

ИСКУССТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ

ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN SOIL-PLANT COVER OF FOREST ECOSYSTEMS LONG AFTER NUCLEAR TESTS CONDUCTED AT SEMIPALATINSK TEST SITE

**N. Larionova
A. Ivanova
A. Aidarkhanov**

Summary. The content of artificial radionuclides such as ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239+240}\text{Pu}$ has been addressed in herbaceous plants, soil and forest floor in the radioactive fallout plume area left from the first nuclear test (August 29, 1949) that was conducted at Semipalatinsk Test Site. It was found that maximum values of activity concentration in soil are characteristic of $^{239+240}\text{Pu}$ (up to 240 Bq/kg) and ^{137}Cs (up to 120 Bq/kg), comparatively lower for ^{90}Sr (up to 71 Bq/kg), for ^{241}Am these do not exceed 5.1 ± 1.1 Bq/kg. The content of radionuclides in plants was quantitatively registered for only ^{90}Sr and $^{239-240}\text{Pu}$, maximum accumulation is observed for ^{90}Sr . Much of ^{241}Am , ^{137}Cs and ^{90}Sr is in forest floor (distribution of $^{239-240}\text{Pu}$ is more uniform). At the same time, ^{241}Am is oftentimes concentrated in its mineral component, and ^{90}Sr — in its organic component which in turn is proved by being more accumulated by plants.

Keywords: Semipalatinsk Test Site (STS), artificial radionuclides, accumulation factors, forest ecosystem.

Ларионова Наталья Владимировна

К.б.н, Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии» Республиканского государственного предприятия «Национальный ядерный центр Республики Казахстан» (г. Курчатов, Казахстан)

Larionova@nnc.kz

Иванова Аксана Романовна

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии» Республиканского государственного предприятия «Национальный ядерный центр Республики Казахстан» (г. Курчатов, Казахстан)

A_Ivanova@nnc.kz

Айдарханов Асан Оралханович

К.б.н, Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии» Республиканского государственного предприятия «Национальный ядерный центр Республики Казахстан» (г. Курчатов, Казахстан)

Asan@nnc.kz

Аннотация. Рассмотрено содержание искусственных радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в травянистых растениях, почве и лесной подстилке на участке прохождения следа радиоактивных выпадений от первого ядерного испытания (29.08.49 г.), проведенного на Семипалатинском испытательном полигоне. Установлено, что максимальные значения удельной активности в почве характерны для радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ (до 240 Бк/кг) и ^{137}Cs (до 120 Бк/кг), сравнительно меньшие — для ^{90}Sr (до 71 Бк/кг), ^{241}Am — не превышают $5,1 \pm 1,1$ Бк/кг. Содержание радионуклидов в растениях количественно зафиксировано лишь для ^{90}Sr и $^{239-240}\text{Pu}$, максимальное накопление отмечается для ^{90}Sr . Большая часть радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{90}Sr находится в лесной подстилке (распределение $^{239-240}\text{Pu}$ носит более равномерный характер). При этом ^{241}Am зачастую сосредоточен в ее минеральной составляющей, а ^{90}Sr — в органической, что, в свою очередь, подтверждается его более высоким накоплением в растениях.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон (СИП), искусственные радионуклиды, коэффициенты накопления, лесная экосистема.

Введение

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) являлся одним из крупнейших полигонов мира для испытания ядерного оружия. Его площадь составляет 18 300 км², на нем было проведено 456 испытаний с использованием 616 ядерных устройств. Испытания, проводимые на территории СИП, обусловили загрязнения не только территории полигона, но и за его пределами. Так, после первого наземного ядерного испытания, осуществленного 29 августа 1949 года при неблагоприятных условиях, сильный ветер обусловил быстрое перемещение радиоактивного облака в восточном направлении. Данное обстоятельство привело к формированию радиоактивного следа на территории ленточного соснового бора расположенного в северо-восточном направлении от СИП. Общая площадь ленточного бора составляет 870,5 тыс.га. Лесообразующая порода — сосна обыкновенная (*Pinus silvestris*).

Исследования по распределению радионуклидов в компонентах лесных экосистем проводились ранее в зоне подвергшейся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС. Изучено распределение радионуклидов в вертикальном профиле лесных почв, выделена многолетняя динамика радиоактивного загрязнения древесного яруса лесных биогеоценозов, установлено снижение активности нуклидов в отдельных компонентах биогеоценоза по мере повышения плодородия почвы и снижения ее увлажнения. Приведены значения удельной активности искусственных радионуклидов в древесине и коре по основным лесообразующим породам [1, 2]. Отдельные исследования проведены и для территории ленточного соснового бора, в том числе получены единичные значения удельной активности искусственных радионуклидов в хвое, коре, травянистой растительности, подстилке и почве [3].

В данной работе представлены результаты изучения содержания и распределения радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в отдельных компонентах лесной экосистемы (травянистых растениях, почве, лесной подстилке) на участке прохождения следа радиоактивных выпадений от первого ядерного испытания (29.08.49 г.).

Методы и Материалы

Полевые работы включали: выбор исследовательских площадок, измерение радиационных параметров (плотности потока β-частиц и мощности эквивалентной дозы (МЭД)) [4]. Для заложения площадок выбирались участки леса в границах прохождения следа от испытания 1949 года с предполагаемо повышенным содержанием радионуклидов в компонентах природной среды. Всего заложено 10 исследовательских площадок (Рису-

нок 1). С каждой площадки отобраны смешанные пробы травянистых растений, подстилки и смешанные пробы почвы (методом конверта на глубину 5 см).

Пробы почвы высушивали до воздушно-сухого состояния в сушильных шкафах при температуре 50–60 °С. После удаления крупных камней и включений (растительного остатка) высушенные пробы взвешивали на технических весах. Далее весь объем пробы тщательно перемешивали, постепенно растирая в фарфоровой ступке с помощью пестика и просеивания через сито диаметром отверстий 1 мм. Полноту просеивания проверяли встряхиванием каждого сита над листом бумаги.

Работы с пробами растительности проводились путем предварительного промывания образца и ополаскивания дистиллированной водой. Далее пробы просушивались в сушильном шкафу при температуре от 80–100 °С, подвергались грубому измельчению с помощью секатора. Более тонкое измельчение проводилось с помощью лабораторной мельницы. Далее производили термическое концентрирование (обугливание, озоление) проб. Сухой остаток обугливали в муфельной печи или путем прокалывания на электроплитах, не допуская воспламенения образца, до получения остатка черного цвета. Далее пробы охлаждали, растирали и переносили в тигли для последующего озоления. Первоначальную температуру повышали до 200 °С в течении 50–60 минут, после чего устанавливали предельную температуру в муфельной печи: температура озоления для дальнейшего определения ¹³⁷Cs составляла 400 °С, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu — до 550 °С. После озоления тигли с пробами охлаждали в эксикаторе. Готовую золу просеивали через сито для удаления не зольного остатка. Просеянную золу взвешивали и высчитывали коэффициент озоления.

Подстилка просушивалась в естественных условиях. Далее для разделения органической составляющей от минеральной, просеивалась через сито диаметром 2мм. Органическая составляющая подстилки обугливалась на электроплитках до образования черного остатка, измельчалась до однородной массы на лабораторной мельнице. Далее образцы помещались в тигли для дальнейшего озоления. Температура устанавливалась также как и для растительности.

Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах растений проводились в соответствии с гостированными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре [5, 6, 7]. Определение удельной активности радионуклидов ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu определяли радиохимическим выделением с последующим измерением на бета-спектрометре TRI-CARB2900 TR и альфа-спектрометре Canberra (мод. 7401)



Рис. 1. Схема исследуемой территории

соответственно. Концентрация ^{241}Am и ^{137}Cs в растениях определялась в обугленных, предварительно измельченных образцах, ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ — в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Погрешность измерения для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 10–20%, для ^{90}Sr — 15–25%, $^{239+240}\text{Pu}$ –30%.

Результаты и обсуждение

Результаты лабораторных исследований подтвердили, что уровень радиоактивного загрязнения площадок, выбранных для проведения исследований, является повышенным. Наибольшие значения удельной активности в почве отмечаются для радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ (240 ± 10 Бк/кг) и ^{137}Cs (120 ± 20 Бк/кг), сравнительно меньшие для ^{90}Sr (71 ± 11 Бк/кг), содержание ^{241}Am — не превышает $5,1 \pm 1,1$ Бк/кг (Таблица 1). Данные по содержанию радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ в исследуемых растениях и лесной подстилке представлены в таблице 1.

Содержание радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs в растениях, как видно из приведенной таблицы, оказалось ниже предела обнаружения используемого аппаратно-методического обеспечения (<1 Бк/кг). Значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в растениях также в большин-

стве случаев количественно не установлены ($<0,05$ Бк/кг), в отдельных образцах варьируют от $0,3 \pm 0,1$ Бк/кг до $9,2 \pm 0,6$ Бк/кг. Стабильно количественно во всех растениях установлено содержание радионуклида ^{90}Sr (от $0,9 \pm 0,2$ Бк/кг до 23 ± 3 Бк/кг).

С точки зрения нормирования, полученные значения удельной активности ^{90}Sr не превышают предельно-допустимого уровня радиоактивного загрязнения кормовых растений, который для данного радионуклида составляет 111 Бк/кг []. Концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в растениях не нормируется, однако, исходя из степени общей радиотоксичности, можно предположить, что допустимый уровень для него будет ориентировочно на порядок меньше, чем по ^{90}Sr , что составит 10 Бк/кг [

]. Полученные значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ также не превышают предполагаемый допустимый уровень.

Для количественной оценки поступления радионуклидов из почвы в растения использовался коэффициент накопления (Кн) — отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно. Из-за отсутствия количественных величин удельной ак-

Таблица 1. Содержание радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr $^{239+240}\text{Pu}$ в растениях, почве и лесной подстилке

Точка отбора	Исследуемый объект	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг			
		^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
1	растения	<1	<1	23 ±3	<0,02
	подстилка (органическая составляющая)	0,7±0,1	27±5	34 ±5	19±3
	подстилка (минеральная составляющая)	2,1 ±0,6	110 ±20	6,2 ±0,9	8,4 ±1,5
	почва	<1	30±6	69±10	22±4
2	растения	<0,3	<0,5	12 ±2	0,3 ±0,1
	подстилка (органическая составляющая)	<0,2	7±1,4	4,4 ±0,7	8,1±0,6
	подстилка (минеральная составляющая)	0,6 ±0,3	30 ±6	4,3 ±0,6	2,7 ±1,1
	почва	*	*	*	*
3	растения	<0,5	<0,7	9,5 ±1,4	0,16 ±0,08
	подстилка (органическая составляющая)	0,6±0,1	3,8±0,8	14 ±2	8,6±1,8
	подстилка (минеральная составляющая)	1,1 ±0,4	18 ±4	2,6 ±0,6	1,9 ±0,8
	почва	1,5±0,3	24±5	5,3±3,3	7,3±1,9
4	растения	<0,3	<0,8	8,1 ±1,2	<0,04
	подстилка (органическая составляющая)	3,5±0,7	100±20	66 ±10	77±10
	подстилка (минеральная составляющая)	82 ±16	3,5 ±0,6	6,9 ±1,0	29 ±3
	почва	2,3±0,5	57±11	42±6	140±10
5	растения	<0,2	<1,1	10 ±2	<0,05
	почва	<0,7	21±4	14±3	4,1±1,4
6	растения	<0,18	<0,7	0,9 ±0,2	<0,05
	почва	1,4±0,3	35±7	29±4	91±6
7	растения	<0,3	<1	4,6 ±0,7	<0,04
	подстилка (органическая составляющая)	<0,4	19±2	*	*
	подстилка (минеральная составляющая)	330 ±70	6,8 ±1,4	22 ±3	130 ±10
	почва	5,1±1,1	120±20	71±11	240±10
8	растения	<0,6	<0,7	6,7 ±1,0	9,2±0,6
	подстилка (органическая составляющая)	1,8±0,6	35±7	20 ±3	50±6
	подстилка (минеральная составляющая)	26 ±5	0,6 ±0,3	2,7 ±0,6	14 ±2
	почва	1,2±0,3	36±7	9,2±2,7	17±3
9	растения	<0,7	<0,6	9,1 ±1,4	2,3 ±0,3
	подстилка (органическая составляющая)	1,0±0,4	78±16	54 ±8	0,6±0,3
	подстилка (минеральная составляющая)	5,1 ±1,0	42 ±8	3,7 ±0,6	20 ±3
	почва	1,7±0,3	57±11	28±4	57±6
10	растения	<0,3	<0,5	6,1 ±1,0	<0,03
	подстилка (органическая составляющая)	0,9±0,1	34±3	*	*
	подстилка (минеральная составляющая)	9,7 ±1,9	350 ±70	23 ±3	370 ±20
	почва	4,45±0,9	115±20	64±9,5	130±10

* — данные отсутствуют

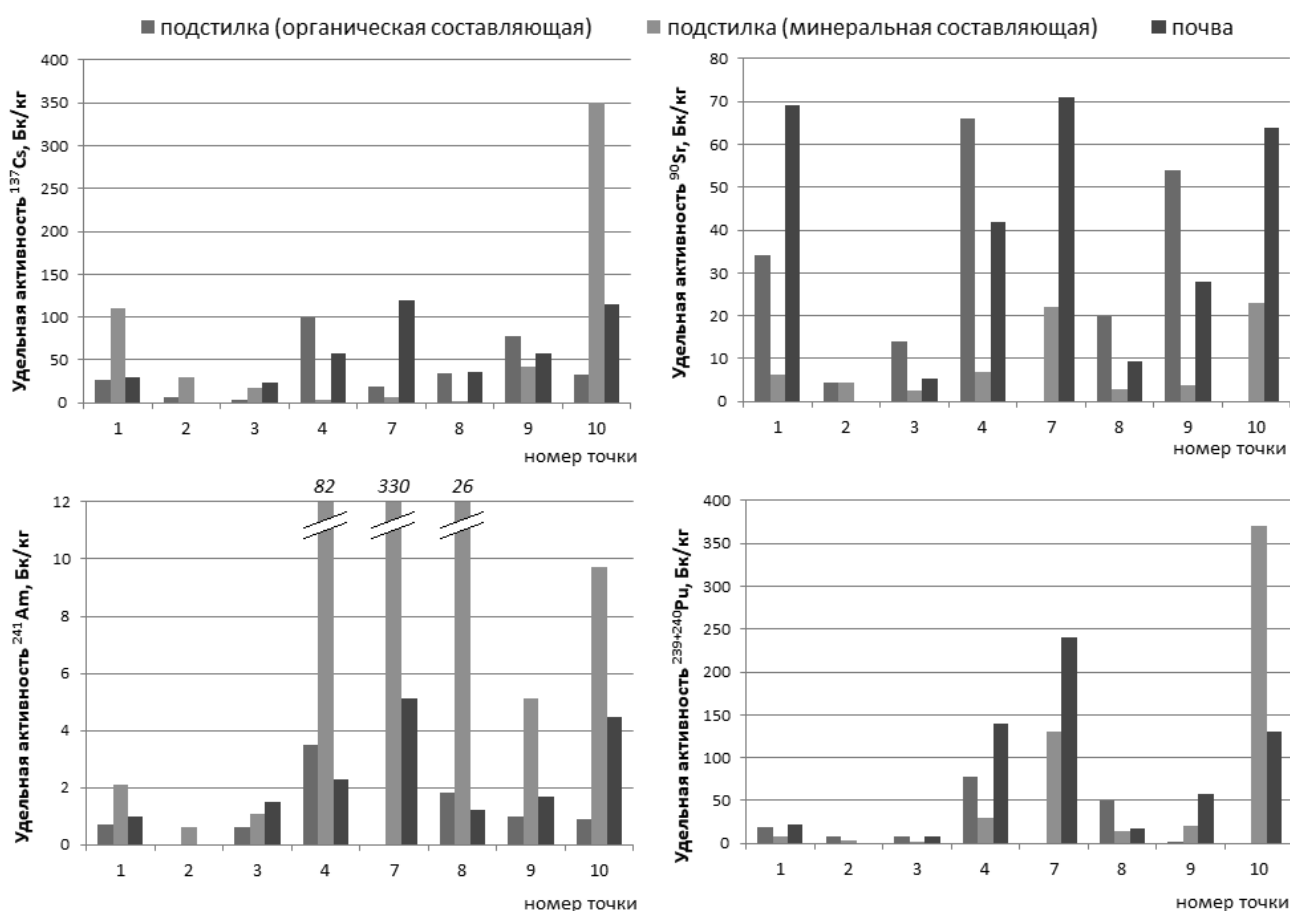


Рис. 1. Распределение радионуклидов в поверхностном слое почв (5 см) и подстилке

тивности Кн ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs рассчитаны оценочно и в среднем составляют <0,20 и <0,020 соответственно. Количественные значения Кн получены для ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (0,022–0,54; n=3) и для ⁹⁰Sr (0,031–1,8; n=9). В целом, все значения Кн соответствуют данным, полученным ранее, для условно «фоновых» территорий Семипалатинского испытательного полигона [

]. Максимальное накопление в растениях характерно для радионуклида ⁹⁰Sr.

Своего рода биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов в лесных почвах является подстилка. На основании полученных данных (Таблица 1), можно сказать, что в подстилке, также как и в поверхностном слое почвы, сосредоточено высокое содержание всех рассмотренных радионуклидов. Для наглядного представления распределение удельной активности радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu между почвой, органической и минеральной составляющей лесной подстилки полученные данные представлены в виде гистограмм (Рисунок 1).

Более высокие значения удельной активности в лесной подстилке, чем в почве, в большинстве случаев наблюдаются для радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, повышенное содержание ²³⁹⁺²⁴⁰Pu чаще установлено в почве. При этом радионуклид ²⁴¹Am зачастую сосредоточен в ее минеральной составляющей, а ⁹⁰Sr — в органической, что, в свою очередь, подтверждается его более высоким накоплением в растениях.

Заключение

В результате проведенных исследований повышенные концентрации искусственных радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu установлены в травянистых растениях, почве и лесной подстилке. Максимальные значения удельной активности в почве характерны для радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (до 240 Бк/кг) и ¹³⁷Cs (до 120 Бк/кг), сравнительно меньшие — для ⁹⁰Sr (до 71 Бк/кг), ²⁴¹Am — не превышают 5,1±1,1 Бк/кг. Содержание радионуклидов в растениях количественно зафиксировано лишь для ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, при этом не превышает допустимых уровней загрязнения для кормовых

растений. Установленные коэффициенты накопления соответствуют значениям для условно «фоновых» территорий Семипалатинского испытательного полигона [10]. Большая часть радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{90}Sr находится в лесной подстилке (распределение $^{239-240}\text{Pu}$

носит более равномерный характер). При этом ^{241}Am зачастую сосредоточен в ее минеральной составляющей, а ^{90}Sr — в органической, что, в свою очередь, подтверждается его более высоким накоплением в растениях.

ЛИТЕРАТУРА

1. Щеглов А. И. Биохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: — М: Наука, 2000. — 269 с.
2. Переволоцкий А. Н. Радиационно-экологическая обстановка в лесных биогеоценозах: динамика, факторы, прогноз (на примере региона аварии Чернобыльской АЭС): Обнинск, 2013. — 30 с.
3. Стрильчук Ю. Г. Радиационная обстановка на территории сосновых боров Прииртышья / Ю. Г. Стрильчук, В. С. Осинцев, Р. Ю. Магашева // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 20011–2012 гг.] / под рук. Лукашенко С. Н. — Т. 1. — Вып. 4. — Павлодар: Дом печати, 2013. — С. 221–248. — ISBN978–601–7112–74–5.
4. Методика измерения гамма-фона территорий и помещений: утвердил Зам. Главного государственного санитарного врача Республики Казахстан М. Б. Спатаев, 25.08.1997. Алматы, 1997. 1 с.
5. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143–91: МИ 5.06.001.98 РК. Алматы, 1998. 18 с.
6. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». Менделеево, 2004. 20 с.
7. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях): Алматы, 2010. 25 с.
8. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза РК, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.
9. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности»: утв. Постановлением Правительства РК № 201 от 03.02.2012 г.
10. Larionova, N. V. Transfer of radionuclides to plants of natural ecosystems at the Semipalatinsk Test Site / N. V. Larionova, S. N. Lukashenko, A. M. Kabdyrakova, A. Y. Kunduzbayeva, A. V. Panitskiy, A. R. Ivanova // Journal of Environmental Radioactivity. — 2018. — № 186. — P.163–170.

© Ларионова Наталья Владимировна (Larionova@nnc.kz),

Иванова Аксана Романовна (A_Ivanova@nnc.kz), Айдарханов Асан Оралханович (Asan@nnc.kz).

Журнал «Современная наука: актуальные проблемы теории и практики»