

ВОЗДЕЙСТВИЯ ВЫБРОСОВ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ И ПЕРСОНАЛ ПРИ ПРЕОБРАЗОВАНИИ ОБЪЕКТА "УКРЫТИЕ" ЧАЭС

А. А. Сизов

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Чернобыль

Выполнен обзор и обобщение методик воздействия выбросов радиоактивных веществ на персонал и окружающую среду с точки зрения применения для оценки воздействий в процессе преобразования объекта "Укрытие". Проведен анализ существующих исходных данных, даны рекомендации по их применению. Приведены примеры применения разработанного методического подхода в проекте стабилизации объекта "Укрытие" и в концептуальном проекте нового безопасного конфайнмента.

Введение

После аварии 1986 г. на 4-м энергоблоке ЧАЭС и строительства объекта "Укрытие" большое количество радиоактивных веществ оказалось внутри его в различном состоянии, в том числе в виде пыли. Учитывая то, что эту пыль достаточно трудно контролировать, она представляет собой большую опасность для человека и окружающей среды. Кроме того, в настоящее время проводится значительный объем работ, направленный на уменьшение влияния объекта "Укрытие" на население и окружающую среду и приведение его в экологически безопасное состояние. Такими работами являются стабилизация строительных конструкций объекта, строительство нового безопасного конфайнмента (НБК) и др. В данных работах будет задействовано большое количество персонала, что делает проблему оценки воздействия выбросов еще более актуальной.

С начала работ по преобразованию объекта "Укрытие" (1998 г.) в ИПБ АЭС проводились разработка методов оценки воздействия выбросов из объекта на окружающую среду и персонал, а также сбор и анализ исходных данных. В данной работе сделан краткий обзор и обобщение этих методов и методик, проведен анализ существующих подходов, а также показаны основные результаты их применения.

Выбросы пыли в процессе преобразования объекта "Укрытие"

Анализ имеющихся данных о пыли в объекте "Укрытие"

Оценки количества пыли на верхних уровнях объекта "Укрытие" проводились несколько раз и были собраны в отчетах [1 - 3]. Первые оценки были проведены в 1986 г. при помощи гамма-радиометрии, произведенной с борта вертолета над разрушенным зданием реактора. Измерения проводились по обломкам фрагментов активной зоны, и, таким образом, количество топливной пыли представляет только грубую оценку. В это же время предполагалось, что 10 т пыли покрывает площадь около 5000 м².

Оценка топливной пыли по результатам измерений активности дала величину количества пыли, равную в 100 г м⁻². При величине площади центрального зала в 2500 м² общее количество топливной пыли было оценено в 250 кг. Тем не менее, необходимо отметить, что с учетом характеристик поверхности, на которой проводилось исследование, результат будет представлять нижнюю границу количества топливной пыли.

В отчете по состоянию безопасности объекта "Укрытие" за 1993 г. [4] была проведена оценка общей массы "горячих" частиц, содержащихся в центральном зале. Расчет поверхностного загрязнения по урану составил 3,4 г·м⁻². Такая цифра поверхностного загрязнения была затем использована при расчете общего количества топлива (в центральном зале) при общей площади развала в 2500 м², умноженная на 60 для учета шероховатости поверхности. Этот расчет дал приблизительную оценку общей массы топлива в 510 кг.

Средняя по мазкам (по результатам измерений 1997 г.) плотность загрязнения поверхностей ураном [3] значительно ниже ($23 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-2}$). Однако эта цифра требует незначительной корректировки для учета эффективности снятия мазка и составляет величину $37 \text{ мг}\cdot\text{м}^{-2}$ плотности загрязнения поверхности ураном (по экспериментальным данным отчета [3]). По экспертным оценкам (при использовании различных способов) коэффициент перехода от площади поверхности в плане к общей площади открытой поверхности составляет $10^3 - 10^4$. Расчет общего загрязнения ураном на площади 2500 м^2 по центральному залу дает цифру от 92,5 до 925 кг в зависимости от применяемого метода оценки.

Основываясь на имеющейся информации и методике проведения измерений, величину массы топливной пыли, находящейся в центральном зале, возможно определить только как порядковую. Она колеблется между 250 и 1000 кг. С учетом общей площади подкровельного пространства (центрального зала, барабанов-сепараторов и деаэрационной этажерки), а также площади кровли, в целом составляющей 5580 м^2 , количество топливной пыли будет оцениваться в пределах от 500 до 2000 кг.

Подъем пыли

Ветровой подъем пыли. В качестве количественной характеристики вторичного пылеподъема используется [5] коэффициент дефляции

$$k = \frac{Av}{As},$$

где Av - воздушная концентрация, $\text{Бк}/\text{м}^3$; As - поверхностная концентрация, $\text{Бк}/\text{м}^2$.

Несмотря на ряд недостатков, коэффициент дефляции является наиболее приемлемой характеристикой оценки способности поверхности к загрязнению прилегающей воздушной среды.

Ниже приводится обзор доступных данных об аналитических представлениях зависимости коэффициента дефляции (коэффициент вторичного пылеподъема, Resuspension Factor) от времени, прошедшего после аварии. Необходимо отметить, что при оценке дозы внутреннего облучения персонала погрешность расчета дозы определяется, главным образом, погрешностью коэффициента дефляции [6].

Чтобы напрямую сравнивать четыре подхода, описанные в [7 - 12], оцененный коэффициент дефляции был представлен как функция времени (рис. 1). Видно, что за первые 10 дней разница между подходами [7], [11] и [12] существенна. Следует отметить, что формула Гарланда [7] получена для измерений в первые несколько часов/дней после осадения, в то время как формулы RODOS [11] и НИИАЭ [12] используют данные, начиная с 30 до 50 дней после осадения.

Подход [9] приводит к коэффициенту дефляции значительно большему, чем любая из других формул в течение времени между 2 и 300 днями после осадения, и расходится с данными, полученными используя формулы RODOS и НИИАЭ или формулу Гарланда.

В обзоре данных, полученных после аварии 1986 г. [13], коэффициент дефляции соответствует степенному закону (с показателем степени приблизительно от -0,5 до -1,0), а также показательной функции (с постоянной времени от 0,02 до 0,12 мес^{-1}). Анализировались данные для более чем 20 европейских площадок, с использованием измерений до 2 - 3 лет после Чернобыльской аварии. Было обнаружено, что данные могут одинаково хорошо быть представлены степенным законом (коэффициент корреляции 0,41) или показательной функцией (коэффициент корреляции 0,42). Однако были рассмотрены коэффициенты дефляции, измеренные после 30 июня 1986 г., поэтому не включены первые два месяца после осадения.

Необходимо отметить, что, используя эти формулы для оценки доз при работах в зоне отчуждения, необходимо учитывать следующие факторы:

ветровой занос радиоактивных веществ с более загрязненных территорий на послеаварийное покрытие;

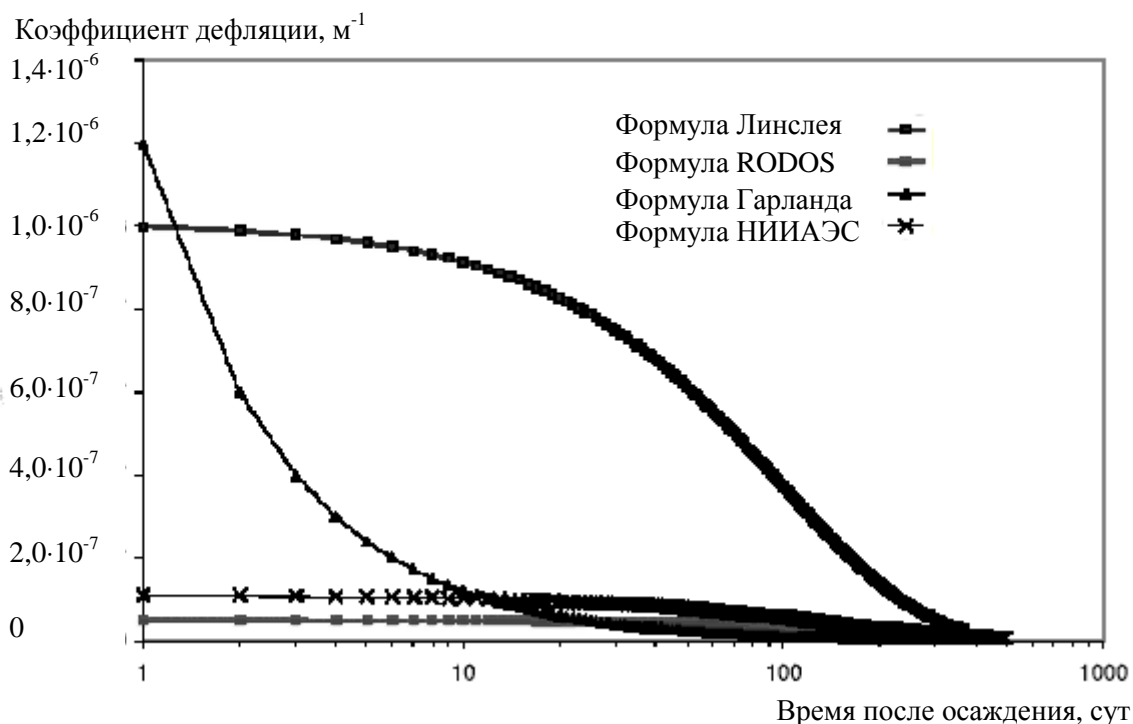


Рис. 1. Оцененные коэффициенты дефляции по различным данным в зависимости от времени после осадения.

неоднородность покрытия (щебень, песок);
 особенности формирования техногенного слоя (занос загрязненного грунта с "грязной" территории механическим способом и пр.);
 продолжающийся выброс из объекта "Укрытие";
 неоднозначность поведения воздухопотоков возле объекта "Укрытие" и других зданий.

Для учета этих факторов необходимы дальнейшие исследования.

Механический подъем пыли. В данном разделе приводится обзор доступных данных о коэффициенте дефляции при механическом возмущении поверхности. Величина коэффициента дефляции, рекомендованная NUREG/ CR-5512 [14], равна $1 \cdot 10^{-6} \text{ м}^{-1}$ и основана на литературных данных, опубликованных с 1964 по 1990 г.

В этих данных коэффициент дефляции изменяется от $2 \cdot 10^{-11}$ до $4 \cdot 10^{-2} \text{ м}^{-1}$, однако, в основном, для условий вне помещения (т.е. с учетом ветрового воздействия и растительности).

Только два источника из приведенных в [14] приводят данные для коэффициента дефляции внутри помещения. Первый - это технический отчет МАГАТЭ [15], где приведена величина $5 \cdot 10^{-5} \text{ м}^{-1}$, которая получена для действующих ядерных установок. Второй - это обзор Сехмеля [16], который приводит различные величины для коэффициента дефляции в зависимости от типа деятельности в комнате здания (ходьба, интенсивное подметание и вентиляция). Диапазон величины коэффициента дефляции, определенный в этой работе, находится в пределах от $1 \cdot 10^{-6}$ до $4 \cdot 10^{-2} \text{ м}^{-1}$. Нижний уровень этого диапазона принят как рекомендованный на основе того, что поверхности предполагаются очищенными от легко удаляемого загрязнения на момент проведения оценки.

На основании анализа прямых измерений поверхностного и объемного загрязнений в помещениях объекта "Укрытие" [17, 18] получена зависимость объемного загрязнения от поверхностного. Частота попадания в определенный интервал значений этой зависимости изображена на рис. 2. Значение коэффициента дефляции находится в пределах от $1,46 \cdot 10^{-7}$ до $5,93 \cdot 10^{-4} \text{ м}^{-1}$ со средним значением $2,87 \cdot 10^{-5} \text{ м}^{-1}$. Видно, что наиболее вероятный

коэффициент дефляции находится в пределах от 10^{-6} до $6 \cdot 10^{-5} \text{ м}^{-1}$. Значительное количество данных в пределах от $6 \cdot 10^{-5}$ до $4 \cdot 10^{-4} \text{ м}^{-1}$, вероятнее всего, объясняется тем, что на поверхность оказывалось значительное механическое воздействие, которое может значительно увеличить коэффициент дефляции.

Частота попадания в интервал

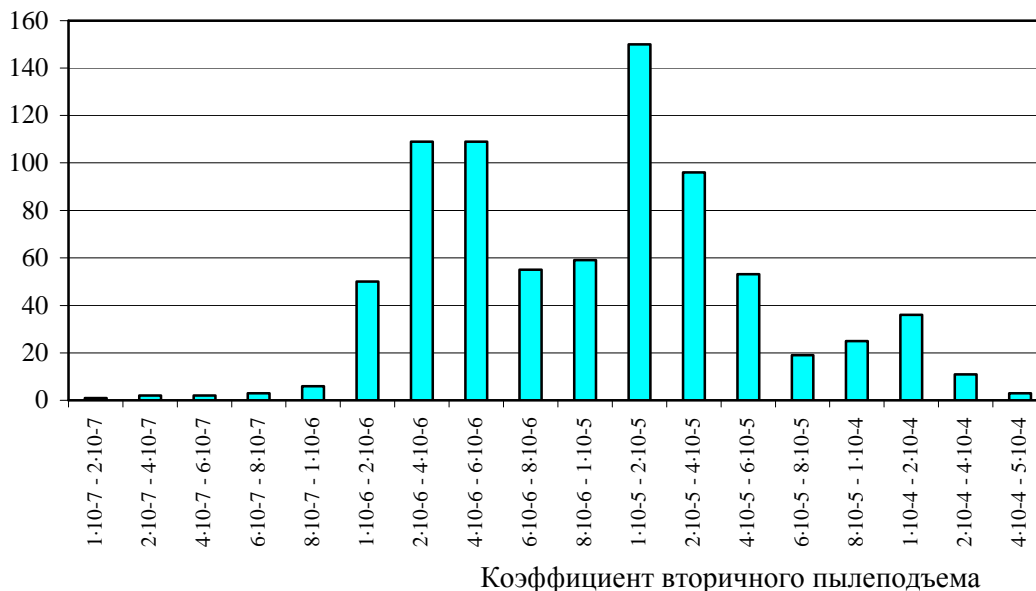


Рис. 2. Коэффициент вторичного пылеподъема в помещениях объекта "Укрытие".

Таким образом, результаты анализа указывают на то, что:

новые данные о коэффициенте дефляции попадают в тот же самый диапазон значений, который обозначен в [14], однако нижний предел диапазона на два порядка величины больше (от $1 \cdot 10^{-8}$ до $1 \cdot 10^{-2} \text{ м}^{-1}$); никакой существенно новой модели ресуспензии и методов измерения ресуспензии не было предложено с 1990 г.; величина коэффициента дефляции $1 \cdot 10^{-6} \text{ м}^{-1}$ наиболее часто предлагается как среднее в различных экспериментальных данных; как указано в [19], диапазон значений коэффициента дефляции, измеренных внутри помещения, составляет около четырех порядков величины; имеющиеся данные о коэффициенте дефляции внутри объекта "Укрытие" подтверждают данные литературного обзора; при расчетах подъема пыли на невозмущенной поверхности из соображений консервативности рекомендуется применять значение $1 \cdot 10^{-6} \text{ м}^{-1}$ при интенсивном возмущении поверхности $1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$.

Подъем пыли при авариях. Самыми серьезными последствиями, являются те, которые связаны с обрушением существующей кровли объекта "Укрытие". Такое событие вызвало бы краткосрочные, но чрезвычайные ветровые потоки и турбулентность внутри существующего в настоящее время объема объекта "Укрытие", что привело бы к образованию облака вторично поднятой пыли и топливных частиц. ИПБ АЭС провел оценку событий подобного характера; результаты этой работы отражены в отчете [3]. Именно эта оценка лежит в основе работы Варго [20]. Аналогичная оценка проводилась Германским обществом безопасности реакторов (GRS) [21] и еще одним институтом по проблемам радиологии окружающей среды Белорусской академии наук [22]. Последнее обновление можно найти в документе [23].

Наиболее вероятным центральным промежуточным событием является обрушение западной стены объекта "Укрытие" в результате одного из возможных исходных событий, таких как землетрясение средней силы. В результате обрушивается западная стена вместе с прилегающей к ней конструкцией. Обрушаются западная часть кровли, в том числе и элементы конструкций и L-образные щиты-ключки. Элементы конструкций, прилегающих к

западной стене, и компоненты кровли образуют завалы между объектом "Укрытие" и контрфорсной стеной. Перемещения воздушных масс и вибрации, вызванные этим воздействием, поднимают в воздух пыль, находящуюся в пределах объекта "Укрытие".

Различные имеющиеся расчеты взвешенной пыли колеблются в своих значениях от 3,5 до 5 т инертного материала, содержащего от 1 до 10 кг мелких топливных частиц. Пыль бы состояла из ряда частиц размером от субмикронных до нескольких десятков микрометров. Размеры различных частиц могли бы зависеть от различных сил и иметь различные скорости оседания; действие таких скоростей учитывается при расчетах атмосферного рассеивания.

Анализ моделей распространения радиоактивных веществ в атмосфере

Общий методический подход

Согласно рекомендациям Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) и Всемирной метеорологической организации в качестве основной модели диффузии выбирается модель диффузии Пасквилла, которая основана на статистическом (гауссовом) распределении примесей в атмосфере [24].

По продолжительности выброса радиоактивных аэрозолей в атмосферу различают кратковременный и продолжительный выбросы.

По расположению источника выбросы можно разделить на выбросы из вентиляционной трубы и выбросы через неплотности объекта "Укрытие" или НБК.

Особенности расчета в аэродинамической тени

В том случае, если происходит выброс радиоактивных аэрозолей интенсивностью Q (Бк/с) за время $T_{\text{выб}}$ (с) через неплотности объекта "Укрытие", в том числе с кровли, то аэрозоли будут попадать в зону аэродинамической тени с подветренной стороны объекта "Укрытие", перемешиваться в турбулентной струе, создаваемой потоком воздуха при обтекании объекта "Укрытие", и быстро достигать поверхности земли. При этом в зоне устойчивой циркуляции воздуха формируется объемный радиоактивный источник [5].

Дальнейшее распространение загрязнения будет происходить от объемного источника, т.е. необходимо модифицировать горизонтальный и вертикальный коэффициенты дисперсии, как это описано в [25].



Рис. 3. Разделение аэродинамической тени объекта "Укрытие".

Более удобная модель учета поведения примеси в тени здания приведена в [26]

Аэродинамическая тень разделена на две части, как показано на рис. 3.

Здесь H_B - высота объекта "Укрытие", A_B - поперечная площадь здания объекта "Укрытие".

В дальнейшем расчет производится в зависимости от местонахождения рецептора.

Ограничения в использовании гауссовой модели

Следующие ограничения стационарных гауссовых моделей нужно принимать во внимание и учитывать перед применением этого типа моделей в любом расчете распространения примеси в атмосфере [27].

Эффект причинности. Факельная гауссова модель предполагает, что загрязнение мгновенно переносится по прямой линии (как луч света) к рецептору, который может находиться на расстоянии нескольких часов или более передвижения примеси от источника. Таким образом, нет учета того, например, что ветер дует с одной и той же скоростью только в течение первого часа. Это означает, что факельная модель не может учитывать эффект причинности. Это свойство становится важным, когда рецепторы находятся на расстоянии более чем несколько километров от источника.

Низкая скорость ветра. Факельная гауссова модель показывает неправильные результаты при низкой скорости ветра или при штилевых условиях из-за того, что существует обратная зависимость от скорости ветра в стационарном уравнении Гаусса, и это ограничивает ее применение. К сожалению, во многих случаях это те условия, которые приводят к наихудшим результатам моделирования распространения для различных типов источников. В таких моделях обычно устанавливается минимальная скорость ветра в 0,5 или 1 м/с и предписывается игнорировать входные данные, которые меньше этого ограничения.

Прямолинейная траектория. В усредненном ландшафте эти модели будут обычно переоценивать воздействие ландшафта при стабильных условиях, потому что они не принимают во внимание изменение направления ветра или его увеличение из-за неровностей поверхности.

Пространственно однородные метеорологические условия. Гауссовы стационарные модели предполагают, что атмосфера однородна поперек моделируемой области и перемещение и дисперсные условия остаются неизменными до тех пор, пока выброс достигнет рецептора. В реальности действительно однородные условия встречаются крайне редко. Водные объекты, холмы и другие особенности территории, различия в использовании земли, характеристики поверхности, поверхностная влажность (например, орошаемые или неорошаемые сельскохозяйственные земли) - все это производит неоднородности в структуре пограничного слоя, который может влиять на перемещение загрязняющих веществ и дисперсию.

Конвективные условия могут служить примером неоднородных метеорологических данных, которые не может моделировать гауссова модель. Изучение выбросов из высоких источников (более 100 м) в присутствии конвекции показало, что возможна недооценка концентрации вблизи источника [28, 29].

Более сложные модели рассеивания

Хотя гауссова факельная модель широко используется во всем мире для сравнения опасности выбросов с регулирующими нормами, доступны другие модели без таких ограничений. Они использовались в течение десятилетий для научных исследований и сейчас начинают признаваться регулирующими органами. Их использование позволяет избежать ограничения, характерные для стационарных моделей. Хотя их требования к ресурсам (человеческим, компьютерным и к исходным данным) намного больше, чем для факельной модели, мощности компьютеров также быстро возрастают, делая этот аспект менее важным. Однако использование развитых моделей требует использования более подробных метеорологических данных.

Более сложные модели дисперсии могут быть сгруппированы в три категории, в зависимости от представления загрязняющего вещества в модели.

Частицы. Выбросы загрязняющих веществ, особенно из точечного источника, часто представляются потоком частиц, которые перемещаются ветром и случайным образом подвергаются турбулентным движениям по заданным в модели законам. Для таких моделей требуются мощные компьютеры, как минимум 10^5 частиц для представления выброса, но такие модели могут быть лучшим выбором при представлении загрязнения около источника.

Облака. Выбросы могут быть представлены рядом облаков материала, которые также перемещаются ветром. Каждое облако представляет собой дискретное количество загрязня-

ющего вещества, его объем увеличивается из-за турбулентного перемешивания. "Облачные" модели гораздо менее требовательны к компьютерным ресурсам, но они не так реалистичны в описании распространения загрязнений. Однако часто с помощью них можно получить достаточно реальные результаты, и последнее время они используются для целей регулирующего процесса.

Узловые точки. В данном случае распределение загрязнителя представлено концентрациями в (равномерной) трехмерной решетке точек. Это требует небольшие расчетные мощности, но сложности возникают, когда масштаб выброса меньше, чем шаг решетки. Этот метод обычно используется для так называемого "ангарного" моделирования. Попытки увеличить расчетную эффективность с одновременным реалистичным описанием дисперсии загрязнения приводят к комбинации выше обозначенных типов. Например, подход в модели 'PARTPUFF' [30] представляет выброс как гауссово облако в горизонтальном измерении и как частицы в вертикальном. "Частичечные" подходы обычно преобразуют частицы в ячеечное распределение, когда частицы достаточно диспергированы [31], модели "узловых точек" часто представляют подячейки как выбросы частиц или облаков [32].

Отличия стандартной гауссовой модели от сложных моделей

Основным отличием между гауссовой моделью и более сложными моделями является то, что более сложные модели требуют трехмерные метеорологические поля данных, а не измеренные в одной точке, и предполагают пространственную неоднородность.

Существует несколько вопросов, которые необходимо учитывать при применении развитых дисперсных моделей для оценки воздействий. Они могут отпугнуть потенциального пользователя, но дают более реалистичную и правдоподобную оценку. Это следующие вопросы: подробное понимание метеорологии пограничного слоя, атмосферной турбулентности, мезомасштабной метеорологии, динамики частиц; сложный пользовательский интерфейс программы, так как в данном случае требуется больше входных параметров, более сложная обработка результатов расчета; требуются трехмерные, нестационарные метеорологические данные.

Однако не все оценки требуют полных трехмерных, пространственно варьируемых метеорологических данных, и в некоторых случаях простой набор метеоданных для факельной модели может быть эффективно использован для "облачной" модели в режиме простых расчетов.

Выбор модели распространения радиоактивных веществ в атмосфере для преобразования объекта "Укрытие"

Сложные дисперсионные модели более трудны в применении, чем гауссова факельная модель, и ее цель - предоставлять более реалистичные результаты. Однако, даже принимая это во внимание, результаты, полученные от такого моделирования, не должны автоматически признаваться лучшими, чем полученные в результате простой факельной модели. Такая ситуация может возникнуть, когда какое-нибудь свойство источника было добавлено к факельной модели (например, алгоритм обтекания здания), а в сложной модели это учтено не было.

Некоторые примеры, когда сложные модели не являются лучшими по сравнению с факельной моделью:

рецептор, находящийся на близком расстоянии при отсутствии конвекции;

рецептор, находящийся на близком расстоянии при скорости ветра более 1 м/с.

В зависимости от моделируемой ситуации выбор между тем, представить ли загрязняющее вещество как факел (т.е. гауссова факельная модель) или как набор облаков или частиц (т.е. более сложная модель), может быть менее важен, чем учет атмосферной химии, осаждения или радиоактивного распада, что в конкретной модели может быть не учтено.

Главное то, что перед тем, как определить модель для оценки воздействий выбросов, необходимо детально изучить различные модели с точки зрения конкретного случая выброса из объекта "Укрытие", и лишь после этого принимать решение о выборе модели.

Для расчетов выбросов из объекта "Укрытие" для современных целей достаточно применения гауссовой факельной модели. Такой вывод делается, исходя из следующих предпосылок:

метеорологические условия варьируются внутри области рассмотрения воздействия незначительно и, следовательно, применимы для моделей, использующих статичные данные; источники или рецепторы не расположены на сложной поверхности, которая влияет на метеорологические условия, а также на дисперсные характеристики факела выброса;

вероятность того, что загрязнители аккумулируются в штилевых условиях или рециркулируют при изменении направления ветра, невелика;

в данной области, достаточно редко бывают штили или слабые ветры;

химическое взаимодействие между разными видами загрязнителя не важно;

соответствующие достоверные метеорологические данные в различных точках области рассмотрения отсутствуют;

неопределенность величины выброса из объекта "Укрытие" достаточно велика.

Метеорологические данные для расчета

Как показано в [26], одним из основных параметров, определяющих распространение выбросов в нормальном режиме эксплуатации в течение всего года, является повторяемость категорий устойчивости атмосферы. Для ее расчета необходимы следующие исходные данные, измеряемые несколько раз в сутки (обычно 8): направление ветра (в градусах или по 16 румбам); скорость ветра; общая и нижняя облачность в баллах; наличие сплошного тумана (видимость менее 1 км).

Кроме того, необходимы данные о датах образования и разрушения сплошного снежного покрова.

Определение категорий устойчивости атмосферы проводится по алгоритму, описанному в [33].

Методика расчета дозовых нагрузок

Для оптимизации проектных решений и мероприятий противорадиационной защиты необходима корректная оценка доз внешнего и внутреннего облучения персонала, участвующего в реализации работ. Как показали оценки, вклад в дозу облучения от нахождения на загрязненной поверхности, а также от нахождения в радиоактивном облаке невелик, и им можно пренебречь, принимая во внимание значительные неопределенности в исходных данных.

Выражение для расчета дозы внутреннего облучения за счет ингаляционного поступления радионуклидов в организм:

$$E_{\text{int}} = V \cdot k_{\text{сиз}} \cdot t \cdot \sum_i \sum_j e_{\tau}^{i,j} \cdot \left(\frac{C_{\text{eq}}^{\Sigma} \cdot p_{\text{eq}}^{i,j}}{100} + \frac{(A_{S\alpha}^{\Sigma} \cdot p_{S\alpha}^{i,j} + A_{S\beta}^{\Sigma} \cdot p_{S\beta}^{i,j})}{100} \cdot k_{\text{III}} \cdot k_D \right),$$

где V – темп дыхания, м³/ч; $k_{\text{СИЗ}}$ – защитный фактор применяемых средств индивидуальной защиты (СИЗ); t – время пребывания работника в рабочей зоне, ч; $e_{\tau}^{i,j}$ – доза на единицу поступления активности ингаляционным путем, обусловленная i -м радионуклидом j -го типа поглощения организмом, Зв/Бк; C_{eq}^{Σ} – концентрация смеси радионуклидов в воздухе, Бк/м³;

$A_{S\alpha}^{\Sigma}, A_{S\beta}^{\Sigma}$ – суммарное (по нуклидам) поверхностное α - и β -загрязнения, Бк/м²; $p_{\text{eq}}^{i,j}, p_{S\alpha}^{i,j}$ и $p_{S\beta}^{i,j}$ – процентное содержание i -го нуклида типа j в смеси (в воздухе и на поверхности,

соответственно); k_D – коэффициент дефляции (вторичного пылеподъема), m^{-1} ; k_{III} – коэффициент эффективности применяемых мероприятий по пылеподавлению.

В работе [34] проведен анализ чувствительности методик расчета, основные результаты этого анализа приведены на рис. 4 (для ингаляционного облучения).

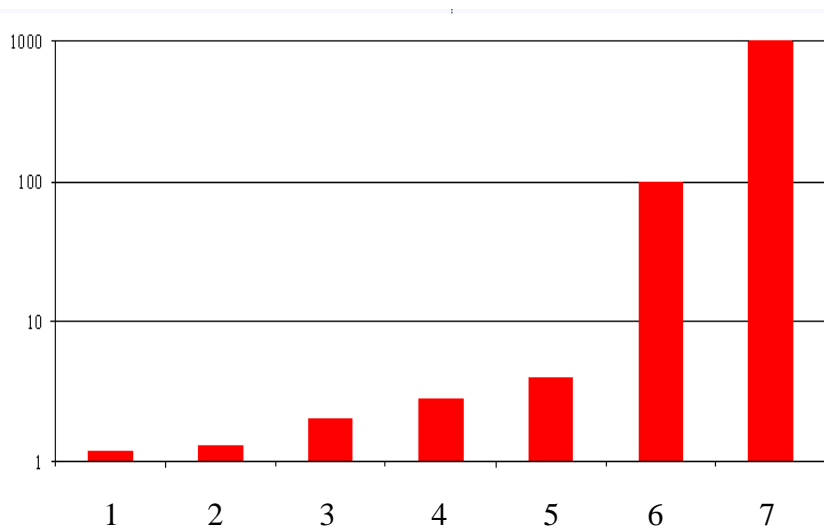


Рис. 4. Сравнение неопределенностей различных исходных данных при определении ингаляционной дозы: 1 - время облучения; 2 - ошибка измерения; 3 - объем вдыхаемого воздуха в единицу времени; 4 - дозовые коэффициенты; 5 - коэффициент эффективности средств защиты органов дыхания; 6 - коэффициент эффективности пылеподавления; 7 - коэффициент вторичного пылеподъема.

Примеры применения

Воздействия стабилизации строительных конструкций объекта "Укрытие" на окружающую среду

Проведенный анализ мероприятий по стабилизации объекта "Укрытие" [35] позволил определить основные источники дополнительных воздействий на окружающую среду, которые по характеру выполняемых работ можно разделить условно на категории – "подготовительные работы и мероприятие № 2", а также "другие мероприятия".

Подготовительные работы и мероприятие № 2 включают такие источники выбросов: планировка площадки, подготовка и строительство автодорог в пределах локальной зоны и за ней, подготовка площадки сборки металлоконструкций усиления, устройство проёмов в контрфорсной стене, устройство проёмов в кровле.

Другие мероприятия включают такие источники выбросов: проведение сварочных работ и работ по резке радиоактивно загрязненных конструкций, очистку поверхностей.

На основе данных [36] были рассчитаны величины выбросов при проведении различных работ в рамках проекта стабилизации. При этом учитывались следующие исходные данные: время выполнения работ, количественные характеристики работы (длина сварного шва, площадь территории на которой производится планировка и т.п.), наличие пылеподавления и т.д.

Результаты расчетов выбросов радиоактивных веществ по каждому мероприятию представлены на рис. 5.

Видно, что наибольшие выбросы происходят при реализации стабилизационных мероприятий 2 и 3с+3в. Поскольку выполнение мероприятий по стабилизации будет занимать определенный временной период, были определены среднесуточные выбросы для каждого мероприятия. Полученные данные представлены на рис. 6.

Основываясь на указанных данных можно заключить, что максимальный суточный выброс происходит при выполнении сварочных работ при реализации мероприятия № 4, что свидетельствует о том, что максимум приземной концентрации радионуклидов следует ожидать при выполнении этих работ. Необходимо отметить, что максимальный суточный выброс (при реализации мероприятия № 4) приблизительно в два раза меньше контрольного

уровня выброса через ВТ-2 [3], среднесуточный выброс за время реализации всех стабилизационных мероприятий приблизительно в 90 раз меньше этого контрольного уровня.

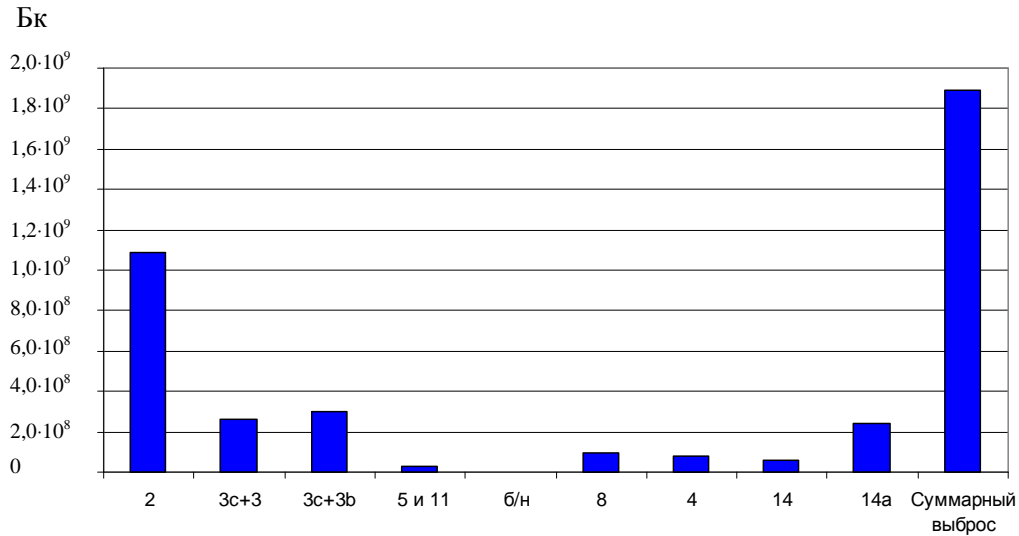


Рис. 5. Выбросы при выполнении различных мероприятий.

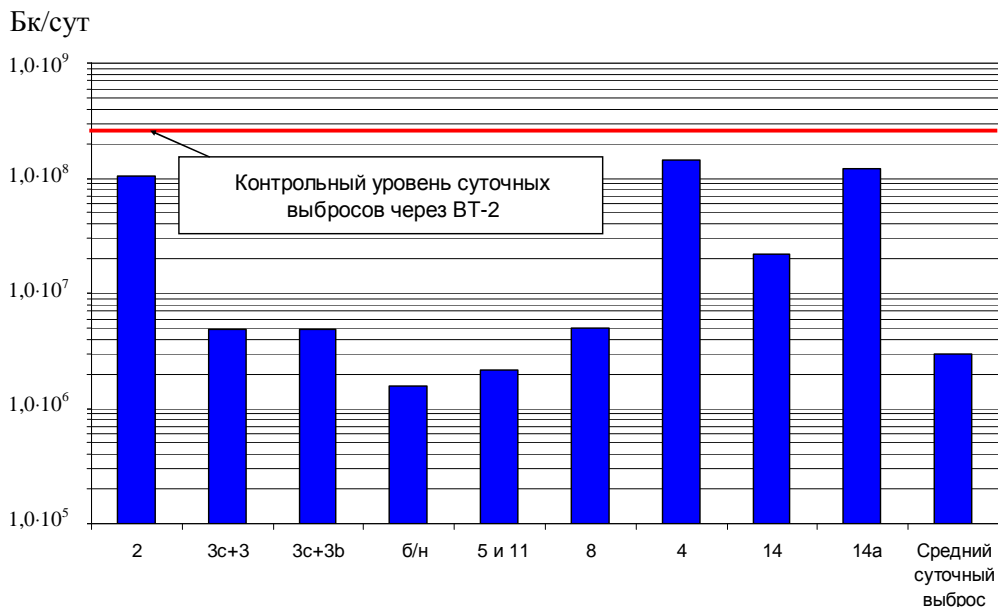


Рис. 6. Среднесуточные выбросы для различных мероприятий, средний за время работ суточный выброс, а также контрольный уровень выбросов через ВТ-2.

Для оценки воздействий этих выбросов применялись методики, описанные более подробно в [34].

Выполненные оценки воздействий на окружающую среду при реализации мероприятий по стабилизации объекта "Укрытие" [35] свидетельствуют о том, что основным видом воздействий является поступление радиоактивных веществ с выбросами в воздушную среду с последующим их перераспределением в компонентах окружающей среды.

Покомпонентный анализ воздействий на окружающую среду показал, что при нормальных условиях выполнения работ, привнесенное дополнительное количество радиоактивных веществ будет составлять доли процента от существующего загрязнения окружающей среды зоны отчуждения, обусловленного радиоактивными выпадениями 1986 г. Так, максимальное объемное загрязнение воздушной среды на расстоянии 30 км (на границе зоны отчуждения) от объекта "Укрытие" составит около 0,003 Бк/м³ ¹³⁷Cs, 0,002 Бк/м³ ⁹⁰Sr и 0,00016 Бк/м³ альфа-излучающими трансурановыми элементами (ТУЭ).

Наибольшее объемное загрязнение воздуха будет наблюдаться при выполнении планировки территории в локальной зоне, которое на расстоянии 40 м от источника выброса будет составлять около $1,5 \text{ Бк/м}^3$ (по сумме радионуклидов). При этом вклад в активность выброса альфа-излучающих ТУЭ составит около $0,04 \text{ Бк/м}^3$. Учитывая то, что данная величина близка к контрольному уровню, необходим постоянный оперативный контроль загрязнения воздуха.

Такой контроль можно осуществлять, в частности, с помощью оперативного контроля концентрации обычной пыли в воздухе [37].

Загрязнение почвенного покрова на расстоянии 30 км от объекта "Укрытие" (по сумме радионуклидов) составит около $1,5 \text{ Бк/м}^2$ ^{137}Cs , $1,7 \text{ Бк/м}^2$ ^{90}Sr и $0,035 \text{ Бк/м}^2$ альфа-излучающими ТУЭ.

Воздействие на водную среду, в частности р. Припять [38], также можно считать незначительным, поскольку ежегодный вынос радионуклидов рекой в 5000 раз превышает общую величину радиоактивного выброса, образующегося при реализации стабилизационных мероприятий.

Анализ воздействий при аварии показал, что максимальное дополнительное загрязнение почвенного покрова будет наблюдаться на расстоянии 1 км и не превысит 122 кБк/м^2 , что составляет от 2 до 0,04 % от существующего уровня загрязнения. Величина дополнительного поверхностного загрязнения на границе зоны отчуждения, в случае аварии, будут составлять менее 4 % от существующего уровня. Индивидуальная эффективная доза потенциального облучения населением на границе зоны отчуждения, будет составлять около 1 мЗв, что ниже границы оправданности для неотложных контрмер.

Воздействия эксплуатации НБК на окружающую среду

При анализе воздействий НБК на окружающую среду [39] рассмотрено его радиационное и нерадиационное воздействие. В результате качественного анализа определено, что нерадиационные факторы не будут оказывать заметного воздействия на окружающую среду и в ОВОС не анализируются.

В соответствии с поставленными целями сооружения НБК и для подтверждения необходимости сооружения НБК при оценке воздействия на окружающую среду выполнено сравнение экологических последствий для случая без сооружения НБК и при сооружении НБК. В результате анализа источников радиационного воздействия на окружающую среду НБК в качестве сравниваемых вариантов были определены следующие источники воздействия:

радиационный выброс при обрушении строительных конструкций объекта "Укрытие", которые не стабилизировались при реализации стабилизационных мероприятий, при том, что НБК не строится в качестве базового варианта для сравнения;

радиационный выброс при обрушении строительных конструкций объекта "Укрытие", которые не стабилизировались при реализации стабилизационных мероприятий, в период строительства НБК, при надвижке арочной конструкции в проектное положение – первый вариант для сравнения с базовым;

радиационный выброс при обрушении строительных конструкций объекта "Укрытие", которые не стабилизировались при реализации стабилизационных мероприятий, в период их демонтажа после ввода в эксплуатацию НБК – второй вариант для сравнения с базовым.

Величина выброса. В результате выполненных расчетов были установлены следующие уровни воздействий от принятых источников воздействий:

величина радиоактивных выбросов, поступающих в атмосферу при базовом варианте и при обрушении строительных конструкций объекта "Укрытие" во время надвижки НБК в проектное положение (первый вариант для сравнения), будет одинаковой и составит около $1,59 \cdot 10^{13} \text{ Бк}$;

величина выбросов радиоактивных веществ при обрушении строительных конструк

ций объекта "Укрытие" при демонтаже нестабильных конструкций (второй вариант для сравнения) будет составлять $8,08 \cdot 10^{11}$ Бк.

Влияние на почвы. Наибольшее количество радиоактивных веществ, поступающих на почвенную поверхность, будет наблюдаться при базовом сценарии, рассчитанном для чрезвычайных метеоусловий (категория устойчивости атмосферы по Пасквиллу F, скорость ветра 1 м/с). При этом величины дополнительного поверхностного загрязнения на 10 км будут составлять по ^{137}Cs - $5,1 \cdot 10^5$ Бк/м², по ^{90}Sr - $4,4 \cdot 10^5$ Бк/м², по $^{238+239/40}\text{Pu}$ - $1,0 \cdot 10^4$ Бк/м², что составляет от 5 до 60 % к существующему поверхностному загрязнению почв зоны отчуждения на данном расстоянии.

На границе зоны отчуждения величины дополнительного поверхностного загрязнения будут составлять по ^{137}Cs - $7,8 \cdot 10^4$ Бк/м², по ^{90}Sr - $6,8 \cdot 10^4$ Бк/м², по $^{238+239/40}\text{Pu}$ - $1,6 \cdot 10^3$ Бк/м², что составляет от 30 до 100 % к существующему поверхностному загрязнению, которое наблюдается на границе зоны отчуждения.

За пределами зоны отчуждения, на расстоянии 50 км, дополнительное поверхностное загрязнение при базовом варианте будет составлять по ^{137}Cs - $3,2 \cdot 10^4$ Бк/м², по ^{90}Sr - $2,8 \cdot 10^4$ Бк/м², по $^{238+239/40}\text{Pu}$ - $6,5 \cdot 10^2$ Бк/м².

При обрушении строительных конструкций объекта "Укрытие" при демонтаже нестабильных конструкций (второй вариант для сравнения) уровни дополнительного поверхностного загрязнения, по сумме радионуклидов, на расстояниях 10 и 30 км будут находиться в пределах $17,4 \cdot 10^3$ и $3,3 \cdot 10^3$ Бк/м², что будет составлять 0,2 - 2 % и 0,09 - 10 % (граница зоны отчуждения) соответственно к существующим уровням загрязнения почвы радионуклидами.

Влияние на водную среду. Потенциальные воздействия НБК на водную среду выполнены для поверхностных и подземных вод. Воздействие на поверхностные воды будет выражаться в увеличении концентраций радионуклидов в р. Днепр после прямых атмосферных выпадений на водную поверхность р. Припять и ее пойму вблизи НБК с последующим стоком радионуклидов с водосборных площадей. Согласно представленным расчетам, наибольшие последствия будут наблюдаться в случае обрушения строительных конструкций объекта "Укрытие" при базовом варианте (без строительства НБК) и при продвижке НБК (первый вариант для сравнения). При оценке рассматривались Киевское, Каневское, Кременчугское и Каховское водохранилища.

Наибольший пик концентрации ^{90}Sr в воде будет наблюдаться на 41-й день после гипотетической аварии, и он будет составлять для Киевского водохранилища 684 Бк/м³, для Каневского водохранилища - 389 Бк/м³, для Кременчугского - 225 Бк/м³, для Каховского - 178 Бк/м³. Это составляет 34 % от допустимой концентрации в питьевой воде, что значительно ниже нормативного уровня содержания ^{90}Sr (2000 Бк/м³).

Таким образом, поступление радионуклидов в поверхностные водоемы при обрушении строительных конструкций объекта "Укрытие" в базовом варианте (без строительства НБК) будет меньше допустимых концентраций радионуклидов для питьевой воды.

Расчеты воздействия на поверхностные воды в случае обрушения строительных конструкций объекта "Укрытие" при демонтаже нестабильных конструкций (второй вариант для сравнения), при уровнях вентилирования 100 % объема НБК в сутки, показали, что концентрация по ^{90}Sr и ^{137}Cs увеличится по отношению к существующим условиям на 25 и 91 % соответственно. По отношению к нормам это будет составлять для ^{90}Sr около 11 % и для ^{137}Cs около 2 % от допустимых концентраций для питьевой воды. При уровнях вентилирования 10 % объема НБК концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs будет на порядок меньше, а среднегодовые концентрации будут лишь на 0,3 % превышать "естественные" значения содержания указанных радионуклидов в воде Киевского водохранилища.

Заключение

В результате проведенных исследований было выполнено следующее:
 проведен анализ исходных данных по количеству пыли в объекте "Укрытие";
 проведен анализ различных данных о коэффициенте вторичного пылеподъема для

подъема пыли на открытой местности, а также в закрытых помещениях. Сделан вывод о том, что при расчетах подъема пыли на невозмущенной поверхности из соображений консервативности рекомендуется применять значение $1 \cdot 10^{-6} \text{ м}^{-1}$, при интенсивном возмущении поверхности $1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$;

проведен анализ различных моделей распространения примесей в атмосфере в различных условиях (в том числе в области аэродинамической тени объекта "Укрытие"), сделан вывод о том, что применение модифицированной гауссовой факельной модели достаточно хорошо отвечает поставленным задачам;

предложена методика расчета эффективной дозы за счет выбросов из объекта "Укрытие" в различных условиях;

проведен анализ чувствительности моделей расчетов, определены исходные данные, наиболее сильно влияющие на неопределенности при проведении расчетов;

рассчитаны дозовые нагрузки на персонал, население, уровни загрязнения различных компонентов окружающей среды на различных этапах преобразования объекта "Укрытие".

Результаты разработанного комплексного подхода непосредственно использованы при разработке проекта стабилизации строительных конструкций объекта "Укрытие", концептуального проекта НБК, ТЭО централизованного хранилища отработанного ядерного топлива энергоблоков ВВЭР (такое хранилище предполагается построить в зоне отчуждения ЧАЭС) и других проектах. Разработанный методический подход может быть использован для оценки доз персонала, воздействия на окружающую среду при строительстве и эксплуатации НБК, снятия ЧАЭС с эксплуатации и в других проектах для зоны отчуждения ЧАЭС. Также он может быть использован для действующих и проектируемых объектов атомной энергетики.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *План по описанию свойств пыли. Задание 10. Обращение с пылью: (Отчет) / SIP-03/1/C01, TN/00101. - 1999.*
2. *Получение экспериментальных данных для определения современного состояния пылевого загрязнения и проведение количественных оценок последствий радиационной аварии на объекте "Укрытие": (Отчет по первому этапу договора 78/96). - № ГР 197U006055 в УкрНИИинформатики (УП-47) – первый этап.*
3. *Получение экспериментальных данных для определения современного состояния пылевого загрязнения и проведение количественных оценок последствий радиационной аварии на объекте "Укрытие": (Отчет по первому этапу договора 78/96). - № ГР 197U006055 в УкрНИИинформатики (УП-47) – второй этап, включая редакцию главы 1.5 "Экспериментальные данные по определению текущего пылевого загрязнения и количественная оценка аварийных последствий на объекте "Укрытие", 1998.*
4. *The Technical Specification for EDSS Design at Shelter Collapsed Structures. / TM-38. 776.00.TS, Chernobyl*
5. *Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справ. - М.: Энергоатомиздат, 1986.*
6. *Батий В.Г., Сизов А.А. Анализ неопределенностей при расчете дозы от поступления пыли и аэрозолей объекта "Укрытие" // Проблемы Чернобиля. - 2001. - Вып. 1. – С. 76 - 80.*
7. *Garland, J A., Resuspension of Particulate Material from Grass and Soil / AERE-R 9452, - London, 1979.*
8. *Garland, J A., Resuspension of Particulate Material from Grass. Experimental Programme 1979 - 1980 / AERE-R 10106. - London, 1982.*
9. *Linsley, G S., Resuspension of the Transuranium Elements-A Review of Existing Data / NRPB-R75, 1978.*
10. *Müller, H, Gering, F and Pröhl, G., Model Description of the Terrestrial Food Chain and Dose, / Module FDMT in RODOS PV4.0. RODOS(WG3)-TN(99)17, 1999.*
11. *KfK and NRPB, COSYMA-a new package for accident consequence assessment. / EUR 13028, - Luxembourg: EC, 1991.*
12. *Deposition of radionuclides, their subsequent relocation in the environment and resulting implications. // Radiation Protection. EUR 16605 EN. - EC Luxembourg, 1995.*

13. *Iranzo, E and Salvador, S.*, Inhalation risks to people living near a contaminated area. 2nd International Congress, May 3-8 1970 Brighton, UK, International Radiation Protection Association, 1970.
14. *Kennedy W.E. and D. L. Strenge*, NUREG/CR-5512, Volume 1, "Residual Radioactive Contamination from Decommissioning," 1992.
15. *IAEA*, "General Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases," Vienna: IAEA; Safety Series No. 57; 1982.
16. *Sehmel, G.A.* Particle and gas dry deposition: a review. *Atmos. Environ.* 14,983-1011, 1980.
17. *Справка Объекта "Укрытие" инв. № 000982 по распоряжению № 126 от 29.05.98.*
18. *Выполнение плана в рамках ПОМ по описанию пыли, которая содержится в ОУ: (Отчет по 1 этапу договора 119/99) / МНТЦ "Укрытие" НАН Украины. - УДК 621.039.58. - Чернобыль, 1999.*
19. *Jones, I. S., and Pond, S. F.*, "Some Experiments to Determine the Resuspension Factor of Plutonium from Various Surfaces," in B. R. Fish ed. / *Surface Contamination Symposium Proceedings*, Gatlinburg, Tennessee. - New York: Pergamon Press, June 1964. - P. 83 - 92.
20. *Варго Дж.* Авария на ЧАЭС: Оценка комплексного риска / Battelle Press, Колумбус, штат Огайо, 2000.
21. *Pretsh G.* Analysis of a roof collapse accident for the Shelter Facility at the Chernobyl Nuclear Power Plant. / Brief Description of Report GRS-A-2241, GRS. -Germany, 1995.
22. *Sharovarov GA, VV Kotovich, and VG Molodykh et al.* Radioactive contamination of Belarus in the event of a structural collapse in ChNPP Unit 4. // *Vestnik, Akad. Nauk Belarus. Sr. Fiz. – Tekh. Nauk*, 1995.
23. *Анализ текущей безопасности Объекта "Укрытие" и прогнозные оценки развития ситуации: (Заключит. отчет о НИР) / МНТЦ "Укрытие" НАН Украины. - Чернобыль, 2001.*
24. *Учет дисперсионных параметров атмосферы при выборе площадок для атомных электростанций - Серия изданий по безопасности № 50-SG-S3. - Вена: МАГАТЭ, 1982.*
25. *Ramsdell, J.V. Jr. and C. J. Fosmire*, Estimating Concentrations in Plumes Released in the Vicinity of Buildings: Model Evaluation // *Atmospheric Environment*. - 1998. - No. 32. — P. 1679 - 1689.
26. *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment / Safety Reports Series No. 19. - IAEA., 2001.*
27. *Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling, / Ministry for the Environment Manatū Mō Te Taiao, PO Box 10-362, Wellington, New Zealand ISBN: 0-478-18941-9 ME number: 522?, 2004.*
28. *Hibbard MF.* Comparison of peak concentrations predicted by Ausplume, Auspuff and TAPM. / 15th International Clean Air and Environment Conference. Clean Air Society of Australia and New Zealand Inc: Sydney, 2000.
29. *Luhar AK, Hurley PJ.*, Evaluation of TAPM using the Indianapolis (urban) and Kwinana (costal) field data sets. / 16th International Clean Air and Environment Conference. Clean Air Society of Australia and New Zealand Inc: Christchurch, 2002 – P. 518–525.
30. *Hurley* 'PARTPUFF – A Lagrangian particle – Puff approach for plume dispersion modeling applications // *J Appl Meteor.* - 1994. - No. 33. - P. 285–294.
31. *Lyons WA, Pielke RA, Cotton WR, et al.* Recent Applications of the RAMS Meteorological and the NYPACT Dispersion Models. / Second RAMS Users' Workshop. -1994. PP. 19–26.
32. *Morris RE, Yocke MA, Myers TC.* Overview of the Variable-grid Urban Air Shed Model (UAM-V). / Air & Waste Management Association, 85th Annual Meeting and Exhibition. 1992
33. *Руководство по установлению допустимых выбросов в атмосферу, ДВ-98 / Москва, 1999*
34. *План управления ALARA, /Отчет SIP К 03 01 000 AMP 001 04, Консорциум "КСК" Киев - Чернобыль, 2003*
35. *Оценка воздействий на окружающую среду /Отчет SIP К 03 01 000 EAR 002 01. Консорциум "КСК" Киев - Чернобыль, 2003*
36. *Итоговый проект организации строительства. Пояснительная записка: (Отчет) /SIP К 02 01 000 CPL 002 01 Консорциум "КСК" Киев - Чернобыль, 2003.*
37. *Батий В. Г., Сизов А. А.* Метод экспресс-детектирования удельной активности воздуха при работах на объекте "Укрытие" // *Проблемы Чернобиля.* - 2003. - Вип. 13. - С. 139 - 141.
38. *Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 2000. - № 15.*
39. *Концептуальний проект нового безпального конфайнмента. Оценка воздействий на окружающую среду. Результат проектных работ (Категория I, EA-101, редакция В от 31.10.03).*

12 ВПЛИВ ВИКИДІВ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ ТА ПЕРСОНАЛ ПРИ ПЕРЕТВОРЕННІ ОБ'ЄКТА "УКРИТТЯ" ЧАЕС**А. О. Сізов**

Виконано огляд та узагальнення методик впливу викидів радіоактивних речовин на персонал і навколишнє середовище з погляду застосування для оцінки впливів у процесі перетворення об'єкта "Укриття". Проведено аналіз існуючих вихідних даних, подано рекомендації з їхнього застосування. Наведено приклади застосування розробленого методичного підходу в проекті стабілізації об'єкта "Укриття" і в концептуальному проекті нового безпечного конфайнмента.

12 IMPACT OF RADIOACTIVE SUBSTANCES RELEASES ON THE PERSONNEL AND THE ENVIRONMENT DURING TRANSFORMATION OF THE CHNPP'S SHELTER OBJECT.**A. A. Sizov**

Review and generalization of techniques for calculation of radioactive release impact on the personnel and the environment from the point of view of the techniques using for impacts estimations of the Shelter during its transformation were made. Analysis of existing initial data as well as recommendations for its using was performed. Examples of developed methodological approach using examples of the Shelter stabilization and conceptual project of the New Safe Confinement are shown.