

УДК 621.039.73

*А. Н. Масько, С. А. Кузнецов, П. М. Русинко**ГП «Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования  
(ГП «ГНИЦ СКАР») Минэнергоугля Украины, г. Киев***ОБОСНОВАНИЕ КРИТЕРИЯ ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ ВЫСОКОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ПЕРЕРАБОТКИ ОТРАБОТАННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА ВВЭР-440**

Описан и обоснован критерий эквивалентности, использованный в «Методике расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии отработанных тепловыделяющих сборок ВВЭР-440». Показано, что данный критерий обеспечивает радиационную эквивалентность возвращаемых высокоактивных отходов (ВАО) и ВАО, полученных от переработки отработанных тепловыделяющих сборок украинских АЭС, на всех этапах последующего обращения с ними.

**Ключевые слова:** отработанное ядерное топливо, переработка отработанных тепловыделяющих сборок ВВЭР-440, высокоактивные радиоактивные отходы, критерии эквивалентности радиоактивных отходов, методика расчета количества радиоактивных отходов.

Начиная с 1993 года и по настоящее время отработанное ядерное топливо (ОЯТ) реакторов ВВЭР-440 Ровенской АЭС вывозится в Российскую Федерацию на ФГУП «ПО «Маяк»» с целью технологического хранения и последующей переработки. Вывоз ОЯТ осуществляется в рамках Соглашения между правительствами Российской Федерации и Украины о научно-техническом и экономическом сотрудничестве в области атомной энергетики от 14 января 1993 года. Соглашение и соответствующие контракты ФГУП «ПО «Маяк»» с украинским государственным предприятием «Национальная атомная энергогенерирующая компания «Энергоатом»» предусматривают возврат радиоактивных отходов (РАО) от переработки ОЯТ в Украину.

Согласно Постановлению Правительства Российской Федерации [1] количество продуктов переработки, подлежащих возврату в государство поставщика ОЯТ, определяется по согласованным сторонами методикам. При этом должно соблюдаться условие эквивалентности активности введенных ранее с целью переработки облученных сборок и активности возвращаемых продуктов переработки с учетом естественного распада радионуклидов при осуществлении операций временного технологического хранения облученных сборок и продуктов переработки, а также при переработке облученных сборок.

По технологии переработки отработанных тепловыделяющих сборок (ОТВС) ВВЭР-440 на заводе РТ-1 ФГУП «ПО «Маяк»» жидкие технологические РАО от переработки нескольких партий ОТВС перед их кондиционированием накапливаются и временно хранятся. Кроме того, возможно также частичное смешивание РАО, образующихся при переработке нескольких партий ОТВС, принадлежащих различным поставщикам ОЯТ. Поэтому получить

кондиционированные РАО, по активности и радионуклидному составу точно соответствующие конкретной партии переработанных ОТВС, невозможно. Соответственно, активности продуктов деления и актиноидов в кондиционированных РАО могут отличаться от активностей радионуклидов в партии ОТВС, поступившей на переработку.

В данной статье представлен обзор используемых в мировой практике критериев эквивалентности РАО с различающимся радионуклидным составом. Описан подход к установлению эквивалентности РАО, использованный в нормативном документе Министерства энергетики и угольной промышленности Украины «СОУ-Н ЯЭК 1.027:2010 Методика расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии ОТВС ВВЭР-440» (далее — Методика) [2]. Показано, что использование такого подхода обеспечивает эквивалентность возвращаемых высокоактивных отходов (ВАО) и ВАО, полученных при переработке ОТВС украинских АЭС, на всех этапах последующего обращения с ними.

**1. КРАТКИЙ ОБЗОР КРИТЕРИЕВ ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ РАО, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ В МИРОВОЙ ПРАКТИКЕ**

Переработка ОЯТ с возвратом ВАО в страну происхождения топлива на сегодняшний день является общепринятой практикой. При этом радионуклидный состав возвращаемых ВАО от переработки ОЯТ, как правило, близок к радионуклидному составу ОЯТ, отправленного на переработку. Это позволяет использовать простые методы для определения количества возвращаемых ВАО, а эквивалентность радиологического воздействия таких

отходов обеспечивается автоматически. Например, при переработке ОЯТ стран ЕС на предприятии в Ла-Аг (компания AREVA, Франция) количество отходов от переработки ОЯТ определяется на основе соблюдения равенства содержания неодаима (Nd) в ОТВС и в остеклованных ВАО [3]. Nd является нерадиоактивным продуктом деления и его количество прямо связано с общим количеством продуктов деления (с учетом распада). Nd полностью растворим и, следовательно, полностью включается в остеклованные отходы.

В то же время, согласно информации ФГУП «ПО «Маяк»», получить кондиционированные ВАО, соответствующие по относительному радионуклидному составу и содержанию радионуклидов конкретной партии переработанных ОТВС (с учетом долговременной выдержки ОТВС перед переработкой), практически невозможно. Следовательно, активности продуктов деления и актиноидов в кондиционированных ВАО могут отличаться от активностей радионуклидов в партии ОТВС, поступившей на переработку.

Приведем краткий обзор существующих подходов к установлению (оценке) эквивалентности отходов.

Компания BNFL (Великобритания) предлагает оценивать радиологическую эквивалентность разных типов отходов с помощью интегрированного потенциала токсичности (ИПТ) [4]. Интегрированный потенциал токсичности отходов определяется как объем воды (в кубических метрах), необходимый для того, чтобы растворенный в нем  $1 \text{ м}^3$  отходов создал коллективную дозу  $1 \text{ мЗв}$  при использовании этого объема воды в течение одного года. Потенциал токсичности затем интегрируется по выбранному отрезку времени, который может составлять от 1 000 до 25 000, от 30 000 до 100 000 или от 50 000 до 500 000 лет.

В работе [5] определяется радиологическое воздействие с учетом коллективных доз персонала и населения при транспортировании нескольких типов отходов, а также коллективных и индивидуальных доз населения при различных условиях захоронения РАО и после захоронения. Суммарное воздействие отходов оценивается с учетом 15 факторов. Радиологические факторы в каждом случае комбинируются с помощью весовых коэффициентов, базирующихся на пяти различных точках зрения: нейтральной, про-ядерной, анти-ядерной, мнения принимающей страны и мнения отправляющей страны. Соответственно формируются пять наборов весовых коэффициентов по факторам. Значения весовых коэффициентов факторов находились в интервале от  $10^{-5}$  до  $10^2$ . Выбранные весовые коэффициенты факторов затем умножаются на величину воздействия каждого из 15 факторов с целью получения взвешенного

воздействия по каждому фактору для каждой точки зрения. Суммарное взвешенное воздействие РАО получается суммированием взвешенных воздействий всех 15 факторов.

Цель исследования [6] — поиск альтернативных стратегий хранения и захоронения низкоактивных радиоактивных отходов (НАО) и среднеактивных радиоактивных отходов (САО) с учетом различных точек зрения. Для выбора оптимального варианта обращения с РАО рассматриваются следующие параметры: финансовые затраты (на хранение, транспортирование и захоронение), радиологические воздействия на персонал (индивидуальные дозы при хранении, транспортировании и захоронении), индивидуальные и коллективные дозы для населения (при транспортировании, хранении и после захоронения РАО) для временных интервалов от 0 до  $10^3$ , от  $10^3$  до  $10^4$  и более  $10^4$  лет. Авторы данного исследования приходят к выводу, что для сравнения вариантов обращения с РАО необходимо учитывать экономические и радиологические воздействия разных форм отходов и способов захоронения с учетом их весовых факторов.

В работе [7] оценивается радиологическое воздействие на население сбросов, нарабатываемых в течение 30 лет эксплуатации гипотетического реактора мощностью 20 ГВт (эл.), при переработке ОЯТ и захороненных РАО от переработки ОЯТ, а также самого ОЯТ. Выбраны следующие потоки отходов и методы захоронения: сбросы жидких РАО, газообразные выбросы, захороненные в траншеях НАО и САО в хранилище на юге Англии, а также ВАО и ОЯТ в глубоком геологическом захоронении. В результате вычисляется максимум потенциальной годовой дозы облучения и рисков для отдельных людей и максимум коллективной дозы для четырех групп населения (местного, страны, стран ЕС и мира в целом) в будущем (50, 100,  $10^3$ ,  $10^4$ ,  $10^6$  и  $10^8$  лет). При этом учитывались сценарии нормальной эксплуатации хранилищ и сценарии вторжения в хранилище.

Работа [8] обобщает результаты исследований [7, 9] и сравнивает два варианта обращения с отходами — прямое захоронение ОЯТ и переработка ОЯТ — по стоимости и радиологическому влиянию с использованием мультифакторного анализа (МФА).

В работе [10] для определения радиационной эквивалентности рекомендуется пошаговый подход с использованием простых подходов (вместе с границами их применения). Простые подходы означают, что суммарный результат получается с учетом трех факторов: активности, весовых коэффициентов и распада для каждого радионуклида, просуммированных по списку основных радионуклидов в РАО. Весовыми факторами могут быть дозовые коэффициенты (пероральные или

ингаляционные), энергии гамма-излучения или тепловыделение. Рекомендуется изначальное проведение технической оценки отходов, чтобы определить, могут ли быть применены простые подходы для определения радиационной эквивалентности.

В работе [11] обсуждается потенциальная опасность для здоровья (радиотоксичность) различных групп радионуклидов отработанного топлива и отходов от переработки топлива реакторов CANDU (CANada Deuterium Uranium — реактор на обычном природном уране) как функция от времени. Рассматриваются четыре группы радионуклидов: актиноиды, продукты деления, продукты активации циркония и продукты активации примесей в топливе. Радиотоксичность определяется на основе пероральных дозовых коэффициентов в предположении, что активные материалы прямо поступают в организм человека без рассеивания, абсорбции и растворения в геосфере и биосфере. Потенциальная опасность для здоровья (potential health hazard — ПНН) вычисляется переводом радиотоксичности каждой группы радионуклидов в значения риска.

В работе [12] используются параметры ранжирования (ranking parameter — RP), учитывающие соотношения «выгоды — риска — затрат». Эти параметры ранжирования определены как риск для здоровья человека, переведенный в денежный эквивалент. Оценка риска для здоровья основывается на анализе различных путей формирования дозы для людей, проживающих на территориях, примыкающих к промплощадке ядерной установки. Доза суммируется для всех путей облучения и для всех радионуклидов в отходах. Значение риска для здоровья для каждого типа отходов основывается на интегрировании индивидуальных доз для всего населения и по всему периоду времени существования РАО. Радиоактивный распад учитывается простым экспоненциальным множителем.

В работе [13] представлен наиболее общий метод оценки эквивалентности РАО, который учитывает все перечисленные выше подходы, с использованием мультифакторного анализа (МФА). Этот метод обеспечивает баланс между набором различных факторов, таких как радиологические воздействия и затраты с различных точек зрения. Метод позволяет осуществить сравнение двух и более видов отходов на основе нескольких показателей с использованием весовых коэффициентов для учета относительной важности каждого показателя. Результатом является суммарное значение радиотоксичности для каждого вида отходов. Когда значения радиотоксичности оказываются одинаковыми, отходы могут считаться эквивалентными. Используемое дерево МФА показано на рис. 1.

Радиологические воздействия разделены на два периода времени: до захоронения РАО и после захоронения. При этом рассматривается облучение двух различных групп — персонала и населения. До захоронения рассматриваются радиологические воздействия, возникающие в результате транспортировки отходов и собственно процесса захоронения. Используются следующие показатели: оценки коллективных и индивидуальных доз персонала при транспортировке и захоронении РАО, а также индивидуальные и коллективные дозы населения только при транспортировке РАО. Для периода времени после захоронения учитывались радиологические воздействия, возникающие в результате миграции радионуклидов из репозитория или в результате вторжения в репозиторий. Коллективные дозы в будущем, в периоды времени до  $10^6$  лет, и пиковые индивидуальные дозы вследствие миграции радионуклидов из каждого вида отходов рассматриваются вместе с индивидуальными дозами и рисками вторжения. Кроме того, рассматривается время проявления максимальной индивидуальной дозы. Данные о радиологических воздействиях после захоронения брались из литературы.

Другим показателем для оценки эквивалентности была цена удаления отходов в репозиторий, которая разделена на цену транспортирования и цену захоронения РАО. Полная оценка каждого вида отходов получена суммированием оценок различных показателей в соответствии с деревом МФА.

Обобщая приведенную информацию можно сделать вывод, что в мире на сегодняшний день отсутствует общепринятый подход для установления эквивалентности радиоактивных отходов с различными физико-химическими характеристиками и радионуклидным составом. Наиболее общим методом установления эквивалентности отходов является метод мультифакторного анализа с использованием различных радиологических и ценовых факторов, а также весовых коэффициентов, учитывающих важность этих факторов. Метод МФА разработан для установления эквивалентности отходов различных категорий, и для его применения требуется целый ряд допущений о характеристиках хранилищ для захоронения РАО, сценариях выхода радионуклидов, важности каждого из используемых радиологических и ценовых факторов. Результат оценки эквивалентности отходов с использованием МФА существенно зависит от выбранных допущений, что затрудняет его практическое применение. Для определения эквивалентности отходов с близкими характеристиками можно использовать более простые критерии с учетом границ их применимости.

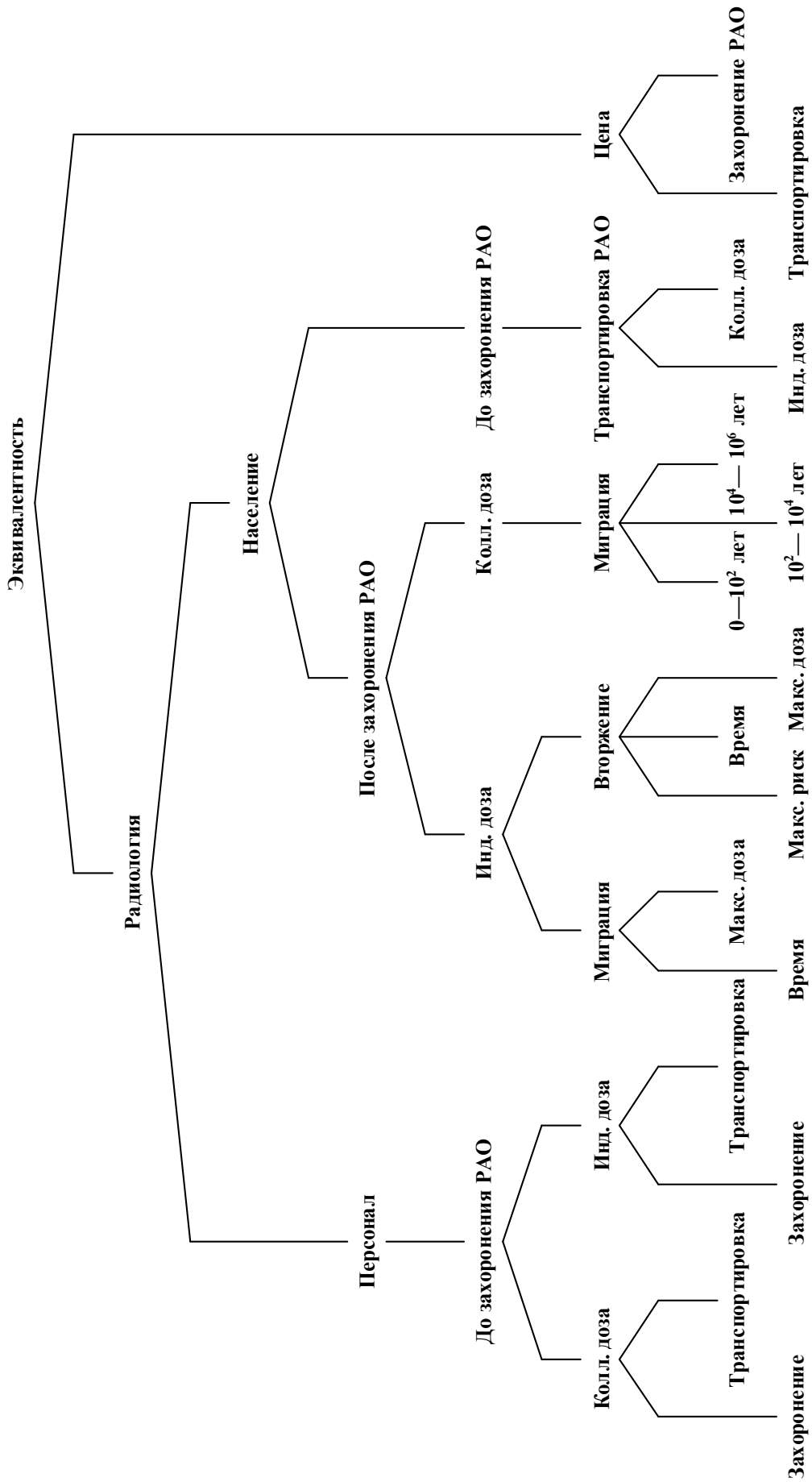


Рис. 1. Схема мультифакторного анализа

## 2. ОБОСНОВАНИЕ ИСПОЛЬЗОВАННОГО В МЕТОДИКЕ ПОДХОДА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ ОТВС И ВАО

На сегодняшний день не существует общепринятого критерия эквивалентности РАО с различным радионуклидным составом. При разработке и обосновании требований к критерию эквивалентности ВАО от переработки ОЯТ и отправленных на переработку ОТВС принималась во внимание форма ВАО — стеклянная матрица, размещенная в формообразующих бидонах и герметичных пналах, а также то, что радионуклидный состав ВАО, возвращаемых в Украину, определяется радионуклидным составом перерабатываемых ОТВС реакторов ВВЭР-440.

### 2.1. Требования к критерию эквивалентности ВАО

В общем случае РАО с различающимся радионуклидным составом можно считать эквивалентными, если воздействие данных отходов на человека будет одинаковым на всех этапах обращения с ними.

Обращение с остеклованными ВАО в Украине будет включать следующие основные мероприятия: транспортировку и долгосрочное хранение до захоронения; захоронение в геологическом хранилище. Эквивалентность ВАО, полученных от переработки украинского ОЯТ, и смешанных ВАО, возвращаемых в Украину, должна определяться на основе сравнения оценок воздействия радионуклидов на человека при указанных мероприятиях. При этом необходимо рассматривать и сравнивать текущее облучение (при нормальных условиях деятельности) и потенциальное облучение (при аварийных событиях).

Соответственно, выбранный в Методике критерий эквивалентности должен обеспечивать выполнение (с учетом расчетных оценок соответствующих величин) следующих требований.

1. *Требование по ограничению текущего облучения людей при транспортировке и долгосрочном хранении ВАО.* Можно предположить, что во время транспортировки и долгосрочного хранения выход радиоактивных веществ в окружающую среду из стеклянной матрицы будет несущественным. Поэтому как меру эквивалентности при данной деятельности можно рассматривать мощность эквивалентной дозы  $\gamma$ -излучения (МЭД) от упаковок ВАО.

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие

$$\text{МЭД}^{\text{ЭКВ}} = \text{МЭД}^{\text{ИСХ}},$$

где  $\text{МЭД}^{\text{ЭКВ}}$  — мощность дозы  $\gamma$ -излучения от возвращаемых упаковок ВАО;  $\text{МЭД}^{\text{ИСХ}}$  — мощность дозы  $\gamma$ -излучения от упаковок ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС.

2. *Требование по ограничению текущего облучения людей при захоронении ВАО в геологическом хранилище.* На сегодняшний день считается, что инженерные барьеры геологического хранилища должны сохранять целостность в течение примерно 1000 лет. Далее могут происходить их разрушение и постепенная миграция радионуклидов. Воздействие радионуклида, мигрирующего из геологического хранилища, на критическую группу людей зависит от миграционных характеристик радионуклида, его периода полураспада, радиотоксичности и пр. В качестве эквивалента радиационного воздействия  $i$ -го радионуклида на людей можно использовать интегральную по времени дозу  $D_i$ , получаемую человеком (представителем гипотетической критической группы людей) вследствие миграции радионуклида из геологического хранилища.

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие

$$\sum A_i^{\text{ЭКВ}} \cdot D_i = \sum A_i^{\text{ИСХ}} \cdot D_i,$$

где  $A_i^{\text{ИСХ}}$  — активность  $i$ -го радионуклида в упаковках ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС;  $A_i^{\text{ЭКВ}}$  — активность  $i$ -го радионуклида в возвращаемых отходах;  $D_i$  — интегральная по времени доза облучения при поступлении  $i$ -го радионуклида в организм человека.

3. *Требование по ограничению потенциального облучения людей при транспортировке и долгосрочном хранении ВАО.* Потенциальное облучение может быть обусловлено аварийными событиями. Наиболее опасным является событие, приводящее к разрушению упаковки ВАО с последующим ингаляционным поступлением радионуклидов в организм человека. В качестве эквивалента радиационного воздействия радионуклидов на людей можно использовать суммарный ингаляционный дозовый эквивалент  $E_{\text{потен}}$  (сумма произведения удельной активности  $i$ -го радионуклида и его радиотоксичности при ингаляционном поступлении в организм человека).

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие

$$E_{\text{потен}}^{\text{ЭКВ}} = E_{\text{потен}}^{\text{ИСХ}},$$

где  $E_{\text{потен}}^{\text{ЭКВ}}$  — суммарный ингаляционный дозовый эквивалент упаковок ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС;  $E_{\text{потен}}^{\text{ИСХ}}$  — суммарный

ингаляционный дозовый эквивалент упаковок возвращаемых ВАО.

4. *Требование по ограничению потенциального облучения людей при захоронении ВАО в геологическом хранилище.* Потенциальное облучение может быть обусловлено аварийными событиями — случайными вторжениями в хранилище через 1000 лет после передачи упаковок ВАО в Украину. Критерием эквивалентности для такого события так же, как и в требовании 3, может быть выбран суммарный ингаляционный дозовый эквивалент.

5. *Требование по ограничению количества (объема) возвращаемых ВАО.* Различие радионуклидного состава ВАО от переработки ОТВС украинских АЭС и возвращаемых ВАО не должно приводить к увеличению количества возвращаемых упаковок и объема ВАО.

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие:

$$V^{\text{экв}} \leq V^{\text{исх}},$$

где  $V^{\text{экв}}$  — суммарный объем возвращаемых ВАО;  $V^{\text{исх}}$  — суммарный объем упаковок ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС.

## 2.2. Подход, использованный в Методике

При разработке Методики в качестве критерия эквивалентности выбран суммарный эквивалент активности радионуклидов — сумма произведений активности радионуклидов на безразмерные коэффициенты воздействия, учитывающие степень воздействия данных радионуклидов на человека. Коэффициенты воздействия выбраны равными значениям дозовых коэффициентов радионуклидов для перорального поступления [14].

Суммарный эквивалент активности радионуклидов  $E$  определяется по формуле

$$E = \sum B_i \cdot A_i,$$

где  $B_i$  — безразмерный коэффициент воздействия, равный пероральному дозовому коэффициенту  $i$ -го радионуклида;  $A_i$  — активность  $i$ -го радионуклида в ВАО.

Дозовые коэффициенты и коэффициенты воздействия для продуктов деления, которые учитываются в Методике, приведены в табл. 1, а для актиноидов — в табл. 2. Выбранный критерий учитывает относительную радиотоксичность радионуклидов в ВАО. При данном подходе долгоживущие актиноиды вносят существенный вклад в суммарный эквивалент активности, что позволяет адекватно учитывать воздействие отходов не только на момент передачи, но и на последующих этапах обращения с ВАО.

Условием эквивалентности (*условие 1*) отправленных на переработку партий ОТВС и ВАО, возвращаемых в Украину, выбрано равенство суммарных эквивалентов активности радионуклидов на момент возврата:

$$E_{\text{ВАО}} = E_{\text{ОТВС}},$$

где  $E_{\text{ВАО}}$  — суммарный эквивалент активности радионуклидов в возвращаемых ВАО;  $E_{\text{ОТВС}}$  — суммарный эквивалент активности радионуклидов в отправленных на переработку ОТВС, с учетом извлечения продуктов переработки.

Таблица 1. Дозовые коэффициенты и коэффициенты воздействия для продуктов деления [14]

Радионуклид	Период полураспада ( $T_{1/2}$ )	Дозовый коэффициент пероральный, Зв/Бк	Коэффициент воздействия
Sr-90	29,1 года	2,8 E-08	3,07 E-08
Y-90*	2,67 суток	—	—
Cs-137	30,0 лет	1,3 E-08	1,3 E-08
Ba-137m*	2,552 мин	—	—

\* Вклад дочерних радионуклидов учтен в коэффициенте воздействия родительского ядра.

Таблица 2. Дозовые коэффициенты и коэффициенты воздействия для актиноидов [14]

Радионуклид	Период Полураспада ( $T_{1/2}$ ), лет	Дозовый коэффициент пероральный, Зв/Бк	Коэффициент воздействия
Cm-244	18,1	1,2 E-07	1,2 E-07
Pu-240	6,54 E+03	2,5 E-07	2,5 E-07
Am-243	7,38 E+03	2,0 E-07	2,01 E-07
Np-239**	2,36 суток	8,0 E-10	—
Pu-239	2,41 E+04	2,5 E-07	2,5 E-07
Pu-241	14,4	4,8 E-09	4,8 E-09
Am-241	4,32 E+02	2,0 E-07	2,0 E-07
Pu-238	87,7	2,3 E-07	2,3 E-07

\*\* Вклад дочернего радионуклида учтен в коэффициенте воздействия родительского ядра.

Дополнительным условием (*условие 2*) является непревышение суммарным эквивалентом активности актиноидов в возвращаемых ВАО ( $E_{\text{ВАО}}^{\text{акт}}$ ) суммарного эквивалента активности актиноидов в отправленных на переработку ОТВС, с учетом извлечения продуктов переработки ( $E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}}$ ):

$$E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}} - \Delta E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}} \leq E_{\text{ВАО}}^{\text{акт}} \leq E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}} + \Delta E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}},$$

где  $\Delta E$  — погрешность определения суммарного эквивалента активности актиноидов.

### 2.3. Анализ выполнения требований эквивалентности ВАО при использовании выбранного в Методике критерия эквивалентности

На момент передачи суммарная активность ВАО более чем на 90 % определяется продуктами деления, а именно Sr-90 и Cs-137. Так как Sr-90 является  $\beta$ -активным, МЭД при транспортировке ВАО будет определяться активностью Cs-137.

Спектр продуктов деления практически не зависит от делящегося ядра; соответственно, соотношение активностей Sr-90 и Cs-137 в ВАО определяется средним выгоранием топлива. Относительный вклад Sr-90 и Cs-137 в сумму их активностей в зависимости от выгорания для ОТВС ВВЭР-440 представлен в табл. 3 (для ТВС типа РК, обогащение 3,6 %).

Вклад актиноидов в суммарный эквивалент активности в зависимости от выгорания для ОТВС ВВЭР-440 (для ТВС типа РК, обогащение 3,6 %) приведен ниже:

Выгорание топлива, ГВт·сут/т U	10	20	30	36
Вклад актиноидов, %	0,95	2,85	6,27	9,19

Как видим, наработка актиноидов существенно зависит от выгорания топлива. Поскольку количества долгоживущих актиноидов в возвращаемых Украине ВАО и в ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС, равны с учетом погрешности (*условие 2*), то среднее выгорание украинских ОТВС, отправленных на переработку, соответствует выгоранию ОТВС, из которых получены возвращаемые ВАО. Соответственно, из равенства эквивалентов активностей следует равенство активностей Sr-90 и Cs-137 в ОЯТ и возвращаемых ВАО.

Исходя из изложенного, можно утверждать, что из соблюдения *условий 1 и 2* следует, что активности Cs-137, а соответственно, и МЭД в возвращаемых ВАО и ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС, равны с учетом погрешностей. Требование 1, приведенное в параграфе 2.1, выполняется.

При нормальной эксплуатации глубокого геологического хранилища можно считать, что основным путем выхода радионуклидов будет выход с грунтовыми водами после разрушения защитных

барьеров хранилища. Соответственно, интегральная по времени доза  $D$ , обусловленная радионуклидами в ВАО, будет определяться по формуле

$$D = \sum K_i \cdot B_i \cdot A_i,$$

где  $K_i$  — коэффициент, характеризующий поступление  $i$ -го радионуклида из хранилища в организм человека;  $B_i$  — пероральный дозовый коэффициент  $i$ -го радионуклида;  $A_i$  — активность  $i$ -го радионуклида в ВАО.

Миграционная способность, определяющая значение  $K_i$  у радионуклидов, существенно различается, однако для консервативных оценок можно принять ее равной максимальной миграционной способности для высокоподвижных радионуклидов и вынести за оператор суммы. Тогда консервативная оценка интегральной по времени дозы будет пропорциональна эквиваленту активности:

$$D = K \cdot E_{\text{ВАО}},$$

где  $K$  — коэффициент поступления  $i$ -го радионуклида из хранилища для подвижных радионуклидов;  $E_{\text{ВАО}}$  — эквивалент активности ВАО.

Соответственно, из соблюдения *условия 1* следует равенство консервативных оценок интегральных по времени доз условной критической группы лиц, обусловленных радионуклидами в возвращенных ВАО и ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС. Таким образом, выполнение *условий 1 и 2* обеспечивает выполнение требования 2.

Для ВАО от переработки ОЯТ на момент передачи суммарный дозовый эквивалент от ингаляционного поступления более чем на 90 % определяется вкладом долгоживущих актиноидов. Соотношения дозовых коэффициентов для ингаляционного и перорального поступления для актиноидов приведены в табл. 4 и для основных дозообразующих актиноидов составляют примерно 1:200.

Таким образом, при консервативном подходе суммарный ингаляционный дозовый эквивалент равен суммарному пероральному дозовому эквиваленту, умноженному на 200. Соответственно, из выполнения *условия 2* следует выполнение требования 3.

Таблица 3. Относительный вклад Sr<sup>90</sup> и Cs<sup>137</sup> в сумму их активностей, %

Продукт деления	Выгорание топлива, ГВт·сут/т U									
	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
Sr-90	46	46	45	44	43	42	42	41	40	40
Cs-137	54	54	55	56	57	58	58	59	60	60

Таблиця 4. Соотношения дозовых коэффициентов для ингаляционного и перорального поступления для актиноидов

Радионуклид	Период полураспада ( $T_{1/2}$ ), лет	Дозовый коэффициент пероральный, Зв/Бк	Дозовый коэффициент* ингаляционный, Зв/Бк	Отношение ингаляционного дозового коэффициента к пероральному
Cm-244	18,1	1,2 E-07	2,7 E-05	225,00
Pu-240	6,54 E+03	2,5 E-07	5,0 E-05	200,00
Am-243	7,38 E+03	2,0 E-07	4,1 E-05	205,00
Pu-239	2,41 E+04	2,5 E-07	5,0 E-05	200,00
Pu-241	14,4	4,8 E-09	9,0 E-07	187,50
Am-241	4,32 E+02	2,0 E-07	4,2 E-05	210,00
Pu-238	87,7	2,3 E-07	4,6 E-05	200,00

\* Для средней (Moderate) абсорбции в легких.

Через 1000 лет после захоронения активность ВАО более чем на 85 % определяется активностью актиноидов. Ингаляционный дозовый эквивалент для ВАО определяется актиноидами практически на 100 %. С учетом пропорциональности перорального и ингаляционного дозовых эквивалентов из выполнения условия 2 следует выполнение требования 4.

На момент передачи суммарная активность ВАО более чем на 90 % определяется продуктами деления, а именно Sr-90 и Cs-137. Из соблюдения условий 1 и 2 следует, что суммарный эквивалент активности продуктов деления, а соответственно, суммарная активность продуктов деления в партии возвращаемых ВАО и партии ВАО, полученных

от переработки украинских ОТВС, также равны. Так как удельная активность и масса ВАО в упаковке зафиксирована в Методике [2], то количество упаковок ВАО и объем ВАО, возвращаемых Украине и полученных от переработки украинских ОТВС, будут равны.

Выполнение условий 1 и 2, а также ограничение на удельную активность и массу ВАО в упаковке обеспечивает выполнение требования 5.

Таким образом, выполнение условий эквивалентности, используемых в Методике, обеспечивает выполнение требований 1—5 и, соответственно, гарантирует эквивалентность ВАО при их транспортировке, долговременном хранении и захоронении.

### Список использованной литературы

1. О порядке ввоза в Российскую Федерацию облученных тепловыделяющих сборок ядерных реакторов: Постановление Правительства Российской Федерации от 11.07.2003 № 418.
2. *СОВ-Н ЯЭК 1.027:2010*. Методика расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии ОТВС ВВЭР-440: Отраслевой стандарт Минэнергоугля Украины.
3. *Проект ТАСИС-U4.03/04*. Разработка государственной стратегии и концепции государственной программы обращения с радиоактивными отходами в Украине. Отчет по Задаче 5.3.2 «Переработка и перевозка высокоактивных отходов». — 2008.
4. British Nuclear Fuels PLC. Information on the environmental implications for the UK of THORP waste substitution and its application using "integrated toxic potential". Draft Report BNFL (1994).
5. *Fearn H. S., Smith G. M., Davis J. P. and Hill M. D.* Investigation of whether various types of radioactive waste are equivalent in terms of the radiological impact associated with their disposal EUR 12062 EN (1989).
6. Radioactive Waste (Professional) Division of the Department of the Environment. Assessment of Best Practicable Environmental Options (BPEOs) for management of low and intermediate level solid radioactive wastes. HMSO (1986).
7. *Mobbs S. F., Harvey M. P., Martin J. S., Mayall A. and Jones M. E.* Comparison of the Waste Management Aspects of Spent Fuel Disposal and Re-processing: Post-disposal Radiological Impact. NRPB-M282 (1990).
8. *Mobbs S. F.* Environmental considerations of different fuel management options. In The management of irradiated nuclear fuel. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers 17—18 November 1992. Mechanical Engineering Publications Ltd (1992).
9. *Schaller K. H., Dalrymple G. J., Dodds R., Malherbe J., Mehling O. and Mobbs S. F.* Assessment of radioactive waste management scenarios for light-water reactor spent fuel. IN Proc. 3rd EC Conf. Rad. Waste Management and Disposal, Luxembourg 17—21 Sept. 1990, EUR 13389 (1991).
10. *Orlowski S. and Schaller K. H. (Eds).* Radioactive waste equivalence: Report by a working group set



- up in the framework of the 'Community plan of action in the field of radioactive waste'. Euradwaste series No. 3. CEC Brussels EUR 12879 EN (1990).
11. *Mehta K., Sherman G. R. and King S. G.* Potential health hazard of nuclear fuel waste and uranium ore. AECL Research, Whiteshell Laboratories, Manitoba. AECL-8407 (1991).
  12. *Gilbert T. L. and Luner C.* Analysis of alternatives for greater-confinement disposal of low-level radioactive waste. DOE/LLW-T (1985).
  13. *Titsley J. G., Mobbs S. F., Carey A. D. and Penfold J. S. S.* Elements for assessment the equivalence between radioactive waste materials. Final report. Commission of the European Communities, Luxembourg EUR 17241 EN (1996).
  14. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiations and for the Safety of Radiation Sources. IAEA Safety Series No. 115 (2003).

Получено 05.11.2013