

- диоактивными отходами ядерной энергетики. — Там же, 1992, т. 73, вып. 1, с. 44—50.
6. **Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др.** Модели развития крупномасштабной ядерной энергетики России с трансмутационным ЯТЦ и достижение радиационной эквивалентности высокоактивных отходов и природного урана. — Там же, 1997, т. 82, вып. 1, с. 3—9.
7. **Наумов В.В., Орлов В.В., Смирнов В.С.** Топливный баланс ядерной энергетики с быстрыми реакторами без уранового blankets. — Там же, 1994, т. 76, вып. 4, с. 349—350.
8. **Драгунов Ю.Г., Лемехов В.В., Моисеев А.В. и др.** Реакторная установка БРЕСТ-ОД-300. Этапы разработки и обоснование. — In: Intern. Conf. on Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Next Generation Nuclear Systems for Sustainable Development (FR17). Екатеринбург, 26—29 июня 2017 г., IAEA-CN245-539.
9. **Грачев А.Ф., Жеребцов А.А., Забудько Л.М. и др.** Результаты исследования твэлов типа БРЕСТ со смешанным нитридным уран-плутониевым топливом, облученных в БОР-60 и БН-600. — Атомная энергия, 2018, т. 125, вып. 5, с. 278—284.

УДК 621.039.77

УСЛОВИЯ ДОСТИЖЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ ПРИРОДНОГО СЫРЬЯ И ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГЕТИКЕ РОССИИ

Лопаткин А.В., Платонов И.В., Попов В.Е. (АО «НИКИЭТ», г. Москва)

e-mail: popovve77@mail.ru

Для выработки стратегии обращения с долгоживущими нуклидами в АО «НИКИЭТ» предложен и обоснован радиоэквивалентный подход [1—9]. Его реализация применительно к объему накапливаемого отработавшего топлива ядерных энергетических реакторов позволяет добиться приемлемого времени достижения радиационной эквивалентности около 300 лет. Ключевая идея такого подхода состоит в удалении из радиоактивных отходов с разумной степенью достаточности долгоживущих нуклидов, потенциально опасных при времени хранения, существенно превышающем известную длительность существования созданных человеком строений и сооружений. В настоящее время ни в одной стране мира нет окончательного решения обращения с долгоживущими нуклидами, несмотря на наличие большого числа исследований и разработок за последние 30—40 лет. Причина очевидна — невозможно обосновать надежность инженерных и геологических барьеров на тысячи—сотни тысяч лет.

В настоящее время практика обоснования радиационной опасности объектов захоронения отходов основана на расчетном анализе стойкости инженерных барьеров и анализе миграции долгоживущих нуклидов от места захоронения к биосфере. Следует учитывать, что вследствие длительности процесса экспериментальная проверка расчетной миграции радионуклидов затруднительна. Результаты расчета миграцион-

ных процессов носят прогнозный, в какой-то мере и вероятностный характер и не могут, как и инженерные барьеры, надежно гарантировать безопасность захоронения радиоактивных отходов на длительную перспективу. Кроме того, как отечественные, так и мировые нормативы для обоснования ядерной и радиационной безопасности со временем становятся более жесткими, т.е. то, что сегодня удовлетворяет действующим нормативам, завтра может им не соответствовать. Гарантированной безопасности в большей мере отвечает уменьшение долгоживущих радионуклидов в захоронении.

Для научного анализа и прогнозирования используется методика количественной оценки опасности радиоактивных отходов и эталона для сравнения. Для количественной оценки биологической опасности радиоактивных материалов предложено рассчитывать их потенциальную биологическую опасность, которую также называют радиотоксичностью. Эта величина определяется в виде эквивалентной дозы облучения человека при потреблении внутрь радиоактивного материала с водой или воздухом по формуле

$$D = \varepsilon A,$$

где D — потенциальная биологическая опасность, Зв; ε — дозовый коэффициент, Зв/Бк; A — интенсивность радиоактивных распадов (активность), Бк.

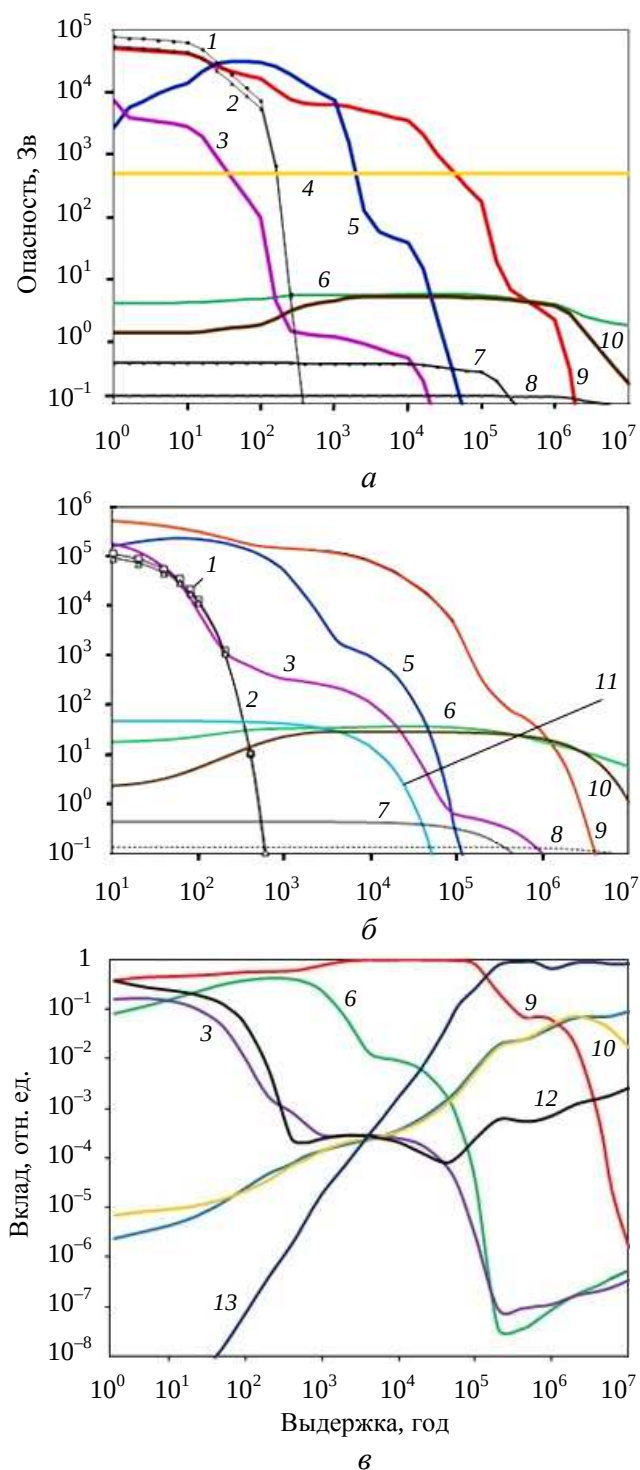
Дозовые коэффициенты приведены в отечественных нормах НРБ—99/2009 [10]. Потенциальная биологическая опасность смеси радионуклидов есть сумма опасности индивидуальных нуклидов, составляющих смесь. За эталон для сравнения было предложено принять потенциальную биологическую опасность потребляемого природного сырья — уранового (современная и перспективная ядерная энергетика) и ториевого (перспективная ядерная энергетика). Сравнивая биологическую опасность отходов и потребляемого урана или тория, можно оценить, насколько ядерная энергетика нарушает природный радиоактивный баланс.

При определенных условиях в ядерной энергетике возможна ситуация, при которой на окончательное захоронение в геологические формации будут направляться радиоактивные отходы, опасность которых будет равна, т.е. эквивалентна или меньше опасности потребленного природного сырья, т.е. будет реализован принцип радиационной эквивалентности между направляемыми на захоронение радиоактивными отходами и потребляемым природным урановым или ториевым сырьем. Это численный критерий, который можно рассчитывать и оптимизировать. Он позволяет научно обосновывать принимаемые решения. Например, урану, принятому в качестве эталона для сравнения, сопутствует длинная цепочка дочерних нуклидов — продуктов последовательных распадов его изотопов [11]. Состав извлекаемых совместно с ураном элементов определяет опасность природного урана. Природный уран содержит три изотопа, %: ^{234}U 0,0055, ^{235}U 0,72 и ^{238}U 99,28. Изотоп ^{234}U является продуктом распада ^{238}U , его количество в уране находится в вековом равновесии с ^{238}U . Для ^{238}U цепочка последовательных радиоактивных распадов включает 14 нуклидов. В этой цепочке долгоживущими нуклидами с периодом полураспада более 1000 лет являются ^{230}Th ($T_{1/2}$ $7,51 \cdot 10^4$ лет) и ^{226}Ra ($T_{1/2}$ 1600 лет). Остальные нуклиды короткоживущие, последний нуклид в цепочке — стабильный ^{206}Pb . Долгоживущим нуклидом из цепочки распадов ^{226}Ra является ^{210}Pb ($T_{1/2}$ 22,3 года). Это в 72 раза меньше периода полураспада ^{226}Ra . Нуклиды из последующей за ^{226}Ra цепочки распадов находятся в равновесной концентрации по отношению к ^{226}Ra .

Для ^{235}U цепочка последовательных радиоактивных распадов содержит 11 нуклидов. В этой цепочке долгоживущими нуклидами с периодом полураспада более 1000 лет являются ^{231}Pa ($T_{1/2}$ $3,28 \cdot 10^4$ лет). Остальные нуклиды короткоживущие, последний нуклид в цепочке — стабильный ^{207}Pb . Долгоживущим нуклидом из цепочки распадов ^{231}Pa является ^{227}Ac ($T_{1/2}$ 21,8 года). Это в 1507 раз меньше периода полураспада ^{231}Pa . Нуклиды из последующей за ^{231}Pa цепочки распадов находятся в равновесной концентрации по отношению к ^{231}Pa .

Если из недр извлекается уран со всеми его дочерними нуклидами в цепочках распадов, то потенциальная биологическая опасность одной тонны природного урана составляет $4,93 \cdot 10^4$ Зв, из них $4,821 \cdot 10^4$ Зв приходится на цепочку распадов ^{238}U (собственная биологическая опасность изотопов ^{234}U и ^{238}U составляет 1196 Зв) и $1,131 \cdot 10^3$ Зв на цепочку распадов ^{235}U , т.е. 2,3% суммарной величины.

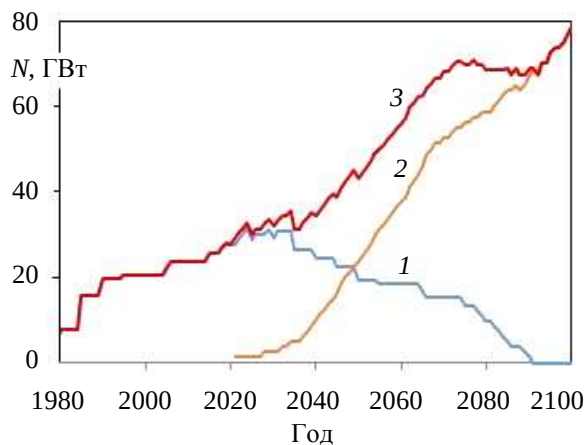
Для оценки вклада продуктов деления и топливных актиноидов рассчитано изменение их биологической опасности в составе отработавшего топлива тепловых (ВВЭР-1000 с начальным обогащением урана 4,4%) и быстрых реакторов (топливо равновесного состава) при выдержке до 10 млн лет. Показано, что при длительности выдержки до 100 тыс. лет значительный вклад в биологическую опасность отработавшего топлива вносят актиноиды и продукты их распада, а также ^{90}Sr и ^{137}Cs с дочерними нуклидами при выдержке до 200 лет (рис. 1). Соответственно для снижения радиоактивности отработавшего топлива (рассматривается как основной источник их формирования) наиболее важно из поступающего на захоронение материала извлечь актиноиды от урана до кюри. Это снизит биологическую опасность оставшихся продуктов деления примерно в 1000—10 000 раз. Отсюда следует смысл трансмутации актиноидов — их перевод в продукты деления, а не из одних актиноидов в другие [12]. Из-за малого сечения взаимодействия с нейтронами даже в области тепловых нейтронов (сечение захвата менее 1 б) ^{90}Sr и ^{137}Cs не могут быть эффективно трансмутированы в потоке нейтронов, и один из способов обращения с ними — контролируемая выдержка с полезным использованием в изотопных устройствах.



Р и с. 1. Вклад отдельных элементов и нуклидов в потенциальную биологическую опасность облученного топлива: а — 1 кг облученного топлива ВВЭР-1000 (начальное обогащение урана изотопом ^{235}U 4,4%, глубина выгорания топлива 40 МВт·сут/кг U, затрачивается 9,76 кг $\text{U}_{\text{прир}}$ на изготовление 1 кг обогащенного топлива); б — 1 кг облученного топлива БРЕСТ (нормировано на 1,06 кг нитридного топлива); в — вклад отдельных элементов в суммарную биологическую опасность облученного топлива БРЕСТ; 1 — $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$; 2 — $^{137}\text{Cs}+^{137\text{m}}\text{Ba}$; 3 — Cm; 4 — $\text{U}_{\text{прир}}$; 5 — Am; 6 — U; 7 — ^{99}Tc ; 8 — ^{129}I ; 9 — Pu; 10 — Np; 11 — ^{14}C ; 12 — все продукты деления; 13 — прочие актиноиды и продукты деления

Технические требования [13—15] к радиохимической технологии по разделению групп нуклидов и допустимому уровню потерь долгоживущих нуклидов в отходы определены на основе исследований баланса топлива и отходов в моделях развивающейся и длительно работающей ядерной энергетики [1—9]. В таких исследованиях потенциальная биологическая опасность накопленных отходов сравнивается с опасностью использованного природного урана. Приведем основные требования к содержанию элементов в радиоактивных отходах для регенерации топлива в замкнутом топливном цикле реакторов БРЕСТ: исходный продукт — нитридное уран-плутониевое топливо с 9% продуктов деления, очистка отходов проводится до содержания в них не более 0,1% актиноидов, по 0,1% Sr, Cs, I, Tc. Выделение кюрия из регенерата при вне реакторной выдержке в течение 50—70 лет приведет к его возвращению в энергетику в виде плутония. Распространение этих требований на переработку отработавшего топлива тепловых реакторов позволит достичь радиационной эквивалентности всего объема долгоживущих отходов, накопленных в России к концу XXI в., примерно через 300 лет выдержки.

Исследования радиационного баланса проведены на примере сценария крупномасштабного развития ядерной энергетики (рис. 2). Система АЭС с быстрыми реакторами, в основном, развивается на базе плутония из отработавшего топлива тепловых реакторов и на плутонии, получаемом из топливного цикла через воспроизводство. Принято, что в быстрых реакторах трансмутируется весь америций и нептуний



Р и с. 2. Мощность тепловых (1), быстрых (2), тепловых и быстрых реакторов (3) в системе ядерной энергетики

(82 т) из отработавшего топлива тепловых реакторов. До конца XXI в. для изготовления уранового топлива используется 363 тыс. т природного урана.

При сравнении радиационных балансов в качестве базового принят вариант, в котором потери всех актиноидов и высокоактивных долгоживущих продуктов деления при переработке отработавшего топлива тепловых и быстрых реакторов составляют 0,1%. Для исследования влияния отдельных элементов на снижение биологической опасности долгоживущих отходов и времени достижения радиационной эквивалентности проведены расчеты, в которых потери одного из элементов изменяли от 0,001 до 1%, тогда как для остальных элементов оставляли прежними 0,1%. Определен состав отходов от переработки отработавшего топлива на конец XXI в. при всех вариантах выдержки для достижения радиационной эквивалентности с потребленным природным сырьем (табл. 1).

Таблица 1. Расчетная выдержка отходов для достижения радиационной эквивалентности при изменении содержания в них элементов

Содержание элементов, %	Выдержка, лет
Все актиноиды 0,1	279
U 0,001—0,01, остальные актиноиды 0,1	279
U 1, остальные актиноиды 0,1	280
Pu 0,001, остальные актиноиды 0,1	50
Pu 0,01, остальные актиноиды 0,1	58
Pu 1, остальные актиноиды 0,1	14 095
Am 0,001, остальные актиноиды 0,1	153
Am 0,01, остальные актиноиды 0,1	162
Am 1, остальные актиноиды 0,1	1225
Np 0,001—0,01, остальные актиноиды 0,1	279
Np 1, остальные актиноиды 0,1	280
Cm 0,001—0,01, остальные актиноиды 0,1	279
Cm 1, остальные актиноиды 0,1	289
Np, Am, Cm по 0,001, U, Pu по 0,1	153
Np, Am, Cm по 0,01, U, Pu по 0,1	161
Np, Am, Cm по 1, U, Pu по 0,1	1245

Значительную роль в определении времени достижения радиационной эквивалентности играют потери плутония и америция. При снижении содержания плутония до 0,01% радиационная эквивалентность достигается через 58 лет, аналогично для америция — через 162 года.

Дальнейшее снижение содержания существенного эффекта не имеет из-за вклада продуктов деления. При увеличении содержания плутония и америция время достижения радиационной эквивалентности существенно возрастает. При содержании плутония и америция каждого до 1% радиационная эквивалентность достигается примерно через 12 тыс. лет и 1225 лет соответственно. Концентрация нептуния, урана и кюрия до 1% не оказывает на достижение радиационной эквивалентности существенного влияния. Зависимость времени достижения радиационной эквивалентности при равном процентном отношении в отходах всех актиноидов показана на рис. 3. При содержании 0,1% актиноидов время до радиационной эквивалентности составит 279 лет.

Исследования влияния отдельных долгоживущих продуктов деления на снижение потенциальной биологической опасности отходов и времени достижения радиационной эквивалентности проведены при содержании одного из элементов, равном 0,01, 0,1, 1 и 5%, тогда как концентрация остальных оставалась прежней — 0,1%. Варьировали также содержание в отходах цезия, стронция, технеция и иода. В рассмотренном случае они не влияют на время достижения радиационной эквивалентности.

При содержании всего количества ^{90}Sr или ^{137}Cs в отходах их биологическая опасность в течение первых двух столетий выдержки будет вчетверо превышать опасность радиоактивных отходов базового сценария. При этом время достижения радиационной эквивалентности при содержании всего ^{90}Sr в отходах составит

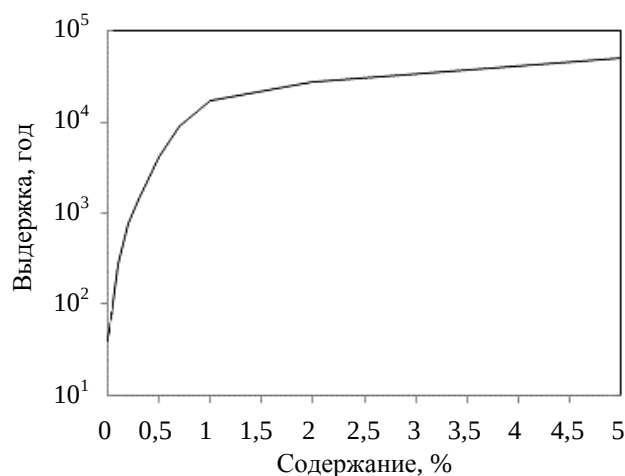


Рис. 3. Зависимость выдержки радиоактивных отходов до радиационной эквивалентности от содержания в них актиноидов

322 года, всего цезия — 325 лет, всех высокоактивных радионуклидов — 345 лет.

На основе расчетных исследований выбраны комбинации содержания нуклидов так, чтобы радиационная эквивалентность достигалась за 100—500 лет выдержки радиоактивных отходов (табл. 2). Для достижения радиационной эквивалентности после 100 лет выдержки содержание цезия и стронция в отходах должно быть ограничено 0,1%, плутония и америция — снижено вдвое относительно базового сценария, до 0,05%.

Таблица 2. Зависимость времени достижения радиационной эквивалентности от содержания в радиоактивных отходах актиноидов (ϵ_{Am+Pu}) и высокоактивных продуктов деления (ϵ_{Sr+Cs})

Время, лет	Допустимое содержание, %
≤100	$\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,05$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 0,1$
≤200	$\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,01$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 20$ $\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,08$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 0,1$
≤300	$\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,01$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 100$ $\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,1$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 10$
≤400	$\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,1$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 100$
≤500	$\epsilon_{Am+Pu} \leq 0,15$, $\epsilon_{Sr+Cs} \leq 100$

Для достижения радиационной эквивалентности после 200 лет выдержки отходов содержание плутония и америция должно быть в 10 раз снижено относительно базового сценария, до 0,01%, при допустимом содержании 20% цезия и стронция. При менее жестких условиях 0,08% содержание цезия и стронция должно быть не более 0,1%.

Для достижения радиационной эквивалентности после 300 лет выдержки содержание плутония и америция в отходах должно составлять не более 0,1% при ограничении 10% цезия и стронция. Другой способ достижения радиационной эквивалентности в течение 300 лет состоит в ужесточении требований на содержание актиноидов до 0,01%, при этом все высокоактивные продукты деления, включая цезий и стронций, могут быть полностью направлены в отходы. Для достижения радиационной эквивалентности после выдержки 400 лет при содержании в отходах 0,1% актиноидов допустимо направлять в отходы все высокоактивные продукты деления. Радиационная эквивалентность после выдержки 500 лет достигается при содержании актиноидов 0,15% при направлении в от-

ходы всех высокоактивных продуктов деления (см. табл. 2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Степень приближения к радиационной эквивалентности высокоактивных отходов и природного урана в топливном цикле ядерной энергетики России. — Атомная энергия, 1996, т. 81, вып. 6, с. 403—409.
2. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Влияние трансмутационного топливного цикла на достижение радиационной эквивалентности высокоактивных отходов и урана в ядерной энергетике России. — Там же, с. 409—415.
3. Adamov E.O., Ganey I.Kh., Lopatkin A.V. et al. The raw material and waste activity balance in the projected nuclear power of Russia. — Nucl. Engng Des., 1997, v. 173, p. 277—291.
4. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Модели развития крупномасштабной ядерной энергетики России с трансмутационным ЯТЦ и достижением радиационной эквивалентности. — Атомная энергия, 1997, т. 82, вып. 1, с. 3—9.
5. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Минимизация высокоактивных отходов при функционировании крупномасштабной ядерной энергетики России. — Там же, вып. 3, с. 209—218.
6. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Минимизация высокоактивных отходов при замене ядерной технологии производства электроэнергии в России. — Там же, вып. 2, с. 133—140.
7. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Равновесная активность объектов ЯТЦ в перспективной ядерной энергетике России. — Там же, 1998, т. 85, вып. 5, с. 358—363.
8. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Само согласованная модель развития ядерной энергетики и ее топливного цикла. — Там же, 1999, т. 86, вып. 5, с. 361—370.
9. Адамов Е.О., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. и др. Трансмутационный топливный цикл в крупномасштабной ядерной энергетике России. Монография. М., НИКИЭТ, 1999.
10. Нормы радиационной безопасности (НРБ—99/2009). СанПиН 2.6.1.2523—09. М., 2009.
11. Габараев Б.А., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. Потенциальная биологическая опасность урана, используемого в ядерном топливном цикле. — Атомная энергия, 2004, т. 96, вып. 6, с. 462—468.
12. Лопаткин А.В., Орлов В.В. Влияние спектра нейтронов на характеристики трансмутационных цепочек Np, Am и Cm. — Там же, 2006, т. 100, вып. 6, с. 452—458.
13. Адамов Е.О., Габараев Б.А., Ганев И.Х. и др. Потенциал развития и возможность достижения радиационной эквивалентности урана и отходов в сценариях развития перспективной ядерной энергетики: Препринт НИКИЭТ ЕТ-04, 2004.
14. Adamov E.O., Filin A.I., Orlov V.V. Nuclear power development on the basis of new nuclear reactor and fuel

cycle concepts. — In: Intern. Conf. on Innovative Technologies for Nuclear Fuel Cycles and Nuclear Power. Rep. IAEA-CN-108/32, 2003.

15. Glazov A.G., Lopatkin A.V., Orlov V.V. et al. Fuel cycle of BREST reactors. Solution of the radwaste and nonproliferation problems. — Ibid., Rep. IAEA-CN-108/52P.

УДК 621.039.578

РАБОТЫ АО «НИКИЭТ» ПО КОСМИЧЕСКОЙ ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГЕТИКЕ

Драгунов Ю.Г., Каплиенко А.В., Ромадова Е.Л. (АО «НИКИЭТ», г. Москва)

e-mail: yury.dragunov@nikiet.ru

Развитие космонавтики неразрывно связано с ростом энергообеспечения космических аппаратов и расширением их функциональных возможностей. Одной из проблем, сдерживающих повышение эффективности разрабатываемых космических средств, является недостаток бортовой энерговооруженности. В настоящее время в энергетических системах наибольшее распространение получили солнечные энергетические установки и химические аккумуляторные батареи. Однако дальнейшее освоение космоса создает условия, при которых применение солнечных энергетических установок становится затруднительным, а в некоторых случаях невозможным. К их числу относятся полеты к удаленным планетам солнечной системы, пересечение радиационных поясов Земли, других небесных тел, выход за пределы Солнечной системы.

Основные недостатки солнечных энергетических систем следующие:

необходимость постоянной ориентации на Солнце;

наличие накопителей энергии для питания станции при ее нахождении в тени Земли, что ухудшает массогабаритные характеристики объекта;

парусность системы солнечных батарей, приводящая к постепенному снижению орбиты вращения;

эффективность солнечных батарей, снижающаяся при удалении от Солнца.

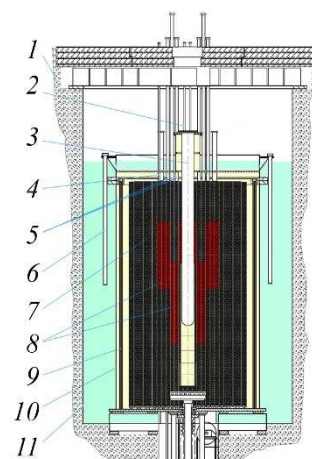
Кроме того, уровень мощности солнечных энергетических установок ограничен площадью солнечных батарей.

Анализ показывает, что для мощности более 150 кВт атомная энергия становится фактически безальтернативной. Это означает, что переход на качественно новый уровень освоения человеком космического пространства и дальние полеты к другим планетам возможны только с использованием атомной энергии [1].

В этих целях АО «НИКИЭТ» принял активное участие в подготовке предложений в руководящие документы федеральных органов исполнительной власти, регламентирующие деятельность в области развития космической ядерной энергетики Российской Федерации в мирных целях на период до 2030 г.

История приобщения АО «НИКИЭТ» к космической ядерной энергетике началась с разработки первого объекта экспериментальной базы для отработки ядерного ракетного двигателя (ЯРД) — реактора ИГР (импульсный графитовый реактор), обеспечивающего петлевые испытания ТВС ЯРД. В 1958 г. на Семипалатинском ядерном полигоне началось его строительство.

Реактор, схема которого показана на рис. 1, является импульсным на тепловых нейтронах с гомогенной активной зоной, которая представляет собой кладку из урансодержащих графитовых блоков, собранных в виде колонн. Отражатель реактора собран из аналогичных графитовых



Р и с. 1. Реактор ИГР: 1 — биологическая защита; 2 — канал физических измерений; 3, 4 — центральный и боковой экспериментальный канал соответственно; 5 — каналы органов регулирования; 6 — канал ионизационной камеры; 7 — отражатель; 8 — активная зона; 9 — боковой экран; 10 — кожух; 11 — бак с охлаждающей водой