

ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Научно-практический журнал
ФГУП "ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
Государственная корпорация по атомной энергии "Росатом"

Издаётся с 1996 г., периодичность – 4 номера в год
№ 2 (102) 2021 г.

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР Ю.Г. МОКРОВ
ЗАМЕСТИТЕЛЬ ГЛАВНОГО РЕДАКТОРА И.Г. ТАНАНАЕВ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

А.В. Аклеев, В.Н. Большаков, Л.А. Большов, В.И. Величкин,
Е.А. Демченко (отв. секретарь), М.В. Жуковский, И.А. Иванов, Л.А. Ильин,
С.Н. Калмыков, Д.Н. Колупаев, Н.А. Кошурникова, А.И. Крышев, А.А. Куваев,
И.И. Линге, М.В. Логунов, Б.Ф. Мясоедов, М.Г. Нагорная, М.И. Похлебаев,
Е.А. Пряхин, С.А. Романов, М.Э. Сокольников, А.В. Трапезников,
С.С. Уткин, А.П. Хомяков, В.Ф. Хохряков, С.В. Юдинцев

СОДЕРЖАНИЕ

1. ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

- Самойлов А.А., Стрижова С.В., Блохин П.А., Александрова Т.А. Актуальные потребности развития санитарно-гигиенического нормирования в контексте деятельности по совершенствованию системы обращения с РАО 3
- Парфентьева К.Е., Ворошилов Ю.А., Конников А.В., Лукин С.А., Бугров К.В., Грачёв А.А., Туманов В.В., Стороженко П.А. Изучение свойств экстракционных систем на основе фосфиноксидов 14

2. РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ И ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА

- Довгий И.И., Бежин Н.А., Капранов С.В. Определение стронция в объектах окружающей среды с использованием сорбента на основе ди-трет-бутилдициклогексил-18-краун-6 25
- Мокров К.Ю., Мокров Ю.Г. Реконструкция плотности выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе расположения ФГУП "ПО "Маяк" за период 1950–2020 гг/ (на примере пос. Новогорный) 35
- Беденко С.В., Кусков В.А., Сабитова Р.Р., Власкин Г.Н. Моделирование сборки формирования пучка нейтронов для мониторинга влажности почвы 46

3. ОБЛУЧЕНИЕ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

- Рабинович Е.И., Поволоцкая С.В., Васина М.А. Органический состав мочи у работников тритиевого производства ПО "Маяк" 55
- Тельнов В.И. Сокращение продолжительности здоровой жизни до диагностики злокачественных новообразований у работников ПО "Маяк" при инкорпорации ^{239}Pu 61

СОДЕРЖАНИЕ

Соколова А.Б., Ефимов А.В. Декорпорация плутония: эффективность отложенной хелатотерапии в случаях острого поступления через поврежденные покровы кожи у работников ПО "Маяк"	70
Рабинович Е.И., Поволоцкая С.В. Типы атрофического гастрита у работников ПО "Маяк" и жителей г. Озёрска	81

4. НАША РЕКЛАМА

Региональный центр облучательных технологий	88
CONTENTS	90
ABSTRACTS	92
Сведения об авторах статей	97

Журнал включён в перечень рецензируемых научных изданий, в которых должны быть опубликованы основные результаты диссертаций на соискание учёной степени кандидата наук, на соискание учёной степени доктора наук.

УДК 621.039

© 2021

АКТУАЛЬНЫЕ ПОТРЕБНОСТИ РАЗВИТИЯ САНИТАРНО-ГИГИЕНИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ В КОНТЕКСТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПО СОВЕРШЕНСТВОВАНИЮ СИСТЕМЫ ОБРАЩЕНИЯ С РАО

*А.А. Самойлов, С.В. Стрижова, П.А. Блохин, Т.А. Александрова
Россия, г. Москва, ФГБУН Институт проблем безопасного развития
атомной энергии РАН*

Рассмотрена проблематика санитарно-гигиенического нормирования деятельности по обращению с РАО. Выделен ряд основных проблемных моментов, препятствующих эффективному развитию Единой государственной системы обращения с радиоактивными отходами (далее ЕГС РАО), относящихся к сфере санитарного нормирования. Для выявленных проблемных моментов проведён анализ потенциального воздействия на деятельность по обращению с РАО.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ, ЗАХОРОНЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ, РЕАБИЛИТАЦИЯ РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

ВВЕДЕНИЕ

Первостепенные задачи развития ЕГС РАО состоят в создании системы пунктов захоронения радиоактивных отходов (далее – ПЗРО) и оптимизации обращения с радиоактивными отходами (далее – РАО), включая минимизацию объёма их образования. Каждая из указанных задач является комплексной и требует взаимной увязки как технических решений, так и нормативной правовой базы. Основопологающими при этом являются принципы, установленные Федеральным законом от 11 июля 2011 г. № 190-ФЗ "Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации" (далее – ФЗ-190) [1].

В ранее проведённых работах [2, 3] сформулированы наиболее актуальные в настоящее время вопросы оптимизации обращения с РАО. В настоящей статье рассмотрен ряд наиболее актуальных проблем в сфере санитарно-гигиенического нормирования деятельности по обращению с РАО:

- повторное использование радиационно-загрязнённых материалов;
- установление значений минимально

значимых удельных активностей и дозовых коэффициентов для отдельных радионуклидов;

- нормирование допустимого радиационного воздействия на население от ПЗРО;
- выдержка короткоживущих РАО;
- критерии реабилитации радиоактивно загрязнённых территорий и дезактивации строительных сооружений.

Рассмотрим данные аспекты обращения с РАО с предварительной оценкой их влияния на деятельность по обращению с РАО.

ПОВТОРНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЁННЫХ МАТЕРИАЛОВ

Нормы, определяющие регулирование обращения с материалами повторного использования, содержатся в санитарных правилах СП 2.6.1.2612–10 "Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)" [4]. В соответствии с ОСПОРБ-99/2010 допускается использование в хозяйственной деятельности материалов и изделий с низкими уровнями содержания техногенных радионуклидов при условии, что ожидаемая индивидуальная годовая эффективная доза облучения при планируемом виде их

использования не превышает 10 мкЗв (п 3.11.1). Возможность неограниченного использования определяется удельной активностью техногенных радионуклидов, которая не должна превышать установленных значений: в случае металлов – допустимых удельных активностей основных долгоживущих радионуклидов для неограниченного использования металлов и изделий из них (установлены в приложении 4 к ОСПОРБ-99/2010), в случае прочих твёрдых материалов – удельных активностей техногенных радионуклидов, при которых допускается неограниченное использование твёрдых материалов (установлены в приложении 3 к ОСПОРБ-99/2010). Ограниченное использование допускается при удельных активностях, не превышающих значения минимально значимых удельных активностей (МЗУА), установленных НРБ-99/2009 [5], при соблюдении требования о непревышении индивидуальной годовой эффективной дозы облучения в 10 мкЗв. При этом в санитарно-эпидемиологическом заключении указывается вид разрешённого использования.

Таким образом, установленные в ОСПОРБ-99/2010 требования не дают однозначного понимания допустимости ограниченного использования в атомной энергетике материалов и веществ, имеющих уровни загрязнения радионуклидами, превышающие значения МЗУА. Однако на практике требования ОСПОРБ-99/2010 трактуются как не допускающие повторного использования материалов с уровнями содержания радионуклидов выше МЗУА, хотя такие возможности имеются.

Далее рассмотрены основные проблемы санитарно-гигиенического нормирования повторного использования загрязнённых материалов. При этом отметим, что в рассматриваемом в настоящее время проекте ОСПОРБ не предусматривается изменений в регулировании этих вопросов.

1. Уровни удельной активности, при которых допускается неограниченное использование твёрдых материалов, установленные в приложении 3 ОСПОРБ-99/2010, приводятся лишь для техногенных радионуклидов, в то время как для ряда предприятий ЯТЦ загрязнение обусловлено только природными радионуклидами ($^{234,235,238}\text{U}$). Таким образом, уровни удельной активности, при которых допускается

неограниченное использование материалов и веществ, образующихся при добыче и переработке урановых руд и содержащих природные радионуклиды, не регламентированы.

2. Отсутствует чёткое указание на возможность повторного использования материалов с загрязнением выше уровней МЗУА при непревышении допустимого дозового критерия (например, 10 мкЗв/год).

3. Отсутствуют конкретные указания по сценариям, которые необходимо рассматривать при обосновании возможности повторного использования загрязнённых материалов, в том числе на площадке объекта использования атомной энергии, где круг лиц, на которых оказывается воздействие, ограничен персоналом в течение срока институционального контроля, а доступ населения и утрата знаний о характеристиках материалов может произойти только после снятия институционального (регулирующего) контроля.

Рассмотрим более подробно некоторые практические примеры возможного использования загрязнённых материалов.

Использование загрязнённого металла

В международной практике уже на протяжении десятилетий успешно применяются технологии по частичной и полной дезактивации металлических изделий, загрязнённых радионуклидами [6]. При этом рассматриваются различные сценарии дальнейшего использования дезактивированных материалов: частично очищенные материалы могут быть использованы в атомной отрасли и при строительстве, полностью дезактивированные – возвращены в хозяйственную деятельность.

В российской практике глубокая переработка загрязнённых металлов (включая переплавку) осуществляется на одном предприятии – ЗАО "Экомет-С". Переработка позволяет вернуть часть металла в хозяйственную деятельность без ограничения видов использования по радиационному фактору. Отметим, что применение данного метода допустимо лишь при незначительных уровнях загрязнения металла радионуклидами, которые недостаточно хорошо фракционируются, т.е. переходят в шлак при переплавке (^{60}Co , ^{54}Mn , ^{59}Ni , ^{63}Ni и др.).

При этом выделенная более активная фракция является РАО, обращение с которыми должно осуществляться в соответствии с установленными требованиями, в том числе и по их захоронению.

В мировой практике имеется успешный опыт использования загрязнённого металла для задач атомной энергетики. Так, например, в Германии и Швеции разработаны технологии производства упаковок для РАО с использованием переработанного загрязнённого металла [7].

В ряде случаев использование загрязнённого металла с уровнями загрязнения выше МЗУА в качестве сырья для изготовления ряда изделий, например: контейнеров для захоронения РАО, металлической арматуры и т.д. – допустимо по дозовым критериям.

Вопрос о возможном использовании в России загрязнённого металла неоднократно обсуждался. Например, в работе [8] приведены оценки возможной удельной активности металла при его использовании для изготовления контейнеров для РАО. Результаты для различных упаковок приведены в табл. 1 и на рис. 1. В статье показано, что уровни загрязнения могут достигать 1 кБк/г по активности ^{60}Co .

Использование материалов, содержащих радионуклиды, при реабилитации территорий после вывода из эксплуатации ОИАЭ

Ещё одним перспективным направлением повторного использования материалов является применение материалов строительных конструкций выводимых из эксплуатации зданий и сооружений при проведении работ по консервации пунктов размещения особых РАО. Такие проектные решения позволили бы оптимизировать как затраты на обращение с образующимися при выводе из эксплуатации РАО, так и затраты по консервации пункта размещения особых РАО. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Требования к обеспечению безопасности пунктов размещения особых радиоактивных отходов и пунктов консервации особых радиоактивных отходов" (НП-103-17) [9] допускают размещение РАО, образовавшихся при эксплу-

Таблица 1

Максимальные значения удельной активности корпуса контейнеров и РАО при транспортировке

Тип контейнера	Максимальная удельная активность, кБк/г	
	Металла	РАО
КО 1340	14,5	11,5
КМЗ	1,6	3,0
КМЗ (с 5-ю бочками)	1,6	2,4
КРАД-3,0	1,2	2,1

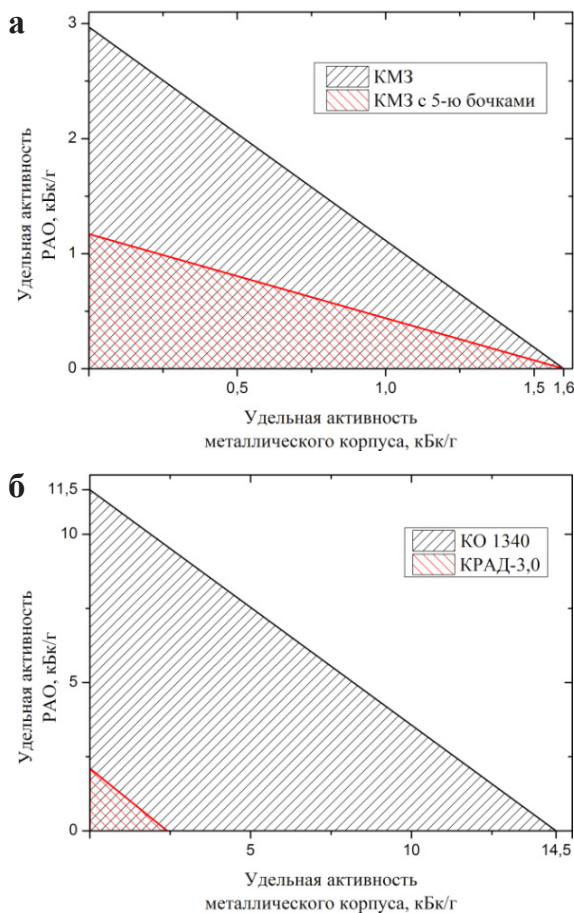


Рис. 1. Допустимая удельная активность РАО при их загрузке в контейнер с различной удельной активностью его корпуса:
а – КМЗ, б – КО 1340 и КРАД-3,0

атации или выводе из эксплуатации объекта использования атомной энергии, на котором образовались РАО, в пунктах размещения особых РАО. Проведённые расчёты влияния размещения загрязнённых строительных конструкций для одного из водоёмов на радиационную безопасность показывают отсутствие негативного влияния на долгосрочную безопасность пункта консервации [10].

В рамках актуализации санитарного нормирования следует:

- установить однозначную возможность повторного использования материалов с удельной активностью радионуклидов выше МЗУА на объектах использования атомной энергии;
- определить отдельные нормы допустимого радиационного воздействия на персонал и население;
- установить требования к сценариям, принимаемым во внимание при обосновании дозового воздействия.

УСТАНОВЛЕНИЕ НОРМАТИВНЫХ ЗНАЧЕНИЙ МИНИМАЛЬНО ЗНАЧИМЫХ УДЕЛЬНЫХ АКТИВНОСТЕЙ И ДОЗОВЫХ КОЭФФИЦИЕНТОВ ДЛЯ ОТДЕЛЬНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

При оценке радиационной безопасности, в том числе долговременной, радионуклидный состав РАО является одним из важнейших параметров. Подробно рассматривая проблематику захоронения высокоактивных долгоживущих РАО, как российские, так и зарубежные специалисты пришли к выводу, что определение содержания радионуклидов в РАО должно начинаться с разработки подходов к их приоритизации, т.е. ранжированию по значимости. Национальные нормативные санитарные документы, такие как НРБ-99/2009 [5] и ОСПОРБ 99/2010 [4], содержат значения параметров, используемых при оценке радиационного воздействия ПЗРО на население, прежде всего, таких как минимально значимые удельные активности и дозовые коэффициенты, для более чем 250 радионуклидов. Данный перечень радионуклидов является основополагающим при практической деятельности. Однако анализ российского и международного опыта в области определения радионуклидов, значимых для

оценки долговременной безопасности пунктов захоронения РАО, свидетельствует о неполноте нормативно закреплённого перечня радионуклидов НРБ-99/2009.

На основе подходов к определению значимых радионуклидов для различных типов РАО (конструкционные материалы, остеклованные ВАО и ОЯТ), описанных в работах [11, 12], установлен перечень радионуклидов, важных для оценки долговременной безопасности, но для которых отсутствуют значения минимально значимой удельной активности и дозовых коэффициентов: ^{60}Fe , ^{107}Pd , ^{126}Sn и ^{227}Ac . Анализ зарубежных данных [13], в частности опыта шведской компании SKB, по оценке безопасности пункта глубинного захоронения ОЯТ, позволяет сделать вывод о необходимости рассмотрения следующих радионуклидов, также отсутствующих в НРБ-99/2009: ^{79}Se , $^{108\text{m}}\text{Ag}$, $^{113\text{m}}\text{Cd}$, $^{121\text{m}}\text{Sn}$, $^{166\text{m}}\text{No}$. В НРБ для указанных радионуклидов установлены дозовые коэффициенты при их поступлении с воздухом и пищей, но отсутствуют дозовые коэффициенты при поступлении с водой и значения УВ.

Отметим, что дозовые коэффициенты при поступлении указанных радионуклидов с водой требуются для оценки долговременной безопасности, поскольку базовый сценарий эволюции ПЗРО подразумевает именно распространение радионуклида с грунтовыми водами с последующим возможным их использованием, в том числе и в качестве питьевой.

Это говорит об актуальности подготовки и проведения работ по установлению значений минимально значимых удельных активностей и дозовых коэффициентов в санитарных правилах и нормативах в рамках их очередного пересмотра с целью обеспечения обоснования безопасности захоронения РАО.

НОРМИРОВАНИЕ ДОПУСТИМОГО РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ОТ ПЗРО

В целях контроля облучения населения при захоронении РАО международные организации, в частности Международная комиссия по радиологической защите, рекомендуют использовать величину граничной дозы для населения равную 0,3 мЗв/год. Аналогичное требование

воспроизводится и в публикации МАГАТЭ [14] для радиационной защиты в период после закрытия пункта захоронения: для соблюдения предела дозы в 1 мЗв пункт захоронения проектируется таким образом, чтобы для репрезентативного человека, который может быть облучён в будущем вследствие возможных природных процессов, влияющих на пункт захоронения, расчётная доза не превышала ограничения в 0,3 мЗв в год или риск от годовой дозы не превышал значения 10^{-5} . В случае, если ожидается, что вмешательство человека приведёт к годовым дозам менее 1 мЗв в год для проживающего поблизости населения, снижение вероятности вмешательства или последствий необоснованно. Анализ различных подходов зарубежных стран с наиболее развитой ядерной энергетикой показывает, что, в общем, они следуют указанным рекомендациям (табл. 2).

При этом в США, например, для маловероятных сценариев эволюции, связанных с непредумышленным вторжением человека в ПЗРО, установлены более высокие допустимые нормы облучения – 5 мЗв/год [15].

В российской нормативной правовой базе установлены намного более жёсткие граничные дозы. В качестве ограничивающего требования к обращению с РАО используются граничные дозы в 10 мкЗв при захоронении РАО и 100 мкЗв при обращении с РАО. Это тем более удивительно, что ряд других установленных допустимых граничных доз для населения являются более мягкими. В табл. 3 обобщены дозовые квоты на население, установленные санитарными нормами и правилами, при различных видах деятельности: обращении с РАО и отходами, содержащими природные и техногенные радионуклиды, но не относящимися к

РАО, эксплуатации АЭС, транспортировании, использовании источников ионизирующего излучения и т.д.

Отметим ряд противоречий, содержащихся в рассмотренных документах:

- в качестве критериев допустимости радиационного воздействия в документах используются разные величины: годовая доза, коллективная доза, риск;
- в документах устанавливаются различные требования, по сути, к одному и тому же виду деятельности;
- для нерадиоактивных отходов требования к допустимому воздействию по радиационному фактору менее жёсткие, чем для радиоактивных отходов.

Также отсутствует согласованность между нормативными документами различных ведомств в части требований, предъявляемых к пунктам захоронения. Как отмечалось выше, работа по оценке безопасности пунктов захоронения включает анализ как сценария нормального протекания естественных процессов, так и сценариев маловероятных внешних воздействий. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии [29] устанавливают следующие критерии:

- радиационное воздействие на население в случае наиболее вероятных сценариев эволюции системы захоронения РАО не должно превышать допустимый уровень, установленный в соответствии с санитарными правилами и нормативами радиационной безопасности;
- при маловероятных внешних воздействиях природного и техногенного характера на площадке размещения пункта захоронения для критической группы населения не должно превышать граничное значение обобщённого

Таблица 2

Граничные значения допустимой годовой дозы для населения при захоронении РАО при базовом сценарии эволюции ПЗРО

Страна	Тип захораниваемых отходов	Допустимая годовая доза для населения, мкЗв
США	НАО	250 [15]
Франция	ОНАО, короткоживущие НАО и САО	250 [16]
Великобритания	НАО	300 [17]
Швеция	ОНАО, короткоживущие НАО и САО	100 [18]

Таблица 3

Граничные значения допустимой годовой дозы для населения
при различных видах деятельности

Вид деятельности	Годовая эффективная доза облучения критической группы
Обращение с РАО и отходами, содержащими природные и техногенные радионуклиды ниже уровней отнесения к РАО	
Все виды обращения с РАО до захоронения	не более 0,1 мЗв [4, п. 3.12.19]
РАО после их захоронения	не более 0,01 мЗв [4, п. 3.12.19]
Захоронение производственных отходов с эффективной удельной активностью выше 1,5 до 10 кБк/кг	не более 0,1 мЗв [4, п. 5.2.9]
Обращение с РАО, включая этапы хранения и захоронения	Не более 1% от регламентируемой НРБ-99 среднегодовой эффективной дозы на население от техногенных источников излучения, что составляет 10 мкЗв в год. [19, п. 13.7]
Захоронение РАО	Условием обеспечения безопасности захоронения является соблюдение верхней границы дозы и риска, установленных для техногенных источников излучения. [19, п. 13.50]. Также установлен дополнительный критерий: ожидаемая коллективная доза облучения населения при захоронении радиоактивных отходов не должна превышать 1 чел.-Зв. Верхняя граница риска, обусловленного захоронением РАО, должна соответствовать безусловно приемлемому риску и не превышать 10^{-6} за год ¹ [19, п. 13.51]
Захоронение ОНАО (отходы, не являющиеся радиоактивными отходами)	Для сценария облучения населения в результате естественных процессов распространения радионуклидов в окружающей среде – не более 10 мкЗв. Для сценария облучения населения при несанкционированном проникновении человека в места размещения отходов или при санкционированном использовании территории ПЗ ОНАО – не более 0,3 мЗв [20, приложение 1]
Долговременное хранение РАО	10 мкЗв [21, 9.14; 23, 9.11].
Действующая АЭС	250 мкЗв [22, п.5.6]
Строящаяся или проектируемая АЭС	100 мкЗв [22, п.5.6]
Транспортирование радиоактивных материалов	0,3 мЗв [23, п. 2.6]
Использование закрытых радионуклидных нейтронных и гамма-источников при проведении геофизических работ на буровых скважинах	0,3 мЗв [24, п.2.5]

¹ По-видимому, в данной формулировке речь идёт о риске от годовой дозы.

Продолжение таблицы 3

Вид деятельности	Годовая эффективная доза облучения критической группы
Реабилитация территории в целях её использования без ограничений после завершения работ по реабилитации	10 мкЗв (техногенные радионуклиды) [25, 8.13, 8.8]. Также установлен дополнительный критерий: коллективная эффективная годовая доза не должна превышать 1 чел.-Зв. [25, 8.13]
Прочие виды деятельности	
Проживание на территории после её реабилитации при прекращении эксплуатации организаций (применяется к организациям, не относящимся к объектам использования атомной энергии, в результате деятельности которых образуются производственные отходы с повышенным содержанием природных радионуклидов)	100 мкЗв [26, п.7.2]
Проживание вблизи объектов хранения газового конденсата в подземных резервуарах, образованных с применением ядерно-взрывной технологии	0,3 мЗв [27, 3.16]
Проживание в районах проведения ядерных взрывов в мирных целях	0,3 мЗв [28, 2.7]

риска, установленное санитарными правилами и нормативами радиационной безопасности.

В то же самое время в санитарных нормах и правилах в большинстве случаев не используется аналогичный подход с установлением различных критериев для двух групп сценариев.

Таким образом, целесообразно устранить противоречия в имеющейся нормативной правовой базе и рассмотреть более гибкий вариант нормирования при захоронении РАО с отдельным учётом базовых и альтернативных сценариев и исключением излишней консервативности. Представляется, что установление значений граничных доз в соответствии с рекомендациями МАГАТЭ будет наиболее оптимальным (300 мкЗв/год для базовых сценариев и 1 мЗв/год для альтернативных).

ВЫДЕРЖКА КОРОТКОЖИВУЩИХ РАО

Федеральным законом ФЗ-190 "Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации" предусмотрена возможность хранения короткоживущих РАО

в целях исключения их из категории радиоактивных отходов. Однако срок допустимого хранения таких РАО в законе не установлен, что затрудняет практическое применение данной нормы. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Безопасность при обращении с радиоактивными отходами. Общие положения" (НП-058-14) [30] допускают такое хранение, в случае если его продолжительность не превышает срока промежуточного хранения и срока службы пункта хранения РАО. С учётом единого срока промежуточного хранения, установленного в настоящее время для эксплуатирующих организаций, продолжительность хранения радиоактивных отходов с целью распада составляет 10 лет.

Жёсткое ограничение возможности применения данной нормы содержится в ОСПОРБ 99/2010, где предусмотрено, что возможность выдержки радиоактивных отходов с целью снижения их удельной активности до уровня, позволяющего исключить их из категории радиоактивных отходов, распространяется на РАО, содержащие радионуклиды с периодом

полураспада менее 15 сут (п. 3.12.13).

Представляется, что такие требования нецелесообразны, поскольку существенно ограничивают возможности эксплуатирующих организаций по оптимизации стратегий обращения с РАО. Например, рассмотрим случай АЭС. Для РАО с активностью, близкой к границе отнесения отходов к РАО, срок выдержки до исключения из категории РАО составит менее 30 лет. При этом срок эксплуатации новых современных энергоблоков с реакторными установками ВВЭР превышает 50 лет (без учёта возможности продления срока эксплуатации). В такой ситуации хранение РАО может стать экономически оправданной и безопасной стратегией обращения с РАО [31].

РЕАБИЛИТАЦИЯ ЗАГРЯЗНЁННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ ТЕРРИТОРИИ

Практика показывает, что зачастую при работах по выводу из эксплуатации и реабилитации территории организации извлекают весь объём загрязнённого радионуклидами грунта и строительных конструкций, даже если уровень загрязнения незначителен и находится на большой глубине. Основным мотивом этого является отсутствие критериев допустимого загрязнения заглублённых грунтов и строительных конструкций. Как следствие, можно видеть увеличение объёма работ, большие объёмы радиоактивных отходов, значительные финансовые затраты, связанные как с проведением работ по их извлечению, так и с обращением с РАО. Особенно проблема обостряется при применении подобного подхода к реабилитации радиационно загрязнённых территорий, когда предлагается осуществлять изъятие больших объёмов слабо загрязнённого грунта, расположенного на глубине 1 м и более.

Необходима разработка санитарных норм и правил, в которых бы приводились допустимые значения удельных активностей радионуклидов в грунте (почве) с целью обеспечения неперевышения средней годовой эффективной дозы для критической группы населения в 0,3 мЗв при различных сценариях использования площадки. При этом данные значения должны допускать более мягкие требования к заглублённым загрязнениям, так как, например,

при расположении загрязнённого грунта на глубине более 1 м сценарии внешнего облучения не приведут к нарушению дозовых пределов для населения, а сценарии сельскохозяйственного использования земель, расположенных на промышленных территориях, в принципе, нереалистичны. Кроме того, площадь подобных территорий зачастую недостаточна для реализации самого консервативного сценария – полного обеспечения пищевыми продуктами фермерской семьи. Например, площадь РЗТ № 9 АО "ВНИИНМ" составляет порядка 600 м², что очевидно недостаточно для одновременного ведения всех видов сельскохозяйственной деятельности.

В связи с этим видится необходимой разработка гибких критериев для принятия решения по дезактивации территории с учётом данных о глубине радиоактивного загрязнения.

Аналогичная ситуация складывается и со слабо загрязнёнными заглублёнными строительными конструкциями: фундаментами зданий, строениями цокольных этажей и т.д. Учитывая, что радиоактивное загрязнение фактически находится в монолитном материале, его потенциальное распространение с грунтовыми водами будет медленнее по сравнению с загрязнённым грунтом. Для подобных случаев также следует оценить допустимые нормы загрязнений с учётом обозначенных выше особенностей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Процесс развития Единой государственной системы обращения с РАО показал необходимость дальнейшего совершенствования нормативно-правового регулирования в данной области. В полной мере это относится и к системе действующих санитарно-гигиенических норм, в отношении которых в настоящий момент ведётся масштабная работа по пересмотру.

Рассматривая различные аспекты обращения с РАО, можно отметить необходимость гармонизации установленных требований как между различными нормативными документами, так и с международно признанными подходами к ограничению дозового воздействия деятельности по обращению с РАО на население.

Ключевыми должны стать изменения в

ОСПОРБ 99/2010, некоторые положения которого устанавливают серьёзные и необоснованные ограничения на пути к повышению эффективности деятельности в области обращения с РАО:

1. Следует установить однозначную возможность ограниченного использования (в атомной энергетике, например) материалов и веществ, имеющих уровни загрязнения радионуклидами, превышающие МЗУА. Это окажет положительное влияние на экономическую составляющую деятельности по обращению с РАО. Критерии для неограниченного использования материалов, содержащих радионуклиды, (приложение 3) должны также быть дополнены допустимыми удельными активностями природных радионуклидов.

2. Необходимо исключить положение, позволяющее осуществлять выдержку радиоактивных отходов с целью снижения их удельной активности до уровня, позволяющего исключить их из категории радиоактивных отходов, только для РАО, содержащих радионуклиды с периодом полураспада менее 15 сут. Результаты анализа практики передачи на захоронение [31] продемонстрировали, что выдержка РАО, содержащих радионуклиды ^{60}Co и ^{137}Cs может быть экономически обоснована на период до 30 лет.

3. Ключевым изменением документа должна стать корректировка требований к допустимому радиационному воздействию от ПЗРО в долгосрочной перспективе согласно международно принятым подходам. Требования должны быть установлены отдельно для различных типов сценариев эволюции ПЗРО (базовый, альтернативные), значения дозовых ограничений следует принять согласно рекомендациям МАГАТЭ (0,3 и 1 мЗв соответственно).

В отношении НРБ-99/2009 следует расширить данные по дозовым коэффициентам для ряда радионуклидов, которые, согласно международному опыту, являются радиологически значимыми для оценки долговременной безопасности.

Также принципиальным моментом в отношении нормативного регулирования работ по выводу из эксплуатации является отсутствие критериев допустимого загрязнения заглублённых грунтов и строительных конструкций,

что приводит к увеличению объёма работ при реализации проектов по выводу из эксплуатации объектов ядерного наследия. Разработка соответствующих норм, учитывающих особенности таких загрязнений, позволила бы снизить финансовые затраты на проведение работ по их извлечению и на обращение с РАО.

Рассмотренные выше потребности развития санитарно-гигиенического нормирования были получены исходя из практического опыта в сфере обращения с РАО. В дальнейшем, с развитием технологий обращения с РАО и выводом из эксплуатации энергоблоков атомных станций постепенно будут выявляться новые потребности в совершенствовании нормативно-правового регулирования таких работ, что должно служить побудительным мотивом к регулярному анализу правоприменительной практики с выработкой предложений по её совершенствованию.

ЛИТЕРАТУРА

1. Федеральный закон от 11 июля 2011 г. №190-ФЗ "Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации".
2. Дорофеев А.Н., Линге И.И., Самойлов А.А., Шарафутдинов Р.Б. К вопросу финансово-экономического обоснования повышения эффективности нормативной базы ЕГС РАО // Радиоактивные отходы. – 2017. – № 1. – С. 23–32.
3. Линге И.И., Самойлов А.А. Возможности оптимизации нормативного регулирования единой государственной системы обращения с радиоактивными отходами // Вопросы радиац. безопасности. – 2016. – № 4. – С. 12–20.
4. Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612–10 "Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)".
5. Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523–09 "Нормы радиационной безопасности НРБ–99/2009".
6. Recycling and Reuse of Materials Arising from the Decommissioning of Nuclear Facilities [Электронный ресурс] // OECD Nuclear Energy Agency. URL: <https://www.oecd-nea.org/rwm/pubs/2017/7310-recycle-decom.pdf>

(дата обращения: 24.05.2020).

7. Ernst P. Warnke, Reiner Wienert, Karl-Heinz Kramm, Dieter Bounin. A new concrete shielding material for waste management [Электронный ресурс] // NC State Repository URL: <https://repository.lib.ncsu.edu/bitstream/handle/1840.20/30926/W1285.pdf> (дата обращения: 24.05.2020)

8. Блохин П.А., Ванев Ю.Е., Панченко С.В. Оценка возможности повторного использования металлических радиоактивных отходов в атомной промышленности // Атомная энергия. – 2014. – Т. 117, вып. 2. – С. 81–85.

9. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии НП-103-17 "Требования к обеспечению безопасности пунктов размещения особых радиоактивных отходов и пунктов консервации особых радиоактивных отходов".

10. Самойлов А.А., Болдырев К.А. Подходы к оптимизации консервации водоёма-хранилища В-17 // Вопросы радиац. безопасности. – 2019. – № 1. – С. 25–35.

11. Блохин П.А., Самойлов А.А. Радиологическое обоснование контроля содержания радионуклидов в контексте обеспечения долговременной безопасности пунктов захоронения // Мед. радиология и радиац. безопасность. – 2017. – Т. 62. – № 4. – С. 17–23.

12. Самойлов А.А., Блохин П.А. и др. Методический подход к определению радиологически значимых радионуклидов для оценки долговременной безопасности пунктов захоронения радиоактивных отходов // Вопросы радиац. безопасности. – 2017. – № 3. – С. 21–31.

13. Александрова Т. А., Блохин П. А., Самойлов А.А., Курындин А. В. Анализ данных по радионуклидному составу РАО в контексте оценки долговременной безопасности их захоронения // Радиоактивные отходы. – 2018. – № 2 (3). – С. 44–51.

14. Disposal of Radioactive waste SSR-5. IAEA. Vienna 2011.

15. NRC Regulations Title 10, Code of Federal Regulations [Электронный ресурс] // U.S.NRC URL: <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part061/part061-0041.html> (дата обращения: 24.05.2020).

16. Joint Convention on the Safety of the Management of Spent Fuel and on the Safety of the

Management of Radioactive Waste. France. Sixth National Report on Compliance with the Joint Convention Obligation. – pp. 244.

17. Principles for the Assessment of Prospective Public Doses Arising from Authorised Discharges of Radioactive Waste to the Environment. Environment Agency Nuclear Regulatory Group. August, 2012.

18. Sweden's Sixth National Report under the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, Ministry of the Environment Sweden, Ds 2017:51.

19. СанПиН 2.6.1.07-03 "Гигиенические требования к проектированию предприятий и установок атомной промышленности".

20. СП 2.6.6.2572-2010 "Обеспечение радиационной безопасности при обращении с промышленными отходами атомных станций, содержащими техногенные радионуклиды".

21. СП 2.6.1.2205-07 "Обеспечение радиационной безопасности при выводе из эксплуатации блока атомной станции".

22. СанПиН 2.6.1.24-03 "Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций".

23. СанПиН 2.6.1.1281-03 "Санитарные правила по радиационной безопасности персонала и населения при транспортировании радиоактивных материалов (веществ)" (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 16 апреля 2003 г.).

24. СанПиН 2.6.1.1202-03 "Гигиенические требования к использованию закрытых радионуклидных источников ионизирующего излучения при геофизических работах на буровых скважинах" (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 12 марта 2003 г.).

25. СП 2.6.1.23-05 "Обеспечение радиационной безопасности при выводе из эксплуатации комплектующего предприятия" (СПВЭ-КП-05).

26. СанПиН 2.6.1.2800-10 "Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счёт природных источников ионизирующего излучения".

27. СП 2.6.1.2622-10 "Гигиенические требования по обеспечению радиационной безопасности на объектах хранения газового конденсата в подземных резервуарах, образованных с применением ядерно-взрывной технологии".

28. СанПиН 2.6.1.2819-10 "Обеспечение радиационной безопасности населения, проживающего в районах проведения (1965–1988 гг.) ядерных взрывов в мирных целях".

29. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности" (НП-055-14).

30. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Безопасность при обращении с радиоактивными отходами. Общие положения" (НП-058-14).

31. Гиневец Е.В., Тихонова А.А., Дорофеев А.Н. и др. Информационное обеспечение управления работами по обращению с РАО в рамках ФЦП ЯРБ-2 // Радиоактивные отходы. – 2019. – № 3 (8). – С. 28–35.

УДК 542.61+546.65

© 2021

ИЗУЧЕНИЕ СВОЙСТВ ЭКСТРАКЦИОННЫХ СИСТЕМ НА ОСНОВЕ ФОСФИНОКСИДОВ

К.Е. Парфентьева, Ю.А. Ворошилов, А.В. Конников, С.А. Лукин, К.В. Бугров

Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

А.А. Грачёв, В.В. Туманов, П.А. Стороженко

Россия, г. Москва, ГНЦ РФ АО "ГНИИХТЭОС"

Исследованы образцы синтезированных в ГНЦ РФ АО "ГНИИХТЭОС" триалкилфосфиноксидов. Изучены физические, гидродинамические, а также экстракционные свойства смесей фосфиноксидов с "лёгким" (н-парафины фракции с-13) и "тяжёлыми" (МНБТФ, ГХБД, формаль п2, смесь ТБФ-ГХБД) разбавителями. Проведена оценка совместимости экстрагентов с потенциальными разбавителями. Построены изотермы экстракции лантана и европия, определены зависимости коэффициентов их распределения от концентрации в исходном растворе. Оценена ёмкость экстракционных систем по отношению к данным компонентам. Наиболее перспективным для дальнейших исследований из рассмотренных соединений признан экстрагент тригексилфосфиноксид. Выбран наиболее эффективный разбавитель.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ФРАКЦИОНИРОВАНИЕ, ВЫСОКОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ, АЛКИЛФОСФИНОКСИД, ЭКСТРАГЕНТ, РАЗБАВИТЕЛЬ, ЕВРОПИЙ, ЛАНТАН, КОЭФФИЦИЕНТ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ

Важнейшей задачей радиохимического производства является утилизация накопленных и текущих высокоактивных отходов (ВАО). Для решения этой задачи предполагается проводить фракционирование ВАО с целью извлечения ряда элементов, создающих трудности на стадии отверждения и длительного хранения ВАО. К таковым относятся трансурановые (ТУЭ) и трансплутониевые (ТПЭ) элементы, которые необходимо отделять от сопутствующих редкоземельных элементов (РЗЭ).

Одним из перспективных направлений в области фракционирования ТУЭ, ТПЭ и РЗЭ является их разделение с помощью экстракции нейтральными фосфорорганическими соединениями (НФОС). Наиболее интересными представителями НФОС для решения проблем утилизации ВАО являются фосфиноксиды, обладающие высокой экстракционной способностью и совместимостью с большинством разбавителей. В связи с этим, на начальном этапе исследований этого класса соединений (уже более 50 лет назад) достаточно большое внимание уделялось изучению экстракционных свойств

триалкилфосфиноксидов, в большей степени – триоктилфосфиноксиду (ТОФО) [1, 2].

В свою очередь, на ФГУП "ПО "Маяк" проводились исследования, показавшие эффективность применения экстракционной смеси на основе изоамилдиалкилфосфиноксида, иначе называемого фосфиноксидом разнорадикальным (ФОР), для глубокого извлечения поливалентных актинидов (урана и плутония) и РЗЭ с последующей их совместной или раздельной рекстракцией [3–6].

В последние годы много работ, прежде всего китайских и индийских специалистов, касаются исследований экстракционных свойств Суанех-923, представляющего собой смесь фосфиноксидов с шести- и семичленными углеводородными радикалами, в углеводородных разбавителях. Этот коммерческий экстрагент по строению близок к тригексилфосфиноксиду [7, 8].

Поэтому после возобновления работ по фракционированию ВАО на ФГУП "ПО "Маяк" сотрудниками ГНЦ РФ АО "ГНИИХТЭОС" (Россия, г. Москва) осуществлён синтез опытных образцов алкилфосфиноксидов для оценки

возможности их использования в радиохимическом производстве.

В настоящей работе исследована совместимость полученных образцов алкилфосфиноксидов с различными ("лёгким" и "тяжёлыми") разбавителями, а также изучены некоторые физические, гидродинамические и экстракционные свойства данных экстракционных систем.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Объектом исследований являлись опытные образцы смесей алкилфосфиноксидов, состав и некоторые свойства которых приведены в табл. 1. Следует отметить, что некоторые из полученных образцов являлись многокомпонентными системами, названия таких образцов условные, предложены изготовителем по наименованию основного вещества.

Образцы значительно отличались друг от друга по своему физическому состоянию: один представлял собой гомогенный раствор, другие три – двухфазные системы, а последний – твёрдое вещество.

В качестве разбавителей указанных экстрагентов использовали метанитробензотрифторид (МНБТФ или Ф-3), формаль октафторамилового спирта (формаль n2), гексахлорбутadiен (ГХБД), смесь трибутилфосфата (ТБФ) и ГХБД, а также нормальные парафины фракции с-13, поскольку данные вещества наиболее изучены и широко применялись и применяются в экстракционных технологиях ФГУП "ПО "Маяк".

Для приготовления экстракционной смеси фосфиноксиды, представляющие собой двухфазные системы, а также находящиеся в твёрдом состоянии, предварительно нагревали на водяной бане при температуре около 50 °С до образования гомогенного раствора, после чего отбирали требуемую аликвоту раствора. Во всех экспериментах молярная концентрация фосфиноксида в экстракционной смеси составляла 0,7 моль/дм³.

Для приготовления трёхкомпонентной смеси "фосфиноксид-ТБФ-ГХБД" в качестве разбавителя использовали раствор ТБФ в ГХБД с объёмной долей ТБФ 22 %, поскольку проведённые ранее исследования показали перспективность использования его в качестве

разбавителя ФОР [3]. Данный раствор выведен из эксплуатации и в достаточном количестве хранится на заводе РТ-1.

Плотность экстрагентов и смесей на их основе определяли при помощи ареометров при температуре окружающей среды. Исключение составляли экстрагенты, находящиеся в двухфазном и твёрдом состояниях, плотность которых определяли после перевода их в жидкое состояние посредством нагревания и до наступления момента их обратного перехода в исходное состояние при температуре, несколько превышающей температуру окружающей среды (от 25 до 30 °С).

Измерение кинематической вязкости экстракционных смесей проводили с помощью капиллярного вискозиметра. Метод основан на определении времени, за которое раствор протекает через капилляр вискозиметра.

Кинематическую вязкость жидкости ν , мм²/с, определяли по формуле

$$\nu = \frac{g}{9,807} \cdot T \cdot K, \quad (1)$$

где g – ускорение свободного падения в месте измерения, м/с²;

T – время истечения жидкости, с;

K – постоянная вискозиметра, мм²/с².

Поверхностное и межфазное натяжение растворов экстрагентов определяли объёмно-капельным методом на тензиометре LAUDA TVT2 по методике [9]. Принцип работы прибора основан на точном определении объёма капли, отделяющейся от капилляра.

При определении поверхностного натяжения раствора капля образуется на конце капилляра с точно известным радиусом. При увеличении объёма и достижении критического значения массы капля падает. Этот критический объём V пропорционален поверхностному натяжению σ и в этом случае поверхностное натяжение σ , мН/м, высчитывается по формуле:

$$\sigma = \frac{V \cdot g \cdot \rho \cdot F}{2\pi \cdot r_{\text{кан}}}, \quad (2)$$

где V – объём капли, см³;

g – ускорение свободного падения, м/с²;

ρ – плотность исследуемой жидкости, г/см³;

F – поправочный коэффициент;

$r_{\text{кан}}$ – радиус капилляра, м.

Таблица 1

Состав и свойства опытных образцов смесей алкилфосфиноксидов

Показатели	ТГФО	ДГОФО	ГОФО	ДОГФО	ТОФО
Химическое название	тригексил- фосфиноксид	дигексил- фосфиноксид	гексил- фосфиноксид	гексилдиоктил- фосфиноксид	триоктилфосфин- оксид
Химическая формула	$(C_6H_{13})_3PO$	$(C_6H_{13})_2(C_8H_{17})PO$	$(C_6H_{13})_2(C_8H_{17})PO$, $(C_6H_{13})(C_8H_{17})_2PO$, $(C_8H_{17})_3PO$	$(C_6H_{13})(C_8H_{17})_2PO$	$(C_8H_{17})_3PO$
Молекулярный вес, г/моль	304,46	332,00	345,17	360,60	380,25
Содержание фосфиноксида в образце, %					
Тригексилфосфиноксид	91,554	27,302	10,800	2,902	2,296
Дигексилдиоктилфосфин- оксид	0,562	38,214	33,040	17,754	0,909
Гексилдиоктил- фосфиноксид	0,684	21,176	33,934	38,561	1,084
Триоктилфосфиноксид	0,888	5,425	11,643	28,638	89,337
Внешний вид	Двухфазная система: сверху – прозрачная жидкость, снизу – белая кристаллическая паста	Прозрачная жидкость	Прозрачная жидкость с белыми хлопьями осадка	Двухфазная система: сверху – прозрачная жидкость, снизу – белая кристаллическая паста	Белая кристал- лическая паста

При определении межфазного натяжения экстракционных смесей с "тяжёлыми" разбавителями капли жидкости большей плотности образуются в жидкости меньшей плотности. Как только вес капли станет равен силе, удерживающей её на капилляре, капля падает. При этом прибор замеряет объём падающей капли, а определение значения межфазного натяжения σ , мН/м, происходит по формуле:

$$\sigma = \frac{V \cdot g \cdot \Delta\rho \cdot F}{2\pi \cdot r_{\text{кап}}}, \quad (3)$$

где $\Delta\rho$ – разность плотностей жидкостей.

В том случае, когда плотность исследуемой жидкости (раствор экстрагента в "лёгком" разбавителе) имеет меньшую плотность, чем жидкость в кювете (раствор азотной кислоты), капли формируются ниже светового барьера и улавливаются им, когда, отделяясь от обратного капилляра, всплывают вверх.

Метод измерения скоростей расслаивания фаз заключался в определении величины, равной отношению высоты столба эмульсии, расслаивающейся за некоторый промежуток времени, к данному промежутку времени.

Определение относительных скоростей расслаивания фаз проводили в пробирках с миллиметровой шкалой измерения, на которой рисками отмечали высоту столба эмульсии, равную 10 мм, по обе стороны границы раздела фаз. В качестве водной фазы использовали дистиллированную воду и раствор азотной кислоты с концентрацией 3 моль/дм³. Эксперименты проводили при соотношении фаз 1:1. После интенсивного перемешивания растворов в течение 1 мин с помощью секундомера определяли время, необходимое для расслаивания фаз, ориентируясь по рискам на шкале измерения. Среднее значение скорости расслаивания ω_p , мм/с, для каждой из фаз рассчитывали по формуле:

$$\omega_p = 10/\tau, \quad (4)$$

где 10 – высота столба эмульсии в пробирке, мм;

τ – время расслаивания эмульсии, с.

Определение содержания целевых компонентов в водных продуктах проводили с использованием метода ICP масс-спектрометрии на приборе AGILENT 7500cx.

В качестве исследуемых элементов для проверки экстракционных свойств фосфиноксидов выбрали лантан, представляющий лёгкую фракцию РЗЭ, и европий – в качестве представителя среднетяжёлой фракции РЗЭ.

Модельный раствор представлял собой раствор азотной кислоты с концентрацией 1 моль/дм³, содержащий лантан или европий. Диапазон концентраций европия и лантана в модельных растворах варьировали в пределах от 0,5 до 20 г/дм³. Для приготовления растворов применяли реактивы и препараты марок ч.д.а. и х.ч.

Эксперименты проводили в полипропиленовых пробирках при соотношении фаз равном 1:1. Контакт фаз проводили путём интенсивного перемешивания в течение 5 мин при температуре, равной 23±1 °С. Равновесные фазы разделяли путём отстаивания в течение 10 мин, после чего отбирали аликвоту водной фазы на анализ. Анализировали только водные растворы. Концентрацию исследуемого элемента в органической фазе определяли по разности концентрации исходного и равновесного водного раствора.

Для оценки эффективности экстракции компонента рассчитывали коэффициент распределения K_d по формуле

$$K_d = m_{\text{орг}} / m_{\text{вод}}, \quad (5)$$

где $m_{\text{орг}}$ – концентрация элемента в равновесной органической фазе, г/дм³;

$m_{\text{вод}}$ – концентрация элемента в равновесной водной фазе, г/дм³.

На основании полученных результатов строили изотермы экстракции лантана и европия, а также зависимости коэффициентов распределения целевых компонентов при их извлечении в исследуемые растворы экстрагентов от концентрации компонентов в исходном растворе.

Ёмкость экстракционных систем определяли по уровню плато на графиках изотерм экстракции.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В процессе приготовления растворов экстрагентов стало очевидным, что некоторые из разбавителей не могут быть использованы

для приготовления экстракционной смеси, поскольку при смешивании компонентов происходило либо неполное растворение экстрагента в разбавителе, либо в итоговом растворе образовывался осадок. Цвет и консистенция появляющихся осадков отличались от свойств исходного экстрагента. Данные о совместимости экстрагентов с различными разбавителями представлены в табл. 2.

При приготовлении экстракционных смесей на основе разбавителя формаль п2 отмечено, что во всех растворах экстрагентов образовались осадки, представляющие собой легковзмучиваемую взвесь белого цвета, локализирующуюся у поверхности раствора (табл. 2). Однако в растворах ГОФО и ДГОФО образовавшиеся осадки через некоторое время полностью растворились.

В случае использования в качестве разбавителя МНБТФ при растворении ТОФО обнаружено появление в свежеприготовленном растворе осадка, представляющего собой неплотную массу желтоватого цвета, по консистенции напоминающую парафин, также локализирующуюся у зеркала раствора. Остальные экстрагенты при смешивании с МНБТФ образовывали гомогенные растворы.

При приготовлении смесей на основе "лёгкого" углеводородного разбавителя экстрагент ТОФО растворился не полностью, а в растворе с ДОГФО появилось небольшое количество осадка. С остальными образцами экстрагентов таких проблем не возникло.

В итоге установлено, что экстрагент

ТОФО несовместим с большинством рассмотренных разбавителей, исключением является ГХБД. Образец ДОГФО не растворился в двух из пяти выбранных разбавителей, тем не менее он проявил совместимость с ГХБД и МНБТФ. Это было учтено при проведении дальнейших исследований.

На следующем этапе работы определяли физические характеристики экстрагентов и экстракционных смесей на их основе (табл. 3).

Из данных, приведённых в табл. 3, видно, что плотности чистых экстрагентов близки к плотности воды и изменяются в диапазоне от 0,88 до 0,99 г/см³. Добавление к экстрагентам разбавителей значительно изменяет их плотность, делая возможным применение данных органических растворов в экстракционном процессе.

Самые высокие значения кинематической вязкости наблюдаются у экстракционных смесей, содержащих разбавитель формаль п2, самые низкие – у экстракционных смесей с МНБТФ.

Значения сил поверхностного натяжения экстрагентов в смеси с разбавителями формаль п2 и н-парафинами фракции с-13 ниже, чем в экстракционных системах с другими разбавителями (табл. 3).

Межфазное натяжение экстракционных смесей измеряли в системе с 3 моль/дм³ HNO₃. Невысокие значения сил межфазного натяжения в экстракционных смесях с ГХБД, ТБФ-ГХБД и н-парафинами фракции с-13 способствуют образованию эмульсии и улучшению массооб-

Совместимость экстрагентов с различными разбавителями

Таблица 2

Экстрагент	Визуальные изменения при контакте экстрагента с разбавителем				
	22 % ТБФ в ГХБД	ГХБД	Формаль п2	Парафин фракции с-13	МНБТФ
ДГОФО	Раствор окрасился в тёмно-фиолетовый цвет. Примерно через сутки раствор поменял окраску на тёмно-коричневую		Выпал осадок, который растворился примерно через месяц	Бледно-жёлтый раствор	Жёлтый прозрачный раствор
ГОФО			Осадки в виде белой взвеси	Осадок в виде белой взвеси	
ТГФО				Полностью не растворяется	Осадок желтоватого цвета
ДОГФО					
ТОФО					

Таблица 3

Физические характеристики исследуемых органических растворов

Экстрагент	Используемые разбавители					
	без разбавителя	ГХБД	22% ТБФ-ГХБД	МНБТФ	формаль п2	н-парафины с-13
Плотность экстракционной смеси, г/дм³						
ТГФО	991	1447	1366	1348	п.о. ¹	814
ДГОФО	914	1465	1369	1358	1523	807
ГОФО	899	1461	1350	1328	1492	786
ДОГФО	912	1427	1324	1327	п.о.	п.о.
ТОФО	884	1419	1303	п.о.		н.р. ²
Кинематическая вязкость экстракционной смеси, мм²/с						
ТГФО	н.о. ³	3,41	3,79	2,75	п.о.	3,50
ДГОФО		3,31	3,50	2,94	9,94	4,17
ГОФО		3,60	3,88	2,75	9,85	3,12
ДОГФО		3,41	3,79	2,84	п.о.	п.о.
ТОФО		4,07	4,73	п.о.		н.р.
Поверхностное натяжение экстракционной смеси, мН/м						
ТГФО	н.о.	35,17	34,40	32,88	п.о.	27,54
ДГОФО		35,05	34,34	33,17	27,56	27,28
ГОФО		35,34	34,28	32,49	27,39	26,63
ДОГФО		34,69	33,63	32,60	п.о.	п.о.
ТОФО		35,07	33,50	п.о.		н.р.
Межфазное натяжение экстракционной смеси, мН/м						
ТГФО	н.о.	17,70	19,35	21,56	н.о.	15,48
ДГОФО		17,32	18,15	21,16		10,93
ГОФО		18,62	18,94	20,42		14,45
ДОГФО		17,19	17,79	20,79		п.о.
ТОФО		17,37	18,26	п.о.		н.р.

Примечание: ¹ п.о. – раствор не анализировали из-за появления в нём осадка; ² н.р. – раствор не анализировали из-за неполного растворения экстрагента; ³ н.о. – значение не определяли.

мена между фазами. Напротив, относительно высокие значения сил межфазного натяжения в системах с МНБТФ по сравнению с другими разбавителями могут негативно сказаться на эффективности массообмена между фазами. Межфазное натяжение для систем с формалем п2 измерить не удалось, главным образом по причине несовместимости компонентов.

Результаты определения относительных скоростей расслаивания фаз приведены в табл. 4. В целом видно, что расслаивание образующейся эмульсии после контакта фаз лучше всего происходило в смесях экстрагентов

с разбавителями ГХБД и ТБФ-ГХБД. В то же время для некоторых экстракционных смесей не удалось определить скорости расслаивания фаз из-за образования плохо расслаивающейся эмульсии.

При проведении экспериментов по экстракции лантана и европия из однокомпонентных модельных растворов экстракционными смесями на основе фосфиноксидов отмечено следующее. При отстаивании растворов экстрагентов в разбавителях ТБФ-ГХБД и ГХБД после экстракции на поверхности водной фазы обнаружено появление кольца органической

Таблица 4

Относительные скорости расслаивания фаз при контакте исследуемых экстракционных смесей с $H_2O_{\text{дист.}}$ и 3 моль/дм³ HNO_3

Экстрагент	Относительная скорость расслаивания фаз, мм/с, при контакте с			
	$H_2O_{\text{дист.}}$		3 моль/дм ³ HNO_3	
	Тяжёлая фаза	Лёгкая фаза	Тяжёлая фаза	Лёгкая фаза
Разбавитель – 22 % ТБФ в ГХБД				
ТГФО	н.о. ¹	2,00	н.о.	1,11
ДГОФО	н.о.	1,43	н.о.	1,25
ГОФО	н.о.	1,25	н.о.	0,83
ДОГФО	н.о.	1,25	н.о.	1,00
ТОФО	н.о.	1,00	н.о.	1,43
Разбавитель – 100 % ГХБД				
ТГФО	н.о.	0,91	н.о.	1,25
ДГОФО	н.о.	1,67	н.о.	0,83
ГОФО	н.о.	1,54	н.о.	0,83
ДОГФО	н.о.	1,82	н.о.	1,11
ТОФО	н.о.	1,54	н.о.	0,83
Разбавитель – МНБТФ				
ТГФО	— ²	—	0,32	0,40
ДГОФО	—	—	0,83	1,43
ГОФО	—	—	1,25	1,67
ДОГФО	—	—	1,67	1,11
Разбавитель – формаль n2				
ДГОФО	2,00	0,77	1,11	0,63
ГОФО	1,25	0,91	0,77	0,67
Разбавитель – н-парафины с-13				
ТГФО	0,53	0,40	2,00	0,77
ДГОФО	0,27	0,22	1,00	1,25
ГОФО	—	—	—	—

Примечание: ¹ тёмный цвет раствора не позволяет определить скорость расслаивания эмульсии в данной фазе; ² время расслаивания фаз составляет более 15 мин.

фазы. При отстаивании растворов экстрагентов "ГОФО – формаль n2", "ДГОФО – формаль n2" и "ТГФО – н-парафины с 13" после контакта с растворами РЗЭ на границе раздела фаз произошло образование третьей фазы. Кроме того, на стенках пробирок с экстракционными смесями ГОФО и ДГОФО в формале n2 после проведения экстракции замечено появление большого количества частиц осадка.

В целом в процессе экстракции в большинстве растворов наблюдались хорошие скорости расслаивания фаз.

Результаты экспериментов по экстракции лантана и европия растворами фосфиноксидов представлены на рис. 1 и 2 в виде зависимостей коэффициентов распределения компонентов от их содержания в исходном растворе и изотерм экстракции. Указанные зависимости позволяют

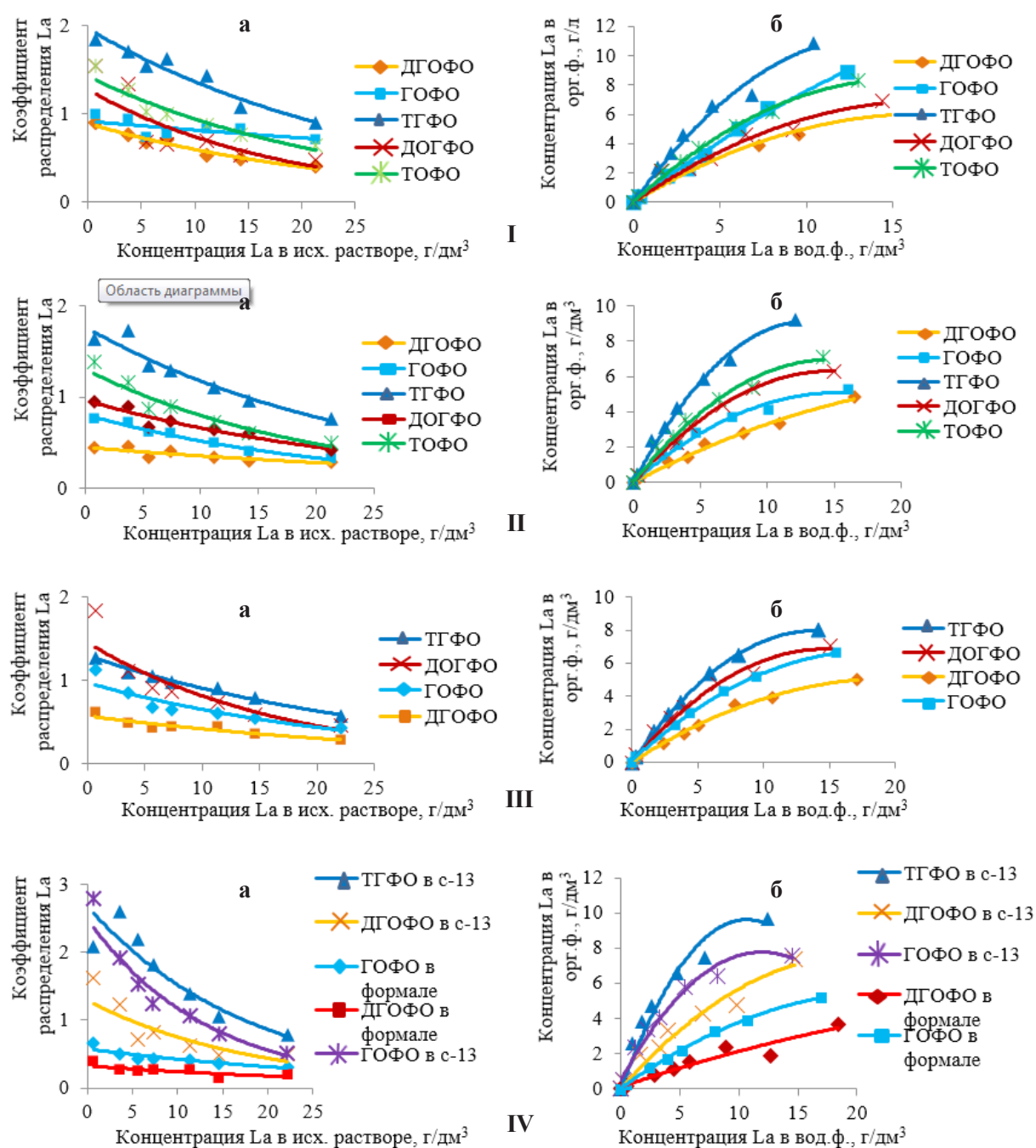


Рис. 1. Зависимости коэффициентов распределения лантана от его концентрации в исходном растворе (а) и изотермы экстракции лантана (б) при использовании экстракционных систем на основе разбавителей: I – раствор ТБФ с объемной долей 22 % в ГХБД; II – ГХБД; III – МНБТФ; IV – формаль n2 и c-13

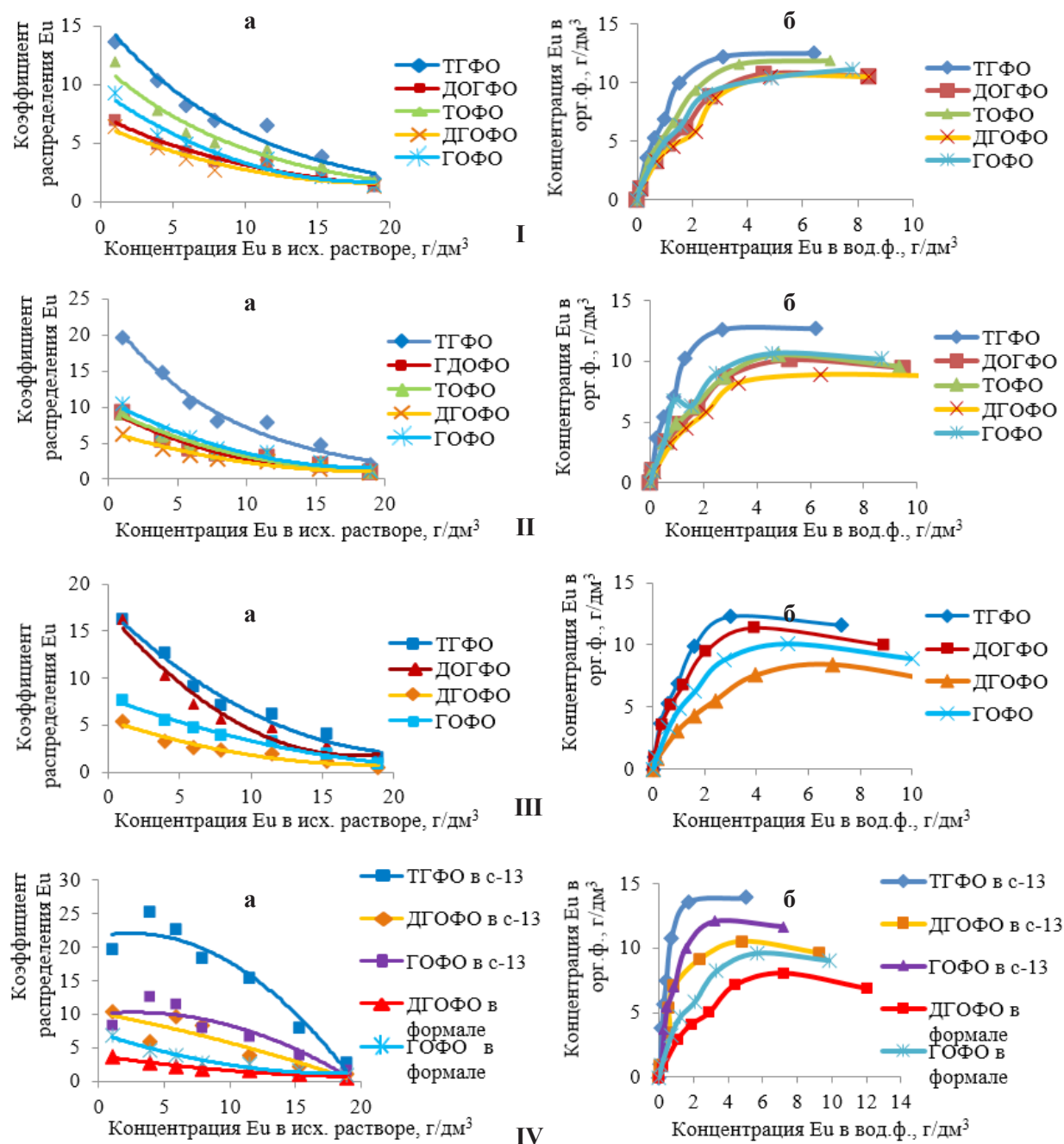


Рис. 2. Зависимости коэффициентов распределения европия от его концентрации в исходном растворе (а) и изотермы экстракции европия (б) при использовании экстракционных систем на основе разбавителей: I – раствор ТБФ с объёмной долей 22% в ГХБД; II – ГХБД; III – МНБТФ; IV – формаль n2 и c-13

определить степень извлечения компонентов из растворов и ёмкость экстракционных систем по целевым компонентам.

Из рис. 1 видно, что увеличение концентрации лантана в исходном растворе в интервале от 0,5 до 20 г/дм³ приводит к снижению коэффициентов распределения лантана в 2–4 раза. Избирательность всех экстрагентов к компоненту в рассмотренных условиях невысока, значения коэффициентов распределения не превышают 3,0. При этом максимальные значения данного показателя получены для растворов ГОФО и ТГФО в "лёгком" углеводородном разбавителе, а самые низкие – для растворов экстрагентов в формале n₂ (график IVa, рис. 1).

Установлено, что экстракция лантана лучше всего проходит растворами ТГФО вне зависимости от разбавителя. При этом хуже всего лантан экстрагируется экстракционными системами на основе ДГОФО.

Из представленных на рис. 1 изотерм экстракции лантана видно, что максимальная ёмкость экстрагента по лантану достигнута при использовании органического раствора ТГФО в смеси ТБФ-ГХБД, она составила 11 г/дм³ (график Ib, рис. 1). При этом образования осадков или третьей фазы замечено не было.

Также можно отметить, что вид зависимостей, представленных на рис. 1 (Ib–IVb), указывает на то, что в рассмотренных условиях предельной ёмкости, при которой происходит полное насыщение экстрагента компонентом, достигнуто не было. Поэтому можно ожидать некоторый рост ёмкости систем в случае дальнейшего повышения концентрации лантана в исходном растворе.

Аналогичным образом определены зависимости коэффициентов распределения европия от концентрации компонента в исходном растворе при его извлечении экстракционными смесями на основе исследуемых образцов фосфиноксидов (рис. 2, графики Ia–IVa).

Установлено, что при извлечении европия всеми типами экстракционных смесей достигаются более высокие значения коэффициентов распределения по сравнению с экстракцией лантана. Данный факт говорит о повышенной избирательности образцов экстрагентов по отношению к европию.

Максимальные коэффициенты распре-

деления европия, как и в случае с лантаном, получены для растворов ТГФО во всех типах разбавителей. При использовании в качестве разбавителей ТГФО n-парафинов и ГХБД и концентрации европия в исходном растворе до 7 г/дм³ они достигали значений 20 и выше.

В свою очередь, самая низкая эффективность экстракции европия, как и лантана, выявлена при использовании экстракционных смесей на основе ДГОФО и ГОФО.

Если сравнивать влияние разбавителя на экстракционные свойства экстрагентов, то эффективность экстракции европия растворами экстрагентов в формале n₂, как и в случае с лантаном, остаётся самой низкой (график IVa, рис. 2).

Изотермы экстракции европия растворами фосфиноксидов в различных разбавителях представлены на графиках Ib–IVb рис. 2.

Предельное насыщение всех экстракционных смесей достигается при концентрации европия в исходном растворе около 15 г/дм³. При этом максимальное значение содержания европия в органической фазе (ёмкость экстрагента) достигнуто в случае использования ТГФО с рассмотренными разбавителями.

При предельном насыщении исследованных экстракционных смесей европием образования осадков или третьей фазы отмечено не было.

В целом, исходя из полученных экспериментальных данных, можно говорить о большей избирательности образцов фосфиноксидов по отношению к среднетяжёлой группе РЗЭ (Eu), чем к лёгкой (La), что соответствует литературным данным [10, 11].

Полученные в работе результаты по совместимости экстрагентов с рассмотренными разбавителями, экстракционным свойствам и влиянию на них кислотности раствора не противоречат данным работ [1, 2, 7, 8].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведены исследования некоторых физических, гидродинамических и экстракционных свойств опытных образцов алкилфосфиноксидов, синтезированных в ГНЦ РФ АО "ГНИИХТЭОС", с целью определения возможности их применения на ФГУП "ПО "Маяк".

Показано, что в ряде случаев при приготовлении экстракционных смесей происходит образование осадков из-за несовместимости экстрагента и разбавителя. Установлено, что из всех разбавителей только ГХБД и смесь ТБФ-ГХБД оказались полностью совместимы со всеми представленными образцами экстрагентов.

Результаты определения физических и гидродинамических свойств исследованных органических смесей показывают возможность их использования в экстракционном процессе.

В ходе работы определены изотермы экстракции и зависимости коэффициентов распределения компонентов от их концентрации в исходных растворах. Установлена ёмкость экстракционных систем по отношению к европию, которая при концентрации экстрагента 0,7 моль/дм³ и кислотности исходного раствора 1 моль/дм³ составляет от 12,5 до 13,9 г/дм³ в зависимости от разбавителя.

Предельной ёмкости по лантану в рассмотренных условиях достигнуто не было. При этом максимальная ёмкость экстрагента по лантану отмечена для органического раствора ТГФО в смеси ТБФ-ГХБД, она составила 11 г/дм³.

По совокупности исследованных показателей наиболее перспективным для дальнейшей работы является экстрагент ТГФО, разбавителями для которого могут быть ГХБД и раствор ТБФ в ГХБД. Поскольку смесь 22 % ТБФ в ГХБД в достаточном количестве имеется на заводе РТ-1, то наиболее целесообразно именно её рассматривать в качестве разбавителя ТГФО.

ЛИТЕРАТУРА

1. Розен А.М., Крупнов Б.В. Зависимость экстракционной способности органических соединений от их строения // Успехи химии. – 1996. – № 65 (11). – С. 1052–1079.
2. Патрушева Е.Н., Брежнева Н.Е., Корпусов Г.В. Закономерности распределения европия между азотнокислыми растворами и некоторыми фосфорорганическими соединениями // Радиохимия. – 1964. – Т. 6. – № 3. – С. 276–280.
3. Логунов М.В., Мезенцев В.А., Ворошилов Ю.А. и др. Разработка экстракционной технологии на основе фосфиноксида разнорадикального в тяжёлых разбавителях применительно к извлечению лантанидов и актинилов из высокоактивных отходов / Третья Российская конференция по радиохимии. "Радиохимия-2000": Тезисы докл. г. С.-Петербург, 28.11–01.12.2000. – С.-Пб.: НПО РИ, 2000. – С. 171–172.
4. Пат. № 2193012 С2 Российская Федерация. Способ извлечения лантанидов и актинилов из азотнокислых растворов / Логунов М.В., Мезенцев В.А., Уфимцев В.П., Домнин В.В., Громов Г.Ф., Зайцев Б.Н., Квасницкий И.Б., Дзекун Е.Г., Романовский В.Н. – Утверждён 13.12.2000.
5. Logunov M.V., Mezentsev V.A., Smolyanikhin K.V. et al. Extraction Technology on the Basis of Different-Radical Phosphin oxide in Heavy Dilutants for Lanthanides and Actinides Extraction from High-Level Waste. – Separation of Ionic Solutes / 10th International Conference SIS'03. Podbanske, High Tatras, September 6–11, 2003. – Comenius University Bratislava. – P. 105–106.
6. Логунов М.В., Ворошилов Ю.А., Старовойтов Н.П. и др. Оценка радиационной устойчивости ряда фосфорорганических экстрагентов // Радиохимия. – 2006. – Т. 48. – № 1. – С. 51–56.
7. Sahu S.K., Mishra S. Liquid-Liquid Extraction of Ce (III) from Acidic Nitrate Medium Using Cyanex 923 in Kerosene // J. of Chemical Technology and Metallurgy. – 2015. – V. 50. – No. 3. – P. 255–261.
8. Аляпышев М.Ю., Бабаин В.А., Устынюк Ю.А. Выделение минорных актинилов из высокоактивных отходов – современные тенденции // Успехи химии. – 2016. – № 85 (9). – С. 943–961.
9. Определение показателей качества оборотного экстрагента: И-ЦЗЛ-130.1-2011, И-ЦЗЛ-130.2-2011 / ФГУП "ПО "Маяк"; исполн. Самарина Н.С. – Озёрск, 2011. – ЦЛ/9868.
10. Патрушева Е.Н., Корпусов Г.В. Экстракционные методы разделения РЗЭ/Редкоземельные элементы: сб. науч. тр. – М.: Изд-во АН СССР, 1970. – С. 195–208.
11. Корпусов Г.В., Данилов Н.А. Исследование экстракции РЗЭ, америция и кюрия окисью три-1-метилгептилфосфина из нитратных сред // Радиохимия. – 1980. – Т. 22. – № 1. – С. 100–106.

УДК 541.183+544.135

© 2021

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СТРОНЦИЯ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СОРБЕНТА НА ОСНОВЕ ДИ-ТРЕТ-БУТИЛ-ДИЦИКЛОГЕКСИЛ-18-КРАУН-6

*И.И. Довгий¹, Н.А. Бежин^{1,2}, С.В. Капранов³*¹*Россия, г. Севастополь, Морской гидрофизический институт РАН*²*Россия, г. Севастополь, Севастопольский государственный университет*³*Россия, г. Севастополь, Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН*

Исследовано извлечение стронция в динамических условиях сорбентом импрегнированного типа на основе ди-трет-бутил-дициклогексил-18-краун-6 и спирта-теломера n3.

Проведено испытание сорбента на природных объектах. Выполнено определение концентрации ионов стронция в речной воде (пробах воды поверхностного водоёма на водозаборе р. Чёрной, с. Штурмовое, Республика Крым) как носителя ⁹⁰Sr при радиоаналитическом определении, а также радиоаналитическое определение ⁹⁰Sr в морской воде (в пробах, отобранных в 95 рейсе НИС "Профессор Водяницкий", 14 июня – 4 июля 2017 г.).

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ДИ-ТРЕТ-БУТИЛ-ДИЦИКЛОГЕКСИЛ-18-КРАУН-6, СПИРТ-ТЕЛОМЕР N3, СТРОНЦИЙ, СОРБЦИЯ, ДИНАМИКА, РЕЧНАЯ ВОДА, МОРСКАЯ ВОДА

Вопросам радиационного загрязнения окружающей среды уделяется большое внимание во всём мире [1]. Одной из важнейших проблем современной радиоэкологии является поиск перспективных методов селективного сорбционного концентрирования, выделения и локализации опасных радионуклидов, прежде всего радиостронция ⁹⁰Sr, из объектов окружающей среды. Именно с водой он попадает в живые организмы и, будучи химическим аналогом кальция, способен замещать последний в костях и тканях и подвергать облучению костный мозг и кровеносную систему, вызывая патологические изменения.

Ни один из существующих в настоящее время методов радиационного контроля не позволяет проводить определение низких концентраций ⁹⁰Sr без его предварительного концентрирования.

Поэтому современная методология количественного анализа содержания радионуклидов, как правило, включает стадии предварительного экстракционно-хроматографического

концентрирования и/или селективного выделения определяемого элемента с использованием эффективных сорбционных материалов.

Основная проблема в решении упомянутой задачи состоит в сложности минерального состава объекта, из которого происходит выделение радионуклида. Так, при извлечении ⁹⁰Sr из морской воды в системе присутствуют такие конкурирующие катионы, как Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ и K⁺. Кроме того, в морской воде существует ряд равновесий между сульфат- и бикарбонат-ионами и ионами щелочноземельных металлов, включая радионуклиды стронция, осложняющих ионообменное равновесие ионит-раствор. Поэтому широко применяемые в процессе сорбционного извлечения ⁹⁰Sr сорбенты в данных условиях не могут быть применены в связи с их пептизацией и низкой селективностью целевого микрокомпонента на фоне макрокомпонентов.

Чтобы избежать влияния упомянутых отрицательных факторов на сорбционное извлечение радионуклидов из сложных много-

компонентных сред, предлагается использовать сорбционные материалы на основе таких селективных макроциклических молекулярных лигандов, как краун-эфиры [2, 3]. Пионерские работы в области разработки сорбентов на основе краун-эфиров для селективного извлечения ^{90}Sr проводились в СССР под руководством акад. Б.Ф. Мясоедова [4] и параллельно в США под руководством Е.Ф. Хорвица [5, 6]. В настоящее время для селективного сорбционного концентрирования стронция получен ряд сорбентов на основе дициклогексил-18-краун-6 (ДЦГ18К6) и его производных [7–12].

Ранее нами было показано, что одним из наилучших сорбентов для селективного извлечения стронция является сорбент на основе ди-трет-бутилдициклогексил-18-краун-6 и спирта-теломера п3 [13–16]. Поэтому в представленной статье рассмотрено извлечение стронция из объектов окружающей среды (речной и морской воды) с использованием сорбента импрегнированного типа на основе ди-трет-бутилдициклогексил-18-краун-6 и спирта-теломера п3.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Материалы

Для получения сорбента импрегнированного типа использовали стирол-дивинилбензольный носитель LPS-500 (размер частиц 150–250 мкм) производства АНО "Синтез полимерных сорбентов" (г. Москва, Россия) и ДТБДЦГ18К6 (более 98 % чистоты), синтезированный в Физико-химическом институте им. А.В. Богатского НАН Украины (г. Одесса, Украина).

Азотная кислота, аммиак, щавелевая кислота, гидрофосфат аммония, хлорид железа(III), нитрат алюминия, метанол, ацетон, хлороформ (ООО "АО РеаХим", г. Москва, Россия) и спирт-теломер п3 (АО "ГалоПолимер", г. Пермь, Россия) имели квалификацию "ч.д.а."

Для приготовления растворов использовали концентрированную азотную кислоту и стандартные образцы растворов металлов Sr – МСО 0148:2000.

Методики подготовки носителя и получения сорбента

Методики подготовки носителя и получения сорбента подробно описаны в статье [13].

Характеристики полученного образца сорбента приведены в табл. 1.

Изучение сорбционного извлечения стронция в динамических условиях

Для изучения сорбции стронция в динамических условиях использовали стеклянную колонку диаметром 1 см, заполненную сорбентом. Для этого один конец колонки плотно закрывали небольшим тампоном из ваты. После этого через свободный конец заполняли колонку сорбентом, прибавляя его небольшими порциями и уплотняя постукиванием по колонке палочкой с резиновым наконечником. Следили за тем, чтобы сорбент распределялся равномерно, без пустот, с одинаковой плотностью. После заполнения колонки сорбент промывали дистиллированной водой до прекращения усадки слоя. Заполненную до высоты 3 см сорбентом колонку закрывали тампоном из ваты.

Далее сорбент кондиционировали перед

Таблица 1

Характеристики полученного образца сорбента

Носитель	Растворитель	Разбавитель*	Найдено	Вычислено		
			СДТБДЦГ18К6 в сорбенте, % масс.		СДТБДЦГ18К6 в разбавителе, моль/дм ³	$\Gamma_{теор}$, мг/г
LPS-500	хлороформ	спирт-теломер п3	11,7	11,4	1	20,7

Примечание. *Плотность разбавителя спирта-теломера п3 – 1,750 г/см³.

сорбцией пропусканием 50 см^3 раствора азотной кислоты с концентрацией 3 моль/дм^3 со скоростью $1 \text{ см}^3/\text{мин}$.

Через подготовленную колонку со скоростью $1 \text{ см}^3/\text{мин}$ пропускали исследуемый раствор с концентрацией стронция 30 мг/дм^3 и концентрацией азотной кислоты 3 моль/дм^3 . Собирали фракции фильтрата, равные 25 см^3 , из которых отбирали пробы для анализа проскочивших ионов стронция.

После сорбции стронция колонку промывали 50 см^3 раствора азотной кислоты с концентрацией 3 моль/дм^3 со скоростью $1 \text{ см}^3/\text{мин}$.

Элюирование (десорбцию) стронция проводили пропусканием дистиллированной воды со скоростью $1 \text{ см}^3/\text{мин}$. Собирали фракции элюата, равные 25 см^3 , из которых отбирали пробы для анализа ионов стронция.

Точные значения концентраций стронция в растворах определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре Квант-2А в пламени "ацетилен-воздух" методом эмиссионной фотометрии пламени, с добавлением 1% лантана в виде нитрата (х.ч.). Относительная погрешность определения концентраций металлов составляет 5–10 %.

Степень извлечения (R) и статистические показатели (среднее арифметическое \bar{X} , дисперсию S^2 , стандартное (среднее квадратическое) отклонение S , относительное стандартное отклонение S_r , стандартное отклонение среднего результата $S_{\bar{X}}$, доверительный интервал $\Delta\bar{X}$) рассчитывали по формулам, приведённым в статье [17].

Динамическую обменную ёмкость (ДОЕ, мг/г) и полную динамическую обменную ёмкость (ПДОЕ, мг/г) определяли по формулам:

$$\text{ДОЕ} = \frac{V_{\phi} \cdot C_0}{m_c}, \quad (1)$$

$$\text{ПДОЕ} = \frac{V \cdot C_0 - \sum V_n \cdot C_n}{m_c}, \quad (2)$$

где V_{ϕ} – общий объём фильтрата к моменту появления в нём ионов стронция, дм^3 ;

C_0 – концентрация стронция в исходном растворе, мг/дм^3 ;

V – общий объём фильтрата к моменту уравнивания с составом исходного

раствора, дм^3 ;

V_n – объём порций фильтрата после момента появления в них ионов стронция, дм^3 ;

C_n – концентрация порций фильтрата после момента появления в них ионов стронция, мг/дм^3 .

Определение концентрации ионов стронция в речной воде

Методика определения концентрации ионов стронция в водных объектах окружающей среды (сточных и природных водах) с использованием сорбента импрегнированного типа на основе ДТБДЦГ18К6:

1. Стекланную колонку диаметром 1 см заполняют сорбентом на основе ДТБДЦГ18К6 до высоты 3 см (масса сорбента $1,05 \text{ г}$).

2. Сорбент кондиционируют пропусканием 50 см^3 раствора азотной кислоты с концентрацией 3 моль/дм^3 .

3. В исследуемую пробу добавляют азотную кислоту до концентрации 3 моль/дм^3 и раствор соли стронция в количестве 30 мг/дм^3 по металлу.

4. Через колонку со скоростью $1 \text{ см}^3/\text{мин}$ пропускают 50 см^3 исследуемого раствора пробы до момента проскока.

5. После сорбции колонку промывают 50 см^3 раствора азотной кислоты с концентрацией 3 моль/дм^3 .

6. Проводят концентрирование (элюирование, десорбцию) сорбированного стронция пропусканием 25 см^3 дистиллированной воды.

Радиоаналитическое определение ^{90}Sr в морской воде

Пробы для определения объёмной активности ^{90}Sr в морской воде были отобраны в 95-м рейсе НИС "Профессор Водяницкий" (14 июня – 4 июля 2017 г.). Состав морской воды приведён в [18].

В ходе экспедиции было отобрано 9 проб объёмом 10 дм^3 на трёх станциях. Пробы отбирались погружным насосом, фильтровались через полипропиленовые картриджи (размер пор 1 мкм). Расположение станций и уровни горизонтов отбора проб приведены в табл. 2.

Таблица 2
Расположение станций и уровни
горизонтов отбора проб

Номер пробы	Стан- ция	Северная широта	Восточная долгота	Горизонт, м
1-1	1	44.456	33.225	5
1-2	1	44.456	33.225	25
1-3	1	44.456	33.225	65
2-1	2	44.372	33.105	3
2-2	2	44.372	33.105	20
2-3	2	44.372	33.105	60
3-1	3	43.802	32.312	3
3-2	3	43.802	32.312	20
3-3	3	43.802	32.312	45

Схема радиохимической обработки проб представлена на рис. 1.

Пробы подкислялись концентрированной HNO_3 из расчёта 1 см^3 кислоты на 1 дм^3 пробы и выдерживались сутки. Для определения концентрации стабильного стронция отбиралась аликвота 10 см^3 . Далее добавляли 25 см^3 $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ с концентрацией 3,2 моль/ дм^3 и 200 мг Fe в виде раствора FeCl_3 и выдерживали 1–2 ч. ^{90}Sr соосаждали на $\text{Fe}(\text{OH})_3 / \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ добавлением концентрированного NH_3 до $\text{pH}=10$. Осадок оставляли на старение двое суток, а затем декантировали и дважды промывали дистиллированной водой для удаления растворимых солей. Дальнейшую обработку пробы осуществляли в береговой лаборатории.

Осадок растворяли в 25 см^3 концентри-

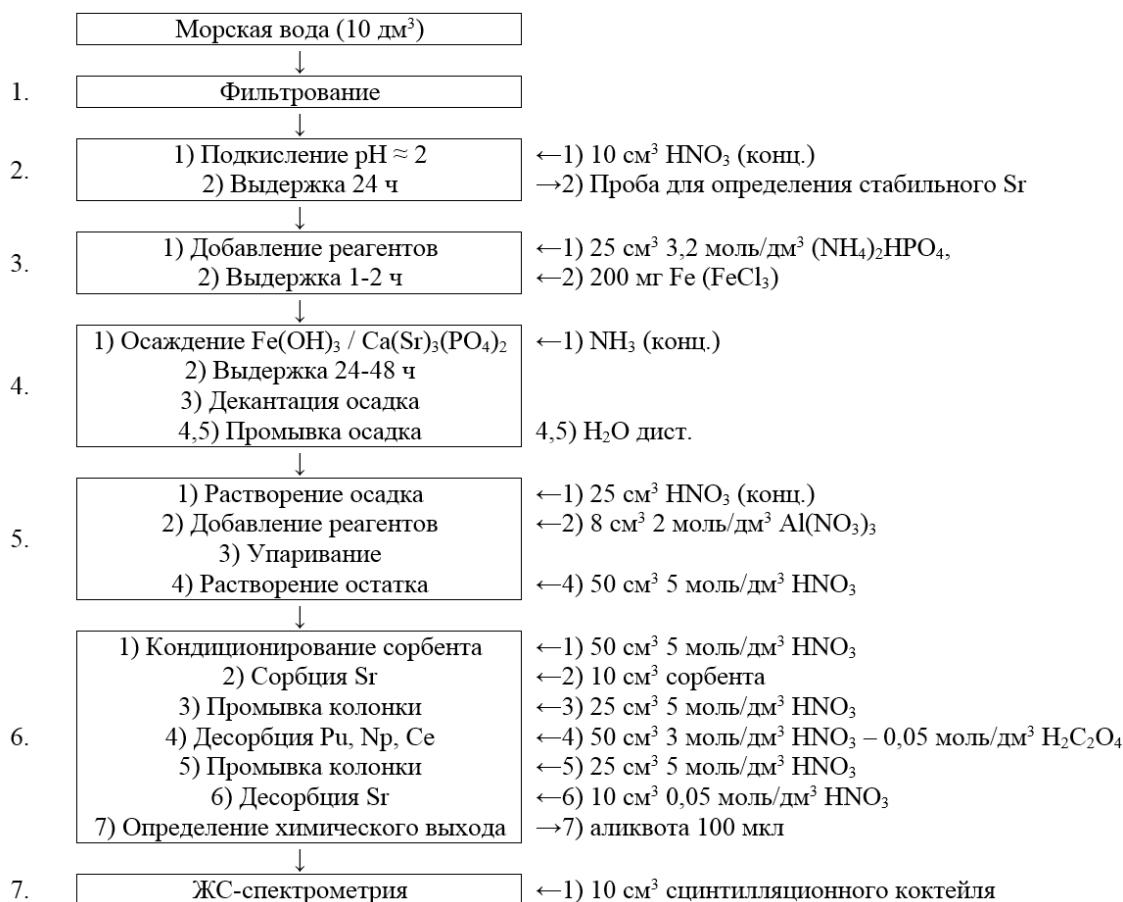


Рис. 1. Схема радиохимического определения ^{90}Sr в пробах морской воды

рованной HNO_3 с добавлением $8 \text{ см}^3 \text{ Al}(\text{NO}_3)_3$ с концентрацией 2 моль/дм^3 и упаривали досуха. Остаток растворяли в $50 \text{ см}^3 \text{ HNO}_3$ с концентрацией 5 моль/дм^3 , пропускали через колонку с 10 см^3 сорбента со скоростью $1 \text{ см}^3/\text{мин}$. Смолу предварительно кондиционировали $50 \text{ см}^3 \text{ HNO}_3$ с концентрацией 5 моль/дм^3 . Колонку промывали $25 \text{ см}^3 \text{ HNO}_3$ с концентрацией 5 моль/дм^3 . Стронций десорбировали $10 \text{ см}^3 \text{ HNO}_3$ с концентрацией $0,05 \text{ моль/дм}^3$, отбирали аликвоту 100 мкл для определения радиохимического выхода, добавляли 10 см^3 сцинтилляционного коктейля, измеряли пробу на жидкостно-сцинтилляционном спектрометре Tri-Carb 3180TR/SL после установления равновесия ^{90}Sr с дочерним ^{90}Y , для чего её выдерживали более 14 дней.

Для определения радиохимического выхода концентрацию стабильного стронция измеряли в исходной и конечной пробе на атомно-абсорбционном спектрофотометре Квант-2А в пламени "ацетилен-воздух" методом эмиссионной фотометрии пламени.

Активность ^{90}Sr в морской воде, Бк/м^3 , рассчитывали по формуле

$$A_{^{90}\text{Sr}} = \frac{S_{\text{Sr+Y}} - B_{\text{Sr+Y}}}{2 \cdot E_{\text{Sr+Y}} \cdot V_{\text{np}} \cdot Y_{\text{Sr}}}, \quad (3)$$

где $S_{\text{Sr+Y}}$ – скорость счёта $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, имп/с;
 $B_{\text{Sr+Y}}$ – скорость счёта фона для $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, имп/с;
 $E_{\text{Sr+Y}}$ – эффективность регистрации $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, (100 %);
 V – объём пробы, м^3 ;
 $Y_{\text{Sr}}^{\text{np}}$ – химический выход ^{90}Sr .

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Исследование сорбции стронция в динамических условиях

Для исследования сорбции стронция в динамических условиях использовали колонку диаметром 1 см , заполненную сорбентом на основе ДТБДЦГ18К6 и спирта-теломера n3. Масса сорбента в колонке – $1,05 \text{ г}$, высота слоя сорбента – 3 см , объём сорбента – $2,3 \text{ см}^3$.

Через подготовленный сорбент пропускали исследуемый раствор с концентрацией стронция 30 мг/дм^3 и концентрацией азотной кислоты 3 моль/дм^3 . Полученные результаты представлены на рис. 2.

Установлено, что прокок происходит после пропускания 50 см^3 раствора (21 колоночный объём), а выравнивание концентрации

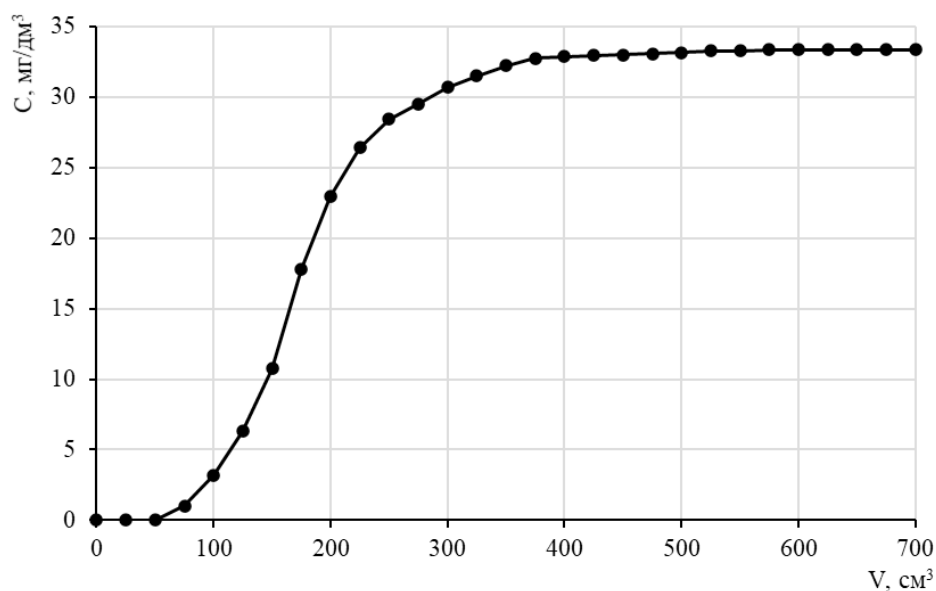


Рис. 2. Выходная кривая сорбции стронция

стронция на входе и выходе из колонки – после пропускания 600 см^3 раствора. Полученные при обработке выходной кривой значения ДОЕ и ПДОЕ по стронцию составили 1,67 и 6,20 мг/г соответственно.

После сорбции колонку промывали 3 моль/дм^3 раствора азотной кислоты. Элюирование (десорбцию) сорбированного стронция проводили дистиллированной водой.

Полученные результаты представлены на рис. 3. Установлено, что весь сорбированный стронций полностью десорбируется 200 см^3 дистиллированной воды.

Определение концентрации ионов стронция в речной воде

Для определения содержания стронция в реальном природном объекте была отобрана проба воды поверхностного водоёма на водозаборе р. Чёрной, с. Штурмовое (Республика Крым).

Проводили испытание сорбента на основе ДТБДЦГ18К6. Концентрацию стронция в воде определяли методом добавок. В пробу воды добавляли азотную кислоту до концентрации

3 моль/дм^3 и раствор соли стронция в количестве 30 мг/дм^3 по металлу. Через колонку диаметром 1 см, заполненную 1,05 г сорбента на основе ДТБДЦГ18К6, пропускали 50 см^3 подготовленной пробы до момента проскока, установленного при исследовании динамики сорбции. Были получены следующие данные, представленные в табл. 3. Степень сорбции по данным анализа фильтрата после колонки составила 100 %.

Затем проводили десорбцию стронция из сорбента путем пропускания дистиллированной воды. Результаты анализа фракций десорбата на содержание стронция (табл. 4) показали, что весь стронций полностью десорбируется при пропускании 25 мл дистиллированной воды.

Всего было проведено 20 параллельных опытов. Для оценки воспроизводимости полученных результатов [19] рассчитывали следующие статистические показатели: среднее арифметическое (\bar{X}), дисперсию (S^2), стандартное отклонение (S), относительное стандартное отклонение (S_r), стандартное отклонение среднего результата ($S_{\bar{X}}$) и доверительный интервал ($\Delta\bar{X}$). Результаты оценки воспроизводимости представлены в табл. 5.

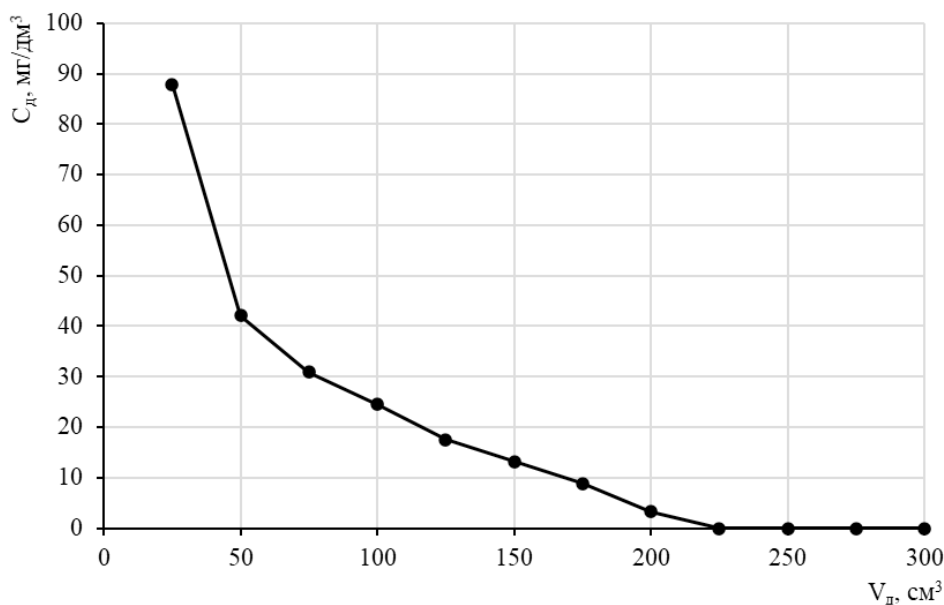


Рис. 3. Выходная кривая десорбции стронция

Таблица 3

 Результаты сорбции стронция из
подготовленной пробы воды из
поверхностного водоёма

V , см ³	12,5	25,0	37,5	50,0
C_0 , мг/дм ³	34,1	34,1	34,1	34,1
C , мг/дм ³	0	0	0	0
R , %	100	100	100	100

Таблица 4

Результаты десорбции стронция

V_0 , см ³	12,5	25,0	37,5	50,0
C_0 , мг/дм ³	109,0	27,4	0	0

Таблица 5

 Результаты оценки на воспроизводимость с
помощью статистической обработки

\bar{X}	S^2	S	S_r	$S_{\bar{X}}$	$\Delta\bar{X}$
1,83	$4,58 \cdot 10^{-4}$	0,021	0,012	$4,78 \cdot 10^{-3}$	0,01

Анализ статистической обработки результатов показал, что концентрация стронция на водозаборе р. Чёрной, с. Штурмовое (Республика Крым) составляет $1,83 \pm 0,01$ мг/дм³. Данная методика демонстрирует возможность извлечения стабильных изотопов стронция при прямом подкислении пробы без соосаждения.

Радиоаналитическое определение ^{90}Sr в морской воде

За основу методики извлечения ^{90}Sr была взята работа [20] и методика [21]. Схема анализа приведена на рис. 1. Прежде необходимо отметить, что данные методы плохо адаптированы к определению ^{90}Sr в морской воде. В [20] извлечение ^{90}Sr проводится из проб морской воды объёмом 2 дм³ с добавлением трассера до активности 148 или 74 мВк/дм³. При такой активности в пробах морской воды извлечение стронция из пробы объёмом 2 дм³ по описанной методике, безусловно, возможно. Однако даже в наиболее загрязнённых морях – Чёрном,

Баренцевом и Ирландском [22], активность меньше в 5–10 раз, поэтому стоит вопрос о кратном увеличении объёма пробы. Увеличение объёма пробы ведет к увеличению объёма сорбента, используемого для анализа. Поскольку содержание стронция в морской воде около 8 мг/дм³, а ёмкость сорбента составляет около 20 мг Sr/г, то для пробы объёмом 10 дм³ необходимо около 5 г сорбента, т.е. около 10 см³. Именно такое условие мы использовали в адаптированной методике. Кроме того, требование упаривания раствора до объёма 1 дм³ [21] в данном случае сомнительное. Добавление трассера стабильного Sr и соли $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ также излишне, поскольку эти компоненты уже есть в морской воде. Таким образом, методика [21] более подходит для анализа пресных вод, но [20] нуждается в доработке для анализа ^{90}Sr в большинстве морей.

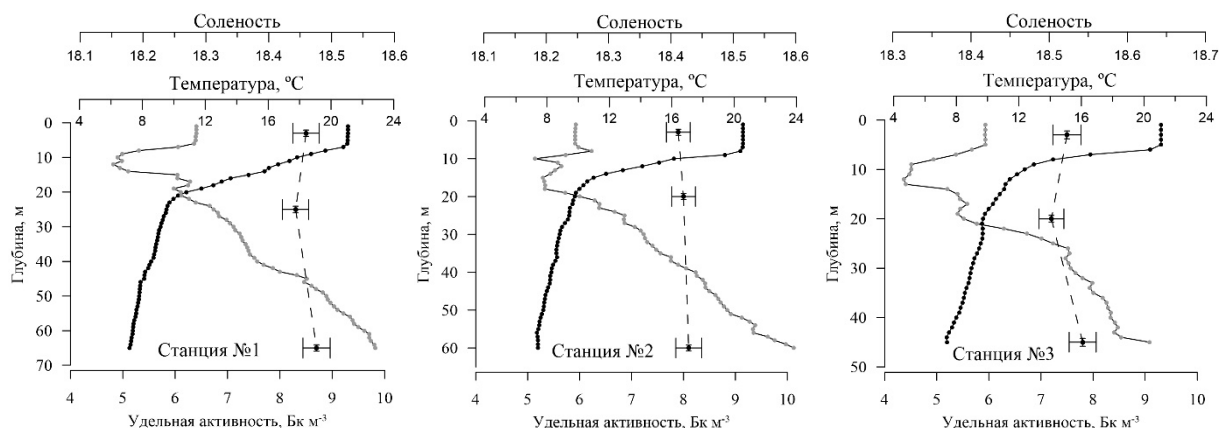
Следствием пятикратного увеличения объёма пробы и сорбента было пятикратное увеличение объёма HNO_3 на стадии 5.4. Поскольку использовался сорбент, у которого максимальные значения коэффициентов распределения стронция достигаются в 5 моль/дм³ HNO_3 , в данной методике использовались растворы с такой концентрацией, а не 8 моль/дм³ HNO_3 , как в оригинальной методике. Поскольку в пробе не предполагалось наличие изотопов плутония, нептуния и церия, стадии 6.4 и 6.5 не выполнялись. Результаты определения ^{90}Sr представлены в табл. 6 и на рис. 4 и 5.

Полученные данные согласуются с литературными, например, в [23] указано, что средняя объёмная активность ^{90}Sr в Чёрном море в 2017 г. составляла $7,9 \pm 1,4$ Бк/м³. Согласно данным наблюдений объёмная активность ^{90}Sr и Sr природного изотопного состава в диапазоне глубин от 3 до 65 м изменяется в пределах погрешности метода. Это согласуется с особенностями нахождения природного Sr в морской воде – он находится в основном в растворённой форме. Наиболее высокие значения наблюдались для шельфовой зоны, наименьшие – для глубоководной. Это объясняется тем, что солёность морской воды в шельфовой зоне Чёрного моря ниже, чем в глубоководной. Основным источником поступления постчернобыльского ^{90}Sr является вода р. Днепр.

Таблица 6

 Результаты определения объёмной активности ^{90}Sr в пробах морской воды

Номер пробы	Станция	Горизонт, м	Концентрация природного Sr, мг/л	Радиохимический выход, %	Объёмная активность $\pm\sigma$, Бк/м ³
1-1	1	5	6,05	68 \pm 4	8,5 \pm 0,9
1-2	1	25	6,0	70 \pm 4	8,3 \pm 0,9
1-3	1	65	6,1	59 \pm 3	8,7 \pm 0,9
2-1	2	3	6,0	61 \pm 3	7,9 \pm 0,8
2-2	2	20	6,1	65 \pm 3	8,0 \pm 0,8
2-3	2	60	6,1	72 \pm 4	8,1 \pm 0,8
3-1	3	3	6,3	66 \pm 4	7,5 \pm 0,8
3-2	3	20	6,3	71 \pm 4	7,2 \pm 0,7
3-3	3	45	6,2	57 \pm 3	7,8 \pm 0,8


 Рис. 4. Профили объёмной активности ^{90}Sr

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, исследовано извлечение стронция в динамических условиях сорбентом импрегнированного типа на основе ди-трет-бутилдициклогексил-18-краун-6 и спирта-теломера n3. Установлено, что пропуск после пропуска 50 см³ раствора (21 колонный объём), а выравнивание концентрации стронция на входе и выходе из колонки – после пропуска 600 см³ раствора; весь сорбированный стронций полностью десорбируется 200 см³ дистиллированной воды. Полученные при обработке выходной кривой значения ДОО и ПДОО по стронцию составили 1,67 и 6,20 мг/г соответственно.

Проведено испытание сорбента на природных объектах. Выполнено определение концентрации ионов стронция в речной воде как носителя ^{90}Sr при радиоаналитическом определении. Установлено, что концентрация стронция на водозаборе р. Чёрной, с. Штурмовое (Республика Крым) составляет 1,83 \pm 0,01 мг/дм³.

Выполнено радиоаналитическое определение ^{90}Sr в морской воде (пробах, отобранных в 95-м рейсе НИС "Профессор Водяницкий", 14 июня – 4 июля 2017 г.). Полученные данные согласуются с литературными. Объёмная активность ^{90}Sr в диапазоне глубин от 3 до 65 м изменяется в пределах погрешности метода. Это согласуется с особенностями нахождения природного Sr в морской воде – он находится

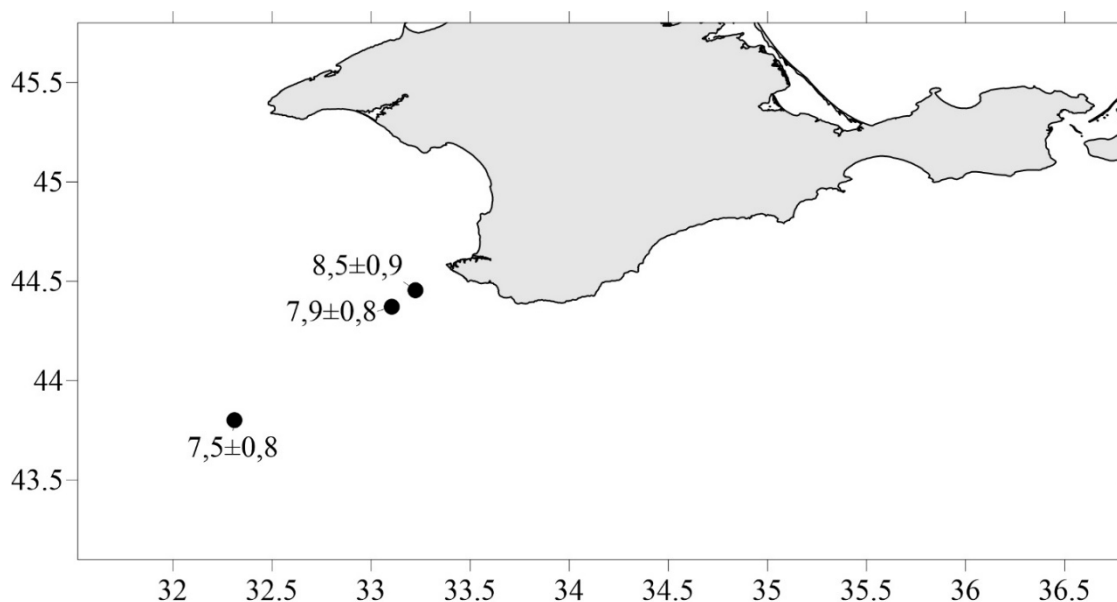


Рис. 5. Распределение растворённого ^{90}Sr в поверхностном слое Чёрного моря (95-й рейс НИС "Профессор Водяницкий" 14 июня – 4 июля 2017 г.)

в основном в растворённой форме. Наиболее высокие значения наблюдались для шельфовой зоны, наименьшие – для глубоководной. Это объясняется тем, что солёность морской воды в шельфовой зоне Чёрного моря ниже, чем в глубоководной.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема "Океанологические процессы" № 0555-2021-0004) и "Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнологических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса" № АААА-А18-118021350003-6).

ЛИТЕРАТУРА

1. Kotelyanets E.A., Gurov K.I., Tikhonova E.A., Kondratev S.I. Pollutants in Bottom Sediments in the Balaklava Bay (the Black Sea) // *Physical Oceanography*. – 2019. – V. 26. – No. 5. – P. 414–424. – DOI: 10.22449/1573-160X-2019-5-414-424
2. Nesterov S.V. Crown Ethers in Radiochemistry. *Advances and Prospects* // *Russian Chemical Reviews*. – 2000. – V. 69. – No. 9. – P. 769–782. – DOI: 10.1070/RC2000v069n09ABEH000586
3. Bezhin N.A., Dovhyi I.I. Sorbents Based on Crown Ethers: Preparation and Application for the Sorption of Strontium // *Russian Chemical Reviews*. – 2015. – V. 84. – No. 12. – P. 1279–1293. – DOI: 10.1070/RCR4505
4. Kremliaikova N.Y., Novikov A.P., Myasoedov B.F. Extraction Chromatographic Separation of Radionuclides of Strontium, Cesium and Barium with the Use of TVEX-DCH18C6 // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1990. – V. 145. – No. 1. – P. 23–28. – DOI: 10.1007/BF02328764
5. Horwitz E.Ph., Dietz M.L., Fisher D.E. Separation and Preconcentration of Strontium from Biological, Environmental, and Nuclear Waste Samples by Extraction Chromatography Using a Crown Ether // *Analytical Chemistry*. – 1991. – V. 63. – No. 5. – P. 522–525. – DOI: 10.1021/ac00005a027
6. Horwitz E.Ph., Chiarizia R., Dietz M.L. A Novel Strontium-Selective Extraction Chromatographic Resin // *Solvent Extraction and Ion Exchange*.

- 1992. – V. 10. – No. 2. – P. 313–336. – DOI: 10.1080/07366299208918107
7. Kremlyakova N.Y. Determination of Radiostrontium in Environmental Objects by Extraction Chromatography Using TVEX-DCH18C6 // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1993. – V. 170. – No. 1. – P. 189–196. – DOI: 10.1007/BF02134590
8. Chuang J.T., Lo J.G. Extraction Chromatographic Separation of Carrier-Free ^{90}Y from $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ Generator by Crown Ether Coated Silica Gels // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1996. – V. 204. – No. 1. – P. 83–93. – DOI: 10.1007/bf02060869
9. Zhang A., Wei Y.Z., Kumagai M., Koyama T. Kinetics of the Adsorption of Strontium(II) by a Novel Silica-Based 4,4', (5')-di(tertbutylcyclohexano)-18-crown-6 Extraction Resin in Nitric Acid Medium // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2004. – V. 262. – No. 3. – P. 739–744. – DOI: 10.1007/s10967-004-0502-y
10. Dietz M.L., Yaeger J., Sajdak L.R. Jr., Jensen M.P. Characterization of an Improved Extraction Chromatographic Material for the Separation and Preconcentration of Strontium from Acidic Media // *Separation Science and Technology*. – 2005. – V. 40. – No. 1–3. – P. 349–366. – DOI 10.1081/SS-200042247
11. Yakshin V.V., Vilkova O.M., Tsarenko N.A., Tsivadze A.Yu. Metal Extraction from Nitric Acid Solutions by the Macrocyclic Endoreceptor Dicyclohexyl-18-crown-6 Immobilized in a Polymer Matrix // *Doklady Chemistry*. – 2010. – V. 430. – No. 2. – P. 54–57. – DOI: 10.1134/S0012500810020060
12. Zhang A., Xiao Ch., Liu Y. et al. Preparation of Macroporous Silica-Based Crown Ether Materials for Strontium Separation // *J. of Porous Materials*. – 2010. – V. 17. – No. 2. – P. 153–161. – DOI: 10.1007/s10934-009-9287-2
13. Bezhin N.A., Dovhyi I.I., Lyapunov A.Yu. Sorption of Strontium by Sorbents on the Base of Di-(tert-butylcyclohexano)-18-crown-6 with Use of Various Diluents // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2017. – V. 311. – No. 1. – P. 317–322. – DOI: 10.1007/s10967-016-4983-2
14. Bezhin N.A., Dovhyi I.I., Baulin V.E. et al. Physicochemical Regularities of Strontium Sorption by Sorbents Based on Di-(tert-butylcyclohexano)-18-crown-6 // *Russian Chemical Bulletin*. – 2018. – V. 67. – No. 3. – P. 485–489. – DOI: 10.1007/s11172-018-2097-4
15. Довгий И.И., Бежин Н.А., Милютин В.В. и др. Особенности получения и практического применения сорбентов на основе ди-трет-бутилдициклогексил-18-краун-6 для селективного извлечения ^{90}Sr // *Вопросы радиац. безопасности*. – 2017. – № 2. – С. 27–34.
16. Бежин Н.А., Довгий И.И., Ляпунов А.Ю. и др. Извлечение стронция-90 из различных систем с применением сорбентов на основе ди-трет-бутилдициклогексил-18-краун-6 // *Вопросы радиац. безопасности*. – 2019. – № 3. – С. 15–22.
17. Янковская В.С., Довгий И.И., Бежин Н.А. Определение кобальта в объектах окружающей среды с использованием сорбента на основе ди-трет-бутилдибензо-18-краун-6 // *Учёные записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. Биология. Химия*. – 2018. – Т. 4. – № 1. – С. 224–232.
18. Сорокин Ю.И. Чёрное море: Природа, ресурсы. – М.: Наука, 1982. – 217 с.
19. Фадеева В.И., Шеховцова Т.Н., Долманова И.Ф. и др. Основы аналитической химии. Задачи и вопросы / под ред. Ю.А. Золотова. – М.: Высшая школа, 2002. – 412 с.
20. Maxwell S.L., Culligan B.K., Utsey R.C. Rapid Determination of Radiostrontium in Seawater Samples // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2013. – V. 298. – No. 2. – P. 867–875. – DOI: 10.1007/s10967-013-2430-1.
21. Eichrom Method SRW01-14. Strontium 89, 90 in Water.
22. Radioactivity in the Environment / D. Atwood (Ed.). – Chichester: Wiley & Sons, 2010. – P. 430–452.
23. Mirzoeva N.Yu., Gulim S., Miroshnichenko O.N. Strontium and Cesium Radionuclides / In: A.P. Lisitsin ed. The Black Sea System. – Moscow: Scientific World, 2018. – P. 605–624. – DOI: 10.29006/978-5-91522-473-4.2018.605

УДК 504.054

© 2021

РЕКОНСТРУКЦИЯ ПЛОТНОСТИ ВЫПАДЕНИЙ ^{90}Sr И ^{137}Cs В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ ФГУП "ПО "МАЯК" ЗА ПЕРИОД 1950–2020 гг. (НА ПРИМЕРЕ пос. НОВОГОРНЫЙ)

***К.Ю. Мокров, Ю.Г. Мокров
Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"***

Предложена методика реконструкции динамики первичной и вторичной (в результате дефляции пыли) плотности выпадения ^{137}Cs и ^{90}Sr в районе расположения ФГУП "ПО "Маяк". Реконструкция проведена на примере территории пос. Новогорный, подвергнувшейся максимальному радиоактивному загрязнению, на основе верификации сохранившихся архивных экспериментальных данных с использованием камерной модели глобальных выпадений, аналитической модели дефляции и численной модели образования и уноса водного аэрозоля с акватории водоёмов-хранилищ ЖРО. Рассмотрен весь период эксплуатации предприятия, включая период времени, когда отсутствовали стандартизованные методики и средства контроля загрязнения атмосферы или когда этот контроль носил фрагментарный характер (1950–1968 гг.). Показано, что экспериментальные данные о плотности выпадений ^{137}Cs хорошо (в пределах 2 раз) совпадают с соответствующими расчётными результатами, полученными в виде суммы первичных выпадений глобального и водного аэрозоля от аварийных выбросов 1957 и 1967 годов, а также вторичных выпадений от совокупности всех вышеуказанных первичных источников. При сопоставлении аналогичных данных для ^{90}Sr необходимо дополнительно учитывать ветровой унос радиоактивных частиц с головной части территории Восточно-уральского радиоактивного следа (ВУРС), загрязнённой преимущественно ^{90}Sr , например, при проведении масштабных земляных работ на строительстве объектов ЮУр АЭС (1981–1985 гг.), реабилитации промплощадки (2017–2020 гг.) и при пожарах. Выбросы ^{90}Sr и ^{137}Cs из труб предприятия не вносили заметный вклад в общее загрязнение территории.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: МОНИТОРИНГ, АТМОСФЕРА, АЭРОЗОЛЬ, ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЫ, ^{90}Sr , ^{137}Cs , ВЫПАДЕНИЯ, ДЕФЛЯЦИЯ ПЫЛИ, ЗЕМЛЯНЫЕ РАБОТЫ

В работе [1] были рассмотрены параметры источников радиоактивного загрязнения территории в районе ФГУП "ПО "Маяк" за 2000–2019 гг. по "воздушному сценарию" (образование в районе источника генерации ^{90}Sr и ^{137}Cs аэрозольного облака, ветровой перенос облака и осаждение аэрозоля на поверхность почвы). За более чем 70-летнюю историю в районе предприятия сформировалось сложное пространственно-временное распределение загрязнения почвы различными радионуклидами (РН) [2]. Информация о таком распределении необходима не только для планирования и проведения реабилитационных работ, но и для оценки возможного радиационного воздействия на персонал и население.

Предполагается, что в первые годы работы предприятия основными первичными источниками радиоактивного загрязнения атмосферы являлись:

- регламентные и аварийные выбросы из труб предприятия;
- глобальные выпадения (ГВ) из стратосферы РН, образовавшихся при испытаниях ядерного оружия [3];
- крупные радиационные аварии и инциденты 1957 и 1967 годов [4–5];
- унос РН в составе водного аэрозоля (ВА) с акватории водоёмов-хранилищ (ВХ) ЖРО, и прежде всего, водоёма В-9 (Карачай) [6–8].

После нормализации обстановки (конец 1960-х годов) значительный вклад стали вно-

силь дополнительные (вторичные) источники загрязнения атмосферы:

– ветровой подъём пыли (дефляция) с территории, загрязнённой ранее РН в результате совокупного воздействия всех первичных источников [9];

– ветровой перенос РН, поднятых в атмосферу в результате лесных пожаров или при проведении сельскохозяйственных, строительных или реабилитационных работ на ранее загрязнённых участках [1, 9, 10].

В данной работе предпринята попытка разработать методический подход и провести реконструкцию параметров источников загрязнения атмосферы и территории осколочными РН за весь период эксплуатации ФГУП "ПО "Маяк".

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Реконструкцию предполагается провести на основе верификации имеющихся архивных экспериментальных данных с использованием камерной модели ГВ [3], аналитической модели дефляции [9] и численной модели образования и уноса ВА с акватории ВХ ЖРО [6–7]. В качестве параметра загрязнения атмосферы будем использовать поверхностную плотность выпадения (ППВ) для ^{90}Sr и ^{137}Cs в пункте контроля (ПК) Новогорный, территория которого была подвержена максимальному радиоактивному загрязнению. Кроме того, по этому ПК содержится максимальный объём архивных данных контроля [2]. Реконструкции ППВ подлежат весь период эксплуатации предприятия, включая период времени, когда отсутствовали методики и средства стандартизованного контроля загрязнения атмосферы или когда этот контроль носил фрагментарный характер (1950–1967 гг.).

Период становления и развития производства (1948–1960 гг.)

Выбросы РН из труб ФГУП "ПО "Маяк" стали поступать в атмосферу начиная с июня 1948 г., когда состоялся пуск первого промышленного уран-графитового реактора (ПУГР) "А". Впоследствии на предприятии были пущены в эксплуатацию ещё четыре ПУГР и несколько тяжеловодных реакторов. В декабре

1948 г. начал работу радиохимический завод (РХЗ) "Б". В 1958 г. вступил в эксплуатацию радиоизотопный завод, а в октябре 1959 г. был запущен в эксплуатацию второй РХЗ – завод "ДБ". Из труб этих заводов в атмосферу поступали различные осколочные РН [12]: ^{131}I , ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$, ^{141}Ce , $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$, ^{89}Sr , $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, ^{137}Cs , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$ и др. Эти выбросы формировали локальные (региональные) выпадения РН в районе предприятия. По данным [12] до 1958 г. основным источником загрязнения атмосферы РН являлся РХЗ "Б" – выбросы Σ_{β} достигали 7,2 МБк/с. Выбросы аэрозолей из труб реакторного завода были значительно меньше и не превышали 0,12 МБк/с. Измерялась суммарная активность β -излучающих нуклидов (САБИН) Σ_{β} . Если предположить, что доля активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в Σ_{β} равна $\delta^{\text{Sr}} = \delta^{\text{Cs}} \approx 0,01$, то общую (от всех заводов) мощность выброса этих РН, можно оценить равной $\sim 30\text{--}70$ кБк/с. В технических проектах заводов не предусматривалась установка какого-либо специального газоочистного оборудования (ГОО) и, поэтому в первые годы все технологические и вентиляционные выбросы поступали в атмосферу практически без очистки и без контроля. Можно предполагать, что этот период времени характеризовался максимальной концентрацией РН в атмосфере, и скоростью накопления РН в почве.

Первые измерения содержания РН в объектах окружающей среды (ООС) предприятия были начаты в середине 1951 г., а контроль ППВ был организован начиная с 1957 г. [12]. Вклад активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в Σ_{β} для ООС (δ^{Sr} и δ^{Cs}) обычно не превышал нескольких процентов. Аналитические методы выделения ^{90}Sr и ^{137}Cs из Σ_{β} были трудоёмкими, несовершенными и выполнялись эпизодически. Поэтому сохранившиеся архивные данные о загрязнении атмосферы ^{90}Sr и ^{137}Cs требуют верификации (подтверждения).

Создание системы газоаэрозольной очистки выбросов (1960–1966 гг.)

В период 1959–1965 гг. на предприятии проводились масштабные работы, направленные на сокращение выбросов РН в атмосферу путём установки различных типов ГОО и отработки оптимальных режимов его экс-

плуатации, а также направленные на создание штатных инструментальных методов контроля выбросов. При этом суммарные среднегодовые выбросы ^{90}Sr и ^{137}Cs из всех труб предприятия сразу сократились на 2–3 порядка величины, до $\sim 0,1\text{--}0,3$ кБк/с и в дальнейшем практически не изменялись.

В этот же период времени был организован непрерывный и достоверный контроль ППВ в нескольких ПК с использованием планшетов из тканевых материалов (ФПП, марля). При этом стали использоваться стандартизованные методы экстракционного выделения ^{90}Sr (^{90}Y) и гамма-спектрометрические методы измерения ^{137}Cs .

Совершенствование системы радиационного контроля (1968–2000 гг.)

Начиная с 1968 г. [1, 2] был организован дополнительный (независимый от ПО "Маяк") ежемесячный контроль ППВ основных осколочных РН силами Института Экспериментальной Метеорологии (ИЭМ, г. Обнинск, в настоящее время НПО "Тайфун"). Начиная с 1996 г. и до настоящего времени этот контроль проводит Челябинский областной центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды с использованием седиментационного (планшеты) и аспирационного (воздуходувки) методов по принятым в "Росгидромете" наставлениям и методикам [2]. Суммарные выбросы ^{90}Sr и ^{137}Cs из всех труб предприятия не превышали $\sim 0,1$ кБк/с [2].

МОДЕЛЬ ВЕТРОВОГО ПОДЪЁМА (ДЕФЛЯЦИИ)

При выпадении РН на поверхность почвы они могут повторно поступать в атмосферу в результате взаимодействия ветра с подстилающей поверхностью. Коэффициент дефляции (ветрового подъёма) радионуклида с ранее загрязнённой территории $K_{ВП}$ определяется следующим отношением [9, 11]:

$$K_{ВП} = A_V / A_S, \quad (1)$$

где A_V – объёмная активность (ОА) радионуклида в приземном слое атмосферы, обусловленная ветровым подъёмом, Бк/м³;

A_S – плотность поверхностного загрязнения почвы, Бк/м².

Для мгновенного ("разового") загрязнения почвы изменение коэффициента $K_{ВП}$ за время t можно записать [11]:

$$K_{ВП}(t) = K_{ВП}^0 \cdot e^{-(\lambda_1 + \lambda_2)t} + K_{ВП}^\infty \cdot e^{-(\lambda_1 + \lambda_2)t}, \quad (2)$$

где $K_{ВП}^0$ и $K_{ВП}^\infty$ – постоянные коэффициенты ($K_{ВП}^0 = 10^{-5}$ и $K_{ВП}^\infty = 10^{-9}$), определяющие раннюю и позднюю стадии процесса ветрового подъёма, м⁻¹;

λ_1 и λ_2 – постоянные коэффициенты ($\lambda_1 = 4,6$ год⁻¹; $\lambda_2 = 0,007$ год⁻¹), описывающие скорость изменения значения коэффициента ветрового подъёма в раннюю и позднюю стадии соответственно, год⁻¹;

λ – постоянная радиоактивного распада радионуклида, год⁻¹.

Если поступление активности на поверхность почвы происходит непрерывно и постоянно во времени, то ОА воздуха, обусловленную процессом ветрового подъёма, в момент времени $t = T$ можно представить в виде:

$$A_V(T) = A_S \cdot \left[\frac{K_{ВП}^0 \cdot (1 - e^{-\lambda_0 T})}{\lambda_0} + \frac{K_{ВП}^\infty \cdot (1 - e^{-\lambda_\infty T})}{\lambda_\infty} \right] / T, \quad (3)$$

где $\lambda_0 = \lambda_1 + \lambda_2 + \lambda$ и $\lambda_\infty = \lambda_2 + \lambda$.

Активность вторичных выпадений за время τ можно записать:

$$A_S^{ВП}(\tau) = \int_0^\tau A_V(t) \cdot V_\Sigma \cdot dt, \quad (4)$$

где V_Σ – эффективная скорость осаждения радиоактивного аэрозоля на поверхность почвы.

Символ суммы " Σ " означает, что скорость V_Σ учитывает не только все возможные механизмы осаждения, но и все фракции по крупности аэрозольных частиц. Для оценочных расчётов при больших периодах усреднения можно принять $V_\Sigma = 0,01$ м/с [11]. Процесс ветрового подъёма не приводит к изменению плотности загрязнения почвы, поскольку потоки поднятой и осаждающейся активности равны, но сопровождается увеличением ОА воздуха.

Если процесс первичного загрязнения можно представить в виде "ступенчатой" кусочно-непрерывной функции, причём на каждом i -ом промежутке времени ($i = 1, 2, \dots, N$) продолжительностью $\Delta t_i = t_i - t_{i-1}$ на почву равномерно

осаждалась активность A_S^i , тогда уравнение (3) при $t=T_0 > T_N$ можно записать в виде:

$$A_V^{BP}(T_0) = \sum_{i=1}^N \frac{A_S^i}{\Delta t_i} \left[K_{BP}^0 \left(e^{\lambda_0(t_i - T_0)} - e^{\lambda_0(t_{i-1} - T_0)} \right) / \lambda_0 + K_{BP}^\infty \left(e^{\lambda_\infty(t_i - T_0)} - e^{\lambda_\infty(t_{i-1} - T_0)} \right) / \lambda_\infty \right]. \quad (5)$$

Процесс ветрового подъёма не поддаётся простому и надёжному прогнозированию, поскольку реальное значение ОА в каждый конкретный момент времени зависит от множества природных факторов: типа почвы и её фракционного состава, увлажнения почвы, наличия растительности, ветрового режима и др. Тем не менее, уравнения (2)–(5) позволяют определять общий тренд изменения параметров загрязнения атмосферы в результате ветрового подъёма и осаждения активности с ранее загрязнённых территорий.

РЕКОНСТРУКЦИЯ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

Модель глобальных выпадений

Эксперты Научного Комитета по изучению действия атомной радиации (НКДАР) при организации Объединенных Наций (ООН) на

основе анализа экспериментальных данных о загрязнении атмосферы в разных странах за период проведения испытаний атомного оружия (1945–1980 гг.) создали математическую модель миграции ^{90}Sr с учётом распределения воздушных потоков в стратосфере и тропосфере [3]. Эта модель позволяет хорошо прогнозировать динамику и распределение плотности ГВ и для ^{137}Cs , поскольку периоды полураспада этих радионуклидов практически одинаковы. Созданная модель была формально использована [3] и для оценочных расчётов ГВ для других короткоживущих продуктов деления (^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{89}Sr , ^{91}Y , ^{125}Sb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{95}Zr) и продуктов активации (^{54}Mn , ^{55}Fe). На рис. 1 приведены результаты реконструкции первичных и общих (с учётом дефляции и вторичного оседания) ГВ ^{137}Cs для широты расположения города Озёрска (55° северной широты), полученные на основе модели [3] и уравнения (5), при $V_\Sigma = 0,01$ м/с за период 1945–2020 гг. Анализ приведённых данных позволяет заключить:

- максимальная ППВ ^{137}Cs наблюдалась в 1963 г. и составляла 915 Бк/м²;
- начиная с 1982 г. плотность первичных выпадений ^{137}Cs начинает резко снижаться и становится пренебрежимо малой ($< 0,01$ Бк/м²) к 1988 г.;
- начиная с 1986 г. загрязнение атмосферы

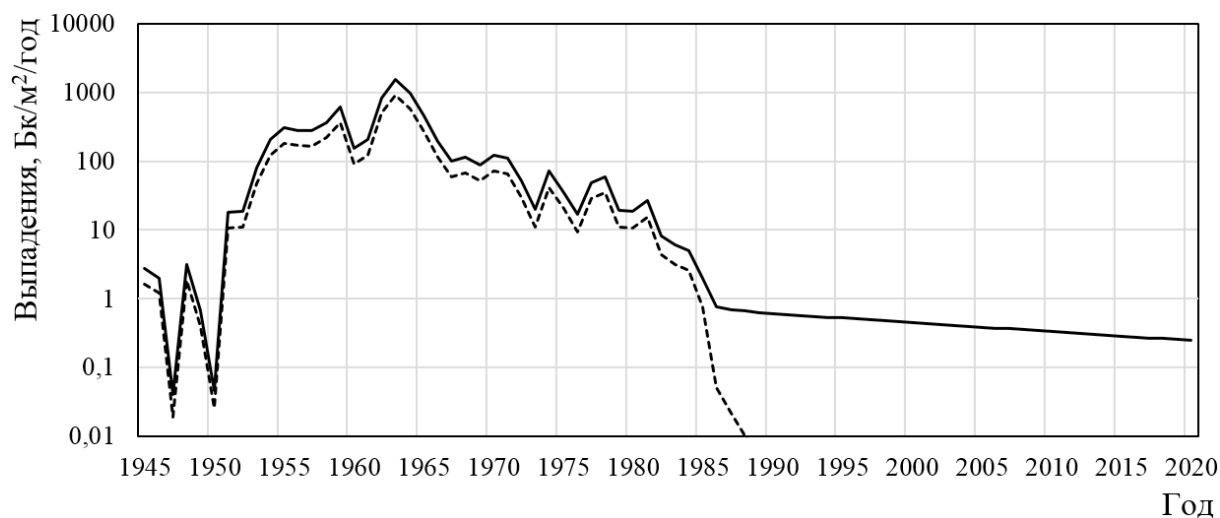


Рис. 1. Расчётная зависимость плотности первичных (пунктирная кривая) и суммарных (первичных и вторичных) глобальных выпадений ^{137}Cs (сплошная кривая) за период 1945–2020 гг.

ры определяется только процессом дефляции с ранее загрязнённой почвы и вторичного оседания поднятой пыли;

– мощность первичных ГВ ^{90}Sr была в 1,5 раза меньше, чем ^{137}Cs .

Для заданной широты загрязнение почвы РН от ГВ практически одинаково. Оценка достоверности использованной модели дефляции приведена в табл. 1 путём сравнения расчётных результатов с соответствующими экспериментальными данными, полученными на территории загрязнённой только в результате ГВ (удаленных от АЭС и других ядерных объектов). Поэтому, в качестве таких данных использованы средневзвешенные значения ОА (A_p) и ППВ (A_s) для центральной части территории РФ, усреднённые по результатам мониторинга Росгидромета за 2010–2019 гг. [2].

Следует отметить, что расчётные данные удовлетворительно (в пределах 2–3 раз) совпадают с соответствующими и экспериментальными результатами.

Аварийные выбросы 1957 и 1967 годов

ПК Новогорный расположен в условиях

Таблица 1

Сравнение расчётных и экспериментальных значений ОА и ППВ для ^{137}Cs и ^{90}Sr , обусловленных глобальными выпадениями на 55° с.ш. (2015 г.) [2]

Параметр		^{137}Cs	^{90}Sr
ОА (A_p), мкБк/м ³	Расчёт [3]	0,78	0,49
	Измерено [2]	0,27	0,80
ППВ (A_s), Бк/м ²	Расчёт [3]	0,25	0,155
	Измерено [2]	0,27	<0,2

Таблица 2

Оценка первоначальной средней плотности загрязнения почвы ^{90}Sr (P^{Sr}) и ^{137}Cs (P^{Cs}) в ПК Новогорный в результате аварий 1957 и 1967 годов, кБк/м² [1]

Источник загрязнения	P^{Cs}	P^{Sr}	$P^{\text{Cs}} / P^{\text{Sr}}$
Авария 1957 года	2,9	22,4	0,13
Авария 1967 года	194	68,5	2,8

сильно неравномерного загрязнения почвы [1, 5]. В табл. 2 приведены усреднённые данные о первоначальной плотности загрязнения почвы ^{137}Cs – P^{Cs} и ^{90}Sr – P^{Sr} в результате аварий 1957 и 1967 годов, полученные путём анализа имеющихся результатов измерений [1] с учётом среднесуточной розы ветров. Расчёты изменения во времени дефляции и плотности вторичных выпадений ^{137}Cs и ^{90}Sr в ПК Новогорный в результате аварий 1957 и 1967 годов выполнены с использованием уравнений (1)–(2) и табл. 2.

Модель образования и переноса водного аэрозоля

Методика расчёта загрязнения атмосферы в ПК Новогорный в результате генерации и уноса ВА с акватории водоёма В-9 (Карачай) в приближении точечного наземного источника приведена в работах [6–7]. Расчёты выполнены за период с 1952 г. (сброс ЖРО в водоём начат в 28 октября 1951 г.) по 2015 г. (закрытие акватории). При расчётах ППВ ^{137}Cs в ПК Новогорный учитывали унос ВА только из водоёма В-9 (УА ^{137}Cs в водоёме В-9 была всегда значительно больше, чем в других ВХ ЖРО), а при соответствующих расчётах для ^{90}Sr дополнительно учитывали вклад ВА водоёма В-17 (в период 1958–1975 гг. УА ^{90}Sr в воде водоёмов В-17 и В-9 были сопоставимы). При расчётах ППВ ^{137}Cs и ^{90}Sr учитывались первичные [6–7] и вторичные (в результате дефляции) выпадения.

АНАЛИЗ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ДАННЫХ

Методы контроля загрязнения атмосферы

В период с 1951 по 1957 гг. определение радиоактивного загрязнения атмосферы и территории в районе предприятия осуществлялось путём отбора проб растительности, снега, почвы, сбора осадков в дождемерных установках и др. Первые измерения активности ППВ методом липких планшетов были проведены в мае 1957 г. Планшеты устанавливались как вблизи от предприятия для регистрации "суммарных" выпадений (СВ), так и в "дальних" районах (для оценки ГВ). Разность СВ и ГВ позволяла

определить активность локальных выпадений (ЛВ), то есть оценить влияние предприятия. Экспозиция планшетов составляла $T_0=7$ сут, а измерения активности выполнялись через $T_D=7-10$ дней после отбора пробы [12], что позволяло снизить активность очень короткоживущих РН. В работе [12] были обобщены все имеющиеся по состоянию на 1961 г. результаты измерений параметров радиоактивного загрязнения территории и были оценены значения СВ и ГВ для САБИН за 1952–1961 гг. Определение активности ^{90}Sr и/или ^{137}Cs проводилось путём радиохимического выделения из суммарной пробы раствора (осадка) групп химических элементов, обладающих сходными химическими свойствами ("стронциевая" и/или "цезиевая") и последующего измерения на торцевом счётчике активности всех РН, входящих в данную группу [13]. Например, в "стронциевую" группу (кроме ^{90}Sr и накапливающегося ^{90}Y) могли входить ^{89}Sr , ^{140}Ba (+ ^{140}La) и другие РН. Определённый таким образом состав РН в пробе будем называть "групповым радиохимическим" (в отличие от традиционного "радионуклидного"). Выделение активности каждого РН из САБИН (Σ_β) в группе проводилось либо путём анализа зависимости кривых распада от времени выдержки, либо зависимости скорости счёта от толщины поглощающего слоя. Таким образом, результаты работы [12] имеют оценочный характер и требуют проверки и верификации. Верификации подлежат все результаты измерений, выполненные до 1965 г., когда основным измеряемым параметром была САБИН.

Верификация глобальных выпадений (1952–1961 гг.)

При проведении измерений САБИН на торцевом счётчике необходимо учитывать уменьшение эффективности регистрации бета-частиц за счёт их поглощения в слое слюдяного окошечка счётчика (3–4 мг/см²), в слое воздуха между анализируемой пробой и окном счётчика (3–6 мг/см²) и в самой измеряемой пробе (1–2 мг/см²). Суммарная толщина поглощающего слоя могла превышать 10 мг/см² [13]. В табл. 3 приведены значения коэффициента ослабления β -излучения η_r (для РН r), при толщине поглощающего слоя 10,8 мг/см² [13, 14].

Таблица 3

Значения коэффициента ослабления β -излучения (η_r) для радионуклида r при толщине поглощающего слоя 10,8 мг/см² [13–14]

Радионуклид (r)	Коэффициент ослабления, η_r , отн.ед.
^{89}Sr	0,90
^{90}Sr	0,77
^{90}Y	0,84
^{91}Y	0,93
^{95}Zr	0,56
^{95}Nb	0,084
^{103}Ru	0,25
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	0,98
^{137}Cs	0,73
$^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$	0,87
^{141}Ce	0,77
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	0,79
^{131}I	0,74
^{54}Mn	0,253
^{55}Fe	0,32
^{125}Sb	0,53

Таблица 4

Измеренные [12] и расчётные [3] значения годовых глобальных выпадений САБИН (Σ_β) и активности ^{90}Sr за 1952–1960 гг. на Урале, кБк/м²

Год	Эксперимент [12]		Расчёт ⁽²⁾ [3]	
	Σ_β ⁽¹⁾	^{90}Sr (δ^{Sr} , %)	Σ_β	^{90}Sr (δ^{Sr} , %)
1952	—	—	3,2	0,007 (0,22)
1953	8,9	—	4,3	0,031 (0,72)
1954	14,4	0,033 (0,23)	10,9	0,082 (0,75)
1955	25,2	0,059 (0,23)	5,5	0,122 (2,2)
1956	13,6	0,18 (1,3)	13,2	0,112 (0,79)
1957	13,3	0,13 (0,98)	14,2	0,110 (0,72)
1958	26,5	0,13 (0,49)	40,7	0,146 (0,33)
1959	10,6	0,059 (0,56)	11,0	0,244 (2,2)
1960	1,20	0,02 (1,7)	1,83	0,061 (3,3)
1961	11,1	0,078 (0,70)	16,3	0,082 (0,45)

Примечание: ⁽¹⁾ Сумма еженедельных выпадений ($T_0=7$ дней, $T_D=5-10$ дней); ⁽²⁾ расчёт по (6).

В табл. 4 приведено сравнение экспериментальных архивных данных [12] годовых ГВ для Σ_β и ^{90}Sr за период 1952–1961 гг. и расчётных результатов [3]. Результаты расчётов Σ_β были приведены к условиям отбора и измерения анализируемых проб (при $T_0=7$ сут, $T_D=10$ сут и с поправкой на η_β) по формуле:

$$\Sigma_\beta = \sum A_i \eta_i (1 - \exp(-\lambda_i \cdot T_0)) \cdot \exp(-\lambda_i \cdot T_D) / (\lambda_i \cdot T_0), (6)$$

где A_i – расчётное значение ППВ для i -го РН в ГВ за год [3], Бк/год;

λ_i – постоянная распада i -го РН, сут $^{-1}$.

Анализ представленных в табл. 4 данных показывает, что расчётные и измеренные значения Σ_β и ^{90}Sr удовлетворительно (в пределах 2 раз) совпадают за весь период наблюдений, кроме 1955 г. Возможно, что причина существенного (почти в 4 раза) превышения измеренного значения ГВ над расчётным, связана с региональными выпадениями (перенос в тропосфере) при проведении в 1955 г. на полигоне в Семипалатинске серии мощных (1,6 Мт) воздушных взрывов [3].

В целом такое совпадение расчётных и экспериментальных данных следует признать вполне удовлетворительным. Это означает, что действовавшие на предприятии в 1950-х гг. методики отбора проб и проведения измерений позволяли достоверно определять ППВ для Σ_β и ^{90}Sr .

Реконструкция локальных выпадений (1952–1961 гг.)

Ниже будет показано, что в ПК Новогорный в 1952–1961 гг. загрязнение атмосферы было

обусловлено в основном ГВ и уносом ВА с акватории водоёма В-9. В работе [7] было показано, что ОА РН r в ВА можно оценить на основе УА этого РН в воде ВХ ЖРО с использованием коэффициента фракционирования $F_{r/\text{Cs}}$, который характеризует накопление в ВА радионуклида r по отношению к ^{137}Cs (реперный РН). Другими словами, $F_{r/\text{Cs}}$ показывает (см. уравнение (7)), во сколько раз изменится ОА радионуклида r в ВА (A_r) по отношению к ОА ^{137}Cs (A_{Cs}) при одинаковых значениях УА этих радионуклидов в воде (C_{Cs} и C_r):

$$F_{r/\text{Cs}} = (C_{\text{Cs}}/C_r)/(A_{\text{Cs}}/A_r) \text{ или}$$

$$A_r = A_{\text{Cs}} \cdot F_{r/\text{Cs}} \cdot C_r / C_{\text{Cs}}. (7)$$

Демонстрационный (оценочный) расчёт вклада некоторых РН в Σ_β (δ^r) для ОА ВА приведён в табл. 5 с использованием данных об относительном групповом радиохимическом составе воды водоёма В-9 (C_r) за август 1956 г. [8] и средних значений $F_{r/\text{Cs}}$ [7].

Таким образом (с учётом значений η_β), вклад ^{90}Sr и ^{137}Cs в ОА ВА можно принять для ^{90}Sr – $\delta^{\text{Sr}} \approx 3\%$, а для ^{137}Cs – $\delta^{\text{Cs}} \approx 4\%$, которые хорошо соответствуют экспериментальным данным за 1958–1961 гг. (табл. 6). В табл. 6 приведены результаты реконструкции ЛВ активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в ПК Новогорный за период 1952–1961 гг. [12]. Данные табл. 6 показывают [12], что в 1952–1961 гг. мощности ЛВ и ГВ были сопоставимы между собой.

Результаты реконструкции

По приведённым на рис. 2 результатам реконструкции ППВ ^{90}Sr и ^{137}Cs в ПК Новогорный

Таблица 5

Оценка относительного вклада основных РН в Σ_β (δ^r) для группового радиохимического состава водного аэрозоля, отн. ед.

Нуклид	C_r , % от Σ_β [8]	C_r / C_{Cs}	$F_{r/\text{Cs}}$ [7]	$A_r = A_{\text{Cs}} \cdot F_{r/\text{Cs}} \cdot C_r / C_{\text{Cs}}$	$\delta^r = A_r / \Sigma A_r$
^{137}Cs	15	1,0	1,0	1,0*	0,030
^{90}Sr	10	0,67	1,0	0,67	0,020
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	30	2,0	5,0	10,	0,30
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	20	1,33	15,0	20,	0,61
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	25	1,67	0,8	1,33	0,040
Сумма	100	–	–	33,0	1,00

Примечание. *Для ^{137}Cs значение A_{Cs} было условно принято равным 1,0.

Таблица 6

Оценка значений годовых локальных выпадений (ЛВ) ^{90}Sr и ^{137}Cs в ПК Новогорный за 1952–1961 годы, кБк/м^2

Год	Σ_{β} [12], (ГВ+ЛВ)	Σ_{β} [12], (ГВ)	Σ_{β} [12], (ЛВ)	Доля – δ^r ⁽³⁾ , %		A^{Sr} (ЛВ)	
				^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1952	6,3	3,2 ⁽²⁾	3,1	4,1	4,6	0,12	0,14
1953	21,5	8,9	12,6	4,1	4,6	0,52	0,58
1954	20,7	14,4	6,3	4,1	4,6	0,26	0,29
1955	36,3	25,2	11,1	4,1	4,6	0,46	0,51
1956	17,4	13,7	3,7	4,1	4,6	0,15	0,17
1957	65,1 ⁽¹⁾	13,3	51,8	4,1	4,6	2,1	2,4
1958	45,9	26,3	19,6	3,8	4,1	0,74	0,80
1959	27,4	10,7	16,7	4,8	4,0	0,80	0,67
1960	10,0	1,11	8,9	3,9	5,6	0,35	0,50
1961	16,7	11,1	5,6	3,7	4,5	0,21	0,25

Примечание: ⁽¹⁾ Без учёта выпадений в период аварии 1957 года [12]. ⁽²⁾ Расчётные данные (табл. 4).

⁽³⁾ Для 1958–1961 годов – экспериментальные данные [12]; для 1952–1957 годов приняты средние значения за 1958–1961 гг. (экспериментальных данных нет).

за период 1952–2020 гг. следует сделать следующие пояснения:

1. В качестве экспериментальных данных ППВ (столбики на рис. 2) за период 1968–2020 гг. использовались данные Росгидромета [2], а за период 1952–1961 гг. – реконструированные данные ФГУП "ПО "Маяк" [12]. Не удалось найти (измерения не проводились или результаты измерений оказались ниже предела обнаружения) данные о годовых выпадениях ^{137}Cs за 1962–1967 гг., а для ^{90}Sr – за 1962–1967, за 1973–1975 и за 1982–1990 гг.

2. Расчётные результаты ППВ (сплошная чёрная кривая) представлены в виде суммы соответствующих расчётных распределений: выноса ВА с акватории водоёмов В-9 и В-17 (пунктирная синяя кривая); глобальных выпадений (пунктирная зелёная кривая); дефляций и вторичных осадений РН с территории, загрязнённой в результате аварий 1957 и 1967 годов (пунктирная и точечная красные кривые).

Представленные на рис. 2 данные позволяют сделать следующие выводы:

1. За весь период наблюдений экспериментальные и расчётные данные о ППВ ^{137}Cs хорошо (в пределах 2 раз) совпадают между собой. Это означает, что других значимых источников выброса ^{137}Cs в атмосферу не существовало.

2. Расчётные результаты плотности выпадений ^{90}Sr в целом тоже хорошо (до 2–3 раз) совпадают с соответствующими экспериментальными данными, но в период 1980–1982 и 2017–2019 гг. результаты измерений существенно (до 10 раз) превышали расчётные. Это означает, что в указанные периоды времени на предприятии существовали другие (кроме рассматриваемых) мощные источники выбросов ^{90}Sr в атмосферу. Таким источником может быть, например, территория ВУРС, загрязнённая преимущественно ^{90}Sr , в период проведения масштабных строительных или реабилитационных земляных работ, а так же при крупных пожарах.

3. Ранее в работе [1] на основе анализа среднемесячных значений скорости осаждения аэрозолей было показано, что основным источником загрязнения атмосферы в районе предприятия в летний период 2017–2019 гг. являлся процесс пылеобразования почвы, загрязнённой при аварии 1957 года, который был обусловлен проведением крупномасштабных работ по выводу из эксплуатации объектов использования атомной энергии и реабилитации загрязнённых территорий на промышленной площадке (ПП) предприятия. Имеющиеся на предприятии результаты контроля выпадений на территории

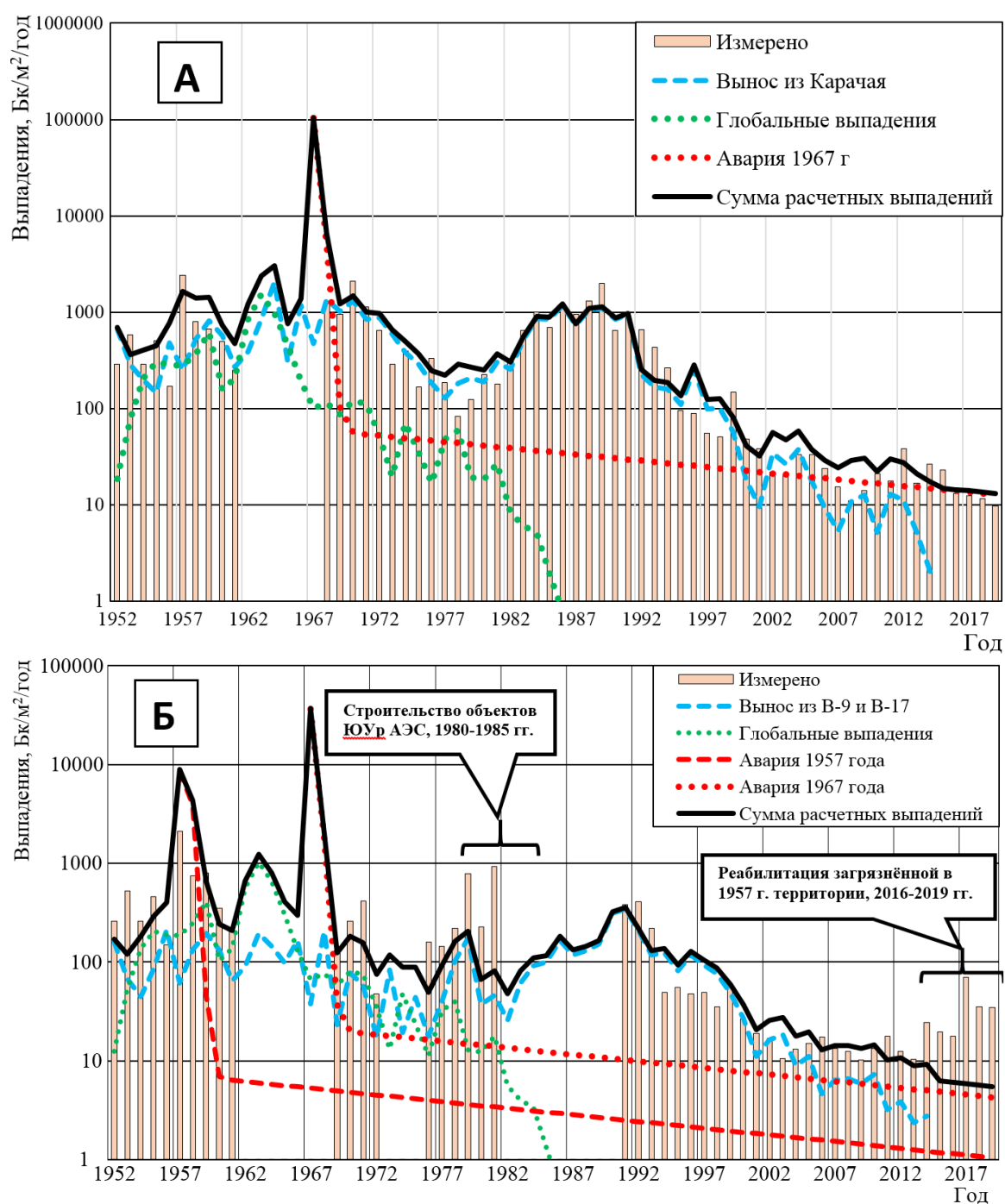


Рис. 2. Сравнение экспериментальных и расчётных данных о поверхностной плотности выпадений активности ^{137}Cs (А) и ^{90}Sr (Б) в ПК Новогорный за период 1952–2019 гг.

ПП позволяют утверждать, что повышенные выпадения ^{90}Sr в 1980–1982 гг. были связаны со строительством на территории головной части ВУРС объектов ЮУр АЭС.

4. Выбросы ^{90}Sr и ^{137}Cs из труб предприятия не вносили заметный вклад в общее загрязнение территории.

ВЫВОДЫ

1. Для ближайшего к ФГУП "ПО "Маяк" поста радиационного контроля, расположенного в критическом населённом пункте – пос. Новогорный, собраны все архивные данные о загрязнении почвы и атмосферы β -излучающими радионуклидами, включая ^{137}Cs и ^{90}Sr . Показано, что до середины 1960-х годов эти данные носят фрагментарный характер, а имеющиеся результаты измерений требуют верификации, поскольку используемые в тот период на предприятии методики и средства контроля были с позиции сегодняшнего дня несовершенны.

2. Верификация экспериментальных данных, полученных ФГУП "ПО "Маяк" о глобальных выпадениях ^{137}Cs и ^{90}Sr в уральском регионе за период 1952–1961 гг., была выполнена путём их сравнения с современными результатами модельных расчётов и с учётом особенностей существовавших в прошлом радиометрических методов измерений. Отмечено, что в целом хорошее совпадение исторических архивных данных с расчётными результатами свидетельствует о надёжности и достоверности полученных в 1950-х годах экспериментальных результатов для глобальных и локальных выпадений.

3. Проанализированы возможные первичные и вторичные источники загрязнения атмосферы. В качестве первичных источников рассматривались стратосферные глобальные выпадения, образование и унос водного аэрозоля с акватории водоёмов-хранилищ ЖРО, аварийные выбросы 1957 и 1967 годов, а в качестве вторичных – дефляция пыли с поверхности ранее загрязнённой почвы. Показано, что все эти источники могут быть представлены соответствующими адекватными математическими моделями.

4. Проведено сравнение экспериментальных архивных данных о плотности выпадения ^{137}Cs и ^{90}Sr в пос. Новогорный с соответствующими

результатами модельных расчётов, представленных в виде суммарного воздействия от всех первичных и вторичных источников загрязнения.

5. Показано, что за весь период наблюдений экспериментальные данные о плотности выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs хорошо (в пределах 2 раз) совпадают с соответствующими расчётными результатами (кроме отдельных периодов для ^{90}Sr).

6. Показано, что других (кроме рассматриваемых) мощных источников выброса ^{137}Cs в атмосферу не существовало, но техногенная деятельность человека на территории ВУРС, загрязнённой преимущественно ^{90}Sr , может являться значимым источником поступления ^{90}Sr в атмосферу. Таким источником может быть, например, ветровой унос радиоактивных частиц почвы при проведении масштабных строительных или реабилитационных земляных работ, а так же при крупных пожарах,

7. Предложенный методический подход по восстановлению пространственно-временного распределения загрязнения почвы в районе пос. Новогорный может быть распространён на другие территории и востребован при планировании и проведении реабилитационных работ или для ретроспективной оценки возможного радиационного воздействия на персонал и население.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мокров К.Ю., Мокров Ю.Г. Анализ результатов мониторинга загрязнения атмосферы ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе ФГУП "ПО "Маяк" за 2000–2019 годы // Вопросы радиац. безопасности. – 2021. – № 1. – С. 37–50.
2. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств: Ежегодники (1992–2019 годы) / Росгидромет – ГУ "НПО "Тайфун" – М.
3. Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2000 / Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. – V. 1: Sources United Nations. – New York, 2000. – 654 p.
4. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. – М.: Издат, 2001. – 752 с.
5. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского

- радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю.А. Израэля. – М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд "Инфосфера" – НИИ-Природа, 2013. – 140 с.
6. Мокров К.Ю., Мокров Ю.Г. Анализ атмосферных выпадений цезия-137 в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" на примере посёлка Новогорный // Вопросы радиац. безопасности. – 2015. – № 2. – С. 16–27.
7. Mokrov Yu.G., Mokrov K.Yu. Modeling of Atmospheric Transfer of Radionuclides in the Form of Water Aerosols from the Surface Area of Water Bodies Using the Example of Lake Karachay, Russia / Radiation and Environmental Biophysics. – 2019. – V. 58. – P. 393–405.
8. Водоём-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду / Под ред. Е.Г. Дрожко, Б.Г. Самсонова. – М.: Росатом, 2007. – 250 с.
9. Махонько К.П. Ветровой подъём радиоактивной пыли с земли. – Обнинск, 2008. – 426 с.
10. Будыка А.К., Огородников Б.И. Радиоактивные аэрозоли при пожарах на территориях, загрязнённых продуктами Чернобыльской аварии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35, вып. 1. – С. 102–109.
11. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Справочник: Радиоактивные выбросы в биосфере. – М.: Энергоатомиздат, 1986.
12. Результаты экспериментального исследования динамики радиоактивного загрязнения территории, прилегающей к комбинату, за время работы комбината (1949–1961 гг.) / Отчёт, Архив ФГУП "ПО "Маяк", Р.В. Симова и др. – Озерск, 1962. – 137 с.
13. Mokrov Yu.G. Reconstruction of the Radionuclide Spectrum of Liquid Radioactive Waste Released into the Techa River in 1949–1951 // Radiation and Environmental Biophysics. – 2003. – V. 42. – P. 7–15.
14. ОСТ 95.600–78. Вещества радиоактивные. Метод определения состава радионуклидов в источнике бета-излучения измерением поглощения излучения в алюминиевых фильтрах.

УДК 621.039.543.6
© 2021

МОДЕЛИРОВАНИЕ СБОРКИ ФОРМИРОВАНИЯ ПУЧКА НЕЙТРОНОВ ДЛЯ МОНИТОРИНГА ВЛАЖНОСТИ ПОЧВЫ

С.В. Беденко

***Россия, г. Томск, Национальный исследовательский
Томский политехнический университет***

В.А. Кусков

***Россия, г. Москва, Национальный исследовательский
ядерный университет "МИФИ"***

Р.Р. Сабитова

***Казахстан, г. Курчатов, Институт атомной энергии
национального ядерного центра Республики Казахстан***

Г.Н. Власкин

Россия, г. Москва, Росатом, Акционерное общество "Прорыв"

В настоящей работе регистрируемое угловое распределение рассеянных с поверхности образца почвы тепловых нейтронов использовалось для определения содержания влаги. В отличие от предыдущего исследования, моделирование выполнено для конфигурации, максимально соответствующей предлагаемой ранее концепции проекта. Все симуляции выполнены с учётом реальных размеров спроектированного коллиматора и внутренней мелкозернистой структуры AmO_2 -Ве источника. Исследована возможность создания сборки, состоящей из 5 капсульных источников нейтронов типа Amersham X.14 для более быстрого получения более точных данных о содержании влаги в образце. Продемонстрирована новая возможность внедрения данного метода для определения содержания воды в бетоне, используемом в строительстве биологической защиты реактора. Моделирование выполнено с использованием разработанных расчётных 3D-моделей и верифицированных программных кодов PHITS-2.88 и Nedis2m с константным обеспечением JENDL-4.0 и JENDL/AN-2005 соответственно. Расчёты в PHITS-2.88 и Nedis2m произведены на высокопроизводительном кластере Томского политехнического университета.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ВЛАЖНОСТЬ ПОЧВЫ, РАДИОИЗОТОПНЫЙ ИСТОЧНИК НЕЙТРОНОВ, МЕЛКОЗЕРНИСТАЯ СМЕСЬ, УГЛОВОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НЕЙТРОНОВ, СЧЁТЧИК НЕЙТРОНОВ BF₃, NEDIS-2M, PHITS

Определение влажности почвы имеет большое значение в лесном хозяйстве, в строительстве и метеорологии, археологии и добывающей промышленности. Отметим, что содержание влаги в почве в общем случае не является постоянной величиной из-за постоянного обмена водой между почвой, растительностью, инфраструктурой и атмосферой. Поэтому разового измерения влажности недостаточно, в большинстве случаев необходим постоянный мониторинг во времени.

Современные методы мониторинга содержания влаги, такие как метод диэлектрической

проницаемости, тензиометрический метод, рефлектометрический, нейтронный и ставший уже классическим гравиметрический метод успешно применяются в полевых и лабораторных условиях [1–5].

Нейтронный метод основан на регистрации рассеянного нейтронного излучения. Предложенный ещё в 1960 г. [6], он является эффективным, быстрым, неразрушающим, легко воспроизводимым и экономически привлекательным, обладает сравнительно высокой точностью и является наиболее подходящим, например, для определения содержания влаги

в каменистой местности. Несмотря на то, что использование нейтронного излучения в различных методах измерения влажности почвы имеет давнюю историю, в большинстве случаев эти методы основаны на влиянии замедляющих свойств воды на термализацию нейтронов и, следовательно, на более высокие скорости счёта тепловых нейтронов. В работе [7] авторами предложен новый подход по измерению содержания воды в почве путём регистрации углового распределения рассеянных с поверхности почвы нейтронов. Влажность почвы определялась авторами в [7] с использованием прямоугольного образца ($700 \times 700 \times 500$ мм (глубина)) америций-бериллиевого источника интенсивностью 10^8 н/с и системы детекторов, состоящей из цилиндрических пропорциональных счётчиков марки LND20137 [8], расположенных под разными полярными углами к исследуемому образцу (рис. 1) в 26 положениях. Расчётная модель [7], используемая для опре-

деления содержания влаги в образце, имеет следующие допущения: размеры коллиматора и капсульного америций-бериллиевого источника нейтронов являются точечными; модель не учитывает влияние размеров коллиматора и капсулы на угловое распределение регистрируемых нейтронов.

Целью данной работы является научно-техническое обоснование предложенного ранее в [7] проекта системы для мониторинга влажности почвы. В связи с этим, задачами работы являются:

1) демонстрация возможности практического применения предложенного подхода по определению содержания влажности с учётом реальных размеров коллиматора и источника $\text{AmO}_2\text{-Be}$;

2) исследование возможности создания сборки, состоящей из пяти капсульных источников нейтронов типа Amersham International Plc X14 (код AMN.25, Amersham/Searle 1976), для более быстрого получения более точных данных о содержании влаги в образце.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Расчётная модель источника нейтронов $\text{AmO}_2\text{-Be}$

В качестве капсульного источника нейтронов выбрана широко распространённая капсула Amersham International Plc X14 активностью 370 ГБк и суммарным экспериментально измеренным в [9] выходом нейтронов, равным $Y=2,126 \cdot 10^7$ н/с. Активная часть капсулы Amersham X.14 представляет собой мелкозернистую смесь кристаллов AmO_2 и Be (рис. 1).

Расчёт исходного энергетического спектра нейтронов (α, n)-реакции на бериллии и кислороде источника $\text{AmO}_2\text{-Be}$, необходимого для дальнейших расчётов по методу Монте-Карло, выполнен в программном коде Nedis-2m [10] с учётом анизотропии испускания нейтронов (α, n)-реакции для конкретных уровней остаточных ядер (оценены и внедрены в библиотеку программы разработчиками на основе доступных экспериментальных данных) и с привлечением данных [11] трёхчастичного канала реакции ${}^9\text{Be}(\alpha, n){}^3\text{He}$ (Japan Atomic Energy Research Institute JENDL/AN-2005).

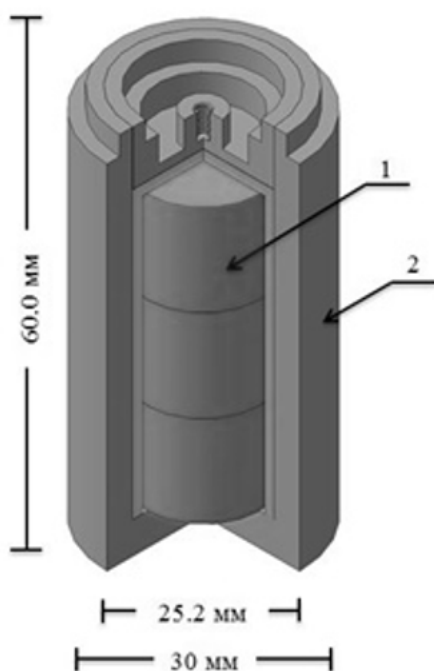


Рис. 1. Расчётная модель капсульного $\text{AmO}_2\text{-Be}$ источника нейтронов Amersham X.14:
1 – активная часть источника;
2 – капсула Amersham/Searle 1976

Nedis-2m позволяет выполнять моделирование спектра нейтронов с учётом размеров микрочастиц α -излучателей в предположении, что α -частицы, вылетающие из сферического AmO_2 -зерна в бериллиевую матрицу, останавливаются в ней или вновь попадают в зерна AmO_2 и там останавливаются. Отметим, что эта дополнительная симуляция по определению спектра необходима, так как энергетический спектр и выход нейтронов, образующихся в (α, n) -реакциях на изотопах $^{17,18}\text{O}$ и ^9Be , зависит от вероятностей вылета α -частиц, т.е. от размеров смешиваемых кристаллов. Использование гомогенного приближения ведёт к ошибке в расчёте спектра и завышенному значению интегрального потока нейтронов [12–15]. Отметим, что учёт анизотропии испускания нейтронов (α, n) -реакций и эту дополнительную симуляцию, учитывающую зернистую структуру активной части капсульного источника, невозможно выполнить с использованием других программных кодов, например: NeuCBOT [16] и/или SOURCES-4C [17], которые являются условно бесплатными и распространяются Nuclear Energy Agency (<https://oecd-nea.org>).

Так как данные о составе и внутренней структуре капсулы Amersham X.14 отсутствуют в открытой периодике и, вероятней всего, являются коммерческой тайной производителя (Amersham plc, с 2004 года GE Healthcare), в расчётах мы использовали данные о структуре и составе активной части, имеющиеся в работе [15, 18], при моделировании радиационных характеристик капсулы Amersham X.3, которая также производилась Amersham International plc.

Итак, расчётная модель капсулы Amersham X.14, идентичная реальной геометрии, проиллюстрирована на рис. 1. В расчётах мы приняли, что активная часть капсулы изготавливается путем смешивания зерен порошка AmO_2 (плотность зерна $11,68 \text{ г/см}^3$) и металлического Be (плотность $1,85 \text{ г/см}^3$) в пропорции 1:12, эта смесь механически прессуется до плотности $1,97 \text{ г/см}^3$, при этом размер зёрен AmO_2 составляет 3 мкм. Гомогенизированный состав капсулы приведён в табл. 1. Материалом оболочки капсулы является нержавеющая сталь (SUS316L) следующего состава: Cr – 17 масс.%; Ni – 13,5 масс.%; Mo – 2,5 масс.%; Fe – 67 масс.%.

Результаты моделирования энергетического спектра и выхода нейтронов продемонстрированы на рис. 2 для двух моделей. Линия (1) демонстрирует энергетическое распределение нейтронов в гомогенном приближении $Y(0 \text{ мкм}) = 3,092 \cdot 10^7 \text{ н/с}$; линия (2) демонстрирует энергетическое распределение с учётом мелкозернистой структуры активной части капсулы Amersham X.14 $Y(3 \text{ мкм}) = 2,285 \cdot 10^7 \text{ н/с}$. Результаты моделирования показывают хорошее соответствие экспериментальным измерениям [9] (максимальное отклонение – 7,47 %).

Спонтанное деление и реакции (α, n) – это первичные ядерные процессы, моделируемые Nedis-2m во внутреннем объёме капсулы Amersham X.14. В исследуемом источнике нейтронов ввиду того, что рождающиеся в (α, n) -реакциях нейтроны обладают высокими энергиями ($E_{\text{ср}} = 4,69 \text{ МэВ}$, $E_{\text{макс}} = 12 \text{ МэВ}$), дополнительные нейтроны рождаются в результате вынужденного деления изотопов $^{241,242,243}\text{Am}$ и

Таблица 1

Гомогенизированный состав активной части капсулы Amersham X.14

Изотоп	Изотопный состав, %	Массовое содержание, отн. ед.	Ядерная концентрация, $(\text{барн} \cdot \text{см})^{-1}$	Масса, г	Масса, г
^9Be	100	$9,26 \cdot 10^{-1}$	$1,13 \cdot 10^{-1}$	46,0	46,000
^{16}O	99,757	$8,70 \cdot 10^{-3}$	$4,81 \cdot 10^{-5}$	$4,33 \cdot 10^{-1}$	0,434
^{17}O	0,038	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,83 \cdot 10^{-8}$	$1,75 \cdot 10^{-4}$	
^{18}O	0,205	$2,01 \cdot 10^{-5}$	$9,88 \cdot 10^{-8}$	$1,00 \cdot 10^{-3}$	
^{241}Am	94,613	$6,22 \cdot 10^{-2}$	$2,28 \cdot 10^{-5}$	3,09	3,266
^{242}Am	3,596	$2,37 \cdot 10^{-3}$	$8,67 \cdot 10^{-7}$	$1,18 \cdot 10^{-1}$	
^{243}Am	1,791	$1,19 \cdot 10^{-3}$	$4,32 \cdot 10^{-7}$	$5,90 \cdot 10^{-2}$	

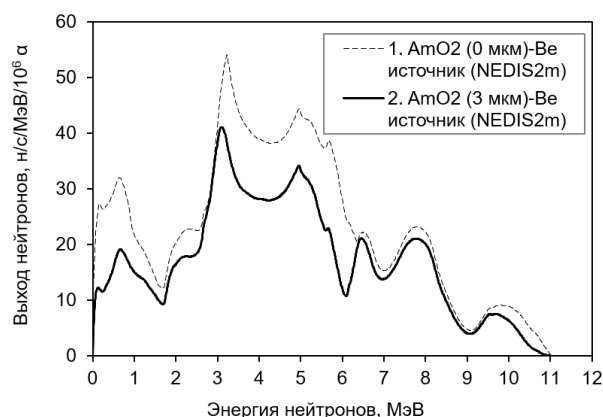


Рис. 2. Энергетический спектр нейтронов во внутреннем объеме активной части капсулы

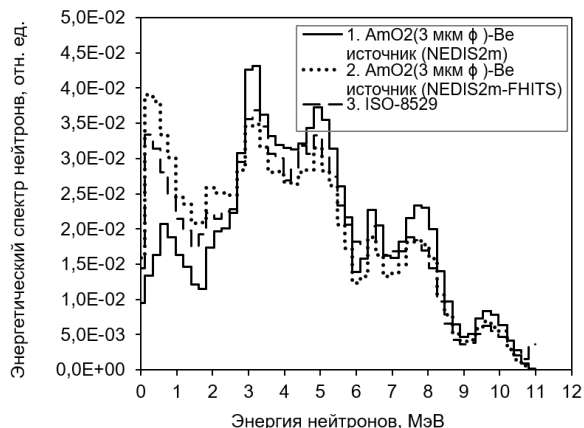


Рис. 3. Сравнение расчётного нормализованного спектра нейтронов (линия 1 и 2) с рекомендованным в ISO

по реакциям $(n,2n)$ на ядрах Be. Это вторичные реакции, которые влияют на выход нейтронов и их энергетическое распределение [19, 20].

Результаты численного моделирования перечисленных реакций получены путём совместного использования кодов Nedis-2m (JENDL/AN-2005) и RHITS-2.88 [21], использующих библиотеку оцененных ядерных данных JENDL-4.0 [22]. Методология этого расчёта описана в работах [15, 20], результаты продемонстрированы на рис. 3 (см. линию 2). Линия 2 представляет собой распределение по энергиям $\Phi(E)$ нейтронов, вылетающих с 1 см^2 стальной поверхности капсулы Amersham X.14. $\Phi(E)$ получено с помощью tally-модуля (t-cross), который при дополнительно заданной опции регистрирует ток нейтронов (т.е. поток исходящих нейтронов). Результаты моделирования показывают удовлетворительное соответствие найденного энергетического распределения нейтронов (рис. 3, линия 2) рекомендованным ISO данным (рис. 3, линия 3) [23].

Расчётная модель системы измерения влажности почвы

На рис. 4 изображена предлагаемая нами установка по определению влажности почвы.

Установка изготовлена из металлического

контейнера ($700 \times 700 \times 500$ мм (глубина)), выполненного из стали марки AISI 430 следующего состава C – 0,12 масс.%; Mn – 1 масс.%; P – 0,045 масс.%; S – 0,03 масс.%; Si – 1 масс.%; Cr – 17 масс.%; Fe – 80,805 масс.%. С помощью осевого шарнирного соединения к контейнеру крепится алюминиевая подложка, на которой размещается цилиндрический коллиматор (рис. 5б), изготовленный из борированного полиэтилена плотностью 3 г/см^3 (состав приведён в табл. 2) с внутренней полостью, способной вместить до пяти капсул типа Amersham X.14 (рис. 5а) и создать рекомендованную авторами [7] интенсивность нейтронного излучения для более быстрого получения более точных данных о содержании влаги в образце.

Капсульные источники нейтронов внутри коллиматора располагаются соосно цилиндрическому полиэтиленовому блоку. Благодаря шарнирному креплению подложка с коллиматором может располагаться под произвольным углом к горизонту (рис. 4).

Система детекторов фиксируется с помощью алюминиевой пластины-держателя, имеющей 30 отверстий для удержания цилиндрических счётчиков с трифторидом бора в качестве газовой среды LND20137 [8] с обогащением 96 % по ^{10}B (плотность газа в счётчике при комнатной температуре – $2,99 \cdot 10^{-3} \text{ г/см}^3$). Счётчик нейтронов LND20137 выбран среди прочих в

связи с его коммерческой доступностью, лёгкостью в эксплуатации, и кроме того, BF_3 рождает значительно больше электрон-ионных пар на один поглощённый нейтрон, по сравнению с детекторами, содержащими ^3He или ^6Li [24].

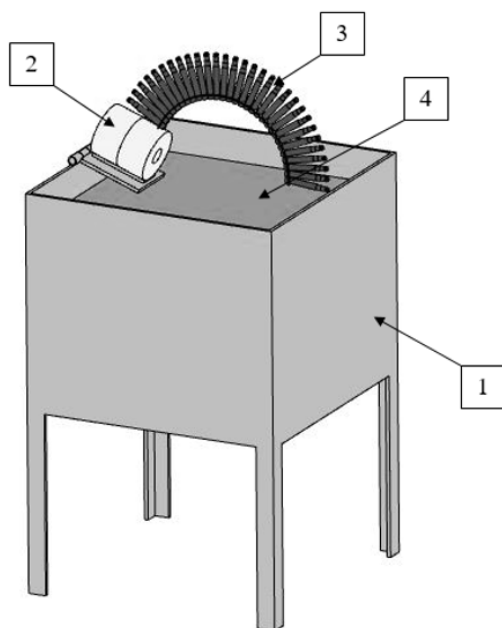


Рис. 4. Установка по определению влажности почвы: 1 – металлический контейнер; 2 – подложка с коллиматором; 3 – система детекторов; 4 – исследуемый образец почвы

Методы расчётных исследований

На рис. 6а проиллюстрирована расчётная модель предлагаемой установки. Расчётная модель с точечным источником (рис. 6б) абсолютно идентична той, что использовалась авторами в статье [7]. Состав сухой почвы представлен в табл. 3 [25]. Моделирование процесса переноса и регистрация углового распределения рассеянных с поверхности образца нейтронов реализовано в программном коде PHITS-2.88 (JENDL-4.0) с использованием описанного выше tally-модуля (карта t-cross). Для моделирования транспорта нейтронов в коллиматоре и воде, содержащейся в почве, в области энергий менее 1 эВ подключалась библиотека $S(\alpha, \beta)$.

Для задания в PHITS-2.88 исходного спек-

Таблица 2

Состав высокоплотного борированного полиэтилена

Изотоп	Массовое содержание, отн. ед.	Ядерная концентрация, $(\text{б}\cdot\text{см})^{-1}$
^1H	$1,27\cdot 10^{-1}$	$7,13\cdot 10^{-2}$
^{10}B	$8,61\cdot 10^{-3}$	$4,87\cdot 10^{-4}$
^{11}B	$3,83\cdot 10^{-2}$	$1,97\cdot 10^{-3}$
^{12}C	$7,23\cdot 10^{-1}$	$3,41\cdot 10^{-2}$
^{16}O	$1,03\cdot 10^{-1}$	$3,64\cdot 10^{-3}$

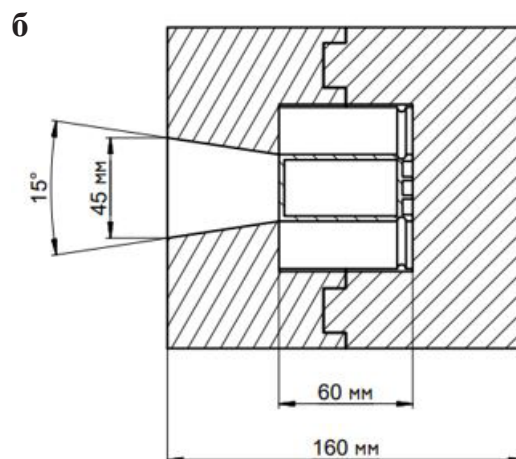
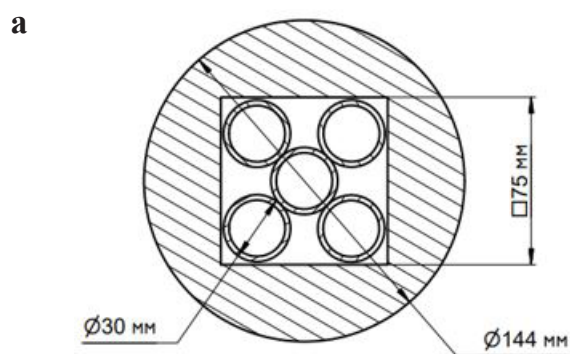


Рис. 5. Узел формирования пучка нейтронов

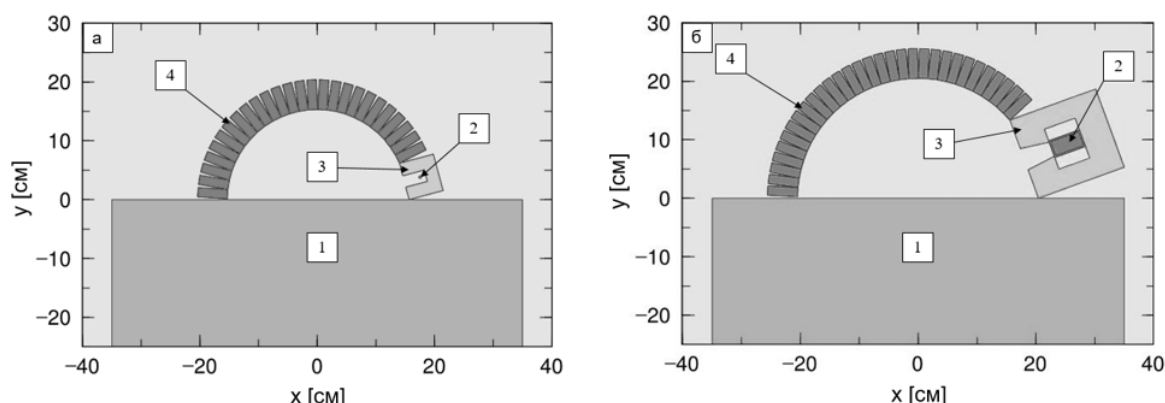


Рис. 6. Расчётная 3D модель установки:
1 – образец почвы; 2 – источник нейтронов; 3 – коллиматор; 4 – система детекторов

Таблица 3
Состав образца сухой почвы

Ядерная концентрация, $(\text{барн} \cdot \text{см})^{-1}$	Массовое содержание, отн. ед.	Элемент
$2,94 \cdot 10^{-2}$	$5,14 \cdot 10^{-1}$	O
$2,44 \cdot 10^{-4}$	$6,14 \cdot 10^{-3}$	Na
$5,01 \cdot 10^{-4}$	$1,33 \cdot 10^{-3}$	Mg
$2,33 \cdot 10^{-3}$	$6,86 \cdot 10^{-2}$	Al
$8,84 \cdot 10^{-3}$	$2,71 \cdot 10^{-1}$	Si
$3,35 \cdot 10^{-4}$	$1,43 \cdot 10^{-2}$	K
$1,17 \cdot 10^{-3}$	$5,12 \cdot 10^{-2}$	Ca
$8,80 \cdot 10^{-5}$	$4,61 \cdot 10^{-3}$	Ti
$1,20 \cdot 10^{-5}$	$7,16 \cdot 10^{-4}$	Mn
$9,23 \cdot 10^{-4}$	$5,63 \cdot 10^{-2}$	Fe

тра точечного AmO_2 -Be источника нейтронов и сборки, состоящей из пяти капсул Amersham X.14, взятые рассчитанные ранее в Nedis2m спектры (рис. 3).

Расчёт в программном коде RHITS-2.88 и Nedis2m выполнен на высокопроизводительном кластере Томского политехнического университета, который состоит из шести узлов: с Intel Xeon E5-2697 v3 2.60GHz и 64 ГБ ОЗУ на каждом. В каждом расчёте разыгрывалось 10^8 историй, погрешность в значениях искомого интегрального значения потока (тока и/или выхода) нейтронов, а также числа нейтронов,

попавших в энергетические группы регистрируемого спектра, не превышает 0,5 %.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 7 и 8 проиллюстрированы результаты расчёта переноса нейтронов и угловое распределение рассеянных нейтронов в системе с точечным источником (рис. 7а и 8 (линия 1)) и в системе, максимально приближенной к реальной геометрии (рис. 7б, Рис. 8 (линия 2 и 4)).

Результаты моделирования с удовлетворительной точностью согласуются между собой (рис. 8а), а также с данными работы [7] (рис. 8б) (отклонение не превышает 17,43 %), что подтверждает: 1) возможность использования предложенного в [7] подхода; 2) возможность использования точечной геометрии капсулы и коллиматора (рис. 8, линия 3) и ряда других приближений.

Мы хотим обратить внимание на то, что предлагаемую нами установку можно эффективно использовать в лабораториях по определению содержания воды в бетоне, используемом в строительстве биологической защиты реакторов. Известно, что вода, содержащаяся в бетоне, может быть в связанном состоянии и в свободном. Так называемая свободная вода находится в порах и пустотах бетона и сравнительно быстро испаряется при повышении температуры. Химически и адсорбционно-связанную воду в бетоне нельзя удалить обычны-

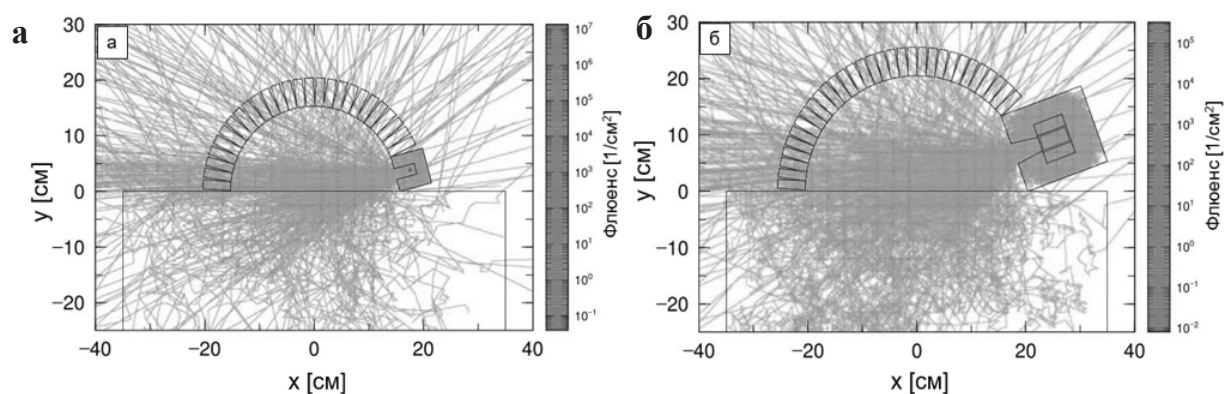


Рис. 7. Визуализация результатов моделирования:
а) модель в точечном приближении; б) модель реальной конфигурации

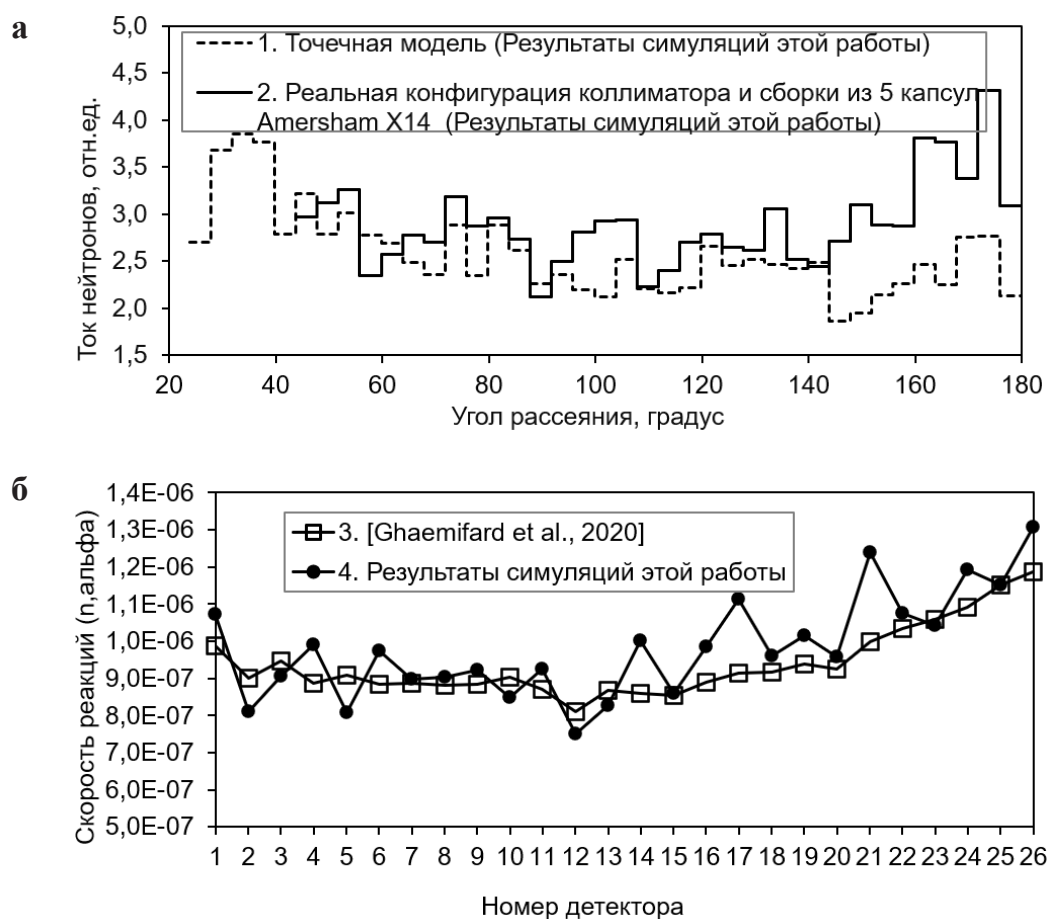


Рис. 8. Результаты моделирования углового распределения рассеянных нейтронов для образца почвы с влажностью 10 %

ми методами высушивания, её содержание медленно уменьшается при увеличении возраста бетона, поэтому часто необходимо учитывать в расчётах биологической защиты наличие связанной воды и динамику её уменьшения во времени.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Нейтронное излучение в настоящее время широко используется во многих областях человеческой деятельности, наиболее знаковыми процедурами по применению нейтронного излучения являются нейтронно-захватная терапия, нейтронно-активационный анализ и его приложения в геологии, дефектоскопии, для обнаружения взрывчатых веществ и др.

В настоящей работе нейтронное излучение, а именно регистрируемое угловое распределение рассеянных с поверхности образца почвы нейтронов, использовалось для определения содержания влажности в образце почвы. Мы продемонстрировали возможность практического применения предложенного ранее нового нейтронного метода [7] по определению содержания влажности с учётом реальных размеров коллиматора и сборки из пяти капсул Amersham X.14. Для этого спроектирована установка и узел формирования пучка нейтронов (рис. 2) для облучения исследуемого образца.

Предлагаемая нами установка является портативной и мобильной. В отличие от генераторов нейтронов, такая установка способна генерировать стабильный поток нейтронов длительное время и не требует высококвалифицированного персонала для обслуживания. Существует реальная возможность внедрения установки для определения содержания воды в бетоне, используемом в строительстве биологической защиты реактора.

ЛИТЕРАТУРА

1. Zhu Q. et al. Monitoring and Prediction of Soil Moisture Spatial–Temporal Variations from a Hydropedological Perspective: a Review // *Soil Research*. – 2013. – V. 50. – No. 8. – P. 625–637.
2. Su S.L., Singh D.N., Baghini M.S. A Critical Review of Soil Moisture Measurement //

- Measurement*. – 2014. – V. 54. – P. 92–105.
3. Bogaen H.R. et al. Emerging Methods for Noninvasive Sensing of Soil Moisture Dynamics from Field to Catchment Scale: A review // *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. – 2015. – V. 2. – No. 6. – P. 635–647.
4. Hoogsteen M.J.J. et al. Estimating Soil Organic Carbon through Loss on Ignition: Effects of Ignition Conditions and Structural Water Loss // *European Journal of Soil Science*. – 2015. – V. 66. – No. 2. – P. 320–328.
5. Srivastava R.K., Panda R.K., Halder D. Effective Crop Evapotranspiration Measurement Using Time-Domain Reflectometry Technique in a Sub-Humid Region // *Theoretical and Applied Climatology*. – 2017. – V. 129. – No. 3–4. – P. 1211–1225.
6. Meigh A.C., Skipp B.O. Gamma-Ray and Neutron Methods of Measuring Soil Density and Moisture // *Geotechnique*. – 1960. – V. 10. – No. 3. – P. 110–126.
7. Ghaemifard M. et al. Angular Distribution of Scattered Neutrons as a Tool for Soil Moisture Measurement: A Feasibility Study // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2020. – P. 109131.
8. Designers and Manufacturers of Nuclear Radiation Detectors // LND INC. – URL: <https://www.lndinc.com/products/neutron-detectors/20137> (дата обращения 20.07.2020)
9. Marsh J.W., Thomas D.J., Burke M. High Resolution Measurements of Neutron Energy Spectra from AmBe and AmB Neutron Sources // *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*. – 1995. – V. 366. – No. 2–3. – P. 340–348.
10. Vlaskin G.N., Khomyakov Y.S., Bulanenko V.I. Neutron Yield of the Reaction (α, n) on Thick Targets Comprised of Light Elements // *Atomic Energy*. – 2015. – V. 117. – No. 5. – P. 357–365.
11. Murata T., Matsunobu H., Shibata K. Evaluation of the (α, xn) Reaction Data for JENDL/AN-2005. – Japan Atomic Energy Agency, 2006. – No. JAEA-RESEARCH-2006-052.
12. Zwan L.V. Calculated Neutron Spectra from ^9Be (α, n) Sources // *Canadian Journal of Physics*. – 1968. – V. 46. – No. 13. – P. 1527–1536.
13. Tsujimura N., Yoshida T., Momose T. Calculations of Anisotropy Factors for Radionuclide Neutron Sources due to Scattering from Source

- Encapsulation and Support Structures // Radiation Protection Dosimetry. – 2007. – V. 126. – No. 1–4. – P. 168–173.
14. Griesheimer D.P. et al. In-line (α ,n) Source Sampling Methodology for Monte Carlo Radiation Transport Simulations // Nuclear Engineering and Technology. – 2017. – V. 49. – No. 6. – P. 1199–1210.
15. Bedenko S.V. et al. Nedis-Serpent Simulation of a Neutron Source Assembly with Complex Internal Heterogeneous Structure // Applied Radiation and Isotopes. – 2020. – P. 109066.
16. Westerdale S., Meyers P.D. Radiogenic Neutron Yield Calculations for Low-Background Experiments // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment. – 2017. – V. 875. – P. 57–64.
17. Wilson W.B. et al. Sources: A Code for Calculating (α , n) Spontaneous Fission and Delayed Neutron Sources and Spectra // Progress in Nuclear Energy. – 2009. – V. 51. – No. 4–5. – P. 608–613.
18. Tsujimura N., Yoshida T. Calculation of Anisotropy Factors for ^{241}Am -Be Neutron Sources // Radioisotopes (Tokyo). – 2007. – V. 56. – No. 9. – P. 497–508.
19. Плевака М. Н. и др. Нейтронно-физические исследования систем сухого хранения перспективных топливных композиций // Краткие сообщения по физике Физического института им. П.Н. Лебедева РАН. – 2015. – Т. 42. – № 8.
20. Ghal-Eh N., Rahmani F., Bedenko S.V. Conceptual Design for a New Heterogeneous ^{241}Am - ^9Be Neutron Source Assembly Using SOURCES4C-MCNPX Hybrid Simulations // Applied Radiation and Isotopes. – 2019. – V. 153. – P. 108811.
21. Sato T. et al. Particle and Heavy Ion Transport Code System, PHITS, version 2.52 // J. of Nuclear Science and Technology. – 2013. – V. 50. – No. 9. – P. 913–923.
22. Shibata K. et al. JENDL-4.0: a New Library for Nuclear Science and Engineering // J. of Nuclear Science and Technology. – 2011. – V. 48. – No. 1. – P. 1–30.
23. ISO Recommended Reference Neutron Radiations – Part 2: Calibration Fundamentals of Radiation Protection Devices Related to the Basic Quantities Characterizing the Radiation Field // ISO 8529-2. – 2000.
24. Crawford R.K. Position-Sensitive Detection of Slow Neutrons: Survey of Fundamental Principles // Neutrons, X Rays, and Gamma Rays: Imaging Detectors, Material Characterization Techniques, and Applications. – International Society for Optics and Photonics. – 1993. – V. 1737. – P. 210–223.
25. McConn R.J. et al. Compendium of Material Composition Data for Radiation Transport Modeling. – Pacific Northwest National Lab. (PNNL), Richland, WA (United States), 2011. – No. PNNL-15870 Rev. 1.

УДК 612.461.175

© 2021

**ОРГАНИЧЕСКИЙ СОСТАВ МОЧИ У РАБОТНИКОВ ТРИТИЕВОГО
ПРОИЗВОДСТВА ПО "МАЯК"***Е.И. Рабинович, С.В. Поволоцкая, М.А. Васина**Россия, г. Озёрск, ФГУП Южно-Уральский институт биофизики ФМБА России*

Задачей настоящей работы явилось получение надёжных результатов по содержанию органических компонентов в моче работников тритиевого производства легко воспроизводимыми и доступными методами с целью использования этих результатов для последующей корректировки дозы трития в организме в соответствии с разработанной дозиметрической моделью. В работе представлены результаты оценки органического состава и физико-химических показателей мочи профессиональных работников ПО "Маяк", контактирующих в производственных условиях с соединениями трития (171 чел.). Проведено сравнение полученных показателей с результатами исследования группы работников, не имевших контакта с тритием и другими источниками ионизирующего излучения (64 чел.). Выявленные в обеих группах аналогичные физиологически обоснованные закономерности (половые и возрастные) свидетельствуют об адекватности использованных методов для определения концентрации органических соединений в моче независимо от характера производственной деятельности. Предполагается, что наблюдаемое в пределах референтного интервала статистически значимое превышение уровней азотсодержащих продуктов метаболизма и белка в группе профессионалов не имеет патологического значения и может быть связано с различиями в характере питания и образе жизни. Полученные результаты могут быть использованы для последующего биофизического исследования, проводимого в ЮУрИБФ, для оценки на основе определения уровня органических составляющих мочи вклада в дозу внутреннего облучения органически связанного трития.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ТРИТИЙ, ТРИТИЕВОЕ ПРОИЗВОДСТВО, ОРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ, МОЧА

Действующая в настоящее время при нормировании профессионального облучения модель оценки дозы облучения от трития определяется исключительно активностью трития в моче в форме оксида трития (НТО) и не учитывает особенности микрораспределения, обусловленные способностью изотопа включаться в органические структуры с образованием органически связанного трития (ОСТ) [1]. Фактическая эффективная доза, обусловленная поступлением ОСТ, может в два и более раз превысить дозу, спрогнозированную действующей моделью [2]. Предполагается, что тритий, включённый в органические соединения, может присутствовать в моче в экскретируемых органических продуктах метаболизма. Одним из компонентов всех органических соединений является водород, который, согласно

современным теоретическим представлениям, в процессе химического обмена может заменяться более тяжёлым изотопом – тритием. При этом представительство водорода в этих соединениях может быть различным, что а priori делает органические вещества "неравноценными" в плане возможности включения трития в их структуру. В настоящее время в ЮУрИБФ разрабатывается программа биофизического обследования профессиональных работников ПО "Маяк", контактирующих в производственных условиях с соединениями трития, одной из задач которой является оценка вклада трития, включённого в органические структуры, в общую дозу внутреннего облучения на основе оценки его доли, связанной с органическими соединениями мочи. Детально вопросы возможности построения такой мо-

дели дозиметрии трития, учитывающей долю ОСТ, рассмотрены в работе [3]. Необходимым этапом при разработке модели является оценка уровня экскреции органических соединений. В литературе мы не встретили сведений об уровнях органических компонентов мочи у работников, контактирующих с тритием по роду своей профессии. Рутинные общие анализы мочи не содержат количественных данных об основных органических компонентах мочи, которые могут потенциально содержать тритий в своей структуре. Задачей данной работы является получение надёжных результатов по содержанию органических компонентов в моче работников тритиевого производства легко воспроизводимыми и доступными методами с целью использования результатов для последующей корректировки дозы трития в организме.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Формирование групп для обследования

Для проведения лабораторного обследования была выделена группа профессиональных работников тритиевого производства ПО "Маяк" (основная группа) в период прохождения ими ежегодного медицинского осмотра на базе отделения АСДОК КБ № 71 г. Озёрска. Основным критерием включения в основную группу было место и характер выполняемой работы, где возможен контакт с тритием. Для сравнительного анализа была сформирована группа сравнения из лиц, не контактировавших с тритием и другими источниками ионизирующего излучения, сопоставимая с основной группой по полу и возрасту. При отборе участников обеих групп предпочтение отдавалось лицам не старше 60-ти лет без учёта гендерной принадлежности. На настоящем этапе не учитывалось наличие фоновой соматической патологии, способной модифицировать экскрецию органических соединений (сердечно-сосудистые, эндокринные заболевания, подагра, заболевания мочевыделительной системы). Изучение индивидуального медицинского анамнеза и диетических предпочтений планируется в дальнейшем при продолжении исследования. Обследование носило добровольный характер и начиналось после документального оформ-

ления информированного согласия на участие в обследовании и обработку персональных данных. Алгоритм обследования включал сбор социально-демографических, антропометрических и профессиональных данных. Отдельное внимание уделялось питьевому режиму участников обследования. Для физико-химического и биохимического анализа использовались образцы утренней разовой порции мочи.

Характеристика определяемых параметров мочи

Как известно, в сутки с мочой из организма человека выделяется от 50 до 70 г органических и неорганических соединений в виде конечных продуктов обмена веществ, продуктов детоксикации, неполного окисления органических веществ, минеральных солей (фосфаты, сульфаты, карбонаты). Наше внимание было сфокусировано на основных органических соединениях, экскретируемых с мочой, таких как мочевины, креатинин, мочевая кислота. Мочевина – конечный азотсодержащий продукт обмена веществ, в почках проходит гломерулярный фильтр и активно реабсорбируется в тубулярной части нефрона. Синтез мочевины в печени – основной путь обезвреживания аммиака в организме. В среднем за сутки с мочой взрослого человека выводится около 30 г мочевины, что составляет более 80 % экскретируемых органических веществ. Уровень мочевины в моче изменяется под действием ряда физиологических факторов, при приёме некоторых лекарственных препаратов (кортикостероиды, салицилаты и др.), при нарушении функции почек, эндокринных заболеваниях. Экскреция мочевины существенно возрастает с возрастом, при диете с высоким содержанием белка, усиленной физической нагрузке [4]. Креатинин – это конечный продукт неферментативного превращения креатина и креатинфосфата, участвующих в энергообеспечении мышечного сокращения. Креатинин относится к беспороговым веществам, которые поступают в мочу путем фильтрации и не реабсорбируются в канальцах. Суточное выделение креатинина для каждого человека – величина довольно постоянная, отражает в основном мышечную массу и, в отличие от мочевины, мало зависит от количества белка в рационе

[4]. У мужчин на каждый 1 кг массы тела за сутки выделяется с мочой от 18 до 32 мг креатинина, а у женщин – от 10 до 25 мг. Мочевая кислота – основной продукт обмена пуриновых оснований. За сутки с мочой выделяется около 700 мг мочевой кислоты. Повышение уровня мочевой кислоты может быть связано с потреблением пищи, богатой пуринами, при подагре, почечной недостаточности [4]. Известны также другие органические соединения мочи, доля которых не превышает 10 % от всех органических веществ – это аминокислоты, гиппуровая кислота, ряд безазотистых органических кислот. Поскольку методы их определения являются достаточно трудоёмкими и дорогостоящими, мы использовали определение белка (источника аминокислот) в качестве суррогатного маркера экскреции аминокислот. Известно, что в нормальной моче всегда присутствуют в минимальных количествах соединения, рассматриваемые как патологические компоненты мочи: глюкоза, ацетоновые (кетонные) тела, жёлчные и кровяные пигменты, содержание которых может существенно повышаться при патологическом процессе [5].

Наличие воспалительного процесса, сдвиг рН мочи в щелочную сторону, нарушение концентрационной способности почек, наличие патологических пигментов, глюкозы, кетонных тел могут быть помехой при определении биохимических параметров мочи. В связи с этим с целью оценки пригодности образцов биоматериала для последующего анализа исследовали органолептические свойства мочи (цветность, прозрачность, вязкость), а также некоторые физико-химические параметры (относительная плотность, кислотность).

Для измерения плотности мочи использовали ареометр для урины типа "АУ 1000-1050" (Россия), для определения кислотности образцов – рН-метр – милливольтметр типа "рН-150" (Белоруссия) и универсальные индикаторные бумажные полоски "Ahlstrom specialties", рН 4-7 (Швеция-Германия). В пробах мочи определяли содержание мочевины, креатинина, мочевой кислоты, общего белка и глюкозы. Количественное определение аналитов проводилось спектрофотометрическими методами с использованием тест-систем производства "Ольвекс Диагностикум" (Россия) в

соответствии с прилагаемыми инструкциями. Измерения оптической плотности проводили на колориметре фотоэлектрическом КФК-2 (диапазон волн 315–980 нм). Эти методы являются экономически выгодными, выполнимыми и воспроизводимыми в любой биохимической лаборатории.

Статистический анализ проводили с использованием пакета прикладных программ (табличный процессор Excel). Описательная статистика признака включала среднее значение (М), ошибку средней величины (m). Для сравнения количественных показателей использовали t-критерий Стьюдента, для межгруппового сравнения частоты отклонений – критерий Пирсона χ^2 . Различия считали достоверными при 95%-ном уровне значимости соответствующего статистического критерия ($p < 0,05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика групп

Группа работников тритиевого производства состояла из 171 участника (табл. 1). Группа сравнения включала 64 чел. и состояла из работников городских организаций (60 %) и некоторых вспомогательных подразделений ПО "Маяк". Обе группы были сопоставимы

Таблица 1

Характеристика половозрастного состава групп обследования

Показатели	Основная группа (171 чел.)		Группа сравнения (64 чел.)	
	n	%	n	%
Гендерные категории				
Мужчины	141	82,5	46	71,9
Женщины	30	17,5	18	28,1
Возрастные категории				
20–44 лет	110	64,3	43	67,2
45–59 лет	61	35,7	21	32,8
Средний возраст, лет	39,5±0,73		40,3±1,1	
Мужчины	38,9±0,81		39,6±1,2	
Женщины	42,1±1,64		42,3±2,6	

по половому и возрастному составу. Более 80 % основной группы и более 70 % группы сравнения представлены мужчинами. Средний возраст составлял $39,5 \pm 0,73$ лет в основной группе и $40,3 \pm 1,1$ лет в группе сравнения (табл. 1). Возрастное распределение участников обеих групп проводилось в соответствии с рекомендациями ВОЗ: лица 18–44 лет относятся к молодому возрасту, 45–59 лет – к среднему, 60–75 лет – к пожилому [6]. В обеих группах более 60 % участников обследования относились к "молодой", остальные к "средней" возрастной категории.

Результаты лабораторного анализа образцов мочи

Усреднённые значения физико-химических показателей образцов мочи обеих групп не выходили за пределы референтного диапазона: средняя величина относительной плотности составляла $1016 \pm 0,5$ г/л, pH мочи равнялось $5,5 \pm 0,04$. Непрозрачные и мутные образцы мочи исключались из анализа. Как видно из табл. 2, среднеарифметические значения всех биохимических показателей у работников тритиевого производства находились в пределах референтного диапазона, в качестве которого были приняты величины, представленные в

справочнике [7]. Полученные результаты указывают на сохранную почечную секрецию и отсутствие патологических сдвигов в моче. При этом содержание креатинина в разовой порции мочи согласуется с данными, полученными в шведском исследовании для контрольной популяции, что расценивают как свидетельство нормального водного баланса в организме [8]. Важно отметить традиционное соотношение между органическими компонентами мочи: наибольшую долю составляет мочевины (вклад 82,5 %) (табл. 2).

Средние значения содержания мочевой кислоты, глюкозы и белка в моче у мужчин и женщин были примерно одинаковы, в то время как содержание креатинина у мужчин было повышено статистически значимо в 1,3 раза ($p < 0,05$) по сравнению с женщинами, тенденция к повышению уровня в 1,2 раза отмечена для мочевины. В более молодой подгруппе работников тритиевого производства (средний возраст $33,7 \pm 0,59$ лет) концентрация обоих азотистых метаболитов была статистически значимо в 1,3 раза выше, чем в подгруппе со средним возрастом $50,0 \pm 0,54$ лет. В многочисленных исследованиях по эпидемиологии питания показаны отличия в формировании пищевого рациона мужчин и женщин – мужчины значительно чаще потребляют мясо и мясопро-

Таблица 2

Средние величины ($M \pm m$) биохимических показателей в моче работников тритиевого производства

Показатели	Референтные значения	все (n=171)	Пол		Возраст, лет	
			мужчины (n=141)	женщины (n=30)	20–44 (n=110)	45–59 (n=61)
Мочевина, ммоль/л	150–550	$344,6 \pm 11,5$	$353,9 \pm 12,2$	$300,9 \pm 31,5$	$365,3 \pm 13,6^*$	$307,3 \pm 20,4$
Креатинин, ммоль/л	5,3–15,9	$11,0 \pm 0,45$	$11,5 \pm 0,49^*$	$8,5 \pm 1,0$	$11,8 \pm 0,54^*$	$9,52 \pm 0,75$
Белок, г/л	0–0,14	$0,14 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,01$	$0,15 \pm 0,03$	$0,14 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,02$
Мочевая к-та, ммоль/л	2,2–5,5	$2,9 \pm 0,15$	$3,0 \pm 0,17$	$2,4 \pm 0,29$	$3,0 \pm 0,18$	$2,8 \pm 0,27$
Глюкоза, ммоль/л	0–1,1	$0,9 \pm 0,05$	$0,9 \pm 0,05$	$0,8 \pm 0,10$	$0,84 \pm 0,05$	$0,95 \pm 0,10$

Примечание. *различия между показателями в подгруппах разного пола и возрастных категорий статистически значимы, $p < 0,05$.

дукты, а женщины отдают предпочтение овощам, фруктам и молочным продуктам [9, 10]. Люди старшего возраста, как правило, также сокращают употребление мясных продуктов. Поскольку концентрация креатинина в моче существенно зависит от объема мышечной массы, которой у мужчин в соответствии с их анатомо-физиологическими особенностями больше, чем у женщин, объясним статистически значимый более высокий уровень креатинина. С возрастом снижается скорость гломерулярной фильтрации в почках, что сопровождается некоторым снижением уровня креатинина в моче.

Проведенное нами параллельное исследование биохимических показателей мочи у лиц группы сравнения показало аналогичные закономерности: концентрация экскретируемых органических соединений находилась в границах референтного диапазона, наблюдались статистически значимые более высокие уровни мочевины и креатинина у мужчин по сравнению с женщинами и мочевины у лиц более молодого возраста (табл. 3).

Однако следует отметить, что в пределах референтного интервала средние значения содержания мочевины, креатинина и белка в моче работников тритиевого производства были статистически значимо в 1,3 раз выше по сравнению с группой сравнения. При этом

в старшей возрастной группе работников (45–59 лет) уровни экскреции мочевины и белка в 1,5–1,6 раза (при $p < 0,05$) превышали показатели в соответствующей по возрасту группе сравнения. Случаи превышения верхнего уровня концентрации мочевины (азотурия) отмечались только в основной группе в 9,5 % случаев, преимущественно среди работников "молодой" возрастной категории до 45 лет. У работников тритиевого производства чаще, чем в группе сравнения, выявлялись случаи протеинурии – 37 % и 20 % соответственно.

Наблюдаемые отличия в концентрации мочевины и общего белка, скорее всего, можно объяснить социально-экономическими причинами, которые состоят в более высоком уровне обеспеченности профессиональных работников основных производств ПО "Маяк" вне зависимости от пола и возраста по сравнению со вспомогательными подразделениями и городскими организациями. Так, для работников основных производств атомного предприятия организована система лечебно-профилактического питания, рацион которого характеризуется высоким удельным весом белоксодержащих продуктов, насыщением высокоэнергетическими продуктами, увеличением общей калорийности по сравнению с физиологическими нормами [11]. Определенное значение для более высокого

Таблица 3

 Биохимические показатели мочи ($M \pm m$) в группе сравнения

Показатели	Референтные значения	все (n=64)	Пол		Возраст, лет	
			мужчины (n=46)	женщины (n=18)	20–44 (n=43)	45–59 (n=21)
Мочевина, ммоль/л	150–550	259,2±12,6	278,5±15,0*	209,7±16,6	285,2±15,4*	205,9±17,2
Креатинин, ммоль/л	5,3–15,9	8,37±0,49	8,95±0,56*	6,89±0,83	8,89±0,6	7,31±0,81
Белок, г/л	0–0,14	0,11±0,01	0,11±0,01	0,10±0,01	0,12±0,02	0,09±0,01
Мочевая к-та, ммоль/л	2,2–5,5	2,61±0,16	2,67±0,19	2,46±0,26	2,74±0,19	2,37±0,27
Глюкоза, ммоль/л	0–1,1	0,88±0,09	0,92±0,11	0,77±0,10	0,85±0,07	0,94±0,23

Примечание. *различия между показателями в подгруппах разного пола и возрастных категорий статистически значимы, $p < 0,05$.

уровня экскреции креатинина с мочой у лиц основной группы в отличие от группы сравнения, возможно, имел более подвижный образ жизни, что реализовалось в увеличении мышечной массы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Физико-химический и биохимический анализ образцов мочи работников ПО "Маяк", контактирующих в производственных условиях с соединениями трития (171 чел.), и лиц группы сравнения, не имевших контакта с тритием и другими источниками ионизирующего излучения (64 чел.), показал, что средние значения всех измеренных показателей укладывались в референтный диапазон. Наблюдаемое в пределах референтного интервала статистически значимое превышение уровней мочевины, креатинина и белка в группе профессионалов по сравнению с группой лиц, не имеющих контакта с изотопом, не имеет патологического значения и может быть связано с различиями в характере питания и образе жизни. Выявленные в обеих группах аналогичные, физиологически обоснованные закономерности (половые и возрастные) свидетельствуют об адекватности использованных методов для определения концентраций органических соединений в моче независимо от характера производственной деятельности. Полученные результаты могут быть использованы для последующего биофизического исследования, проводимого в ЮУрИБФ, для оценки на основе определения уровня органических составляющих мочи вклада в дозу облучения органически связанного трития.

Работа выполнена в рамках Государственного Контракта от 19.05.2020 № 20203881000320000000000000 // 11.311.20.10 "Оценка радиационного риска и разработка мероприятий медико-дозиметрического обеспечения при работе с соединениями трития", финансируемого ФМБА России.

ЛИТЕРАТУРА

1. Тритий и его соединения. Контроль величины индивидуальной эффективной дозы внутреннего облучения при поступлении в

организм человека. Методические указания МУ-2.6.1.15-02 / В сб. "Методическое обеспечение радиационного контроля на предприятии. Том 4". – М., 2004. – С. 57–83.

2. Кочетков О.А., Монастырская С.Г., Кабанов Д.И. Проблемы нормирования техногенного трития (обзор) // Саратовский научно-медиц. журнал. – 2013. – Т. 9. – № 4. – С. 815–818.

3. Сокольникова С.С., Поволоцкая С.В., Рабинович Е.И. и др. Органически связанный тритий и подходы к оценке его вклада в дозу внутреннего облучения / Материалы XIX Всероссийской научно-практической конференции "Дни науки ОТИ НИЯУ МИФИ 2019". – Озерск, 2019. – С. 56–60.

4. Энциклопедия клинических лабораторных тестов / Под ред. В.В. Меньшикова. – пер. с англ. – М: Лабинформ, 1997. – 960 с.

5. Березов Т.Т., Коровкин Б.Ф. Биологическая химия: Учебник. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Медицина, 1998. – С. 619–621.

6. Хасанова Г.Б. Социальная геронтология: уч. пособие. – М.: НИЦ Инфра-М, 2012. – 171 с.

7. Хейль В., Коберштейн Р., Цавта Б. Референтные пределы у взрослых и детей. – М.: Лабпресс, 2001. – 176 с.

8. Pedehontaa-Hiaa G., Holstein H., Mattsson S. et al. Tritium in Urine from Members of the General Public and Occupationally Exposed Workers in Lund, Sweden, Prior to Operation of the European Spallation Source // J. of Environmental Radioactivity. – 2020. – V. 213. – article 106141. – P.1–7. – DOI: org/10.1016/j.jenvrad.2019.106141

9. Карамнова Н.С., Шальнова С.А., Тарасов В.И. и др. Гендерные различия в характере питания взрослого населения Российской Федерации. Результаты эпидемиологического исследования ЭССЕ-РФ // Российский кардиологический журнал. – 2019. – № 6. – С. 66–72.

10. Abe S.K., Stickley A., Roberts B. et al. Changing Patterns of Fruit and Vegetable Intake in Countries of the Former Soviet Union // Public Health Nutrition. – 2013. – V. 16. – No. 11. – P. 1924–1932. – DOI: org/10.1017/S1368980013001316

11. Тельнов В.И. Характер питания и его влияние на липидный обмен у лиц, подвергавшихся в профессиональных условиях радиационному воздействию в дозах, близких к предельно допустимым // Бюл. радиац. медицины. – 1988. – № 3. – С. 123–128.

УДК 546.798.22:314.144

© 2021

СОКРАЩЕНИЕ ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТИ ЗДОРОВОЙ ЖИЗНИ ДО ДИАГНОСТИКИ ЗЛОКАЧЕСТВЕННЫХ НОВООБРАЗОВАНИЙ У РАБОТНИКОВ ПО "МАЯК" ПРИ ИНКОРПОРАЦИИ ^{239}Pu

В.И. Тельнов

Россия, г. Озёрск, ФГУП Южно-Уральский институт биофизики ФМБА России

Целью исследования явилась оценка влияния инкорпорации ^{239}Pu на продолжительность жизни у работников ПО "Маяк" на основе анализа зависимости показателей продолжительности здоровой жизни (ПЗЖ) до диагностики злокачественных новообразований (ЗНО) при инкорпорации ^{239}Pu . В анализ включена субкогорта из 716 работников ПО "Маяк" 1948–1958 годов найма с известным содержанием ^{239}Pu в организме, умерших от ЗНО, в том числе 556 мужчин и 160 женщин. В зависимости от инкорпорации ^{239}Pu с помощью регрессионного анализа оценивали ПЗЖ от рождения до диагностики ЗНО (ПЗЖ-ЗНО) и ПЗЖ после начала работы до диагностики ЗНО (ПЗЖпнр-ЗНО), а также долю лиц, не доживших до определенного возраста ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО. Статистический анализ проводили с помощью программы STATISTICA. Установлена достоверная линейная регрессионная зависимость сокращения ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО от инкорпорации ^{239}Pu у работников, а также повышения доли лиц, не доживших до 65 лет ПЗЖ-ЗНО и доли лиц, не проживших 40 лет ПЗЖпнр-ЗНО. Показано, что на 1 кБк инкорпорации ^{239}Pu : у мужчин ПЗЖ-ЗНО сокращалась на 0,17, а ПЗЖпнр-ЗНО – на 0,20 года, у женщин – на 0,117 и 0,125 года соответственно. На 1 кБк инкорпорации ^{239}Pu доли мужчин, не доживших до 65 лет ПЗЖ-ЗНО и не проживших 40 лет ПЗЖпнр-ЗНО, повышались на 0,74 и 0,80 %, а доли женщин – на 0,39 и 0,46 % соответственно. Связи исследованных показателей ПЗЖ до диагностики ЗНО с накопленной дозой внешнего γ -облучения не обнаружено.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РАБОТНИКИ ПО "МАЯК", ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТЬ ЗДОРОВОЙ ЖИЗНИ, ЗЛОКАЧЕСТВЕННЫЕ НОВООБРАЗОВАНИЯ, ЗАВИСИМОСТЬ ОТ ИНКОРПОРАЦИИ ^{239}Pu , РЕГРЕССИОННЫЙ АНАЛИЗ

Продолжительность жизни (ПЖ) – одна из важнейших характеристик уровня и качества жизни, являясь интегральным показателем здоровья населения, отражает влияние на человека множества самых разнообразных факторов, в том числе профессиональных. В экспериментальных исследованиях на различных видах животных установлено, что сокращение ПЖ является универсальным эффектом внешнего и внутреннего облучения [1–4]. Для характеристики неблагоприятного влияния ионизирующего излучения наиболее информативным показателем, по мнению ряда исследователей, является сокращение ПЖ у облученных людей [5, 6]. Убедительные данные о сокращении ПЖ у людей при внешнем радиационном воз-

действии были получены у американских и британских радиологов, у японцев в результате атомной бомбардировки [7–9]. Что касается сокращения ПЖ у людей, подвергшихся внутреннему облучению, то наиболее убедительные данные были получены у рисовальщиц циферблатов, а также у больных туберкулезом костей или анкилозирующим спондилитом, которые подверглись воздействию радия, в том числе в результате лечения [10–12].

В последние годы нами на основе изучения ряда показателей были получены данные о сокращении ПЖ у работников ПО "Маяк", подвергшихся воздействию ^{239}Pu при опухолевых и неопухолевых причинах смерти [13, 14]. Следует отметить, что во всех перечисленных

выше исследованиях ПЖ изучалась на основе смертности, то есть от рождения до смерти. Однако согласно ВОЗ и ООН наиболее информативным показателем здоровья и трудового долголетия в настоящее время является такой показатель, как продолжительность здоровой жизни (ПЗЖ) – [15, 16]. ПЗЖ определяется на основе объективных медицинских (отсутствие заболеваний, инвалидности и функциональных нарушений) и субъективных (самооценка здоровья) данных [17]. В литературе имеется немало исследований, посвященных изучению различных аспектов ПЗЖ у населения. Значительно меньше работ касается этой проблемы у профессиональных контингентов. Если в зарубежной литературе подобные исследования начались в начале 2-й половины XX века, то в отечественной литературе – лишь в конце XX – начале XXI веков [18].

Исходя из данных о повышенном канцерогенном риске и сокращении ПЖ по критерию смертности при злокачественных новообразованиях (ЗНО) в когорте персонала ПО "Маяк", подвергнувшегося инкорпорации ^{239}Pu , целью исследования явилась оценка ПЗЖ до диагностики ЗНО у названной когорты работников. Данное исследование явилось логическим продолжением процитированных выше работ.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Материалом для исследования явилась когорта работников 1948–1958 годов найма (1901–1940 годов рождения) с известным содержанием ^{239}Pu в организме, входящая в состав Медико-дозиметрического Регистра персонала ПО "Маяк" [19], и прослеженная до 2009 г. Доля умерших от ЗНО составила 32 % среди 1739 умерших мужчин и 26,5 % среди 605 умерших женщин (всего – 30,5 % из 2344 всех умерших). Данные по инкорпорации ^{239}Pu в организме были получены в дозиметрическом отделе Южно-Уральского института биофизики на основе дозиметрической системы "Дозы 2008", разработанной в рамках российско-американского сотрудничества [20]. Распределение уровней инкорпорации ^{239}Pu в организме и накопленные дозы внешнего γ -облучения, полученные по данным индивидуального фотоконтроля, у выделенного

контингента работников ПО "Маяк" были представлены ранее [13].

Сведения о возрасте на момент установления диагноза ЗНО и другие характеристики умерших лиц были получены из Медико-дозиметрического регистра персонала ПО "Маяк", а также из медицинской и архивной документации. Демографический анализ включал изучение ПЗЖ-ЗНО (от рождения до диагностики ЗНО) в выделенной когорте умерших работников в зависимости от инкорпорации ^{239}Pu . Кроме того, была проведена оценка ПЗЖ работников до диагностики ЗНО с учетом возраста найма на работу, то есть ПЗЖ после начала работы до диагностики ЗНО (далее ПЗЖпнр-ЗНО). Такой подход имеет важное значение, так как именно с возраста найма на работу и начинается изучение когорты работников, за пределами которой остаются демографические события предшествующего периода в исходной популяции. Средний возраст найма на работу у обследованного контингента составил 25 лет. В табл. 1 представлены показатели ПЗЖ до диагностики ЗНО, использованные в настоящем исследовании.

Таблица 1
Показатели продолжительности жизни до диагностики злокачественных заболеваний

Показатели	Обозначения
Статические показатели	
Продолжительность здоровой жизни до ЗНО от рождения	ПЗЖ-ЗНО, лет
Продолжительность здоровой жизни после начала работы до ЗНО	ПЗЖпнр-ЗНО, лет
Потенциальные показатели	
Доля мужчин и женщин с диагнозом ЗНО до 65 лет общей продолжительности жизни	ПЗЖ-ЗНО<65, %
Доля мужчин и женщин с диагнозом ЗНО до 40 лет продолжительности здоровой жизни после начала работы	ПЗЖпнр-ЗНО<40, %

Исходя из того, что средняя ПЗЖ-ЗНО (63,5 и 64,2 лет соответственно) и средняя ПЗЖпнр-ЗНО (38,5 и 40,5 лет соответственно) были довольно близки у мужчин и женщин, в качестве нормативных значений дожития для данных показателей были приняты одинаковые параметры, а именно 65 лет для ПЗЖ-ЗНО и 40 лет для ПЗЖпнр-ЗНО, соответствующие их медианам. Следует отметить, что различия в возрасте смерти при ЗНО у мужчин и женщин в России являются минимальными (около 2–2,5 лет с 2005 по 2018 гг.) по сравнению с неопухолевыми причинами, исключая инфекционные (от 5 до 10,5 лет). При этом в целом при всех причинах смерти, половые различия в возрасте смерти составляли 13,5 и 10 лет соответственно [21, 22].

Статистический анализ включал следующие исследования:

- Дескриптивный, корреляционный и регрессионный анализы, которые проводили с помощью программы STATISTICA 10.0.

- Относительный риск (ОР) сокращения показателей ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр с определением его достоверности с помощью 95%-ного доверительного интервала [23]. При этом за референтный ОР, равный 1, принимали риск в группе с наименьшей инкорпорацией ^{239}Pu . Расчеты проводили на основе 6-польных таблиц для 3-х групп с разной инкорпорацией радионуклида.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ОБСУЖДЕНИЕ

При дескриптивном анализе было установлено, что распределение ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО было практически нормальным, а распределение содержания ^{239}Pu и накоплен-

ной дозы внешнего γ -облучения, – скошенным вправо, как у мужчин, так и у женщин (табл. 2).

Учитывая некоторые различия в характере распределения показателей ПЗЖ до ЗНО и плутония, представленных в табл. 2, для оценки их связи были рассчитаны параметрические (коэффициент корреляции Пирсона) и непараметрические (ранговый коэффициент корреляции Спирмена) коэффициенты. Из табл. 3 видно, что параметрические и непараметрические коэффициенты корреляции, свидетельствующие о достоверной отрицательной связи исследованных показателей ПЗЖ с инкорпорацией ^{239}Pu , были в большинстве случаев практически одинаковыми и однонаправленными, как у мужчин, так и у женщин. Достоверная отрицательная корреляционная связь указывает на сокращение исследованных показателей ПЗЖ до диагностики ЗНО при увеличении инкорпорации ^{239}Pu в организме работников. Корреляционная связь накопленной дозы внешнего γ -облучения у мужчин была недостоверной. В отличие от мужчин у женщин коэффициент корреляции Пирсона был недостоверным, а ранговый коэффициент корреляции Спирмена – достоверным.

При частном корреляционном анализе показателей ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО с внешним и внутренним радиационным воздействием было установлено, что в изучаемой когорте работников ПО "Маяк" достоверную отрицательную корреляционную связь ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО имели с инкорпорацией ^{239}Pu , при этом частные коэффициенты корреляции составили –0,20 и –0,24 у мужчин ($p < 0,00001$ и $p < 0,000001$ соответственно) и –0,30 и –0,32 у женщин ($p < 0,001$ в обоих случаях). При этом частные коэффициенты корреляции ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО с накопленной дозой внешнего γ -облучения, как у мужчин (–0,01 и 0,04 соответ-

Таблица 2

Коэффициенты асимметрии исследованных показателей у работников
с разным содержанием ^{239}Pu в организме

Группы	^{239}Pu , кБк	Накопленная доза γ -облучения, сГр	ПЗЖ-ЗНО, лет	ПЗЖпнр-ЗНО, лет
Мужчины	4,73	0,91	-0,52	-0,49
Женщины	3,09	1,38	-0,31	-0,55

Таблица 3

Оценка связи показателей продолжительности здоровой жизни до ЗНО и содержания ^{239}Pu у работников (корреляционный анализ*)

Группы	^{239}Pu , кБк	Накопленная доза γ -облучения, сГр	ПЗЖ-ЗНО, лет	ПЗЖпнр-ЗНО, лет
Мужчины				
^{239}Pu , кБк	1,0			
Накопленная доза γ -облучения, сГр	0,19 (0,30)	1,0		
ПЗЖ-ЗНО, лет	-0,19 (-0,20)	–	1,0	
ПЗЖпнр-ЗНО, лет	-0,23 (-0,28)	–	0,82 (0,81)	1,0
Женщины				
^{239}Pu , кБк	1,0			
Накопленная доза γ -облучения, сГр	– (0,22)	1,0		
ПЗЖ-ЗНО, лет	-0,30 (-0,31)	–	1,0	
ПЗЖпнр-ЗНО, лет	-0,32 (-0,31)	–	0,90 (0,91)	1,0

Примечание: * – представлены достоверные коэффициенты корреляции ($p < 0,05$): коэффициент корреляции Пирсона, r – без скобок; ранговый коэффициент корреляции Спирмена, R – в скобках.

Таблица 4

Сокращение продолжительности здоровой жизни до диагностики ЗНО у работников с разным содержанием ^{239}Pu в организме

Группы по ^{239}Pu в организме, кБк	n	ПЗЖ-ЗНО, лет	ПЗЖпнр-ЗНО, лет	Доля лиц с ПЗЖ-ЗНО <65 лет	Доля лиц с ПЗЖпнр-ЗНО <40 лет
Мужчины					
1-я: <0,470	186	65,4±0,70	41,2±0,68	38,7%	34,4%
2-я: 0,471–1,850	185	63,8±0,74*	38,9±0,72 ^a	46,5%	48,1% ^a
3-я: >1,850	185	61,2±0,75 ^c	35,3±0,73 ^d	61,1% ^c	64,3% ^d
Женщины					
1-я: <0,402	54	67,3±1,43	43,7±1,34	34,0%	32,1%
2-я: 0,403–1,740	53	65,0±1,44	41,6±1,56	50,9%*	39,6%
3-я: >1,740	53	60,5±1,42 ^c	36,2±1,50 ^c	63,0% ^b	61,1% ^c

Примечание: здесь и далее отмечены различия с первой группой: * – $p < 0,1$; ^a – $p < 0,05$; ^b – $p < 0,01$; ^c – $p < 0,001$; ^d – $p < 0,0001$ – $0,00001$.

ственно; $p > 0,05$), так и у женщин ($-0,06$ и $-0,09$ соответственно; $p > 0,05$) были недостоверными.

Для анализа динамики ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО при разных уровнях инкорпорации ^{239}Pu выделенный контингент работников был подразделён на три одинаковые по численности группы. В результате и у мужчин, и

у женщин было установлено достоверное снижение ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО, а также повышение доли лиц с ПЗЖ-ЗНО менее 65 лет и ПЗЖпнр-ЗНО менее 40 лет во 2-й и особенно в 3-й группах относительно 1-й группы (табл. 4). Различия в ПЗЖ-ЗНО и ПЗЖпнр-ЗНО между 1-й и 3-й группами составили у мужчин 4,2 и 5,9,

а у женщин – 6,8 и 7,5 лет соответственно. Доли лиц в этих группах с ПЗЖ-ЗНО меньше 65 лет и с ПЗЖпнр-ЗНО меньше 40 лет повышались у мужчин на 22,4 и на 29,9, а у женщин – на 29 и 29 % соответственно. В целом представленные в табл. 4 результаты свидетельствуют о более выраженных изменениях показателей ПЗЖпнр-ЗНО по сравнению с показателями ПЗЖ-ЗНО особенно относительно исходных значений.

На следующем этапе был оценён относительный риск сокращения показателей ПЗЖ до ЗНО. При этом достоверный ОР повышения числа лиц с ПЗЖ-ЗНО менее 65 лет и ПЗЖпнр-ЗНО менее 40 лет составил 1,58 и 1,87 у муж-

чин и – 1,92 и 1,98 у женщин соответственно, то есть степень изменения показателей ПЗЖпнр-ЗНО была больше, чем показателей ПЗЖ-ЗНО (табл. 5).

Исходя из полученных данных, при анализе зависимости показателей ПЗЖ-ЗНО от содержания ^{239}Pu был использован линейный регрессионный анализ. В итоге были получены достоверные уравнения регрессии, характеризующие довольно высокую количественную зависимость исследованных показателей ПЗЖ до ЗНО от инкорпорации ^{239}Pu в интервале значений от 0 до 39 кБк (табл. 6). В целом эта зависимость была более достоверной, во-первых,

Таблица 5

Относительный риск сокращения продолжительности здоровой жизни до диагностики ЗНО у работников с разным содержанием ^{239}Pu в организме

Содержание ^{239}Pu в организме, кБк	Число всех лиц	Число лиц с ПЗЖ-ЗНО <65 лет	Относительный риск (95% ДИ)	Число лиц с ПЗЖпнр-ЗНО <40 лет	Относительный риск (95% ДИ)
Мужчины (n=556)					
<0,470	186	72	1,0	64	1,0
0,471–1,850	185	86	1,20 (0,83–1,74)	89	1,40 (0,96–2,05)
>1,850	185	113	1,58 (1,10–2,26)	119	1,87 (1,30–2,69)
Женщины (n=160)					
<0,402	54	18	1,0	17	1,0
0,403–1,740	53	27	1,53 (0,76–3,08)	21	1,26 (0,60–2,63)
>1,740	53	34	1,92 (1,02–3,60)	33	1,98 (1,02–3,83)

Таблица 6

Оценка зависимости показателей продолжительности здоровой жизни до диагностики злокачественных новообразований от содержания ^{239}Pu , кБк

Группы	Уравнение регрессии	F	p
Мужчины	ПЗЖ-ЗНО, лет = $(63,60 \pm 0,690) - (0,17 \pm 0,036) \cdot ^{239}\text{Pu}$	7,72	<0,00005
	ПЗЖпнр-ЗНО, лет = $(38,76 \pm 0,676) - (0,20 \pm 0,035) \cdot ^{239}\text{Pu}$	11,09	<0,000001
	ПЗЖ-ЗНО<65, % = $(45,4 \pm 0,022) + (0,74 \pm 0,18) \cdot ^{239}\text{Pu}$	17,61	<0,00003
	ПЗЖпнр-ЗНО<40, % = $(45,3 \pm 0,022) + (0,80 \pm 0,188) \cdot ^{239}\text{Pu}$	20,60	<0,00001
Женщины	ПЗЖ-ЗНО, лет = $(65,79 \pm 0,852) - (0,117 \pm 0,024) \cdot ^{239}\text{Pu}$	23,52	<0,000001
	ПЗЖпнр-ЗНО, лет = $(42,14 \pm 0,874) - (0,125 \pm 0,025) \cdot ^{239}\text{Pu}$	25,36	<0,000001
	ПЗЖ-ЗНО<65, % = $(44,2 \pm 4,12) + (0,390 \pm 0,117) \cdot ^{239}\text{Pu}$	11,15	<0,001
	ПЗЖпнр-ЗНО<40, % = $(38,2 \pm 4,03) + (0,464 \pm 0,114) \cdot ^{239}\text{Pu}$	16,51	<0,00008

Примечание. F – Критерий Фишера.

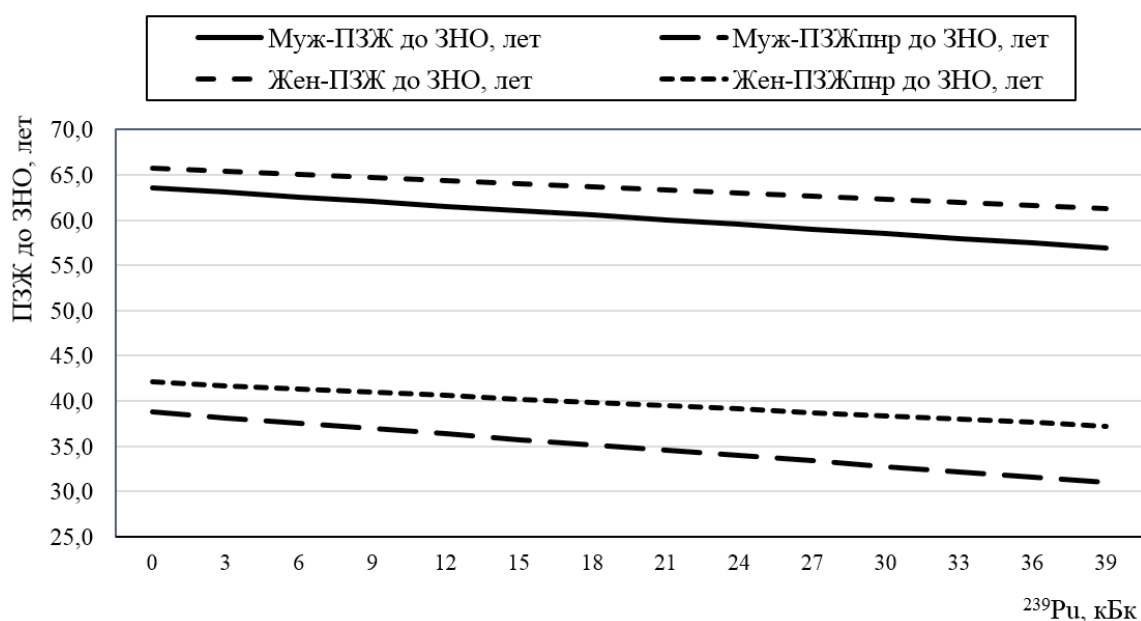


Рис. 1. Зависимость сокращения показателей продолжительности здоровой жизни до диагностики злокачественных новообразований от содержания ^{239}Pu у мужчин и женщин

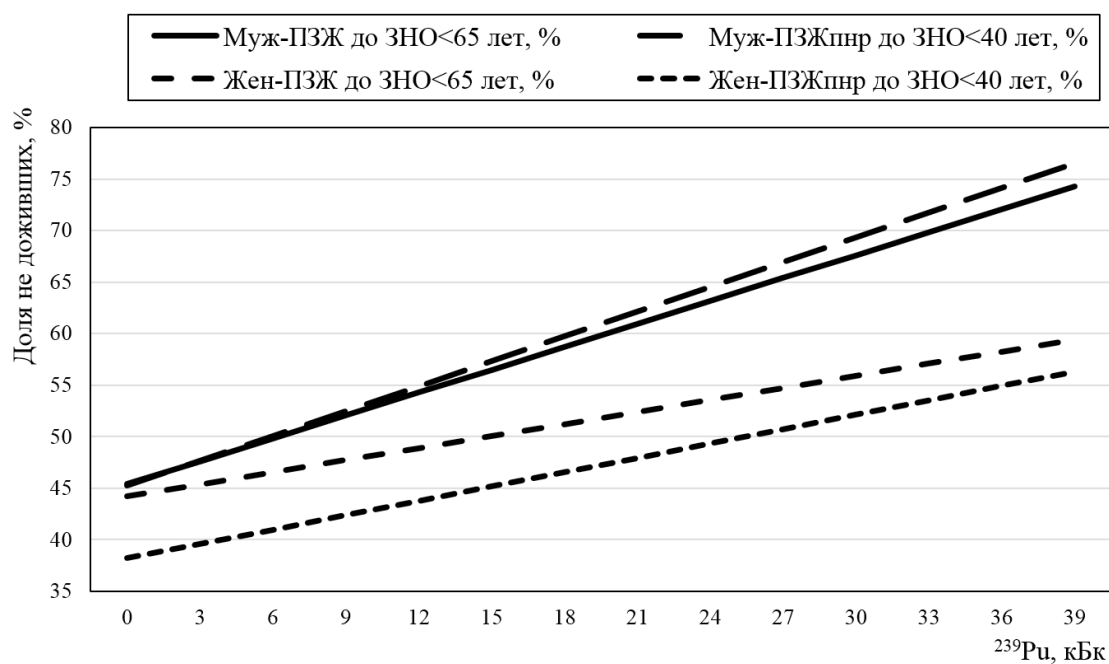


Рис. 2. Зависимость повышения доли мужчин и женщин, не доживших до 65 лет и не проживших 40 лет после начала работы до диагностики злокачественных новообразований, от содержания ^{239}Pu

у мужчин, чем у женщин, что можно объяснить большей численностью мужской группы и, во-вторых, для ПЗЖпнр-ЗНО по сравнению с ПЗЖ-ЗНО.

На основе уравнений регрессии были получены диаграммы зависимости показателей ПЗЖ и ПЗЖпнр до диагностики ЗНО от содержания ^{239}Pu в пределах от 0 до 39 кБк (рис. 1 и 2). Из рис. 1 следует, что, как у мужчин, так и у женщин сокращение ПЗЖ до ЗНО на 1 кБк плутония было менее выраженным, чем сокращение ПЗЖпнр до ЗНО.

Различия заключались в большей степени сокращения показателей ПЗЖ у мужчин (ПЗЖ-ЗНО с 63,6 до 57 лет, т.е. на 10,4 % и ПЗЖпнр-ЗНО с 38,8 до 31 лет, т.е. на 20,0 %), чем у женщин (ПЗЖ-ЗНО с 65,8 до 61,2 лет, т.е. на 7 % и ПЗЖпнр-ЗНО с 42,1 до 37,2 лет, т.е. на 8,8 %). Последнее, очевидно, можно объяснить тем обстоятельством, что ПЗЖпнр-ЗНО имеет большую корреляционную связь и регрессионную зависимость от инкорпорации плутония, чем ПЗЖ-ЗНО (табл. 3 и 6). При этом, как у мужчин, так и у женщин доли лиц, не доживших до 40 лет ПЗЖпнр-ЗНО, повышались в большей степени, а именно на 31,2 и 18,1 % соответственно, чем ПЗЖ-ЗНО до 65 лет – на 28,9 и 15,2 % соответственно (рис. 2). Действительно, ПЗЖпнр до ЗНО, то есть ПЗЖ после начала работы, была непосредственно связана с инкорпорацией ^{239}Pu , тогда как ПЗЖ до ЗНО включала еще и период жизни от рождения до контакта с радионуклидом. Повышение доли мужчин, не доживших до 65 лет и не проживших 40 лет после начала работы до ЗНО, было более выраженным, чем повышение этих долей у женщин (рис. 2). Также следует отметить, что при максимальных уровнях инкорпорации плутония повышение доли мужчин, не проживших 65 лет и 40 лет после начала работы до ЗНО было существенно больше (74,3 и 76,5 % соответственно), чем у женщин (59,4 и 56,3 % соответственно).

В имеющейся литературе сведения о возрасте диагностики онкологических заболеваний весьма ограничены. Известно, что средний возраст, то есть средняя ПЗЖ до диагностики ЗНО, составляет у населения России в настоящее время 64,5 года, в т.ч. у мужчин – 64,9 лет, а у женщин – 64,2 года (разница – 0,7 года).

9 лет назад эти показатели были меньше и составляли 63,8 и 63,3 соответственно (разница – 0,5 года) [24]. В официальной статистике приводятся также данные о доле лиц из населения России, у которых диагностировано ЗНО в 60+ лет. Эта доля составляет 71,3 % случаев среди мужчин и 65,8 % случаев среди женщин. У обследованных работников ПО "Маяк" эти цифры были довольно близкими и составляли 68,7 и 65,6% соответственно. В дальнейшем для полной характеристики ПЗЖ у выделенного контингента работников предполагается изучить ПЗЖ до диагностики неопухолевой патологии и функциональных нарушений, а также показатели самочувствия работников, как важные составляющие здоровья населения. Таким образом, в результате проведенного исследования установлена достоверная зависимость сокращения ПЗЖ и ПЗЖпнр до диагностики ЗНО от инкорпорации ^{239}Pu у работников, а также повышения доли лиц, не доживших до 65 лет и не проживших 40 после начала работы до диагностики ЗНО.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. С помощью регрессионного анализа у работников предприятия атомной промышленности ПО "Маяк" проведена оценка зависимости статичных и потенциальных показателей продолжительности здоровой жизни до диагностики ЗНО, от инкорпорации ^{239}Pu .

2. Установлена достоверная линейная зависимость продолжительности здоровой жизни от рождения и продолжительности здоровой жизни после начала работы до диагностики ЗНО от уровня инкорпорации ^{239}Pu . Зависимость продолжительности жизни после начала работы была выше, чем продолжительности жизни в целом.

3. Доля работников, не доживших до нормативного возраста после начала работы до диагностики ЗНО, была больше, чем доля работников, не доживших до общего нормативного возраста. При этом достоверный относительный риск повышения числа лиц с продолжительностью здоровой жизни до ЗНО менее 65 лет и продолжительностью здоровой жизни после начала работы до ЗНО менее 40 лет составил 1,58 и 1,87 у мужчин, а

у женщин – 1,92 и 1,98 соответственно.

4. Более выраженная зависимость от инкорпорации ^{239}Pu показателей продолжительности здоровой жизни после начала работы до диагностики ЗНО по сравнению с показателями продолжительности здоровой жизни до диагностики ЗНО в целом объясняется тем, что именно в период после начала работы персонал данного производства подвергался неблагоприятному воздействию плутония.

5. Зависимость сокращения исследованных показателей продолжительности здоровой жизни до диагностики ЗНО от инкорпорации ^{239}Pu у мужчин была выше, чем у женщин.

6. Полученные результаты свидетельствуют о целесообразности при оценке продолжительности жизни до диагностики ЗНО у работников, контактирующих с вредными факторами производства, использовать не только показатели общей продолжительности здоровой жизни, но и показатели продолжительности жизни после начала работы до диагностики ЗНО.

7. Связи исследованных показателей продолжительности здоровой жизни до диагностики ЗНО с накопленной дозой внешнего γ -облучения не выявлено.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ярмоненко С.П., Вайнсон А.А. Радиобиология человека и животных: Учеб. пособие. – М.: Высшая школа, 2004. – 549 с.
2. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.
3. Булдаков Л.А., Любчанский Э.Р., Москалев Ю.И., Нифатов А.П. Проблемы токсикологии плутония. – М.: Атомиздат, 1969. – 368 с.
4. Калистратова В.С., Беляев И.К., Жорова Е.С. и др. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов / Под ред. В.С. Калистратовой. – изд. 2-е. – М.: ФГБУ ГНЦим. А.И. Бурназяна ФМБА России, 2016. – 556 с.
5. Cameron J.R. Longevity is the most appropriate measure of health effects of radiation // *Radiology*. – 2003. – V. 229. – No. 1. – P. 14–15.
6. Morfeld P. Years of life lost due exposure: causal concepts and empirical shortcomings // *Epidemiol Perspect. Innovat.* – 2004. – V. 1. – No. 4. – P. 1–19.
7. Hauptmann M., Mohan A.K., Doody M.M. et al. Mortality from diseases of the circulatory system in radiologic technologists in the United States // *Am. J. Epidemiol.* – 2003. – V. 157. – No. 3. – P. 239–248.
8. Berrington A., Darby S.C., Weiss H.A., Doll R. 100 years of observation on British radiologists: mortality from cancer and other causes 1897–1997 // *Br J. Radiol.* – 2001. – V. 74. – No. 882. – P. 507–519.
9. Cologne J.B., Preston D.L. Longevity of atomic-bomb survivors // *Lancet*. – 2000. – V. 356. – July 22. – P. 303–311.
10. Vrijheid M., Cardis E., Ashmore P. et al. Mortality from diseases other than cancer following low doses of ionizing radiation: results from the 15-Country Study of nuclear industry workers // *Inter. J. Epidemiol.* – 2007. – V. 36. – P. 1126–1135. – DOI:10.1093/ije/dym138
11. Polednak A.P., Stehney A.F., Rowland R.E. Mortality among women first employed before 1930 in the U.S. radium dial-painting industry. A group ascertained from employment lists // *Am. J. Epidemiol.* – 1978. – V. 107. – No. 3. – P. 179–195.
12. Spiess H. Life-span study on late effects of ^{224}Ra in children and adults // *Health Phys.* – 2010. – V. 99. – No. 3. – P. 286–291. – DOI: 10.1097/HP.0b013e3181cb857f.
13. Тельнов В.И. Плутоний и сокращение продолжительности жизни у профессиональных работников // *Гигиена и санитария*. – 2015. – Т. 94. – № 3. – С. 56–60.
14. Тельнов В.И., Третьяков Ф.Д., Окатенко П.В. Инкорпорация плутония-239 и сокращение продолжительности жизни у работников ПО "Маяк" при опухолевых и неопухолевых причинах смерти // *Мед. радиол. и радиац. безопасность*. – 2017. – Т. 62. – № 2. – С. 28–34.
15. Рамонов А.В. Ожидаемая продолжительность здоровой жизни как интегральная оценка здоровья россиян // *Экономический журнал ВШЭ*. – 2011. – № 4. – С. 498–520.
16. Ожидаемая продолжительность здоровой жизни по всем странам мира в 2015 году. – http://www.demoscope.ru/weekly/app/world_dale_2015.php
17. Blaxter M. A Comparison of Measures of Inequality in Morbidity // J. Fox (ed.) *Health Inequalities in European Countries*. – Aldershot: Gower, 1989. – P. 199–230.
18. Андреев Е.М., Школьников В.М., МакКи

- М. Продолжительность здоровой жизни // Вопросы статистики. – 2002. – № 11. – С. 16–21.
19. Кошурникова Н.А., Шильникова Н.С., Окатенко П.В. и др. Характеристика когорты рабочих атомного предприятия ПО "Маяк" // Мед. радиол. и радиац. безопасность. – 1998. – Т. 43. – № 6. – С. 43–57.
20. Khokhryakov V.V., Khokhryakov V.F., Suslova K.G. et al. Mayak Worker Dosimetry System 2008 (MWDS-2008): Assessment of internal dose from measurement results of plutonium activity in urine // Health Physics. – 2013. – V. 104. – No. 4. – P. 366–378.
21. Демографический ежегодник России, 2006: Стат. сб. – М.: Росстат, 2006. – 561 с.
22. Демографический ежегодник России. 2019: Стат. сб. – М.: Росстат, 2019. – 252 с. – https://gks.ru/storage/mediabank/Dem_ejegod-2019.pdf
23. Флейс Дж. Статистические методы для изучения таблиц долей и пропорций. – пер. с англ. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 320 с.
24. В каком возрасте у россиян чаще всего диагностируют разные виды рака? – https://aif.ru/health/life/v_kakom_vozraste_u_rossiyan_chashche_vsego_diagnostiruyut_raznye_vidy_raka

УДК 546.798.22:572

© 2021

ДЕКОРПОРАЦИЯ ПЛУТОНИЯ: ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОТЛОЖЕННОЙ ХЕЛАТОТЕРАПИИ В СЛУЧАЯХ ОСТРОГО ПОСТУПЛЕНИЯ ЧЕРЕЗ ПОВРЕЖДЁННЫЕ ПОКРОВЫ КОЖИ У РАБОТНИКОВ ПО "МАЯК"

А.Б. Соколова, А.В. Ефимов

Россия, г. Озёрск, ФГУП Южно-Уральский институт биофизики ФМБА России

Известно, что успешность хелатотерапии в случае поступления актинидов в организм в основном зависит от сроков начала лечения. В случаях немедленного применения пентацина можно "перехватить" более 90 % перешедшей в кровь активности. В случае, когда лечение не проводится своевременно, хелатотерапию принято называть "отложенной".

Для изучения эффективности отложенной хелатотерапии, выполненной при сопровождении случаев острого поступления актинидов в организм лиц из персонала ФГУП "ПО "Маяк", было проанализировано два случая с разными уровнями поступления актинидов через повреждённые кожные покровы и различной длительностью курса хелатотерапии. Эффективность хелатотерапии определялась отношением выведенного количества актинидов к поступившему количеству. Для проанализированных случаев эффективность лечения составляла не более 16 %. Ранее для двух случаев поступления актинидов через повреждённые кожные покровы работников ПО "Маяк" эффективность неотложной терапии была оценена на уровне 40 и 80 %, что демонстрирует важность своевременного выявления случаев острого поступления и начала выполнения курса хелатотерапии.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ПЛУТОНИЙ, ХЕЛАТОТЕРАПИЯ, ПЕНТАЦИН

В настоящее время повышенные уровни облучения профессиональных работников обусловлены острым поступлением радионуклидов при нештатных ситуациях. Преобладающим путём повышенного поступления у работников ПО "Маяк" в последнее десятилетие является поступление актинидов через повреждённые кожные покровы [1]. Большинство таких случаев в настоящее время выявляется своевременно, тем не менее случаи острого поступления выявлялись и при рутинном мониторинге [1]. В случаях острого поступления актинидов для ускорения выведения и снижения скорости отложения в органах основного депонирования, в целях предупреждения радиационных поражений или уменьшения риска их возникновения проводится курс комплексотерапии (хелатотерапии) [2–14].

Данное исследование проводилось с целью практического определения эффективности курсов отложенной хелатотерапии при раневом поступлении актинидов, полученные

характеристики были учтены при разработке требований к проведению оптимального курса хелатотерапии в методических рекомендациях [15].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для измерения активности изотопов Pu и ^{241}Am в моче использовался α -спектрометрический метод (предел детектирования 0,7 мБк в суточной пробе мочи) [4]. Измерения содержания изотопов плутония и ^{241}Am в месте ранения γ -спектрометрическим методом производились на установке СИЧ (спектрометр излучения человека) [16]. Содержание радиоактивных нуклидов в месте ранения определялось с учётом поглощения излучения в ткани кожи. Оценки доз выполнялись согласно МУ 2.6.1.026–09 "Методика расчёта доз облучения персонала, обусловленных поступлением изотопов плутония и америция-241 через повреждённые кожные покровы" [17].

В литературных источниках в качестве эффективности хелатотерапии используется отношение выведенного количества актинидов к поступившему количеству [14, 18]. В случаях немедленного выявления аварийной ситуации оценка поступления затрудняется, так как лечение начинается незамедлительно (первая инъекция пентацина делается немедленно на здравпункте ПО "Маяк"), и порция мочи перед началом лечения не собирается. Оценки поступления ("эффективное" поступление), выполненные по результатам биофизического обследования через 100 дней после окончания курса хелатотерапии, являются смещёнными вследствие ускоренной экскреции актинидов с мочой под влиянием пентацина [1].

Случаи, для которых лечение не проводилось сразу (так называемая "*отложенная*" хелатотерапия), выявлялись при рутинном мониторинге при обследовании на установках СИЧ или по повышенным уровням экскреции актинидов с мочой при биофизическом обследовании [1]. В таких ситуациях, как правило, неизвестна точная дата поступления, но имеются измерения в суточном количестве мочи (СКМ) перед началом лечения, что позволяет получить несмещённые оценки эффективности проведённых мероприятий по декорпорации актинидов (дозиметрический "выигрыш").

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Для анализа эффективности "отложенного" лечения выбраны два случая с разными уровнями поступления и длительностью курса хелатотерапии, выявленные при текущем индивидуальном дозиметрическом контроле (ИДК) работников ПО "Маяк". Программа ИДК внутреннего облучения в биофизической лаборатории ФГУП ЮУрИБФ предусматривает проведение индивидуальных измерений активности радионуклидов у работников, которые выполняются на установках СИЧ (измерения содержания ^{241}Am в лёгких *in vivo*) и/или в пробах СКМ (измерения ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{241}Am *in vitro*). Следует отметить, что в последнее пятилетие ИДК для работников ПО "Маяк" должен выполняться ежегодно для всего персонала группы А, что практически исключает вероятность невыявления поступления в течение периода контроля, рис. 1.

Случай 1

При плановом обследовании на установках СИЧ 02.03.2009 в биофизической лаборатории ФГУП ЮУрИБФ у работника литейно-механического производства (токаря), занятого на производстве с 2003 г., была выявлена полу-

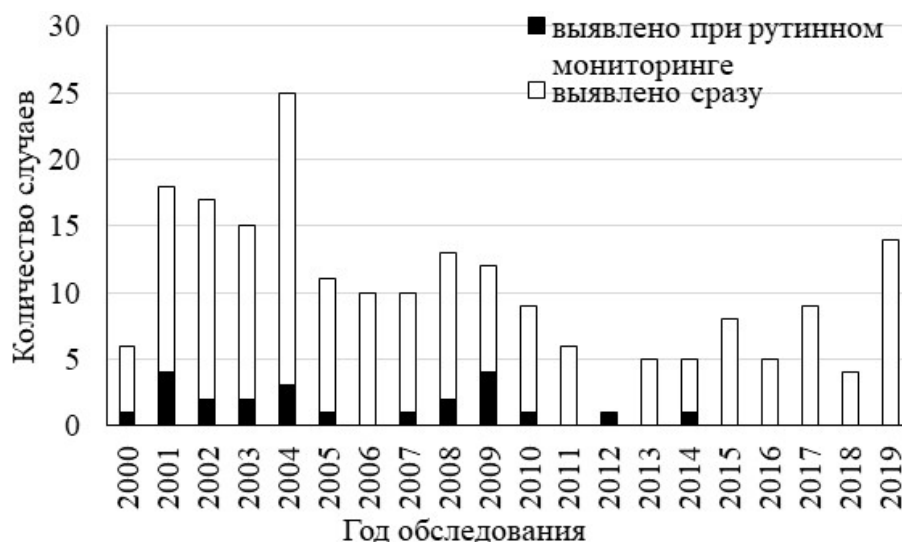


Рис. 1. Распределение случаев в зависимости от года обследования

ченная ранее микротравма. Измерение содержания актинидов в месте микротравмы кожи выполнялось с использованием установки СИЧ. По состоянию на 04.03.2009 содержание ^{241}Am составило 40 Бк, оценочное содержание ^{239}Pu – 750 Бк. После иссечения загрязнённых тканей содержание ^{241}Am снизилось до 10 Бк, оценочное содержание ^{239}Pu – до 190 Бк.

Лечение пентацином проводилось с 04.03.2009 по 13.03.2009 ежедневно, в дозировке 0,25 г. В ходе курса хелатотерапии и до момента заключительного обследования была собрана одна суточная порция мочи (рис. 2). Вследствие достаточно низких уровней поступления содержание америция определялось только в период диагностики и составило около 50 % от суммарного содержания актинидов.

Для этого случая было предварительно оценено поступление плутония по результатам измерения содержания плутония в двух суточных порциях естественной мочи, полученных до начала лечения. Величина поступления плутония составляет порядка 30 Бк (I_1). Оценка ожидаемой эффективной дозы (ОЭД) от плу-

тония при заданных условиях находится на уровне 15 мЗв (ОЭД_1). Модельные значения уровней экскреции плутония в сравнении с наблюдаемыми представлены на рис. 3. Для оценки модельных значений использовались разработанные для целей дозиметрии внутреннего облучения и рекомендованные МКРЗ (Международная комиссия по радиологической защите) биокинетические модели [17, 26, 27]. Как видно на рис. 3, уже после 200-х суток после поступления наблюдаемые значения становятся ниже модельных, что свидетельствует об эффективности предпринятых мер для декорпорации актинидов.

Согласно требованиям МУ 2.6.1.027–09 заключительные оценки поступления выполнены по результатам измерений содержания плутония и америция в моче через 100 дней после окончания курса хелатотерапии (на 260-й и 261-й день после нештатной ситуации). Величина поступления плутония составляет около 16 Бк (I_2). Оценка ОЭД, выполненная по результатам биофизического обследования, проведённого после окончания курса хелато-

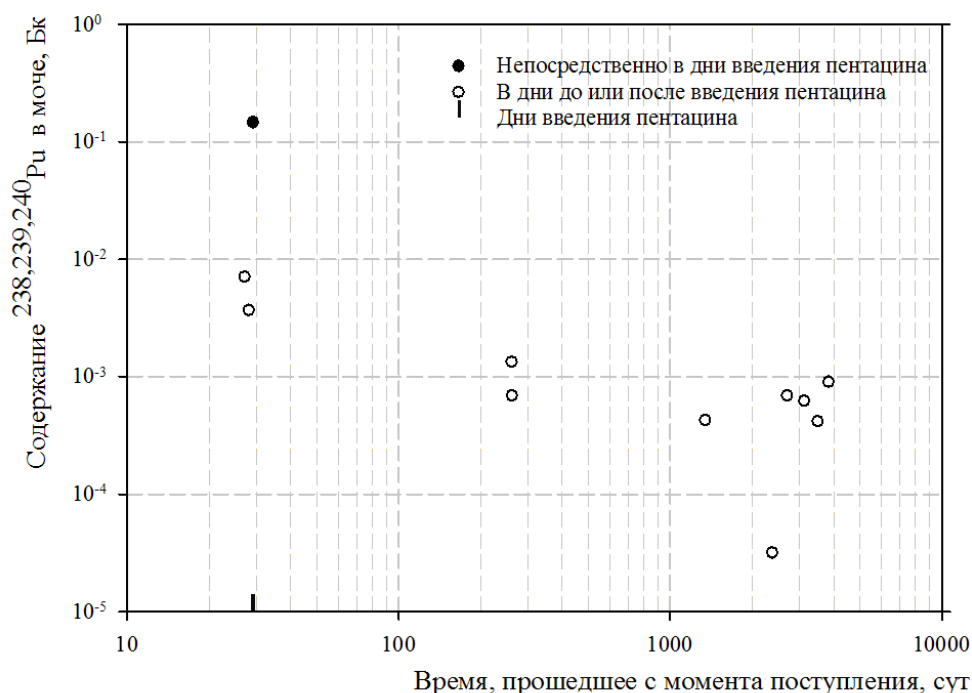


Рис. 2. Динамика экскреции плутония с мочой

терапии, – 8 мЗв (ОЭД₂). Полный дозиметрический "выигрыш", рассчитанный как $(\text{ОЭД}_1 - \text{ОЭД}_2) / \text{ОЭД}_1$, составляет 48 %. В данном случае содержание америция в СКМ из-за достаточно низких уровней поступления после окончания курса хелатотерапии не определялось, поэтому эффективность хелатотерапии определялась только для плутония. Эффективность терапии (отношение выведенного в результате лечения к поступившему количеству) оценена на уровне 6%. Эффективность оценивалась на основании экстраполированного содержания плутония в СКМ в период проведения лечения (с учётом коэффициентов ускорения МУ 2.6.1.026–09 [17]), так как из-за незначительных уровней поступления измерения содержания плутония в СКМ в период лечения были выполнены однократно. Большая разница между полным дозиметрическим выигрышем и эффективностью терапии обусловлена, вероятно, тем фактом, что для оценки эффективности использовались не фактические результаты измерения содержания плутония в СКМ, а расчётные оценки этой величины.

Случай 2

Следующий случай обеспечен большим количеством измерений вследствие высоких уровней поступления.

В результате планового ИДК методом СИЧ 27.12.2012 было выявлено загрязнение актинидами ранее полученной микротравмы третьего пальца правой руки у работника радиохимического производства ПО "Маяк", работающего с 1975 г. слесарем-ремонтником. Со слов обследуемого, микротравма была получена на производстве 13.11.2012. На обследование в ФГУП ЮУрИБФ непосредственно после получения микротравмы работник направлен не был. Содержание ^{241}Am в месте микротравмы по состоянию на 27.12.2012 составляло 230 Бк, ^{239}Pu – 2500 Бк, что являлось показанием к выполнению хирургического иссечения [2, 3]. После выполненного 11.01.2013 иссечения загрязнённых тканей по данным измерения, выполненного в повязке, содержание ^{241}Am в месте иссечения составило 0,7 Бк, ^{239}Pu – 3,1 Бк. Измерение содержания актинидов в месте иссе-

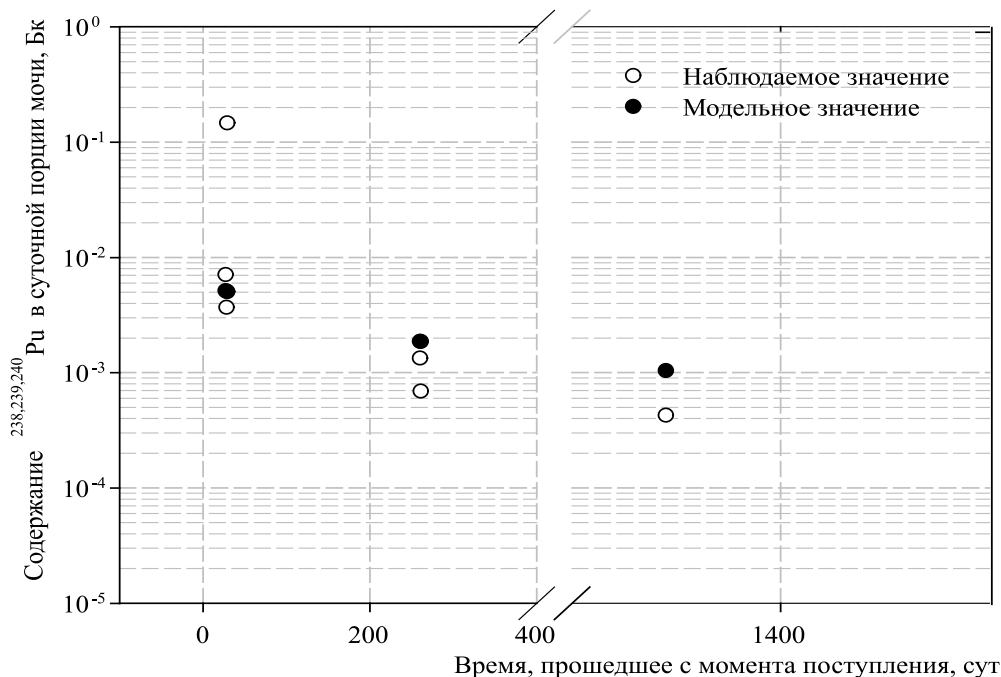


Рис. 3. Динамика экскреции плутония с мочой в сравнении с модельным значением естественной экскреции, рассчитанным по величине поступления (I_1)

чения без повязки было выполнено 14.01.2013, содержание ^{241}Am составило 0,8 Бк, ^{239}Pu – 5,5 Бк.

В результате иссечения загрязнённых тканей было удалено более 99 % радиоактивного материала. Инъекции пентацина выполнялись с 10.01.2013 по 29.01.2013 ежедневно в дозе 0,25 г в условиях стационара. После выписки из стационара продолжался периодический контроль за содержанием актинидов в моче (рис. 4).

В данном случае, так как перед началом курса хелатотерапии было измерено содержание актинидов в суточной порции мочи, можно было сделать предварительные оценки поступления (I_1) по результатам измерения содержания актинидов в суточной порции естественной мочи. Было сделано предположение о дате перехода актинидов в кровь: принята дата нештатной ситуации 13.11.2012, тип соединения, согласно МУ 2.6.1.027–09, выбран "мгновенные". С учётом этих предположений величина поступления плутония составляет порядка 500 Бк. Оценка ОЭД, сделанная на основе исходных данных, находилась на уровне 200 мЗв

(ОЭД₁). Коэффициенты ускорения выведения суммарной активности плутония и америция в дни применения пентацина колебались от 49 до 129 (по отношению к естественным уровням экскреции на 09.01.2013). По оцененной величине поступления были рассчитаны модельные значения величины экскреции актинидов (рис. 5).

Согласно требованиям МУ 2.6.1.027–09 заключительная оценка поступления была выполнена по результатам измерений содержания плутония и америция в моче через 100 дней после окончания курса хелатотерапии (на 180-й, 181-й и 182-й день после нештатной ситуации) – $I_2=350$ Бк плутония и 90 Бк америция (с учётом вклада америция в суммарную активность около 20 % по результатам измерений содержания актинидов в моче). За время курса хелатотерапии было выведено порядка 55 Бк плутония и 16 Бк америция, что в 66 и 111 раз соответственно больше, чем было бы выведено без лечения (рис. 6). Эффективность хелатотерапии составляет 16 %. Оценка ОЭД, выполненная по результатам биофизического

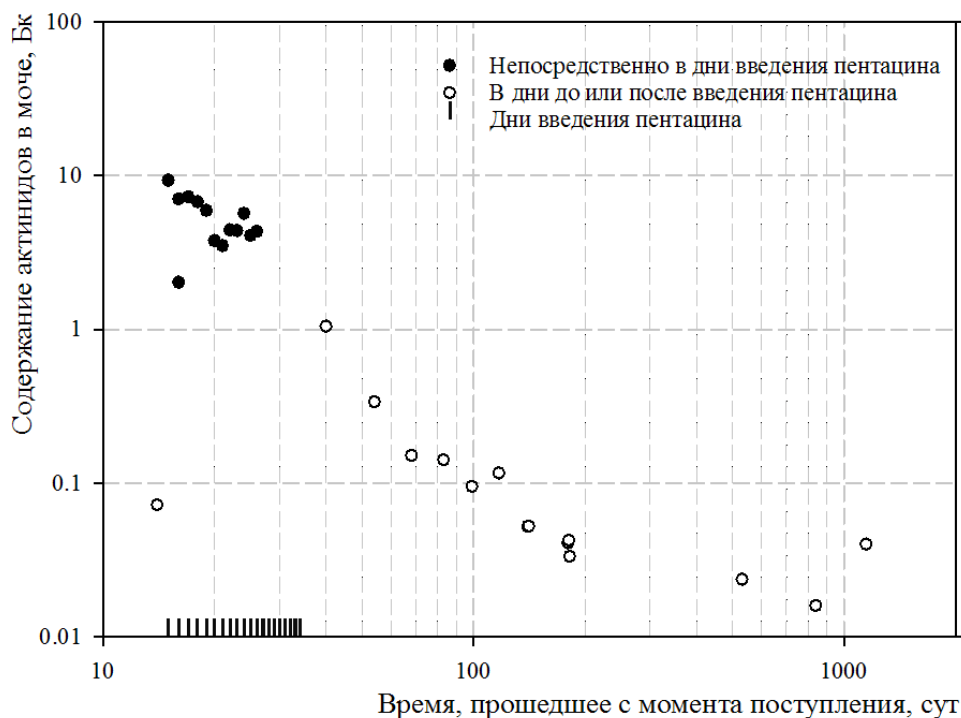


Рис. 4. Динамика экскреции актинидов с мочой

обследования, проведённого после окончания курса хелатотерапии, – 165 мЗв (ОЭД₂).

В данном случае полный дозиметрический "выигрыш", рассчитанный как $(\text{ОЭД}_1 - \text{ОЭД}_2) / \text{ОЭД}_1$, составляет 17,5 %, что можно считать "несмещённой" эффективностью хелатотерапии.

Для объяснения невысокой, по сравнению с немедленной, эффективности "отложенной" хелатотерапии следует рассмотреть механизмы хелатообразования. Известно, что в основном пентацин связывает только то количество актинидов, которое циркулирует в крови, не проникая во внутриклеточное пространство [13]. Но в ряде исследований обнаружено, что Са-ДТПА способен связываться с плутонием на костных поверхностях и во внутриклеточном пространстве печени [19–24]. В экспериментах на крысах было доказано наличие механизмов "внутриклеточного" связывания: применение ДТПА до и после введения крысам плутония и америция значительно уменьшило содержание актинидов в печени и в скелете. Эти результаты авторы объясняют хелатообразованием во внутриклеточных структурах, где эффективность

ДТПА возрастала как функция оптимального молярного соотношения ДТПА и актинидов во внутриклеточном пространстве [25]. Из рис. 7 следует, что даже в случае непосредственного поступления актинидов в кровь, содержание в крови быстро снижается и через 6 ч в крови циркулирует не более 64 % от поступившего (для расчётов использованы стандартные модели МКРЗ и НКРЗ) [26–28]. Такая картина характерна для растворимых соединений согласно раневой модели НКРЗ (Публикация 156 НКРЗ) [28]. Для соединений типа Коллоиды, Частицы, Фрагменты содержание в крови возрастает со временем, однако не превышает десятых долей процента. Следовательно, механизмы "внутриклеточного" связывания могут играть большую роль при отложенной хелатотерапии, когда доля циркулирующих актинидов, доступная для хелантов, незначительна вследствие короткого периода полувыведения ДТПА.

В исследованиях Gremy et al. [25] предложена следующая схема "внутриклеточных" механизмов связывания – "немедленное" и "отложенное" хелатирование [25]. Крысам вводи-

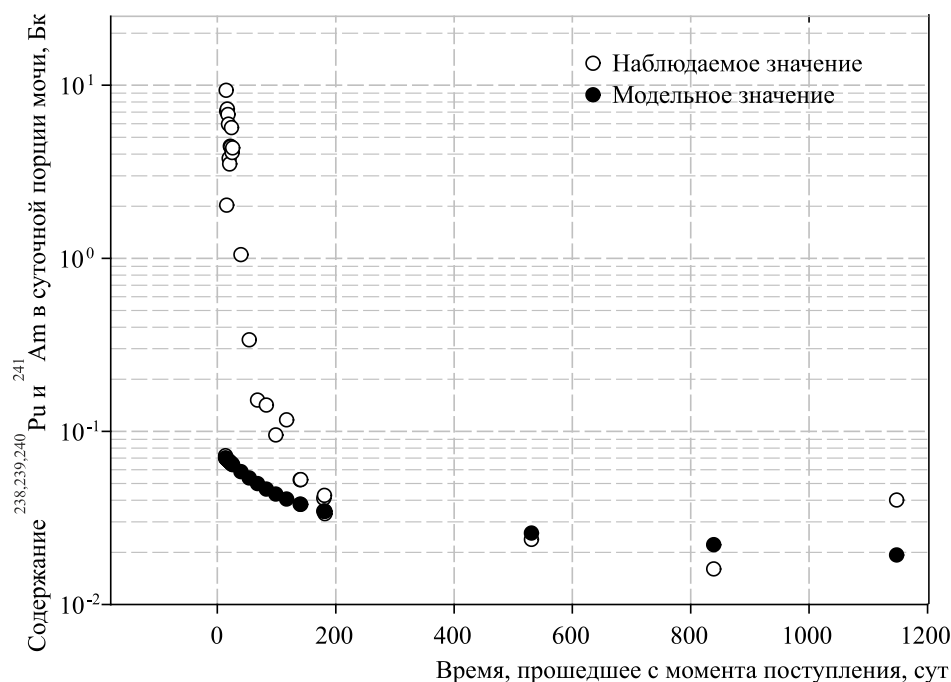


Рис. 5. Динамика экскреции суммарно плутония и америция с мочой в сравнении с модельным значением естественной экскреции, рассчитанным по величине поступления (I_1)

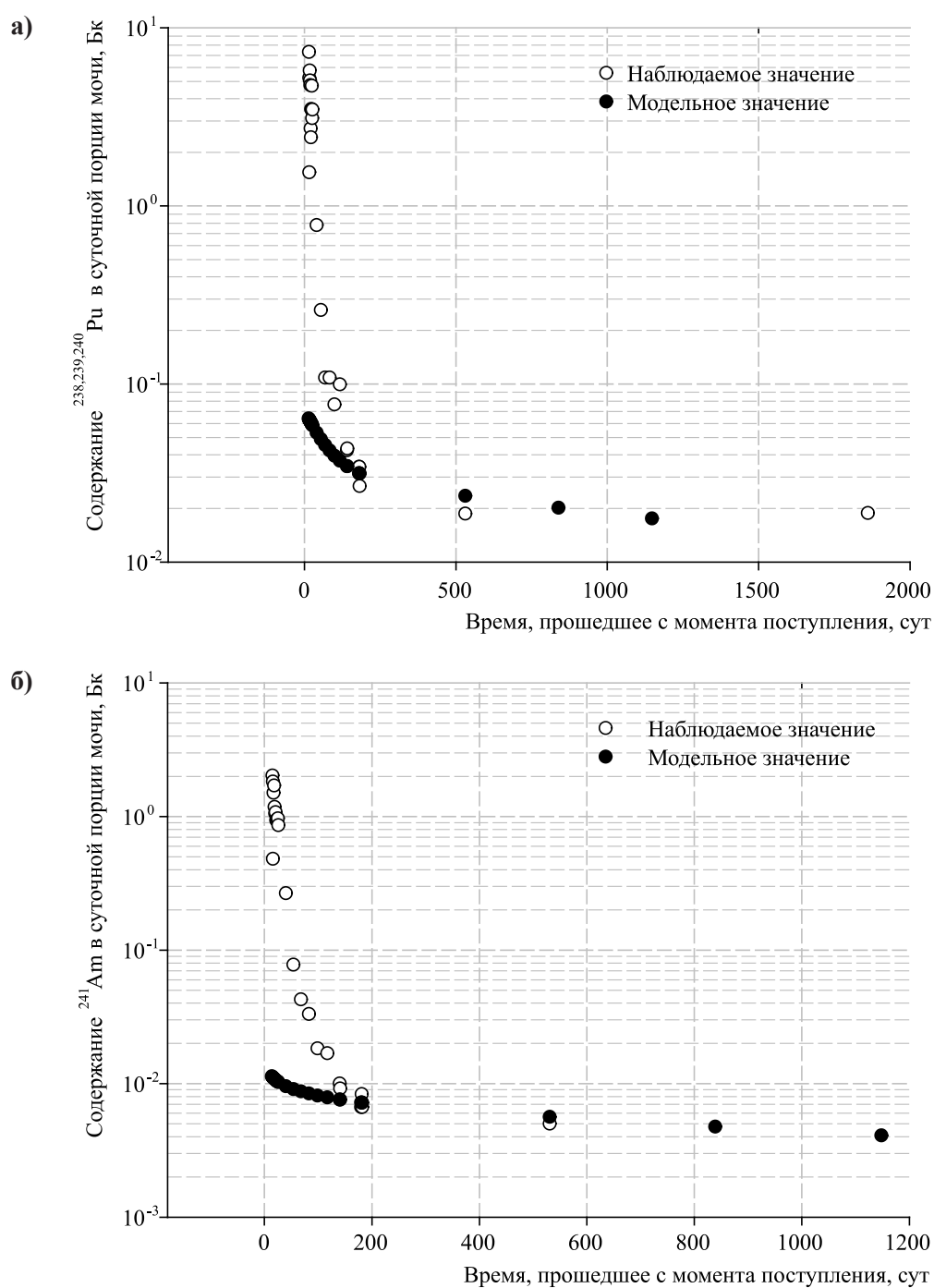


Рис. 6. Динамика экскреции плутония (а) и америция (б) с мочой в сравнении с модельным значением естественной экскреции, рассчитанным по величине поступления (I_2)

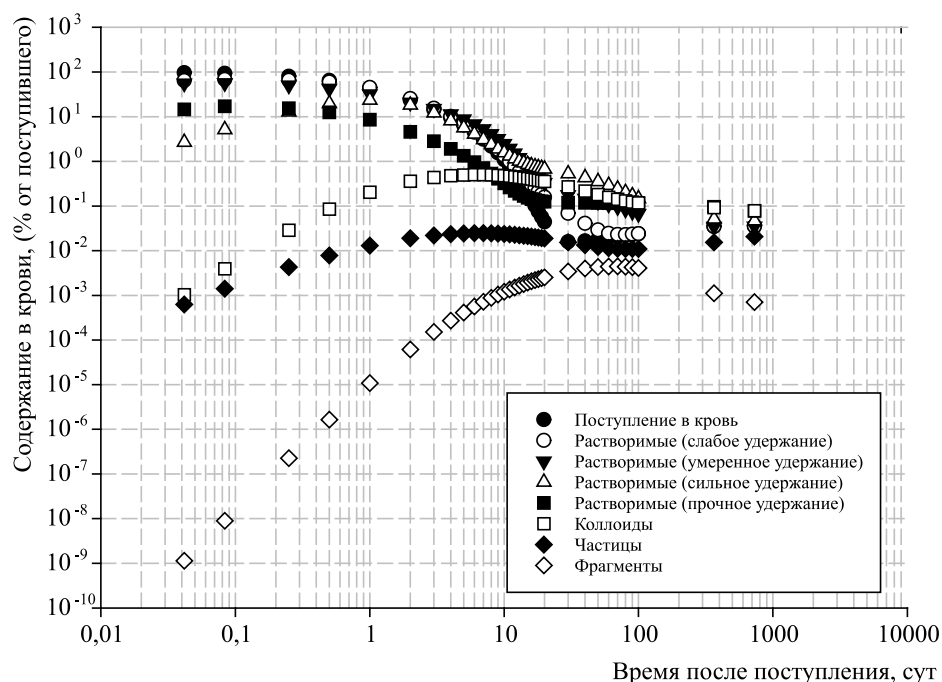


Рис. 7. Доля плутония в крови (от поступившего через повреждённые кожные покровы), в зависимости от типа поступившего соединения

ли внутривенно цитрат плутония и америция, режим введения ДТПА был либо "отложенным" (на 1-е, 2-е или 7-е сутки после введения актинидов) или "профилактическим" (на 1-е, 2-е или 7-е сутки до введения актинидов). "Немедленным" названо связывание хеланта и актинидов, уже находившихся в печени в момент введения ДТПА. В то время как "отложенное" внутриклеточное хелатообразование – это связывание актинидов, проникающих в структуры клетки, и пентамина, который уже находится внутри клеток. Такая ситуация наблюдается при проведении профилактической терапии. После введения ДТПА в этот тип хелатообразования могут вовлекаться актиниды, поступающие в клетки после рециркуляции из системных органов или абсорбции в кровь из места первичного отложения радионуклида (лёгких или раны). Можно предположить, что молекулы ДТПА присутствуют в клетках печени в течение нескольких дней после инъекции препарата в достаточном количестве, чтобы не допускать отложения в печени циркулирующих

нуклидов. Линейная зависимость временного интервала и дозы предполагает, что "внутриклеточное" количество ДТПА уменьшается строго экспоненциально. На рис. 8 схематично представлены механизмы "немедленного" (а) и "отложенного" (б) внутриклеточного хелатообразования (из работы Gremy et al.[25]). При "немедленном" хелатообразовании ДТПА проникает в клетки, где уже находятся актиниды (An), связанные с внутриклеточными лигандами (ligandy), такими как ферритин в клетках печени. Когда ДТПА и комплекс актинид-лиганд (An-ligandy) локализованы в одном внутриклеточном пространстве (цитозоль или лизосома), молекулы ДТПА "соперничают" за атом актинида с лигандами. Сформировавшись, соединение актинид-ДТПА может выводиться во внеклеточное пространство (рис. 8а). В случае "отложенного" хелатообразования актиниды в форме актинид-лиганд (An-ligandx) (в качестве лиганда для плутония может выступать трансферрин) проникают в клетку, когда молекула ДТПА уже "усвоена" и надёжно связана в клет-

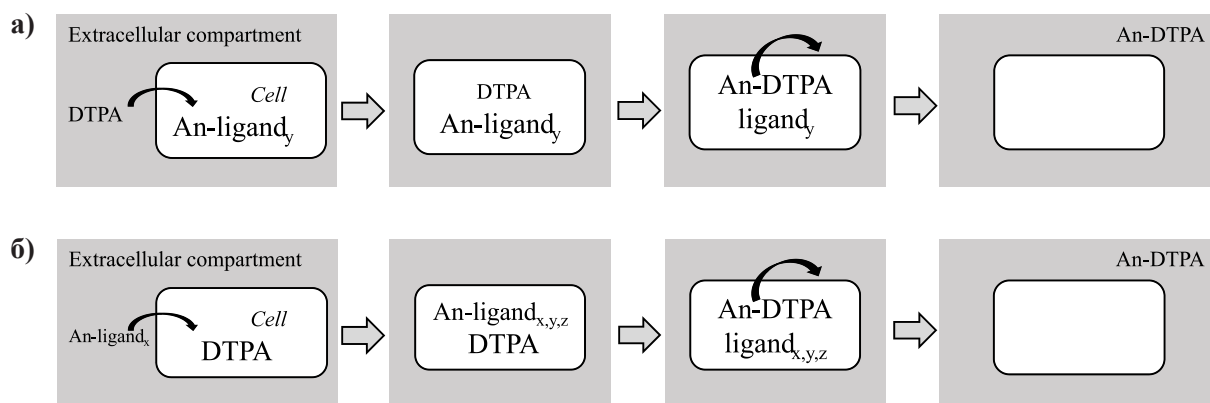


Рис. 8. Схема внутриклеточного хелатообразования (из работы Gremy et al. [25])

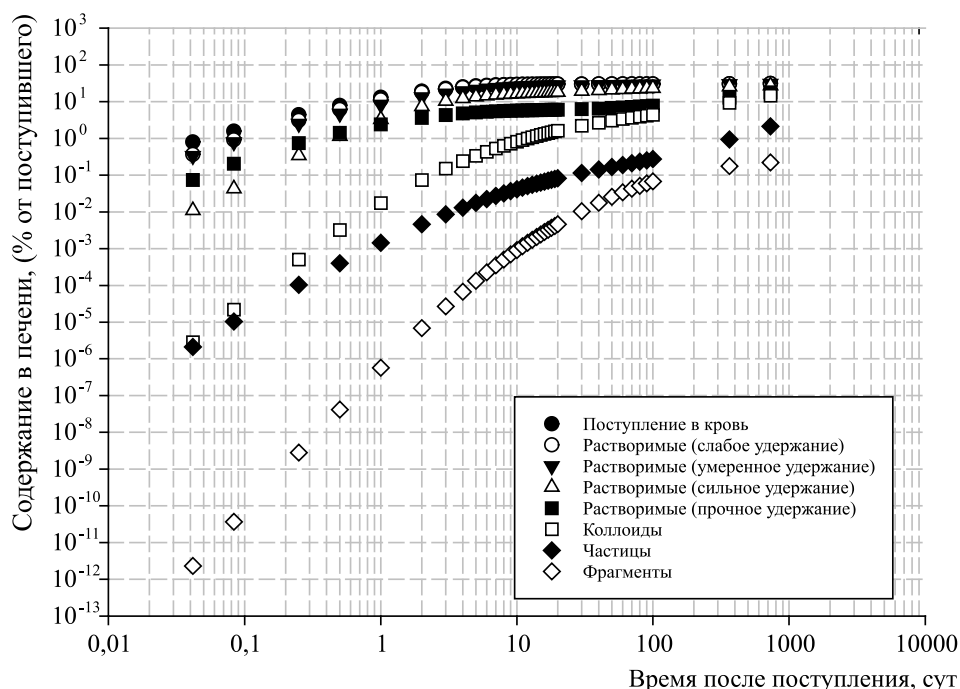


Рис. 9. Доля плутония в печени (от поступившего через повреждённые кожные покровы), в зависимости от типа поступившего соединения

ке. ДТРА "соперничает" за актиниды с лигандами (ligand_{x,y,z}) – трансферрином, ферритином или другими протеинами, вовлечёнными в первый этап накопления актинидов в клетке. Сформировавшись, соединение актинид-ДТРА может перемещаться во внеклеточное пространство (рис. 8б).

В эксперименте наблюдалось снижение задержки в печени и скелете при уменьшении времени между введением ДТРА и актинидов. Как видно на рис. 9, при отсутствии лечения уже в первые часы после поступления происходит быстрое отложение актинидов в печени, и к 7–8 суткам содержание в печени достигает

максимального значения (для расчётов использованы стандартные модели МКРЗ и НКРЗ) [26–28].

Несомненно, эффективность лечения при отложенной терапии заметно ниже, чем при немедленном реагировании, однако, согласно теоретическим оценкам, литературным данным и собственным наблюдениям, даже отложенное лечение способно снизить ОЭД на 10–40 % [29–31]. Основные изменения при проведении отложенной хелатотерапии могут касаться дозировки препарата: при раневом поступлении растворимых соединений уже на 10-е сутки содержание плутония в крови не выше 1% от поступившего количества (рис. 7). Следовательно, для выведения радионуклидов необходимо задействовать "внутриклеточные" механизмы комплексообразования. Теоретически этой цели можно достичь путём увеличения дозировки пентацина в первые 1–3 дня лечения, так как только небольшое количество пентацина от введённого достигает печени, затем дозировка может быть снижена.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведённый анализ случаев острого поступления актинидов через повреждённые покровы кожи у работников ПО "Маяк" показал, что эффективность отсроченной терапии явно ниже, чем у начатого своевременно лечения (6 % и 16 %) [1]. Но даже при большом интервале времени между поступлением и его выявлением, возможно (а в некоторых случаях даже необходимо) проводить хелатотерапию, согласно критерию принятия решений [15].

ЛИТЕРАТУРА

1. Соколова А.Б., Ефимов А.В. Современное состояние системы дозиметрического сопровождения случаев острого поступления актинидов у работников ПО "Маяк" // Вопросы радиац. безопасности. – 2018. – № 3. – С. 56–65.
2. Безопасное обращение с плутонием и его хранение. Серия по Безопасности № 9. – Вена: МАГАТЭ.
3. Порядок взаимодействия предприятий Госкорпорации "Росатом" и органов и организаций ФМБА России при нестандартном (ра-

невом) и аварийном ингаляционном поступлении изотопов плутония и америция-241. МУ 2.6.1.034–2014.

4. Индивидуальный дозиметрический контроль при раневом поступлении плутония и америция. Общие требования. Методические указания. МУ 2.6.5.029–2016.

5. Организация обследований работников, подвергшихся облучению в результате поступления изотопов плутония и америция-241 через повреждённые покровы кожи. МУ 2.6.1.027–09.

6. Бажин А.Г., Мороз Г.С., Шевкунов В.А., Негров А.Н. Инструкция по оказанию доврачебной помощи пострадавшим в случае загрязнений повреждений кожи плутонием. Утверждена Филиалом №1 ИБФ Минздрава СССР 12.12.1981. – Инв. № 1576. – 5 с.

7. Шевкунов В.А., Бажин А.Г., Беляев А.П. Методические рекомендации: оказание специализированной медицинской помощи при микротравмах, загрязнённых плутонием. – Утверждены 3 ГУ при Минздраве СССР 17.03.1987. – 6 с.

8. Выявление, учёт и медицинское наблюдение за носителями плутония (ИМУ-88) / МУ под ред. Э.Р. Любчанского, В.Ф. Хохрякова. – М., 1987. – 101 с.

9. Gerber G.B., Thomas R.G. Guidebook for the Treatment of Accidental Internal Radionuclide Contamination of Workers (joint publication for the Commission of the European Communities Directorate-General for Science, Research and Development, Radiation Protection Program, and the US Department of Energy) // Radiation Protection Dosimetry. – 1992. – V. 41. – No. 1. – P. 27–36.

10. Singh Vijay K., Patricia L.P. Romaine, Thomas M. Seed Medical Countermeasures for Radiation Exposure and Related Injuries: Characterization of Medicines, FDA-Approval Status and Inclusion into the Strategic National Stockpile // Health Physics. – 2015. – V. 108. – No. 6. – P. 607–630.

11. Пат. № 2051682 Российская Федерация. Способ профилактики поражения плутонием-239 в ранние сроки /Сохранич А.Л., Кабирова Н.Р., Любчанский Э.Р.

12. Пат. № 2026066 Российская Федерация. Способ выведения из организма плутония-239, поступившего через лёгкие / Сохранич А.Л., Любчанский Э.Р.

13. Volf V. Optimisation and Status of Chelation Therapy // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1989. – V. 26. – No. 1/4. – P. 331–335.
14. Smith V.H. Therapeutic Removal of Internally Deposited Transuranium Elements // *Health Physics*. – 1972. – V. 22. – P. 765–778.
15. Соколова А.Б., Ефимов А.В., Жданов А.Н. Выполнение эффективного курса комплексоно-терапии при остром поступлении актинидов в организм. МР ФМБА 17.065–2018.
16. Гамма-спектрометрический метод выполнения измерений активности америция-241 и плутония-239 при их взаимном присутствии в повреждённой коже человека / Методика выполнения измерений. – М.: Федеральное медико-биологическое агентство, 2008. – 20 с.
17. Методика расчёта доз облучения персонала, обусловленных поступлением изотопов плутония и америция-241 через повреждённые кожные покровы / Методические указания. МУ 2.6.1.026–09. – М.: Федеральное медико-биологическое агентство, 2009. – 38 с.
18. Хохлаков В.Ф., Беляев А.П., Кудрявцева Т.И. и др. Эффективность неотложной ДТПА терапии при поступлении плутония через кожу // *Мед. радиология и радиац. безопасность*. – 2001. – Т. 46. – № 5. – С. 56–60.
19. James A.C., Sasser L.B., Stuit D.B. et al. USTUR Whole Body Case 0269: Demonstrating Effectiveness of I.V. Ca-DTPA for Pu // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2007. – V. 127. – No. 1–4. – P. 449–455.
20. Roedler H.D., Nobke D., Ohlenschlager L., et al. Incorporation of ^{241}Am : Effectiveness of Late DTPA Chelation Therapy // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1989. – V. 26. – No. 1/4. – P. 377–379.
21. Любчанский Э.Р., Кузьменко О.В., Осовец С.В., Соколова С.Н. Прогнозные оценки метаболизма и канцерогенного действия альфа-излучателей ($^{234,235}\text{U}$, ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am) в лёгких и скелете человека: обобщение экспериментальных данных, полученных на различных биологических моделях. – Озерск, 2011. – 304 с.
22. Bhattacharyya M.H., Guilmette R.A., Peterson D.P. et al. Estimation of Skeletal Plutonium Levels Based on DTPA-Induced Radionuclide Excretion in Feces: Possible Application to Man // *Health Physics*. – 1978. – V. 34. – P. 549–555.
23. Durbin P.W., Kullgren B., Xu J., Raymond K.N. Development of Decorporation Agents for the Actinides // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1998. – V. 79. – No. 1–4. – P. 433–443.
24. Guilmette R.A., Lindhorst P.S., Hanlon L.L. Interaction of Pu and Am with Bone Mineral in vitro // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1998. – V. 79. – No. 1–4. – P. 453–458.
25. Gremy O., Laurent D., Coudert. et al. Decorporation of Pu/Am by Chelation Therapy: New Arguments in Favor of an Intracellular Component of DTPA Action // *Radiation Research*. – 2016. – V. 185. – P. 568–579.
26. International Commission on Radiological Protection. Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. New York: Elsevier; ICRP Publication 30, Part I; 1979.
27. International Commission on Radiological Protection. Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part II Ingestion Dose Coefficient. New York: Elsevier; ICRP Publication 67, Ann ICRP 23(3–4); 1993.
28. Development of a Biokinetic Model for Radionuclide-Contaminated Wounds and Procedures for Their Assessment, Dosimetry and Treatment / NCRP REPORT No. 156. – National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda (MD). – 2006.
29. Konzen K., Brey R. Development of the Plutonium-DTPA Biokinetic Model // *Health Physics*. – 2015. – V. 108. – No. 6. – P. 565–573.
30. Konzen K., Brey R., Miller S. Plutonium-DTPA Model Application with USTUR Cases 0269 // *Health Physics*. – 2016. – V. 110. – No. 1. – P. 59–65.
31. Griffiths N.M., Coudert S., Renault D. et al. Actinide Handling after Wound Entry with Local or Systemic Decorporation Therapy in the Rat // *Internal J. of Radiation Biology*. – 2014. – V. 90. – No. 11. – P. 989–995.

УДК 616.33–002.27:614.876

© 2021

ТИПЫ АТРОФИЧЕСКОГО ГАСТРИТА У РАБОТНИКОВ ПО "МАЯК" И ЖИТЕЛЕЙ г. ОЗЁРСКА

Е.И. Рабинович, С.В. Поволоцкая

Россия, г. Озёрск, ФГУП Южно-Уральский институт биофизики ФМБА России

Хронический атрофический гастрит (АГ) занимает существенное место в ряду предраковых заболеваний желудка. Типы АГ имеют различное прогностическое значение для канцерогенеза желудка. Цель настоящей работы состояла в выявлении возможной связи отдельных типов АГ с некоторыми производственными и непроизводственными факторами риска. Участникам выборки из работников различных подразделений ПО "Маяк" и городских организаций (1116 чел.) было проведено серологическое исследование функционального состояния слизистой оболочки желудка с помощью технологии "GastroPanel". На основании результатов проведенного обследования были идентифицированы 137 случаев АГ. У работников основных производств ПО "Маяк", подвергавшихся воздействию профессиональных факторов, наблюдался тренд в сторону развития АГ антрального отдела желудка, у работников вспомогательных подразделений ПО "Маяк" и городских организаций – в сторону развития АГ тела желудка. Показано, что в подгруппе с АГ тела желудка было в 4 раза больше лиц, переселённых с радиоактивно загрязнённых территорий побережья р. Теча и ВУРС ($p=0,006$). Предполагается, что наличие аутоиммунных заболеваний щитовидной железы может способствовать развитию аутоиммунного АГ тела желудка.

Скрининг персонала предприятий атомной промышленности при помощи "серологической биопсии" является методом выбора для идентификации АГ. Полученные данные о типе АГ представляются важным звеном в осуществлении риск-ориентированного подхода к профилактике рака желудка.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ПЕРСОНАЛ ПО "МАЯК", ФАКТОРЫ РИСКА, АТРОФИЧЕСКИЙ ГАСТРИТ, "ГАСТРОПАНЭЛЬ"

Хронический атрофический гастрит (АГ) занимает существенное место в ряду предраковых заболеваний желудка [1, 2]. Известно, что в результате прогрессирующей атрофии слизистой оболочки (СО) желудка происходит потеря нормальных желёз и клеток слизистой оболочки тела, антрального отдела желудка или обоих отделов одновременно. В связи с отсутствием фундальных желёз снижается выработка внутреннего фактора Кастла, что приводит к минимальной абсорбции витамина В12, железа и к развитию анемии. Этиология хронического АГ обусловлена многими факторами. Эпидемиологическое изучение показателей заболеваемости и смертности от злокачественных заболеваний (ЗНО) среди персонала первого в стране предприятия атомной промышленности, Производственного Объединения (ПО) "Маяк",

свидетельствует, что рак желудка (РЖ) в структуре ЗНО среди мужчин занимает 3-е ранговое место, среди женщин – 4-е [3]. Показано, что риск рака желудка (РЖ) возрастает в ряду антральный гастрит – гастрит тела желудка – мультифокальный гастрит, при этом риск возрастает в 4–5 раз в случае мультифокального АГ по сравнению с антральным гастритом [4]. Цель настоящей работы состояла в выявлении возможной связи отдельных типов АГ с некоторыми производственными и непроизводственными факторами риска.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для выделения случаев атрофического гастрита была сформирована выборка из работников различных производств ПО "Маяк"

и городских предприятий, проживающих в настоящее время в г. Озёрске. Группа формировалась рандомизированным способом, без предварительного знакомства с субъективными и объективными медицинскими сведениями (1116 чел.). Ограничений по полу, этнической принадлежности, наличию неблагоприятных внешнесредовых факторов (профессиональных, экологических, в том числе за счёт проживания на радиоактивно загрязнённых территориях) не вводили. Единственным критерием отбора был возраст старше 40 лет, который, по данным литературы, является пороговым для развития РЖ [5,6]. Обследование начиналось после подписания информированного согласия и включало интервьюирование по валидизированному опроснику, получение сведений о факторах риска желудочной патологии, о предшествующих заболеваниях и серологическое исследование сыворотки крови. Из техногенных факторов учитывали воздействие ионизирующего излучения и химических вредностей (ХВ); из непроизводственных факторов – возраст, пол, наследственную предрасположенность к РЖ, наличие эндокринных заболеваний. Вид химического вещества определяли согласно документу, в котором приведён перечень вредных производственных факторов [7]. Кровь забирали натошак из кубитальной вены, получали стандартным способом сыворотку, при невозможности проведения анализа в тот же день сыворотку замораживали при -40°C . Аликвоты сыворотки анализировали с помощью тест-системы "Гастропанель" ("GastroPanel", BioHit, Финляндия), которая включает определение пепсиногена 1 (ПГ1), гастрина 17 (Г-17) и антител класса IgG к *Helicobacter pylori* (*H.pylori*) [8]. Этот метод под названием "серологическая биопсия" в настоящее время широко применяется для скрининговых исследований морфо-функционального статуса СО желудка. Выборочно в 40 случаях было проведено гистологическое изучение множественных гастробиоптатов по системе OLGA [9], подтверждение диагноза "атрофический гастрит" получено в 100 % [10]. Для описания количественных признаков использовали среднюю величину и стандартную ошибку средней величины ($M \pm m$), для качественных признаков – долю (%). Дисперсионный анализ проводили

с использованием t-критерия Стьюдента и теста Альтхам [11] при уровне значимости $p < 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Группа для статистического анализа включала 137 лиц с атрофическим гастритом, диагностированным методом "серологической биопсии" при обследовании выборки из жителей г. Озёрска (1116 чел.). 70 % лиц с АГ работали на различных производствах ПО "Маяк". Следует отметить, что 31 % лиц с АГ проживали в детском возрасте на радиоактивно загрязнённых территориях Южного Урала (побережье р. Течи, зона ВУРС) и были переселены в г. Озёрск в ходе послеаварийных мероприятий (табл. 1). Средний возраст составил $54,8 \pm 3,90$ лет. Топографические фенотипы гастрита идентифицировали по критериям программного продукта "Gastrosoft" компании "BioHit": атрофический гастрит антрального отдела желудка (АГА), атрофический гастрит тела желудка (АГТ), мультифокальный атрофический гастрит (АГМ) (табл. 1). Биохимические критерии топографической идентификации атрофических процессов в СО желудка различны. Так, при АГА содержание гастроинтестинального гормона Г-17 очень низкое, в то время как содержание профермента ПГ1 повышено. Уровни этих показателей при АГ тела желудка характеризуются обратным соотношением. Реципрокные отношения между ПГ1 и Г-17 определяют их роль в физиологии желудка. Уровень пепсиногена коррелирует с кислотообразующей функцией париетальных клеток тела желудка, снижение кислотности является сигналом для G-клеток антральной части желудка, в которых вырабатывается гормон гастрин. Гастрин достигает париетальных клеток через кровь и вместе с другими биологически активными веществами активирует протонную помпу. В результате этого в просвет желудка выделяются ионы водорода, которые, соединяясь с ионами хлора, образуют соляную кислоту.

Между отдельными типами АГ не выявлено существенных различий в распределении полового и наследственного факторов (табл. 1). Отмечены возрастные различия между топографическими фенотипами: подгруппа с АГТ представлена лицами в возрасте, статистически

Таблица 1

Распределение факторов риска в соответствии с топографическими типами атрофического гастрита

Тип атрофического гастрита	Возраст, лет	Пол, %		Наследствен. предрасположенность к РЖ, %	Место работы, %		Проживание на радиоактивно загрязненных территориях, %
		муж	жен		ПО "Маяк"	город. организации	
АГ всех локализаций (n=137)	54,8±3,90	39	61	16	70	30	31
АГ антрального отдела желудка (n=22)	49,0±1,4	36	64	18	86	14	9
АГ тела желудка (n=106)	57,7±0,7*	37	63	17	74	26	36*
Мультифокальный АГ (n=9)	58,0±1,7	67	33	0	78	22	33

Примечание. * – различия между типами АГА и АГТ статистически значимы при $p < 0,05$.

Таблица 2

Представительство разных производственных групп среди топографических типов атрофического гастрита

№ под-группы	Производственные подгруппы	Типы атрофического гастрита			
		АГА (n =22)		АГТ+АГМ▼ (n =115)	
		абс.	%	абс.	%
1	Работники основных производств ПО "Маяк"	17	77,3*	65	56,5
2	Работники вспомогательных производств ПО "Маяк"	2	9,1	22	19,1
3	Работники городских предприятий	3	13,6	28	24,3
4	Работники вспомогательных производств ПО "Маяк" и городских предприятий	5	22,7	50	43,5*

Примечание: ▼ – лица с АГМ и АГТ объединены в одну группу; * – различия между типами АГА и АГТ+АГМ статистически значимы при $p < 0,05$.

значимо превышающем (в 1,2 раза) возраст лиц, составляющих группу АГА ($p=0,0001$). Эти данные соответствуют результатам исследования, проведенного с помощью "Гастропанели", в котором показано, что частота фундальной атрофии выше в группе лиц 60 лет и старше [12]. Представительство работников ПО "Маяк" при разных типах АГ было преимущественным и составляло более 70 %, около 20 % работали на городских предприятиях. Ранее нами было показано, что распространенность АГ среди работников основных производств ПО "Маяк" (реакторное, химико-металлургическое

и радиохимическое) была выше, чем среди работников вспомогательных подразделений и городских организаций [13].

При всех типах атрофического гастрита доминировали работники основных производств ПО "Маяк" (табл. 2). В связи с сопоставимостью вклада в структуру разных типов АГ для дальнейшего анализа работники 2 и 3 подгрупп объединили в 4 подгруппу (табл. 2). Оказалось, что представительство работников с профессиональными факторами риска (радиационным и химическим) в группе с АГА в 1,4 раза статистически значимо выше, чем среди

работников с АГТ+АГМ ($p=0,037$). Напротив, представительство лиц, не имевших контакта с профессиональными вредностями (4 подгруппа) было в 2 раза больше в группе с атрофией тела желудка и мультифокальным гастритом (АГТ+АГМ) по сравнению с группой с АГА ($p=0,04$). В первом приближении можно предположить различия в трендах развития типов АГ в зависимости от производственного фактора: тренд в сторону АГ антрального отдела у выборки из персонала основных производств ПО "Маяк" и тренд в сторону АГ тела желудка у работников вспомогательных производств ПО "Маяк" и городских организаций.

Как оказалось в 4-й производственной подгруппе (табл. 2) было сосредоточено 84 % всех лиц, проживавших в детстве на радиоактивно загрязнённых территориях, но не контактировавших с профессиональными вредностями в течение жизни. При этом среди них в 94 % случаев были выявлены более тяжёлые формы атрофического гастрита – АГ тела и мультифокальный гастрит. В то же время среди лиц с антральным гастритом доля переселенцев составила только 4,6 %. Как следует из данных табл. 1, в группе с АГТ+АГМ доля лиц, проживавших на загрязнённых территориях Южного Урала, в 4 раза статистически значимо больше, чем в группе лиц с антральным АГ ($p=0,006$). Можно думать, что облучение, полученное в результате проживания на радиоактивно загрязнённых территориях, имеет большее значение в патогенезе атрофических изменений СО тела желудка, чем атрофии СО антрального отдела.

Другим профессиональным фактором риска развития АГ являются ХВ. Следует отметить, что в данном исследовании для статистического анализа пользовались лишь категориальным признаком: есть или нет контакта с ХВ. Ретроспективно были классифицированы хи-

мические вредные вещества для 100 из 137 лиц с АГ, из которых 96 являлись работниками основных, 4 – работниками вспомогательных производств ПО "Маяк". Химические вредности были разделены на 2 категории: органические и неорганические, каждая из которых была разделена на 3 подкатегории: канцерогенные, гастротоксические и общетоксические вещества.

Из табл. 3 следует, что в группе с АГ антрального отдела желудка доминировали лица, контактировавшие с органическими канцерогенными и общетоксическими веществами и с неорганическими гастротоксическими ХВ. В то же время в группе с АГ тела желудка явного преимущества контакта с каким-либо видом ХВ не наблюдалось. Как следует из результатов табл. 3, только частота контакта с органическими канцерогенными соединениями у лиц группы АГА была в 2 раза выше, чем у лиц с АГТ ($p=0,021$). Самая высокая частота АГА (64,3 %) отмечена при контакте с гастротоксическими неорганическими веществами. Ранее нами было продемонстрировано, что азотистые соединения и металлы занимают 1–2 ранговые места в ряду частоты контакта с ХВ среди работников радиохимического предприятия ПО "Маяк" [14]. В связи с этим предполагается, что ведущими ксенобиотиками в этой категории выступают азотистые соединения. Известно, что азот и его соединения, некоторые металлы (кобальт, ванадий, олово, свинец и их соединения, абразивные аэрозоли и др.) вызывают патологические токсические эффекты со стороны желудка [15]. Литературные данные свидетельствуют о том, что химические агенты могут вызывать дискоординацию иммунного ответа с включением аутоиммунного механизма, приводящего к атрофии слизистой оболочки желудка [16]. Контаминантная нагрузка химическими веществами может вызвать расстройство про-

Таблица 3

Частота встречаемости (%) лиц, контактировавших с различными видами ХВ

Группы АГ	Канцерогенные ХВ		Гастротоксические ХВ		ХВ общетоксические	
	неорганические	органические	неорганические	органические	неорганические	органические
АГА, n=14	0(0%)	7(50,0%)*	5(64,3%)	12(14,2%)	8(43,0%)	6(57,0%)
АГТ, n=81	10(12,3%)	19(23,4%)	28(34,5%)	14(17,3)	21(26,0%)	22(27,0%)

Примечание. * – различия между АГА и АГТ в частоте контакта с ХВ статистически значимы при $p<0,05$.

цессов энергетического обеспечения клеток, оказать мембранотоксическое и ферментотоксическое воздействие, что в конечном счёте реализуется в виде нарушения процессов регуляции продукции соляной кислоты клетками СО желудка с возможным развитием атрофических процессов.

Многие исследователи отмечают связь между различными заболеваниями желудка и эндокринной патологией, в первую очередь – патологией щитовидной железы (ЩЖ) [17]. Общая генетическая составляющая может определять единые патогенетические механизмы формирования некоторых заболеваний щитовидной железы и желудка [18]. В ранее проведённых нами исследованиях была установлена статистически значимая связь между АГ и аутоиммунными заболеваниями (АИЗ) ЩЖ [19]. Основываясь на литературных и собственных данных, можно с уверенностью рассматривать АИЗ ЩЖ в качестве эндогенного фактора риска развития атрофического гастрита. В этиологии и патогенезе наиболее распространённого *H.pylori*-ассоциированного АГ имеет место сочетание инфекции *H.pylori* с элементами "химического" гастрита (дуоденогастральный рефлюкс, погрешности в питании и другие токсические воздействия на СО желудка); при этом дизрегенераторные и склеротические изменения касаются по большей части антрального отдела желудка. Другой тип АГ, при котором хеликобактерная обсеменённость отсутствует, так называемый гастрит типа А, имеет аутоиммунный механизм развития, на морфологическом уровне характеризуется преобладанием дизрегенераторных изменений в теле желудка в виде выраженной атрофии фундальных желёз.

Для статистического анализа случаи АГ были объединены по принципу наличия или отсутствия хеликобактериоза. В группу АГ, ассоциированного с микроорганизмом, вошли все случаи АГ антрального отдела, мультифокального АГ и часть случаев АГТ (табл. 4). Подгруппа АГ желудка, не ассоциированного с микроорганизмом, состояла из 43 случаев АГ тела желудка. Как видно, частота аутоиммунных заболеваний ЩЖ в подгруппе "*H.pylori*-негативный" АГ была в 3,8 раза выше, чем в подгруппе "*H.pylori*-позитивный" АГ. Эти результаты коррелируют с данными о большей распространённости аутоиммунных тиреопатий в группе лиц с АГ тела желудка в отсутствие хеликобактерной инфекции по сравнению с группой, в которой АГ ассоциирован с *H.pylori* [20]. Можно предположить прогностическую значимость наличия аутоиммунного заболевания щитовидной железы для развития АГ и наоборот. С риском развития АГ связана также другая эндокринная патология – инсулинзависимый сахарный диабет (СД) 1 типа [21, 22]. Дискуссионным остаётся вопрос о корреляции между хеликобактерной инфекцией и СД 2 типа [23]. В анализируемой нами группе присутствовали только больные с СД 2 типа. В отличие от АИЗ щитовидной железы, более высокая частота СД была отмечена в группе лиц "*H.pylori*-позитивный" АГ по сравнению с "*H.pylori*-негативный" АГ ($p=0,02$). Есть литературные сведения о том, что взрослые пациенты, инфицированные *H.pylori*, имели более высокие показатели среднего уровня гликозилированного гемоглобина ($p=0,02$); данная тенденция сохранялась даже при условии исключения из анализа участников с подтверждённым диагнозом сахарного диабета [24].

Таблица 4

Распространённость эндокринных заболеваний среди лиц с атрофическим гастритом

Эндокринные заболевания	" <i>H.pylori</i> -позитивный" АГ (n=94)		" <i>H.pylori</i> -негативный" АГ (n=43)		p-value (95% уровень значимости)
	абс.	%	абс.	%	
АИЗ ЩЖ	8	8,5	14	32,5*	0,0003
СД 2 типа	13	13,8*	1	2,3	0,02

Примечание. * – различия между "*H.pylori*-негативный" АГ и "*H.pylori*-позитивный" АГ статистически значимы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведённый анализ показал, что между отдельными типами атрофического гастрита (АГ антрального отдела желудка, АГ тела желудка и мультифокальный АГ) отсутствовали различия в распространенности полового и наследственного факторов. Наблюдались статистически значимые различия по возрасту между подгруппами АГА и АГТ ($p < 0,006$): атрофический процесс в антральном отделе желудка развивался в более молодом возрасте, чем в теле желудка. Получены данные о том, что у работников, подвергающихся воздействию радиационного и химического фактора (основные производства ПО "Маяк"), имеется тренд в сторону развития АГ антрального отдела желудка, в то время как у работников вспомогательных подразделений ПО "Маяк" и городских организаций – тренд в сторону развития АГ тела желудка. Показано, что в подгруппе лиц с АГ тела желудка было в 4 раза больше лиц, переселённых с радиоактивно загрязнённых территорий побережья р. Теча и территории ВУРС ($p = 0,006$). Выявлено, что в подгруппе АГТ, не связанного с *H. pylori*, частота аутоиммунных заболеваний ЩЖ была в 3,8 раза статистически значимо выше, чем в подгруппе АГ, ассоциированного с *H. pylori* ($p = 0,0003$). Предполагается, что наличие аутоиммунных заболеваний щитовидной железы может способствовать развитию аутоиммунного АГ тела желудка и наоборот.

Таким образом, скрининг персонала предприятий атомной промышленности при помощи "серологической биопсии" (технология "Гастропанель") является методом выбора для безопасного выявления разных типов атрофического гастрита. Поскольку топография атрофических изменений в СО желудка имеет различное прогностическое значение для рака желудка, данные о типе атрофического гастрита представляются важным звеном в осуществлении риск-ориентированного подхода к профилактике рака желудка.

Работа была выполнена в рамках Государственного Контракта № 11.307.19.2 "Оценка условий обеспечения ядерной безопасности для определения текущих и отдалённых радиологических последствий для

граждан, подвергшихся радиационному воздействию", финансируемого ФМБА России.

ЛИТЕРАТУРА

1. Vannella L., Lahner E., Annibale B. Risk for Gastric Neoplasias in Patients with Chronic Atrophic Gastritis: A Critical Reappraisal // World J. Gastroenterol. – 2012. – V. 18. – No. 12. – P. 1279–1285.
2. Белковец А.В., Курилович С.А., Рагино Ю.И. и др. Биомаркеры желудочной атрофии у пациентов с раком желудка // Росс. ж. гастроэнтерол. гепатол. колопроктол. – 2018. – Т. 28. – № 2. – С. 24–32.
3. Кошурникова Н.А., Окатенко П.В., Фомин Е.П. и др. Некоторые показатели заболеваемости и смертности от злокачественных новообразований среди населения г. Озёрска за период с 1994 по 2004 годы // Медицина экстремальных ситуаций. – 2006. – Т. 18. – № 4. – С. 30–40.
4. Väänänen H., Vauhkonen M., Helske T. et al. Non-Endoscopic Diagnosis of Atrophic Gastritis with a Blood Test. Correlation between Gastric Histology and Serum Levels of Gastrin-17 and Pepsinogen I: a Multicentre Study // Eur. J. Gastroenterol. Hepatol. – 2003. – V. 15. – No. 8. – P. 885–891.
5. Давыдов М.И., Аксель Е.М. Заболеваемость злокачественными новообразованиями населения России и стран СНГ в 2005 г. // Вестник РОНЦ им. Н. Н. Блохина РАМН. – 2007. – Т. 18. – № 2. – P. 52–89.
6. Опенко Т.Г., Решетников О.В., Курилович С.А., Симонова Г.И. Рак желудка в Новосибирске на рубеже тысячелетий (тренды заболеваемости и смертности, возможности профилактики) // Вопросы онкологии. – 2013. – Т. 59. – № 6. – С. 708–713.
7. Об утверждении перечня вредных и (или) опасных производств, факторов и работ, при выполнении которых проводятся обязательные предварительные и периодические медицинские осмотры (обследования), и порядка проведения обязательных предварительных и периодических медицинских осмотров (обследований) работников, занятых на тяжелых работах и на работах с вредными и (или) опасными условиями труда. Приказ МЗСР РФ от 12.04.2011. № 302н (ред. от 06.02.2018).

8. Патент РФ RU № 2262706. Способ диагностики атрофических гастритов / Суованиemi О., Хярккенен М., Тиусанен Т., Сиппонен П. БИОХИТ ОЙЙ (FI), патентообладатель. – Утв. 20.10.2005.
9. Rugge M., Meggio A., Pennelli G. et al. Gastritis Staging in Clinical Practice: the OLGA Staging System // *Gut*. – 2007. – V. 56. – P. 631–636.
10. Рабинович Е.И. Рекомендации по формированию группы для эрадикации *Helicobacter pylori* из контингента, прошедшего гастрологический скрининг. МР ФМБА России. № 12.45-2014. – 2014. – 28 с.
11. Altham P. Exact Bayesian Analysis of 2×2 Contingency Table and Fisher's Exact Significance Test // *J. of the Royal Statistical Society. Series B*. – 1969. – V. 31. – No. 2. – P. 261–269.
12. Белковец А.В., Курилович С.А., Решетников О.В. и др. Неинвазивная диагностика фенотипа гастрита в клинической практике: анализ первой тысячи исследований // *Экспериментальная и клиническая гастроэнтерология*. – 2015. – Т. 115. – № 3. – P. 27–30.
13. Рабинович Е.И., Обеснюк В.Ф., Поволоцкая С.В. и др. Оценка влияния факторов риска на развитие атрофического гастрита у работников предприятия атомной промышленности // *Мед. радиология и радиац. безопасность*. – 2015. – Т. 60. – № 5. – С. 31–39.
14. Васина М.А., Рабинович Е.И. Спектр вредных химических соединений, воздействующих на работников химико-металлургического производства ПО "Маяк" // В сборнике: Материалы XVIII Всероссийской научно-практической конференции. г. Озёрск, 18–22 апреля 2018 г. – 2018. – С. 68–72.
15. Помыткина Т.Е., Першин А.Н. Заболеваемость болезнями желудочно-кишечного тракта у работников производств азотистых соединений // *Медицина труда и промышленная экология*. – 2008. – № 7. – С. 36–40.
16. Яковлева А.С., Устинова О.Ю., Аминова А.А. Оценка влияния химической контаминации биосред на патофизиологические стадии формирования атрофических гастритов у детей // *Здоровье семьи-21 век*. – 2010. – № 1. – С. 50–55.
17. Rodriguez-Castro K.I., Franceschi M., Miraglia C., Russo M., Nouvenne A., Leandro G. et al. Autoimmune Diseases in Autoimmune Atrophic Gastritis // *Acta Biomedica*. – 2018. – V. 89. – Suppl. 8. – P. 100–103.
18. Болезни щитовидной железы / Под ред. Л.И. Бравермана. – М.: Медицина, 2000. – 432 с.
19. Рабинович Е.И., Поволоцкая С.В., Обеснюк В.Ф. Взаимосвязь между атрофическим гастритом и аутоиммунными заболеваниями щитовидной железы у лиц, проживавших в детстве на радиоактивно загрязнённых территориях // В сборнике: Материалы 14-й Евразийской научной конференции "Донозология-2019". – СПб., 2019. – С. 324–327.
20. Наумова Л.А., Пушкарев С.В., Чичагова Е.Е., Саблина О.Ф. Клинико-морфогенетические варианты атрофического поражения слизистой оболочки желудка // *Сибирский мед. журнал*. – 2011. – Т. 26. – № 4. – С. 84–89.
21. De Block Ch.E.M., De Leeuw I.H., Van Gaal L.F. Autoimmune Gastritis in Type 1 Diabetes: A Clinically Oriented Review // *J. Clinical Endocrinology Metabolism*. – 2008. – V. 93. – No. 2. – P. 363–371.
22. Деревянко О.С., Ибрагимова Л.И., Рагимов М.Р., Никонова Т.В. Аутоиммунный гастрит как коморбидная патология при сахарном диабете 1 типа // *Сахарный диабет*. – 2018. – Т. 21. – № 5. – С. 404–408.
23. Xia H.H., Talley N.J., Kam E.P. et al. *Helicobacter pylori* Infection is Not Associated with Diabetes Mellitus, Nor with Upper Gastrointestinal Symptoms in Diabetes Mellitus // *American J. Gastroenterology*. – 2001. – V. 96. – No. 4. – P. 1039–1046.
24. Chen Y., Blaser M.J. Association between Gastric *Helicobacter pylori* Colonization and Glycated Hemoglobin Levels // *J. Infection Diseases*. – 2012. – V. 205. – No. 8. – P. 1195–1202.

РЕГИОНАЛЬНЫЙ ЦЕНТР ОБЛУЧАТЕЛЬНЫХ ТЕХНОЛОГИЙ

Облучательные технологии хорошо известны во всём мире и находят широкое применение во многих отраслях экономики, производства и услуг.

Крупные компании требуют у своих поставщиков продукцию гарантированного качества, что, в свою очередь, вызывает у производителей и экспортёров потребность в развитии новых производственных и торговых цепочек, встраивания в них современных процессов обработки сырья и конечного продукта, в том числе и облучательных технологий.

На сегодня в мире насчитывается более 500 установок по обработке продуктов и материалов, лидерами являются Китай (более 170 установок) и США (около 70 установок). В нашей стране это направление работ пока не получило широкого распространения.

Облучение материалов в подразделениях ФГУП "ПО "Маяк" проводилось не одно десятилетие как в лабораторных, так и в промышленных масштабах, поэтому идея создания крупного облучательного производства на площадке ФГУП "ПО "Маяк" была встречена с пониманием и одобрением.

Всё это привело к тому, что на ФГУП "ПО "Маяк" в 2018 году стартовали работы по созданию Регионального центра облучательных технологий (РЦОТ). Строительно-монтажные работы на РЦОТ завершены в мае 2020 года, а в июле 2020 года были завершены работы по монтажу радиационно-технологической установки РТУ-3000. В декабре 2020 года успешно проведены работы по загрузке установки источниками и проведены необходимые "холостые" испытания. На сегодняшний день установка полностью готова к штатной эксплуатации в промышленных масштабах.



Панорама РЦОТ

В рамках Федеральной программы "Территория опережающего социально-экономического развития" (ТОСЭР) в 2020 году на базе ФГУП "ПО "Маяк" было создано дочернее общество – ООО "РЦОТ "Эра" для развития и эксплуатации облучательных технологий.

В данное время (весна 2021 года) ООО "РЦОТ "Эра" занимается оформлением разрешительной документации и получением лицензии на право эксплуатации радиационного источника. Получение лицензии планируется осенью 2021 года, после чего Центр сможет полноценно вести производственную деятельность по оказанию услуг заказчикам.

Но уже сегодня живой интерес у потенциальных заказчиков вызывают работы по следующим направлениям:

- стерилизация различных медицинских изделий (что особенно актуально в условиях карантинной ситуации 2020–2021 гг.);
- обработка (стерилизация) специй, кондитерских изделий и продуктов питания;
- модификация полимерной продукции и изделий (например, производство термоусадочной трубки);
- стерилизация косметических изделий и многое другое.

Открылись интересные перспективы по исследованиям применения "холодной стерилизации" в случаях, когда иные способы обеззараживания (химический или термический) по различным причинам неприменимы. Ключевым преимуществом данного способа обработки является возможность его применения на окончательно упакованном продукте.

На текущий момент в ООО "РЦОТ "Эра" есть понимание и перспективы первого производственного этапа работы. Центр готов к продолжению исследований и экспериментов с новыми продуктами.

Если вас заинтересовала наша информация, мы готовы ответить на любые вопросы и рассмотреть перспективы сотрудничества.

Ермолаев Родион Иванович
Генеральный директор ООО "РЦОТ "Эра"
р.т. (35130) 3 32 42
сот.т. +7 922 716 39 71
e-mail: era@po-mayak.ru

RADIATION SAFETY PROBLEMS

Scientific Journal

FEDERAL STATE UNITARY ENTERPRISE "MAYAK" Production Association
State Atomic Energy Corporation Rosatom

№ 2 (102) 2021

CHIEF EDITOR Yu.G. MOKROV
DEPUTY CHIEF EDITOR I.G. TANANAEV

EDITORIAL ADVISORY COMMITTEE

A.V. Akleyev, V.N. Bolshakov, L.A. Bolshov, V.I. Velichkin,
E.A. Demchenko (publ. manager), M.V. Zhukovsky, I.A. Ivanov, L.A. Ilyin,
S.N. Kalmykov, D.N. Kolupaev, N.A. Koshurnikova, A.I. Kryshev, A.A. Kuvaev,
I.I. Linge, M.V. Logunov, B.F. Myasoedov, M.G. Nagornaya, M.I. Pokhlebaev,
E.A. Pryakhin, S.A. Romanov, M.E. Sokolnikov, A.V. Trapeznikov,
S.S. Utkin, A.P. Khomyakov, V.F. Khokhryakov, S.V. Yudintsev

CONTENTS

1. RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT

A.A. Samoylov, S.V. Strizhova, P.A. Blokhin, T.A. Aleksandrova. Actual Needs
In the Development of the Hygiene and Sanitary Regulations for Improvement of the RW
Management System 3

K.Ye. Parfentyeva, Yu.A. Voroshilov, A.V. Konnikov, S.A. Lukin, K.V. Bugrov,
A.A. Grachyov, V.V. Tumanov, P.A. Storozhenko. Study of Properties of Extraction
Systems Based On Phosphine Oxides 14

2. RADIOACTIVE WASTE & ENVIRONMENT

I.I. Dovhyi, N.A. Bezhin, S.V. Kapranov. Strontium Determination In Environmental
Objects Using Sorbent Based On Di-(Tert-Butylcyclohexano)-18-Crown-6 25

K.Yu. Mokrov, Yu.G. Mokrov. Reconstruction of Area-Related ^{90}Sr and ^{137}Cs Fallout
In the Vicinity of the Mayak PA from 1950 To 2020 (a Case Study of Novogorny Settlement) 35

S.V. Bedenko, V.A. Kuskov, R.R. Sabitova, G.N. Vlaskin. Modeling of a Neutron Beam
Forming Assembly for Soil Moisture Monitoring 46

3. RADIATION EXPOSURE & HUMAN HEALTH

Ye.I. Rabinovich, S.V. Povolotskaya, M.A. Vasina. Organic Composition of Urine Samples
Collected from the Mayak PA Workers Occupationally Exposed To Tritium 55

CONTENTS

V.I. Telnov. Reduction in Healthy Life Expectancy Before Diagnostics of Malignant Neoplasms In the Mayak PA Workers at ^{239}Pu Incorporation	61
A.B. Sokolova, A.V. Efimov. Plutonium Decorporation: Effectiveness of Delayed Chelation Therapy at Acute Actinide Intake via Injured Skin In the Mayak PA Workers	70
Ye.I. Rabinovich, S.V. Povolotskaya. Types of Atrophic Gastritis In the Mayak PA Workers and Ozyorsk Residents	81

4. ADVERTISEMENT

Regional Center for Irradiation Technologies	88
--	----

CONTENTS	90
-----------------	-----------

ABSTRACTS	92
------------------	-----------

Information about Authors	97
----------------------------------	-----------

The journal is included in the list of peer-reviewed scientific journals and publications recommended for publication of principal scientific results of Doctoral and Candidate's dissertations.

ABSTRACTS

ACTUAL NEEDS IN THE DEVELOPMENT OF THE HYGIENE AND SANITARY REGULATIONS FOR IMPROVEMENT OF THE RW MANAGEMENT SYSTEM

A.A. Samoylov, S.V. Strizhova, P.A. Blokhin, T.A. Aleksandrova
FSBIS Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

The paper discusses some aspects of hygiene and sanitary regulations at radioactive waste management. A number of main challenges hindering the effective development of the Unified State System for Radioactive Waste Management (hereinafter USS RW) related to the area of sanitary regulation have been identified. Potential effect of the identified challenges on RW management activities was analyzed.

KEY WORDS: RADIOACTIVE WASTE (RW) MANAGEMENT, RW DISPOSAL, REMEDIATION OF RADIOACTIVELY CONTAMINATED AREAS

STUDY OF PROPERTIES OF EXTRACTION SYSTEMS BASED ON PHOSPHINE OXIDES

K.Ye. Parfentyeva, Yu.A. Voroshilov, A.V. Konnikov, S.A. Lukin, K.V. Bugrov
FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia
A.A. Grachyov, V.V. Tumanov, P.A. Storozhenko
SSC RF JSC GNIChTEOS, Moscow, Russia

The study investigated trialkyl phosphine oxides synthesized in SSC RF JSC GNIChTEOS. Physical, hydrodynamic and extraction properties of phosphine oxide mixtures with 'light' (n-paraffins of c-13 fraction) and 'heavy' (MNBTF, HCBD, n2 formal, TBP-HCBD mixture) diluents were analyzed. Compatibility of the extracting agents with potential diluents was assessed. Isotherms of lanthanum and europium extraction were plotted. Relation between their distribution coefficients and concentration in the initial solution was established. Capacity of the extraction systems in terms of these components was assessed. Of all compounds under study trihexyl phosphine oxide is considered to be the most promising extracting agent for further studies. The most effective diluent was selected.

KEY WORDS: PARTITIONING, HIGH-LEVEL WASTE, ALKYL PHOSPHINE OXIDE, EXTRACTING AGENT, DILUENT, EUROPIUM, LANTHANUM, DISTRIBUTION COEFFICIENT

STRONTIUM DETERMINATION IN ENVIRONMENTAL OBJECTS USING SORBENT BASED ON DI-(TERT-BUTYLCYCLOHEXANO)-18-CROWN-6

I.I. Dovhyi¹, N.A. Bezhin^{1,2}, S.V. Kapranov³
¹Marine Hydrophysical Institute of the Russian Academy of Sciences, Sevastopol, Russia
²Sevastopol State University, Sevastopol, Russia
³A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of the Russian Academy of Sciences, Sevastopol, Russia

Strontium extraction under dynamic conditions using impregnated type sorbent based on di-(tert-butylcyclohexano)-18-crown-6 and 1,1,7-trihydrododecafluoroheptanol was studied.

The sorbent was tested at natural objects. As part of radioanalytical determination, concentration of strontium ions was estimated in river water as a ⁹⁰Sr carrier (water sampled from the surface reservoir at the water intake of the Chyornaya River, Shturmovo settlement, the Republic of Crimea). Radioanalytical

determination of ^{90}Sr in sea water (samples taken during the 95th voyage of the R/V Professor Vodyanitsky, June 14 to July 4, 2017) was performed.

KEY WORDS: DI-(TERT-BUTYLCYCLOHEXANO)-18-CROWN-6, 1,1,7-TRIHYDRODODECA FLUOROHEPTANOL, STRONTIUM, SORPTION, DYNAMICS, RIVER WATER, SEA WATER

RECONSTRUCTION OF AREA-RELATED ^{90}Sr AND ^{137}Cs FALLOUT IN THE VICINITY OF THE MAYAK PA FROM 1950 TO 2020 (A CASE STUDY OF NOVOGORNYY SETTLEMENT)

K.Yu. Mokrov, Yu.G. Mokrov
FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

The paper describes a procedure for reconstruction of variation of primary and secondary (as a result of dust deflation) area-related ^{137}Cs and ^{90}Sr fallout in the vicinity of the Mayak PA. The reconstruction was carried out in the framework of the case study of Novogornyy Settlement territory exposed to maximum radioactive contamination. The reconstruction was based on verification of available archival experimental data with the use of the compartment model of global fallouts, the analytical deflation model and the numerical model of water aerosol generation and carry-over from the water area of LRW storage ponds. The research covered the entire period of the Mayak PA operation including the period when there were no standardized procedures and instrumentation of atmospheric contamination monitoring or when such monitoring was intermittent (from 1950 to 1968). It has been demonstrated that the experimental data on area-related ^{137}Cs fallout are consistent (no more than a twofold difference) with the corresponding calculated results obtained in the form of a sum of primary fallouts of global and water aerosol as a result of accident releases of 1957 and 1967 and of secondary fallouts caused by a combination of all the above-mentioned primary sources. When comparing similar data for ^{90}Sr it is necessary to additionally take into account wind carry-over of radioactive particles from the head-end part of the East Urals Radioactive Trace (EURT) contaminated mainly with ^{90}Sr , for example, at conducting large-scale earthwork during construction of the South Urals NPP (from 1981 to 1985), remediation of the production site (from 2017 to 2020) and during fires. Releases of ^{137}Cs and ^{90}Sr from the Mayak PA stacks did not make a significant contribution to the total contamination of the territory.

KEY WORDS: MONITORING, ATMOSPHERE, AEROSOL, SOIL CONTAMINATION, ^{90}Sr , ^{137}Cs , FALLOUTS, DUST DEFLATION, EARTHWORK

MODELING OF A NEUTRON BEAM FORMING ASSEMBLY FOR SOIL MOISTURE MONITORING

S.V. Bedenko
National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
V.A. Kuskov
National Research Nuclear University MEPhI, Moscow, Russia
R.R. Sabitova
Institute of Atomic Energy of National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan,
Kurchatov, Kazakhstan
G.N. Vlaskin
Innovation Technology Centre for the PRORYV Project, Rosatom, Moscow, Russia

In this paper, the recorded angular distribution of thermal neutrons scattered from the surface of the soil sample was used to determine the moisture content. In contrast to the previous study, the simulation was performed to configure the most appropriate real concept of the project proposed for implementation.

All simulations were made taking into account the real dimensions of the designed collimator and the internal fine-grained structure of the AmO_2 -Be source. The possibility of creating an assembly consisting of 5 capsule sources of neutrons of Amersham X.14 type was studied to obtain faster and more accurate data on the moisture content in the sample. The new possibility of implementing this method to determine the water content of concrete used in the reactor biological shielding construction was demonstrated. The simulation was performed using developed 3D calculation models and verified software codes PHITS-2.88 and Nedis2m with JENDL-4.0 and JENDL/AN-2005 libraries, respectively. Calculation in PHITS-2.88 and Nedis2m was performed on a high-performance cluster of Tomsk Polytechnic University.

KEY WORDS: SOIL MOISTURE, RADIOISOTOPE NEUTRON SOURCE, FINE-GRAINED MIXTURE, ANGULAR NEUTRON DISTRIBUTION, BF₃ COUNTER, NEDIS-2M, PHITS

ORGANIC COMPOSITION OF URINE SAMPLES COLLECTED FROM THE MAYAK PA WORKERS OCCUPATIONALLY EXPOSED TO TRITIUM

Ye.I. Rabinovich, S.V. Povolotskaya, M.A. Vasina

FSUE Southern Urals Biophysics Institute of FMBA of Russia, Ozyorsk, Russia

The objective of the research was to obtain reliable values of organic component content in urine of the tritium facility workers using available easily-reproducible methods for subsequent use of these results for correction of doses due to tritium in workers in accordance with the developed dosimetry model. The paper presents the results of assessment of organic composition and physical and chemical properties of urine samples collected from the Mayak PA workers having occupational contact with tritium compounds (171 individuals). The obtained results were compared with similar parameters in workers who had no contact with tritium or other sources of ionizing radiation (64 workers). Similar physiologically based regularities (gender and age) are indicative of appropriateness of the methods applied to determine concentration of organic compounds in urine samples irrespective of an individual's working place. It is assumed that statistically significant increase of nitrogen-containing metabolic products and protein that falls within the reference range in the occupationally exposed workers is not pathological and can be attributed to differences in the dietary pattern and life style of individuals. The results obtained can be of use for further biophysics research performed by SUBI experts to assess the contribution of organically bound tritium to internal dose based on organic urine components.

KEY WORDS: TRITIUM, TRITIUM FACILITY, ORGANIC COMPOUNDS, URINE

REDUCTION IN HEALTHY LIFE EXPECTANCY BEFORE DIAGNOSTICS OF MALIGNANT NEOPLASMS IN THE MAYAK PA WORKERS AT ^{239}Pu INCORPORATION

V.I. Telnov

FSUE Southern Urals Biophysics Institute of FMBA of Russia, Ozyorsk, Russia

The objective of the research was to estimate the effect of ^{239}Pu incorporation on life expectancy in the Mayak PA workers based on the analysis of healthy life parameters before diagnostics of malignant neoplasms (MNs) at ^{239}Pu incorporation. The analysis is based on the subcohort of 716 Mayak PA workers (556 males and 160 females) with known ^{239}Pu body burden, who were hired from 1948 to 1958 and who died of MNs. Overall healthy life expectancy from birth to MN diagnostics (HLE-MN) and healthy life expectancy after start of work to MN diagnostics (HLEsw-MN), as well as the fraction of individuals who did not live to a certain age (HLE-MN) and (HLEsw-MN) were estimated using the regression analysis taking into account the level of ^{239}Pu incorporation. The statistical analysis was carried out using STATISTICA software. Significant linear regression relationship was established between reduction in HLE-MN and HLEsw-MN

and ^{239}Pu incorporation in workers, as well as increase in the fraction of individuals who did not live to 65 years (HLE-MN) and the fraction of individuals who did not live 40 years after start of work before MNs diagnostics (HLEsw-MN). It has been demonstrated that per 1 kBq of ^{239}Pu incorporation overall healthy life expectancy (HLE-MN) among males and females reduced by 0.17 and 0.117, respectively, and life expectancy after start of work (HLEsw-MN) among males and females reduced by 0.20 years and 0.125 years, respectively. Per 1 kBq of ^{239}Pu incorporation the fraction of male individuals who did not live to 65 years before MNs diagnostics (HLE-MN) and did not live 40 years after the start of work before MNs diagnostics (HLEsw-MN) increased by 0.74 % and 0.80 %, respectively. Similar fractions of female individuals increased by 0.39 % and 0.46 %, respectively. No relationship between the healthy life expectancy before MN diagnostics and the accumulated dose of external γ -radiation has been established.

KEY WORDS: MAYAK PA WORKERS, HEALTHY LIFE EXPECTANCY, MALIGNANT NEOPLASMS, DEPENDENCE ON ^{239}Pu INCORPORATION, REGRESSION ANALYSIS

PLUTONIUM DECORPORATION: EFFECTIVENESS OF DELAYED CHELATION THERAPY AT ACUTE ACTINIDE INTAKE VIA INJURED SKIN IN THE MAYAK PA WORKERS

A.B. Sokolova, A.V. Efimov

FSUE Southern Urals Biophysics Institute of FMBA of Russia, Ozyorsk, Russia

Effectiveness of chelation therapy at actinide intake in the human body is known to be mainly dependent on the therapy initiation time. In cases of immediate administration of pentacin more than 90 % of activity transferred to blood can be intercepted. When the early chelation therapy is not possible, it is defined as delayed chelation therapy.

In the framework of research focused on the effectiveness of delayed chelation therapy carried out at acute actinide intake in the Mayak PA workers, two cases were analyzed with different levels of actinide intake via injured skin and different length of chelation therapy. Effectiveness of chelation therapy was assessed based on the ratio of excreted actinide amount to the amount of actinide intake. For the analyzed cases the therapy effectiveness did not exceed 16 %. Previously, for two cases of actinide intake via injured skin of the Mayak workers, effectiveness of emergency therapy was assessed at 40 and 80 %, which underlines the importance of early identification of cases of acute actinide intake and early initiation of chelation therapy.

KEY WORDS: PLUTONIUM, CHELATION THERAPY, PENTACIN

TYPES OF ATROPHIC GASTRITIS IN THE MAYAK PA WORKERS AND OZYORSK RESIDENTS

E.I. Rabinovich, S.V. Povolotskaya

FSUE Southern Urals Biophysics Institute of FMBA of Russia, Ozyorsk, Russia

Chronic atrophic gastritis (AG) occupies a special place among precancerous stomach diseases. AG types have different prognostic value for stomach carcinogenesis. The objective of the research was to identify possible relationship between certain AG types and some occupational and non-occupational risk factors. The participants of the research sampled from the workers of various Mayak PA subdivisions and Ozyorsk organizations (1,116 individuals) were subjected to serological examination of the functional status of the mucous coat of stomach using serological biopsy technology (GastroPanel). Based on the results of the examination performed 137 AG cases were diagnosed. The occupationally exposed workers of the main Mayak PA plants demonstrated a tendency toward developing antrum AG, while the workers of auxiliary

Mayak PA subdivisions and Ozyorsk organizations developed AG of the body of stomach. It has been established that in the body of stomach AG group there were 4 times more individuals evacuated from the radioactively contaminated riverside areas of the Techa river and EURT territory ($p=0.006$). It is assumed that autoimmune thyroid diseases developed in an individual can cause autoimmune AG of the body of stomach.

Screening examination of the atomic industry personnel using the so-called serological biopsy is a method of choice for AG identification. The obtained data on AG type is an important tool for implementing risk-oriented approach to prevention of stomach cancer.

KEY WORDS: MAYAK PA PERSONNEL, RISK FACTORS, ATROPHIC GASTRITIS, GASTROPANEL

Главный редактор

Мокров Юрий Геннадьевич — доктор технических наук

Заместитель главного редактора

Тананаев Иван Гундарович — доктор химических наук, профессор, член-корреспондент РАН

Редакционная коллегия:

Аклеев Александр Васильевич — доктор медицинских наук, профессор
Большаков Владимир Николаевич — доктор биологических наук, профессор, академик РАН
Большов Леонид Александрович — доктор физико-математических наук, профессор, академик РАН
Величкин Василий Иванович — доктор геолого-минералогических наук, профессор, член-корреспондент РАН
Демченко Елена Александровна — кандидат химических наук
Жуковский Михаил Владимирович — доктор технических наук, профессор
Иванов Иван Александрович — кандидат технических наук
Ильин Леонид Андреевич — доктор медицинских наук, профессор, академик РАН
Калмыков Степан Николаевич — доктор химических наук, профессор, член-корреспондент РАН
Колупаев Дмитрий Никифорович — кандидат технических наук
Кошурникова Нина Александровна — доктор медицинских наук, профессор
Крышев Александр Иванович — доктор биологических наук
Куваев Андрей Алексеевич — доктор геолого-минералогических наук, доцент
Линге Игорь Иннокентьевич — доктор технических наук
Логунов Михаил Васильевич — кандидат технических наук
Мясоедов Борис Федорович — доктор химических наук, профессор, академик РАН
Нагорная Марина Григорьевна — кандидат технических наук
Похлебаев Михаил Иванович — доктор биологических наук, профессор
Пряхин Евгений Александрович — кандидат биологических наук
Романов Сергей Анатольевич — доктор медицинских наук
Сокольников Михаил Эдуардович — доктор биологических наук
Трапезников Александр Викторович — доктор технических наук
Уткин Сергей Сергеевич — доктор геолого-минералогических наук, член-корреспондент РАН
Хомяков Анатолий Павлович — доктор биологических наук, профессор
Хохряков Валентин Федорович — доктор геолого-минералогических наук, член-корреспондент РАН
Юдинцев Сергей Владимирович — доктор биологических наук, профессор

Сведения об авторах статей:

- Александрова Татьяна Александровна – инженер, т. +7 9261693282, *aleksandrova_ta@ibrae.ac.ru*
- Беденко Сергей Владимирович – к.ф.-м.н., доцент отделения ядерного топливного цикла инженерной школы ядерных технологий, т. +7 9528815834, *bedenko@tpu.ru*
- Бежин Николай Алексеевич – к.т.н., доцент, т. +79787449098, *nickbezhin@yandex.ru*
- Блохин Павел Анатольевич – к.т.н., заведующий лабораторией, т. +7 9065062482, *blokhin@ibrae.ac.ru*
- Бугров Константин Влидимирович – директор завода 235, т. (35130) 30336
- Васина Мария Александровна – младший научный сотрудник лаборатории радиационной биохимии, т. (35130) 71805, *lab8@subi.su*
- Власкин Геннадий Николаевич – к.ф.-м.н., научный сотрудник отдела науки, т. +7 9629797410, *vgn@proryv2020.ru*
- Ворошилов Юрий Аркадьевич – к.т.н., начальник группы исследовательской лаборатории (технологической) ЦЗЛ, т. (35130) 33595, *cpl@po-mayak.ru*
- Грачёв Андрей Александрович – к.х.н., начальник лаборатории № 61, т. (495) 6734909, *l61@eos.su*
- Довгий Илларион Игоревич – к.х.н., доцент, старший научный сотрудник, т. +79780323769, *dovhyi.illarion@yandex.ru*
- Ефимов Александр Владимирович – начальник отдела РБ и Д, заведующий лабораторией № 3, т. (35130) 29370, *ephimov@subi.su*
- Капранов Сергей Викторович – PhD, научный сотрудник, т. +79788187928, *sergey.v.kapranov@yandex.ru*
- Конников Андрей Валерьевич – к.т.н., начальник исследовательской лаборатории (технологической) ЦЗЛ, т. (35130) 37381, *cpl@po-mayak.ru*
- Кусков Владислав Андреевич – магистр, т. +7 9996195922, *vakus98@gmail.com*
- Лукин Сергей Александрович – заместитель начальника ЦЗЛ по науке и технологии, т. (35130) 33992, *cpl@po-mayak.ru*
- Мокров Кирилл Юрьевич – начальник группы ЦЗЛ, т. (35130) 37154, *cpl@po-mayak.ru*
- Мокров Юрий Геннадьевич – д.т.н., советник генерального директора по науке и экологии, т. (35130) 33304, *mokrov@po-mayak.ru*
- Парфентьева Ксения Евгеньевна – инженер-технолог исследовательской лаборатории (технологической) ЦЗЛ, т. (35130) 37395, *cpl@po-mayak.ru*

- Поволоцкая Светлана Викторовна — к.б.н., старший научный сотрудник лаборатории радиационной биохимии, т. (35130) 71805, *povolotskaja@subi.su*
- Рабинович Евгения Израиловна — к.мед.н., старший научный сотрудник, заведующая лабораторией радиационной биохимии, т. (35130) 74447, *lab8@subi.su*
- Сабитова Радмила Радиковна — аспирант отделения ЯТЦ инженерной школы ядерных технологий, инженер Института атомной энергии национального ядерного центра Республики Казахстан, т. +7 7774111887, *sabitovaradmila@gmail.com*
- Самойлов Андрей Анатольевич — старший научный сотрудник, т. + 7 9031763156, *samoylov@ibrae.ac.ru*
- Соколова Александра Борисовна — научный сотрудник, и.о. руководителя группы программно-информационного обеспечения и поддержки лаборатории № 3, т. (35130) 29459, *sokolova@subi.su*
- Стороженко Павел Аркадьевич — д.х.н., академик РАН, профессор, научный руководитель – первый заместитель управляющего директора, т. (495) 6734909, *info@eos.su*
- Стрижова Софья Валерьевна — к.э.н., старший научный сотрудник, т. +7 9166297681, *sonva@ibrae.ac.ru*
- Тельнов Виталий Иванович — к.м.н., старший научный сотрудник, ведущий научный сотрудник лаборатории радиационной гигиены, *tvi@subi.su*
- Туманов Владислав Викторович — к.х.н., старший научный сотрудник, т. (495) 6734909, *l61@eos.su*

НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
Федерального государственного унитарного предприятия
"ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
№ 2 (102) 2021

Технический редактор И.Н. Моисеева

Переводчики: Н.П. Подольская, О.А. Константинова, Е.В. Лупеха

Корректоры: Н.П. Подольская, О.А. Константинова, Е.В. Лупеха

ПОДПИСКА – 2021

на июль - декабрь по Объединенному каталогу "Пресса России".

На почте с апреля 2021 г. проводится подписная кампания на журнал

"Вопросы радиационной безопасности"

по Объединенному каталогу Пресса России

"ПОДПИСКА-2021, второе полугодие" по индексу **41010**.

Условия оформления подписки (аннотация, индекс, стоимость)

вы найдете в I томе каталога, на страницах, указанных

в Тематическом и Алфавитном указателях каталога.

ТРЕБУЙТЕ ОБЪЕДИНЕННЫЙ КАТАЛОГ НА ПОЧТЕ!

Учредитель: Федеральное государственное унитарное предприятие "Производственное объединение "Маяк"

Свидетельство о регистрации средства массовой информации ПИ № ФС77-21316 от 22 июня 2005 г. выдано Федеральной службой по надзору за соблюдением законодательства в сфере массовых коммуникаций и охране культурного наследия.

Адрес издателя: Россия, 456780, Челябинская обл., г. Озёрск, ул. Ленина, 31

Адрес редакции: Россия, 456780, Челябинская обл., г. Озёрск, ул. Ермолаева, 18

Тел. (35130) 33081; e-mail: vrb@cpl.po-mayak.ru

Address: 18, Ermolayev st., Ozyorsk, 456780, Russia

Tel. (35130) 33081; e-mail: vrb@cpl.po-mayak.ru

Подписано в печать 30.06.2021

Тираж 80 экз.

Выход в свет 12.07.2021

Отпечатано в полиграфическом участке ФГУП "ПО "Маяк"