

9. Медведева И.Б., Ровный С.И., Мясоедова Г.В. и др. Сорбционное извлечение Np(V) из водных сред комплексообразующими сорбентами ПОЛИОРГС. — Радиохимия, 2001, т. 43, № 4, с. 359—362.
10. Сенявин М.М. Ионный обмен в технологии анализа неорганических веществ. М.: Химия, 1980, с. 236—237.
11. Салдадзе К.М., Копылова-Валова В.Д. Комплексообразующие иониты. М.: Химия, 1980. 336 с.

Поступила в Редакцию 26.06.02

УДК 621.039.58.68 + 621.039.75.16

ОБОСНОВАНИЕ РАДИОХИМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ БЕЗОПАСНЫЙ РЕЖИМ ЭКСПЛУАТАЦИИ ГЛУБИННЫХ ХРАНИЛИЩ

*Косарева И.М., Савушкина М.К. (Ин-т физической химии РАН),
Волин Ю.М., Кабакчи С.А. (ГНЦ РФ НИФХИ им. Л.Я. Карпова),
Ковалевич О.М. (НТУ по ядерной и радиационной безопасности
Госатомнадзора России), Ахунов В.Д., Борзунов А.И., Дьяков С.В.,
Короткевич В.М., Кудрявцев Е.Г., Лебедев В.А. (Минатом РФ)*

Захоронение жидких отходов в глубокозалегающие пласты-коллекторы, надежно изолированные от других водоносных горизонтов, является одним из способов обращения с радиоактивными отходами, реализованным на радиохимических предприятиях [1]. Почти 40-летний опыт эксплуатации глубинных хранилищ на Горно-химическом и Сибирском химическом комбинатах позволяет на сегодняшний день утверждать, что основные подходы и принципы, заложенные в основу метода, прогнозные расчеты распространения отходов в хранилищах были обоснованны и правильны, поскольку коррелируют с реальной ситуацией, характеризующейся результатами инструментального контроля.

Как показал анализ, в процессе эксплуатации глубинных хранилищ претерпели существенное изменение характеристики удаляемых отходов в плане концентрации как радионуклидов, так и основных макрокомпонентов. Это связано не только с совершенствованием технологического процесса, но и появлением нормативных документов, ограничивающих состав захораниваемых отходов. В период с 1963 до 1995 г. на захоронение направлялись отходы низкой, средней и высокой активности. Последние захоранивали в опытно-промышленном варианте, который предусматривал тщательный контроль за технологическим процессом: на каждый этап захоронения высокоактивных отходов составлялась специальная программа с учетом результатов предыдущих этапов, а также выполнялись прогнозные расчеты тепловых полей и миграции отходов. Указанные документы согласовывали с проектным (ВНИПИПромтехнология) и исследовательским институтами (ИФХ РАН), а также главным санитарным врачом. Как правило, удельная активность захораниваемых высокоактивных отходов составляла 150—220 ГБк/дм³. Начиная с 1995 г., после введения нормативного документа [2] удельный уровень захораниваемых отходов был ограничен категорией среднеактивных отходов, что на тот период времени соответствовало максимальной удельной β -активности 37 ГБк/дм³. Необ-

ходимо отметить, что содержащееся в нормах [2, пункт 1.20.1] упоминание о долгоживущих радионуклидах в совокупности с пунктом 1.20.2, в котором приводится их перечень: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce и др., привело к неоднозначной трактовке допустимого содержания радионуклидов.

Поскольку радиохимические характеристики отходов почти не изменились к началу 1995 г., перевод высокоактивных отходов в категорию среднеактивных в течение последующего периода достигался путем разбавления, что привело к резкому возрастанию объема направляемых на захоронение отходов. С июля 2000 г. после введения новых ОСПОРБ-99 [3] более чем в 3 раза были уменьшены верхние границы, определяющие принадлежность отходов к категории среднеактивных. Исходя из этого, сохранение действующего положения, согласно которому на захоронение направляются только среднеактивные отходы, приведет к необходимости еще большего их разбавления. Таким образом, сложившаяся в течение последних лет ситуация такова, что для соблюдения нормативных показателей искусственно увеличивается объем отходов и, как следствие этого, значительно возрастает зона их распространения в глубинных хранилищах, созданных в природной среде.

Что же явилось причиной, предопределившей необходимость ограничения удельной активности захораниваемых отходов категории среднеактивных? Если проанализировать опыт захоронения высокоактивных отходов в период 1972—1994 гг., то нештатных ситуаций ни при подготовке и нагнетании отходов, ни при их движении по пласту зафиксировано не было. Более того, как показали натурные наблюдения, отмечалось совпадение реальных характеристик глубинного хранилища: скорость и ореол распространения отходов, температура, γ -фон и др. с прогнозными расчетами. Единственной аргументацией для снижения уровня активности захораниваемых отходов явилось обеспечение наиболее безопасных режимов эксплуатации глубинных хранилищ жидких радиоактивных отходов.

Попытаемся обосновать основные факторы, которые определяют безопасность глубинных хранилищ. Поскольку речь идет прежде всего о воздействии хранилищ на человека и среду его обитания, т.е. об экологической безопасности, критерием оценки является токсичность отходов, определяемая присутствием радионуклидов (в статье рассматриваются только продукты деления). В качестве количественного показателя для каждого радионуклида можно использовать индекс токсичности I_i , который представляет собой отношение концентрации радионуклида в отходах к допустимому содержанию в питьевой воде, определяемому нормативным документом [4]:

$$I_i = C_i / УВ_i,$$

где C_i — концентрация радионуклида в отходах, Бк/кг; $УВ_i$ — уровень вмешательства — предельное содержание радионуклида в воде, которое не требует дополнительных защитных мероприятий, Бк/кг.

Для оценки безопасности хранилища необходимо также выбрать временной интервал, в пределах которого должна оцениваться эта безопасность. По замыслу глубинные хранилища жидких радиоактивных отходов являются могильниками, хотя теоретически не исключена возможность извлечения или воздействия на захороненные отходы. Принадлежность хранилищ к могильникам означает, что оценку необходимо распространять на длительный период времени.

На основании данных о радионуклидном составе захороненных отходов [1] были выделены основные радионуклиды — продукты деления, для которых и рассчитывали индекс токсичности (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Соотношение индекса токсичности отдельных радионуклидов при постоянной исходной концентрации

Радионуклид	Период полураспада	Уровень вмешательства, Бк/кг	Индекс токсичности через n лет, % наибольшего индекса				
			Исходный	1	2	5	10 и более
^{90}Sr	29,1 года	5	100	100	100	100	100
^{137}Cs	30 лет	11	45,5	45,5	45,5	45,5	45,5
^{106}Ru	1,01 года	20	25,0	13,5	7,4	0,9	0
^{144}Ce	284 сут	27	18,5	7,8	4,6	0,3	0
^{95}Zr	64 сут	150	3,3	0	0	0	0
^{95}Nb	35,1 сут	240	2,1	0	0	0	0

Если сопоставить безопасный уровень концентрации рассматриваемых нуклидов, то очевидно, что наиболее токсичным является ^{90}Sr . ^{137}Cs с почти таким же периодом полураспада характеризуется вдвое меньшей токсичностью. Токсичность других нуклидов крайне незначительна по сравнению с ^{90}Sr . Существенные изменения отмечаются при выдержке отходов. Так, уже через год вклад ^{95}Zr и ^{95}Nb в токсичность будет нулевым. Существенно снизится токсичность ^{106}Ru и ^{144}Ce . И только соотношение токсичностей ^{90}Sr и ^{137}Cs на протяжении всего периода сохранится неизменным. Обобщая данные, можно заключить, что токсичность отходов определяется не только удельной активностью, но и радионуклидным составом. Особенно значимой природа радионуклидов становится при долговременной оценке токсичности: если среднеактивные отходы удельной активностью $1 \cdot 10^7$ Бк/кг содержат только ^{90}Sr , то такие отходы останутся токсичными на протяжении 900 лет. Если же в отходах будут содержаться в таком же количестве ^{95}Zr или ^{95}Nb , то уже через 4,5 года они перейдут в категорию нетоксичных.

В соответствии с полученным результатом оценка токсичности отходов может проводиться только на основании реальных данных о радионуклидном составе. Как показал анализ, за период захоронения отходов 20—25 лет радионуклидный состав был постоянным: около 20% суммарной β -активности приходилось на ^{90}Sr и ^{137}Cs , остальные 80% — на ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{95}Zr и ^{95}Nb , причем вклад короткоживущих ^{95}Zr и ^{95}Nb мог изменяться от 2 до 15%.

Для оценки влияния отдельных радионуклидов на токсикологические параметры отходов были выделены три состава, отличающиеся содержанием наиболее короткоживущих (^{95}Zr , ^{95}Nb), соотношением долгоживущих ^{90}Sr и ^{137}Cs (состав I, II), максимальным количеством ^{90}Sr (состав III). Для них в табл. 2 рассчитан индекс токсичности каждого радионуклида, а также удельная токсичность отходов и ее изменение во времени:

$$I_i = \sum n_i I_i,$$

где n_i — содержание i -го нуклида в соответствии с составом и временем выдержки.

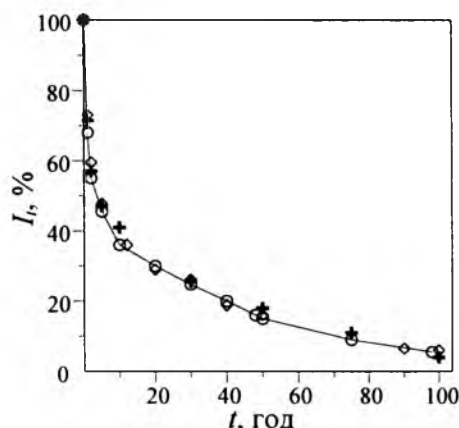
Т а б л и ц а 2. Радиохимический состав отходов, %

Нуклид	Содержание в отходах, %	Состав		
		I	II	III
⁹⁰ Sr	15—20	19	15	20
¹³⁷ Cs	1—5	1	5	—
¹⁴⁴ Ce	44—78	54	44	78
¹⁰⁶ Ru	0—24	24	21	—
⁹⁵ Zr	1—8	1	8	2
⁹⁵ Nb	1—7	1	7	—

Результаты расчета представлены на рис. 1. Видно, что изменение радионуклидного состава не оказывает существенного влияния на удельную токсичность ни исходных, ни выдержанных в течение длительного времени отходов. Очевидно также, что удельная токсичность отходов быстро уменьшается: через 5 лет — почти вдвое, через 50 лет она составит 15% исходной, через 100 лет будет менее 5% токсичности удаленных отходов.

В табл. 3 приведены данные о вкладе в удельную токсичность отдельных нуклидов.

Можно видеть, что в исходных отходах на ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs приходится ~50% суммарной токсичности. Вторую часть определяет присутствие ¹⁴⁴Ce и ¹⁰⁶Ru. Токсичность ⁹⁵Zr(Nb) составляет 1%. В процессе подземного хранения отходов происходит существенное перераспределение вклада нуклидов в общую токсичность. Так, токсичность ⁹⁵Zr(Nb) уже через год становится равной нулю. Быстро уменьшается и токсичность ¹⁴⁴Ce и ¹⁰⁶Ru: уже через 5 лет она составляет 1—1,5% исходной, т.е. начиная с этого периода токсичность высокоактивных отходов будет определяться только ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, причем для исследуемых составов доминирующим является ⁹⁰Sr. Полученные результаты уже на примере конкретных составов отходов показали, что не только удельный уровень активности, но и радионуклидный состав является определяющим при оценке токсичности отходов в период хранения.



Р и с. 1. Изменение удельной токсичности отходов состава I (+), II (◇), III (○) в процессе хранения

Т а б л и ц а 3. Изменение индекса токсичности отдельных радионуклидов в отходах заданного состава через n лет, % суммарного индекса

Нуклид	Исходный	1	2	5	10	30	50	100
⁹⁰ Sr	50,4—50,8	62,4—70,3	73,3—85,1	85,4—98,6	87—99,9	86,3—100	86—100	85,7—100
¹³⁷ Cs	0—7,1	0—9,8	0—11,3	0—13	0—13	0—13,7	0—14	0—14,3
¹⁴⁴ Ce	34,1—49,4	19,7—29,7	9,8—14,3	0,9—1,4	< 0,01	0	0	0
¹⁰⁶ Ru	0—11,6	0—8,1	0—5,6	0—0,7	0	0	0	0
⁹⁵ Zr	0,09—0,8	0	0	0	0	0	0	0
⁹⁵ Nb	0—0,4	0	0	0	0	0	0	0

Характер изменения индекса токсичности отдельных нуклидов во времени (см. табл. 3) позволил разделить их на три группы. В первую группу входят ^{90}Sr и ^{137}Cs , во вторую — ^{144}Ce и ^{106}Ru , в третью — ^{95}Zr и ^{95}Nb . Для заданного состава нуклидами третьей группы можно пренебречь. Таким образом, при оценке токсичности отходов необходимо исходить из присутствия нуклидов первых двух групп, а именно ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce и ^{106}Ru .

В табл. 4 приведены данные о влиянии нуклидов первых двух групп на токсичность отходов, имеющих одинаковое содержание нуклидов первой группы, но существенно отличающихся содержанием нуклидов второй группы. Можно видеть, что при увеличении удельной β -активности за счет нуклидов второй группы в 5 раз их токсичность возрастает вдвое, при 10-кратном увеличении — лишь в 3,25 раза. Со временем разница в токсичности отходов, имеющих разный уровень активности, уменьшается и через 7—10 лет перестает существовать.

Т а б л и ц а 4. Влияние удельной активности нуклидов первых двух групп на удельную токсичность отходов (см. табл. 2)

Состав	Удельная β -активность, Гбк/дм ³	Радионуклидный состав, %		Удельная токсичность через n лет, отн. ед.				
		1-я группа (^{90}Sr , ^{137}Cs)	2-я группа (^{144}Ce , ^{106}Ru)	Исходная	1	5	7	10
I	37	100	—	1	1	0,89	0,83	0,79
II	185	20	80	2,0	1,37	0,92	0,83	0,79
III	370	10	90	3,25	1,86	0,95	0,84	0,79

Представленные данные убедительно свидетельствуют о том, что с позиций долговременного радиационного воздействия в отходах должна ограничиваться концентрация только ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Выбранные в качестве критериев индекс токсичности каждого нуклида и удельная токсичность отходов заданного состава по сути характеризуют участок хранилища, в котором располагается единица объема (массы) отходов. Для оценки токсичности глубинного хранилища в целом, т.е. занятого определенным количеством отходов, например, после очередного этапа захоронения можно воспользоваться двумя показателями: объемом удаленных отходов, который соответствует зоне их распространения в хранилище, и абсолютной токсичностью, определяемой как произведение удельной токсичности I , отходов заданного радионуклидного состава и объема V захороненных отходов $G = I \cdot V$.

В табл. 5 приведены указанные характеристики для случая захоронения отходов заданного радионуклидного состава, но имеющих разную удельную β -активность, причем уменьшение β -активности достигалось обычным разбавлением. Можно видеть, что перевод захораниваемых отходов в категорию среднеактивных приводит к значительному увеличению объема: 5-кратному в условиях норм для среднеактивных отходов, действующих до июля 2000 г., и более чем 18-кратному по новым нормам. Очевидно при этом, что суммарный индекс токсичности, определяемый концентрацией радионуклидов, будет пропорционально уменьшаться. Здесь же приведены расчетные данные, характеризующие ореол распространения отходов в условиях перехода на разбавленные системы. В расчетах предполагалось, что параметры разбавленных отходов позволяют уменьшить объем дополни-

тельных растворов, используемых в технологии захоронения. Так, при увеличении объема отходов в 5 раз объемы подготовительных и оттесняющих растворов были повышены лишь вдвое. Такое же соотношение было сохранено и для случая захоронения отходов состава III. Даже в случае максимального сокращения объемов дополнительных растворов зона распространения отходов возросла почти вдвое при ограничении удельной активности отходов $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/кг и увеличится еще примерно в 1,75 раза в случае дальнейшего снижения активности в соответствии с новыми нормами для среднеактивных отходов. Абсолютная токсичность захороненных отходов сохранится неизменной, поскольку во всех случаях удаляется одно и то же количество нуклидов. Таким образом, при переходе на разбавленные системы абсолютная токсичность не меняется, тогда как зона распространения отходов значительно возрастает.

Т а б л и ц а 5. Характеристики глубинного хранилища в зависимости от параметров удаленных отходов (радионуклидный состав: ^{90}Sr , ^{137}Cs — 20%, ^{144}Ce , ^{106}Ru — 80%)

Состав	Параметры отходов			Характеристика хранилища				
	Удельная активность, ГБк/дм ³	Объем, отн. ед.	Удельная токсичность, %	Радиус распространения отходов, м	Абсолютная токсичность через n лет, отн. ед.			
					Исходная	1	5	10
I	185	1	100	125	1	0,69	0,45	0,4
II	37	5	20	229	1	0,69	0,45	0,4
III	10	~18,5	5,5	403	1	0,69	0,45	0,4

Примечание. Радиус распространения для состава I был рассчитан на основании реальных данных об объеме удаленных отходов и подготовительных растворов в 11-этапной кампании захоронения [13] с использованием пакета программ Heat-Cyl [14].

Отходы, находящиеся в глубинном хранилище, будут представлять радиационную опасность только в том случае, если произойдет их выход за пределы хранилища. Полагая, что геологические и гидрогеологические изыскания, предшествующие проектированию и созданию глубинных хранилищ, изначально гарантируют изолированность отходов от среды обитания человека, основной причиной, способной привести к непрогнозируемому распространению отходов или их выбросу из нагнетательной скважины, является повышение давления в поровом пространстве пород пласта-хранилища, занятого отходами. В соответствии со спецификой хранилищ, а именно наличия тепловых и радиационных полей изменение гидростатических параметров пласта-хранилища может происходить по двум основным причинам:

появление газовой фазы (кипение жидкости, уменьшение растворимости газов, радиолитическое и термическое газообразование, микробиологическая деятельность и др.);

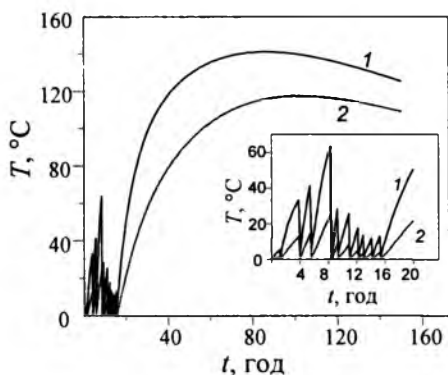
уменьшение объема порового пространства за счет образования твердых фаз (нарушение гомогенности отходов в условиях пласта, диспергирование пород и др.).

Экспериментальные данные [5—12] об изучении влияния повышенной температуры и ионизирующего излучения как на свойства собственно отходов (образо-

вание новых твердых и газообразных фаз), так и процессы их взаимодействия с материалом глубинного хранилища (сорбция-десорбция компонентов отходов, химическая устойчивость пород и т.д.) позволяют выделить именно температурный фактор в качестве определяющего указанные превращения. Температурные поля, возникающие в хранилище, способны не только интенсифицировать происходящие взаимодействия, но и начиная с определенной температуры изменять их природу. Таким образом, именно температурная характеристика глубинного хранилища в наибольшей степени ответственна за предотвращение выхода отходов из хранилища, т.е. их локализацию в зоне захоронения.

В соответствии с данными о связи радионуклидного состава и токсикологических свойств отходов оценено влияние нуклидов первой (^{90}Sr , ^{137}Cs) и второй групп (^{144}Ce , ^{106}Ru) на температурные параметры хранилища с удаленными отходами путем вычислительного эксперимента. Для этого была использована программа Heat-Cyl [14], моделирующая технологический процесс глубинного удаления отходов и позволяющая оценивать верхний предел максимальной температуры, которая будет устанавливаться в различных точках пласта после каждого этапа и завершения всей кампании захоронения, а также определять отклик температурного поля пласта на внешние воздействия. Как было показано ранее [14], эта программа дает завышенные значения температуры в хранилище.

Основные параметры кампании были выбраны в соответствии с реально существующей схемой захоронения [13]. Кампания включала 11 этапов захоронения, объем отходов на каждом этапе составлял $3000 \pm 20\%$ м³ и лишь на 6-м этапе был вдвое больше. Захоронению каждой порции отходов предшествовало нагнетание подготовительных азотно-кислых растворов (~10% объема отходов). После захоронения отходов проводилось их оттеснение в глубь пласта теми же растворами, которые использовались при подготовке. Однако их объем был соизмерим или в 1,5—2 раза превышал объем радиоактивных отходов. Расчет проводился для двух модельных составов. В обоих составах удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs была постоянной 37 ГБк/дм³, но во 2-м составе присутствовали ^{144}Ce , ^{106}Ru удельной активностью 148 ГБк/дм³.



Р и с. 2. Изменение температуры в нагнетательной скважине в процессе поступления в глубинное хранилище отходов удельной активностью 185 ГБк/дм³ состава ^{90}Sr , ^{137}Cs — 20%, ^{144}Ce , ^{106}Ru — 80% (1), 37 ГБк/дм³ состава ^{90}Sr , ^{137}Cs — 100% (2)

На рис. 2 представлены зависимости от времени температуры в нагнетательной скважине, которая устанавливается после очередного этапа захоронения высокоактивных отходов. Начало каждого нового этапа удаления отходов характеризуется снижением температуры до пластовой вследствие охлаждения пласта нагнетаемыми растворами. Затем температура растет во времени и вновь снижается в начале следующего этапа, когда происходит нагнетание холодных растворов. После 11 циклов наблюдается интенсивный рост до некоторого наибольшего значения и далее происходит ее моментальный спад.

Согласно расчетам максимальная температура, которая устанавливается после за-

вершения каждого этапа, зависит не только от удельной активности высокоактивных растворов, радиохимического состава, но и от объема отходов, удаленных за этап. Так, увеличение более чем в 2 раза порции отходов, удаленных на 6-м этапе, сопровождается резким увеличением температуры, тогда как переход в дальнейшем на «стандартные» порции отходов фактически приводит к установлению одинаковой температуры. Общее количество энерговыделяющих нуклидов, удаленных за всю кампанию, радионуклидный состав определяют и период времени, в течение которого устанавливается максимальная температура в нагнетательной скважине. Более высокая удельная активность отходов обеспечивает более быстрое повышение температуры (см. рис. 2, кривая 1) и уже через 67 лет после завершения захоронения температура достигает максимального уровня. Для случая захоронения отходов, удельная активность которых в 5 раз ниже (кривая 2), температура повышается медленнее и достигает максимума через 85 лет, при этом лишь на 25 °C ниже. Таким образом, удельная активность (при заданном составе) оказывает определяющее влияние на время установления максимальной температуры после завершения кампании, слабо влияя на ее абсолютные значения.

Согласно данным рис. 2 после достижения максимума начинается постепенный спад температуры, при этом со временем разница в температуре, которая устанавливается при захоронении отходов суммарной удельной активностью, различающейся в 5 раз, значительно сокращается. Этот эффект обусловлен быстрым распадом короткоживущих ^{144}Ce и ^{106}Ru , вследствие чего после 10 периодов их полураспада отходы первого и второго составов по уровню оставшейся суммарной активности становятся одинаковыми.

На основании результатов вычислительного эксперимента можно сделать следующие выводы:

максимальная температура, которая устанавливается в хранилище после завершения всей кампании захоронения отходов, содержащих только ^{90}Sr и ^{137}Cs суммарной удельной активностью 37 ГБк/дм³, не превышает 120 °C;

увеличение удельной активности отходов до 185 ГБк/дм³ при добавлении в них ^{144}Ce и ^{106}Ru приведет к увеличению максимальной температуры не более чем на 25 °C;

при последующем хранении отходов двух рассматриваемых составов температура постепенно уменьшается, через 500 лет становится почти одинаковой и составит 44—49 °C.

Полученные результаты однозначно свидетельствуют об определяющем влиянии долгоживущих нуклидов группы I (^{90}Sr , ^{137}Cs) на температуру в хранилище: 4-кратный избыток ^{144}Ce и ^{106}Ru по сравнению с ^{90}Sr и ^{137}Cs приводит всего лишь к кратковременному приросту максимальной температуры после каждого этапа нагнетания, но не более чем на 50 °C в случае увеличения порции удаляемых отходов. Еще меньшее различие в температуре наблюдается после завершения всей кампании, и прослеживается четкая тенденция к ее дальнейшему уменьшению с увеличением времени хранения.

Таким образом, верхний предел максимальной температуры, не превышающий 150 °C, свидетельствует о том, что при заданной удельной активности долгоживущих нуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs) 37 ГБк/дм³ появление в отходах короткоживущих нукли-

дов (^{144}Ce , ^{106}Ru) удельной активностью 148 ГБк/дм^3 обеспечивает при эксплуатации температурный режим, при котором негативные процессы, способные повлиять на локализацию отходов, не происходят. При этой температуре сохраняются неизменными и свойства пород, которые являются основным барьером, изолирующим глубинное хранилище от других водоносных горизонтов и среды обитания человека.

Обобщая результаты, можно заключить, что в соответствии с принятыми критериями безопасный режим эксплуатации глубинных хранилищ определяется количественным содержанием (удельной активностью) в удаленных отходах ^{90}Sr и ^{137}Cs . Присутствие ^{144}Ce и ^{106}Ru (не более 4-кратного избытка по удельной активности относительно ^{90}Sr и ^{137}Cs), тем более ^{95}Zr (Nb) не оказывает принципиального влияния на исследуемые характеристики: токсичность отходов при хранении быстро снижается, максимальная температура, которая устанавливается после завершения кампании, не превышает 150°C , что позволяет характеризовать условия эксплуатации хранилища как безопасные. Переход на захоронение разбавленных отходов, не уменьшая общего количества токсичных компонентов, поступающих в глубинное хранилище, приводит лишь к резкому увеличению площади потенциально экологически опасной зоны. В результате осложняется контроль за удаленными отходами и их миграцией, значит, увеличивается вероятность возникновения нештатных ситуаций.

Таким образом, на основании исследований можно сделать вывод, что нормативное ограничение по активности должно накладываться на удельную активность долгоживущей группы радионуклидов — ^{90}Sr и ^{137}Cs , а не на суммарную удельную активность удаляемых в подземное хранилище отходов. При ограничении содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs 37 ГБк/дм^3 и общей удельной активности не более 185 ГБк/дм^3 захоронение отходов радионуклидного состава, характерного для современного радиохимического производства, происходит в режиме, при котором невозможно протекание опасных радиационно- и термохимических процессов. При этом значительно сократится объем захораниваемых отходов, а значит, и область их распространения в глубинном хранилище.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАт, 1994. 256 с.
2. Санитарные правила и технические условия эксплуатации и консервации глубинных хранилищ (СП и ТУ ЭКХ-93). М., 1994.
3. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). Санитарные правила СП 2.6.1.799-99.
4. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1.758-99. М., Минздрав России, 1999. 15 с.
5. Никифоров А.С., Косарева И.М., Савушкина М.К. Изучение радиационно-термической устойчивости алюмосиликатных минералов. — Журн. физ. химии, 1991, т. 65, вып. 6, с. 2210—2214.
6. Стельмах Н.С., Крицкая В.Е., Бышева И.И. и др. Исследование радиолитического газообразования в азотнокислых и уксуснокислых растворах. — Химия высоких энергий, 1997, т. 31, № 6, с. 405—408.
7. Лазарева Н.М., Косарева М.К., Савушкина М.К. и др. Имитаторы жидких радиоактивных отходов: радиоллиз водных растворов смеси азотной и уксусной кислот. — Там же, 1998. т. 32, № 4, с. 171—175.

8. Пикаев А.К., Косарева И.М., Пирогова Г.Н. и др. Исследование процессов радиолитического газообразования из растворов, моделирующих жидкие РАО. — В сб.: Материалы КНТС «Исследование гранитоидов Нижнекамского массива для захоронения РАО», Санкт-Петербург, 1999, с. 43—149.
9. Kosareva I.M., Savushkina M.K. A study of physicochemical processes determining the state of waste components in underground repositories. — In: H.L.W. Mixed Wastes and Environmental Restoration Working Towards a Cleaner Environment. March 1—5, 1998, Ses. 27, 35.
10. Косарева И.М., Савушкина М.К., Архипова М.М. Исследование процессов термогидролиза при захоронении жидких радиоактивных отходов в глубинных пластах-коллекторах. Тезисы докладов 3-й Рос. конф. по радиохимии. Санкт-Петербург, 2000, с. 196—197.
11. Назина Т.Н., Косарева И.М., Давыдов А.С. и др. Физико-химическая и микробиологическая характеристика подземных вод из наблюдательных скважин глубинного хранилища жидких радиоактивных отходов. — Микробиология, 2000, т. 69, № 1, с. 105—112.
12. Archipova M.M., Kosareva I.M., Petrunaka V.V. Physicochemical and microbiological characteristics of formation fluids of the repository of liquid radioactive wastes. — In: ICEM'01, Belgium, 2001, p. 43.
13. Косарева И.М., Савушкина М.К., Архипова М.М. и др. Температурное поле при глубинном захоронении жидких радиоактивных отходов. — Атомная энергия, 1998, т. 85, вып. 6, с. 441—448.
14. Косарева И.М., Савушкина М.К., Архипова М.М. и др. Температурное поле при глубинном захоронении жидких радиоактивных отходов: моделирование мнс-озтапного удаления. — Там же, 2000, т. 89, вып. 6, с. 435—440.

Поступила в Редакцию 24.01.03

УДК 621.039.31

ОГРАНИЧЕНИЯ МОДЕЛИ ЦЕНТРОБЕЖНОГО РАЗДЕЛЕНИЯ БИНАРНОЙ СМЕСИ ИЗОТОПОВ, ОСНОВАННОЙ НА ПРИБЛИЖЕННОМ РАЗЛОЖЕНИИ ГЕЛЬМГОЛЬЦА

Токманцев В.И. (Уральский гос. технический ун-т — УПИ)

Для аналитического описания разделения изотопов в газовой центрифуге с заданным гидродинамическим полем в настоящее время обычно используется метод усреднения по радиусу [1—5]. Как известно, классический вариант метода [1, 2] применим только для противоточных центрифуг с малым питанием. При умеренном питании он дает заметную погрешность, а в пределе проточного течения приводит к зависимости, усредненной по радиусу концентрации от осевой координаты, что противоречит закону сохранения изотопа. Приближение [3], несмотря на улучшение стандартной теории с точки зрения выполнения условий непроницаемости для изотопа стенок ротора, в целом не выходит за рамки ее точности. В работе [4] построена более точная разделительная модель, которая позволяет избежать классических ограничений за счет детального анализа структуры противотока (см. рисунок, а).

В работах [5—8] используется иной подход, основанный на приближенном разложении Гельмгольца векторного поля течения (см. рисунок, б). В этом варианте метода усреднения по радиусу эффективный коэффициент радиального обогащения в центрифуге обусловлен исключительно вихревой составляющей поля течения, которая прямо не зависит от питания. Данное приближение подразумевает совпадение течения в области замкнутых линий тока (ядро противотока 5) и вихря