвенных разностей (серая лесная, чернозем, лугово-слоистая) имеет сходный характер. Максимальное его количество

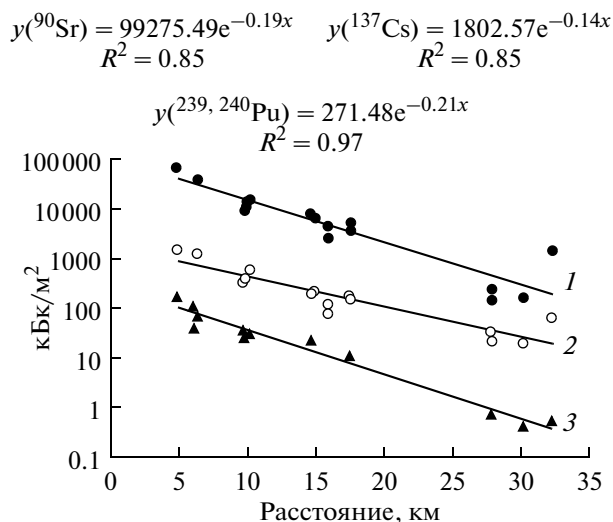


Рис. 1. Распределение запасов радионуклидов в почвенном покрове в пределах центральной оси ВУРСа: 1 – ⁹⁰Sr, 2 – ¹³⁷Cs, 3 – ²³⁹, ²⁴⁰Pu.

(50–60% от общего содержания в профиле) приурочено к верхнему, гумусированному слою почв (0–20 см). Далее содержание ⁹⁰Sr постепенно убывает и в достоверно детектируемых количествах обнаруживается за пределами гумусового горизонта, на глубине 30–40 см. Некоторая размытость максимума в черноземе может быть связана с антропогенной и рекультивационной нагрузкой, которую испытывали эти почвы в первые годы после аварии. В их морфологическом облике сохраняются признаки старой пахоты и следы нарушения естественного сложения верхней части гумусового горизонта. В гидроморфных лугово-слоистых почвах смещение максимального содержания ⁹⁰Sr в более глубокие слои определяется условиями увлажнения, на которые легко реагирует этот подвижный, ионно-обменный радионуклид. Сходный характер распределения наблюдается и для ¹³⁷Cs. Однако пики его максимальной приуроченности к определенной глубине выражены более четко, а запас в 0–20 см слое почв достигает 90% от общего содержания в почвенном профиле. Имеющийся к настоящему времени небольшой массив данных для ²³⁹, ²⁴⁰Pu позволяет выявить максимальное его содержание (до 60%) в верхнем слое серых лесных и черноземных почв. В лугово-слоистых почвах гидроморфных лугов этот радионуклид распределяется более равномерно. Аналогичные данные были получены нами ранее [9].

Изменчивость накопления радионуклидов растениями и грибами. Переход радионуклидов из почвы в растения определяется рядом факторов, среди которых немаловажное значение имеют физико-химические характеристики почв и уровень их загрязнения. В то же время имеются дан-

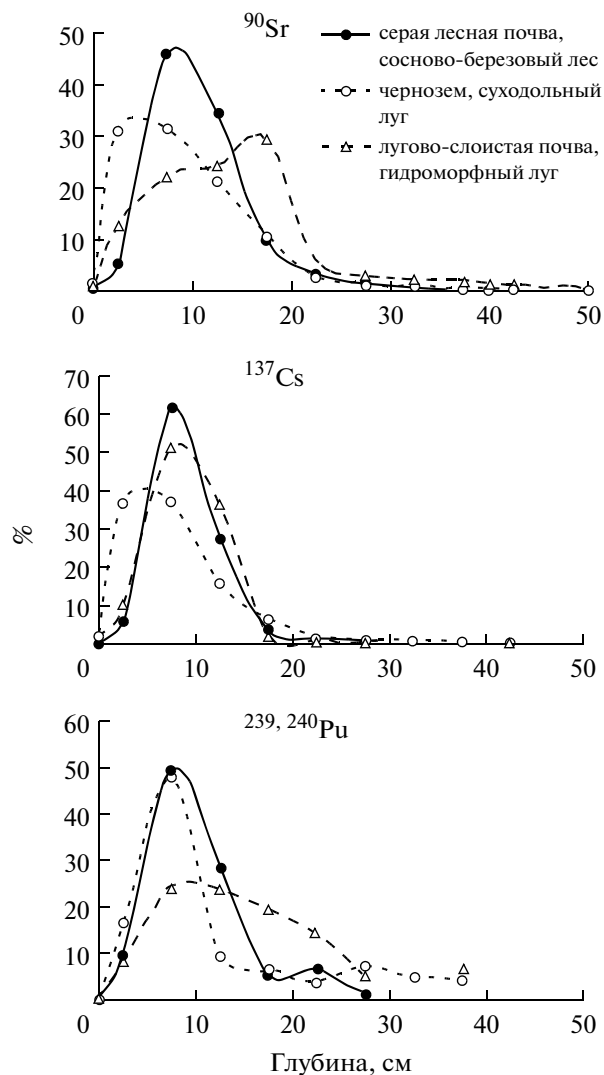


Рис. 2. Вертикальное распределение радионуклидов в профилях почв разных экосистем.

ные, показывающие, что содержание радионуклидов в растениях, произрастающих на почвах одного типа с близким уровнем радионуклидного загрязнения, может существенно различаться [10–11]. С учетом этих обстоятельств оценили содержание радионуклидов в растениях различных таксономических групп, произрастающих на серых лесных и черноземных почвах, с близкими агрохимическими свойствами и уровнем загрязнения. На выбранных участках запасы ⁹⁰Sr в почвах составляли 3000–5000, ¹³⁷Cs – 100–200 и ²³⁹, ²⁴⁰Pu – 10–20 kBq/m², что на 2–3 порядка выше фоновых значений.

На начальных этапах исследовали накопительную способность таксономических групп растений, не выделяя отдельные виды. Изученная группа древесных растений включала березу повислую и сосну обыкновенную. Группа травяни-

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов в растениях разных таксономических групп и грибов

Жизненная форма	Исследуемая часть	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		^{239, 240} Pu	
		<i>M</i>	<i>CV</i>	<i>M</i>	<i>CV</i>	<i>M</i>	<i>CV</i>
Высшие растения							
Древесные растения	Листья	30 870	74.3	398	60.8	0.10	80
	Крупные ветви	14 220	36.6	130	48.9	0.07	120
Травянистые растения	Надземные органы	13970	33.2	140	32.2	0.60	150
Мхи, дерновинки	Побеги	41 500	21.8	650	36.7	12.4	88
Низшие растения							
Лишайники, листоватые	Талломы	9 166	32.1	580	31.4	3.00	50
Грибы							
Сидячие	Плодовые тела	3 420	35.4	100	30.2	—	—
Шляпочные		1 500	47.5	343	10.6	—	—

Примечание. *M* – среднее значение, Бк/кг воздушно-сухой массы; *CV* – коэффициент вариации, %.

стных растений объединяла представителей лесного и лугового разнотравья, а также рудеральные виды растений. Полученные результаты показали, что максимальные количества ⁹⁰Sr (41500 и 30870 Бк/кг) обнаружены в напочвенных мхах и листьях древесных растений (табл. 1). Они достоверно ниже в крупных ветках древесных пород и надземной массе травянистых растений, а также в слоевищах эпифитных листоватых лишайников. Имеющиеся различия оценивали по критерию достоверности разности (t_{st} 2.22, t_d 3.69–4.81) при уровне значимости $p = 0.05$. Для сравнения в таблице приведены данные, характеризующие удельную активность радионуклидов в плодовых телах грибов. Среди дереворазрушающих (афиллофоровых) грибов изучен трутовик (*Fomes fomentarius*) с сидячим плодовым телом, среди агариковых – шляпочные жизненные формы: груздь (*Lactarius resimus*) и разные виды рода сыроежек (*Russula*), обитающие в верхних слоях почвы и лесных подстилках. Видно, что представители этого царства характеризуются минимальным содержанием радионуклида.

Для ¹³⁷Cs максимальное содержание (650–580 Бк/кг) обнаружено во мхах и лишайниках, а низкое (100–140 Бк/кг) – в плодовых телах дереворазрушающих грибов, осевых органах древесных и надземной массе травянистых растений. Уровни загрязнения мхов и лишайников ^{239, 240}Pu составляют единицы, а сосудистых растений – десятые и сотые доли Бк/кг воздушно-сухой массы.

Отметим, что коэффициенты вариации (*CV*, %) содержания радионуклидов у представителей разных таксономических групп, изменялись от 21 до 150% (табл. 1). Высокий разброс значений, имеющий место в пределах каждой иссле-

дованной группы растений, может быть обусловлен различиями накопительной способности отдельных видов, составляющих крупную таксономическую группу.

Величина радионуклидного отношения ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs в высших растениях изменяется от 64 до 110 (табл. 2). Такое соотношение элементов отражает потребность организмов в кальции, химическим аналогом которого является ⁹⁰Sr. В лишайниках оно значительно ниже. Величина отношения ⁹⁰Sr/^{239, 240}Pu снижается в ряду древесные > травянистые > мхи = лишайники. Примерно в такой же последовательности располагаются изученные группы растений и по величине отношения ¹³⁷Cs/^{239, 240}Pu.

На примере видов, принадлежащих к одному семейству *Asteraceae* и произрастающих на относительно однородных по плотности загрязнения участках, мы оценили вклад видовой специфики травянистых растений в уровень накопления радионуклидов. Были исследованы лопух паутинистый – *Arctium tomentosum*, бодяк щетинистый – *Cirsium setosum*, тысячелистник обыкновенный – *Achillea millefolium*, мать-и-мачеха обыкновенная – *Tussilago farfara*, полынь горькая – *Artemisia absinthium*, василек шероховатый – *Centaurea scabiosa*, цикорий обыкновенный – *Cichorium inthybus* (табл. 3). Видно, что удельная активность радионуклидов в изученных представителях одного семейства, как правило, варьирует в пределах одного порядка. Лишь для ^{239, 240}Pu размах колебаний достигает двух порядков величин. Максимальное содержание ⁹⁰Sr отмечено в мать-и-мачехе, ¹³⁷Cs – в бодяке щетинистом, а ^{239, 240}Pu – в полыни горькой.

Таблица 2. Величины радионуклидных отношений у растений разных таксономических групп

Жизненная форма	Часть растения	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}/^{239, 240}\text{Pu}$	$^{137}\text{Cs}/^{239, 240}\text{Pu}$
Высшие растения				
Древесные растения	Листья	78	308 000	3980
	Крупные ветви	110	203 000	1857
Травянистые растения	Наземные органы	102	23 000	233
Мхи, дерновинки	Побеги	64	3000	52
Низшие растения				
Лишайники, листоватые	Талломы	16	3000	193

Таблица 3. Удельная активность радионуклидов в представителях растений семейства *Asteraceae*

Вид растения	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{239, 240}\text{Pu}$	
	<i>M</i>	<i>CV</i>	<i>M</i>	<i>CV</i>	<i>M</i>	<i>CV</i>
Лопух паутинистый	12065	8.8	52.6	53.8	0.05	50.0
Бодяк щетинистый	23330	45.5	172.5	12.8	0.14	32.0
Тысячелистник обыкновенный	8350	7.0	93.0	10.0	0.20	123.8
Мать-и-мачеха обыкновенная	79180	11.8	17.5	7.4	—	—
Полынь горькая	8150	13.4	105.7	58.5	3.47	50.0
Василек шероховатый	13535	16.7	19.3	63.7	—	—
Цикорий обыкновенный	29725	8.0	9.6	8.3	—	—

Примечание. *M* – среднее значение, Бк/кг воздушно-сухой массы; *CV* – коэффициент вариации, %.

До сих пор мы рассматривали особенности поступления радионуклидов в растения, произрастающие в идентичных топо-экологических условиях и при сходных уровнях загрязнения. Учитывая тот факт, что на территории головной части ВУРСа плотность загрязнения почв изменяется в широком диапазоне значений, представляло интерес оценить поступление радионуклидов в растения, произрастающие на участках с различным уровнем их содержания в почвах.

На примере широко распространенного растения – крапивы двудомной (*Urtica dioica*) показано, что ее накопительная способность по отношению к изученным радионуклидам убывает в ряду $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{239, 240}\text{Pu}$ (рис. 3). С увеличением запаса радионуклидов в почвах их удельная активность в надземной массе растения возрастает и хорошо аппроксимируется степенной зависимостью.

Такой же характер изменения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в градиенте загрязнения наблюдается и для многочисленных представителей изученных таксономических групп (рис. 4).

$$y(^{90}\text{Sr}) = 20.539x^{0.8715} \quad R^2 = 0.9546$$

$$y(^{137}\text{Cs}) = 0.7841x^{0.7101} \quad R^2 = 0.5118$$

$$y(^{239, 240}\text{Pu}) = 0.1773x^{0.6937} \quad R^2 = 0.8373$$

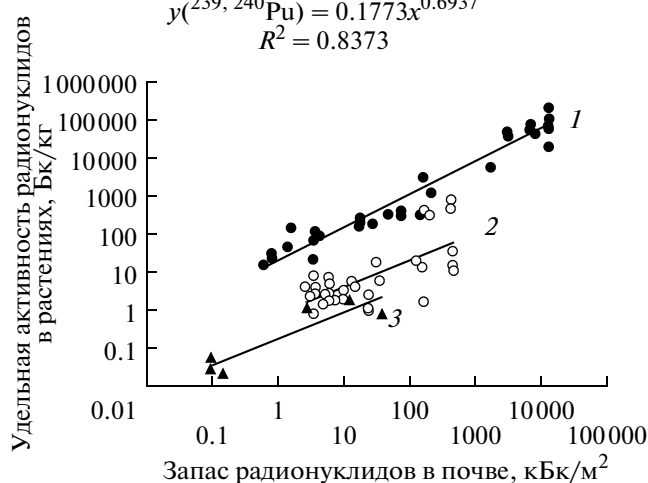


Рис. 3. Удельная активность радионуклидов в надземной массе крапивы двудомной в зависимости от их запасов в почве: 1 – ^{90}Sr , 2 – ^{137}Cs , 3 – $^{239, 240}\text{Pu}$.

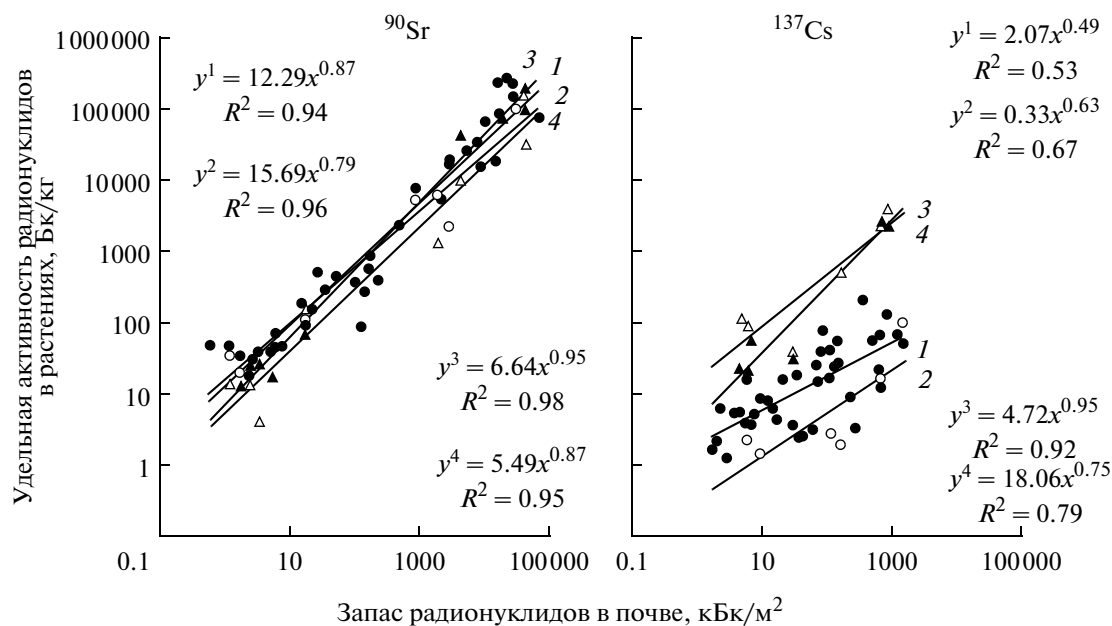


Рис. 4. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях разных таксономических групп в зависимости от запасов радионуклидов в почве: 1— травянистые; 2—древесные растения; 3— мхи; 4— лишайники.

ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение запасов радионуклидов в почвах в зависимости от удаления от эпицентра аварии с высокой степенью достоверности аппроксимируется экспоненциальной функцией. Ранее было показано, что на западной и восточной границе следа уровень загрязнения почв снижается на два порядка величин по сравнению с центральной осью. При этом на восточной периферии следа плотность загрязнения была в несколько раз выше, чем на западной [12–14]. Такая асимметрия в территориальном распределении радионуклидов указывает на вклад дополнительных источников в загрязнение обследованной территории. Многолетние исследования, проведенные на территории зоны влияния ПО «Маяк», выявили значимое перманентное поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs из атмосферы в составе штатных выбросов предприятия. В соответствии с преобладающим направлением ветров эти выбросы перемещаются преимущественно в восточном направлении, обуславливая дополнительное загрязнение сопредельных участков ВУРСа. Определенный вклад в их загрязнение вносят и геохимические процессы, вектор стока которых ориентирован с запада на восток [12].

В поставарийный период не выявлено существенных различий в распределении ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239, 240}\text{Pu}$ в профилях почв, типичных для обследованной территории. Основное количество этих радионуклидов сосредоточено в 0–20 см корнеобитаемом слое. В органогенном горизонте (мощностью до 5 см), представленном листовым

опадом древесных растений, лесной подстилкой или дерниной, удерживается до 40% от общего содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239, 240}\text{Pu}$ в почвенном профиле. В этих, постоянно трансформирующихся образованиях, формируется депо радионуклидов, обогащенное их подвижными формами. Отсюда радионуклиды поступают как в расположенные ниже почвенные слои, так и в растения, вовлекаясь в биологические циклы миграции [15–16].

Изученные группы растений характеризуются как различной накопительной способностью по отношению к отдельным радионуклидам, так и близкими значениями этого признака. Отмечена способность высших растений к преимущественной аккумуляции ^{90}Sr , а низших — ^{137}Cs как аналогов Са и К соответственно. Поступление $^{239, 240}\text{Pu}$ в растения на несколько порядков ниже, чем ^{90}Sr и ^{137}Cs . Это связано с тем, что плутоний не является биогенным элементом, он не встраивается ни в какие биологические циклы, более того, этот элемент — химически токсичен. Зависимость накопительной способности от морфофизиологических характеристик растений разных таксонов отражают и величины радионуклидных отношений.

Оценен вклад видовой принадлежности травянистых растений в варибельность их накопительной способности. Для большинства видов, относящихся к одному семейству, варибельность накопительной способности невелика, но в некоторых случаях (тысячелистник) коэффициент вариации достигает 123.8%. Индивидуальная изменчивость накопительной способности разных

видов травянистых растений, произрастающих в пределах одной популяции, была отмечена ранее [17, 18]. Она может быть связана с генетическими особенностями отдельных растений, реализовавшимися в конкретных условиях среды.

В изученном градиенте загрязнения различия в уровнях содержания ^{90}Sr в растениях разных таксономических групп невелики. Большинство приведенных значений располагается в относительно узком коридоре, диапазон которого составляет порядок величин. В то же время с увеличением плотности загрязнения почв различия в содержании радионуклида в растениях, приуроченных к крайним точкам наблюдений, достигают четырех порядков величин. Следовательно, главным фактором, определяющим поступление ^{90}Sr в растения, является его содержание в почвах. Выявленные нами различия в накоплении этого радионуклида растениями разной таксономической принадлежности, произрастающими на ограниченном участке, нивелируются неоднородностью топо-экологических условий, которые имеют место в градиенте загрязнения на обследованной территории.

В градиенте загрязнения содержание ^{137}Cs в изученных группах растений различается в большей степени. Минимальные значения удельной активности характерны для древесных и травянистых растений, максимальные — для мхов, лишайников. При этом различия в удельной активности радионуклида в растениях, произрастающих в условиях минимального и максимального загрязнения почвы, не превышают двух порядков величин. Таким образом, наряду с уровнем загрязнения почв, фактором, определяющим поступление ^{137}Cs в растения, являются их морфофизиологические особенности и экологические условия. Во всем градиенте загрязнения сохраняются достоверные различия накопительной способности между представителями сосудистых растений, мхами и лишайниками.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы УрО РАН ориентированных фундаментальных исследований по проекту № 12-4-002-ЯЦ и Программы интеграционных исследований между Институтами УрО РАН и ДВО РАН (проект № 12-С-4-1001).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. 336 с.
2. Восточно-Уральский радиоактивный след / Под ред. В.Н. Чуканова. Екатеринбург, 1996. 167 с.
3. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваяева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / Под ред. В.Н. Большакова. Екатеринбург: Гошицкий, 2008. 203 с.
4. Бакуров А.С. Творческое наследие Опытной научно-исследовательской станции в рефератах научных работ. Ч. I. Озерск: Ред.-изд. центр ВРБ, 2008. 403 с.
5. Лагунов А.В., Смагин А.И. Восточно-Уральский государственный заповедник в системе особо охраняемых природных территорий Челябинской области // Вопр. радиац. безопасности. Спец. вып. 2007. С. 45–67.
6. Pozolotina V.N., Molchanova I.V., Mikhaylovskaya L.N. et al. The Current State of Terrestrial Ecosystems in the Eastern Ural Radioactive Trace // Radiation exposure: sources, impacts and reduction strategies / Ed. D. Balenovic and E. Stimac. N. Y.: Nova Sci. Publ., Inc., 2012. P. 113–140.
7. Молчанова И.В., Караваяева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2006. 89 с.
8. Molchanova I., Pozolotina V., Karavaeva E. et al. Radioactive inventories within the East-Ural radioactive state reserve on the Southern Urals // Radioprot. 2009. V. 44. № 5. P. 747–757.
9. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваяева Е.Н. Поведение плутония в пойменных почвах // Дефектоскопия. 2005. № 1. С. 74–79.
10. Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М. Радиационный мониторинг почвенно-растительного покрова // Вестн. МГУ. Сер. Почвоведение. 1987. № 12. С. 76–98.
11. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Дугинов В.И., Хомутинин Ю.В. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растение // Пробл. с.-х. радиологии. 1992. Вып. 2. С. 108–116.
12. Бакуров А.С., Шейн Г.П., Аксенов Г.М., Ровный С.И. Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО “Маяк” // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Мат. науч.-практич. конф., посвященной 50-летию аварии на ПО “МАЯК”. Челябинск, 2007. С. 8–25.
13. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваяева Е.Н. и др. Радиоэкологическое исследование почвенно-растительного покрова Восточно-Уральского государственного заповедника и сопредельных территорий // Радиационная биология. Радиоэкология. 2011. Т. 51. № 4. С. 476–482.
14. 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 // Radioprot. 2011. V. 46. № 6. P. 567–572.
15. Безель В.С., Молчанова И.В., Позолотина В.Н. Длительное радиоактивное загрязнение природной среды: вынос радионуклидов травянистой растительностью // Мат. VI Междунар. науч.-практич. конф. “Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде”. Т. 2. Семей, Казахстан, 2010. С. 349–351.

16. Федоркова М.В., Пахненко Е.П., Санжарова Н.И. Формы химического взаимодействия радиоактивного стронция с органическим веществом почв различных типов // Вестн. МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 2012. № 3. С. 31–34.
17. 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.
18. 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 // Пробл. биогеохимии и геохим. экологии. 2010. № 1. С. 85–89.

Поступила в редакцию
19.02.2013

Man-Made Radionuclides and their Accumulation by Plants of Different Taxonomic Groups from the Soils of the Eastern Ural Radioactive Trace

I. V. Molchanova, L. N. Mikhailovskaya, V. N. Pozolotina, E. V. Antonova

Institute of Plants & Animals Ecology, Ural Branch of Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, 620144 Russia
e-mail: molchanova_i_v@mail.ru

Investigations of the spatial and vertical distribution of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the soils of the Eastern Ural Radioactive Trace (EURT) and accumulation of these radionuclides by plants were carried out in 2003–2011. Investigations showed that the spatial distribution of the radionuclides with increasing distances from the epicenter of the accident is satisfactorily approximated by the exponential function. During the post-accidental period the essential amount of radionuclides is located in the 15–20 cm root layer of the soil. Uptake by plants of ^{90}Sr is determined, first of all, by the level of the soil contamination. For ^{137}Cs , reliable differences in its accumulation ability between representatives of the higher plants and lower ones are remained in the whole gradient of contamination.