

Об остекловывании борсодержащих жидких радиоактивных отходов АЭС

Рассмотрены вопросы кондиционирования борсодержащих жидких радиоактивных отходов водо-водяных реакторов АЭС Украины путем иммобилизации в боросиликатное стекло, известное своей устойчивостью к температурным воздействиям и выщелачиванию. В качестве стеклообразующего материала возможно использование Са-бентонита из Черкасского месторождения бентонитовых и палигорскитовых глин. Предложено одновременное кондиционирование борсодержащих среднеактивных жидких радиоактивных отходов АЭС (солевой плав, кубовый остаток) и высококремнистых высокоактивных отходов, которыми являются лавовые топливосодержащие массы в объекте «Укрытие», с применением индукционного плавления в холодном тигле.

Ключевые слова: жидкие радиоактивные отходы; боросиликатное стекло; остекловывание; лавовые топливосодержащие массы.

Ю. О. Ольховик

Щодо оскловування борвміщуючих рідких радіоактивних відходів АЕС

Розглянуто питання кондиціонування борвміщуючих рідких радіоактивних відходів водо-водяних реакторів АЕС України іммобілізацією в боросилікатне скло, відоме як матеріал, стійкий до температурних впливів і вищелачування. За склоутворюючий матеріал можливе використання Са-бентоніту з Черкаського родовища бентонітових і палигорскітових глин. Запропоновано одночасне кондиціонування борвміщуючих середньоактивних рідких радіоактивних відходів АЕС (соловий плав, кубовий залишок) і висококремністих високоактивних відходів, якими є лавові паливовміщуючі маси в об'єкті «Укриття», із застосуванням індукційного плавлення у холодному тиглі.

Ключові слова: рідкі радіоактивні відходи; борсилікатне скло; оскловування; лавові паливовміщуючі маси.

© Ю. А. Ольховик, 2014

Вследствие эксплуатации энергоблоков водо-водяных энергетических реакторов (ВВЭР) в Украине накоплен большой объем жидких радиоактивных отходов, представленных в основном так называемыми кубовыми остатками и соевым плавом. Кубовые остатки представляют собой высококонцентрированные растворы нитратов и боратов натрия с удельной активностью до 10^8 Бк/м³, которая определяется наличием в них продуктов деления ядерного топлива и радионуклидов коррозионного происхождения. При переработке кубового остатка на установках глубокого выпаривания образуется солевой плав (кристаллогидрат нитрата и боратов натрия), который при температуре 125–130 °С заливается в металлические контейнеры и в таком виде направляется в хранилище АЭС. Солевой плав согласно нормативной базе Украины классифицирован как среднеактивные жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) [1].

Дальнейшее обращение с ЖРО на АЭС Украины не производится ввиду отсутствия каких-либо технических решений, направленных на получение конечного продукта, приемлемого для передачи на захоронение, вследствие чего ресурс емкостей для хранения указанных ЖРО близок к исчерпанию. Общий объем накопленных на 31.12.2012 ЖРО составил 7100 м³ солевого плава и 10 000 м³ кубового остатка.

Выполненный в последние годы детальный анализ существующих способов обращения с низко- и среднеактивными ЖРО [2, 3, 4] показал, что наиболее оптимальным методом их утилизации является иммобилизация в боросиликатных стеклах с последующим захоронением в приповерхностных хранилищах. Несомненным достоинством остекловывания является перевод ЖРО в устойчивую форму, способную в стандартных гидрогеохимических условиях воспрепятствовать поступлению радионуклидов в подземные воды в течение времени, необходимого для достижения безопасного уровня радиоактивности. При этом технология остекловывания обеспечивает существенное уменьшение объема отходов. Ранее было показано [5], что радионуклидный состав кубового остатка и солевого плава определяется в основном наличием изотопа ¹³⁷Cs в концентрации 10⁷ Бк/кг, и достижение принятого в Украине уровня освобождения 100 Бк/кг требует изоляции данного радионуклида в матрице в течение 500 лет в условиях возможного влияния обусловленных природными процессами критических событий, вызывающих деградацию матрицы, контейнеров и инженерных конструкций хранилища [6].

Поэтому использование для кондиционирования солевых плавов технологии плавления, приводящей к формированию боросиликатного стекла, известного своей устойчивостью к температурным воздействиям и выщелачиванию, представляется логичным и обоснованным. При этом решается проблема возможного загрязнения окружающей среды основными химическими компонентами солевого плава (бораты и нитраты) после перехода радиоактивных отходов в промышленные отходы вследствие распада радионуклидов.

В литературе описаны лабораторные эксперименты МосНПО «Радон» по разработке стекол для иммобилизации эксплуатационных борсодержащих ЖРО Калининской АЭС [7]. При остекловывании борсодержащих ЖРО ВВЭР в роли стеклообразующих добавок применяли кварцевый песок (10 % по массе) и сулинок (40 % по массе). Содержание отходов в шихте в пересчете на сухие соли составляло 50 % по массе. В результате для ЖРО

Калининской АЭС с ВВЭР получено стекло следующего состава, % по массе:

Na ₂ O	K ₂ O	CaO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	B ₂ O ₃	SiO ₂	Na ₂ SO ₄	NaCl	Другие
24,0	1,9	6,2	4,3	1,8	9,0	46,8	0,8	0,9	4,3

Скорость выщелачивания ¹³⁷Cs, г/(м²·сут), при 20 °С: в первые сутки — 3,2·10⁻¹, через 28 сут — 4,4·10⁻², спустя 112 сут — 3,0·10⁻².

Целесообразность остекловывания ЖРО реакторов PWR, характеризующихся высокой концентрацией В и Na, обосновывается также в работе [8], авторы которой указывают, что цементированные отходы отличаются высокой растворимостью в воде, кроме того, при этом сильно возрастает объем отходов. Поэтому лучший способ их иммобилизации — остекловывание. Боратные отходы PWR характеризуются следующими свойствами:

Состав:

NaBO ₂	150 г/л
NaNO ₃	80 г/л
Na ₃ PO ₄	20 г/л
Солеосодержание	250 г/л
Плотность	1,17 г/см ³
pH	11–13
Средняя активность	37 ГБк/м ³

Особенность стеклофритты — отсутствие Na и В, поскольку содержания этих элементов в отходах достаточно для получения стекла. Основным компонентом стеклофритты является кремнезем, а также Al, Ca и Mg. Оптимальное содержание радиоактивных отходов в стеклах составляет 45 %. Остеклованные боратные отходы характеризуются следующим составом, % по массе:

SiO ₂	B ₂ O ₃	Na ₂ O	CaO	MgO	Al ₂ O ₃	TiO ₂	Li ₂ O	P ₂ O ₅	ZrO ₂
34,35	18,00	25,00	10,00	3,00	5,00	1,00	1,00	2,00	0,65

Исходя из изложенного и с учетом химического состава накопленных в хранилищах АЭС Украины борсодержащих ЖРО (химический состав солевого плава РАЭС, г/кг: Н₃ВО₃ — 310; Na⁺ — 180...223; K⁺ — 52...55; Cl — 5,0; SO₄²⁻ — 23...93), представляется вполне возможным и обоснованным рассматривать технологию остекловывания как наиболее оптимальное решение задачи кондиционирования кубового остатка и солевого плава до состояния, приемлемого для захоронения. В качестве стеклообразующего материала возможно применение недорогих природных алюмосиликатов.

При создании геосинтетических композитов используются в основном щелочные бентонитовые глины (Na-бентонит). В Украине такой бентонит практически отсутствует. Вместо него в качестве перспективной стеклофритты в условиях высокой концентрации Na в ЖРО может быть использован Ca-бентонит, представленный во втором слое Черкасского месторождения бентонитовых и палыгорскитовых глин. Указанная бентонитовая глина характеризуется составом, % по массе:

SiO ₂	58,8
TiO ₂	1,14
Al ₂ O ₃	17,58
Fe ₂ O ₃ +FeO	6,3
MnO	2,17

CaO	2,16
Na ₂ O+K ₂ O	0,06–0,29
P ₂ O ₅	0,05
SO ₃	0,05–0,34
п.п.п.	9,7
CO ₂	0,19

Близкий к приведенному ранее состав кондиционированных боратных отходов, с учетом потерь летучих компонентов солевого плава и бентонита в процессе остекловывания, может быть получен при весовом соотношении солевого плава и бентонита около 2:1.

Данные о поведении остеклованных среднеактивных РАО (САО) в условиях открытого хранения и особенно в условиях приповерхностного захоронения на полигоне МосНПО «Радон» позволили сделать вывод, что безопасность хранилищ САО может быть надежно обеспечена за счет изоляционных свойств только боросиликатной матрицы, без создания дополнительных инженерных барьеров [2].

По нашему мнению, этот избыток изоляционных свойств боросиликатной матрицы по отношению к САО может быть использован для кондиционирования лавовых топливосодержащих масс (ЛТСМ), локализованных в объекте «Укрытие». При этом можно выполнить одновременное кондиционирование борсодержащих среднеактивных ЖРО АЭС (солевой плава, кубовый остаток) и высококремнистых высокоактивных отходов (ВАО), которыми являются ЛТСМ (табл. 1).

Таблица 1. Состав ЛТСМ, пересчитанный на оксиды, % по массе

Оксид	Коричневая керамика [9]	Черная керамика [9]	Керамика из пом. 304/3 [10]	Керамика из помещения ББ-2 [10]
SiO ₂	58,5	63,2	65,2	66,9
CaO	6,1	6,6	6,2	4,8
ZrO ₂	6	5,7	5,4	5,1
Na ₂ O	4,9	5,5	5,7	2
BaO	0,2	0,2	0,1	0,1
Al ₂ O ₃	6,3	8,1	6,9	0
MnO	0,5	0,4	1,8	0,3
Fe ₂ O ₃	1,2	0	0,5	1,8
MgO	6,4	5,3	3,5	8,9
UO ₂	10	5	4,7	10

Необходимость кондиционирования ЛТСМ вызвана тем, что ЛТСМ представляют собой хрупкое пористое вещество, для которого характерны невысокая механическая прочность, эрозия поверхности (пылеобразование), высокая скорость выщелачивания урана и радиоизотопов цезия, неустойчивость в условиях прямого контакта с водой. По-видимому, эти свойства обусловлены сложным характером формирования ЛТСМ в условиях высоких температурных градиентов и интенсивного газовыделения, что привело к наличию внутренних напряжений и значительной неоднородности.

Исследования показали, что на микроуровне ЛТСМ представляют собой гетерогенный твердый раствор, «растворителем» которого является стекловидная силикатная

матрица с большим количеством разнообразных включений, среди которых установлены оксиды урана, уран-цирконий-кислородная фаза $U_xZr_yO_z$, циркон («чернобылит») и металлические глобулы [10]. Температурный диапазон формирования ЛТСМ оценен в пределах 1500 °С (температура плавления тройной эвтектики $UO_2-SiO_2-ZrO_2$ [11]) до 2600 °С, что подтверждается присутствием в силикатной матрице глобул топлива с примесью циркония (система ZrO_2-UO_2) [10].

В случае совместного переплавления ЛТСМ и борсиликатных ЖРО за счет высокого содержания в последних Na_2O и B_2O_3 (около 62 и 33 % соответственно после потери летучих при нагревании до температуры остекловывания) при более низких температурах можно получить устойчивую однородную матрицу, способную на длительный период обеспечить изоляцию долгоживущих радионуклидов от окружающей среды при захоронении в геологическом хранилище. Безусловно, необходимо уточнить область оптимальных соотношений материалов ЛТСМ с присущими им вариациями химического состава и борсодержащих ЖРО с тем, чтобы получаемая матрица обладала высокой гидролитической устойчивостью и гомогенностью. В качестве критериев при выборе оптимальной области химического состава стекол для совместной иммобилизации ЛТСМ и солевого плава следует выбрать вязкость расплавов стекол и гидролитическую устойчивость полученного в результате остекловывания конечного продукта.

Вязкость является основным технологическим параметром, определяющим температуру получения стекольного расплава и выбор плавильного оборудования, а гидролитическая устойчивость конечного продукта определяет условия его долговременного хранения или захоронения.

Каждый макроэлемент, входящий в состав ЛТСМ, будет оказывать соответствующее влияние на химическую устойчивость стекла, его вязкость, электропроводность и другие свойства. Увеличение содержания Si, U, Zr и Al повышает устойчивость стекла к выщелачиванию, но повышает при этом температуру его варки и вязкость расплава, что приводит к увеличению потерь летучих компонентов, а также росту энергозатрат и стоимости процесса. Са, Mg в небольших количествах способствуют стабилизации структуры стекол и, следовательно, повышению их химической устойчивости, но могут приводить к увеличению вязкости [4]. В то же время бор и щелочи действуют противоположным образом — снижают температуру процесса остекловывания и уменьшают вязкость расплава.

Наиболее оптимальным методом получения борсиликатных стекол на основе ЛТСМ, безусловно, является индукционное плавление в холодном тигле (ИПХТ). Отсутствие в ИПХТ огнеупоров и электродов увеличивает срок службы плавителя, а меньшие габариты и масса индукционных тиглей облегчают их ремонт, демонтаж и вывод из эксплуатации. Стенки тигля, изготовленные из металлических трубок, охлаждаются водой и поддерживаются холодными в процессе варки, так что расплав удерживается холодными слоями остывшего стекла у стенок тигля. По сравнению с другими плавителями, холодные тигли позволяют использовать более высокие температуры (до 3000 °С) и имеют меньший размер при той же производительности. Перемешивание расплава вихревыми токами обеспечивает его гомогенизацию. Высокая эффективность отверждения РАО методом ИПХТ подчеркивается во многих публикациях [12, 13].

Поскольку ЛТСМ как исходный компонент остекловывания относится к высокоактивным РАО (табл. 2), то и продукт кондиционирования также будет высококордиоактивным материалом.

Таблица 2. Активность нуклидов, МБк/г керамики, пересчет на 26.04.1986 [10]

Место отбора пробы	^{238}Pu	$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	^{242}Cm	^{244}Cm	^{241}Am
ББ-2	$8,4 \cdot 10^{-1}$	1,7	$4,6 \cdot 10$	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$4,6 \cdot 10^{-1}$
304/3	$4,9 \cdot 10^{-1}$	$9,4 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-1}$

Распад заключенных в боросиликатную матрицу осколочных и трансурановых радионуклидов, а также изотопов урана способен воздействовать на матрицу и вызвать снижение ее изолирующих свойств. Одним из основных эффектов радиационного воздействия на стекломатрицу является саморазогрев вследствие поглощения энергии радиоактивного излучения. Стеклам присуще свойство заметного увеличения растворимости при повышении температуры, что может вызвать миграцию радионуклидов при контакте горячей матрицы с подземными водами. В случае ЛТСМ вероятностью воздействия этого фактора можно пренебречь ввиду низкого тепловыделения топлива энергоблока № 4 Чернобыльской АЭС (рис. 1).

С учетом 10 % по массе содержания UO_2 , максимальное удельное тепловыделение в ЛТСМ в настоящее время не превышает 0,03 Вт/кг, что никак не приведет к саморазогреву боросиликатной матрицы до значимых температур.

Еще одним фактором радиационного воздействия может быть накопление в ЛТСМ и в боросиликатной матрице радиационных дефектов вследствие α -распада трансурановых элементов. В ЛТСМ за 100 лет дозы от α -излучения составят, при наиболее консервативном рассмотрении (однородная модель), приблизительно $1,5 \cdot 10^{16}$ α -распадов/г. Для β - и γ -излучения поглощенные дозы лежат в пределах $(2 \dots 5) \cdot 10^7$ рад. Выполненный анализ позволяет утверждать,

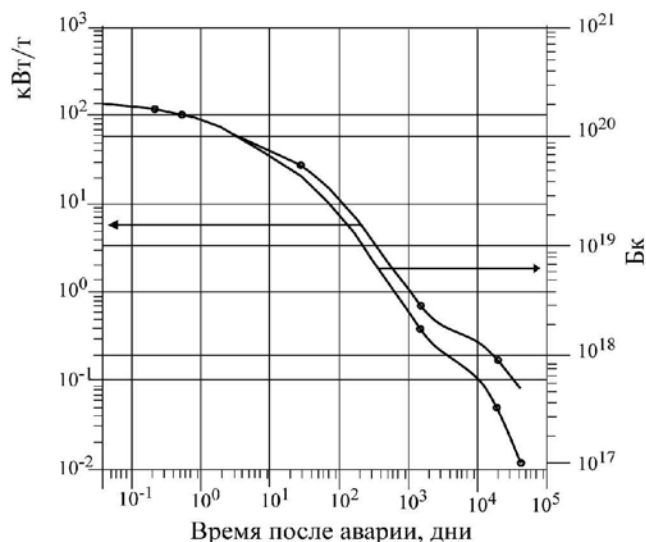


Рис. 1. Зависимость изменения удельного тепловыделения топлива энергоблока № 4 ЧАЭС и его суммарной активности от времени, прошедшего после аварии [10]

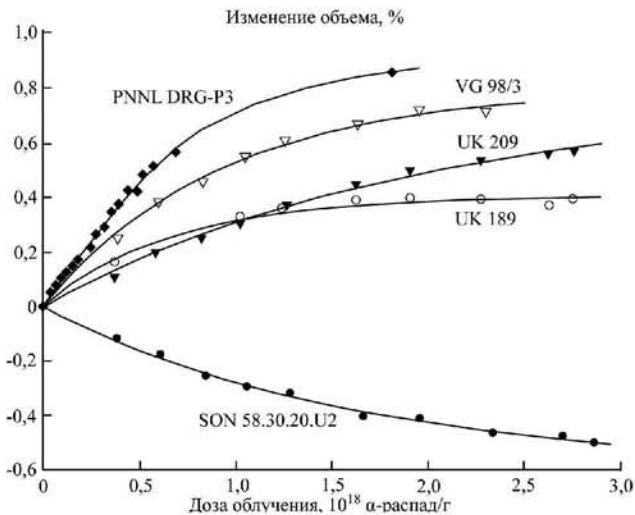


Рис. 2. Изменение объема боросиликатных стекол при облучении [15]

что по прошествии 100 лет после аварии поглощенные дозы в лаве (однородная модель) все еще будут много меньше тех, при которых наблюдаются признаки разрушения в стеклах [10]. При этом существует обоснованное мнение, что радиационно-индуцированные изменения структуры стекол не приведут к значительному увеличению скорости выщелачивания инкорпорированных в стекло радионуклидов [14].

Однако существуют факторы, которые могут стать дополнительной причиной разрушения ЛТСМ от самооблучения. Речь идет о неоднородностях стеклообразной матрицы — включениях с высоким содержанием урана, которые образовались при ее охлаждении. Микровключения занимают сравнительно малый объем (около 5 %) ЛТСМ, но содержат значительную часть (порядка 70 %) общей активности, и их распухание в результате концентрированного самооблучения может стать причиной разрушения материала лавы с появлением пылеватых частиц размером в десятки—сотни микрон [10].

В то же время для гомогенных боросиликатных стекол доза насыщения, выше которой объем стекла остается практически постоянным, составляет около 10^{18} α -распадов/г (10^{11} рад). Максимальная степень изменения объема стекла под воздействием радиации находится в пределах $\pm 1,2$ % (рис. 2).

Отмечена общая тенденция увеличения объемов стекол с высоким отношением «щелочи—кремний» и уплотнения стекол с низким отношением «щелочи—кремний», тогда как при соотношении щелочей к кремнию на уровне 0,3—0,4 объем стекол при радиационном воздействии остается постоянным [16]. Таким образом, имеются веские основания считать, что перевод ЛТСМ в боросиликатное стекло сможет решить проблему обеспечения длительного безопасного хранения этих ВАО с последующей их передачей на захоронение.

Указанные особенности поведения боросиликатных матриц свидетельствуют в пользу проведения масштабных научно-исследовательских работ по выбору оптимальных технологий кондиционирования ЛТСМ методами остекловывания. Общий объем ЛТСМ оценивается в 1200 т [10], и для их остекловывания может быть привлечена лишь небольшая часть накопленных на АЭС борсодержащих ЖРО.

Выводы

Включение борсодержащих среднеактивных ЖРО АЭС в боросиликатную матрицу обеспечивает их перевод в устойчивую форму, способную воспрепятствовать поступлению радионуклидов из поверхностного хранилища в подземные воды в течение времени, необходимого для достижения безопасного уровня радиоактивности.

Совместное остекловывание ЛТСМ и боросиликатных ЖРО за счет высокого содержания в последних Na_2O и B_2O_3 с использованием ИПХТ способно сформировать устойчивую однородную матрицу, изоляционные свойства которой смогут на длительный период обеспечить изоляцию долгоживущих радионуклидов от окружающей среды при захоронении в геологическом хранилище.

Кондиционирование ЛТСМ до состояния гомогенного и устойчивого к воздействию природных факторов материала, приемлемого для безопасного длительного хранения и последующего захоронения в геологическом хранилище, отвечает основным положениям стратегии преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему.

Список использованной литературы

1. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности Украины: Государственные санитарные правила 6.177-2005-09-02 (ОСПУ-2005). — Утв. приказом МОЗ Украины от 02.02.2005 № 54. — К., 2005. — 62 с.
2. Условия безопасной изоляции жидких отходов низкого и среднего уровней радиоактивности / Н. П. Лаверов, С. А. Дмитриев, В. И. Величкин, Б. И. Омеляненко // Геоэкология. — 2009. — № 3. — С. 195—213.
3. Консервирующие матрицы для отходов низкого и среднего уровней радиоактивности / Н. П. Лаверов, Б. И. Омеляненко, С. В. Юдинцев, С. В. Стефановский // Геология рудных месторождений. — 2012. — Т. 54, № 1. — С. 3—21.
4. Стекла для иммобилизации отходов низкого и среднего уровней радиоактивности / Н. П. Лаверов, Б. И. Омеляненко, С. В. Юдинцев, С. В. Стефановский, Б. С. Никонов // Геология рудных месторождений. — 2013. — Т. 55, № 2. — С. 87—113.
5. Ольховик Ю. О. Щодо вибору в'язучих матеріалів для цементування кубового залишку АЕС з реакторами ВВЕР / Ю. О. Ольховик, П. О. Корчагин // Ядерна енергетика та довідка. — 2014. — № 1 (3). — С. 20—23.
6. Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.061-2000. Норми радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://zakon.nau.ua/doc/?uid=1039.8664.0>
7. Стекла для радиоактивных отходов / Соболев И. А., Ожован М. И., Щербатова Т. Д., Батюхнова О. Г. — М.: Энергоатомиздат, 1999. — 240 с.
8. Shanggen L. A comparison of HLW glass and PWR borate waste glass / Shanggen L., Sheng J., Tang B. // J. of Nuclear Materials. — 2001. — V. 298. — P. 180—183.
9. Отчет о состоянии безопасности объекта «Укрытие». — Т. 1. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: http://www.chnpp.gov.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=157&lang=ru
10. Ядерное топливо в объекте «Укрытие» Чернобыльской АЭС / Р. В. Арутюнян, Л. А. Большов, А. А. Боровой, Е. П. Велихов, А. А. Ключников. — М.: Наука, 2010. — 240 с.
11. Диаграммы состояния силикатных систем: Справочник. — Т. 3: Тройные системы / Торопов Н. А., Барзаковский В. П., Лапин В. В., Курцева Н. Н., Бойкова А. И. — Л.: Наука, 1972. — 448 с.
12. Ожован М. И. Применение стекол при иммобилизации радиоактивных отходов / Ожован М. И., Полуктов П. П. // Безопасность окружающей среды. — 2010. — № 1. — С. 112—119.

13. *Ojovan M. I.* Glassy wasteforms for nuclear waste immobilization / *Ojovan M. I., Lee W. E.* // *Metallurgical and Materials Transactions A.* — 2011. — V. 42A. — P. 837–851.

14. Radiation effects in glasses used for immobilization of high-level waste and plutonium disposition / *Weber W. J., Ewing R. C., Angell C. A., Arnold G. W.* // *Journal of Materials Research.* — 1997. — V. 12, No. 8. — P. 1946–1978.

15. *Ewing R. C.* Actinide waste forms and radiation effects / *Ewing R. C., Weber W. J.* // *Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements.* — 2011. — V. 6. — P. 3813–3887.

16. *Ewing R. C.* Radiation effects in nuclear waste forms for high-level radioactive waste / *Ewing R. C., Weber W. J., Clinard F. W.* // *Progress in Nuclear Energy.* — 1995. — V. 29, № 2. — P. 63–127.

References

1. Basic Sanitary Rules for Radiation Safety of Ukraine. State Health and Safety Rules 6.177-2005-09-02 (OSPU 2005) [Osnovnyie sanitarnyie pravila obespecheniia radiatsionnoi bezopasnosti Ukrainy: Gosudarstvennyie sanitarnyie pravila 6.177-2005-09-02 (OSPU-2005)], Approved by Order of the Ministry of Health of Ukraine No. 54 dated 02 February 2005, Kyiv, 2005, 62 p. (Rus).

2. *Laverov N. P., Dmitriev S. A., Vielichkin V. I., Omelyanenko B. I.* (2009), “Conditions for Safe Isolation of Low and Intermediate-Level Liquid Radioactive Waste” [Usloviia bezopasnoi izoliatsii zhidkikh otkhodov nizkogo i srednego urovnei radioaktivnosti], *Geoecology*, No. 3, pp. 195–213. (Rus).

3. *Laverov N. P., Omelyanenko B. I., Yuditsev S. V., Stepanovsky S. V.* (2012), “Pickling Matrix for Low and Intermediate-Level Radioactive Waste” [Konserviruiushie matritsy dlia otkhodov nizkogo i srednego urovnei radioaktivnosti. Geologiya rudnykh mestorozhdenii], *Geology of Ore Deposits*, V. 54, No. 1, pp. 3–21. (Rus).

4. *Laverov N. P., Omelyanenko B. I., Yuditsev S. V., Stepanovsky S. V., Nikonov B. S.* (2013), “Glass for Low and Intermediate-Level Radioactive Waste Immobilization” [Stiokla dlia immobilizatsii otkhodov nizkogo i srednego urovnei radioaktivnosti. Geologiya rudnykh mestorozhdenii], *Geology of Ore Deposits*, V. 55, No. 2, pp. 87–113. (Rus).

5. *Olhovyk Yu. O., Korchahin P. A.* (2014), “Regarding the Choice of Binders for Cementing Evaporator Bottoms of NPP with VVER” [Shchodo vyboru viazhuchykh materialiv dlia tsementuvannia kubovoho zalyshku AES z reaktoramy VVER. Yaderna enerhetyka ta dovkillia], *Nuclear Energy and the Environment*, No. 1 (3), pp. 20–23. (Ukr).

6. State Health and Safety Standards DGN 6.6.1.-6.5.061-2000. Standards of Radiation Safety of Ukraine, additions: Radiation Protection against Potential Radiation Sources (NRBU-97/D-2000) [Derzhavni hiihienichni normatyvy DHN 6.6.1-6.5.061-2000. Normy radiatsiinoi bezpeky Ukrainy, dopovnennia: Radiatsiinyi zakhyst vid dzherel potentsiinoho oprominennia (NRBU-97/D-2000)], available at: <http://zakon.nau.ua/doc/?uid=1039.8664.0>. (Ukr).

7. *Sobolev I. A., Ozhovan M. I., Shcherbatova T. D., Batyuhnova O. G.* (1999), *Glasses for Radioactive Waste* [Stiokla dlia radioaktivnykh otkhodov], Moscow, Energoatomizdat, 240 p. (Rus).

8. *Shanggen L., Sheng J., Tang B.* (2001), “A Comparison of HLW Glass and PWR Borate Waste Glass”, *J. of Nuclear Materials*, V. 298, P. 180–183.

9. Report on Shelter Safety Analysis, V. 1. [Otchet o sostoianii bezopasnosti obiekta Ukrytie, T. 1], available at http://www.chnpp.gov.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=157&lang=ru (Rus).

10. *Arutyunyan R. V., Bolshov L. A., Borovoy A. A., Velikhov E. P., Kluchnikov A. A.* (2010), *Nuclear Fuel in the Chernobyl NPP Shelter* [Yadernoe toplivo v obiekte Ukrytie Chernobylskoi AES], Moscow, Nauka, 240 p. (Rus).

11. *Toropov N. A., Barzakovsky V. P., Lapin V. V., Kurtseva N. N., Boikova A. I.* (1972), *Diagrams of Silicate Systems. Handbook* [Diagrammy sostoianii silikatnykh system: Spravochnik], V. 3: Troinye systemy, Leningrad, “Science”, 448 p. (Rus).

12. *Ozhovan M. I., Polouektov P. P.* (2010), “The Use of Glass during Immobilization of Radioactive Waste” [Primenenie Stiokol pri immobilizatsii Radioaktivnykh Otkhodov], *Environmental Safety*, No. 1, pp. 112–119. (Rus).

13. *Ozhovan M. I., Lee W. E.* (2011), “Glassy Wasteforms for Nuclear Waste Immobilization”, *Metallurgical and Materials Transactions A*, V. 42A, pp. 837–851.

14. *Weber W. J., Ewing R. C., Angell C. A., Arnold G. W.* (1997), “Radiation Effects in Glasses Used for Immobilization of High-Level Waste and Plutonium Disposition”, *Journal of Materials Research*, V. 12, No. 8, pp. 1946–1978.

15. *Ewing R. C., Weber W. J.* (2011), “Actinide Waste Forms and Radiation Effects”, *Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements*, V. 6, pp. 3813–3887.

16. *Ewing R. C., Weber W. J., Clinard F. W.* (1995), “Radiation effects in nuclear waste forms for high-level radioactive waste”, *Progress in Nuclear Energy*, V. 29, No. 2, pp. 63–127.

Получено 19.08.2014.