

УДК 539.104

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs В ПОЧВЕ В РАЙОНЕ РАЗМЕЩЕНИЯ АРМЯНСКОЙ АЭС

Р.М. АВАКЯН¹, Г.Г. АРУТЮНЯН¹, В.А. АТОЯН²,
А.В. ОВСЕПЯН², К.И. ПЮСКЮЛЯН², Э.В. ЧУБАРЯН¹

¹Ереванский государственный университет, Армения

²Армянская атомная электростанция, Мецамор

(Поступила в редакцию 13 марта 2008 г.)

Решена задача по оценке пространственного распределения ^{137}Cs в почве и величины прямого радиационного воздействия Армянской АЭС на население, проживающее в районе ее размещения на фоне радиокативных глобальных выпадений и последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Исследовано содержание радиационно опасного радионуклида ^{137}Cs в почве на территории радиусом 50 км, в том числе вблизи Армянской АЭС. На основе анализа метеорологических данных и расчетов расстояния, на котором радиоактивные выбросы с атомной станции имеют максимальную концентрацию в воздухе, были выбраны точки мониторинга. Полученные данные хорошо согласуются с данными Научного Комитета по действию атомной радиации при ООН.

В результате длительного мониторинга в зоне наблюдения Армянской АЭС (территория радиусом 30 км с контрольным пунктом на расстоянии 50 км от АЭС) в окружающей среде (ОС) было зафиксировано постоянное наличие радионуклидов техногенного происхождения ^{137}Cs и ^{90}Sr . В контрольных точках, расположенных вблизи ААЭС эпизодически регистрировались радионуклиды коррозионного происхождения ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ и ^{54}Mn . Кроме того, в атмосфере и в выпадениях, в зоне наблюдения ААЭС в 1982 г. были отмечены радионуклиды ^{106}Ru , ^{103}Ru , ^{144}Ce , ^{141}Ce , ^{95}Zr , ^{95}Nb . Как оказалось, это было последствием испытания Китаем ядерного устройства, осуществленного в 1981 г. Естественно, что в 1986-87 гг. на территории Араратской долины четко проявили себя радиационные последствия аварии на Чернобыльской АЭС (вышеупомянутые радионуклиды плюс ^{131}I и ^{134}Cs).

Поскольку в объектах окружающей среды постоянно присутствовали только ^{137}Cs и ^{90}Sr , в качестве основного радионуклида для определения вклада ААЭС в радиационный фон был выбран ^{137}Cs , так как его концентрация в ОС намного больше, чем ^{90}Sr , и ошибка измерения, естественно, меньше. Кроме того, ^{90}Sr является чистым бета-излучателем и для его измерения необходимо применение радиохимических методик, что вносит дополнительный вклад в ошибку измерения.

Образование и поступление ^{137}Cs в ОС обусловлено природными источниками, радиоактивными глобальными выпадениями и, в гораздо меньшей

степени по сравнению с глобальными выпадениями, выбросами с АЭС. Природный ^{137}Cs практически является продуктом спонтанного деления ^{238}U . Вклад остальных источников в суммарное количество природного ^{137}Cs пренебрежимо мал. По данным различных авторов, равновесная удельная активность природного ^{137}Cs в почве колеблется от 3,7 до 370 мкБк/кг [1]. Эта величина на 4–5 порядков меньше концентрации всего ^{137}Cs в почве. Следовательно, содержание цезия в почве в районах размещения атомных станций в первую очередь обусловлено глобальными выпадениями, а также воздействием АЭС.

Табл.1. Широтное распределение глобальных выпадений ^{137}Cs .

Широтный пояс, град.	Временной интеграл выпадения, ПБк	Площадь пояса, 10^{12} м ²	Временной интеграл плотности выпадения, кБк/м ²
Северное полушарие			
80-90	1,6	3,9	0,42
70-80	12,6	11,6	1,09
60-70	52,6	18,9	2,78
50-60	118,2	25,6	4,62
40-50	162,6	31,6	5,17
30-40	136,5	36,4	3,74
20-30	113,9	40,2	2,83
10-20	81,4	42,8	1,9
0-10	57,1	44,1	1,3
Суммарно	736,5		
Южное полушарие			
0-10	33,6	44,1	0,77
10-20	28,5	42,8	0,67
20-30	45,0	40,2	1,12
30-40	44,2	36,4	1,22
40-50	45,0	31,5	1,42
50-60	19,4	26,6	0,76
60-70	10,7	18,9	0,56
70-80	4,0	11,6	0,35
80-90	0,5	3,9	0,13
Суммарно	230,9		

Как известно, ^{137}Cs является одним из основных дозообразующих радионуклидов в глобальных выпадениях, он обуславливает около 40% всей ожидаемой эффективной эквивалентной дозы облучения населения от всех радионуклидов, образовавшихся при проведении испытаний ядерного оружия. Закономерности переноса воздушными массами радиоактивных веществ, поступивших в тропосферу и стратосферу при ядерных взрывах, и их выпадения на поверхность Земли изучены достаточно полно. Результаты этих исследований обобщены в ряде оригинальных монографий, сборников трудов и обзорах отечественных и зарубежных авторов. В табл.1 представлены данные о содержании ^{137}Cs в глобальных выпадениях в зависимости от широтного пояса по 1980 г. включительно [1].

В качестве основного объекта окружающей среды, в котором исследовалось содержание ^{137}Cs , нами была выбрана почва, поскольку она хорошо аккумулирует цезий и, анализируя его концентрацию в ней, можно исследовать эффект длительного воздействия АЭС. По данным различных источников радиоактивный цезий аккумулируется в верхнем пятисантиметровом слое почвы, поэтому все пробы почвы отбирались нами с верхнего слоя 0–5 см.

На рис.1 приведены усредненные по всей зоне мониторинга данные о содержании ^{137}Cs в почве за весь период эксплуатации Армянской АЭС [2]. Повышенное содержание ^{137}Cs в почве в 1978, 1979, 1980 гг. (период, близкий по времени к интенсивным испытаниям ядерных устройств) обусловлено глобальными выпадениями (последствия испытания ядерных устройств в атмосфере, проводимых различными странами). Повышение содержания ^{137}Cs в почве в 1982 г. было результатом испытания ядерного устройства, проведенного Китаем в 1981 г. Отчетливо видны последствия аварии на Чернобыльской АЭС 1986 года и временные “хвосты” от них (см. рис.1).

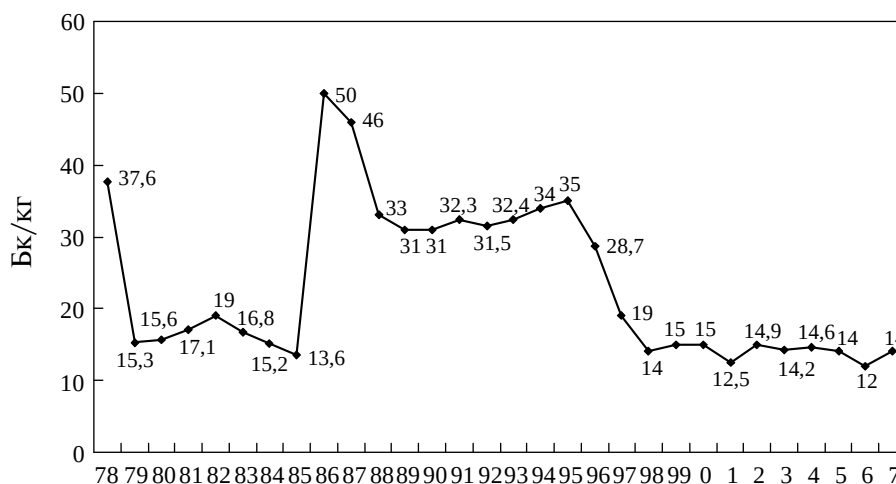


Рис.1. Среднее по зоне наблюдения среднегодовое содержание ^{137}Cs в верхнем (пятисантиметровом) слое почвы за весь период эксплуатации ААЭС (1978–2007) [2].

Кроме почвы, в качестве других объектов ОС, за которым ведется мониторинг, были выбраны атмосферный воздух и выпадения из атмосферы. Подход к анализу пространственного распределения выбросов ^{137}Cs в объектах окружающей среды, а именно, в почве и седиментации (выпадения в атмосфере), состоит в предположении, что они должны быть анизотропными из-за наличия преимущественного направления ветров в районе промплощадки АЭС, в результате чего радиоактивные выбросы со станции будут распространяться неравномерно по разным направлениям.

При определении пространственного распределения концентрации ^{137}Cs в выпадениях из воздуха и в почве применялся следующий подход. Рассеяние примеси

в атмосфере описывается с помощью методики Пасквилла, рассматривающей три вида точечных источников: мгновенный, непрерывный в течение небольшого периода времени (от 20 минут до нескольких часов) и постоянно действующий [3]. Концентрация радиоактивных примесей в струе при выбросе из мгновенно действующего точечного источника, в соответствии с этой моделью, записывается в виде

$$q(x, y, z) = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ - \left[\frac{(x - \bar{u}t)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}, \quad (1)$$

где Q – мощность источника, $\bar{u}$ – средняя скорость ветра, $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ – дисперсии распределения концентрации в направлении осей x, y, z . Дисперсии $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ являются возрастающими функциями, зависящими от стратификации атмосферы, и определяются из экспериментальных данных.

При выводе формул, описывающих диффузию примеси от источника непрерывного и конечного времени действия, Пасквиллом используется принцип суперпозиции, осуществляемый при дискретном суммировании или функциональном интегрировании результатов, полученных для мгновенного источника. Выражение для расчета концентрации, при условии пренебрежения диффузией вдоль оси x по сравнению с ветровым переносом в том же направлении, приобретает вид

$$q(x, y, z) = \frac{Q}{(2\pi)\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp \left[\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right) \right]. \quad (2)$$

Для источника, расположенного на некоторой высоте H , выражение для расчета концентрации на уровне земли (при $z = 0$) выглядит следующим образом [3]:

$$q(x, y) = \frac{Q}{\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \left[\exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{H^2}{2\sigma_z^2} \right) \right]. \quad (3)$$

Известно, что при рассеянии радиоактивных аэрозолей, выброшенных в вентиляционную трубу, их концентрация на уровне земли вблизи источника равна нулю, затем увеличивается с удалением от трубы, достигает максимума на определенном расстоянии (X_m), зависящем от метеорологических условий и состояния газо-аэрозольной смеси, а далее опять уменьшается. Нами, с учетом реальных метеорологических условий в районе размещения ААЭС и технологических характеристик выбрасываемой газоаэрозольной смеси, было рассчитано расстояние от вентиляционной трубы до точки максимума. Расчеты проводились с помощью методик, приведенных в работе [1]. Исходя из них, расстояние X_m определяется по формулам [3]:

$$X_m (v_m < 2) = 4.95 v_m (1 + 0.28 f^{1/3}) gH, \quad (4)$$

$$X_m(v_m > 2) = 7(1.947)^{1/2} [1 + 0,28(0,66)^{1/3}] gH, \quad (5)$$

где $v_m = 0.65 \sqrt[3]{V \delta T / H}$; f – фактор, учитывающий тепловой подъем газовой-душной смеси при выходе из трубы, $f = 10^3 \omega^2 D / H^2 \delta T$; g – фактор, учитывающий ландшафт (рельеф) местности (в нашем случае $g = 1,22$). При этом использовались следующие исходные данные, характеризующие метеорологические условия в районе размещения Армянской АЭС за 15 летний период, рельеф местности и источник выбросов: средняя скорость выхода газовой-душной смеси из устья венттрубы $\omega = 11.8$ м/сек; диаметр устья трубы $D = 3.6$ м; ежесекундный расход газовой-душной смеси $V = 120$ м³/сек; высота трубы $H = 150$ м; разность температур выбрасываемой газовой-душной смеси и среднегодовой температуры воздуха $\delta T = 33.6^\circ\text{C}$; среднегодовая скорость ветра в районе промплощадки Армянской АЭС ≈ 2 м/с.

Зависимость расстояния X_m от среднегодовой скорости ветра u (X_m^u) определяется по формуле [3]

$$X_m^u(u_m) = \rho X_m, \quad (6)$$

где u_m – опасная скорость ветра на высоте флюгера (10 м), значения которой определяют в зависимости от параметра v_m по соотношениям

$$\text{при } v_m \leq 0.5 \text{ м/с} \quad u_m = 0.5, \quad (7)$$

$$\text{при } 0.5 \leq v_m \leq 2 \text{ м/с} \quad u_m = v_m, \quad (8)$$

$$\text{при } v_m > 2 \text{ м/с} \quad u_m = (1 + 0.12 f^{1/2}), \quad (9)$$

ρ – безразмерный коэффициент, определяемый в зависимости от отношения u/u_m по формулам

$$\text{при } u/v_m \leq 0.25 \quad \rho = 3, \quad (10)$$

$$\text{при } 0.25 \leq u/v_m \leq 1 \quad \rho = 8.43(1 - u/v_m)^5 + 1, \quad (11)$$

$$\text{при } u/v_m > 1 \quad \rho = 0.32(u/v_m) + 0.68, \quad (12)$$

В нашем случае, поскольку $v_m = 1.947$, то, согласно формуле (8), $u_m = v_m = 1.947$. Так как среднегодовая скорость ветра равна 2 м/с, то $u/v_m = 1.03 > 1$ и величина ρ определяется по формуле (12) и равна $\rho = 1.009$. Как видно, в нашем случае учет среднегодовой скорости ветра практически не влияет на величину X_m^u .

Расчеты показали, что, с учетом всех вышеуказанных параметров, расстояние от вентиляционной трубы, на котором приземная концентрация радиоактивных аэрозолей максимальна, равно 2200 м. Именно в этой точке нами были установлены три кюветы для отбора седиментационных проб и на протяжении более чем трех лет отбирались пробы почвы.

В качестве точек для отбора проб почвы были использованы имеющиеся ранее точки наблюдения, расположенные по различным направлениям от ААЭС и на

различных расстояниях от станции: от 800 м до 30 км. Наряду с этими точками, были выбраны основные точки контроля, которым уделялось особое внимание. Они располагались вдоль основного направления ветров в этом районе: на северо-восток (наветренная сторона) и юго-запад (подветренная сторона) от Армянской АЭС. Северо-восточное направление: г. Ошакан – 17 км от ААЭС, с. Агавнатун – 10 км от ААЭС. Юго-западное направление: точка М-1 (расстояние на котором приземная концентрация выбросов от ААЭС максимальна – 2,2 км), г. Мецмор – 5 км от ААЭС, г. Армавир – 10 км от ААЭС, с. Нор-Армавир – 17 км от ААЭС.

В точке М-1 ожидается максимальное содержание ^{137}Cs в выпадениях, равно как и содержание его в почве, поскольку в этой точке на глобальные выпадения (равномерно распределяемые по всей зоне наблюдения, так как предполагается, что метеоусловия в этой зоне, небольшой по площади, одинаковы) накладывалось максимальное воздействие выбросов с атомной станции. Пробы почвы отбирались за период с мая 2006 г. по август 2007 г. Отбор проб производился с помощью специальной стальной рамки размерами 10 на 15 см и высотой 5 см. Каждая проба состояла из пяти рамок почвы, отобранных методом конверта. В основном это были бурые, полупустынные почвы. Перед измерением пробы почвы, в соответствии с принятыми методиками, высушивались, размельчались, а потом взвешивались.

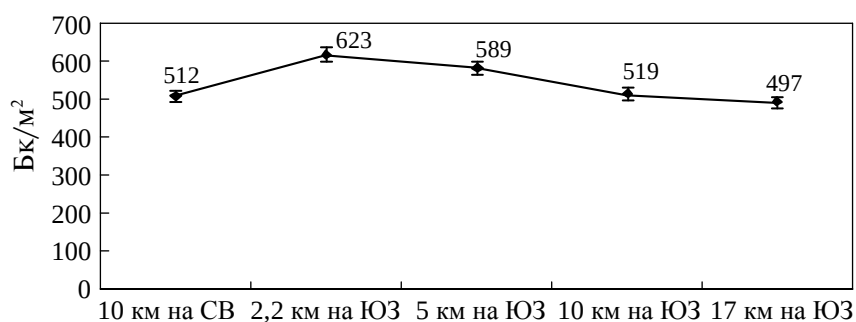
Кроме того, в качестве фоновых проб, нами были отобраны пробы почвы из точек, удаленных от ААЭС на расстояние до 60 км. Тип почвы в этом районе соответствовал типу почвы в районе размещения атомной станции. Вес каждой пробы составлял от 1200 до 1400 г., в зависимости от типа почвы. В каждой точке наблюдения было отобрано до 35 проб.

Измерения концентрации ^{137}Cs в почве проводились на низкофоновой гамма-спектрометрической установке с детектором NaI в геометрии Маринелли. Параллельно пробы измерялись на низкофоновой гамма-спектрометрической установке с GeLi детектором и программным обеспечением “PRORESS”. В 2006 г. рабочей группой с Армянской АЭС была приобретена особо чувствительная гамма-спектрометрическая установка (производство фирмы CNBERRA) с чистым германиевым детектором и программной поддержкой “GENIE-2000”, что позволило существенно увеличить точность измерений. Величина минимально детектируемой активности установки равна 40 Бк/м². Удельное содержание ^{137}Cs в каждой пробе почвы определялось серией из трех измерений.

Гамма-спектрометрический анализ проб показал, что почва содержит естественные радионуклиды ^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th , а также ^{137}Cs . В табл.1 и на рис.2 представлены данные, характеризующие концентрацию ^{137}Cs и естественных радионуклидов в почве в некоторых точках наблюдения. В табл.2 приведены средние за три года наблюдения данные по содержанию цезия-137 и других радионуклидов в точках, удаленных от Армянской АЭС.

Табл.2. Содержание радионуклидов в почве в контрольных точках.

Контрольные точки	Расстояние от АЭС, км	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
		Бк/м ²	Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг
с. Айгешат	15	490	510	26,2	48,7
с. Муган	24	472	427	30,6	44,5
г. Эчмиадзин	18	487	469	35,4	48,6
г. Ереван	38	510	515	31,7	34,3
с. Наири	26	487	476	29,8	47,8
Среднее содержание		489,2	479,4	30,74	44,78

Рис.2. Содержание ^{137}Cs в верхнем пятисантиметровом слое почвы в некоторых точках наблюдения в районе расположения Армянской АЭС, усредненное за весь период наблюдения.

Согласно ранее высказанному предположению, максимальное содержание ^{137}Cs в почве ожидалось в точке М-1, поскольку в этой точке на глобальные выпадения (равномерно распределенные по всей зоне наблюдения) накладывалось максимальное воздействие выбросов с атомной станции. Анализ графика, представленного на рис.2, показывает, что это предположение верно: концентрация цезия в почве в точке, расположенной с наветренной стороны от ААЭС (с. Агавнатун), где нет влияния выбросов ААЭС, мала по сравнению с его концентрацией в точках М-1 и Мецамор. В точке М-1 его концентрация максимальна и, далее, по мере удаления от станции, убывает.

Что касается содержания цезия в атмосферных выпадениях (рис.3), то картина, аналогичная представленной на рис.2, не наблюдается. Дело в том, что с помощью анализа выпадений из атмосферы невозможно проследить длительное воздействие выбросов со станции.

Была определена также эффективная доза облучения населения, проживающего в районе размещения Армянской АЭС от техногенных радионуклидов. Поскольку в объектах окружающей среды из техногенных радионуклидов постоянно присутствовал в основном только ^{137}Cs (содержание ^{90}Sr существенно меньше), то в качестве основного радионуклида был выбран ^{137}Cs . В

итоге, доза облучения населения, проживающего вокруг Армянской атомной станции, обусловленная глобальными выпадениями и радиоактивными выбросами с АЭС, имеет величины, представленные в табл.3.

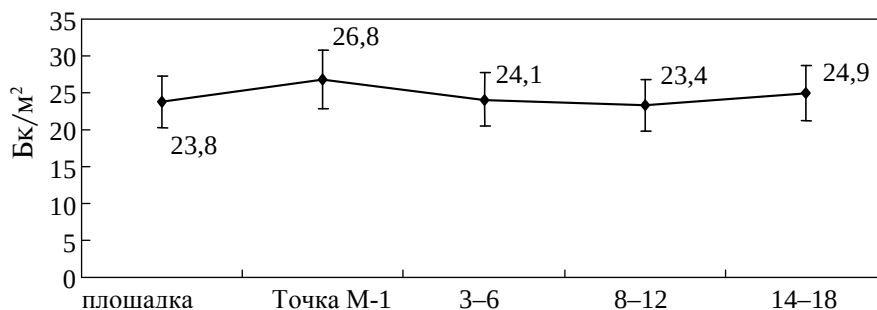


Рис.3. Величина содержания ^{137}Cs в выпадениях вблизи АЭС за период с мая 2006 года по август 2007 г.

Табл.3. Дозы облучения от ^{137}Cs .

Точки наблюдения	Доза облучения от ^{137}Cs (глобальные выпадения и выбросы с АЭС), мкЗв/год				Средняя по зоне наблюдения доза внешнего облучения от естественного фона, мкЗв/год
	Внешнее облучение	Ингаляция	Пероральное поступление	Сумма	
точка М-1	1,142	0,000117	15,7	16,84	
г. Мецмор	1,038	0,000117	15,7	16,74	
фоновые значения	0,907	0,000117	15,7	16,61	
Доза, обусловленная только выбросами АЭС, в точке ее максимального воздействия	0,235	--	3,14	3,375	1314

При расчете ингаляционных и пероральных доз принимались средние по зоне наблюдения концентрации цезия в воздухе и продуктах питания.

Таким образом, из данных, приведенных в таблице, следует, что величина дозы внешнего и внутреннего облучения населения, обусловленная выб

росами с АЭС, равна 3,375 мкЗв/год и составляет около 20% от глобальных выпадений и около 0,26% от внешнего облучения, обусловленного естественным фоном. Эти данные хорошо согласуются с данными, приведенными Научным комитетом по действию атомной радиации при ООН [4] (см. табл.4).

Анализ данных удельного содержания ^{137}Cs в почве показывает, что в точках, расположенных на различных расстояниях в направлении максимального значения усредненной розы ветров, выявляется неравномерность пространственного распределения этой величины. Концентрация ^{137}Cs в точках, расположенных на этом направлении, изменяется от минимума до максимума, а затем, по мере удаления от станции, плавно уменьшается. В частности, на расстоянии 10 км от ААЭС с наветренной стороны (с. Агавнатун) удельное содержание ^{137}Cs в почве приблизительно в 1,2 раза меньше, чем в точке М-1. Содержание цезия в почве на этом участке обусловлено только глобальными выпадениями, т.к. он расположен с наветренной стороны от АЭС и на достаточно удаленном расстоянии, и концентрация ^{137}Cs в почве в этой точке близка к фоновым значениям, полученным в точках, удаленных от АЭС более чем на 50 км. Напротив, в точке М-1 влияние выбросов с АЭС максимально. Следовательно, разница между величинами концентраций цезия в этих точках обусловлена воздействием выбросов с АЭС. По мере удаления от АЭС с подветренной стороны, естественно, это воздействие уменьшается за счет рассеивания выбросов и поэтому разница между М-1 и остальными точками увеличивается. Концентрация цезия по мере удаления от станции уменьшается, приближаясь к фоновому значению.

Табл.4. Средние годовые эффективные эквивалентные дозы от естественных и техногенных источников радиации.

Естественные	Медицина	Глобальные выпадения	Атомная энергетика
2 мЗв	0,4 мЗв	0,02 мЗв	0,001 мЗв

Согласно данным измерения проб почв, отобранных в точках наблюдения, расположенных на расстоянии более чем 10 км от ААЭС (т.е. точек, где воздействие станции не должно ощущаться), фоновое содержание ^{137}Cs составляет около 500 Бк/кг.

Итак, можно утверждать, что, согласно данным графика, представленного на рис.2, разница в удельном содержании цезия в почве в вышеуказанных точках наблюдения обусловлена воздействием выбросов с АЭС, уменьшающимся по мере удаления от станции. Причем разница между содержанием ^{137}Cs в точках М-1, Мецмор и остальными точками наблюдения существенно выше ошибки измерения. Разница содержания ^{137}Cs в почве в точках М-1 и фоновых точках будет равна 6–7 Бк/кг или 115–120 Бк/м², что составляет около 20% от величины фоновых концентраций, обусловленных глобальными выпадениями.

Исходя из всего вышеизложенного, следует, что в зоне радиусом 17 км, в направлении максимальной повторяемости ветров, в точке вероятной максимальной приземной концентрации выбросов с АЭС (точка М-1) зафиксирован вклад станции в удельное содержание ^{137}Cs в почве, составляющий примерно 20% от фона, обусловленного глобальными выпадениями.

На основе вышеизложенного можно сделать следующие выводы:

1. Для определения величины воздействия Армянской АЭС на окружающую среду и население необходимо использование специальных методик и длительный период наблюдения за радиационной обстановкой в районе размещения станции.
2. Воздействие Армянской АЭС на население и окружающую среду ничтожно мало по сравнению с остальными внешними факторами радиационного воздействия (естественный фон и глобальные выпадения). В частности, в точке, где оно максимально, оно составляет менее 0,26% от внешнего облучения, обусловленного естественным фоном, и около 20% от глобальных выпадений.
3. На расстоянии более 7–8 км от Армянской АЭС воздействие станции на окружающую среду вообще не проявляется.

Работа выполнена в рамках проекта МНТЦ А-1368.

ЛИТЕРАТУРА

1. **А.А.Моисеев.** Цезий-137. Окружающая среда. человек. М., Энергоатомиздат, 1985.
2. Отчеты “Радиационная обстановка в районе расположения Армянской АЭС” (1978–2007 гг.), Мецамор.
3. **Е.Н.Теверовский, Н.Е.Артемова, А.А.Бондарев** и др. Допустимые выбросы радиоактивных и химических веществ в атмосферу. М., Энергоатомиздат, 1985.
4. Радиация. Дозы, эффекты, риск. М., Мир, 1988.

INVESTIGATION OF SPATIAL DISTRIBUTION OF ^{137}Cs IN SOIL IN AREA OF THE ARMENIAN NPP LOCATION

R.M. AVAGYAN, G.G. HAROUTIUNYAN, V.A. ATOYAN, A.V. HOVSEPYAN,
K.I. PYUSKYULYAN, E.V. CHUBARYAN

The problem of evaluation of the spatial distribution of ^{137}Cs in soil and direct radiation impact of the Armenian NPP on population living in the NPP location area, as well as on the environment, on the background of global radioactive fallouts and Chernobyl accident aftermaths is solved. The contents of radiation dangerous radionuclide ^{137}Cs in soil on the territory with the radius of 50 km, including the area near the Armenian nuclear power plant, have been investigated. On the basis of the analysis of meteorological data and calculations of the distance at which radioactive emissions from the nuclear station have the maximal concentration in air, the monitoring points have been chosen. The obtained data, describing the net effect of the nuclear power plant on the population and environment, are in good agreement with data of the United Nations Scientific Committee of Radiation Action.