РАЗДЕЛ 1**НАУЧНЫЕ СТАТЬИ**

DOI: 10.21870/0131-3878-2020-29-1-5-17

УДК 621.039.7:546.799.5

Проблема оптимального выделения америция из ОЯТ БРЕСТ-ОД-300 на трансмутацию для обеспечения радиационной эквивалентности РАО и природного урана**Иванов В.К.^{1,2,3}, Адамов Е.О.³, Спирин Е.В.³, Соломатин В.М.³, Чекин С.Ю.^{1,2}, Меньяло А.Н.^{1,2}**¹ МРНЦ им. А.Ф. Цыба – филиал «НМИЦ радиологии» Минздрава России, Обнинск;² ООО «НПК «Мединфо», Обнинск;³ АО «Прорыв», Москва

Замкнутый топливный цикл с применением быстрых реакторов позволяет решать проблему сокращения радиоактивных отходов (РАО) более эффективно, чем традиционный открытый цикл с тепловыми реакторами. Количественные параметры выделения радионуклидов из облучённого ядерного топлива (ОЯТ) определяются принципом радиологической эквивалентности (РЭ) образующихся РАО и исходной массы природного урана, использовавшегося для изготовления ядерного топлива. Время достижения такой РЭ не должно превышать 300 лет, что может быть достигнуто выделением Am из ОЯТ и его сжиганием в быстром реакторе. С увеличением содержания Am в РАО расходы на переработку ОЯТ уменьшаются, но увеличивается время достижения РЭ и, соответственно, растут расходы на контролируемое хранение РАО. Поэтому суммарные расходы на переработку ОЯТ и дальнейшее контролируемое хранение РАО могут иметь минимум при определённом содержании Am в РАО. В данной работе показана принципиальная возможность определения оптимального содержания Am в РАО, при котором сумма расходов на очистку ОЯТ от Am и на дальнейшее контролируемое хранение РАО достигает минимума. Оптимальное содержание Am в РАО зависит от способа оценки времени достижения РЭ, соотношения расходов на очистку ОЯТ и хранение РАО, а также от процедуры дисконтирования расходов на хранение РАО. При определении времени достижения РЭ РАО и природного урана по равенству соответствующих пожизненных атрибутивных рисков (LAR) оптимальный остаток Am в РАО оказывается существенно больше, чем при использовании для этого ожидаемых эффективных доз (ОЭД), а суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО – меньше. В рассмотренных примерах оптимальный остаток Am в РАО составил 1-2% при использовании величины LAR для определения РЭ, против 0,5% Am при использовании ОЭД. Минимальные суммарные расходы в первом случае были в 1,5 раза меньше. Для уточнения этих оценок требуются дальнейшие исследования на основе более многообразных реальных данных.

Ключевые слова: *быстрый реактор, БРЕСТ-ОД-300, природный уран, облучённое ядерное топливо, америций, долгоживущие высокоактивные отходы, радиологическая опасность, радиологическая эквивалентность, радиотоксичность, эффективная доза, пожизненный атрибутивный риск, оптимизация.*

Введение

Переход к замкнутому топливному циклу с применением быстрых реакторов позволяет на качественно ином уровне решать проблему сокращения радиоактивных отходов (РАО). Обеднённый уран и наработанные делящиеся материалы, в отличие от тепловых реакторов, снова используются в качестве топлива, а наиболее опасные долгоживущие радионуклиды (минор-

Иванов В.К. – зам. директора по научн. работе МРНЦ им. А.Ф. Цыба, гл. радиозоолог ПН «Прорыв», Председатель РНКРЗ, чл.-корр. РАН; **Чекин С.Ю.*** – зав. лаб.; **Меньяло А.Н.** – вед. научн. сотр., к.б.н. МРНЦ им. А.Ф. Цыба – филиал ФГБУ «НМИЦ радиологии» Минздрава России, ООО «НПК «Мединфо». **Адамов Е.О.** – научн. рук. ПН «Прорыв», д.т.н., проф.; **Спирин Е.В.** – гл. научн. сотр. отдела гл. радиозоолога ПН «Прорыв», д.б.н.; **Соломатин В.М.** – нач. отдела гл. радиозоолога ПН «Прорыв», к.б.н. АО «Прорыв».

*Контакты: 249035, Калужская обл., Обнинск, ул. Королева, 4. Тел.: (484) 399-30-79; e-mail: nrer@obninsk.com.

ные актиноиды и отдельные продукты деления) «сжигаются» в быстром реакторе путём трансмутации в более короткоживущие и менее опасные радионуклиды, или переходом в стабильные изотопы. В связи с этим важнейшую роль в замыкании ядерного топливного цикла играет технология переработки облучённого ядерного топлива (ОЯТ) с фракционированием разных групп радионуклидов.

В новой энергетической платформе «Прорыв» основой для определения количественных параметров выделения радионуклидов из ОЯТ служит принцип радиологической эквивалентности (РЭ) РАО и исходной массы природного урана, использовавшегося для изготовления ядерного топлива. Принципиальные положения и условия для его выполнения предложены и обоснованы в работах, проведённых под руководством Е.О. Адамова [1-3]. Основное условие заключается в выделении Am из ОЯТ для трансмутации в быстром реакторе. Чем меньше остаток Am в отходах, тем меньше их радиологическая опасность (РО) и время контролируемого хранения, требующееся для достижения РЭ РАО и исходной массы природного урана [1-3].

Внедрение технологии переработки ОЯТ быстрого реактора с фракционированием групп радионуклидов будет происходить на опытном демонстрационном энергетическом комплексе (ОДЭК), включающем реакторную установку (РУ) на быстрых нейтронах БРЕСТ-ОД-300, а также модули по изготовлению и переработке топлива. В настоящее время для выполнения принципа РЭ установлены жёсткие требования по выделению минорных актиноидов из ОЯТ: не более 0,1% Am от его содержания в ОЯТ должно оставаться в РАО [4].

Цель настоящей работы заключается в исследовании возможности определения такого остатка Am в РАО, при котором суммарные расходы на выделение Am из ОЯТ и на дальнейшее контролируемое хранение РАО до достижения их РЭ с природным ураном минимальны. Дополнительным ограничением при этом является достижение РЭ не более чем через 300 лет [4].

Материалы и методы

При увеличении содержания Am в РАО увеличивается время достижения РЭ и, соответственно, увеличиваются расходы на контролируемое хранение отходов. С другой стороны, затраты на переработку ОЯТ уменьшаются при более грубой очистке ОЯТ от Am, т.е. при увеличении его остатка в отходах. Поэтому суммарные расходы на переработку ОЯТ и дальнейшее контролируемое хранение РАО могут иметь минимум при определённом содержании Am в отходах, что качественно отражено на рис. 1.

Для определения времени контролируемого хранения РАО до достижения РЭ с природным ураном необходимо определить меру их РО. При длительном хранении отходов короткоживущие радионуклиды распадутся, поэтому расчёты РО проводим по долгоживущим продуктам деления и актиноидам с их дочерними радионуклидами, представляющими собой долгоживущие высокоактивные отходы (ДВАО). В рамках данного исследования будут использоваться две различные меры РО:

а) радиотоксичность долгоживущих радионуклидов РАО, представляющая собой ожидаемую эффективную дозу (ОЭД) [5] при пероральном поступлении радионуклидов в организм человека;

б) пожизненный атрибутивный риск (LAR, от англ. Lifetime Attributable Risk) заболеваемости злокачественными новообразованиями (ЗНО) после перорального поступления радионуклидов из состава ДВАО в организм человека, рассчитанный на основе моделей интенсивности радиационного риска, рекомендованных Публикацией 103 МКРЗ [6].

Рис. 1. Расходы на очистку ОЯТ и контролируемое хранение РАО.

При расчёте радиотоксичности не будет вводиться поправка на растворимость радионуклидов с помощью коэффициента распределения между жидкой и твёрдой фазами, который используется при обосновании радиационно-миграционной эквивалентности. Вариабельность этого коэффициента в зависимости от свойств радионуклида, свойств горной породы, кислотных характеристик среды, времени контакта и др. составляет несколько порядков [7]. Так коэффициент распределения для урана варьирует от 20 до 1000 л/кг, для америция – от $2,5 \cdot 10^4$ до $1,9 \cdot 10^6$ л/кг, для цезия – от $3,7 \cdot 10^2$ до $1,9 \cdot 10^5$ л/кг и т.д. Чтобы избежать большой неопределённости в расчётах оптимального выделения америция, варианты с растворимой частью долгоживущих радионуклидов, которые исследовались в монографии [8], здесь не рассматривались.

Понятие эффективной дозы было разработано МКРЗ с целью управления радиационной защитой. В терминах эффективной дозы выражаются пределы, ограничения и контрольные уровни системы норм и правил радиационной защиты. Она рассчитывается с использованием ряда допущений.

1) Тканевые коэффициенты вычисляются для однократного равномерного облучения тела человека с усреднением по полу и возрасту в модельной европейско-американо-азиатской популяции.

2) Для вычисления тканевых коэффициентов радиационный вред здоровью МКРЗ представляет в виде определяемого экспертным путём взвешенного среднего радиационно-обусловленной онкологической заболеваемости, смертности, сокращения продолжительности жизни и наследственных эффектов действия радиации.

3) Несмотря на то, что радиационный вред здоровью определён МКРЗ для 14 разных органов и тканей, в выражение для эффективной дозы величины тканевых коэффициентов входят в округлённом виде и имеют всего четыре разных значения.

4) При вычислении эффективной дозы ожидаемая за жизнь суммарная эквивалентная доза от поступления радионуклида в организм приписывается году поступления этого радионуклида.

Поэтому в Публикации 103 МКРЗ отмечается: «Дозы в органах и тканях, а не эффективные дозы, требуются для оценки вероятности индукции рака у облучённых индивидуумов» [6].

Таким образом, более корректно РО для здоровья человека необходимо оценивать, вычисляя пожизненный атрибутивный риск (LAR) индукции онкологических заболеваний человека в результате поступления в организм радионуклидов на основе современных моделей радиационных рисков, рекомендованных МКРЗ [6].

Величина LAR характеризует ожидаемое пожизненное число радиационно-индуцированных ЗНО в облучённой группе лиц. Отношение величин LAR от двух разных радионуклидов, вычисленное по современным моделям МКРЗ [6] для конкретной популяции, отличается от отношения соответствующих ОЭД. То есть, РО для здоровья человека, в терминах LAR, определяется не только величиной эффективной дозы от той или иной смеси радионуклидов, но и радионуклидным составом смеси (РАО или природного урана).

Применительно к проблеме радиологически-эквивалентного захоронения РАО это означает, что расчётный период контролируемой выдержки РАО перед их захоронением, рассчитанный по достижению единицы отношением LAR от РАО и от природного урана, отличается от периода, рассчитанного по достижению единицы отношением соответствующих ОЭД.

Основным сценарием достижения РЭ считается выделение 99,99% делящихся материалов (U, Pu, Np), выделение Am на трансмутацию в быстром реакторе, выделение Cm для хранения в течение 70 лет и возврат из создавшейся смеси Pu в топливо и удаление оставшейся части радионуклидов в отходы. Радионуклидный состав природного урана определяется цепочками распада ^{238}U , включая звено с ^{234}U и ^{235}U .

Одновременно с минорными актиноидами в долгоживущие отходы входят продукты деления. Несмотря на то, что ^{90}Sr и ^{137}Cs не считаются долгоживущими радионуклидами, их влияние на достижение РЭ значимо, и мы будем учитывать их выделение из смеси радионуклидов в РАО. Рассмотрим два варианта выделения продуктов деления: 99% ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{137}Cs и второй вариант – 95% ^{90}Sr и ^{137}Cs . Входные данные по составу ОЯТ РУ БРЕСТ-ОД-300 взяты из работы [9].

При расчёте ОЭД использовали дозовые коэффициенты при пероральном поступлении радионуклидов в организм взрослого человека. Дозовые коэффициенты продуктов распада в цепочках актиноидов и продуктов деления взяты из Публикации 119 МКРЗ [10].

Методика вычисления LAR была подробно описана ранее [11, 12]. Она основана на вычислении суммы LAR от отдельных органов и тканей. Для каждого органа или ткани, с использованием базы данных дозовых коэффициентов МКРЗ [13], определялась динамика эквивалентных доз в зависимости от времени после поступления заданного радионуклида в организм.

Поскольку данная работа имеет целью исследование возможности минимизации суммарных расходов на выделение Am из ОЯТ и на дальнейшее хранение РАО, существенным вопросом является дисконтирование расходов в течение этого длительного проекта [14]. Из-за того, что время хранения РАО и содержание в них Am функционально связаны (в рамках принципа РЭ), процедура дисконтирования расходов по времени меняет вид зависимости расходов на хранение от оставшейся в РАО доли Am.

Для первоначального рассмотрения проблемы дисконтирование расходов на хранение РАО будет проводиться на момент окончания процесса выделения Am из ОЯТ. В этом случае расходы на очистку ОЯТ не дисконтируются.

Результаты и обсуждение

Результаты расчётов радиотоксичности ДВАО на 1 т топлива (т.а.) без 99,99% делящихся радионуклидов U, Pu, Np и 99% Cs, Sr, Tc, I с переходом из ОЯТ в РАО Am 0,1; 0,2; 0,5; 1, 2, 5 и 10% представлены на рис. 2. На рис. 3 приведены результаты расчётов при содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в отходах 5% от содержания в ОЯТ. При этом ^{99}Tc и ^{129}I из ОЯТ не выделяются. В каждом случае учитывалось промежуточное хранение Сп в течение 70 лет и выделение Pu для использования в топливе.

Рис. 2. Радиотоксичность ДВАО РУ БРЕСТ-ОД-300 с разным количеством Am в отходах при выделении 99% Sr и Cs из ОЯТ.

Рис. 3. Радиотоксичность ДВАО РУ БРЕСТ-ОД-300 с разным количеством Am в отходах при выделении 95% Sr и Cs из ОЯТ.

По результатам расчёта радиотоксичности и LAR время достижения РЭ РАО с природным ураном, в зависимости от перехода Am из ОЯТ в РАО, представлено в табл. 1. Данные о времени могут быть немного переоценены, так как при их вычислении использовалась линейная интерполяция ОЭД и LAR по времени.

На основе данных табл. 1 исследуем возможность определения оптимального остатка Am в РАО, минимизирующего расходы на его выделение из ОЯТ и на дальнейшее контролируемое хранение отходов.

Таблица 1

Время достижения РЭ РАО из ОЯТ РУ БРЕСТ-ОД-300 с природным ураном

Доля Am в РАО от его содержания в ОЯТ	Эквивалентность по радиотоксичности (ОЭД), лет		Эквивалентность по риску (LAR), лет	
	переход из ОЯТ в РАО 1% Cs, Sr	переход из ОЯТ в РАО 5% Cs, Sr	переход из ОЯТ в РАО 1% Cs, Sr	переход из ОЯТ в РАО 5% Cs, Sr
0,001	145	165	99	135
0,002	150	172	100	136
0,005	180	200	105	142
0,01	370	370	115	152
0,02	780	780	136	173
0,05	1430	1430	360	370
0,10	1950	1950	800	820

Введём модельную функцию расходов на получение заданного содержания Am в РАО (расходов на очистку ОЯТ), V_c , исходя из того, что расходы на получение РАО с нулевым содержанием Am неприемлемо высоки, а расходы на получение РАО с таким же содержанием Am, как в ОЯТ, равны нулю:

$$V_c(\alpha) = wc \cdot (\alpha^n - 1), \quad (1)$$

где $0 < \alpha < 1$ – доля Am в РАО от его содержания в ОЯТ; wc – коэффициент масштаба в модельной функции расходов на очистку ОЯТ; n – показатель степени в модельной функции расходов на очистку ОЯТ.

Расходы на контролируемое хранение РАО будем считать пропорциональными времени хранения, т.е. времени до достижения РЭ между РАО и эквивалентной массой природного урана:

$$V_s(\alpha) = ws \cdot T(\alpha) = wc \cdot (ws/wc) \cdot T(\alpha) = wc \cdot k \cdot T(\alpha), \quad (2)$$

где $0 < \alpha < 1$ – доля Am в РАО от его содержания в ОЯТ; ws – расходы на годовое хранение РАО; $T(\alpha)$ – функция времени до достижения РЭ между РАО и эквивалентной массой природного урана, приведённая выше в табличной форме (табл. 1); $k = ws/wc$ – отношение удельных расходов на хранение РАО и на очистку ОЯТ.

Таким образом, суммарные расходы на очистку ОЯТ и на дальнейшее контролируемое хранение РАО даётся выражением:

$$V(\alpha) = V_c(\alpha) + V_s(\alpha) = wc \cdot (\alpha^n - 1) + wc \cdot k \cdot T(\alpha) = wc \cdot (\alpha^n - 1 + k T(\alpha)), \quad (3)$$

где обозначения соответствуют формулам (1) и (2).

Функция суммарных расходов $V(\alpha)$ в данном случае зависит от двух модельных параметров, n и k , не считая масштабного множителя wc . Соответственно, положение минимума $V(\alpha)$ может достигаться при разных значениях α , в зависимости от выбранных значений параметров n и k .

На рис. 4 приведены графики расходов на очистку ОЯТ и хранение РАО до достижения РЭ с природным ураном для $n=0,3$ и $k=0,01$ в формулах (1-3), при общем масштабном множителе $wc=1$. Графики приведены для различных критериев достижения РЭ: по ОЭД и по LAR.

Расходы на хранение РАО зависят от меры РО, использовавшейся для определения времени достижения РЭ, ОЭД или LAR, а также от содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО.

На рис. 5 представлены суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО, так же для различных критериев достижения РЭ.

Рис. 4. Расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО (для критериев достижения РЭ по ОЭД и LAR); $n=0,3$, $k=0,01$, $wс=1$ в формулах (1, 2).

Рис. 5. Суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО (для критериев достижения РЭ по ОЭД и LAR); $n=0,3$, $k=0,01$, $wс=1$ в формуле (3).

Рис. 5 показывает, что при $n=0,3$ и $k=0,01$ функция суммарных расходов (3) имеет точку минимума.

Если для определения времени достижения РЭ использовалась величина ОЭД, то суммарные расходы минимальны при доле Am в РАО около 0,005 (0,5%), что соответствует времени хранения РАО 180 лет и 200 лет, в зависимости от содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в отходах (данные табл. 1).

Если для определения времени достижения РЭ использовалась величина LAR, то суммарные расходы минимальны при доле Am в РАО около 0,02 (2%), что соответствует времени хранения РАО 136 лет и 173 года, в зависимости от содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в отходах (данные табл. 1).

В данном случае минимальные расходы при использовании величины LAR в 1,6-1,5 раза меньше, чем при использовании ОЭД: 3,59 усл. ед. против 5,70 усл. ед. при содержании 1% ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО; 3,96 усл. ед. против 5,90 усл. ед. при содержании 5% ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО.

На рис. 6 приведены графики расходов на очистку ОЯТ и хранение РАО до достижения РЭ с природным ураном для различных соотношений расходов на хранение и очистку ОЯТ (k). Графики представлены для содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО по 1% от их содержания в ОЯТ, для остальных параметров приняты такие же значения, как и на рис. 5: $n=0,3$ и $wc=1$.

Рис. 6. Суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО (для остатка 1% Cs и Sr в РАО, при критерии достижения РЭ по LAR) для различных соотношений расходов на хранение и очистку ОЯТ (k); $n=0,3$, $wc=1$ в формуле (3).

Рис. 6 демонстрирует, что с уменьшением относительных расходов на контролируемое хранение РАО (при уменьшении параметра k) минимальные суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО так же уменьшаются, но достигаются при больших значениях доли Am в РАО: при $k=0,1$ минимальные суммарные расходы достигаются при доле Am в РАО 0,005 (0,5%), а при $k=0,002$ оптимальное содержание Am равно 0,05 (5%). Это соответствует времени контролируемого хранения РАО (срокам достижения РЭ) 105 лет и 360 лет.

На рис. 7 и 8 приведены графики расходов на очистку ОЯТ и дисконтированных расходов на хранение РАО, для $n=0,2$, $k=0,1$, $wc=1$ в формулах (1-3), и при заданной годовой ставке дисконтирования $r=0,01$ (1% в год).

Сравнивая графики расходов на хранение РАО на рис. 7 и на рис. 4, можно отметить, что процедура дисконтирования приводит к замедлению роста этих расходов с увеличением доли Am в РАО. Следствием является изменение положения точки минимума суммарных расходов на оси доли Am, или превращение зависимости суммарных расходов от доли Am в РАО в монотонно убывающую функцию.

Рис. 7. Расходы на очистку ОЯТ и дисконтированные расходы на хранение РАО (для критериев достижения РЭ по ОЭД и LAR); $n=0,2$, $k=0,1$, $ws=1$ в формулах (1, 2), ставка дисконтирования $r=1\%$ в год.

Рис. 8. Суммарные дисконтированные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО (для критериев достижения РЭ по ОЭД и LAR); $n=0,2$, $k=0,1$, $ws=1$ в формуле (3), ставка дисконтирования $r=1\%$ в год.

Рис. 8 показывает, что при учёте дисконтирования (со ставкой дисконтирования $r=1\%$ в год) суммарные расходы (3), так же, как и без дисконтирования, могут иметь точку минимума, но уже при ином показателе степени в модельной функции расходов на очистку ОЯТ ($n=0,3$) и существенно ином отношении удельных расходов на хранение РАО и на очистку ОЯТ ($k=0,01$).

В этом примере минимум суммарных расходов находится при оставшейся доле Am в РАО около 0,01 (1%) от его содержания в ОЯТ, если для определения времени достижения РЭ использовалась величина LAR. Минимум суммарных расходов здесь соответствует времени хранения РАО 115 лет и 152 года, в зависимости от содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО (данные табл. 1).

Если для определения времени достижения РЭ использовалась величина ОЭД, то суммарные расходы минимальны при доле Am в РАО около 0,005 (0,5%), т.е. при времени хранения РАО 180 лет и 200 лет, в зависимости от содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО (данные табл. 1).

Выводы

Исследование показало принципиальную возможность определения оптимального коэффициента выделения Am из ОЯТ на трансмутацию в быстром реакторе, минимизирующего суммарные расходы на его выделение из ОЯТ и на дальнейшее контролируемое хранение РАО до достижения их РЭ с природным ураном.

Оптимальный коэффициент выделения Am из ОЯТ зависит от способа оценки времени достижения РЭ, соотношения расходов на очистку ОЯТ и хранение РАО, а также от процедуры дисконтирования расходов на хранение РАО.

При определении времени достижения РЭ РАО и природного урана по равенству соответствующих пожизненных атрибутивных рисков (LAR) оптимальный остаток Am в РАО оказывается существенно больше, чем при использовании для этого ОЭД, а суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО – меньше.

В рассмотренных примерах оптимальный остаток Am в РАО составил 1-2% при использовании величины LAR для определения РЭ, против 0,5% Am при использовании ОЭД. Минимальные суммарные расходы в первом случае были в 1,5 раза меньше.

С уменьшением относительных расходов на контролируемое хранение РАО, по сравнению с расходами на очистку ОЯТ от Am, минимальные суммарные расходы на очистку ОЯТ и хранение РАО так же уменьшаются, но достигаются при больших значениях доли Am в РАО.

Если оптимальный коэффициент выделения Am из ОЯТ не определяется (минимум суммарных затрат не существует), то максимальное содержание Am в РАО не должно превышать 2% от его содержания в ОЯТ. Это соответствует 136 или 173 годам контролируемого хранения РАО, в зависимости от содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в РАО (1% или 5% от содержания в ОЯТ).

Для уточнения представленных в статье оценок требуются дальнейшие исследования на основе более многообразных реальных данных.

Настоящая работа выполнена в рамках ПН «Прорыв» Госкорпорации «Росатом».

Литература

1. **Адамов Е.О., Ганев И.Х.** Экологически безупречная ядерная энергетика. М.: НИКИЭТ им. Н.А. Доллежаля, 2007. 145 с.
2. **Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В., Муратов В.Г., Орлов В.В.** Степень приближения к радиационной эквивалентности высокоактивных отходов и природного урана в топливном цикле ядерной энергетики России //Атомная энергия. 1996. Т. 81, № 6. С. 403-409.
3. **Лопаткин А.В., Величкин В.И., Никипелов Б.В., Полуэктов П.П.** Радиационная эквивалентность и природоподобие при обращении с радиоактивными отходами //Атомная энергия. 2002. Т. 92, № 4. С. 308-317.
4. **Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В., Муратов В.Г., Орлов В.В.** Трансмутационный топливный цикл в крупномасштабной ядерной энергетике России. М.: ГУП НИКИЭТ, 1999. 252 с.
5. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60 //Ann. ICRP. 1991. V. 21, N 1-3. P. 1-215.
6. Публикация 103 Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ): пер. с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К. Шандалы. М.: ООО ПКФ «Алана», 2009. 312 с.
7. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series N 472. Vienna: IAEA, 2010. 208 p.
8. Атомная энергетика нового поколения: радиологическая состоятельность и экологические преимущества /Под общей ред. В.К. Иванова, Е.О. Адамова. М.: Перо, 2019. 379 с.
9. **Спирин Е.В., Алексахин Р.М., Власкин Г.Н., Уткин С.С.** Радиационный баланс отработавшего ядерного топлива быстрого реактора и природного урана //Атомная энергия. 2015. Т. 119, № 2. С. 114-119.
10. ICRP, 2012. Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119 //Ann. ICRP. 2012. V. 41. P. 1-130.
11. **Меняйло А.Н., Чекин С.Ю., Кашеев В.В., Максютлов М.А., Корело А.М., Туманов К.А., Пряхин Е.А., Ловачев С.С., Карпенко С.В., Кашеева П.В., Иванов В.К.** Пожизненный радиационный риск в результате внешнего и внутреннего облучения: метод оценки //Радиация и риск. 2018. Т. 27, № 1. С. 8-21.
12. **Иванов В.К., Чекин С.Ю., Меняйло А.Н., Максютлов М.А., Туманов К.А., Кашеева П.В., Ловачёв С.С., Спирин Е.В., Соломатин В.М.** Радиотоксичность долгоживущих высокоактивных отходов быстрых реакторов в сценариях обращения с облучённым ядерным топливом для достижения радиационной и радиологической эквивалентности с природным ураном //Радиация и риск. 2019. Т. 28, № 2. С. 8-24.
13. ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public; Ver. 3.0, official website. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.icrp.org/page.asp?id=402> (дата обращения 08.08.2019).
14. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов (утв. Минэкономики РФ, Минфином РФ, Госстроем РФ 21.06.1999 № ВК 477).

Evaluation of optimal amount of americium that should be extracted from spent nuclear fuel of the BREST-OD-300 reactor for transmutation to ensure radiological equivalence of radioactive waste and natural uranium

Ivanov V.K.^{1,2,3}, Adamov E.O.³, Spirin E.V.³, Solomatin V.M.³, Chekin S.Yu.^{1,2}, Menyajlo A.N.^{1,2}

¹ A. Tsyb MRRC, Obninsk;

² Medinfo LLC, Obninsk;

³ Joint Stock Company PRORYV, Moscow

Closed fuel cycle with fast reactors makes reduction of radioactive waste (RW) more effective as compared with the open fuel cycle with thermal reactors. Quantitative parameters of radionuclides extraction from spent nuclear fuel (SNF) depend on the radiological equivalence of generated RW and initial mass of natural uranium used for nuclear fuel fabrication. The length of RW storage before the radiological equivalence is achieved should not be longer than 300 years. To meet the requirement is possible if americium (Am) is extracted from SNF and burnt in the fast reactor. The more Am is in the RW, the lower the cash outflow during SNF reprocessing is. However, in that case radiological equivalence will be achieved later and the expected cash outflow during subsequent controlled storage of RW will be higher. Hence, a decrease in total cash outflow during SNF reprocessing and subsequent storage of RW may be possible by optimizing the amount of Am in the RW. In this paper we consider the possibility to estimate optimal Am content in RW, at which the total cash outflow during extraction of Am from SNF and subsequent controlled storage of RW is minimal. This optimum depends on a method for estimating time for radiological equivalence achievement and the ratio between cash outflows during Am extraction and SNF storage, accounting for the discount rate of the latter. The length of time needed for achievement of the equivalence between RW and natural uranium is estimated by the time of achievement of equality between the lifetime attributable risks (LAR) from RW and natural uranium or equality between values of their committed effective doses. The optimum amount of Am in RW calculated on the basis of LARs estimates is considerably higher (1-2%) than the amount calculated on the basis of committed effective doses (0.5%), with that the total cash outflow calculated using LARs are 1.5 times lower than one calculated using committed effective doses. For making estimates more accurate further research using variety of actual data is needed.

Key words: fast reactor, BREST-OD-300, natural uranium, spent nuclear fuel, americium, long-lived high-active radioactive waste, radiological hazard, radiological equivalence, radiotoxicity, effective dose, lifetime attributable risk, optimization.

References

1. Adamov E.O., Ganev I.Kh. Environmentally pure nuclear power. Moscow, N. Dollezhal PERDI, 2007. 145 p. (In Russian).
2. Adamov E.O., Ganev I.Kh., Lopatkin A.V., Muratov V.G., Orlov V.V. Approximations to radiation equivalence between high-level wastes and natural uranium in the fuel cycle of Russian nuclear power. *Atomnaya energiya – Atomic Energy*, 1996, vol. 81, no. 6, pp. 403-409. (In Russian).
3. Lopatkin A.V., Velichkin V.I., Nikipelov B.V., Poluektov P.P. Radiation equivalence and natural similitude in handling radioactive wastes. *Atomnaya energiya – Atomic Energy*, 2002, vol. 92, no. 4, pp. 308-317. (In Russian).
4. Adamov E.O., Ganev I.Kh., Lopatkin A.V., Muratov V.G., Orlov V.V. Transmutation fuel cycle in Russia's large-scale nuclear energy system. Moscow, GUP NIKIET, 1999. 252 p. (In Russian).
5. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP*, 1991, vol. 21, no. 1-3, pp. 1-215.

Ivanov V.K. – Deputy Director of A. Tsyb MRRC, Chief Radioecologist of Project PRORYV, Chairman of RSCR, Corresponding Member of RAS; Chekin S.Yu.* – Head of Lab.; Menyajlo A.N. – Senior Researcher, C. Sc., Biol. A. Tsyb MRRC, Medinfo. Adamov E.O. – Research Advisor, Project PRORYV, D. Sc., Tech., Prof.; Spirin E.V. – Chief Researcher of the Dep. of the Chief Radioecologist, Project PRORYV, D. Sc., Biol.; Solomatin V.M. – Head of Dep. of the Chief Radioecologist, Project PRORYV, C. Sc., Biol. JSC PRORYV.

*Contacts: 4 Korolyov str., Obninsk, Kaluga region, Russia, 249035. Tel.: (484) 399-30-79; e-mail: nrer@obninsk.com.

6. *ICRP Publication 103*. Eds.: M.F. Kiselev, N.K. Shandala. Moscow, PKF «Alana», 2009. 312 p. (In Russian).
7. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series N 472. Vienna, IAEA, 2010. 208 p.
8. New generation nuclear power: radiological viability and environmental benefits. Eds.: V.K. Ivanov, E.O. Adamov. Moscow, Pero, 2019. 379 p. (In Russian).
9. **Spirin E.V., Aleksakhin R.M., Vlaskin G.N., Utkin S.S.** Radiation balance of spent nuclear fuel of a fast reactor and natural uranium. *Atomnaya energiya – Atomic Energy*, 2015, vol. 119, no. 2, pp. 114-119. (In Russian).
10. ICRP, 2012. Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. *Ann. ICRP*, 2012, vol. 41, pp. 1-130.
11. **Menyajlo A.N., Chekin S.Yu., Kashcheev V.V., Maksimov M.A., Korelo A.M., Tumanov K.A., Pryakhin E.A., Lovachev S.S., Karpenko S.V., Kashcheeva P.V., Ivanov V.K.** Lifetime attributable risks from external and internal exposure to radiation: method for estimating. *Radiatsiya i risk – Radiation and Risk*, 2018, vol. 27, no. 1, pp. 8-21. (In Russian).
12. **Ivanov V.K., Chekin S.Yu., Menyajlo A.N., Maksimov M.A., Tumanov K.A., Kashcheeva P.V., Lovachev S.S., Spirin E.V., Solomatin V.M.** Spent nuclear fuel management: new approaches to evaluating radiotoxicity of long-lived high-level nuclear wastes of fast reactors. *Radiatsiya i risk – Radiation and Risk*, 2019, vol. 28, no. 2, pp. 8-24. (In Russian).
13. ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public; Ver. 3.0, official website. Available at: <http://www.icrp.org/page.asp?id=402> (Accessed 08.08.2019).
14. Guidelines for evaluating the effectiveness of investment projects (approved by the Ministry of Economy of the Russian Federation, the Ministry of Finance of the Russian Federation, Gosstroy of the Russian Federation 21.06.1999 N VK 477). (In Russian).