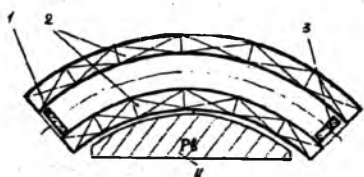


$N_0 \sim N_n^{1/2} + N_{\phi 0}^{1/2}$, что фактически и определяет чувствительность указанной методики для заданного времени измерения τ , которую условно можно записать как $j = N_0 / (N_n^{1/2} + N_{\phi 0}^{1/2})$. Предельная чувствительность достигается при $N_{\phi 0} \sim N_n$, тогда $N_n - N_{\phi 0} \cong 2N_{\phi 0}^{1/2}$ и $j = N_0 / 2N_{\phi 0}^{1/2} \sim 1$. Таким образом, только за счет удаления датчика от пробы при уменьшении фона от $N_{\phi 0}$ до $N_{\phi 1} = N_{\phi 0} S_{d1} / 2\pi L^2$ без изменения регистрируемого потока (в результате применения магнитной системы) чувствительность измерений будет возрастать в $(N_{\phi 0} / N_{\phi 1})^{1/2}$ раз. Если к тому же уменьшить площадь детектора $S_{d2} / S_{d1} < 1$ без изменения расстояния между пробой и детектором L , то регистрируемый фон дополнительно снижается как $B_d / B = S_{d1} / S_{d2}$ без изменения площади пробы ($S_{d1} = S_{\text{пробы}}$). Применение уже созданных магнитных систем [8] полем



Р и с. 4. Система регистрации β -излучения с защитой от γ -фона: 1 — проба; 2 — магнитная система; 3 — защита; 4 — детектор

1—5 Тл, рабочей длиной соленоида ~ 1 м и сечением $S_0 \sim 0,1$ м² при площади детектора $S_d \sim 0,01$ м² позволит повысить чувствительность метода в $(N_{\phi 0} / N_{\phi 1})^{1/2} = (S_{d1} / 2\pi L^2)^{1/2} \sim 10$ раз. Дальнейшего снижения фона можно достичь в тороидальной системе магнитного поля типа секции токамака (рис. 4), где γ -излучение пробы можно уменьшить в несколько раз за счет установления защиты от излучения между пробой и детектором в направлении на детектор.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Проблемы Чернобыля. — Вопросы атомной науки и техники. Сер. Ядерно-физические исследования, 1990, вып. 2(19).
2. Абрамов А.И., Казанский Ю.А., Матусевич Е.С. Основы экспериментальных методов ядерной физики. М.: Атомиздат, 1977.
3. Экспериментальная ядерная физика. Пер. с англ. Под ред. Э.Сегре. М.: Изд-во ин. лит., 1961.
4. Пикаев А.К. Современная радиационная химия. М.: Наука, 1986.
5. Маркин А.И., Утогов Е.Г., Черковец В.Е. Экспресс-метод анализа β -спектров радионуклидов для оценки радиозоологического состояния территорий. — В кн.: Труды 2-го Обнинского симпозиума по радиозоологии, 1996, с. 108—109.
6. Арцимович Л.А. Управляемые термоядерные реакции. М.: Физматгиз, 1961.
7. Голант В.Е., Хилинский А.П., Сахаров И.Е. Основы физики плазмы. М.: Атомиздат, 1977.
8. Полулях Е.П., Волков Ю.М., Колядин Н.М. и др. Сверхпроводящий магнит для экспериментального МГД-генератора. — В сб.: Сверхпроводимость. М.: Атомиздат, 1977, т. 2, с. 82—96.

Поступила в Редакцию 8.01.97

УДК 631.41:546+612.014.4

ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРОДУКЦИИ ТЕПЛИЧНОГО ХОЗЯЙСТВА г. ПРИПЯТИ

Иванов Е.А. (ВНИИАЭС), Носовский А.В. (ПО «Чернобыльская АЭС»),
Чабан Н.Г. (СЭС г.Припяти)

После аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. из-за значительного радиоактивного загрязнения было прекращено выращивание растительной сельскохозяйственной продукции в тепличном хозяйстве г. Припяти, расположенном на расстоянии 3,5 км от разрушенного реактора. В настоящее время оно используется только для выращивания цветов.

В большинстве исследуемых спектров проб грунта идентифицируются γ -линии ^{40}K ; ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{125}Sb и ^{154}Eu . В трех пробах обнаружены ^{60}Co и ^{241}Am . Значительная статистическая погрешность измерения ^{241}Am (около 50%) позволяет грубо оценить его содержание в них в диапазоне 75—230 Бк/кг. Содержание в пробах других γ -излучающих нуклидов ниже предела чувствительности аппаратуры (0,74 Бк/кг при времени измерения 11 100 с по линии 662 кэВ ^{137}Cs). В 20% проб грунта содержится ^{90}Sr . Для определения α -излучения радионуклидов в грунте использован радиометр РИА-01В, с помощью которого измерены пробы, содержащие ^{241}Am по данным γ -спектрометрии. Диапазон содержания в них $^{239,240}\text{Pu}$ составил 45—85 Бк/кг.

В табл. 1 представлены статистические характеристики, на рис. 1, 2 — графики функции распределения концентрации радионуклидов в грунте тепличного хозяйства. Полученная информация свидетельствует о несогласованности распределения содержания радионуклидов в грунте с нормальным законом.

Т а б л и ц а 1. Статистические характеристики концентрации радионуклидов в грунте тепличного хозяйства, Бк/кг

Радионуклид	min	max	m_x	σ_x	n
^{90}Sr	13	23	16	3,9	7
^{134}Cs	35	200	87	38	46
^{137}Cs	1100	5700	2600	1200	46
^{106}Ru	27	130	75	27	20
^{125}Sb	48	190	97	39	34
^{154}Eu	19	86	56	17	44
^{241}Am	75	230	140	80	3
$^{239,240}\text{Pu}$	45	85	67	20	3

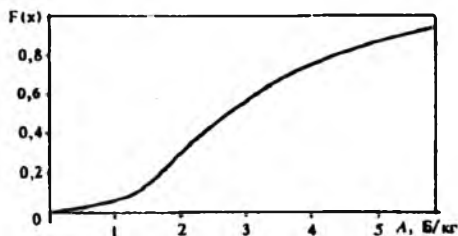
Качественный анализ факторов, влияющих на содержание радионуклидов в грунте (физико-химические процессы формирования аварийного выброса, рассеяние радионуклидов в атмосфере, их поступление в теплицу через систему вентиляции и выпадение на грунт, миграция и вымывание питательным раствором в системе почва—растение и др.), позволяет предположить мультипликативную модель исследуемой величины. Это, в частности, означает, что случайное содержание радионуклидов в почве будет подчинено логарифмически нормальному закону.

Случайная величина x имеет логарифмически нормальное распределение с параметрами (m , σ^2), если $f(x) = \exp[-(\ln x - m)^2 / (2\sigma^2)] / (2\pi\sigma^2)^{1/2}$, $x > 0$, если $x \leq 0$, то $f(x) = 0$ [1].

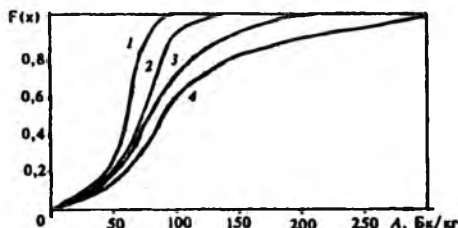
Моменты случайной величины x , подчиненной логарифмически нормальному закону, рассчитываются по формуле

$$x^k = \exp(0,5k^2\sigma^2 + km); \quad (1)$$

$$\sigma_x^2 = [\exp(\sigma^2) - 1] \exp(\sigma^2 + 2m).$$



Р и с. 1. Функция распределения концентрации ^{137}Cs в грунте теплиц



Р и с. 2. Функция распределения концентрации ^{154}Eu (1), ^{106}Ru (2), ^{134}Cs (3), ^{125}Sb (4) в грунте теплиц

Коэффициенты асимметрии γ_1 и эксцесса γ_2 определяются следующим образом: $\gamma_1 = [\exp(\sigma^2) + 2] [\exp(\sigma^2) - 1]^{1/2}$; $\gamma_2 = \exp(4\sigma^2) + 2\exp(3\sigma^2) + 3\exp(2\sigma^2) - 6$. Из данных табл. 1, 2 следует, что статистические параметры m_x и σ_x различных радионуклидов, полученные непосредственно по экспериментальным данным и с помощью формулы (1), почти совпадают. Это подтверждает гипотезу о логарифмически нормальном распределении содержания радионуклидов в грунте. Из табл. 2 видно, что σ для всех исследуемых радионуклидов значительно (в 2,5—4 раза) ниже единицы. Оценки этого параметра для ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{106}Ru и ^{125}Sb почти совпадают и равны $0,41 \pm 0,005$. Достаточно близко к указанному интервалу σ ^{154}Eu . Возможно, что примерно двукратное отличие σ ^{90}Sr от указанных значений обусловлено малым объемом выборки ($n = 7$). Коэффициенты асимметрии и эксцесса для γ -излучающих нуклидов находятся в достаточно узких диапазонах 1,2—1,4 и 2,4—3,7 соответственно.

Т а б л и ц а 2. Параметры логарифмически нормального распределения содержания радионуклидов в грунте тепличного хозяйства, Бк/кг

Нуклид	m	σ	m_x	σ_x	γ_1	γ_2
^{90}Sr	2,76	0,233	16	3,8	0,72	0,94
^{134}Cs	4,38	0,411	87	38	1,4	3,6
^{137}Cs	7,79	0,418	2600	1150	1,4	3,7
^{106}Ru	4,24	0,419	76	33	1,4	3,7
^{125}Sb	4,50	0,408	97	39	1,3	3,1
^{154}Eu	3,97	0,356	56	21	1,2	2,4

Из этого следует, что плотность распределения различных радионуклидов в грунте почти совпадает и не зависит от их физико-химических свойств и активности. Из-за близости тепличного хозяйства от аварийного энергоблока велика вероятность обусловленности первоначального радиоактивного загрязнения грунта выпадением частиц топливной композиции. С учетом сделанных замечаний представляет интерес оценка степени связи между содержанием различных радионуклидов и активностью ^{137}Cs в грунте тепличного хозяйства, так как последний измеряется, как правило, с небольшой погрешностью (несколько процентов) и по этой причине является почти идеальным (неслучайным) регрессором.

Предположим, что случайная активность одного радионуклида Y при заданной активности другого X (^{137}Cs) определяется соотношением

$$Y = \beta X + E, \quad (2)$$

где β — неизвестный параметр, подлежащий определению; E — нормально распределенная случайная величина со средним 0 (отсутствует систематическая ошибка) и неизвестной дисперсией $D = \sigma^2$, т.е. $E \sim N(0, D)$.

Регрессионный анализ экспериментальных данных позволил получить точечные оценки методом наименьших квадратов и 90%-ные доверительные области для неизвестных параметров (табл. 3), численно связывающих между собой концентрацию в грунте тепличного хозяйства следующих пар радионуклидов: ^{90}Sr — ^{137}Cs , ^{134}Cs — ^{137}Cs , ^{125}Sb — ^{137}Cs , ^{106}Ru — ^{137}Cs , ^{154}Eu — ^{137}Cs . В табл. 3 приведено также отношение нормированного содержания радионуклидов (на активность ^{137}Cs) в активной зоне аварийного реактора [2] и грунте тепличного хозяйства на момент измерения проб.

Т а б л и ц а 3. Отношение активности долгоживущих γ -излучающих радионуклидов и ^{90}Sr к активности ^{137}Cs в топливной композиции и грунте теплиц

Нуклид	Топливная композиция		Грунт	Грунт/топливо
	26.04.86 г.	15.07.95 г.	15.07.95 г.	
^{90}Sr	0,88	0,87	$0,0074 \pm 0,0020$	0,0085
^{134}Cs	0,59	0,033	$0,033 \pm 0,0011$	1,0
^{125}Sb	0,074	0,0091	$0,043 \pm 0,0037$	4,7
^{106}Ru	3,3	0,0072	$0,026 \pm 0,0043$	3,6
^{154}Eu	0,073	0,043	$0,018 \pm 0,0021$	0,42
^{241}Am	$5,3 \cdot 10^{-4}$	0,011	0,030—0,1	3—10
$^{239,240}\text{Pu}$	0,0037	0,0046	0,018—0,037	4—8

Из табл. 3 видно, что $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в активной зоне реактора и грунте, отнесенное к одному моменту времени, почти совпадает. Вместе с тем в грунте по сравнению с активной зоной реактора $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ нарушено более чем в 100 раз, $^{154}\text{Eu}/^{137}\text{Cs}$ — в 2,4 раза в пользу ^{137}Cs . Статистически значимо отличаются $^{125}\text{Sb}/^{137}\text{Cs}$ (в 4,7 раза), $^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$ (в 3,6 раза) не в пользу ^{137}Cs . Это же можно сказать и относительно $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$ и $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$.

Практический интерес представляет обнаружение возможной корреляционной связи между содержанием радионуклидов в грунте тепличного хозяйства. Из табл. 4 видно, что между содержанием ^{134}Cs и ^{137}Cs в грунте существует почти (с вероятностью, близкой к 1) детерминированная связь. Статистически достоверная высокая корреляционная связь наблюдается между содержанием ^{137}Cs и ^{125}Sb (коэффициент корреляции $r = 0,78$). Примерно в 60% общего числа проб между концентрацией этих радионуклидов в грунте имеется жесткая зависимость. Обнаружена низкая ($r = 0,12$ — $0,42$) корреляционная связь ^{106}Ru и ^{154}Eu между собой и с другими радионуклидами. Почти полностью отсутствует статистическая зависимость между содержанием в грунте ^{90}Sr и других радионуклидов.

Т а б л и ц а 4. Коэффициенты корреляции между содержанием различных радионуклидов в грунте тепличного хозяйства

Нуклид	^{137}Cs	^{134}Cs	^{106}Ru	^{125}Sb	^{154}Eu	^{90}Sr
^{137}Cs	1					
^{134}Cs	0,97	1				
^{106}Ru	0,35	0,42	1			
^{125}Sb	0,78	0,78	0,16	1		
^{154}Eu	0,37	0,40	0,25	0,32	1	
^{90}Sr	0,13	0,17	—	0,15	0,12	1

Результаты исследования позволяют заключить, что в результате аварии произошло значительное загрязнение грунта теплиц радионуклидами, находящимися как в газовой фазе, так и в составе частиц топливной композиции. Первоначальное загрязнение грунта ^{137}Cs в 1000 раз превышало доаварийное содержание в нем этого радионуклида (5—20 Бк/кг). Выпавшие на поверхность почвы в ближней зоне АЭС ^{90}Sr и ^{137}Cs находились преимущественно в необменном состоянии. В последующие годы были получены многочисленные данные, свидетельствующие о прочном удер-

жании в составе топливных частиц ^{95}Zr , ^{144}Ce , ^{154}Eu , ^{125}Sb и трансурановых элементов. Скорость выщелачивания этих радионуклидов составляет десятки и сотни доли процента в год и не имеет тенденции к росту во времени [3—5]. В настоящее время в литературе имеются противоречивые данные о выщелачивании из топливных частиц радионуклидов. В работе [3] на основе данных 3-летнего эксперимента по водному выщелачиванию радионуклидов из различных почв, загрязненных топливными частицами размером до 50 мкм, рассчитаны коэффициенты диффузии для ^{90}Sr и ^{137}Cs . Эти данные позволяют прогнозировать интенсивность выхода радионуклидов из топливных частиц в грунт, включение в геохимические и пищевые цепочки. Наиболее значимое содержание ^{90}Sr в миграционноспособном состоянии в почвах, загрязненных топливными частицами диаметром около 50 мкм, наблюдалось в течение 5—10 лет после аварии, что соответствует скорости диффузии примерно 50—80% в год. При размере менее 10 мкм большая часть ^{90}Sr вышла за пределы топливных частиц в течение 5 лет после аварии.

Диффузия ^{137}Cs из топливных частиц происходит более медленно. При уменьшении размера частиц до 5 мкм этот радионуклид перешел в почву за 5 лет, до 1 мкм — за 1 год после аварии.

Дальнейшая миграция радионуклидов после выхода за пределы топливных частиц определяется физико-химическими свойствами почвы, концентрацией органических веществ, обменных катионов и анионов. Есть все основания предполагать, что с учетом специфики тепличного грунта (гранулы эффективным диаметром 3—10 мм) радионуклиды достаточно быстро уносятся из него с питательным раствором.

Приведенные рассуждения позволяют объяснить чрезвычайно низкое по сравнению с топливной композицией $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$, а также отсутствие статистически значимой корреляции между содержанием этих радионуклидов в грунте. Достаточно высокая скорость диффузии ^{137}Cs из топливных частиц и миграции за пределы почвенного комплекса, по-видимому, является причиной того, что $^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$, $^{125}\text{Sb}/^{137}\text{Cs}$, $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$ и $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ в 3,5 раза и больше превышают аналогичные топливные отношения.

Важным фактором, подтверждающим преимущественный характер загрязнения грунта тепличного хозяйства частицами топливной композиции, является наличие статистически достоверной высокой корреляционной связи $^{125}\text{Sb}/^{137}\text{Cs}$. В настоящее время труднообъяснимым является только факт низкого по сравнению с топливной композицией $^{154}\text{Eu}/^{137}\text{Cs}$ (примерно в 2,5 раза), а также слабой корреляционной связи между содержанием этих радионуклидов в грунте.

Основным критерием при принятии решения об использовании тепличного хозяйства для нужд персонала Чернобыльской АЭС является непревышение временно допустимых уровней (ВДУ) содержания радионуклидов в продуктах питания. В соответствии с действующими на Украине ВДУ-93 в овощной продукции регламентируется только содержание ^{137}Cs (допустимо 60 Бк/кг).

Исследовано содержание радионуклидов в различных видах растениеводческой продукции из тепличного хозяйства. Отобраны пробы зелени (щавель, укроп, петрушка) и овощей (капуста, томаты, огурцы, морковь, свекла). Радиохимический анализ проб показал, что содержание в них α -излучающих нуклидов ниже предела чувствительности аппаратуры (0,37 Бк/кг). Обнаруженные в пробах только ^{137}Cs и ^{90}Sr (в отличие от нуклидного состава грунта) позволяют сделать вывод о доминирующем вкладе (не менее 95%) корневого пути радиоактивного загрязнения растительности. Это важно потому, что коэффициенты дозового преобразования при пероральном пути поступления конденсационного или в составе топливных частиц ^{137}Cs сильно отличаются (примерно в 1000 раз) [4].

Из табл. 5 видно, что средняя концентрация ^{137}Cs в зелени почти совпадает с предельной. В остальных пробах моркови, капусты, томатов и огурцов содержание ^{137}Cs примерно в 3 раза и более ниже допустимого. Ряд исследуемых видов продукции по степени убывания в них содержания этого радионуклида выглядит следующим образом: зелень — морковь — капуста — огурцы — томаты.

Т а б л и ц а 5. Статистическая характеристика содержания ^{137}Cs в овощах и зелени, выращенных в тепличном хозяйстве Припяти в 1995 г., Бк/кг

Продукция	min	max	m_x	σ_x	n
Зелень	19	140	64	40	10
Морковь	13	34	22	9,4	6
Капуста	5,7	21	13	4,7	10
Томаты	1,3	3,3	2,1	0,64	13
Огурцы	1,4	4,0	2,6	1,0	6

На поступление радионуклида с поверхности загрязненного грунта в растительность влияет большое число разнородных физико-химических и биологических факторов. Анализ миграции радионуклида в почве и его накопления растениями позволяет предположить, что адекватной этому процессу будет мультипликативная модель. В частности, это означает, что распределение концентрации радионуклида в растительности будет подчинено логарифмически нормальному закону.

В табл. 6 представлены численные характеристики логарифмически нормального распределения содержания ^{137}Cs в исследуемых видах продукции. Видно, что максимальный разброс в оценках m_x значительно (примерно в 3 раза) превышает разброс σ для исследуемых видов растительности. Максимальный разброс σ не превышает 2 раз. Обращает на себя внимание как близость σ для моркови, огурцов и капусты, так и факт достаточно низкого значения этой величины (примерно в 2,5 раза меньше единицы). Для томатов σ примерно на 30% ниже, чем для указанной группы овощей.

Т а б л и ц а 6. Параметры логарифмически нормального распределения содержания радионуклидов в зелени и овощах из тепличного хозяйства Припяти, Бк/кг

Продукция	m	σ	m_x	σ_x	γ_1	γ_2
Зелень	3,97	0,665	66	49	2,7	15
Морковь	3,03	0,417	23	10	1,4	3,6
Огурцы	0,90	0,416	2,7	1,2	1,4	3,6
Капуста	2,47	0,417	13	5,7	1,4	3,6
Томаты	0,718	0,302	2,1	0,65	1,1	2,3

Представляет интерес сопоставить оценки σ для овощей со значениями этой величины для γ -излучающих нуклидов в грунте. Сравнительный анализ табл. 2, 6 показывает, что диапазон значений для этих величин, будучи достаточно узким (разброс σ в каждой группе данных не превышает 40%), почти перекрывается.

Подтверждением гипотезы о справедливости логарифмически нормального распределения активности ^{137}Cs в овощной продукции являются достаточно низкие коэффициенты асимметрии и эксцесса, а также близость численных оценок среднего и стандартного отклонения концентрации ^{137}Cs в различных овощах, полученных как непосредственно по экспериментальным данным, так и по формуле (1).

Основным источником поступления радионуклидов в растительную сельскохозяйственную продукцию является грунт тепличного хозяйства. По этой причине можно попытаться связать содержание ^{137}Cs в растительности и грунте линией регрессии (2), проходящей через начало координат (табл. 7). В этом случае параметр β имеет простой физический смысл — он представляет собой безразмерный коэффициент перехода радионуклида из грунта в растительность. В табл. 7 для сравнения представлены коэффициенты β , полученные по результатам исследования перехода ^{137}Cs в растительность из почв садового товарищества «Озерное», подсобного сельского хозяйства Чернобыльской АЭС (данные авторов) и Черниговской области [5].

Т а б л и ц а 7. Коэффициенты перехода ^{137}Cs из грунта в растительную продукцию

Продукция	Теплица	«Озерное»	Подсобное сельское хозяйство	
			Чернобыльской АЭС	Черниговской области
Зелень	0,024	0,23	—	—
Морковь	0,011	0,06	0,031	0,072
Капуста	$6,1 \cdot 10^{-3}$	0,23	0,043	0,058
Томаты	$6,3 \cdot 10^{-4}$	0,055	0,024	0,046
Огурцы	$7,5 \cdot 10^{-4}$	0,055	—	0,024

Из этой таблицы следует, что разброс в коэффициентах перехода для однотипной растительности при ее выращивании на разной почве не превышает нескольких раз (2—5 раз по исследуемым видам продукции). В то же время «тепличные» коэффициенты перехода для однотипной растительности в 10—100 раз ниже аналогичных значений, полученных для других почв. Этот результат трудно объяснить в предположении конденсационного загрязнения грунта тепличного хозяйства во время аварийного выброса в 1986 г.

В естественных условиях растениеводческая продукция выращивается с добавлением в почву органических и минеральных удобрений, торфокрошки, а также извести, в тепличном хозяйстве — гидропонным методом, где в качестве субстрата используется гравийный отсев диаметром от 5 до 15 мм и осуществляется ежедневная подача специального питательного раствора для поддержания жизнедеятельности растений, обеспечивается постоянный воздушно-тепловой режим. Иначе говоря, выращивание овощей в естественных условиях резко отличается от тепличного хозяйства.

Нахождение ^{137}Cs , в основном, в составе топливных частиц резко уменьшает его доступность для корневой системы по сравнению с конденсационным ^{137}Cs . Кроме того, после выхода этого радионуклида из частицы топливной композиции он интенсивно вымывается питательным раствором с поверхностей пор гравийного отсева.

Анализ табл. 8 показывает, что диапазон концентрации ^{137}Cs в зелени включает в себя временно допустимый уровень, совпадающий со средним значением этой величины, в моркови он располагается внутри диапазона непосредственно вблизи его правой границы. Правая граница диапазона концентрации ^{137}Cs в капусте, томатах и огурцах лежит значительно левее допустимого уровня. Из табл. 8 видно, что только в зелени из тепличного хозяйства среднее содержание ^{137}Cs совпадает с временным допустимым уровнем. В остальных исследуемых видах овощей концентрация этого радионуклида в 2 раза и более ниже.

Таким образом, с точки зрения нормирования содержания ^{137}Cs в овощной продукции нет возражений против использования продукции тепличного хозяйства в пищевом рационе персонала Чернобыльской АЭС.

Т а б л и ц а 8. Прогнозные оценки статистических характеристик содержания ^{137}Cs в овощах и зелени тепличного хозяйства, Бк/кг

Продукция	min	max	m_x
Зелень	26	140	62
Морковь	12	63	29
Капуста	6,7	35	16
Томаты	0,69	3,6	1,6
Огурцы	0,83	4,3	2,0

При поступлении радионуклидов в организм человека по пищевым цепочкам коллективная годовая эффективная доза H (чел.·Зв) рассчитывается по формуле $H = B_{ig} I_s$, где B_{ig} — коэффициент дозового преобразования при пероральном поступлении радионуклидов с водой или пищей, для ^{137}Cs его значение составляет 14 нЗв/Бк [6]; I_s — кумулятивное годовое поступление радионуклидов в организм людей вместе с загрязненной пищей. В рассматриваемом случае кумулятивное поступление в организм людей можно заменить суммарным содержанием радионуклидов в выращенной в тепличном хозяйстве сельскохозяйственной продукции. Тогда при любом распределении потребления зелени и овощей персоналом коллективная доза не меняется. С учетом этого выражения получено, что если тепличное хозяйство будет полностью круглогодично удовлетворять потребности персонала Чернобыльской АЭС в указанных видах овощной продукции, то годовая коллективная доза составит 0,038 чел.·Зв, средняя индивидуальная годовая доза облучения по этому пути воздействия — около 8 мкЗв.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Королюк В.С., Портенко Н.И., Скороход А.В., Турбин А.Ф. Справочник по теории вероятностей и математической статистики. Изд. 2-е. М.: Наука, 1985, с. 129.
2. Бегичев С.Н., Боровой А.А., Бурлаков Е.В. и др. Топливо реактора четвертого блока ЧАЭС (краткий справочник): Препринт ИАЭ-5268/3, 1991.
3. Рыбалко С.И., Скоробогатько Е.П. Физико-химические аспекты формирования и миграции радионуклидов: Препринт НПО «Припять», 1992.
4. Оценка ведущих дозообразующих факторов внешнего и внутреннего облучения с обеспечением индивидуально-группового биофизического контроля. Отчет ИБФ МЗ РФ, 1994.
5. Пристер Б.С., Лощилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Киев: Урожай, 1991.
6. Сборник правил и норм по радиационной безопасности в атомной энергетике. М., МЗ СССР, т. 3, 1989.

Поступила в Редакцию 27.08.96

Р е ф е р а т ы с т а т е й

УДК 621.039.5

Б о я р и н о в В.Ф. Применение метода поверхностных гармоник для решения нейтронно-физических задач с гетерогенностью типа ячейка—ТВС—реактор. — Атомная энергия, 1997, т. 82, вып. 3, с. 163—170.

Разработана методология поэтапного расчета реакторов с гетерогенностью типа ячейка — ТВС — реактор методом поверхностных гармоник. На примере расчета сборок РБМК показана работоспособность предложенной методики и ее преимущество по вычислительным затратам перед прямым расчетом по

мелкой сетке при сохранении той же точности. Проведено сравнение с традиционным методом гомогенизации. Существенное внимание уделено расчету различных реакций, а именно передаче матриц реакций от этапа расчета ячейки через этап расчета поличейки к этапу крупномасштабного расчета. Рис. 1, табл. 1, список лит. 13 назв.

УДК 621.039.51

Д у л и н В.А., П о л е в о й В.Б., Т а р а с о в а О.Б. Временное распределение мгновенных нейтронов в быстром реакторе с водородсодержа-