

О методе неразрушающих спектрометрических измерений (характеризации) объемного загрязнения грунта, бетона

Рассмотрены история и современное состояние метода КОРАД для неразрушающего измерения характеристик загрязнения почвы, бетона коллимированными спектрометрическими детекторами с минимальными предположениями о пространственном распределении загрязнения.

Ключевые слова:

радиоактивное загрязнение почвы, бетона, гамма-спектрометрия, измерения на месте.

**О.П.Иванов, В.Н.Потапов,
Е.А.Степанов**

(НИЦ «Курчатовский институт», г. Москва)

Определение объемного загрязнения радионуклидами различных сред (почва, бетон) неразрушающими методами является, несомненно, очень важной задачей. Она, конечно, не имеет универсального решения, но в течение последних десятилетий, начиная с Чернобыльской катастрофы, ведутся активные исследования в этом направлении. Именно с тех пор ведет свою историю метод, рассмотренный в предлагаемой работе.

При ликвидации последствий Чернобыльской аварии важной задачей было определить уровень загрязнения почвы основным нуклидом ^{137}Cs в единицах поверхностной активности. Этот уровень был критерием принятия многих административных решений (переселение, льготы). Через четыре года после аварии во многих местах было уже заметное

естественное заглубление нуклида (до 10 см и более), и, кроме того, возникли участки с заглублением в результате хозяйственной деятельности (при вспашке почвы заглубление достигало 30 см и более). Для решения поставленной задачи был разработан метод измерений без взятия проб почвы. Первоначально измерения проводились с использованием эмпирического прообраза метода с применением коллимированных сцинтилляционных спектрометрических детекторов (на основе NaI(Tl) 2"×2") и одноканального спектроанализатора. В результате экспериментов было установлено, что в области спектра 350–550 кэВ скорость счета слабо меняется (в пределах 30–35 %) с глубиной загрязнения до 30 см при неизменной суммарной поверхностной активности. После калибровки прибора эту скорость счета можно было перевести в значение уровня поверхностного загрязнения. Коллиматор детектора позволял иметь пространственное разрешение при измерениях примерно 1–2 м. С использованием такого метода были проведены измерения в 30-км зоне аварии, в населенных пунктах Гомельской и Брянской областей [1,2].

После первых успешных работ последовало развитие метода. В начале 90-х появились полноценные полевые спектрометры. Было проведено моделирование работы системы – расчет сигнала от заглубленного поверхностного источника в почве с разными профилями, в результате чего появилась методика, которая позволяла по измерениям скоростей счета детектора в двух областях аппаратного спектра (в фотопике – 600–700 кэВ и в комптоновской области – 400–600 кэВ) определять суммарную поверхностную активность выпадения и довольно точно оценивать толщину загрязненного слоя почвы. Для проведения измерений не требуются знания о параметрах почвы (состав, плотность, влажность). Исключение составляет определение глубины

загрязнения в метрических единицах (м, см), т. к. здесь требуется знание плотности почвы. Этот вариант измерений был назван методом КОРАД (сокращение от выражения КОллимированный РАДиометр) [3,4].

Позднее были проведены исследования по учету влияния излучения естественных радионуклидов на результаты измерений (требуется учитывать его вклад при низких уровнях загрязнения). Был разработан алгоритм, позволяющий определять наличие и оценивать толщину относительно чистого верхнего слоя грунта, находящегося над загрязненным слоем [5-7]. Был реализован метод оценки активности других распространенных долгоживущих техногенных нуклидов – Co-60 и изотопов Eu.

Все эти варианты метода КОРАД применялись при работе различных экологических экспедиций в России [8,9]. Традиционным способом определения основных количественных характеристик и параметров распределения радионуклидов в среде является метод пробоотбора, однако он малопроизводителен и трудоемок. Поэтому в таких ситуациях радиометрические методы обследования загрязненных территорий являются более оперативными, позволяя производить тысячи измерений за один полевой сезон.

В настоящее время метод применяется при выводе из эксплуатации объектов использования атомной энергии (ВЭ ОИАЭ) [10,11,16-19].

В процессе вывода из эксплуатации ОИАЭ осуществлялась дальнейшая модификация этого метода. Ниже будут даны результаты последних исследований, связанных с нахождением профиля загрязнения с помощью решения обратной задачи и его восстановления из регистрируемого спектра, который рассматривается как суперпозиция спектров от тонких загрязненных слоев грунта, имеющих искомое распределение удельной активности.

В последние десятилетия развиваются и другие подходы к задаче определения объемного загрязнения радионуклидами различных сред (грунт, бетон, другие строительные конструкции) неразрушающими спектрометрическими методами.

Основы метода КОРАД

Основы метода измерения рассмотрим на примере загрязнения почвы только радионуклидом ^{137}Cs . Задачей методики измерения является указание способа определения поверхностной активности и оценки величины заглупления в верхнем слое почвы или бетона. Для решения этой задачи предлагается использовать две энергетические области аппаратного спектра коллимированного детектора. Условная схема измерения по методу КОРАД представлена на рис. 1.

Для реализации такого метода нужно проводить два измерения – основное без заглупшки и дополнительное (фоновое) с заглупшкой. В этом случае разностный спектр, в основном, формируется только теми гамма-квантами, которые прошли через коллиматор детектора, т. е. исключается влияние излучения, прошедшего через защиту.

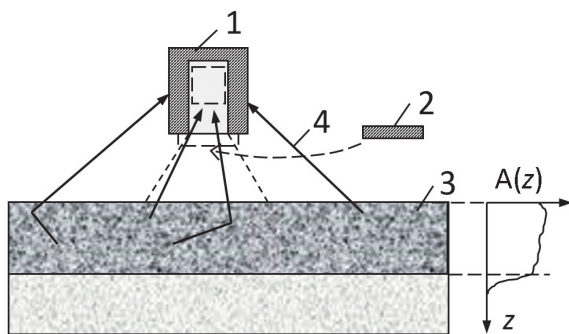


Рис.1. Геометрия измерения коллимированным спектрометрическим детектором.

1 – спектрометрический детектор с защитой и коллиматором; 2 – заглупшка коллиматора; 3 – загрязненный слой с распределенной объемной активностью ^{137}Cs в почве; 4 – гамма-кванты нерассеянного и рассеянного излучения, регистрируемые детектором.

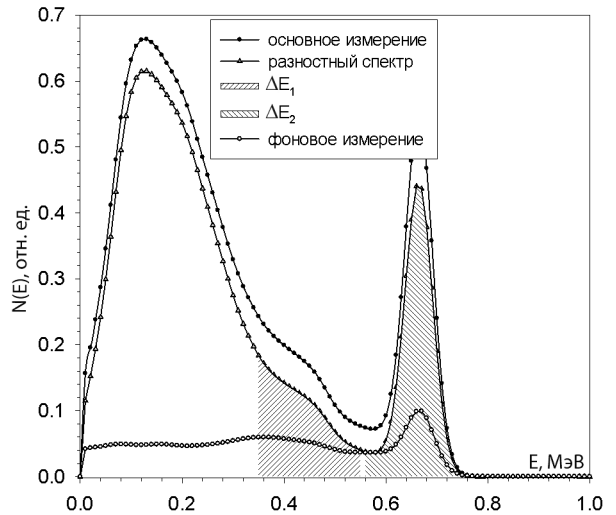


Рис.2. Аппаратурные спектры основного, фонового измерений и разностный спектр с указанием двух энергетических областей ΔE_1 и ΔE_2 , используемых в методе КОРАД.

Для определения поверхностной активности и оценки глубины проникновения ^{137}Cs в почве достаточно использовать два энергетических интервала разностного аппаратного спектра ΔE_1 и ΔE_2 (рис. 2). Энергетическая область спектра ΔE_2 соответствует пику полного поглощения излучения с энергией 662 кэВ. В энергетическом интервале ΔE_1 осуществляется регистрация как нерассеянного (комptonовская часть спектра), так и рассеянного в почве излучения ^{137}Cs .

Размер и положение энергетических областей, а также необходимые для реализации методики соотношения и зависимости были определены с помощью математической модели, основанной на использовании метода Монте-Карло.

Очевидно, что скорости счета и в первом, и во втором интервале спектра зависят от значения поверхностной активности загрязненной почвы. Однако скорость счета в пике полного поглощения уменьшается с глубиной проникновения загрязнения в почву приблизительно экспоненциально. В комptonовском диапазоне спектра скорость счета более слабо зависит от глубины за счет увеличения вклада рассеянного

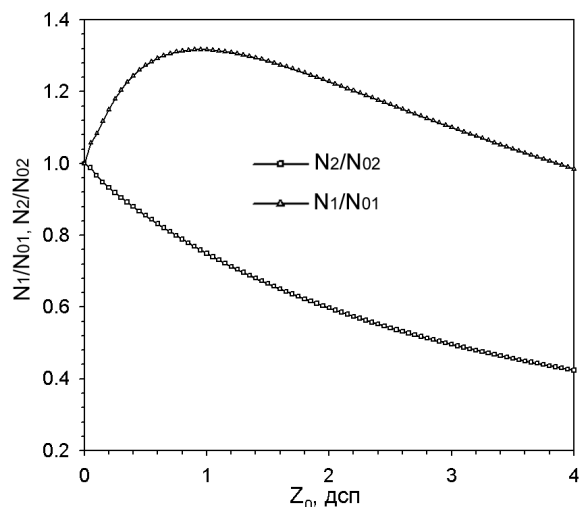


Рис.3. Зависимости нормированных значений скоростей счета в энергетических областях спектра ΔE_1 и ΔE_2 от величины равномерного заглубления Z_0 радионуклидов в почве.

в почве излучения (рис.3). Последнее обстоятельство было обнаружено эмпирически и, как отмечалось выше, использовалось на первых этапах работ при обследовании территорий, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

На рис.3 представлены нормированные изменения скоростей счета, т. е. величины N_1/N_{10} и N_2/N_{20} , где N_{10}, N_{20} – скорости счета в соответствующих энергетических областях ΔE_1 и ΔE_2 для случая тонкого поверхностного загрязнения почвы (незаглубленные радионуклиды).

Так как изменения N_1 и N_2 , по мере заглубления ^{137}Cs , происходят по разным законам, то отношение N_1/N_2 не зависит от общей активности радионуклидов, а зависит только от их заглубления. Последнее обстоятельство позволяет оценивать как заглубление, так и восстанавливать истинную поверхностную активность при проникновении радионуклидов в почву (скорректировать ее величину с учетом заглубления).

Формально эта процедура осуществляется следующим образом. Прибор калибруется путем определения коэффициентов α и β , для которых выполняется условие:

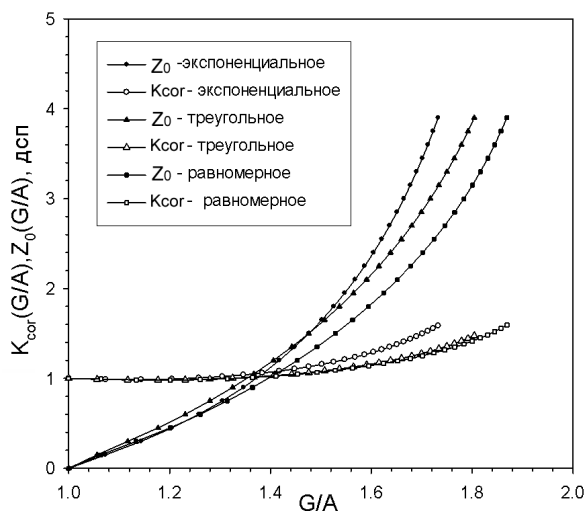


Рис.4. Зависимости коэффициента коррекции K_{cor} и параметра глубины Z_0 от величины G/A для различных распределений ^{137}Cs в почве.

$$\alpha N_{10} = \beta N_{20} = A_0,$$

где N_{10}, N_{20} – указанные выше скорости счета в энергетических областях спектра ΔE_1 и ΔE_2 , а A_0 – поверхностная активность ^{137}Cs плоского калибровочного источника (в дальнейшем значения коэффициентов α и β определяются в пересчете на единичную поверхностную активность, например, $A_0 = 1$ кБк/м²). Таким образом, для незаглубленного загрязнения поверхностная активность может быть определена через $G = \alpha N_1$ или $A = \beta N_2$ (при этом $G = A$).

При измерениях в реальных условиях, когда цезий каким-либо образом распределен по глубине в почве, определять поверхностную активность цезия нужно через скорректированное значение G^* согласно выражению:

$$G^* = G \times K_{cor}(G/A),$$

где $K_{cor}(G/A)$ – коэффициент коррекции, учитывающий изменение скорости счета N_1 по мере проникновения цезия в почву.

Как отмечалось выше, степень проникновения (толщина слоя цезия в почве) определяет величину отношения N_1/N_2 (или с точностью до константы G/A), поэтому коэффициент коррекции K_{cor} является функцией G/A .

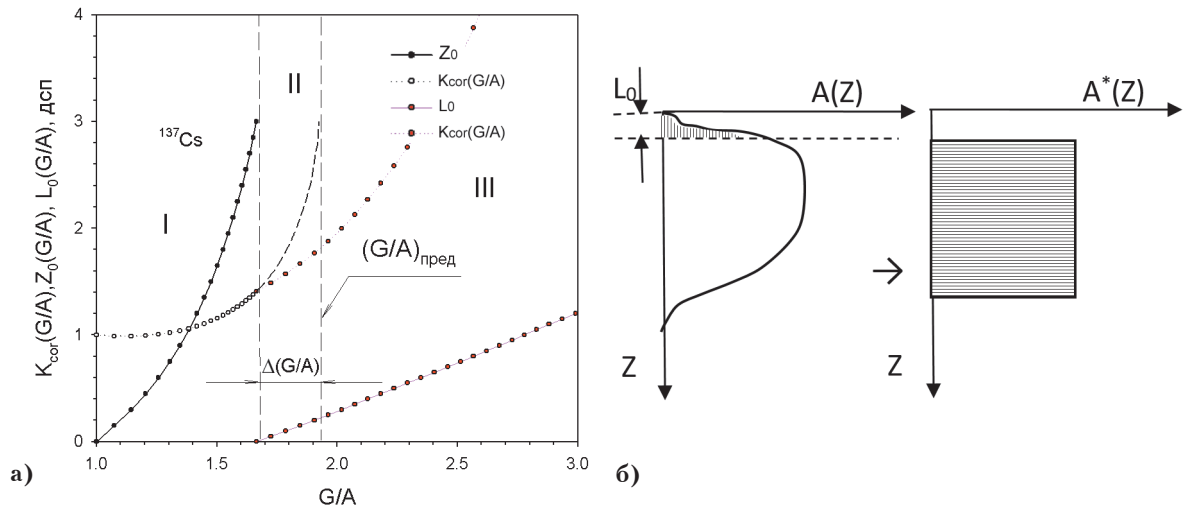


Рис. 5. Зависимости корректирующего множителя K_{cor} и параметров заглупления Z_0 и L_0 от величины (G/A) для равномерного характера распределения радионуклидов по глубине (а). Схема замены реального распределения по глубине эквивалентным (б).

Аналогичным образом оценивается глубина проникновения ^{137}Cs в почву. Для этого расчетным путем устанавливается зависимость:

$$Z_0 = f(G/A),$$

по которой и определяется параметр заглупления Z_0 , который выражен в длинах свободного пробега (дсп) гамма-квантов с энергией 662 кэВ. Для перевода значений этого параметра в см можно воспользоваться выражениями:

- для почвы: $Z_0 [\text{см}] = 10,3 \cdot (\rho_0/\rho) \cdot Z_0 [\text{дсп}]$ ($\rho_0 = 1,25 \text{ г/см}^3$);
- для бетона: $Z_0 [\text{см}] = 5,5 \cdot (\rho_0/\rho) \cdot Z_0 [\text{дсп}]$ ($\rho_0 = 2,35 \text{ г/см}^3$). Здесь ρ – реальное значение плотности почвы (бетона).

Важным моментом этой методики является то, что функции $K_{cor}(G/A)$ и $f(G/A)$ слабо зависят от вида распределения радионуклидов по глубине, что позволяет в конечном счете определять характеристики загрязнения без априорной информации о характере заглупления. Здесь, конечно, речь идет только об основных наиболее типичных распределениях: равномерном, треугольном и экспоненциальном, т. к. формируются они изначально поверхностным загрязнением, например, в результате аварийных выпадений, наподобие

чернобыльских. В подтверждение этому на рис.4 представлены зависимости этих функций для указанных трех распределений.

Параметр глубины проникновения Z_0 для каждого рассмотренного профиля соответствует глубине, в которой содержится более 90% общей активности загрязненного слоя почвы.

Загрязнение грунта с относительно чистым верхним слоем

Описанный выше способ позволяет определять поверхностную активность ^{137}Cs в слое почвы толщиной до 3-х длин свободного пробега, т. е. в основном дозообразующем слое в 25–35 см. Ограничение толщины слоя обусловлено тем, что более глубокие нижние слои, содержащие радионуклиды ^{137}Cs , становятся малоинформативными в силу экранирования их излучения верхним слоем почвы, в котором содержится основная доля активности. Эффект экранирования приводит к тому, что существует предельное значение величины $(G/A)_{пред}$ при формальном изменении $Z_0 \rightarrow \infty$. На рис.5 приведены зависимости $K_{cor}(G/A)$ и $Z_0(G/A)$ для более общего случая, т. е. широкого диапазона глубин и характера загрязнения. На этом рисунке область I соответствует

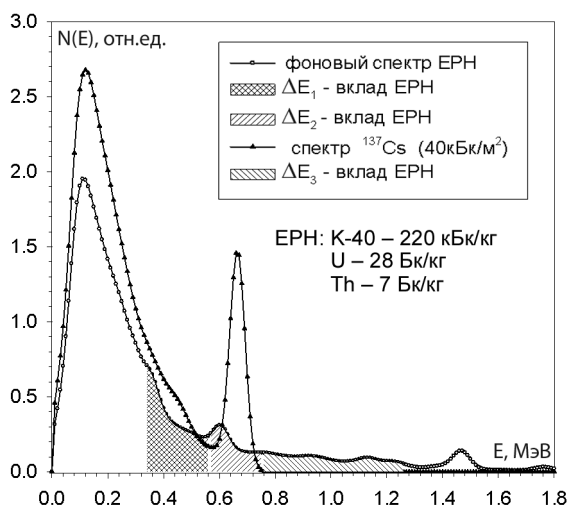


Рис. 6. Аппаратурные спектры излучения ЕРН и ^{137}Cs (поверхностная активность 40 кБк/м²).

диапазону изменения величины G/A при равномерном заглублении радионуклидов до 3-х длин свободного пробега. Изменению Z_0 от 3-х дсп до ∞ соответствует узкий диапазон $\Delta(G/A)$, отмеченный на рис.5 областью II. Однако, как показали результаты измерений на естественных загрязненных площадках, очень часто экспериментально определяемые значения (G/A) превышают предельное зна-

чение $(G/A)_{пред}$. Анализ этих ситуаций показал, что возникают они, когда распределение радионуклидов по глубине можно охарактеризовать наличием чистого или условно чистого верхнего слоя над загрязненным участком почвы [5-7]. На рис.5б этот выделенный слой отмечен символом L_0 , который формально обозначает его толщину. При возникновении такой ситуации, т. е. когда $(G/A) > (G/A)_{пред}$, это является признаком наличия чистого или условно чистого верхнего слоя, толщину которого L_0 и коэффициент коррекции K_{cor} можно определить из соответствующих зависимостей, показанных на рис.5а в области II и III. Область II является переходной, для которой нет однозначности в характере распределения радионуклидов по глубине, поэтому при попадании значения (G/A) в этот интервал возникает неопределенность с наибольшей погрешностью определяемых величин. Для области III эта неопределенность меньше и связана, в основном, с потерей информации о толщине слоя загрязнения, тем не менее, позволяющая определять поверхностную активность и давать

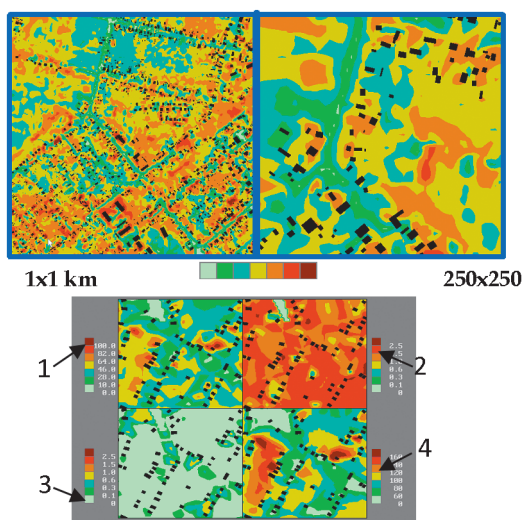


Рис. 7. Пример применения метода КОРАД при измерениях загрязнений ^{137}Cs после Чернобыльской аварии в городе Новозыбков Брянской области, Россия (1993 г.). Слева – фотография первого варианта коллимированного детектора на треноге с портативным МКА [14]. Справа – фрагменты карт загрязнения. 1 – поверхностная активность (мкКи/м²), 2 – заглубление (дсп), 3 – толщина чистого слоя (дсп), 4 – мощность дозы (мкР/ч).

оценку толщины чистого или условно чистого верхнего слоя почвы L_0 .

Формально эта процедура соответствует переходу от реального распределения $A(Z)$ к эквивалентному $A^*(Z)$ с равномерным законом распределения и наличием чистого слоя толщиной L_0 (рис.5б).

С помощью этого метода были проведены многочисленные измерения на различных загрязненных территориях и сопоставления с результатами традиционного метода пробоотбора, которые показали хорошую сходимость, при этом среднестатистический разброс значений результатов измерений составил порядка 25% [12,13]. Учитывая различную представительность этих двух методов, этот результат можно считать весьма успешным.

Развитие метода

При низком уровне загрязнения ^{137}Cs в почве заметное влияние на результаты измерений может оказывать излучение естественных радионуклидов (ЕРН). На рис.6 показан вклад фонового излучения ЕРН в рабочие энергетические области (заштрихованные области).

Учет влияния излучения естественных радионуклидов ^{40}K и ^{238}U , ^{232}Th вместе с их дочерними продуктами распада можно осуществлять двумя способами.

Первый способ связан с использованием предварительных измерений фонового спек-



Рис.8. Система на основе коллимированного детектора LaBr_3 и многоканального анализатора Inspector-1000.

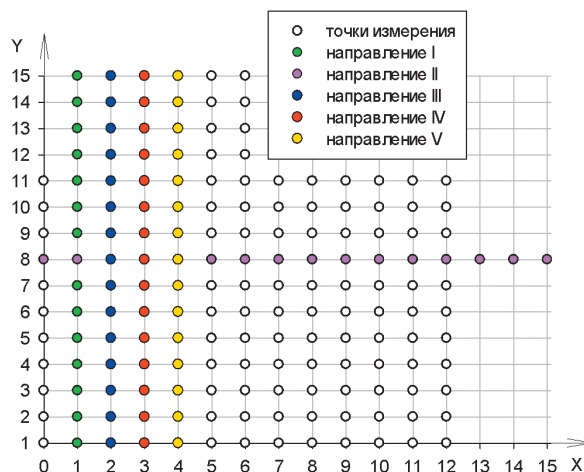


Рис.9. Схема расположения точек измерения на бетонном полу в помещении реакторного здания.

тра ЕРН на чистом участке почвы (бетона) и последующего учета вклада ЕРН при дальнейших измерениях путем вычитания соответствующих фоновых подложек в рабочих энергетических интервалах спектра ΔE_1 и ΔE_2 .

Второй способ основан на использовании дополнительного энергетического интервала ΔE_3 (рис.6) в высокоэнергетической области спектра, где отсутствует вклад излучения ^{137}Cs .

Недостатком первого подхода является отсутствие его универсальности. При изменении типа почвы может заметно измениться состав ЕРН, что приведет к методической погрешности измерений. Достоинством этого подхода является возможность предварительного измерения фонового спектра с хорошей статистикой (большим временем экспозиции), что позволит учитывать влияние ЕРН с минимальной погрешностью.

Второй подход хотя и является более универсальным, т. е. учитывает изменение состава ЕРН в бетоне, но осуществляет это с некоторой погрешностью, как методической, так и статистической. Методическая погрешность обусловлена тем, что одним энергетическим интервалом ΔE_3 оценить влияние излучения ЕРН в области интереса (фоновые подложки

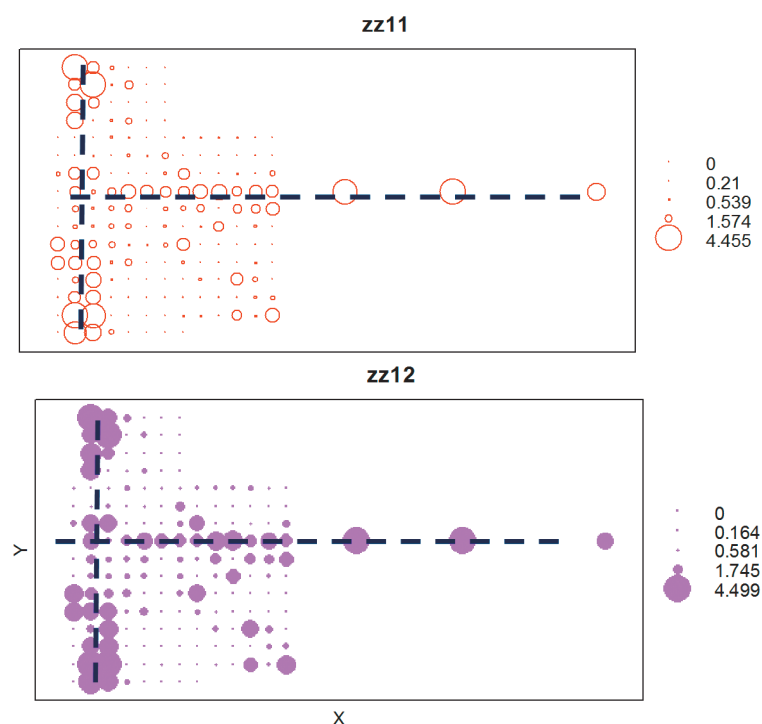


Рис.10. Карты обобщенной глубины загрязнения Z^* , построенной для $k = 1$ (вверху) и $k = 2$ (внизу).

в интервалах ΔE_1 и ΔE_2) при различном соотношении активностей ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th корректно невозможно. Однако при определенном подборе положения и величины интервала ΔE_3 можно добиться минимального влияния излучения ЕРН. Отсутствие полной компенсации излучения ЕРН приводит к методической погрешности, которая ограничивает значение минимально измеряемой активности радионуклида цезия. По нашим оценкам, эта величина составляет порядка ~ 20 кБк/м².

При реализации описанного метода измерения были созданы приборные средства с различными типами коллимированных детекторов. В частности, использовались как сцинтилляционные детекторы (NaI(Tl)+ФЭУ, CsI(Tl)+pin фотодиод, LaBr₃+ФЭУ), так и полупроводниковые – на основе HPGe [16].

При измерении исторических загрязнений (экология, объекты наследия, вывод из эксплуатации) встречаются загрязнения, содержа-

щие несколько нуклидов. Как правило, это нуклиды ^{137}Cs и ^{60}Co . Рассмотренный подход был обобщен на случай содержания обоих нуклидов при определении характеристик загрязнения по данным спектрометрических измерений. В данной работе описание этого подхода на более общую ситуацию не рассматривается.

Применение этого метода началось с измерения ^{137}Cs при черномыльских выпадениях с использованием коллимированного детектора NaI(Tl) 2" (рис.7) [14]. Результаты типичных измерений на загрязненной местности включают первичные данные:

- глубину загрязненного слоя;
- поверхностную активность нуклида;
- оценку толщины возможного чистого слоя над загрязненным;
- рассчитанную карту мощности дозы гамма-излучения, вызванной загрязнением.

Пример результатов таких измерений показан на рис.7.

Измерения загрязненного бетона на объектах ИАЭ

При измерениях бетона на объектах использования атомной энергии часто встречаются немонотонные профили загрязнения грунта по глубине. Они являются результатом наложения чистых слоев на старые загрязнения. Также такие профили загрязнения связаны с наличием течей систем специальной канализации для радиоактивных жидкостей, которые приводят к объемным загрязнениям бетона. Все эти условия создают сложные профили загрязнения. Рассмотрим измерения загряз-

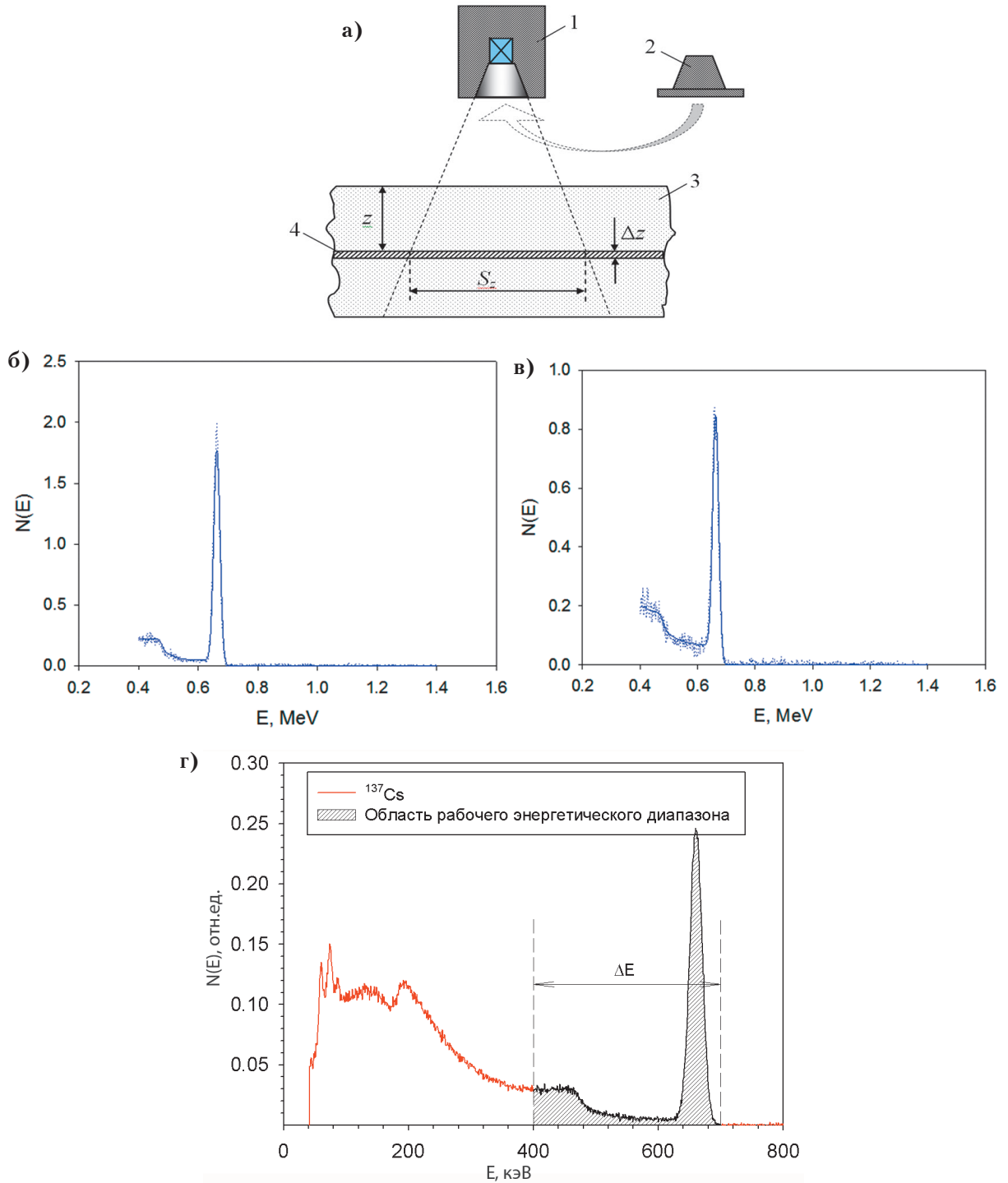


Рис.11. Схема подхода к определению профиля загрязнения объекта с помощью итерационной обработки измеренного спектра. а) расположение детектора и загрязненного радиоактивным веществом слоя объекта: 1 – детектор в коллиматоре; 2 – заглушка для получения фонового спектра; 3 – исследуемый объект (грунт); 4 – тонкий загрязненный слой грунта ΔZ на глубине Z . б) – часть аппаратного спектра в области ΔE от незаглубленного слоя $Z = 0$; в) – то же для заглубленного слоя на глубине $Z = 0,75$ dsp; г) – реальный аппаратный спектр с указанием рабочей области спектра ΔE , используемой в процедуре восстановления профиля загрязнения.

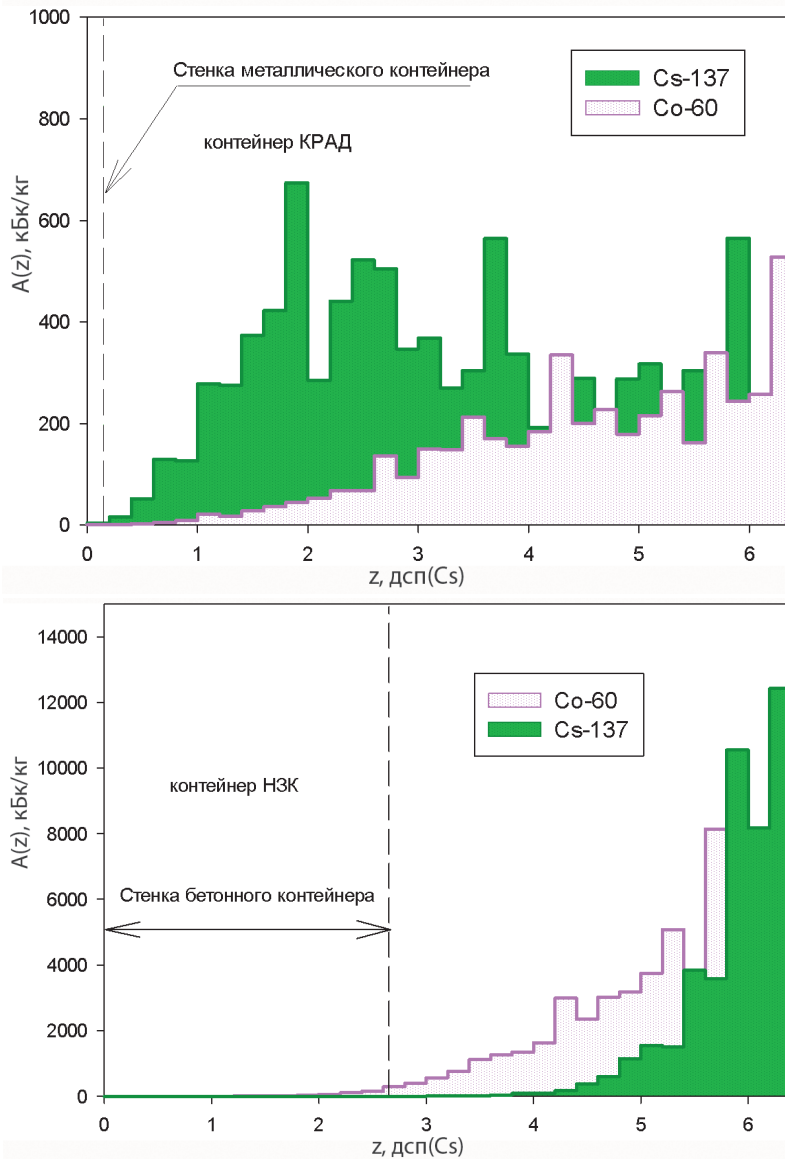


Рис.12. Профиль распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{60}Co в массиве радиоактивных отходов, упакованных в контейнеры двух разных типов.

нения бетонного пола одного из помещений исследовательского реактора. Измерения проведены системой, использующей коллимированный сцинтилляционный детектор LaBr_3 (1,5'x1,5') – рис.8. Расположение точек измерений (шаг 50 см) представлено на рис.9. После обработки измеренных спектров было определено, что загрязнение обусловлено нуклидами ^{137}Cs и ^{60}Co , и были определены характеристики загрязнения этими нуклидами. Главной задачей измерений было опре-

делить расположение в полу трубопроводов специальной канализации, по которым из реакторных помещений отводились жидкие РАО.

Первоначальные карты глубины загрязнения обоими нуклидами имели нерегулярный характер. Используя такие карты, было трудно определить расположение трубопроводов. Для четкого проявления места их расположения были рассчитаны обобщенные глубины загрязнения Z^* , определяемые по глубине для ^{137}Cs и ^{60}Co по формуле:

$$Z^* = (Z_{\text{Cs}} + kZ_{\text{Co}}) / (k+1),$$

где k – порядка единицы.

Карты обобщенной глубины загрязнения Z^* приведены на рис.10. Как видно из данных на рис.10, введение «обобщенной» глубины проникновения загрязнения позволяет сделать более обоснованное предположение о месте расположения трубопроводов. Скорее всего, они расположены там, где нарисованы вертикальные и горизонтальные пунктирные

линии на карте, на которых случайный характер глубины проникновения в бетон превращается в регулярные линейные структуры. Эти данные подтвердились после проведения работ по удалению загрязненного бетона.

Проблема характеристики при сложном профиле загрязнения. Решение обратной задачи восстановления профиля

На рис.5 показано отношение сигналов G/A (Комптон/Фотопик) для различных соотно-

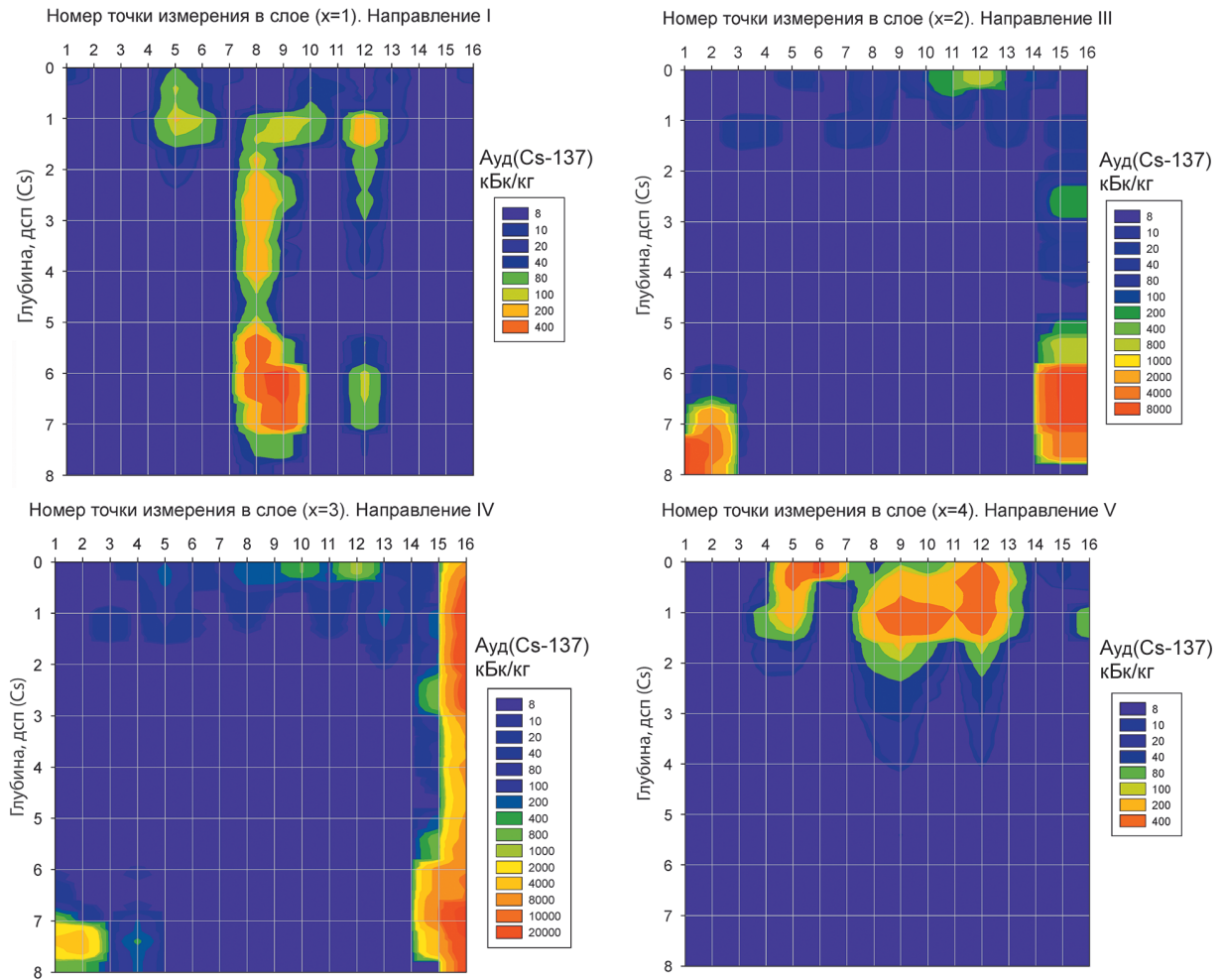


Рис.13. Распределение удельной активности ^{137}Cs по глубине в бетонном полу реакторного помещения.

шений толщин чистого и загрязненного слоев. График иллюстрирует возможную неоднозначность оценки глубины загрязнения с использованием первоначального подхода. Характеризация загрязнения объектов предполагает процедуру оценки профиля загрязнения по глубине и величины уровней удельной активности. Здесь рассматривается другой подход к решению такой задачи. Сложное распределение удельной активности загрязнения $A(z)$ можно найти путем решения обратной задачи нахождения профиля при рассмотрении экспериментального спектра $N(E)$ как свертки спектров $g(z, E)$ от тонких источников, расположенных на различной глубине:

$$N(E) = \int_0^{Z_{max}} A(z)g(z, E)dz \cong \sum_{i=1}^N A(z_i)g(z_i, E)\Delta z.$$

В этом подходе профиль $A(z)$ определялся при решении интегрального уравнения с использованием итерационного метода, в частности, метода максимального правдоподобия [15].

Основной причиной применения такого итерационного подхода является необходимость определения более точного профиля удельной активности для планирования работ по удалению загрязненного бетона.

Общая схема реализации этого подхода представлена на рис.11. Здесь показаны схема измерений и положение загрязненного радиоактивным веществом слоя объек-

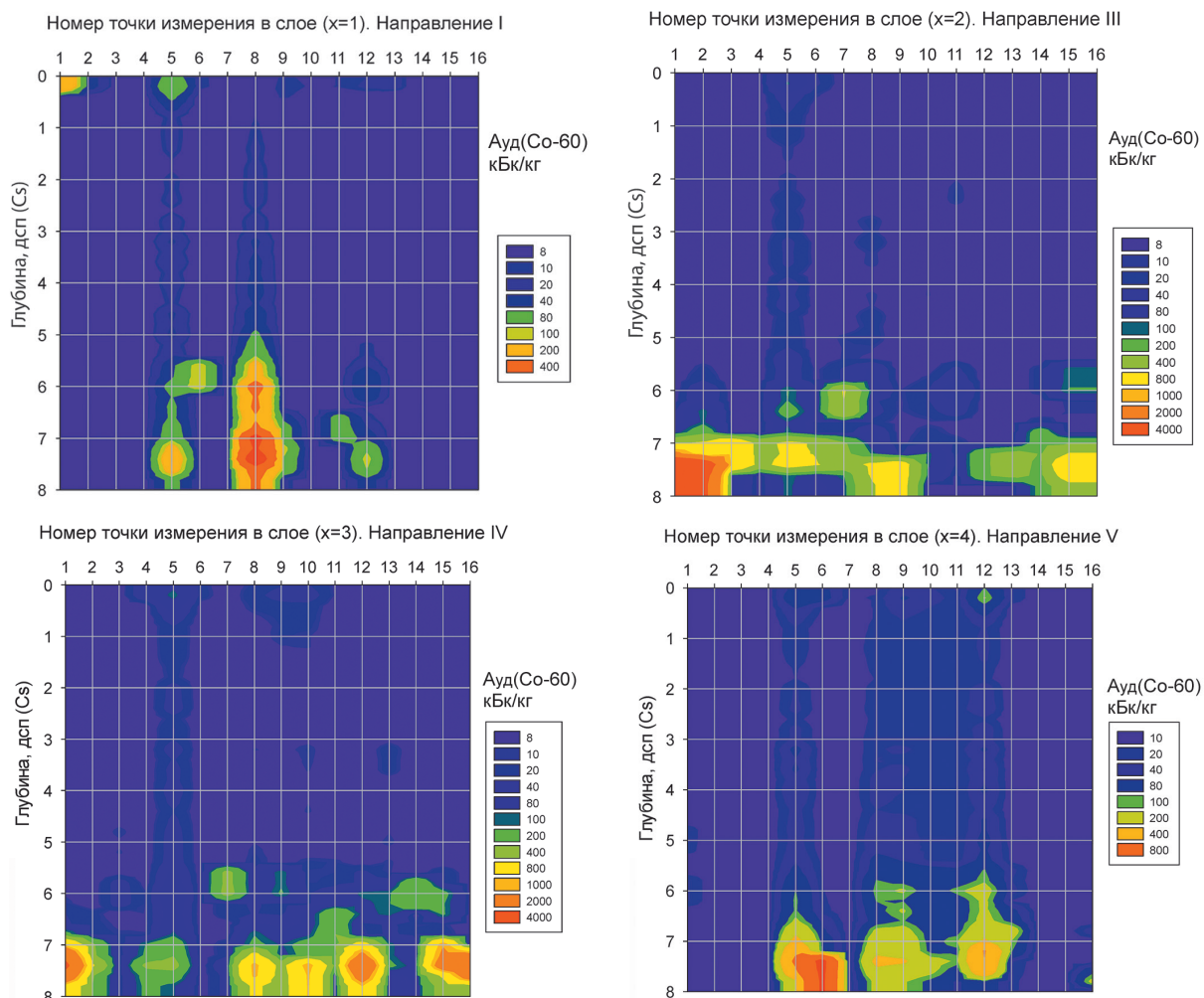


Рис.14. Распределение удельной активности ^{60}Co по глубине в бетоне пола комнаты реакторного помещения.

та, спектры для расположения загрязненного слоя на различной глубине ($Z=0$ и $Z=0,75$ дсп), типичный реальный спектр, сформированный некоторым загрязненным объектом, и энергетическая область спектра, используемая в процедуре восстановления профиля загрязнения. Следует отметить, что в процессе восстановления рассматривался не весь спектр, а только та его часть, которая наиболее чувствительна к положению по глубине загрязненного слоя.

Первые практические результаты применения этого метода были получены при определении профиля удельной активности отходов, помещенных в контейнеры различных типов.

Профили удельной активности для РАО в металлическом контейнере (толщина стенки 4 мм) и в бетонном контейнере (толщина стенки 150 мм) приведены на рис.12.

На рис.13 и 14 приведены результаты обработки экспериментальных спектров от загрязненного бетона итерационным методом. Результаты этих же измерений в том же помещении реакторного здания после обработки методом КОРАД уже были представлены на рис.10. На рисунках показано распределение по глубине удельной активности ^{137}Cs и ^{60}Co вдоль измерительных линий I, III, IV, V, расположение которых отмечено на рис.9.

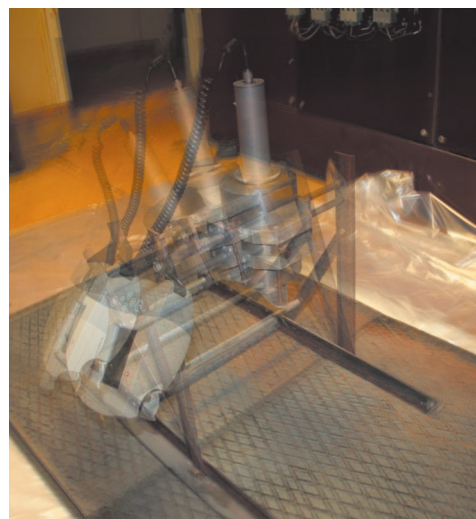
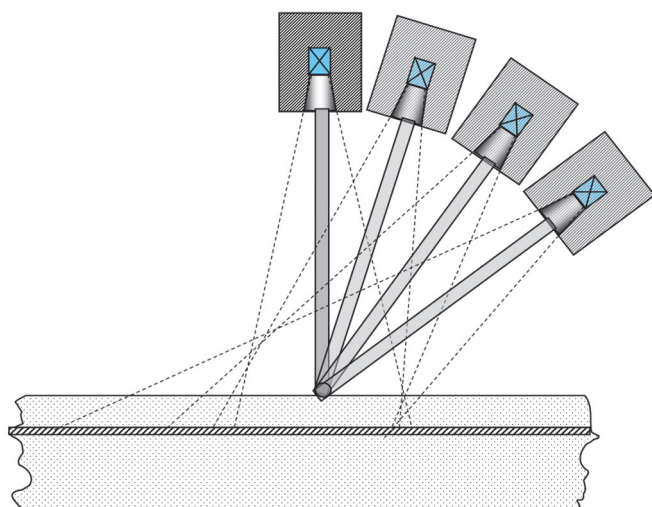


Рис.15. Схема измерений для нескольких углов наклона детектора к поверхности (слева) и проведение калибровки системы с поворачивающимся детектором на контрольных источниках (справа).

Недостатком этого способа является его неустойчивость, т. к. восстановление профиля загрязнения связано с решением интегрального уравнения, которое относится к классу некорректных задач. Кроме того, для его реализации требуется информация о спектрах $g(z, E)$ тонких источников, расположенных на различной глубине z . Для получения такой информации используется метод Монте-Карло, что заметно усложняет реализацию этого подхода.

Система с изменением наклона оси детектора к нормали

Для улучшения устойчивости решения итерационного метода и статистики данных измерений можно применить подход для получения большей информации путем использования множественных измерений. Увеличения числа измерений, т. е. получения дополнительной информации, может быть реализовано на схеме измерений, показанной на рис.15. Детектор устанавливается на поворачивающейся раме, и для выбранной точки измерений производится несколько наборов спектров при различном расположении оси коллиматора относительно нормали к поверхности. Во всех

положениях детектора направление оси системы проходит через одну и ту же точку на исследуемой поверхности.

Восстановление профиля загрязнения проводится в рамках тех же алгоритмов, что и для одного – вертикального положения детектора над объектом. В этом случае рассчитывается обобщенная матрица $g_k(z, E)$, которая учитывает число положений детектора при измерениях – k , а используемый при расчетах спектр $N_k(E)$ становится расширенным спектром.

Проведены пробные измерения с тестовыми плоскими источниками и листами железа различной толщины. По этим данным построены спектры для нескольких профилей и проведены расчеты профилей путем решения уравнения при разных параметрах модели: числа и толщины слоев, рассматриваемых в решении, и общей глубины, для которой определяется удельная активность; числа спектров, используемых в расчетах.

Из проведенных измерений и расчетов можно сделать вывод, что качество восстановленного профиля распределения загрязнения по глубине зависит от числа используемых в расчетах спектров, соответствующих разным

угловым положениям детектора, но при этом качественная картина сохраняется.

Выводы

Метод неразрушающих (*in-situ*) измерений загрязнения грунта, бетона продемонстрировал свою эффективность при измерении характеристик как старых исторических радиоактивных загрязнений, возникших в результате аварийных случаев, так и относительно новых загрязнений, характерных для вывода из эксплуатации ядерных установок.

Следует обратить особое внимание на возможность применения этого эффективного и недорогого метода измерений не только для

исследования загрязнения окружающей среды, но и характеристики загрязненного бетона при проведении работ по выводу из эксплуатации АЭС и других ОИАЭ [16-19].

Метод может быть использован не только для получения информации о загрязнении рассматриваемых объектов. Из-за неразрушающего характера его можно использовать для изучения динамики загрязняющих веществ в природе, например, на пойменных участках рек с учетом их ландшафтных особенностей.

Благодарности. Работа выполнена при поддержке НИЦ «Курчатовский институт» (приказ от 14.08.2019 N 1808).

Литература

1. Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н. и др. Применение метода полевой гамма-спектрометрии для целей радиационного мониторинга загрязненных территорий. Всероссийская конференция «Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения». Тезисы докладов. 1995, М., НМЦ Голицино. С. 10.
2. Говорун А.П., Иванов О.П., Ликсонов В.И. и др. Пространственное распределение Cs-137 в почве и оценка затрат на проведение дезактивационных работ в селах Заборье и Яловка Брянской области. Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы. Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Часть 1. 15-17 мая 1996, Брянск. С. 13-14.
3. Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н. и др. Метод определения плотности загрязнения и оценка глубины проникновения в почву. М.: Атомная энергия. Т. 78, п. 3, 1995. С. 199-204.
4. A.V. Chesnokov et al., «Method and device to measure ¹³⁷Cs soil contamination in-situ», *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. Section A*, vol. 420, Nos. 1-2, pp. 336-344, 1999.
5. A.V. Chesnokov, V.I. Fedin, A.P. Govorun et al., «Collimated Detector Technique for Measuring a ¹³⁷Cs Deposit in Soil under a Clean Protected Layer», *Applied Radiation and Isotopes*, vol. 48, no. 9, pp. 1265-1272, 1997.
6. A.V. Chesnokov, A.P. Govorun, O.P. Ivanov, et al., «Technique for In Situ Measurement of ¹³⁷Cs Deposit in Soil Under Clean Protected Layer», *IEEE Transactions on Nuclear Science*, vol. 44, no. 3, part I, pp. 769-773, 1997.
7. Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н., и др. Метод определения плотности загрязнения и оценка глубины проникновения в почву ¹³⁷Cs // Атомная энергия. Март 1995. N 3. Т. 78. С. 199-204.
8. V.G. Linnik, J.E. Brown, M. Dowdall et al., «Patterns and Inventories of Radioactive Contamination of Island Sites of the Yenisey River, Russia», *Journal of Environmental Radioactivity*, no. 87, pp. 188-208, 2006.
9. Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н. Оценка современной динамики осадконакопления в пойме р. Енисей на основе ландшафтно-гидрологического, литологического и радиометрического анализа (на примере острова Черемухов) // Геоморфология. 2005. N 3. С. 42-51.

10. Волков В.Г., Потапов В.Н., Иванов О.П. и др. Новые приборы и системы радиационного контроля и их использование при проведении реабилитационных работ на территории временных хранилищ радиоактивных отходов РНЦ «Курчатовский институт». В сб.: 7-я Межд. конф. «Безопасность ядерных технологий: обращение с РАО», С.-Пб., 27 сентября – 1 октября 2004. С. 371-378.
11. Волкович А.Г., Волков В.Г., Данилович А.С. и др. Использование новых приборов и систем для радиационных измерений при проведении реабилитационных работ в РНЦ КИ. Тезисы докл. Межд. конф. «Ядерная энергетика в Республике Казахстан. ЯЭ-2005», г. Курчатов, Казахстан, 30 мая – 3 июня 2005. С. 88-89.
12. Мартыненко В.П., Линник В.Г., Говорун А.П., Потапов В.Н. Сопоставление результатов полевой радиометрии и отбора проб при исследовании распределения ^{137}Cs в почвах Брянской области // Атомная энергия. 2003. N 4. Т. 95. С. 312-319.
13. K. Heinemann and R. Hille, «Determination of soil contamination by the CORAD system in comparison with the other methods», *Kerntechnik*, vol. 62, no. 2–3, pp. 113-118, 1997.
14. Говорун А.П., Ликсонов В.И., Ромашко В.П. и др. Спектрально-чувствительный переносной коллиматорный гамма-радиометр «КОРАД» // ПТЭ. 1994. N 5. С. 207-208.
15. Потапов В.Н., Игнатов С.М., Иванов О.П. и др. Комбинированный спектрометрический детектор быстрых нейтронов // ПТЭ. 2015, N 3. С. 26-34.
16. C. Mahe, F. Lamadie, C. Le Goaller. Recent Advances in Low-Level Nuclear Measurements at CEA-9212. Proceeding on CD WM2009 Conference. 1–5 March, 2009, Phoenix, AZ.
17. A. Stepanov et al. Development and Application of Collimated Spectrometric Systems for the Characterization of Radioactive Contamination of Decommissioned Facilities. WM2015 Conference, 15–19 March, 2015, Phoenix, Arizona, USA. URL: <https://xcdsystem.com/wmsym/archives//2015/papers/15030.pdf> (дата обращения 11.04.2020).
18. V. Stepanov, V. Potapov, O. Ivanov et al. The development of non destructive remote measurement method of concrete contamination, Proc. of 15-th Intern. Conf. on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, ICEM'13. Brussels, Belgium, 08–12 September, 2013. CD-ROM.
19. V. Potapov, O. Ivanov, E. Stepanov et al. Non-destructive spectrometric methods for in-situ characterization of volume concrete contamination. Int Conf DEM 2018. Dismantling Challenges: Industrial Reality, Prospects and Feedback Experience. France, Avignon, 2018. 22–24 October. P. 078.

On the Method of Non-Destructive Spectrometric Measurements (Characterization) of Volumetric Contamination of Soil, Concrete

Ivanov Oleg, Potapov Victor, Stepanov Evgeniy (NRC “Kurchatov institute” Moscow, Russia)

Abstract. The history and current state of CORAD method for non-destructive measurement of soil and concrete contamination characteristics by collimated spectrometric detectors with minimal assumptions about the spatial contamination distribution are considered.

Key words: radioactive contamination of soil, concrete, gamma spectrometry, on-site measurements.

О.П.Иванов (д.ф.м.н., нач. отд.), В.Н.Потапов (д.ф.-м.н., доцент, в.н.с.),
Е.А.Степанов (инж.) – НИЦ «Курчатовский институт», г. Москва.

Контакты: тел. +7 (499) 196-95-42; e-mail: ivanov_or@nrcki.ru.