

## ПОСЛЕДСТВИЯ СОБЫТИЯ РАДИОЛОГИЧЕСКОГО РАССЕЙВАНИЯ С ЯДЕРНЫМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ИСТОЧНИКАМИ

*И. Магилл, Д. Хэмилтон, К. Лютценкирхен, М. Туфан, Г. Тамборини,  
В. Вагнер, В. Берту, А. фон Цвайдорф*

Потенциальная атака террористов с использованием устройства радиологического рассеивания распространит ужас и панику в массовых масштабах, в дополнение к созданию широко распространенного, тяжелого, и долговременного экономического бремени. Главной задачей настоящего исследования является проведение некоторых оценок радиологического воздействия такого события, уделяя основное внимание опасности для общественного здоровья. Мы обсуждаем возможность использования радиоактивных источников или ядерного топлива в таком событии и делаем сравнение относительного воздействия, связанного с каждым источником.

И. Магилл, Д. Хэмилтон, К. Лютценкирхен, М. Туфан, Г. Тамборини, и В. Вагнер работают в Институте трансмутации элементов Объединенного исследовательского центра Европейской Комиссии, Карлсруэ, Германия.

В. Берту и А. фон Цвайдорф работают в Институте защиты и безопасности гражданина Объединенного исследовательского центра Европейской Комиссии, TP 441, 21020, Испра, Италия.

Статья получена редакцией 15 августа 2006 года и принята к опубликованию 15 декабря 2006 года.

Авторы хотят поблагодарить Роланда Шенкеля и Герарда Ландера за полезные обсуждения. Мы с благодарностью признаем помощь Хартмута Валтхера (Федеральное ведомство по защите от излучения) за вычисления по программе LASAIR, так же как и наших коллег Марка де Корта и Стефано Галмарини (Европейская Комиссия, Институт окружающей среды и устойчивого развития).

Почтовый адрес для корреспонденций: J. Magill, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Transuranium Elements, PO 2340, 76125 Karlsruhe, Germany. E-mail: [Joseph.Magill@ec.europa.eu](mailto:Joseph.Magill@ec.europa.eu).

## ВВЕДЕНИЕ

Устройства радиологического рассеивания (УРР), которые обычно называют «грязными бомбами», работают по принципу использования обычных взрывчатых веществ для рассеивания радиоактивного материала. Для целей оценивания последствий события, включающего детонацию УРР или другого типа события радиологического рассеивания (СРР), следует иметь возможность учесть количество и тип присутствующего радиоактивного материала ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  излучение или нейтроны), его потенциальное влияние на экспонированных лиц, и способ, которым оно рассеивалось при данных метеорологических условиях. Во всех возможных сценариях ущерб для биосферы в первую очередь связан с радиоактивным загрязнением, в то время как последствия для здоровья, которым потенциально может быть подвержена часть облученного населения, критически зависит от типа радиоактивности и способа облучения (внутренняя или внешняя экспозиция). Для последнего способа опасность вызывается  $\gamma$  излучением, в то время как  $\alpha$  и  $\beta$  излучения в первую очередь опасны при внутреннем облучении вслед за проглатыванием или вдыханием.

Было уже проведено несколько исследований, направленных на проблему потенциальных УРР, которые могут быть созданы из изотопов, которые обычно используются для медицинских или промышленных целей<sup>1-5</sup>, таких, как  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{192}\text{Ir}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , или <sup>252</sup>Cf. Как природа, так и активность радиоактивного материала, содержащегося в таких ис-

точниках, существенно разнообразны. Например, детекторы дыма и влажности содержат  $^{241}\text{Am}$  с активностью примерно от  $10^4$  до  $10^8$  беккерелей (Бк)<sup>3</sup>, соответственно, в то время как активность типичного источника  $^{60}\text{Co}$  в клинической радиологической установке для лечения рака почти в миллион раз больше ( $7 \cdot 10^{13}$  Бк)<sup>3</sup>.

Для сравнения, полная активность, связанная с 2 кг отработанного ядерного топлива после выгрузки из ядерного реактора с выгоранием в 50 ГВт-сутки/тТМ по порядку величины равна  $10^{16}$  Бк. Однако, простое сравнение активности, связанной с этими источниками, не представляет полной картины, поскольку излучение, образующееся при распаде этих изотопов отличается как по типу, так и по энергии. Для того, чтобы полностью учесть это различие и влияние на здоровье человека, важно иметь дело с радиологической токсичностью, связанной с конкретным изотопом.

Главной целью настоящего исследования является представление обзора явлений СРР, разработка ясного, физически интуитивного подхода к обращению с такими явлениями, и применение этого подхода для того, чтобы получить ряд оценок вероятных последствий, которые возникнут в результате события рассеивания радиоактивных источников, отработанного ядерного топлива и свежего топлива из смеси оксидов (МОХ). Вероятность, и, следовательно, опасность, сценария, включающего ядерное топливо, очевидно, намного меньше, чем в сценариях, включающих захват и использование источников, содержащих упоминавшиеся выше медицинские и промышленные изотопы, поскольку физическая защита ядерного топлива является одним из главных приоритетов этой отрасли промышленности, и поскольку оно транспортируется в защищенном оборудовании, весящем десятки тонн. С другой стороны, если рассматривать определение риска, связанного с событием как произведение вероятности возникновения события, умноженной на его последствия, то тогда угрозой СРР, связанного с ядерным топливом, пренебрегать не следует, в основном из-за высокого содержания различных радиоизотопов.

На этом этапе следует подчеркнуть, что рассеяние радиоактивного материала в виде мелкого аэрозоля, требующегося для нанесения наиболее серьезного ущерба для здоровья через вдыхание, весьма нетривиально. Масса радиоактивного материала и матрицы, в которой он содержится, оказывают огромное влияние на долю первоначального материала, которая будет трансформирована в форму мелкого аэрозоля посредством использования взрывчатого вещества. Физические размеры и состав стержня ядерного топлива делают его весьма неудобной мишенью для УРР, с очень малой долей рассеивания радиоактивного материала в виде аэрозоля. Однако, исследования, включающие потенциальное завладение контейнеров с отработанным ядерным топливом во время транспортировки<sup>6</sup> или в бассейнах с отработанным топливом на площадках реакторов<sup>7</sup>, показали, что возможно произвести относительно большие количества радиоактивного материала во вдыхаемой аэрозольной форме.

Для того, чтобы оценить последствия СРР, требуется количественно определить тип радиоактивного материала (член источника) и смоделировать дисперсию по метеорологическим условиям во время детонации. В последующей секции мы разработаем члены источника, соответствующие атаке с отработанным ядерным топливом и свежим топливом МОХ, и сравним их с УРР на базе широко доступного  $\gamma$ -излучателя,  $^{60}\text{Co}$ , который берется как представитель медицинских и промышленных изотопов. Затем мы опишем последствия СРР, базируясь на приближенных расчетах, включающих простую модель учета динамической дисперсии образующегося радиоактивного выброса (модель клина). В качестве примера эти расчеты выполнены для  $^{60}\text{Co}$  и для наиболее важных радионуклидов, присутствующих как в отработанном топливе  $\text{UO}_2$ , так и в свежем МОХ-топливе. Обобщение на любой другой радионуклид несложно.

## **ОЦЕНКА ЧЛЕНА ИСТОЧНИКА УСТРОЙСТВА РАДИОЛОГИЧЕСКОГО РАССЕЯНИЯ**

### **Коммерческие радиоактивные источники: пример $^{60}\text{Co}$**

Радиоактивные источники используются для различных медицинских и промышленных применений, таких, как лечение рака, медицинская диагностика, стерилизация пищевых продуктов, детекторы дыма, и т.д. Такие источники, если они не будут храниться должным

образом, могут быть использованы для создания УРР<sup>3,8</sup>. По этой причине МАГАТЭ недавно разработало руководящие указания по охране таких радиоактивных источников<sup>8</sup>. Особенности опасения вызывают такие коммерческие источники, которые содержат значительные количества радиоактивности, обычно более нескольких кюри, что приблизительно соответствует граммовым количествам. К ним относятся такие источники, как <sup>241</sup>Am, <sup>252</sup>Cf, <sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co, <sup>192</sup>Ir, <sup>238</sup>Pu, и <sup>90</sup>Sr. Некоторые из этих изотопов - в частности, <sup>241</sup>Am, <sup>252</sup>Cf и <sup>238</sup>Pu - являются сильно радиологически токсичными при проглатывании или вдыхании, в то время как другие представляют дополнительную опасность для здоровья из-за внешней экспозиции к проникающему  $\gamma$ -излучению. Например, <sup>60</sup>Co является наиболее обычным радиоизотопом, используемым в радиотерапии во всем мире, вслед за которым располагается <sup>137</sup>Cs, который доминирует в развивающихся странах в менее современных лечебных установках. Капсула с <sup>60</sup>Co, используемая при лечении рака, обычно содержит около  $7.4 \cdot 10^{13}$  Бк (2000 кюри), что соответствует массе около 1.8 грамма.

### Ядерное топливо

Наиболее обычным типом ядерных реакторов во всем мире является ядерный реактор с водой под давлением (РВД). Обычно свежее топливо из UO<sub>2</sub> с обогащением около 4.2% по <sup>235</sup>U облучается в РВД до степени выгорания около 50 ГВт-сутки/тТМ. После выгрузки отработанное топливо обычно охлаждается в течение шести лет для того, чтобы распались короткоживущие продукты деления, что делает отработанное топливо менее радиоактивным и поэтому более простым в обращении. Общая масса свежего топлива в одном стержне лежит в интервале 1.5 - 2 кг. В последующих расчетах мы рассматриваем только сплошные и не переработанные топливные стержни. Член источника отработанного топлива с приведенными выше параметрами был рассчитан по программе расчета уменьшения активности KORIGEN<sup>9</sup>, которая определяет концентрации изотопов и соответствующие активности. Впоследствии были выполнены расчеты распада для того, чтобы определить активность каждого нуклида после шести лет охлаждения, так же, как и для сравнения, через 24 часа после выгрузки. Результаты для полной активности для обеих этих случаев представлены в табл. 1. После шести лет охлаждения активность уменьшилась на два порядка величины. Следует отметить, однако, что хотя после шести лет охлаждения распадутся 60% продуктов деления, общее количество радиологически высокотоксичных изотопов актинидов существенно не уменьшится.

Диверсия на транспортном контейнере отработанного топлива, например, ракетной атакой, и соответствующий выброс радиоактивного аэрозоля подробно изучалась в работе<sup>6</sup>. Вдыхаемая доля, т.е. находящиеся в воздухе аэрозольные частицы с размером менее 10 микрон, была измерена для актинидов, продуктов деления и материалов оболочки топлива (с использованием в отдельных случаях заменителей, таких, как церий). Было обнаружено, что вдыхаемая доля актинидов, выбрасываемая из контейнеров с отработанным топливом в результате диверсии, изменяется в пределах 0.5 - 1 % от начальных затронутых запасов, в то время как доля летучих продуктов деления может достигать до 30 %. Для целей настоящего исследования мы приняли справочное значение в 2 кг вдыхаемого аэрозоля для всех расчетов, относящихся к ядерному топливу. Это приблизительно соответствует радиоактивным запасам в одном топливном стержне. Масштабирование на сценарии, включающие большие или меньшие выбросы, после этого будет тривиальным.

**Табл. 1.** Член источника для отработанного уранового топлива весом в 2 кг с обогащением 4.2% <sup>235</sup>U, облученного до 50 ГВт-сутки/тТМ, с последующим временем охлаждения в 24 часа и 6 лет.

Член источника	Активность (Бк)
Стержень отработанного топлива через 24 часа	$6 \cdot 10^{15}$
Стержень отработанного топлива, охлаждавшийся в течение 6 лет	$4 \cdot 10^{13}$

Для полноты мы рассмотрим также аналогичный сценарий атаки на описанные выше контейнеры с топливом, в которых вместо отработанного топлива из UO<sub>2</sub> перевозится свежее топливо из смеси оксидов. Сейчас в Европе и Японии имеется более тридцати реакто-

ров, в активные зоны которых частично загружается МОХ-топливо. МОХ-топливо представляет собой смесь порошков диоксида плутония и диоксида урана с типичным содержанием плутония около 5 - 10%. Его использование в современных реакторах обусловлено растущими запасами выделенного плутония от переработки отработанного топлива и отсутствия коммерческих реакторов на быстрых нейтронах. Свежее МОХ-топливо транспортируется с заводов-изготовителей на площадки реакторов так же, как и топливо из  $UO_2$  и поэтому оно подвергается риску аналогичных диверсий, которые недавно были изучены в работе<sup>10</sup>. Вариант со свежим МОХ-топливом интересен из-за значительно большего содержания плутония в топливе, что существенно из-за высокой радиологической токсичности изотопов плутония. МОХ-топливо также излучает намного меньше нейтронов и гамма-лучей, чем отработанное топливо, и поэтому с ним намного легче обращаться. Хотя риск перехвата МОХ-топлива невелик, то, что с ним легче обращаться, не позволяет полностью отбросить такой сценарий. Как и в варианте с отработанным топливом, мы принимали в качестве справочного значения 2 кг вдыхаемого аэрозоля МОХ-топлива.

**Табл. 2.** Сравнение членов источника стержня отработанного топлива и  $^{60}Co$  с крупномасштабными выбросами радиоактивности в атмосферу.

	Год	Активность (Бк)
Стержень отработанного топлива после 24 часов	-	$6.3 \cdot 10^{15}$
Стержень отработанного топлива, охлаждавшийся 6 лет	-	$4.4 \cdot 10^{13}$
Источник $^{60}Co$ (2000 Ки)	-	$7.4 \cdot 10^{13}$
Реактор в Чернобыле	1986	$1.1 \cdot 10^{19}$
Атомная бомба в Нагасаки	1945	$7.6 \cdot 10^{19}$
Подводная лодка во Владивостоке	1985	$1.9 \cdot 10^{17}$
Реактор в Уиндскейле	1957	$7.4 \cdot 10^{14}$

#### Сравнение крупномасштабных выбросов радиоактивности

Для того, чтобы рассматривать активности рассмотренные выше активности членов источника в некоторой перспективе, мы представили несколько случаев выброса радиоактивности в окружающую среду. Такие случаи включали взрывы ядерного оружия, аварии реакторов, несчастные случаи, включавшие ядерные материалы и радиоактивные источники. В табл. 2 показаны описанные выше два члена источников (2 кг отработанного топлива и капсула  $^{60}Co$ ) в сравнении с выбросом при взрыве реактора в Чернобыле (1986), взрыва атомной бомбы в Нагасаки (1945), аварии на подводной лодке во Владивостоке (1985), и в пожаре на реакторе в Уиндскейле (1957). Конечно, как физический, так и изотопный состав выброшенной радиоактивности в этих случаях сильно различается, в зависимости от типа присутствующего материала и механизма выброса (т.е., взрыва или пожара в реакторе). Более подробное описание каждого из этих выбросов в окружающую среду можно найти в Приложении А.

#### Несчастный случай в Гоянии - критерий для событий радиологического рассеяния

Радиационный несчастный случай в Гоянии является самым серьезным событием, связанным с медицинскими радиоактивными источниками, известным до сих пор<sup>11-14</sup>. Гояния является столицей бразильского штата Гояс на юге центральной части Бразилии, с населением в 700 000 человек (1980). В сентябре 1987 года, примерно через год после аварии в Чернобыле, радиоактивный источник в металлическом контейнере был украден из радиотерапевтической машины в закрытой медицинской клинике и продан торговцу металлоломом. Примерно через пять дней торговец открыл металлический контейнер и нашел там светящийся порошок: хлорид радиоактивного цезия ( $^{137}Cs$ ), с активностью 50 ТБк (примерно 1400 Ки). Считают, что продавца привлекло голубое свечение порошка, вызванное поглощением гамма-лучей хлором и переизлучением в видимой области. В последующие дни порошок разошелся между родственниками и друзьями. Шестилетняя девочка втерла порошок себе в

кожу и съела сэндвич, зараженный порошком с ее рук. Облучились 244 человека, четверо из них умерли. Несчастный случай в Гоянии был вторым крупнейшим радиологическим инцидентом после Чернобыля и он рассматривается как ключевой критерий для обсуждения потенциальных последствий событий радиологического рассеяния. Социально-экономические последствия в результате резкого сокращения доходов от туризма привели к заметному падению валового внутреннего продукта региона, и для того, чтобы возвратиться к уровню до 1987 года, понадобилось более пяти лет.

## ВЛИЯНИЕ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ

Основной принцип работы УРР основан на предположении о том, что при детонации обычных взрывчатых веществ в устройстве некоторая часть присутствующего радиоактивного материала будет преобразована в мелкий аэрозоль, который будет рассеян. Очевидно, что точная природа образующегося аэрозоля будет сильно различаться, в зависимости от природы события рассеяния и от используемого радиоактивного материала. В настоящем исследовании не делается никаких попыток моделировать или характеризовать начальный взрывной процесс.

Для того, чтобы оценить серьезные отрицательные последствия для здоровья, которые могут стать следствием СРР, нужно только рассмотреть риск экспонированного населения через вдыхание радиоактивного аэрозоля. Это происходит потому, что доза, полученная от облучения в глубине легких, может быть очень большой из-за степени ионизации в легочной ткани, которая выделяется на очень коротком расстоянии, в особенности для  $\alpha$ -частиц, пробег которых составляет всего лишь несколько диаметров клеток. Независимо от типа радиоактивного материала, используемого в УРР, даже для очень сильных  $\gamma$ -источников, таких, как  $^{60}\text{Co}$ , серьезный риск для здоровья, связанный с экспозицией внешнему излучению, почти всегда пренебрежимо мал по сравнению с риском при вдыхании, и поэтому им пренебрегают. Кроме того, приемом радиоактивности при проглатывании, который несет такой же потенциал высокой дозы, как и прием при вдыхании, также пренебрегают, поскольку предполагается, что соответствующие секции населения будут эвакуированы в течение подходящего периода времени, и поэтому они не будут экспонированы к зараженной пище или воде. При рассмотрении риска от вдыхания следует отметить, что мы предполагаем, что весь радиоактивный материал в событии рассеяния будет находиться в форме вдыхаемого аэрозоля (с размерами  $< 10$  микрон).

Рассмотрим отдельного человека, экспонированного к этой рассеянной в воздухе активности через вдыхание. Во-первых, острые последствия облучения не будут вызывать особых опасений, поскольку вовлеченные уровни радиоактивности обычно не будут достаточно большими для того, чтобы вызвать острые эффекты, даже в непосредственной близости от точки детонации. Это означает, что особое внимание следует уделить хроническим, стохастическим эффектам, вызванным таким вдыханием. Для того, чтобы характеризовать долгосрочные риски для здоровья, полная принятая активность должна быть преобразована в принятую дозу умножением на соответствующий коэффициент эффективной дозы<sup>15</sup>. Эти коэффициенты были рассчитаны Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ) для наиболее важных радионуклидов, принимая во внимание действие излучения на различные органы в течение пятидесяти лет после начальной экспозиции, а также эффекты из-за возможного переноса радионуклидов в теле. Следовательно, если полная принятая при вдыхании конкретного радиоизотопа активность равна  $A_{inh}$ , то соответствующая принятая доза в человеко-животных равна:

$$D_{inh} = A_{inh} e_{inh} (50) \quad (1)$$

где  $e_{inh}(50)$  равна коэффициенту эффективной дозы МКРЗ в течение пятидесятилетнего периода после вдыхания. Для ситуации, включающих вдыхание более, чем одним лицом, должно быть проведено суммирование по всем индивидуальным вдыхаемым дозам для расчета общей коллективной дозы ( $CD_{inh}$ ). Эта коллективная доза должна затем быть отнесена к количеству избыточных раковых заболеваний, развитие которых ожидается среди затронутого населения из-за радиационной экспозиции посредством фактора риска (RF)<sup>15</sup> в

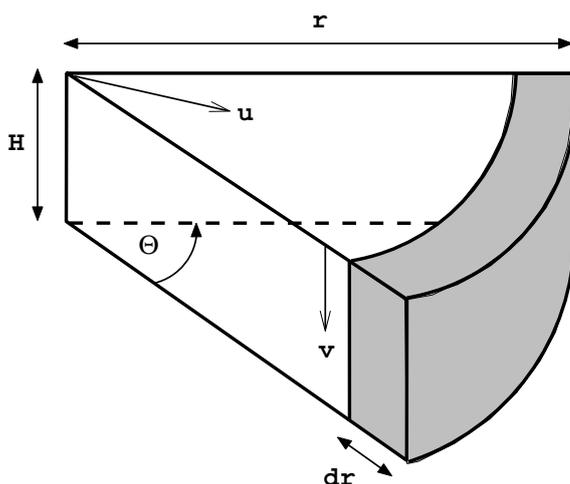
0.05 Зв<sup>-1</sup>. Эта процедура для оценки вероятности развития рака предсказана в критичном предположении о том, что воздействие радиации прямо пропорционально радиационной дозе (линейная непороговая гипотеза<sup>11</sup>).

## РАССЕЯНИЕ РАДИОАКТИВНОСТИ И ОЦЕНКА ДОЗЫ: МОДЕЛЬ КЛИНА

Первоначально разработанная в середине 70-х годов группой, изучавшей безопасность реакторов с обычной водой<sup>16</sup>, модель клина представляет довольно простой учет динамики, управляющей рассеянием аэрозольного облака при различных метеорологических условиях. Феттер и фон Хиппель использовали эту модель в контексте рассеяния плутония в авариях с ядерным оружием в своей работе 1990 года<sup>17</sup>. Ее использование в отношении устройств радиологического рассеяния создает потенциал для базового понимания рассеяния радиоактивного выброса после СРР. Та происходит потому, что временная и пространственная эволюция радиоактивного облака являются фундаментальными особенностями модели клина. Следовательно, идентификация ключевых физических процессов, работающих в этой модели, делает возможным провести оценку риска для здоровья населения с описанными выше членами источника, и улучшить наше понимание явлений, связанных с СРР. В настоящее время ведется работа по реализации модели клина в режиме «он-лайн» для сценариев, построенных в рамках программы Европейской Комиссии «Нуклеоника» (смотрите [www.nucleonica.net](http://www.nucleonica.net)).

### Параметры модели

Модель клина предполагает, что детонация УРР приведет к выбросу рассеянного мелкого аэрозоля, движущегося по ветру с заданной скоростью ветра  $u$  и распределенного в направлении поперек ветра с характеристическим углом раскрытия  $\Theta$ . Аэрозоль в выбросе предполагается однородно распределенным как в направлении поперек ветра, как и по постоянной высоте выброса  $H$ . На рис. 1 показано схематическое представление способа эволюции выброса в расстоянии по ветру  $r$ , по мере увеличения времени после детонации ( $t = r/u$ ). Важно, что количество аэрозоля в облаке в заданное время после детонации - т.е. заштрихованный объем с радиальной шириной  $dr$  на рисунке - будет уменьшаться с увеличением времени. Механизмом, ответственным за уменьшение, является выпадение аэрозоля на землю с заданной скоростью осаждения ( $v$ ), после чего он не будет представлять риска вдыхания.



**Рис. 1.** Модель клина включает рассеяние радиоактивного аэрозоля как функцию от расстояния по ветру  $r$  с начальной скоростью ветра  $u$ , углом раскрытия  $\Theta$  и высотой  $H$ . Заштрихованный объем выделяет положение аэрозоля в заданное время  $t$  после детонации.

Ниже перечислены параметры модели клина:

- расстояние от точки детонации по ветру  $r$
- высота облака  $H$

- угол раскрытия клина  $\Theta$
- скорость ветра  $u$
- скорость вдыхания средним индивидуумом  $R_{inh}$
- плотность населения в заданной точке  $\rho(r)$
- скорость осаждения  $v$

Модель клина имеет внутренний характеристический временной масштаб, определяемый механизмом осаждения. Это позволяет получить подробную информацию о находящейся в воздухе активности и получаемой от вдыхания дозе в зависимости от времени и расстояния. Фундаментальным параметром является скорость осаждения: скорость, с которой радиоактивные частицы падают на землю, которая, когда она комбинируется с высотой облака, определяет среднее время  $\tau$  и среднее расстояние  $L$ , до того, как частица аэрозоля упадет на землю:

$$\tau = \frac{H}{v} \quad L = u\tau = \frac{uH}{v} \quad (2)$$

### Расчет полученной дозы

Предположив, что количество аэрозоля, осажденное на землю, пропорционально количеству аэрозоля, присутствующему в воздухе, можно найти, что активность в выбросе на расстоянии  $r$  равна:

$$A(r) = k_a A_0 \exp\left(-\frac{r}{L}\right) \quad (3)$$

Рассмотрим заштрихованный объем на рис. 1 на расстоянии  $r$  от точки детонации, который имеет радиальную протяженность  $dr$  и объем  $rH \cdot dr$ . Коэффициент  $k_a$  был включен в уравнение для того, чтобы учесть разницу между геометриями, связанными с моделью клина и более сложной гауссовой моделью, используемой для определения параметров клина (см. ниже и Приложение В). Введение этой поправки приводит к уменьшению значения (41 %) активности в воздухе. Радиоактивный аэрозоль будет иметь активность на единицу объема, равную:

$$A_{vol}(r) = \frac{k_a A_0}{rH\Theta dr} \exp\left(-\frac{r}{L}\right) \quad (4)$$

Индивидуум, находящийся внутри этого объема выброса на расстоянии  $r$ , будет вдыхать общий объем аэрозоля за время, которое понадобится выбросу пройти мимо него ( $R_{inh} \cdot dt = R_{inh} dr/u$ ). Это соответствует индивидуальному приему активности вдыханием, равному:

$$A_{inh}(r) = \frac{k_a A_0 R_{inh}}{urH\Theta} \exp\left(-\frac{r}{L}\right) \quad (5)$$

Получающийся полный прием активности при вдыхании всем населением во всей затронутой выбросом области, в предположении постоянной плотности населения на единицу площади ( $\rho(r) = \rho_0$ ), после этого задается интегралом:

$$A_p = \int_0^{\infty} A_{inh}(r) \Theta r \rho(r) dr = \frac{k_a A_0 R_{inh} \rho_0}{v} \quad (6)$$

Вспоминая, что вдыхаемая доза относится к вдыхаемой активности через коэффициент эффективной дозы (уравнение 1), полная коллективная вдыхаемая доза, которая соответствует расстоянию от точки детонации  $r = \infty$ , будет равна:

$$CD_{inh} = \frac{k_a e_{inh} (50) A_0 R_{inh} \rho_0}{v} \quad (7)$$

Заметим, что приведенное выше выражение для коллективной дозы, полученной затронутым населением в модели клина (и, следовательно, количество случаев развития рака) не зависит от скорости ветра, угла раскрытия, и высоты облака, и для заданной плотности населения и члена источника оно зависит только от скорости выпадения. В самом деле, одним из основных преимуществ модели клина является это очень простое выражение для коллективной дозы (лучшей меры последствий для здоровья населения), чего не наблюдается в более сложных моделях.

### Результаты для CPP, включающих ядерное топливо и источник с $^{60}\text{Co}$

Феттер и фон Хиппель<sup>17</sup> выяснили, что скорость выпадения может очень сильно зависеть от погодных условий, и что значение, принимаемое в расчетах, впоследствии критически влияет на результаты решающих оценок коллективной дозы. В своей работе они приняли интервал ее значений - 0.003 м/с для очень сухой атмосферы, 0.03 м/с для средних сухих условий, и 1 м/с для сильного дождя - для оценки риска для населения через вдыхание аэрозоля плутония. Мы приняли другой подход для расчета оценок коллективной дозы для вдыхания (используя уравнение 7) и соответствующего количества избыточных случаев развития рака. Эти расчеты основаны на изотопах с максимальным вкладом в дозу в отработанном ядерном топливе ( $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , и  $^{90}\text{Sr}$ ), в свежем МОХ-топливе ( $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ) и для источника с  $^{60}\text{Co}$ .

Для характеристики явлений рассеяния было разработано несколько расширенных моделей, базирующихся на одночастичном лагранжевом методе для решения полной гидродинамической задачи. Одна из таких моделей использовалась в программе LASAIR<sup>18,19</sup>, разработанной в немецком управлении радиационной защиты. Для того, чтобы откалибровать и зафиксировать параметры в модели клина - наиболее важным из которых в терминах оценки коллективной дозы является скорость осаждения ( $v$ ) (см. уравнение 7) - мы провели расчет с использованием программы LASAIR для детонации УПП с описанным выше членом источника  $^{60}\text{Co}$  при средних метеорологических условиях. Затем мы провели количественное сравнение между результатами дозы из программы LASAIR и модели клина для того, чтобы найти значение скорости осаждения, приводящее к наилучшему согласию, которое оказалось равным  $v = 0.03$  м/с. Этот метод подгонки подробно описан в Приложении Б. Используя это значение для скорости осаждения, были проведены расчеты оценок коллективной дозы и связанного количества смертных случаев от перечисленных выше радионуклидов по модели клина (используя уравнение 7), которые показаны в табл. 3. Предполагался стандартный изотопный состав МОХ-топлива, основанный на переработке отработанного топлива из реакторов на воде под давлением со степенью выгорания 50 ГВт-сутки/тТМ и содержанием плутония около 8%. Мы предположили скорость ветра равной 5.4 м/с, среднюю скорость вдыхания ( $R_{inh}$ )  $3.3 \cdot 10^{-4}$  м<sup>3</sup>с<sup>-1</sup> и плотность населения, соответствующую такому большому городу, как Франкфурт, в 2600 км<sup>2</sup>. полный перечень использованных в расчетах параметров можно найти в табл. 4.

Как можно видеть из табл. 3, последствия для здоровья населения от CPP, включавшего отработанное урановое топливо, свежее МОХ-топливо и источник  $^{60}\text{Co}$  довольно различны. Полное количество избыточных раковых заболеваний со смертельным исходом из-за стохастических эффектов в течение пятидесяти лет из-за рассеивания отработанного топлива (2 кг) в большом городе примерно равно 65, и для аналогичного рассеяния свежего МОХ-топлива (2 кг) оно равно 335, а для сценария, включающего источник  $^{60}\text{Co}$  (2000 Ки) оно равно всего 1. В развитых странах вероятность смерти от рака равна 25%, и на этом фоне такие смертные случаи не будут иметь достаточной статистической значимости для обнаружения. В случае отработанного топлива наибольший вклад в коллективную дозу дают радионуклиды  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$  и  $^{244}\text{Cm}$ . Вклады в коллективную дозу от продуктов деления сравнительно малы. Однако, как отмечалось ранее, летучие продукты деления, такие, как  $^{137}\text{Cs}$ , могут быть выброшены со значительно большей долей вдыхаемых частиц по сравнению с актини-

дами. Это означает, что следует умножить коллективную дозу и вклад для  $^{137}\text{Cs}$ , приведенные в табл. 3, примерно на 30, что приведет к значительному увеличению вклада продуктов деления, но все равно будет доминировать вклад от указанных выше трех актинидов. В случае МОХ-топлива, как и ожидалось, более высокое общее содержание плутония и, в частности, вклады от  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Pu}$ , приводят к гораздо большей коллективной дозе.

**Табл. 3.** Коллективные дозы  $CD_{inh}$  и количество избыточных смертных случаев от рака, получаемые от вдыхания высокоактивных изотопов, присутствующих в 2 кг стержне отработанного топлива (степень выгорания 50 ГВт·сутки/тТМ), для изотопов плутония в 2 кг свежего МОХ-топлива, и в источнике  $^{60}\text{Co}$  в 2000 Ки (последний столбец). В этих расчетах использовалась модель клина со скоростью осаднения 0.03 м/с, которая представляет средние сухие погодные условия.

	$^{238}\text{Pu}$	$^{239}\text{Pu}$	$^{240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Pu}$	$^{242}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{244}\text{Cm}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	Всего	$^{60}\text{Co}$
<b>Отработанное топливо <math>\text{UO}_2</math></b>											
Масса (г)	0.6	11.8	5.5	2.6	1.7	0.95	0.1	1.4	3.1	-	1.8
Активность (Бк)	3.9E+11	2.7E+10	4.5E+10	9.9E+12	2.5E+08	1.2E+11	4.3E+11	6.9E+12	1.0E+13	-	7.4E+13
$CD_{50}$ (человеко-Зв)	503	38	65	267	0.3	135	287	13	5	1313	27
Кол-во избыточных смертных случаев	25	2	3	13	0	7	14	1	0	65	1
<b>Свежее МОХ-топливо</b>											
Масса (г)	4.2	89.5	37.9	24.3	11.9	-	-	-	-	-	-
Активность (Бк)	2.7E+12	1.8E+11	3.2E+11	9.3E+13	1.7E+09	-	-	-	-	-	-
$CD_{50}$ (человеко-Зв)	3480	253	450	2510	2	-	-	-	-	6695	-
Кол-во избыточных смертных случаев	174	13	23	125	0	-	-	-	-	335	-

**Табл. 4.** Параметры моделей клина и LASAIR для всех расчетов.

Член источника $A_0$	$7.4 \cdot 10^{13}$ Бк (2000 Ки) $^{60}\text{Co}$
Коэффициент эффективной дозы $e_{inh}(50)$	$3.1 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк
Скорость вдыхания $R_{inh}$	$3.3 \cdot 10^{-4}$ м <sup>3</sup> /с (1.2 м <sup>3</sup> /ч)
Масса обычного взрывчатого вещества	2.5 кг
Соответствующая высота облака H	35 м
Скорость ветра u	5.4 м/с (постоянная)
Направление ветра	45° (северо-восток)
Класс рассеивания	D (нейтральные и стабильные погодные условия, слабое солнечное освещение)
Осадки	0 мм/ч (нет дождя)

## ПОСЛЕДСТВИЯ ИНЦИДЕНТА С УРР

### Действия по защите и очистке

Местные власти, ответственные за действия в аварийной ситуации, в случае события радиологического рассеивания должны разработать мероприятия или уже иметь подготовленные мероприятия для того, чтобы иметь дело со следующими радиологическими опасностями:

- прямой экспозицией к излучению от выброса взвешенного в воздухе радиоактивного материала или радиоактивного материала, осадненного на земле;
- внутренним или внешним заражением, вызванным прямым контактом с выбросом;
- вдыханием радиоактивного материала;
- проглатыванием радиоактивного материала.

Для того, чтобы избежать, или сократить, насколько это возможно, любой контакт между населением и радиоактивным облаком, следует предпринять немедленно после СРР защитные мероприятия в несколько этапов после инцидента. Во время начального этапа (определяемого как период, начинающийся в момент детонации или радиоактивного выброса и

продолжающийся несколько часов, пока не закончится осаждение радиоактивного материала) рекомендуется так быстро, как это практически возможно, эвакуировать районы, в которых общая эффективная доза превышает 100 мЗв, и временно эвакуировать районы, в которых общая эффективная доза превышает 30 мЗв. Если местные условия препятствуют эвакуации, следует посоветовать населению искать убежища. В самом деле в качестве альтернативы эвакуации укрытие в доме, на работе, или в другом здании с закрытыми окнами и дверями может предоставить достаточную защиту. Так происходит из-за того, что убежище предоставляет укрытие, расстояние, и защиту между индивидуумами и радиологической опасностью. На раннем этапе решения должны базироваться в основном на предсказаниях радиологического состояния окружающей среды. Предпринимаемые меры должны включать контролируемый доступ в вероятно зараженные районы, быстрое оповещение населения в затронутых районах для того, чтобы предупредить о поиске убежища внутри зданий с закрытыми дверями и окнами, и предупреждение о приеме питья и пищи только из запечатанных емкостей и упаковок. Главные цели во время этого первого этапа заключаются в том, чтобы сократить, насколько это возможно, экспозицию населения к внешнему излучению, и принять меры, которые препятствуют вдыханию и проглатыванию радиоактивного материала.

Период после СРР, когда источник радиоактивности был явно определен и локализован, является так называемой промежуточной фазой, во время которой должны стать доступными более подробные измерения окружающей среды для того, чтобы помочь процессу принятия решения по защитным действиям. В это время абсолютный приоритет отдается перемещению (временной эвакуации или продолжающемуся исключению населения из зараженных районов для того, чтобы предотвратить хроническую экспозицию к радиации) и обеззараживанию для того, чтобы защитить население от внешней экспозиции всего тела из-за остаточной гамма-дозы и от вдыхания потенциально повторно взвешенного радиоактивного материала. Другим важным защитным действием является ограничение использования зараженной воды и пищи. Рекомендуемые максимальные уровни для продуктов питания представлены в табл. 5. Подходящим методом для подробных измерений радиоактивности окружающей среды является  $\gamma$ - и  $\alpha$ -спектрометрия, которая может быть проведена *на месте* или в подходящем помещении вне площадки с использованием образцов из затронутого района. Экспозиция к малым количествам радиоактивного йода, которая не вызывала бы беспокойства, если бы йод был равномерно распределен по всему телу, является основной проблемой из-за того, что йод концентрируется в щитовидной железе, вызывая поэтому очень большую дозу в органе. Для того, чтобы предотвратить эту экспозицию, рекомендуется принимать блокирующие агенты щитовидной железы, если доза в органе превышает 50 мЗв. Промежуточная фаза продолжается до тех пор, пока не завершатся защитные действия, и она может перекрываться с более поздней и более ранней фазами, продолжаясь от нескольких часов до нескольких дней.

Последняя фаза начинается после нескольких дней, когда приоритетными становятся восстановительные действия для того, чтобы уменьшить уровни радиации в окружающей среде, для того, чтобы разрешить неограниченное долгосрочное использование имущества. Она заканчивается, когда будут завершены все восстановительные действия. Основной задачей по время этой последней фазы является обеспечение того, чтобы затронутый район был обеззаражен. В городских районах это, вероятно, потребует больших затрат времени, рабочей силы, и средств. Хорошим примером масштабов таких действий по обеззараживанию может стать случай на заводе переработки WAK в Германии<sup>20</sup>. В 2000 году около  $10^9$  Бк  $\alpha$ -излучателей (в форме различных изотопов плутония и  $^{241}\text{Am}$ ) и  $10^{10}$  Бк  $\beta$ -излучателей ( $^{241}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ) было похищено с комплекса WAK, что привело к загрязнению двух квартир. Стоимость обеззараживания этих двух квартир превысила 2 миллиона Евро, что было примерно в пять раз больше коммерческой стоимости этих квартир.

### Ядерная судебная экспертиза

Параллельно с усилиями для защиты населения от СРР, описанными выше, следует охарактеризовать радиоактивный материал, который использован в устройстве УРР, или действительно перехваченный материал, который мог бы быть использован в таком устройстве. Эта информация критична для того, чтобы оценить вовлеченную радиологическую

опасность и попытаться определить возможное происхождение материала - в особенности для случая расщепляющихся изотопов. Знание происхождения позволит улучшить меры физической защиты и предотвратить будущие хищения или диверсии. Такие ядерные судебные экспертизы опираются на различные аналитические методы для того, чтобы определить различные компоненты и свойства материалов<sup>21</sup>.

**Табл. 5.** Максимальные допустимые уровни для пищевых продуктов в Бк/кг.

	Детское питание	Молочная продукция	Прочие пищевые продукты	Жидкие пищевые продукты	Неосновные пищевые продукты	Корма
Изотопы стронция	75	125	750	125	7500	
Изотопы йода	150	500	2000	500	20000	
$\alpha$ -излучающие изотопы, изотопы Pu и Am	1	20	80	20	800	
Все прочие изотопы с периодом полураспада более 10 дней	400	1000	1250	1000	12500	1250 <sup>a</sup>
в особенности <sup>134,137</sup> Cs						2500 <sup>b</sup>
						5000 <sup>c</sup>

<sup>a</sup>для свиней, <sup>b</sup>для птицы, овец, телят, <sup>c</sup>прочие

Первичным аналитическим средством для исследования неизвестного ядерного материала является  $\gamma$ -спектрометрия.  $\gamma$ -спектрометрия высокого разрешения дает информацию об изотопном составе, например, урана или плутония, и выявляет наличие продуктов деления. Изотопный состав может быть более детально определен методом масс-спектрометрии, использующем различные режимы ионизации, в зависимости от типа анализируемого материала (термическая ионизация для объемных образцов, плазменная ионизация для следовых количеств, и вторичные ионы для микрочастиц)<sup>21</sup>. Электронная микроскопия может быть использована для определения микроструктуры материала, которая может дать информацию о способе производства. Например, сканирующая электронная микроскопия предоставляет распределение частиц по размерам, так же как и элементный состав одиночных частиц, если она будет скомбинирована с регистрацией рентгеновского излучения. Для того, чтобы получить информацию о происхождении ядерного материала, результаты по изотопному и физическому составу должны быть сравнены со справочными данными по ядерным материалам, когда это только возможно.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Вдыхание радиоактивных материалов (в первую очередь  $\alpha$ -излучателей), рассеянных в результате детонации устройства радиологического рассеяния или диверсии с контейнером ядерного топлива является наиболее значимый риск для здоровья населения и обладает потенциалом вызывать смертельные исходы с течением времени в результате повышенного риска заболевания раком. Хотя количество смертельных исходов весьма мало, даже для сценариев, подобных случаям с отработанным топливом и свежим MOX-топливом, рассмотренных в настоящем исследовании, СРР, вероятно, вызовет страх и панику из-за восприятия угрозы, относящегося к радиоактивности в целом. В этом смысле УРР можно рассматривать как более эффективное психологическое оружие, а не как обычное оружие для увеличения количества потерь. Более того, местная экономика может существенно пострадать в случае события радиологического рассеяния из-за нарушения коммерческой активности и исключительно дорогих мероприятий по обеззараживанию, требующихся как для строений, так и для земли. По этим причинам абсолютно критично, чтобы коммерчески доступные радиоактивные источники находились под охраной и их отслеживаемость была гарантирована. В Европейском Союзе к этому обращается законодательство Европейской Комиссии<sup>22</sup>.

Последствия СРР гораздо менее серьезны, чем последствия ядерного взрыва. По сравнению с ядерным или термоядерным оружием, количество вовлеченной радиоактивности

будет значительно меньшим, так же как и выход энергии от обычного взрыва, используемого для рассеяния в УРР. Для обеих модельных подходов, и для большинства потенциальных сценариев УРР, потери от СРР будут того же самого порядка, или меньше, чем те которые, возникают при «обычных» террористических атаках. Следует отметить, что расчетная доза для вдыхания относится к дозе, генерируемой попавшим внутрь радиоактивным материалом в течение следующих 50 лет. Поэтому для долгоживущих нуклидов, таких, как многие из рассматриваемых актинидов, доза за год будет существенно меньше. Кроме того, в случае вдыхания могут быть приняты меры для извлечения изотопа из тела (инъекции диэтилен-триаминпентауксусной кислоты (ДТРА) или, в очень серьезных случаях, промывка тела). Это сократит дозу, накопленную в теле.

СРР является феноменом, локализованным во времени и в пространстве. Поэтому возможности описанных выше систем для отклика на СРР вряд ли можно рассматривать как системы аварийного отклика, а скорее как средства, используемые априорно (например, для построения сценариев), или для апостериорной оценки эффектов (успокоение общественного мнения). Это не похоже на крупную ядерную аварию, где количество выброшенной радиоактивности может быть большим и может продолжаться в течение нескольких дней. В такой ситуации поддержка в реальном времени посредством измерений и модельных предсказаний радиоактивного выброса полезна для своевременного предоставления лицам, принимающим решения, соответственной информации.

## **ПРИЛОЖЕНИЕ А**

### **Крупномасштабный выброс активности в окружающую среду**

Ранее мы привели краткую сводку нескольких случаев, где радиоактивность была выброшена в окружающую среду для того, чтобы рассматривать члены источника для конструкций УРР в перспективе. В этом приложении мы представим краткое описание некоторых из событий, которые привели к этим инцидентам. Эти случаи включают взрывы ядерного оружия, аварии реакторов, аварии, включающие ядерные материалы и радиоактивные источники. Недавно было закончено подробное описание известных аварий критичности между 1945 и 1999 годами<sup>23</sup>.

### **Взрывы ядерного оружия и ядерные испытания**

Оценка члена источника для атомной бомбы, такой, как устройство «Толстяк», которое было сброшено на Нагасаки с энергией взрыва, эквивалентной 22 кт тротила, составляет  $7.65 \cdot 10^{19}$  Бк<sup>24,25</sup>. это на четыре порядка величины больше члена источника для стержня отработанного топлива после 24 часов охлаждения (табл. 1).

Между 1966 и 1996 годами, Франция провела 193 ядерных испытания над и под атоллами Муруроа и Фангатауфа во Французской Полинезии. Были проведены детальные исследования МАГАТЭ<sup>26-28</sup> для того, чтобы оценить, какие радиологические опасности существуют в настоящее время, или, вероятно, возникнут в будущем вследствие этих испытаний. Основным выводом был такой, что население, постоянно проживающее на атоллах и питающееся местными продуктами и рыбой в целом не получают дозы радиации, которую можно было бы приписать остаточному радиоактивному материалу, превышающей 0.01 мЗв в год, что эквивалентно очень малой доле от годовой фоновой дозы. Исследования также дали оценки концентрации радионуклидов в океане, окружающем атоллы, в различных местах и в нескольких различных временных рамках. Они показали, что в отсутствие любого гипотетического экстремально разрушительного (геологического) события предсказываемые долгосрочные концентрации уменьшатся до фоновых океанических уровней примерно за пределами 100 км от атоллов.

### **Аварии реакторов**

*Чернобыль 1986*<sup>29-34</sup>. До сих пор самой серьезной аварией реакторов была авария в Чернобыле, произошедшая во время испытаний реактора 26 апреля 1986 года. Выбросу радиоактивности на Чернобыльской АЭС предшествовал взрыв пара, который сорвал крышку

реактора, что привело к выбросу в атмосферу летучих продуктов деления. Вторичный взрыв выбросил фрагменты горящего топлива и графита из активной зоны и позволил воздуху проникнуть внутрь, что привело к загоранию графитового замедлителя. Графит горел в течение девяти дней, в течение которых происходил основной выброс долгоживущей радиоактивности в окружающую среду. Начальный большой выброс в основном был связан с механической фрагментацией топлива при взрыве. Он содержал более летучие радионуклиды, такие, как благородные газы, а также изотопы йода и цезия. Второй большой взрыв между 7 и 10 днями был связан с высокими температурами, достигнутыми в расплаве активной зоны. Резкое уменьшение выбросов после десяти дней, по-видимому, было связано с быстрым охлаждением топлива, когда остатки активной зоны проплавили нижний экран и стали взаимодействовать с другими материалами в реакторе<sup>32</sup>.

Общая масса активной зоны энергетического реактора равнялась примерно 190 т, около  $3.5 \pm 0.5$  процента от которой было выброшено в окружающую среду<sup>30</sup>. Это соответствует выбросу 6 т фрагментов топлива. Анализ, проведенный для остатков активной зоны и осадочного материала внутри здания реактора предоставил независимую оценку выброса в окружающую среду. Эти исследования дали оценку доли выброса  $^{137}\text{Cs}$  в  $30 \pm 10$  процентов ( $8.5 \cdot 10^{16}$  Бк), основанную на средней доле выхода из топлива в 47 процентов с последующим удержанием остатка внутри здания реактора<sup>30</sup>. Для  $^{131}\text{I}$ , наиболее точная оценка выброса считается примерно равной 50 - 60 процентам от содержания в активной зоне в  $3.2 \cdot 10^{18}$  Бк. Количество выброшенных актинидов в  $10^2 - 10^3$  раз больше, чем в УРР, изготовленном из стержня отработанного топлива. Было оценено, что всего в окружающую среду было выброшено  $1.1 \cdot 10^{19}$  Бк. Сводка изотопного состава члена источника приведена в табл. 6.

*Уиндскейл 1957*<sup>35</sup>. В 1957 году на реакторе с графитовым замедлителем в Уиндскейле, Великобритания, который использовался для производства плутония для ядерного оружия возник пожар. Во время аварии реактор был выключен, и проводилась работа по испытаниям, которые включали высвобождение так называемой вигнеровской энергии в графите. Эти испытания включали нагрев графита выше определенной критической температуры. В графите возник пожар, который привел к разрушению некоторых из топливных элементов. Пожар был обнаружен только на следующий день. Поскольку реактор не имел сохраняющей конструкции и был снабжен только воздушными фильтрами, летучие продукты деления были выброшены в окружающую среду. В официальных отчетах утверждалось, что около  $7.4 \cdot 10^{14}$  Бк летучего продукта деления  $^{131}\text{I}$  было выброшено в окружающую среду во время пожара<sup>35</sup>. Заражение от реактора было значительным: большое количество молока, произведенного около Уиндскейла, было уничтожено, и измеримые количества  $^{131}\text{I}$  были обнаружены в больших районах Центральной Европы.

*Владивосток 1985*<sup>36</sup>. В августе 1985 года произошел взрыв реактора подводной лодки, пришвартованной во Владивостоке на российском побережье России в бухте Чажма. Авария была аналогична произошедшей в США в 1961 году (SL-1). Обе эти аварии могут быть классифицированы как аварии критичности, в которых манипуляции с расщепляющимися материалами возбудили нежелательную цепную реакцию с последующим выделением энергии и радиоактивности. В аварии во Владивостоке операторы не выполнили требования по безопасности при перезагрузке активной зоны реактора. Энергичный взрыв выбросил части активной зоны реактора из подводной лодки и вызвал пожар, который продолжался около часа. Фрагменты горящего материала, содержащие продукты деления и активации, были выброшены на расстояние от 50 до 100 м от подводной лодки. Однако, загрязнение было более распространенным, простираясь от гавани по берегу до 5.5 км. Количество выброшенной радиоактивности оценивалось как  $1.9 \cdot 10^{17}$  Бк.

**Табл. 6.** Текущая оценка выброса радионуклидов во время аварии в Чернобыле<sup>31</sup>.

Содержание в активной зоне 26.04.86			Общий выброс во время аварии	
Нуклид	Период полураспада	Активность (Бк)	Процент от содержания	Активность (Бк)
$^{133}\text{Xe}$	5.3 дня	$6.50\text{E}+18$	100	$6.50\text{E}+18$
$^{131}\text{I}$	8.0 дня	$3.20\text{E}+18$	50-60	$1.76\text{E}+18$
$^{134}\text{Cs}$	2.0 года	$1.80\text{E}+17$	20-40	$5.40\text{E}+16$

<sup>137</sup> Cs	30.0 года	2.80E+17	20-40	8.50E+16
<sup>132</sup> Te	78.0 часа	2.70E+18	25-60	1.15E+18
<sup>89</sup> Sr	52.0 дня	2.30E+18	4-6	1.15E+17
<sup>90</sup> Sr	28.0 года	2.00E+17	4-6	1.00E+16
<sup>140</sup> Ba	12.8 дня	4.80E+18	4-6	2.40E+17
<sup>95</sup> Zr	65.0 дня	5.60E+18	3.5	1.96E+17
<sup>99</sup> Mo	67.0 часа	4.80E+18	>3.5	1.68E+17
<sup>103</sup> Ru	39.6 дня	4.80E+18	>3.5	1.68E+17
<sup>106</sup> Ru	1.0 год	2.10E+18	>3.5	7.30E+16
<sup>141</sup> Ce	33.0 дня	5.60E+18	3.5	1.96E+17
<sup>144</sup> Ce	285.0 дня	3.30E+18	3.5	1.16E+17
<sup>239</sup> Np	2.4 дня	2.70E+19	3.5	9.50E+16
<sup>238</sup> Pu	86.0 года	1.00E+15	3.5	3.50E+13
<sup>239</sup> Pu	2.4×10 <sup>4</sup> года	8.50E+14	3.5	3.00E+13
<sup>240</sup> Pu	6.6×10 <sup>3</sup> года	1.20E+15	3.5	4.20E+13
<sup>241</sup> Pu	13.2 года	1.70E+17	3.5	6.00E+15
<sup>242</sup> Cm	163.0 дня	2.60E+16	3.5	9.00E+14
Общий выброс активности (Бк)				1.09E+19

### Аварии, включающие ядерные материалы и радиоактивные источники

*Паломарес 1966*<sup>35</sup>. 17 января 1966 года американский самолет-заправщик и бомбардировщик Б-52, несущий четыре водородных бомбы в одну мегатонну, разбились при дозаправке в воздухе над испанским средиземноморским побережьем. Обломки самолетов вместе с тремя бомбами упали вблизи города Паломарес. Четвертая бомба упала в Средиземное море и была позже найдена невредимой, так же как одна из бомб, упавших на землю вблизи Паломареса. Однако, обычное взрывчатое вещество других двух бомб взорвалось при столкновении и содержащийся в бомбах расщепляющийся материал был рассеян по площади около 2.3 км<sup>2</sup> в сельскохозяйственных, городских, и необрабатываемых участках. Никто из испанского населения не пострадал при аварии, но большой участок земли был обеззаражен. Около 1000 м<sup>3</sup> радиоактивно зараженного материала было впоследствии удалено для хранения в США. Для слежения за долговременными стохастическими последствиями экспозиции в период с 1966 по 1990 год было проведено 1190 обследований 769 лиц. Для 55 лиц, у которых было обнаружено внутреннее загрязнение плутонием, по образцам мочи были сделаны оценки эффективной дозы радиации (за 50 лет) в диапазоне от 20 до 200 мЗв. Для сравнения, умеренно высокий естественный фон в течение 50 лет приводит к общей оцениваемой дозе около 150 мЗв.

*Туле 1968*<sup>36</sup>. Аналогично, 21 января 1968 года американский бомбардировщик Б-52, несущий четыре водородных бомбы в одну мегатонну, упал в море примерно в 15 км от авиабазы Туле в 11 км от северо-западного побережья Гренландии. Удар привел к детонации обычного взрывчатого вещества в бомбах и рассеянию содержащегося в них <sup>239</sup>Pu над так называемым огненным пятном (размером примерно в 750 x 150 м), где горело авиационное топливо. Плутоний немедленно окислился в нерастворимую форму оксида. Около 3 кг плутония было найдено в огненном пятне, или рядом с ним (так называемый «черный снег»). Еще 3 кг было обнаружено среди многих тысяч обломков. Неизвестное количество было перенесено в море с дымом от пожара, который поднимался в воздух на несколько сотен метров. Около 0.5 кг <sup>239</sup>Pu, раздробленного на мелкие частицы, позднее было найдено на дне моря после летних радиологических исследований. Растаявшие айсберги оставили над отложением все увеличивающийся слой гравия. Датская научная экспедиция очень скоро обнаружила, что за пределами огненного пятна, которое было быстро изолировано, а затем удалено, риска загрязнения не было.

### ПРИЛОЖЕНИЕ Б

## КОБАЛЬТ-60: КРИТЕРИЙ ДЛЯ LASAIR

Для того, чтобы сделать оценки коллективной дозы в модели клина, сначала следует определить оптимальные используемые параметры. Это делается в анализе случая УРР, в котором используется широко доступный источник: 2000 Ки  $^{60}\text{Co}$ , который обычно используется во всем мире для радиотерапевтических приложений при лечении рака. Рассматривая этот конкретный член источника, мы используем программу LASAIR для получения критерия для модели клина и фиксации свободных параметров.

### Калибровка скорости осаждения и угла раскрытия

В модели клина имеется два существенных свободных параметра, угол раскрытия ( $\theta$ ) и скорость осаждения ( $v$ ). Феттер и фон Хиппель<sup>17</sup> выяснили, что последний параметр может сильно изменяться в зависимости от окружающих условий, и что принимаемое в расчетах значение потом критически влияет на окончательные результаты расчетов. Для того, чтобы установить обоснованные значения для скорости осаждения и для угла раскрытия в настоящем исследовании, было проведено сравнительное исследование с помощью программы LASAIR. Для целей получения критерия был проведен расчет по программе LASAIR в котором предполагалось, что происходит детонация УРР со связанным членом источника в 2000 Ки  $^{60}\text{Co}$ . Полный перечень параметров, используемых в этом сценарии, приведен в табл. 4.

Целью этой процедуры получения критерия является применение модели клина к этому же самому сценарию и выбора значений угла раскрытия и скорости осаждения для того, чтобы достичь наилучшего возможного согласия с результатами программы LASAIR для дозы вдыхания. Однако, перед тем, как можно будет выполнить эту процедуру, следует принять во внимание ключевое различие между программой LASAIR и моделью клина. Вдыхаемая доза при заданном значении  $r$  в модели клина постоянна вдоль всей поперечной протяженности клина. В программе LASAIR это не так, поскольку простая проверка поперечного профиля вдыхаемой дозы выявляет пиковое значение вдоль центральной оси с симметричным уменьшением с обеих сторон от центрального значения. в терминах физической модели поэтому программа LASAIR включает дополнительный механизм потерь, который не учитывается в простой модели клина, механизм поперечной потери. Поскольку эти поперечные эффекты отсутствуют в модели клина, следует ввести поправку для того, чтобы получить физически самосогласованное перекрестное сравнение, которое требует введения эффективной скорости осаждения. Это просто означает, что значение  $v$ , полученное для модели клина в процедуре построения критерия, будет представлять полную потерю аэрозоля как функцию от  $r$ , которая предполагает имитацию механизмов потери как в вертикальном, так и в поперечном направлениях. Это не просто техническая деталь, она отражает ключевой механизм, который не присутствует в модели клина.

Это различие в поперечном профиле существенно, и поэтому следует применить коррекцию модели клина для того, чтобы учесть это различие. Если поперечный профиль в программе LASAIR аппроксимируется гауссовой функцией, то полная активность в воздухе в модели клина, основанная только на значениях на центральной оси, в результате будет превышать соответствующую активность в воздухе в программе LASAIR. Так происходит потому, что площадь под гауссовой функцией значительно меньше, чем площадь под прямоугольной функцией той же ширины и высоты. Для того, чтобы достичь согласия между полными площадями под обеими этими функциями, величину (высоту) прямоугольной функции, представляющей профиль в модели клина, следует умножить на коэффициент коррекции. Для того, чтобы обе функции имели одну и ту же ширину ( $3\sigma$ , где  $\sigma$  в этом случае является стандартным отклонением гауссова распределения), простые алгебраические вычисления показывают, что этот коэффициент коррекции ( $k_a$ ) равен:

$$k_a = \frac{A_{gaus}}{A_{step}} = \frac{\sqrt{2\pi}}{6} \quad (8)$$

Учитывая эту коррекцию, будет возможно провести правильное сравнение между про-

граммой LASAIR и моделью клина. Вдыхаемая доза на центральной оси как функция расстояния от точки детонации ( $r$ ), полученная из расчетов по программе LASAIR, приведена в табл. 7.

**Табл. 7.** Вдыхаемая доза на центральной оси как функция  $r$  в программе LASAIR

Доза (мЗв)	Расстояние (км)
100	0.1
30	0.4
10	0.7
3	1.9
1	3.9
0.3	8.1

Соответствующая функция в модели клина может быть преобразована следующим образом:

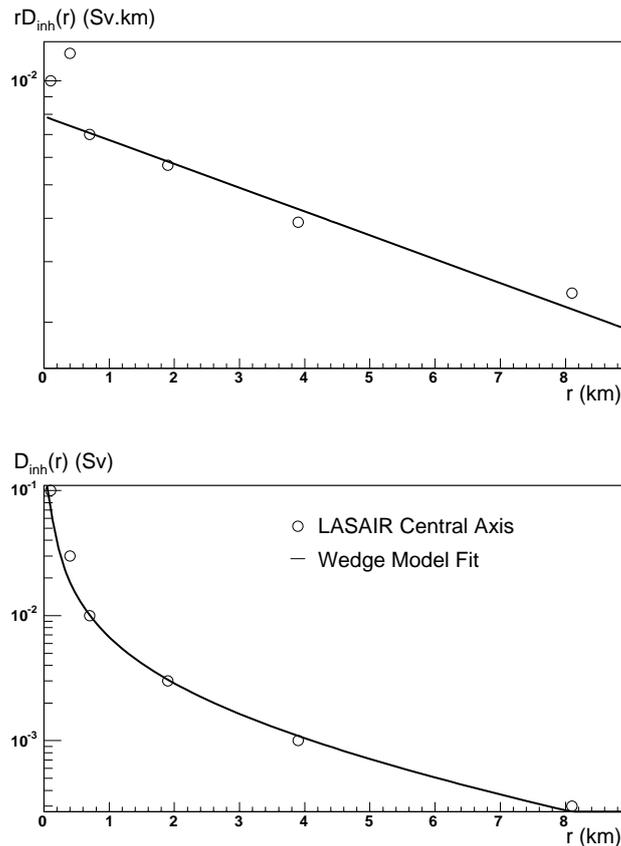
$$\log[rD_{inh}(r)] = \log\left[\frac{k_a e_{inh}(50)A_0 R_{inh}}{uH\Theta}\right] - r/L \quad (9)$$

Это означает, что если нанести значения  $rD_{inh}(r)$  из программы LASAIR в зависимости от  $r$  в логарифмическом масштабе, то эквивалентные результаты модели клина будут представлять собой прямую линию, и поэтому такая подгонка данных позволит получить доступ к переменным  $\Theta$  и  $v$  (через уравнение 2 для последней). Верхний график на рис. 2 показывает точно такой тип рисунка для данных программы LASAIR. Можно видеть, что точки, близкие к точке детонации (при 0.1 и 0.4 км) несколько отклоняются от прямой линии, которая ожидается в простой модели. Это происходит из-за того, что программа LASAIR производит распределенный источник в точке детонации, в то время как в модели клина источник является точечным. Тем не менее, оставшиеся точки проявляют линейное поведение, и они используются для подгонки согласно уравнению 9, которая также показана на рисунке. Результаты для параметров модели клина, полученных в этой процедуре, таковы:

$$\Theta = 12^\circ \text{ и } v = 0.03 \text{ м/с}$$

Феттер и фон Хиппель<sup>17</sup> рассмотрели широкий диапазон скоростей осаждения от 0.003 - 0.03 м/с в сухих условиях до 1 м/с в присутствии осадков; они также заявили, что типичный диапазон углов раскрытия составляет  $3^\circ - 17^\circ$ . Поэтому приведенные выше значения для подгонки данных программы LASAIR кажутся более, чем обоснованными. Однако, следует иметь в виду, что скорость осаждения в 0.03 м/с является эффективным параметром, который принимает во внимание потерю активности в воздухе как в вертикальном, так и в поперечном направлениях. Также очень важно подчеркнуть, что нужно применить коррекцию из уравнения 8 при использовании этих значений скорости выпадения и угла раскрытия в уравнениях 2 - 7.

Мы показали в этом определении критерия, что, несмотря на то, что модель клина не включает механизма поперечной потери, между ней и программой LASAIR может быть достигнуто прекрасное согласие для профиля вдыхаемой дозы, если ввести эффективную скорость осаждения и произвести простую коррекцию поперечной геометрии модели клина. Это согласие можно видеть на нижнем графике рис. 2.



**Рис. 2.** Данные по вдыхаемой дозе на центральной оси из программы LASAIR из табл. 7 и подгонка, основанная на модели клина (уравнение 9). На горизонтальной оси обоих рисунков отложено расстояние от точки детонации в км. На вертикальной оси верхнего рисунка отложено произведение вдыхаемой дозы (в Зв) на расстояние, а у нижнего рисунка - вдыхаемая доза (в Зв). Кружками указаны данные программы LASAIR, линией - подгонка по модели клина.

## ПРИМЕЧАНИЯ И ССЫЛКИ

1. Henry Kelly, Testimony before the Senate Committee on Foreign Relations, (Washington, USA, June 2002), [http://www.fas.org/ssp/docs/kelly\\_testimony\\_030602.pdf](http://www.fas.org/ssp/docs/kelly_testimony_030602.pdf)
2. M. A. Levi and H. C. Kelly, "Weapons of Mass Disruption," Scientific American (November 2002): 77 - 81.
3. C. D. Ferguson, T. Kazi, and J. Perera, "Commercial Radioactive Sources: Surveying the Security Risks", (Monterey: Center for Nonproliferation Studies, 2003): Occasional Paper Nr. 11, <http://cns.miis.edu/pubs/opapers/op11/op11.pdf>
4. M. Bunn, A. Wier, and J. P. Holdren, "Controlling Nuclear Warheads and Materials: A Report Card and Action Plan" (Cambridge: Harvard University, 2003). [http://www.nti.org/e\\_research/cnwm/cnwm.pdf](http://www.nti.org/e_research/cnwm/cnwm.pdf)
5. M. M. Hart, "Disabling Radiological Dispersal Terror", (Livermore: Lawrence Livermore National Laboratory, November 2002): Report UCRL-JC-150849. <http://eed.llnl.gov/ans/Hart/HartANS2002.pdf>
6. M.A. Molecke et al., "Spent Fuel Sabotage Test Program, Surrogate and Fission Product Aerosol Results," (Nashville: Proceedings of the 47<sup>th</sup> Meeting of the Institute of Nuclear Materials Management, July 2006).
7. H. Zhang, "Radiological Terrorism: Sabotage of Spent Fuel Pool," INESAP Information Bulletin 22. <http://www.inesap.org/bulletin22/bul22art30.htm>
8. Code of Conduct on the Safety and Security of Radioactive Sources, IAEA, 2004. <http://www-rasnet.iaea.org/default.asp>

9. U. Fischer and H. Wiese, "KORIGEN", ORNL-tr5043, 1983. См. также: <http://www.nucleonica.net:81/wiki/index.php/Help:WebKORIGEN>
10. Large and associates, "Potential Radiological Impact and Consequences arising from Incidents involving a Consignment of Plutonium Dioxide under Transit from COGEMA La Hague to Marcoule/Cadarache," Greenpeace International Report, 2004.
11. J. Magill and J. Galy, "Radioactivity, Radionuclides and Radiation," (Heidelberg: Springer Verlag, 2004).
12. IAEA, Dosimetric and medical aspects of the radiological accident in Goiânia in 1987, IAEA-TECDOC-1009, IAEA, June 1998.
13. "The Goiânia Radiation Accident," Health Physics 60 (1991).
14. Radiation Protection Dosimetry, 1988, 25(3):217.
15. International Commission on Radiological Protection. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72, Annals of the ICRP 26 (1996).
16. Report to the American Physical Society by the Study Group of Light-water Reactor Safety. Review of Modern Physics 47, Supplement 1 (1975)
17. S. Fetter and F. Von Hippel, "The Hazard from Plutonium Dispersal by Nuclear-warhead Accidents," Science and Global Security 2 (1990) 21 - 42.
18. Ingenieurbüro Janicke, 26427 Dunum, Germany. Частное сообщение.
19. Ausbreitungsmodell LASAT Referenzbuch zu Version 2.9, März 2000, Ingenieurbüro Janicke.
20. H. Höfer, U. Langmeier, Th. Rojahn and G. Schmitt, "Der WAK Nachsorgefall," atw 48 (2003) 28-34.
21. K. Mayer, M. Wallenius, and I. Ray, "Nuclear Forensics - A methodology for attribution of illicitly trafficked nuclear material," The Analyst 130 (2005) 433 - 441.
22. Articles 4 and 5 of the Basic Safety Standards, - Council Directive 96/29/Euratom.
23. T. P. McLaughlin et al., "A Review of Criticality Accidents," Report LA-13638, Los Alamos, 2000. [http://www.csirc.net/10\\_Library/00\\_Reports/13638/la-13638.pdf](http://www.csirc.net/10_Library/00_Reports/13638/la-13638.pdf)
24. R. Serber, "The Los Alamos primer - The first lectures on how to build an atomic bomb", University of California press, Berkeley, 1992.
25. The Avalon Project at Yale Law School, "The Atomic Bombing of Hiroshima & Nagasaki," 1996-2007, <http://www.yale.edu/lawweb/avalon/abomb/mpmenu.htm>.
26. "Radiological situation at the atolls of Mururoa and Fangataufa: Main Report (Radiological assessment reports series)", IAEA, 1998.
27. R. Fry, D. Levins, and E. Warnecke, "Radionuclide Migration through the geosphere". IAEA Bulletin, 40/4/1998. <http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull404/article7.pdf>
28. E.T. Brown, "The consequences of underground nuclear testing in French Polynesia", ATSE Focus, No.104, 1998. <http://www.atse.org.au/publications/focus/focus-brown-et.htm>
29. S.T. Bedyayev et al., "The Chernobyl source Term," Proc. Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three major Nuclear Accident: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, EVR-13574, CEC (1991): 71-91.
30. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes) Volume II: Effects. <http://www.unscear.org/pdf/files/gareport.pdf>
31. Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts, 2002 Update of "Chernobyl: Ten Years On", Radiation Protection, OECD, Nuclear Energy Agency. <http://www.nea.fr/html/rp/reports/2003/nea3508-chernobyl.pdf>
32. V.A. Kashparov, Yu.A. Ivanov., Yu.V. Khomutinin. and E.M. Pazukhin, "Estimation of effective temperature and duration of annealing of the fuel particles released from the Chernobyl reactor during the accident," Radiokhimiya (Radiochemistry), 38/1 (1996): 91-95 (in Russian).
33. V.A. Kashparov, Yu.A. Ivanov, V.P. Protsak, Yu.V. Khomutinin, V.I. Yoschenko, and E.M. Pazukhin, "Assessment of the maximal temperature and of the duration of annealing of Chernobyl fuel particles during the accident,". Radiokhimiya (Radiochemistry) 39/1 (1997): 66-70 (in Russian).
34. V.A. Kashparov, Yu.A. Ivanov, S.I. Zvarich, V.P. Protsak, Yu.V. Khomutinin, A.D. Kurepin, and E.M. Pazukhin, "Formation of Hot Particles During the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident," Nuclear Technology 114/1 (1996): 246-253.
35. M.J.Crick and G.S.Linsley, "An assessment of the radiological impact of the Windscale reactor fire, October 1957," Chilton, NRPB-R135 (1982) London.

36. V. Romanova and M. Takano, "Atmospheric Transport of Radioactive Nuclide from Russia to Neighbouring Countries," IIASA, IR-02-010, Austria, 2002. <http://www.iiasa.ac.at/Publications/Documents/IR-02-010.pdf>
37. A.Espinosa et al., "Assessment of doses to adult members of the public in Palomares from inhalation of plutonium and americium," Radiation Protection Dosimetry, Vol.79, No 1-4 (1998): 161-164.
38. M.Eriksson, "On weapons plutonium in the Arctic environment (Thule, Greeland)", Riso National Laboratory, Denmark, Riso-R-1321(EN), April 2002. <http://www.risoe.dk/rispubl/NUK/nukpdf/ris-r-1321.pdf>