

УДК 539.163:582.475.4:574.2:502.5

РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ОЦЕНКА ФОРМИРОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ В СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЯХ В ПЕРВЫЙ ГОД ПОСЛЕ АВАРИЙНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ЧАЭС

© 2022 г. Т. В. Переволоцкая¹, А. Н. Переволоцкий¹, С. А. Гераськин^{1,*}

¹Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

*E-mail: stgeraskin@gmail.com

Поступила в редакцию 09.07.2021 г.

После доработки 30.11.2021 г.

Принята к публикации 02.03.2022 г.

Представлены результаты ретроспективной оценки плотности выпадений радионуклидов из состава аварийных выбросов Чернобыльской АЭС на сосновые насаждения, произрастающие на северном следе белорусского сектора 30-километровой зоны вокруг станции. Установлено снижение суммарной плотности загрязнения почвы и доли радионуклидов топливной компоненты выпадений по мере удаления от ЧАЭС. Проанализировано изменение вклада в мощность поглощенной дозы от внешнего β - и γ -излучения по высоте древостоя в зависимости от времени и расположения опытных объектов по отношению к Чернобыльской АЭС. Показана важная роль внешнего β -излучения в формировании облучения крон древесных растений в первые месяцы после радиоактивных выпадений. Отмечено снижение мощности поглощенной дозы внешнего β - и γ -излучения в исследуемых насаждениях пропорционально вкладу в суммарное радиоактивное загрязнение короткоживущих радионуклидов. До 40% поглощенной в кронах древесных растений дозы облучения было накоплено в первый месяц после радиоактивных выпадений, и за последующие два месяца эта доля возросла до 60%. Результаты ретроспективной оценки формирования радиационной обстановки в первый год после аварийных выпадений в сосновых насаждениях могут быть использованы для оценок последствий облучения живых организмов.

Ключевые слова: радиоактивность, поверхность кроны древесных растений, поверхностный слой почвы, радионуклиды, β -излучение, γ -излучение, аварийные радиоактивные выпадения, мощность поглощенной дозы, сосновые насаждения, аварийный радиоактивный выброс

DOI: 10.31857/S0869803122030092

Одной из важнейших задач при оценке последствий радиационного воздействия на живые организмы является определение содержания радионуклидов в компонентах природной среды с оценкой доз внешнего и внутреннего облучения [1]. На ранних стадиях после аварийных радиоактивных выпадений первостепенное значение уделяется, как правило, проблеме обеспечения радиационной безопасности персонала, работающего на аварийном объекте, и населения, проживающего в зоне распространения выпадений [2–5]. Масштабные же исследования в лесных насаждениях были начаты только с середины мая 1986 г. [6–10]. К этому времени произошел распад значительной доли короткоживущих радионуклидов и многократное снижение мощности поглощенной дозы, однако были выявлены зоны летального и сублетального поражения сосны обыкновенной [8–10]. На следующий год после аварии началось восстановление процессов роста и развития, тем не менее, радиальный прирост у сосны обыкновенной

на наиболее загрязненных участках белорусского сектора 30-километровой зоны восстановился только к 1994 г. [11]. Несмотря на то что после аварии на ЧАЭС прошло 35 лет, многие вопросы формирования радиационно-экологической обстановки в лесных биогеоценозах в первый год после аварии и связанные с ними оценки доз облучения древесных растений остаются открытыми и по сей день. Отсутствие оценок поглощенных доз в этот период является одной из причин научных дискуссий об эффектах хронического радиационного воздействия на биоту в отдаленный период после аварии [12].

Цель настоящей работы – выполнить ретроспективную оценку плотности выпадений радионуклидов из состава аварийного выброса ЧАЭС на сосновые насаждения, проанализировать динамику перераспределения радионуклидов между компартментами системы “поверхность кроны древесных растений – напочвенный покров (лесная подстилка или моховой покров) – поверх-

Таблица 1. Лесоводственная характеристика опытных объектов [13]**Table 1.** Forestry characteristics of experimental objects [13]

Опытный объект, ближайший населенный пункт, направление от ЧАЭС, географические координаты	Возраст, лет	Средние	
		диаметр, см	высота, м
Гн-1, близ б.н.п. Гнездинка, 35 км северо-западнее, 51°38'58.09" с.ш. 29°48'25.96" в.д.	20	8.3	9.2
Мс-1, близ б.н.п. Масаны, 11 км севернее, 51°30'27.86" с.ш. 30°01'49.30" в.д.	12	4.0	4.1
Кл-1, близ б.н.п. Кулажин, 22 км северо-восточнее, 51°33'16.88" с.ш. 30°13'36.48" в.д.	25	10.7	11.5
Зк-1, близ б.н.п. Закружье, 173 км, северо-восточнее, 52°39'11.41" с.ш. 31°28'19.70" в.д.	25	11.2	13.8

Примечание. б.н.п. – бывший населенный пункт.

Таблица 2. Расчетная плотность выпадений радионуклидов на опытных объектах на 1986 г. [13]**Table 2.** Estimated density of radionuclide fallouts at experimental sites for 1986 [13]

Опытный объект	Расчетная плотность выпадений (1986 г.), МБк/м ²					
	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	⁹⁰ Sr
Гн-1	0.525	0.23	1.4	1.5	–	0.085
Мс-1	5.25	2.3	55	13	0.67	3.08
Кл-1	21.2	10.1	24.9	10.1	1.01	0.301
Зк-1	2.59	1.3	0.17	1.87	–	0.036

ностный слой почвы” в течение первого года после выпадений и связанную с ним мощность поглощенной дозы внешнего β - и γ -излучения с применением дозиметрической модели.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Объектом исследований послужили искусственные лесные насаждения сосны обыкновенной (10С) I–II класса возраста, I–II бонитета, тип лесорастительных условий – А2, тип леса – сосняк мшистый (табл. 1) [11, 13]. Три опытных объекта находились в северном секторе ближнего следа радиоактивных выпадений в зоне I (опытный объект Мс-1), зоне II (Кл-1) и зоне III (Гн-1) согласно принятой классификации [14], один объект – на дальнем следе выпадений (Зк-1) [15]. Для изучения радиационной обстановки в каждом из опытных объектов в 1987 г. закладывали постоянные пробные площади размером 50 × 50 м с равнинным рельефом и коэффициентом вариации мощности экспозиционной дозы γ -излучения менее 20% [11]. Отбор проб почвы для определения плотности загрязнения почвы радионуклидами проводили методом “конверта” в реперных (постоянных) точках пробоотборником (\varnothing 5 см) на глубину до 15 см. В 1989 г. был проведен развернутый γ -спектрометрический анализ проб почвы на спектрометре “Ortek” (страна) с

полупроводниковым детектором. Аппаратурная ошибка измерения не превысила 20%, эффективность регистрации на линии 0.662 кэВ – 0.003, минимально детектируемая активность – 1 Бк. В пробах почвы были определены удельные активности ¹⁴⁴Ce + ¹⁴⁴Pr, ¹⁰⁶Ru + ¹⁰⁶Rh, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba. Плотность загрязнения почвы радионуклидами (МБк/м²) по состоянию на 1986 г. определяли расчетным путем в соответствии с законом радиоактивного распада, результаты представлены в табл. 2 [13].

Модельные расчеты плотности аварийных выпадений радионуклидов с периодом полураспада >2 сут (²³⁹Np, ¹³²Te + ¹³²I, ¹³¹I, ¹⁴⁰Ba, ¹⁴¹Ce, ¹⁰³Ru, ⁸⁹Sr, ⁹¹Y, ⁹⁵Zr) проводили для каждого опытного объекта исходя из экспериментально установленных соотношений их поверхностных активностей в почве, выполненных в первые месяцы после аварии на ЧАЭС [4, 14, 15] (табл. 3). Соотношение радионуклидов в составе выпадений отличалось в зависимости от расположения опытных объектов относительно ЧАЭС.

Ретроспективная оценка плотности выпадений на опытных объектах выполнена исходя из рассчитанной плотности загрязнения почвы ¹⁴⁴Ce на 1986 г. (табл. 2) и соотношения плотностей загрязнения ¹⁴⁴Ce и ⁹⁵Zr (табл. 3), которые наиболее устойчивы по сравнению с таковыми для остальных

Таблица 3. Исходные данные плотности выпадения радионуклидов на опытные объекты для расчета мощности поглощенной дозы внешнего β - и γ -излучения**Table 3.** Radioecological characteristics of test sites of experimental objects

Радионуклид	Опытный объект							
	Мс-1		Кл-1		Гн-1		Зк-1	
	1 [14]	2	1 [14]	2	1 [14]	2	1 [15]	2
^{239}Np	16	1350	2	83	2	4	—	—
$^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$	1.7	144	10	415	5	10	150	21.3
^{131}I	3	254	6	250	5	10	135	19.2
^{140}Ba	1	85	1.1	46	1	2	9.3	1.3
^{141}Ce	1.1	93	1.1	46	1.1	2.2	2.5	0.35
^{103}Ru	1	85	1.6	66	1.4	2.8	29.6	4.2
^{89}Sr	0.2	17	0.3	12.5	0.2	0.4	2.6	0.38
^{91}Y	0.3	25	0.5	21	0.1	0.2	1	0.14
^{95}Zr	1	85	1	42	1	2	1	0.14
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	0.65	55	0.6	25	0.7	1.4	1.8	0.17
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	0.15	13	0.24	10.1	0.75	1.5	7.8	1.9
^{134}Cs	0.027	2.3	0.23	10.1	0.11	0.23	7.8	1.3
^{125}Sb	0.008	0.67	0.02	1.01	—	—	—	—
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	0.045	3.1	0.007	0.30	0.045	0.09	0.26	0.04
$^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$	0.062	5.3	0.5	21.2	0.265	0.53	15.6	2.59

Примечание. 1 – соотношение плотности выпадений исследуемого радионуклида и ^{95}Zr , отн. ед.; 2 – плотность выпадений, МБк/м².

ных радионуклидов, что объясняется одинаковыми физико-химическими формами их выброса из аварийного реактора [14, 15]. Исходя из этого соотношения были рассчитаны плотности выпадений ^{95}Zr и, далее, остальных радионуклидов из состава аварийного выброса с ранжированием по периодам полураспада (табл. 3).

Анализ динамики содержания радионуклидов из состава аварийных выпадений, поступивших в сосновое насаждение и связанные с ним мощности поглощенной дозы внешнего β - и γ -излучения, исследовали с помощью миграционно-дозиметрической модели.

Миграционный блок модели. Предполагали разовое поступление каждого радионуклида из состава аварийных выпадений в сосновое насаждение из атмосферы σ (Бк/м²), которое соответствовало рассчитанной плотности его выпадений (табл. 3). Считали, что 70% выпадений задерживалось поверхностью кроны древесных растений ($K_3 = 0.7$), а оставшаяся часть – поступала на напочвенный покров (лесную подстилку) и, далее, в поверхностный слой почвы [6, 13]. В течение года происходило перемещение радионуклидов с поверхности кроны на напочвенный покров с посто-

янной переноса $\lambda_1 = 0.077 \text{ сут}^{-1}$ и из напочвенного покрова в поверхностный слой почвы с постоянной переноса $\lambda_2 = 0.00138 \text{ сут}^{-1}$ [13]. Постоянные переноса между компартментами системы принимали неизменными в течение года и одинаковыми для всех радионуклидов в составе выброса.

Прогнозирование перераспределения радионуклидов из состава аварийных выпадений в системе “поверхность кроны древесных растений – напочвенный покров – поверхностный слой почвы” в течение первого года после аварийных радиоактивных выпадений выполняли на основе системы линейных дифференциальных уравнений I порядка:

$$\begin{cases} \frac{dA_1}{dt} = A_1\lambda_{31} \\ \frac{dA_2}{dt} = A_1\lambda_1 - A_2\lambda_{23} \\ \frac{dA_3}{dt} = A_2\lambda_2 - A_3\lambda_p, \end{cases} \quad (1)$$

где A_1, A_2, A_3 – активность каждого радионуклида из состава аварийных выпадений на поверхности кроны, в напочвенном покрове, поверхностном слое почвы, приходящихся на 1 м² земной по-

верхности соответственно, Бк/м²; $\lambda_{эj}$ – эффективная постоянная очищения j -компартамента от радионуклида, сут⁻¹, равна сумме постоянных переноса из соответствующего компартамента λ_j и радиоактивного распада λ_p .

Частное решение системы линейных уравнений для начальных условий ($A_1(0) = \sigma K_3$, $A_2(0) = \sigma(1 - K_3)$, $A_3(0) = 0$) было найдено методом операционного исчисления.

Данные по динамике активности радионуклидов в системе “поверхность кроны древесных растений – напочвенный покров – поверхностный слой почвы” в течение первого года после радиоактивных выпадений являлись исходными для оценки мощности поглощенной дозы внешнего β - и γ -излучения в середине кроны древесных растений и на высоте 1 м над поверхностью напочвенного покрова.

Дозиметрический блок модели. Предполагали формирование внешнего облучения от трех бесконечно протяженных источников ионизирующего излучения конечной толщины с равномерно распределенной активностью: крона древесного растения, напочвенный покров и поверхностный слой почвы. При выполнении дозиметрических расчетов биометрические показатели древесных растений (линейные параметры кроны и деревьев, а также биомасса элементов кроны и ствола) принимали для древостоя опытных объектов на основе таблиц хода роста основных насаждений [16]. Массовая толщина напочвенного покрова (лесной подстилки) принята 4 кг/м², поверхностного слоя почвы – 12 кг/м² [11, 13].

Расчет мощности поглощенной дозы осуществляли на основе интегрирования дозовой функции ослабления точечного источника излучения. По γ -излучению учитывали фактор накопления рассеянного излучения с применением аппроксимирующей функции Тейлора, по β -излучению расчет мощности дозы проводили по каждой схеме распада радионуклида. Расчетные формулы приведены в [17, 18].

Важно отметить, что для обоих видов излучения рассматривается мощность поглощенной дозы, сформированная в воздухе на разных высотах древостоя. Эти величины позволяют оценить дозу облучения живых организмов с обязательным учетом экранирования покровными тканями, что наиболее актуально для оценки последствий облучения β -частицами [19].

Суммарную поглощенную дозу, сформированную в кронах древесных растений за первый год после радиоактивных выпадений, рассчитывали путем интегрирования мощности поглощенной дозы за соответствующие временные промежутки.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Согласно ретроспективным оценкам, опытные объекты различались между собой как по парциальному вкладу отдельных радионуклидов в составе аварийных радиоактивных выпадений, так и по плотности выпадений (табл. 3). На опытном объекте Мс-1 преобладали короткоживущие радионуклиды: ²³⁹Np (~1.3 ГБк/м²), ¹³²Te + ¹³²I (0.14 ГБк/м²) и ¹³¹I (0.25 ГБк/м²). Достаточно большим было участие в выпадениях ¹⁴⁰Ba, ¹⁴¹Ce, ⁹⁵Zr, ¹⁰³Ru (по ~90 МБк/м²), а также ¹⁴⁴Ce + ¹⁴⁴Pr (55 МБк/м²).

Опытный объект Кл-1 характеризовался наиболее высокой активностью легколетучих радионуклидов ¹³²Te + ¹³²I (0.4 ГБк/м²) ¹³¹I (0.25 ГБк/м²), ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba (21 МБк/м²) и ¹³⁴Cs (10.1 МБк/м²).

На объектах Гн-1 и Зк-1 плотность выпадений легколетучих радионуклидов ¹³²Te + ¹³²I и ¹³¹I многократно превышала таковую для остальных: до 10 раз по сравнению с ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba и на три математических порядка относительно радионуклидов (^{141,144}Ce, ⁹⁵Zr, ⁹¹Y) из состава топливной компоненты выпадений. Максимальная плотность выпадений долгоживущих радионуклидов ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba и ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y могла достигать для ближайших к ЧАЭС опытных объектов Мс-1 (5.3 и 3.8 МБк/м² соответственно) и Кл-1 (21.2 и 0.3 МБк/м² соответственно), что, в целом, соответствует изменению общей величины радиоактивных выпадений в зависимости от расстояния до ЧАЭС.

Динамика мощности поглощенной дозы по высоте древостоя в течение первого года после аварийных выпадений определялась суммарной величиной выпадений β - и γ -излучающих радионуклидов и парциальным вкладом отдельных радионуклидов в суммарное загрязнение для каждого опытного объекта (рис. 1, табл. 3 и 4). В первые 5 сут после выпадений максимальная мощность поглощенной дозы внешнего β -излучения наиболее вероятна в кронах древесных растений: ~10 мкГр/с на опытном объекте Мс-1, ~4 мкГр/с на Кл-1 и ~0.2 мкГр/с на Гн-1 и Зк-1 (см. рис. 1, а). Мощность дозы на высоте 1 м от поверхности напочвенного покрова от 5 раз на Мс-1 до 15–20 раз на остальных объектах была ниже по сравнению с таковым показателем для кроны (см. рис. 1, в). Это объясняется тем, что в относительно низкорослом насаждении опытного объекта Мс-1 (табл. 1) β -частицы, находящиеся в кроне, участвуют в дозоформировании на высоте 1 м над поверхностью напочвенного покрова, а в более высоких насаждениях – нет.

Мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения в середине кроны могла быть в 4–6 раз меньше по сравнению с исследуемым показателем по β -излучению, достигая ~2 мкГр/с на Мс-1, ~1 мкГр/с на Кл-1, ~0.04 мкГр/с на Гн-1 и Зк-1

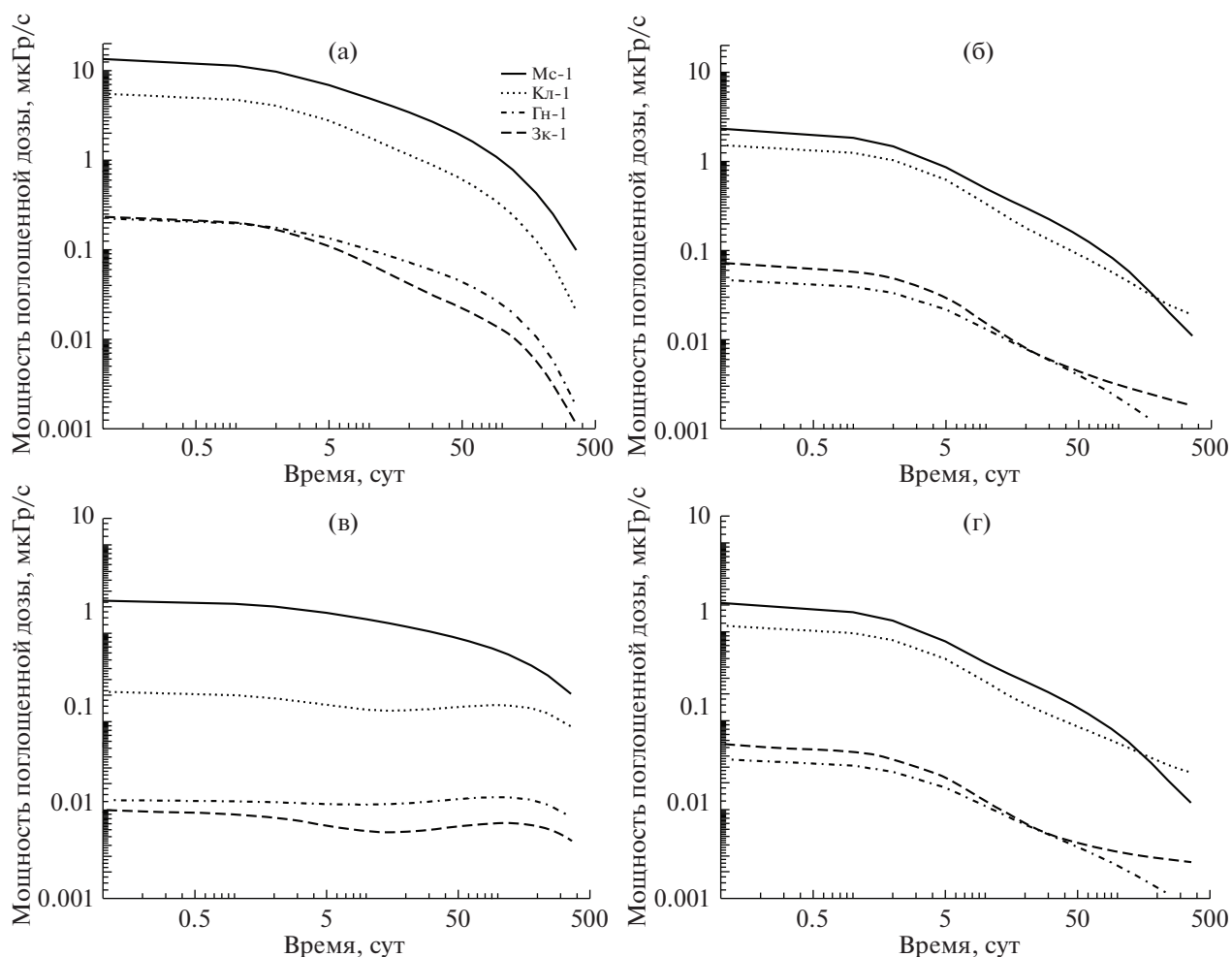


Рис. 1. Динамика мощности поглощенной дозы на разной высоте древостоя на опытных объектах: а – β -излучение в середине кроны; б – γ -излучение в середине кроны; в – β -излучение на высоте 1 м; г – γ -излучение на высоте 1 м.

Fig. 1. Dynamics of the absorbed dose rate at different heights of the stand on the experimental sites: а – β -radiation in the middle of the crown; б – γ -radiation in the middle of the crown; в – β -radiation at a height of 1 m; г – γ -radiation at a height of 1 m.

(см. рис. 1, б). На высоте 1 м исследуемый показатель в 1.1–1.3 раза меньше по сравнению с кроной деревьев (см. рис. 1, в).

В течение последующих 5 сут с момента прекращения радиоактивного выброса на опытном объекте Мс-1 основной вклад в формирование мощности поглощенной дозы по обоим видам излучения был наиболее вероятен для ^{239}Np , а по остальным объектам – для $^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$ и ^{131}I (табл. 4 и 5), при этом на опытных объектах Кл-1 и Зк-1 вклад последних во внешнее облучение был определяющим.

К концу первого месяца после прекращения выпадений уменьшение мощности поглощенной дозы внешнего β -излучения в кронах могло достигать 8 раз (см. рис. 1, а). Однако на высоте 1 м над поверхностью почвы снижение этого дозового показателя с наибольшей вероятностью происходило только на объекте Мс-1, оставаясь на по-

стоянном уровне в остальных (см. рис. 1, в). Различия между мощностью поглощенной дозы внешнего γ -излучения по всей высоте древостоя к концу первого месяца могли составить до 10 раз относительно первых суток, при этом наибольшими они были на объектах Мс-1 и Кл-1 (см. рис. 1, б и 1, г). К этому времени вклад короткоживущих радионуклидов ^{239}Np , $^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$, ^{131}I в формирование дозы внешнего облучения уменьшается до нуля. По β -излучению этот показатель формировался за счет $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ на ближних к ЧАЭС опытных объектах (Мс-1 и Кл-1) и $^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$ – на более удаленных (Гн-1 и Зк-1) (см. табл. 4). Во внешнее γ -излучение основной вклад вносил ^{95}Zr на ближнем следе радиоактивных выпадений, а на дальнем следе – ^{103}Ru , ^{134}Cs и $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$ (по ~23%) (см. табл. 5).

Спустя 4 мес. с момента прекращения радиоактивных выпадений мощность поглощенной до-

Таблица 4. Вклад радионуклидов из состава аварийного выброса в мощность поглощенной дозы внешнего β-излучения в середине кроны древесных растений (% от общей)**Table 4.** Contribution of radionuclides from the emergency release to the absorbed dose rate of external β-radiation in the middle of the crown of woody plants

Время, сут	²³⁹ Np	¹³² Te + ¹³² I	¹³¹ I	¹⁴⁰ Ba + ¹⁴⁰ La	¹⁴¹ Ce	¹⁰³ Ru	⁸⁹ Sr	⁹¹ Y	⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	¹⁴⁴ Ce + ¹⁴⁴ Pr	¹⁰⁶ Ru + ¹⁰⁶ Rh	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr + ⁹⁰ Y	¹³⁷ Cs + ^{137m} Ba
Мс-1														
1	28.2	13.8	10.8	15.4	3.2	1.4	2.4	3.7	3.2	13.3	3.3	0.1	0.9	0.2
10	2.6	3.3	10.3	20.0	5.7	2.6	4.6	6.9	6.2	28.2	7.0	0.2	2.0	0.5
30	<0.1	<0.1	2.6	10.2	5.8	2.9	5.4	7.7	7.8	42.5	10.8	0.3	3.1	0.8
120	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	1.4	1.0	2.7	3.0	5.0	62.4	17.3	0.4	5.4	1.3
360	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1	0.4	65.3	24.6	0.4	7.4	1.6
Кл-1														
1	2.0	50.5	12.0	10.2	1.8	1.3	2.3	3.9	1.8	8.9	3.9	0.4	0.1	1.0
10	0.2	13.6	13.1	15.2	3.6	2.6	4.9	8.3	3.9	21.4	9.4	1.0	0.2	2.5
30	<0.1	0.2	3.7	8.6	4.1	3.2	6.5	10.3	5.5	35.5	15.8	1.7	0.4	4.4
120	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	1.0	1.2	3.3	4.2	3.7	51.1	23.9	2.8	0.7	7.9
360	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.1	0.5	51.7	27.7	4.0	1.3	14.1
Гн-1														
1	2.6	32.9	13.2	12.2	2.4	1.5	2.0	1.0	2.3	13.1	15.1	0.3	0.8	0.7
10	0.2	6.6	10.8	13.5	3.6	2.3	3.2	1.6	3.9	23.7	27.2	0.5	1.5	1.3
30	<0.1	0.1	2.5	6.4	3.4	2.3	3.5	1.7	4.5	32.7	38.2	0.7	2.1	1.9
120	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.7	0.7	1.5	0.6	2.5	39.1	48.0	1.0	3.1	2.8
360	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.3	36.7	51.6	1.3	5.2	4.7
Зк-1														
1	—	55.0	19.6	6.3	0.3	1.7	1.4	0.6	0.1	2.1	9.3	1.0	0.3	2.3
10	—	16.4	23.4	10.3	0.7	3.9	3.5	1.3	0.3	5.5	25.0	2.7	0.7	6.2
30	—	0.2	7.1	6.2	0.8	5.2	4.9	1.8	0.5	9.8	45.2	4.9	1.4	11.7
120	—	<0.1	<0.1	0.1	0.2	1.5	2.1	0.6	0.3	11.8	56.9	6.8	2.0	17.4
360	—	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	9.6	53.5	8.0	3.0	25.3

зы β-излучения в кронах, согласно нашим расчетам, могла уменьшиться до 20 раз. На этот временной период исследуемый показатель составлял ~0.8 мкГр/с на опытном объекте Мс-1, 0.2 мкГр/с на Кл-1 и 0.01–0.02 мкГр/с на Гн-1 и Зк-1 (рис. 1, а). На высоте 1 м над поверхностью напочвенного покрова заметное снижение (~ до 4 раз) наиболее вероятно только на опытном объекте Мс-1, при неизменной величине дозового показателя на остальных (рис. 1, в). Мощность поглощенной дозы внешнего γ-излучения по всей высоте древостоя снижалась до 40 раз на ближайших к ЧАЭС опытных объектах (0.06 мкГр/с на Мс-1 и 0.044 мкГр/с на Кл-1) и до 25 раз – на наиболее удаленных (0.02–0.03 мкГр/с на Гн-1 и Зк-1) по сравнению с первыми сутками после прекращения радиоактивных выпадений, при этом ос-

новной вклад в мощность поглощенной дозы внешнего β-излучения вносят ¹⁴⁴Ce + ¹⁴⁴Pr и ¹⁰⁶Ru + ¹⁰⁶Rh (см. табл. 3). По мере удаления от ЧАЭС вклад первого, согласно ретроспективной оценке, будет снижаться с 62 до 11%, а второго, наоборот, возрастать с 17 до 56%. На дальнем следе радиоактивных выпадений достаточно заметным (до 17%) мог быть вклад ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba в мощность дозы, обусловленную β-излучением. Во внешнем γ-излучении на ближнем следе выпадений важную роль играл ⁹⁵Zr – до 65% спектра. По мере удаления от ЧАЭС его вклад в мощность дозы внешнего γ-излучения уменьшался и на дальнем следе до 80% γ-спектра определяли радионуклиды цезия. Указанные тенденции в изменении парциального вклада отдельных радионуклидов в величину мощности поглощенной дозы обоих видов

Таблица 5. Вклад радионуклидов из состава аварийного выброса в мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения в середине кроны древесных растений (% от общей)**Table 5.** Contribution of radionuclides from the emergency release to the absorbed dose rate of external γ -radiation in the middle of the crown of woody plants

Время, сут	^{239}Np	$^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$	^{131}I	$^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$	^{141}Ce	^{103}Ru	$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	^{134}Cs	^{125}Sb	$^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$
Мс-1												
1	47.7	18.4	7.1	12.6	0.8	3.3	9.0	0.3	0.2	0.2	<0.1	0.2
10	7.4	7.4	11.4	27.7	2.4	10.3	29.7	0.9	0.8	0.9	0.1	0.8
30	<0.1	0.1	4.0	19.1	3.4	15.3	50.7	1.9	1.7	1.8	0.2	1.8
120	<0.1	<0.1	<0.1	0.4	1.7	10.6	64.6	5.2	5.1	5.6	0.7	6.0
360	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.7	21.2	13.3	15.0	20.1	2.7	26.9
Кл-1												
1	3.8	66.7	8.9	8.5	0.5	3.3	5.5	0.1	0.2	1.2	0.1	1.1
10	0.6	26.5	14.2	18.6	1.5	10.1	18.2	0.5	0.8	4.4	0.2	4.2
30	<0.1	0.5	5.6	14.6	2.4	17.2	35.5	1.2	2.0	10.4	0.5	10.1
120	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.9	8.7	33.2	2.4	4.2	23.9	1.1	25.3
360	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	4.7	2.6	5.4	36.7	1.9	48.5
Гн-1												
1	6.0	52.7	11.6	12.2	0.8	4.5	8.8	0.3	1.1	1.0	–	0.9
10	0.7	16.9	15.1	21.5	2.0	11.3	23.2	0.8	3.2	2.8	–	2.8
30	<0.1	0.3	5.3	14.9	2.8	16.9	39.7	1.6	6.8	6.0	–	5.9
120	<0.1	<0.1	<0.1	0.3	1.1	9.2	39.9	3.4	15.7	14.6	–	15.8
360	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.3	6.9	4.5	24.1	27.2	–	36.8
Зк-1												
1	–	70.0	14.1	5.1	0.1	4.3	0.4	0.0	0.5	2.9	0.1	2.5
10	–	28.3	22.9	11.3	0.3	13.4	1.3	0.1	1.9	10.8	0.5	9.2
30	–	0.5	9.3	9.0	0.4	23.2	2.6	0.3	4.6	26.2	1.2	22.6
120	–	<0.1	<0.1	0.1	0.1	8.2	1.7	0.4	6.9	41.4	1.9	39.2
360	–	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.3	5.7	42.1	2.1	49.4

излучения могли сохраниться до конца первого года после прекращения радиоактивных выпадений.

Промежуток времени от 4 до 12 мес. с момента прекращения радиоактивных выпадений характеризовался дальнейшим снижением мощности поглощенной дозы. Так, дозовый показатель по β -излучению в кронах деревьев мог снизиться до 200 раз: до 100 нГр/с на опытном объекте Мс-1, 20 – на Кл-1 и ~1.5 нГр/с на Гн-1 и Зк-1. На высоте 1 м над поверхностью напочвенного покрова уменьшение исследуемого показателя могло достигать 10 раз. Мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения в середине кроны до 10 раз меньше по сравнению с β , составляя 10–20 нГр/с на Мс-1 и Кл-1, 1–2 нГр/с на Гн-1 и Зк-1.

За первый год после радиоактивных выпадений в кронах древесных растений поглощенная доза по внешнему β -излучению составляла от 0.5 Гр на опытном объекте Зк-1 до 30 Гр на Мс-1 и по γ -излучению 0.12 и 2.9 Гр соответственно (рис. 2). При этом за первый месяц после аварийных выпадений было накоплено 40% поглощенной дозы, а за два – 60%. В дальнейшем темп накопления дозы существенно замедлялся.

ОБСУЖДЕНИЕ

Прежде всего следует указать, что предпринятая авторами ретроспективная оценка формирования радиационной обстановки в сосновых насаждениях только по 15 радионуклидам далеко не полная и исчерпывающая, что связано, главным

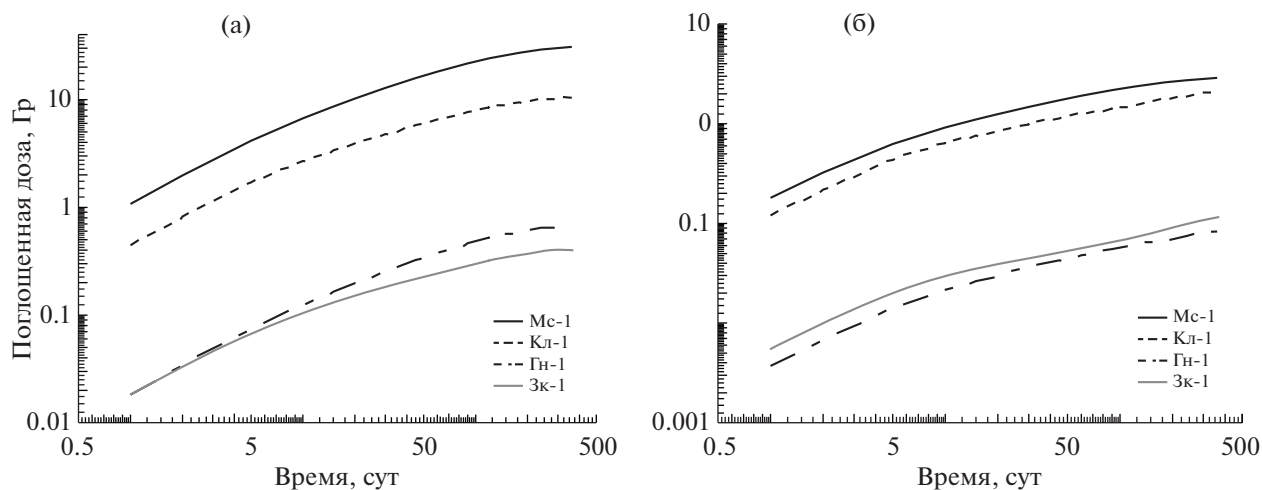


Рис. 2. Динамика поглощенной дозы в середине кроны сосновых насаждений на опытных объектах: а – β -излучение; б – γ -излучение.

Fig. 2. Dynamics of the absorbed dose in the middle of the crown of pine plantations at experimental sites: а – β -radiation; б – γ -radiation.

образом, с недостатком достоверной информации по радиоэкологической обстановке на начальном этапе после аварийных радиоактивных выпадений ЧАЭС. Практически отсутствуют данные по объемной активности радиоактивных изотопов инертных газов в составе облака, выброшенного непосредственно в момент взрыва и перемещавшегося в западном и северо-западном направлениях. При этом активность инертных газов на несколько математических порядков превышала таковую для других продуктов деления, выход из активной зоны достигал 100%, а доза в облаке достигала десятков Гр [14]. Кроме того, не рассматривается выброс короткоживущих радионуклидов с периодом полураспада менее 2 сут. Это объясняется несколькими причинами. Во-первых, основной выброс радионуклидов, который сформировал северный след выпадений, произошел 27–29 апреля 1986 г. и к этому времени значительная часть короткоживущих радионуклидов уже распалась [14, 20]. Во-вторых, для ретроспективной оценки формирования радиационной обстановки важны относительно точные экспериментальные данные по соотношению различных радионуклидов в составе выпадений на местности, которые были получены только к середине мая 1986 г. [4, 9, 10, 14]. В-третьих, реакция деления прекратилась в момент разрушения активной зоны, о чем свидетельствовало снижение активности короткоживущих радионуклидов в составе выброса. При этом изменение соотношения ряда материнских и дочерних радионуклидов с различным периодом полураспада в его составе позволили сделать предположение о прекращении наработки короткоживущих радиоизотопов [14, 21]. В-четвертых,

γ -спектрометрические измерения в облаке радиоактивного выброса, выполненные в первой декаде мая 1986 г., свидетельствовали о преобладании исследованных нами радионуклидов в составе радиоактивного выброса [22]. Таким образом, к моменту прекращения активных фаз развития аварии и самих аварийных выбросов активность короткоживущих радионуклидов на опытных объектах снизилась многократно и установить уровень загрязнения ими не представлялось возможным.

В радиоактивном загрязнении опытных объектов прослеживалась тенденция снижения суммарной плотности радиоактивных выпадений по мере удаления от ЧАЭС, что подтверждается результатами других исследований [14, 23]. При этом снижался вклад в суммарное загрязнение местности радионуклидами из состава топливной компоненты выпадений с низкой и промежуточной летучестью (^{239}Np , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{95}Zr , ^{89}Sr , ^{91}Y , $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$, $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) и, соответственно, возрастала доля легколетучих ($^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$, ^{131}I , ^{134}Cs , $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$), связанных с конденсационной, аэрозольной и газообразной формами. Это подтверждается рядом исследований [21, 23], согласно которым соотношение плотности загрязнения почвы $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ в диапазоне от 8 до 10 свидетельствовало о преобладании топливной компоненты выпадений, что фактически и наблюдалось на опытном объекте Мс-1. Его радиоактивное загрязнение было обусловлено перемещением облака радиоактивного выброса в северо-западном направлении в первые сутки после аварии [14], а также наличием темноокрашенного налета на поверхности хвои вследствие значительных доз

контактного облучения, наблюдавшегося И.М. Булавином в мае 1986 г. [11]. Значительное превышение плотности выпадений легколетучих радиоизотопов цезия, йода и теллура в составе выпадений по сравнению с ^{144}Ce свидетельствует о загрязнении удаленных участков (Зк-1) аэрозольной и газообразными формами радионуклидов [14, 15, 21]. Например, от 30 до 90% радиоизотопов йода в атмосферном воздухе в ближнем следе радиоактивных выпадений находилось в газообразной форме [14]. О преобладании легколетучих радионуклидов в загрязнении удаленных (>200 км) от ЧАЭС лесных массивов в Лунинецком, Воложинском и Костюковичском лесхозах свидетельствуют результаты наших исследований [13]: плотность загрязнения почвы ^{90}Sr была сопоставима с глобальными радиоактивными выпадениями. Кроме того, к концу апреля 1986 г. над этими участками прошли интенсивные дожди, что привело к формированию мозаичного радиоактивного загрязнения лесных массивов [20].

Наличие “цезиевых” пятен на ближнем следе радиоактивных выпадений на опытном объекте Кл-1 могло быть обусловлено осаждением радионуклидов из воздушных масс, формирующихся на протяжении III фазы развития аварии, во время которой произошел перегрев урано-графитовой смеси и повышенный выход легколетучих радионуклидов [4]. Это подтверждается большими величинами коэффициентов фракционирования $^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$, ^{131}I относительно ^{144}Ce .

Значительный вклад радиоизотопов рутения в радиоактивные выпадения на разных расстояниях от ЧАЭС объясняется его относительно высокой летучестью вследствие возможного перехода в летучее четырехоксидное состояние, а также его наличием в газообразной форме (до 13% от величины суммарного выброса) [14]. В целом же ретроспективная оценка плотности аварийных выпадений на исследованных опытных объектах хорошо согласуется с данными других исследователей, согласно которым в лесных насаждениях 10-километровой зоны плотность загрязнения в 1987–1988 гг. достигала: по ^{144}Ce и ^{106}Ru – до 37 МБк/м², ^{90}Sr – до 7.4 МБк/м², ^{137}Cs – до 18.5 МБк/м², ^{134}Cs – до 9.25 МБк/м², а суммарная поверхностная активность β -излучающих радионуклидов достигала 111 МБк/м² [8, 9, 24].

Величина мощности поглощенной дозы внешнего β - и γ -излучения по высоте древостоя на опытных объектах в целом коррелировала с суммарной активностью радионуклидов, поступивших в исследуемые насаждения: в первые сутки после выпадений максимальная мощность дозы наиболее вероятна на объектах с наибольшей суммарной плотностью выпадений (Мс-1 и Кл-1). Изменения последней определяли динамику мощности дозы на опытном объекте: как прави-

ло, наиболее интенсивное ее снижение происходило при преобладании короткоживущих радионуклидов в составе радиоактивных выпадений. Это хорошо прослеживается по внешнему γ -излучению: мощность дозы на опытных объектах Кл-1 и Зк-1 с большим долевым вкладом радиоизотопов цезия снижается медленнее, чем на остальных. Причем к концу первого года после радиоактивных выпадений на объекте Кл-1 она превышает таковой показатель для Мс-1, хотя суммарная плотность выпадений на последнем была существенно выше. Полученные авторами результаты подтверждаются данными по динамике мощности экспозиционной дозы на всех следах радиоактивных выпадений с разным радионуклидным составом [14].

Отмечено более интенсивное снижение мощности экспозиционной дозы смешанного β - и γ -излучения по сравнению с измеренным только для последнего, что свидетельствовало о преобладающем вкладе β -излучения в формирование радиационной обстановки [9]. Показано, что в первые недели мощность дозы β -излучения в 10–100 раз превышала таковую для γ -излучения [10]. Преобладание β -излучения подтверждается и полученными нами данными: в течение первого года после радиоактивных выпадений мощность поглощенной дозы в гомогенной воздушно-растительной среде кроны и подкоронового пространства, обусловленная этим видом излучения, от 2 до 10 раз больше по сравнению с γ -излучением (см. рис. 1). Это еще раз подчеркивает важность учета мощности поглощенной дозы β -излучения при оценке доз облучения. Так, согласно [18, 19], в воздушно-растительной среде с плотностью 2 кг/м³ ~90% энергии излучения β -частиц, образованных при радиоактивном распаде $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, поглощается на расстоянии 3.5 м, $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ – 4.6 м.

На протяжении периода ретроспективного моделирования по всем опытным объектам происходило уменьшение мощности дозы внешнего β -излучения в кроне древесных растений, обусловленное поверхностным очищением и радиоактивным распадом радионуклидов. Однако на высоте 1 м над поверхностью почвы этот процесс наблюдался только на объекте Мс-1. Это объясняется тем, что при высоте древостоя 4 м (табл. 1) формировалось более однородное поле β -излучения по высоте с определяющим вкладом излучения радионуклидов, находящихся в кроне древесных растений, а общее снижение мощности дозы определял радиоактивный распад во всех компонентах соснового насаждения. На опытных объектах Кл-1, Гн-1 и Зк-1 мощность дозы β -излучения на высоте 1 м над поверхностью напочвенного покрова определялась радионуклидами, поступившими на его поверхность непосред-

ственно при радиоактивных выпадениях и с поверхности крон по мере их очищения. При этом вклад излучения от радионуклидов, находящихся в кроне деревьев, практически отсутствует. Перемещение β -излучателей на напочвенный покров из крон деревьев в течение года, в какой-то мере, компенсирует их радиоактивный распад, и поэтому мощность поглощенной дозы по этому виду излучения оставалась практически постоянной на протяжении первых нескольких месяцев после прекращения выпадений.

Провести сравнительный анализ результатов ретроспективной оценки и реально измеренных величин мощности поглощенной дозы можно только в первом приближении. На это есть целый ряд объективных причин. Прежде всего, первые наземные дозиметрические измерения в зоне распространения аварийных выбросов были направлены на обследование территории вокруг ЧАЭС и населенных пунктов в 30-километровой зоне [5]. Авиационная γ -съемка местности позволяла быстро и эффективно охватить большие территории, однако с ее помощью практически невозможно получить данные о изотопах с энергией <0.3 МэВ [4] и определить внешнюю дозу от β -излучения.

Исследования в лесных биогеоценозах были начаты только с середины мая 1986 г. [6–10], причем оснащение дозиметрическими приборами оставляло желать лучшего при практически полном отсутствии возможности измерения плотности потока β -частиц и средней энергии этого вида излучения, что имеет принципиальное значение для разработки дозиметрических моделей. Как правило, мощность экспозиционной дозы β -излучения в воздухе оценивали по измерениям смешанного β - и γ -излучения с помощью дозиметра ДП-5В [9–11, 14, 24]. Поэтому очевидно, что достоверных данных по содержанию короткоживущих радионуклидов в компонентах окружающей среды и связанной с ними мощности дозы внешнего β - и γ -излучения в первые недели после аварии до сих пор нет и уже, скорее всего, не будет.

Первые измерения мощности экспозиционной дозы внешнего γ -излучения, выполненные 27 апреля, свидетельствовали, что на удалении 15–30 км в северо-восточном направлении относительно АЭС исследуемый показатель находился в диапазоне 0.25–1 Р/ч (0.6–2.4 мкГр/с в единицах мощности поглощенной дозы) [14]. В дальнейшем, при совместном проведении аэрогаммасъемки и измерений на местности была выделена зона, в которой мощность экспозиционной дозы на высоте 1 м над земной поверхностью на 10.05.1986 г. превышала 20 мР/ч (48 нГр/с), в которую вошли и опытные объекты Мс-1 и Кл-1 [14, 20]. Сосновое насаждение опытного объекта Гн-1 находилось в зоне 5–20 мР/ч

(12–48 нГр/с) [14, 20]. Важно отметить как весьма условные границы этих зон, так и значительную неравномерность радиоактивного загрязнения и мощности дозы в их пределах [8–10, 14]. В частности, в зоне с мощностью экспозиционной дозы >20 мР/ч (>48 нГр/с) выявлены локальные участки с уровнем облучения до 1 Р/ч (2.4 мкГр/с) [8–10]. Существуют и иные подходы к зонированию лесных насаждений по величине мощности дозы и степени поражения древесных растений, которые были признаны многими радиобиологами, проводившими исследования в лесах 30-километровой зоны [6–10]. Так, согласно карты-схемы радиационного поражения лесов [8] опытные объекты Мс-1 и Кл-1 следует отнести к зоне среднего поражения, для которой мощность экспозиционной дозы по внешнему γ -излучению на высоте 1 м над земной поверхностью на 01.06.1986 г. находилась в диапазоне 0.05–0.2 Р/ч (0.12–0.5 мкГр/с), а объект Гн-1 – в зоне слабого поражения с мощностью дозы <20 мР/ч (<48 нГр/с), что сопоставимо с рассчитанными авторами величинами мощности поглощенной дозы.

Непосредственные измерения мощности экспозиционной дозы на опытных объектах Мс-1 и Гн-1 были выполнены в июне 1987 г. [11]. На Мс-1 исследуемый дозовый показатель на высоте 1 м составил по γ -излучению ~ 4 мР/ч (9.7 нГр/с), что практически совпадает с полученным авторами расчетным значением 11 нГр/с. По смешанному β - и γ -излучению результаты измерений были равны 50–60 мР/ч (120–145 нГр/с), а рассчитанные – 206 нГр/с. На опытном объекте Гн-1 измеренная мощность экспозиционной дозы по внешнему γ -излучению составляла 0.3 мР/ч (0.8 нГр/с), а рассчитанная – 0.85 нГр/с. В целом расчетные величины мощности дозы можно считать в достаточной степени близкими с измеренными на местности, что позволяет провести, в первом приближении, оценки суммарной дозы в исследуемых сосновых насаждениях в первый послеаварийный год.

В ходе выполненных ретроспективных оценок уже за первый месяц после прекращения радиоактивных выпадений поглощенная доза внешнего γ -излучения в кронах сосновых насаждений объекта Мс-1 могла достигать 1.5 Гр, Кл-1 – 1 Гр, Гн-1 и Зк-1 – ~ 0.05 Гр. При этом наиболее интенсивное увеличение мощности дозы было характерно для первых двух месяцев после аварийных выпадений, затем темп снизился и к концу первого года суммарная доза составляла 3, 2 и 0.1 Гр соответственно. Полученные данные согласуются с результатами, приведенными в работе [10], поскольку Мс-1 и Кл-1 находятся в зоне среднего поражения сосновых лесов, в которых поглощенная доза оценена на 01.06.1986 г. величиной 5–6 Гр, а Гн-1 – в зоне слабого поражения с расчетной дозой 0.5 Гр. Полученные расхождения могут

быть связаны с более точным учетом формируемой поглощенной дозы при проведении инструментальных измерений и вводом поправок на возможное радиоактивное загрязнение короткоживущими радионуклидами (с периодом полураспада <2 сут), которые в настоящей работе не учитываются, поскольку именно в первые сутки после выпадений формировалось до 70% поглощенной дозы облучения растений [9].

Мощность поглощенной дозы внешнего β -излучения в однородной воздушно-растительной среде кроны древесных растений была примерно в 8–10 раз больше по всем опытным объектам, что, в целом, соответствует литературным данным о преобладании этого вида излучения в формировании радиационного воздействия на лесные насаждения [10]. При этом необходимо отметить, что оценка дозы β -облучения наиболее чувствительных генеративных органов и тканей требует разработки соответствующей дозиметрической модели, которая могла бы учесть поглощение энергии излучения в ее чувствительной части и окружающих кутикулярных тканей.

Выполненная ретроспективная оценка внешнего облучения сосновых насаждений ближнего следа радиоактивных выпадений ЧАЭС позволяет сделать вывод о формировании доз облучения, достаточных для индукции биологических эффектов [8–10]. При этом существуют указания на то, что память об остром радиационном воздействии многие годы спустя может влиять на ответную реакцию растений с высокой радиочувствительностью [25, 26].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Ретроспективная оценка формирования радиационной обстановки в сосновых насаждениях северного сектора ближнего и дальнего следа аварийных радиоактивных выпадений Чернобыльской АЭС свидетельствует о снижении суммарной плотности загрязнения почвы по мере удаления от станции. Установлено, что вклад радионуклидов из состава топливной компоненты радиоактивных выпадений (Ce, Np, Zr) в суммарном загрязнении опытных объектов находится в обратной, а вклад легколетучих радиоизотопов (Te, I, Cs) – в прямой зависимости от расстояния до ЧАЭС.

В кроне древесных растений происходило формирование объемных источников ионизирующего излучения, связанное с ее высокой задерживающей способностью по отношению к радиоактивным выпадениям из атмосферы. При этом в связи с относительно небольшой плотностью воздушно-растительной среды древостоя мощность поглощенной дозы внешнего β -излучения в середине кроны была до 10 раз выше по сравнению с таковым показателем для γ -излучения.

Кратность различий мощности дозы по внешнему β -излучению в середине кроны и на высоте 1 м над поверхностью почвы находилась в прямой зависимости от высоты древостоя.

В течение первого года после аварийных радиоактивных выпадений происходило снижение мощности поглощенной дозы β - и γ -излучения по высоте древостоя, интенсивность которой находилась в прямой зависимости от вклада короткоживущих радионуклидов в составе аварийных радиоактивных выпадений. При этом мощность дозы β -излучения в кроне древесных растений снижалась до 200 раз, а на высоте 1 м над поверхностью напочвенного покрова не более чем в 10 раз по обоим видам ионизирующего излучения. Установлено, что до 40% поглощенной дозы в кроне древесных растений могло быть накоплено в течение первого месяца после радиоактивных выпадений и до 60% – в течение последующих двух. Интегральная поглощенная доза в воздушно-растительной среде кроны по внешнему β -излучению могла составить от 0.5 Гр на опытном объекте Зк-1 до 30 Гр на Мс-1 и по γ -излучению – от 0.12 до 2.9 Гр соответственно.

Таким образом, из представленных результатов следует, что в первые месяцы после аварии на Чернобыльской АЭС в древесном ярусе сосновых насаждений были сформированы дозы, достаточные для индукции биологических эффектов, что необходимо учитывать при оценке риска последующего хронического облучения. Полученные в этом направлении результаты будут важны не только с точки зрения радиоэкологии, но и для понимания фундаментальных экологических процессов.

БЛАГОДАРНОСТИ

Статья подготовлена при поддержке гранта РФФИ № 21-16-00004.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ICRP 2002. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species. ICRP Publication 91 // Ann. ICRP. 2002. V. 33. № 3. 74 p.
2. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий: Справочное руководство. М.: ИздАТ, 1993. 336 с. [Romanov G.N. Likvidatsiya posledstviy radiatsionnykh avariy: Spravochnoye rukovodstvo. M.: IzdAT, 1993. 336 s. (In Russ.)]
3. Радиационно-гигиенические аспекты преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. Г.Г. Онищенко и А.Ю. Поповой. Т. 1. СПб.: НИИРГ им. проф. П.В. Рамзаева, 2016. 448 с. [Radiological and hygienic issues of the mitigation of the Chernobyl NPP accident consequences / Ed. G.G. Onishchenko i A.Yu. Popova. V. 1. SPb.: RERH after prof. P.V. Ramzayeva, 2016. 448 p. (In Russ.)]

4. *Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др.* Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. акад. Ю.А. Израэля. Л.: Гидрометеоздат, 1990. 296 с. [*Izrael Yu.A., Vakulovskiy S.M., Vetrov V.A. i dr.* Chernobyl: radioaktivnoye zagryazneniye prirodnykh sred / Pod red. akad. Yu.A. Izraelya. L.: Gidrometeoizdat, 1990. 296 s. (In Russ.)]
5. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общ. ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИзДАТ, 2001. 752 с. [Крупные радиационные аварии: posledstviya i zashchitnyye меры / Pod obshch. red. L.A. Illina i V.A. Gubanova. M.: IzdAT, 2001. 752 s. (In Russ.)]
6. *Пристер В.С., Ткаченко Н.В.* Распределение гамма-излучающих радионуклидов по различным компонентам хвойного леса в течение двух лет после радиоактивного загрязнения // I Всесоюз. Радиобиол. съезд: Тез. докл., 21–27 августа 1989 г. М., 1989. С. 100. [*Prister V.S., Tkachenko N.V.* Raspredeleniye gamma-izluchayushchikh radionuklidov po razlichnym komponentam kivoynogo lesa v techenie dvukh let posle radioaktivnogo zagryazneniya // I Vsesoyuznyu radiobiologicheskiiy syezd: Tezisy dokl., 21–27 avgusta 1989 g. Moskva, 1989. S. 100. (In Russ.)]
7. *Тихомиров Ф.А., Сидоров В.П.* Радиационные повреждения леса в зоне ЧАЭС // Биологические и радиоэкологические аспекты аварии на ЧАЭС: Мат. I Междунар. конф., 10–18 сентября 1990 г. М., 1990. С. 18. [*Tikhomirov F.A., Sidorov V.P.* Radiatsionnyye povpezhdeniya leca v zone ChAEC // Biologicheskie i radioekologicheskie aspekty avarii na ChAEC: Materialy I Mezhdunar. konf., 10–18 sentyabrya 1990 g. Moskva, 1990. S. 18. (In Russ.)]
8. Карта-схема радиационного поражения хвойных лесов в районе аварии на Чернобыльской АЭС (М 1:100000), с пояснительной запиской / Г.М. Козубов, А.И. Таскаев, И.С. Федотов и др. Сыктывкар, 1991. [Karta-skhema radiatsionnogo porazheniya kivoynykh lesov v rayone avarii na Chernobylskoy AES (M 1:100000), s poynasitelnoy zapiskoy / G.M. Kozubov, A.I. Taskayev, I.S. Fedotov i dr. Syktyvkar, 1991. (In Russ.)]
9. *Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Быков А.В. и др.* Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближайшей зоне Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 1996. 240 с. [*Abaturov Yu.D., Abaturov A.V., Bykov A.V. i dr.* The effect of ionizing irradiation on the pine forests in the nearest zone of the Chernobyl nuclear power plant. M.: Nauka, 1996. 240 p. (In Russ.)]
10. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы (1986–2001 гг.). М.: ИПЦ Дизайн. Информатика. Картография, 2002. 272 с. [*Kozubov G.M., Taskayev A.I.* Radiobiology investigations of conifers in region of the Chernobyl disaster (1986–2001.). M.: PPC Design. Information. Cartography, 2002. 272 p. (In Russ.)]
11. *Булавик И.М.* Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья : Дис.... д-ра с.-х. наук: 06.03.03. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1998. 278 с. [*Bulavik I.M.* Obosnovaniye lesopolzovaniya v usloviyakh radioaktivnogo zagryazneniya Belorusskogo Polesya : Dis.... d-ra s.-kh. nauk: 06.03.03. Gomel: Institut lesa NAN Belarusi, 1998. 278 s. (In Russ.)]
12. *Bréchnac F., Oughton D., Mays C. et al.* Addressing ecological effects of radiation on populations and ecosystems to improve protection of the environment against radiation: Agreed statements from a Consensus Symposium // J. Environ. Radioactiv. 2016. V. 158–159. P. 21–29.
13. *Переволоцкий А.Н.* Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценоза. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с. [*Perevolotskiy A.N.* Raspredeleniye ^{137}Cs i ^{90}Sr v lesnykh biogeotsenoza. Gomel: RNIUP “Institut radiologii”, 2006. 255 s. (In Russ.)]
14. *Израэль Ю.А.* Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. СПб.: Прогресс-погода, 1996. 355 с. [*Izrael Yu.A.* Radioactive fallout after Nuclear Explosions and Accidents. SPb.: Progress-pogoda, 1996. 355 p. (In Russ.)]
15. *Панченко С.В., Савкин М.Н., Шутов В.Н.* Радиационно-гигиеническая обстановка и дозы облучения населения. Препринт № ИБРАЕ-97–10. М.: ИБРАЭ РАН, 1997, 19 с. [*Panchenko S.V., Savkin M.N., Shutov V.N.* The radiation-hygienic situation and doses to the population. Preprint № ИБРАЕ-97-10. M.: Nuclear Safety Institute, 1997. 19 p. (In Russ.)]
16. *Shvidenko A.Z., Schepaschenko D.G., Nilsson S., and Buluy Yu.I.* Tables and models of growth and productivity of forests of major forest forming species of northern Eurasia (standard and reference materials). Moscow, 2008. 886 p.
17. *Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Гераськин С.А. и др.* Оценка доз облучения древесных растений в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 4. С. 443–449. [*Spiridonov S.I., Fesenko S.V., Geras'kin S.A. et al.* The dose estimation of wood plants in the long-term after the Chernobyl NPP Accident // Radiats. biologiya. Radioekologiya. 2008. V. 48. № 4. S. 443–449. (In Russ.)]
18. *Переволоцкий А.Н., Спиринов Е.В., Переволоцкая Т.В., Спиридонов С.И.* Модель расчета мощности поглощенной дозы в вертикальном профиле почвы в острую фазу радиоактивных выпадений // Радиационная биология. Радиоэкология. 2018. Т. 58. № 4. С. 415–424. [*Perevolotskiy A.N., Spirin E.V., Perevolotskaya T.V., Spiridonov S.I.* Model for calculating the distribution of absorbed dose rate in the vertical soil profile in the acute phase radioactive fallout // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. 2018. V. 58. № 4. S. 415–424. (In Russ.)]
19. *Спиринов Е.В.* Методические указания по оценке доз облучения компонентов агрокосистем. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2014. 22 с. [*Spirin E.V.* Metodicheskiye ukazaniya po otsenke doz oblucheniya komponentov agrokosistem. Obninsk: FGBNU VNIIRAЕ, 2014. 22 s. (In Russ.)]
20. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богdevича. Москва, Минск: Фонд “Инфосфера” – НИА-Природа, 2009. 140 с. [The Atlas of recent and predictable aspects of consequences of

- Chernobyl accident on polluted territories of Russia and Belarus (ARPA Russia-Belarus) / Eds Yu.A. Izrael, I.M. Bogdevich // Moscow-Minsk: "Infosphere" Foundation – NIA Nature, 2009. 140 p. (In Russ.)]
21. Вакуловский С.М., Орлов М.Ю., Сныков В.П. Оценка состояния аварийного реактора 4-го энергоблока Чернобыльской АЭС по отношению активностей выброшенных радионуклидов // Атомная энергия. 1991. Т. 70. Вып. 4. С. 230–234. [Vakulovskiy S.M., Orlov M.Yu., Snykov V.P. Assessment of accident unit of Chernobyl NPP using relationship of released radionuclides activity // Atomnaya energiya, 1991. V. 70. № 4. P. 230–234. (In Russ.)]
 22. Римский-Корсаков А.А., Федотов П.И., Дубасов Ю.А. и др. Исследование выброса аварийного реактора 4-го блока Чернобыльской АЭС // Сб. науч. тр. Радиевого института им. В.Г. Хлопина. Т. XIV. СПб.: ФГУП "НПО Радиевый институт им В.Г. Хлопина", 2009. С. 10–22. [Rimsky-Korsakov A.A., Fedotov P.I., Dubasov Yu.V. et al. Study of Radionuclide Release from Chernobyl Unit IV Reactor Accident // Sb. nauch. tr. Radiyevogo instituta im. V.G. Khlopina. T. XIV. SPb.: FGUP "NPO Radiyevyy institut im V.G. Khlopina", 2009. S. 10–22. (In Russ.)]
 23. Орлов М.Ю., Сныков В.П., Хваленский Ю.А. и др. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси и России после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1992. Т. 72. Вып. 4. С. 371–376. [Orlov M.Yu., Snykov V.P., Khvalenskiy Yu.A. et al. Radioactive contamination of the Belorussia and Russia territories after Chernobyl Accident // Atomnaya energiya. 1992. V. 72. № 4. P. 371–376. (In Russ.)]
 24. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси (В связи с аварией на ЧАЭС) / Под ред. В.И. Парфенова и Б.И. Якушева. Минск: Наука и техника, 1995. 582 с. [Radioaktivnoye zagryazneniye territorii Belarusi (V svyazi s avariyei na ChAES) / Pod red. V.I. Parfenova i B.I. Yakusheva. Minsk: Nauka i tekhnika, 1995. 582 s. (In Russ.)]
 25. Crisp P.A., Ganguly D., Elchten S.R. et al. Reconsidering plant memory: intersections between stress recovery, RNA turnover, end epigenetics // Sci. Advances. 2016. V. 2. e1501340.
 26. Geras'kin S., Volkova P., Vasiliyev D. Et al. Scots pine as a promising indicator organism for biomonitoring of the polluted environment: A case study on chronically irradiated populations // Mutat. Res. 2019. V. 842. P. 3–13.

Retrospective Assessment of Formation of Radiation Situation in Pine Plantations in First Year after Chernobyl Accident

T. V. Perevolotskaya^a, A. N. Perevolotsky^a, and S. A. Geras'kin^{a, #}

^aRussian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

[#]E-mail: stgeraskin@gmail.com

The article presents results of retrospective assessment density of radionuclide deposition as result of Chernobyl accident for pine plantations growing on northern highway of Belarusian sector of the 30-kilometer zone around station. A decrease in total density of soil contamination and proportion of radionuclides of fuel component of emissions was found as it moved away from Chernobyl NPP. Change in contribution to absorbed dose rate from external β - and γ -radiation along height of woody plants, depending on time and location of experimental objects in relation to Chernobyl NPP, is analyzed. The important role of external β -radiation in formation of irradiation of crowns of woody plants in first months after radioactive fallout is shown. A decrease in power of absorbed dose of external β - and γ - radiation in studied plantings is proportional to contribution to total radioactive contamination of short-lived radionuclides. Up to 40% of radiation dose absorbed by crowns of woody plants was accumulated in first month after radioactive emissions and up to 60% – during next two. The results of a retrospective assessment of formation of radiation situation in first year after emergency emissions in pine plantations can be used to assess long-term consequences of major radiation accidents on living organisms.

Keywords: radioactivity, crown surface of woody plants, surface layer of soil, radionuclides, β -radiation, γ -radiation, accidental radioactive fallout, absorbed dose rate, pine stands, emergency releas