

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
№ 4 (108) 2022 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, П.В. Козлов, Д.Н. Колупаев, Н.А. Кошурникова, А.И. Крышев,
А.А. Куваев, И.И. Линге, М.В. Логунов, Б.Ф. Мясоедов, Е.А. Пряхин,
С.А. Романов, М.Э. Сокольников, Е.И. Толстых, А.В. Трапезников,
С.С. Уткин, А.П. Хомяков, В.Ф. Хохряков, Е.А. Шишкина, С.В. Юдинцев

СОДЕРЖАНИЕ

1. ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

- Капырин И.В.** Состояние и перспективы развития методов геомиграционного моделирования для анализа вопросов долгосрочного обеспечения радиационной безопасности 3
- Шайдуллин С.М., Козлов П.В., Ремизов М.Б., Дубков С.А., Печёнкина М.В., Кочкина Г.В.** Коррозионные испытания хромсодержащих и бадделеитокорундового огнеупорных материалов отечественного и зарубежного производства в расплавах боросиликатных стёкол 17

2. РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ И ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА

- Бежин Н.А., Тананаев И.Г.** Сорбционное концентрирование ^{137}Cs из морской воды сорбентами марки "Термоксид" 30
- Мокров Ю.Г.** Изучение параметров источника гамма-излучения в районе Метлинского пруда на реке Тече. Часть 2. Обоснование радионуклидного состава источника 39
- Глаголев А.В., Дрожко Е.Г., Куваев А.А., Куринова Н.М., Макарова Н.В., Суханова Т.В.** Постоянно действующая математическая модель ореолов загрязнённых подземных вод вблизи водоёмов-хранилищ ЖРО Карачай и Старое болото ФГУП "ПО "Маяк" 58

3. ОБЛУЧЕНИЕ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

- Обвинцева Н.А., Атаманиук Н.И., Тряпицына Г.А., Остроумов Ю.И., Шмелин П.С., Пряхин Е.А.** Оценка влияния концентрации рчАФП в составе липосомального

СОДЕРЖАНИЕ

комбинированного препарата рчАФП и рчГКСФ на течение лучевого ожога кожи у мышей	71
Иванов Д.В., Байтимиров Д.Р., Конев С.Ф., Аладова Е.Е. Особенности использования стекла сенсорных экранов смартфонов в качестве ЭПР-дозиметра	79
Крестинина Л.Ю., Шалагинов С.А., Старцев Н.В. Уральская когорта потомков облучённого населения	86

4. ИНФОРМАЦИЯ И ПЕРСОНАЛИИ

Глаголенко Ю.В.	95
CONTENTS	96
ABSTRACTS	98
Сведения об авторах статей	102
Содержание журнала за 2022 год	105

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 519.6

© 2022

**СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ
МЕТОДОВ ГЕОМИГРАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ
ДЛЯ АНАЛИЗА ВОПРОСОВ ДОЛГОСРОЧНОГО
ОБЕСПЕЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ**

*И.В. Капырин
Россия, г. Москва, ИБРАЭ РАН*

Рассматриваются вопросы использования геомиграционного моделирования в задачах оценки безопасности ОИАЭ и разработки соответствующих расчётных кодов. Проводится классификация характерных задач в атомной отрасли и анализируются особенности, присущие разным классам моделируемых объектов, их ближней и дальней зонам. Для каждого класса выделяются наиболее радиозоэкологически значимые радионуклиды. На примере расчётного кода GeRa анализируются современные тенденции в развитии программ гидрогеологического моделирования.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ, ГЕОМИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ, КОМПЛЕКСЫ ПРОГРАММ, ОЦЕНКА БЕЗОПАСНОСТИ ОИАЭ, ЗАХОРОНЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ, ВЫВОД ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ, РАСЧЁТНЫЙ КОД GeRa

На протяжении длительного периода времени детальное рассмотрение вопросов геомиграции осуществлялось лишь в отношении нескольких радиационно опасных объектов и на относительно небольшие сроки – от нескольких сотен до тысячи лет. Среди таких объектов в первую очередь необходимо указать промышленный водоём В-9 [1] и пункты глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов (ПГЗ ЖРО) в пласты-коллекторы на Сибирском химическом комбинате, Горно-химическом комбинате и площадке АО "ГНЦ НИИАР" [2]. Для решения этих задач в разные годы были созданы достаточно прогрессивные для своего времени расчётные коды, такие как GEON-3D [1] и HydroGeo [3], или применялись зарубежные программы семейства MODFLOW, TOUGH и др. С их помощью решались практически важные задачи прогнозирования переноса радионуклидов. Так, прогноз поступления радиоактивных веществ из промводоёма В-9 в р. Мишеляк стал мощным стимулом для постановки и решения задачи закрытия акватории В-9. Расчёты для ПГЗ ЖРО дали возможность продолжить практику глубинной закачки отходов.

Начало работ по решению проблем ядерного наследия и новые правовые нормы по особым РАО и захоронению удаляемых РАО, а также прогресс накопления знаний по миграционному поведению радионуклидов многократно увеличили потребности в современных расчётных кодах (РК) для решения задач геомиграции радиоактивных веществ. При этом и органы регулирования безопасности при использовании атомной энергии, и органы регулирования безопасности в сфере недропользования сформулировали дополнительные требования к содержанию обоснования безопасности таких объектов, как пункты захоронения РАО (ПЗРО), пункты глубинного захоронения РАО (ПГЗРО) и пункты консервации особых РАО (ПКОРАО), а также к применяемым для этого РК. Подобные пожелания имелись и в рекомендациях миссии МАГАТЭ, проводившей экспертизу российской технологии удаления жидких радиоактивных отходов в глубокозалегающие пласты-коллекторы.

Указанные обстоятельства инициировали разработку российскими специалистами программных комплексов для решения задач данного класса. Среди них наибольшее развитие

получили РК НИМФА, разработанный РФЯЦ-ВНИИЭФ и ФГБУ "Гидроспецгеология" [4], и совместная разработка ИБРАЭ РАН и ИВМ РАН – семейство расчётных кодов (РК) GeRa. Оба РК были аттестованы и широко используются в настоящее время в отрасли для гидрогеологического моделирования в задачах оценки безопасности ОИАЭ.

Целью настоящей работы является очерчивание круга задач оценки радиационной безопасности, решаемых современными расчётными кодами трёхмерного гидрогеологического моделирования, и определение путей дальнейшего развития последних.

Ниже будут рассмотрены основные возможности РК GeRa, лидером разработки которого является автор, отмечены особенности гидрогеологического моделирования в атомной отрасли, рассмотрены классы решаемых задач, и для них определены наиболее радиологически значимые радионуклиды. В конце делаются выводы о направлениях дальнейшего развития расчётных кодов.

ВОЗМОЖНОСТИ РАСЧЁТНОГО КОДА GeRa

Разработка РК GeRa (<http://gera.ibrae.ac.ru>) ведётся с 2012 г., к настоящему моменту её вторая версия прошла аттестацию (в 2021 г.) и разрабатывается третья. К основным особенностям РК GeRa следует отнести современные подходы к гидрогеологическому моделированию: использование неструктурированных расчётных сеток (пример – на рис. 1), возможность параллельных расчётов и широкий спектр моделей, включая мультифизические. Применение неструктурированных сеток позволяет повысить точность решения в требуемых подобластях, соответствующих зонам локализации загрязнения, при этом обеспечивая приемлемую вычислительную сложность. Параллелизация расчётов снимает ограничения на число ячеек сетки, накладываемые объёмом памяти персональных ЭВМ, и многократно ускоряет расчёты, обеспечивая возможности решения задач на сетках на порядки большей

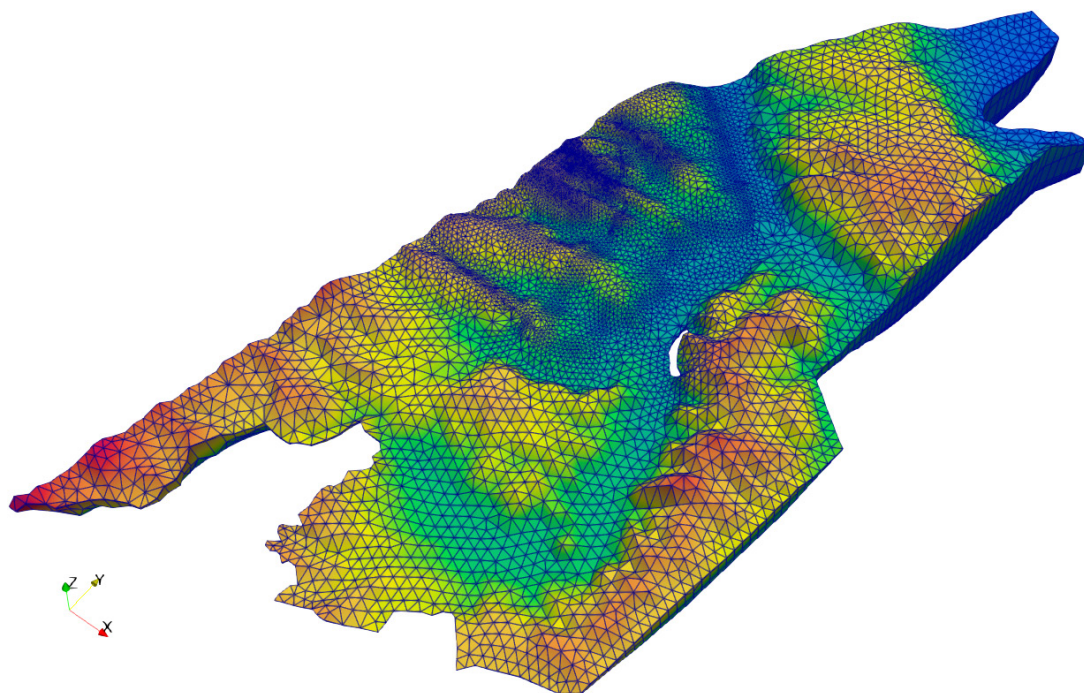


Рис. 1. Пример неструктурированной расчётной сетки для модели ПГЗ ЖРО с измельчением в зоне расположения нагнетательных скважин

размерности и проведения многовариантных расчётов, в том числе для оценки неопределённостей и калибровки моделей.

В текущей версии реализованы следующие основные модели процессов:

- фильтрации в режимах различной насыщенности, включая двухфазную фильтрацию вода-воздух;
- переноса примесей по адвективно-диффузионно-дисперсионному механизму, в том числе в средах с двойной пористостью;
- тепловыделения при радиоактивном распаде, теплопереноса;
- тепловой и плотностной конвекции;
- химических взаимодействий в системе вода – порода;
- радиоактивного распада по цепочкам;
- поверхностного стока.

Помимо традиционного использования для создания моделей дальней зоны объектов, важным преимуществом ПК GeRa являются возможности моделирования ближней зоны, где требуется учёт изменения параметров сред во времени (в первую очередь коэффициентов фильтрации и распределения) и геохимических взаимодействий. Последние могут моделироваться как в упрощённой постановке – по изотермам, в том числе с коэффициентом распределения, зависящим от концентрации одной из компонент [5], так и с полноценным

расчётом химических реакций, реализованным с использованием модуля PHREEQC [6].

Радионуклиды в геологической среде могут находиться как в подвижной форме (в водном растворе, в газообразном виде), так и в неподвижной – сорбированной или осаждённой в минеральном виде – форме. Они могут сорбироваться на поверхности оксигидроксидов переходных металлов (Fe, Mn, Ti и т. д.), а также на поверхности глин (в особенности смектитового ряда) и органического вещества. Также радионуклиды могут переноситься в виде истинных коллоидов (состоящих из твёрдых фаз этих радионуклидов, например, окисей плутония, PuO_2) и псевдоколлоидов (в которых радионуклид переносится в сорбированной форме на поверхности коллоидной частицы из другого материала). Схема нахождения радионуклидов в подземном пространстве представлена на рис. 2.

В ПК GeRa реализовано несколько подходов к моделированию процессов переноса, ориентированных на разные типы проводящих сред. В том случае когда пути переноса загрязняющих веществ определяются сетью высокопроводящих трещин, элементарный объём (англ. Representative elementary volume – REV), по которому осуществляется осреднение свойств среды, может не существовать. Следовательно, модели геомиграции в трещи-

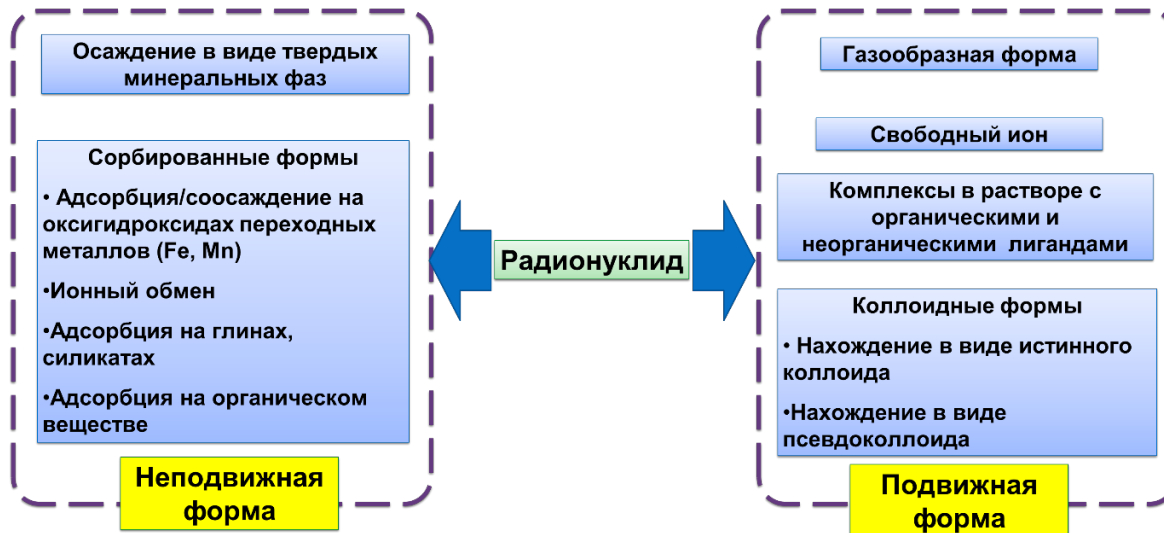


Рис. 2. Формы нахождения радионуклидов в подземном пространстве

новатых средах требуют особого подхода, отличного от моделей для пористой среды. Один из вариантов – использование многоконтинуального подхода, когда трещиноватая среда описывается посредством суперпозиции нескольких сред со своими уравнениями, с учётом перетоков между средами. Одна из таких моделей – модель двойной пористости – была реализована во второй версии ПК GeRa. В данной модели вводятся высокопроводящий континуум, в котором происходит перенос растворённого вещества, и низкопроводящий континуум, с которым осуществляется массообмен.

Ещё одним подходом для работы с трещиноватыми средами является явный учёт геометрии трещин. В ПК GeRa данный подход реализуется в рамках модели сети дискретных трещин и матрицы (англ. Discrete Fracture Matrix – DFM). В модели предполагается, что миграция происходит и в явно представленных трещинах, и в содержащей трещины пористой матрице. Такой подход позволяет избегать переусложнения модели за счёт учёта части трещин малого размера в осреднённых свойствах пористой матрицы. Трещины в модели

представляют собой произвольные двумерные поверхности, задаваемые триангуляцией. Сетка для трещины является следом разреза этими поверхностями трёхмерной сетки в пористой среде. Пространственная дискретизация осуществляется с помощью метода конечных объёмов. При этом степени свободы связаны с трёхмерными ячейками пористой среды и двумерными гранями, относящимися к трещине. Сетка на трещине конформна сетке в пористой среде. Реализованная в ПК GeRa DFM методология может быть использована как для учёта крупных разрывных нарушений в гидрогеологических моделях (например, в модели дальней зоны ПГЗРО), так и для учёта трещин в инженерных барьерах безопасности (ИББ) ближней зоны.

ПК GeRa снабжён дружелюбным графическим интерфейсом (рис. 3), ведущим пользователя по этапам моделирования (построение геологической модели, схематизация гидрогеологических условий, выбор моделей и методов решения, непосредственно моделирование, верификация модели и графического анализа результатов). Ежегодно проводятся учебные курсы для обучения пользователей.

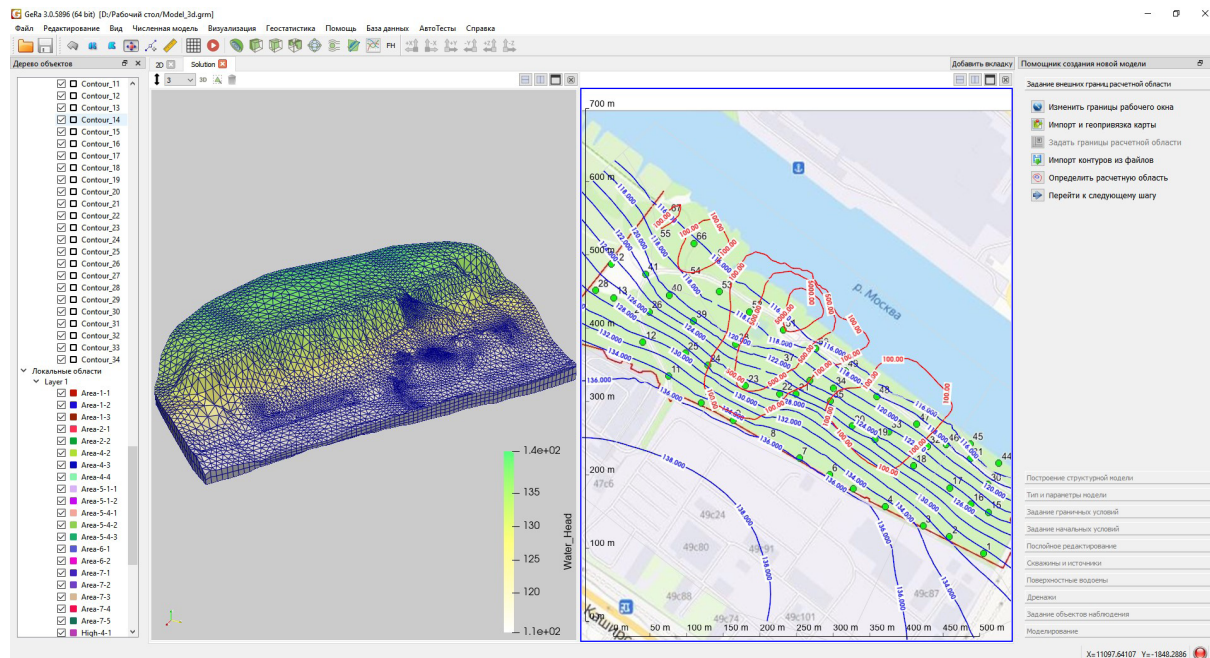


Рис. 3. Интерфейс расчётного кода GeRa

ОСОБЕННОСТИ ГЕОМИГРАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ В ЗАДАЧАХ АТОМНОЙ ОТРАСЛИ

В соответствии с федеральными нормами и правилами (например, НП-055-14) безопасность захоронения должна быть обеспечена на весь период потенциальной опасности захороненных РАО. Период потенциальной опасности может варьироваться от сотен до миллионов лет в зависимости от периода полураспада захораниваемых радионуклидов и их активности. Сравнительно малые периоды потенциальной опасности характерны для ППЗРО, в то время как для ПГЗРО традиционно рассматриваются временные периоды порядка миллиона лет [7–9]. Отметим здесь, что скорости миграции разных радионуклидов могут отличаться на несколько порядков вследствие отличия химических свойств, а следовательно, и их свойств сорбции и осаждения. В связи с этим при обосновании долговременной безопасности (ОДБ) становится затруднительным расчёт переноса всего спектра радионуклидов в одной модели: для этого потребуется использовать малый шаг по времени, но при этом считать на большой временной период, что ведёт к чрезмерным вычислительным затратам. В то же время для быстро мигрирующих радионуклидов не требуется рассмотрения столь большого временного периода, поскольку они достаточно быстро достигнут зоны разгрузки. А для медленно мигрирующих радионуклидов не оправдано использование малых временных шагов. Имеет смысл разделять по отдельным моделям радионуклиды со схожими сорбционными свойствами в том случае, если они не входят в одну цепочку радиоактивных превращений.

Цепочки радиоактивного распада также являются отличительной особенностью решения радиозэкологических задач, в РК GeRa их учёт реализован с использованием открытой базы ядерно-физических данных JEFF 3.1.1 (разработана под эгидой Организации Экономического Сотрудничества и Развития, ОЭСР). Сопряжённый с радиоактивным распадом процесс тепловыделения может существенным образом влиять на потоки подземных вод [11], что характерно в первую очередь для ПГЗРО и ППЗРО.

Поскольку РАО обычно содержат широкий спектр радионуклидов и учёт их всех при моделировании приводит к необоснованно высоким трудозатратам, требуется грамотный выбор наиболее радиозэкологически значимых из них. Потенциальная опасность захоронения отдельных радионуклидов, сосредоточенных в РАО, определяется в значительной степени их количеством в захоронении, персистентностью в окружающей среде, биоаккумуляцией и биомагнификацией.

Попадая из пункта захоронения в подземную гидросферу, радионуклиды рано или поздно могут оказаться в доступной для человека среде. Поведение радионуклидов в гидросфере зависит от их физико-химических характеристик: степени окисления, химической формы и состояния в растворе (истинно растворённый, в виде органических или минеральных комплексов, в коллоидных или на псевдоколлоидных частицах) [12], коэффициент распределения радионуклидов между водой и взвешенным веществом зависит от минерализации воды [13]. Важными факторами являются параметры того водоисточника, который прямо или косвенно будет использоваться человеком в его хозяйственной деятельности (гидрологический и волновой режим водоёма, рельеф дна, глубина [14, 15]), и его физико-химические характеристики (температурный режим, значения pH, Eh, солесодержание и др.). Помимо этого, важную роль в поведении радионуклидов играют биологические факторы, определяемые особенностями таксономического и функционального разнообразия микрофлоры, фито- и зооценоза [16]. Различия в коэффициентах накопления (КН) радионуклидов в объектах биоты колоссальны. Так, например, КН для кобальта в организме водных беспозвоночных по данным наблюдений могут отличаться в 22 миллиона раз [20]. Очень велики различия в величинах КН и между радионуклидами. И это только один параметр на пути от глубинного захоронения до человека. Биологическая значимость радионуклидов (доза облучения на единицу активности) также различается на много порядков величины. Различия в дозовых коэффициентах для человека, к примеру, для ^{210}Po и ^{59}Ni составляют 26000 раз.

В условиях пресноводных водоёмов поведение радионуклидов достаточно разнообразно, и их мобильность, а следовательно, и определяемая этим опасность, значительно зависит от физико-химических параметров среды. Некоторые радионуклиды склонны к сорбции на взвешенных илистых, железистых или глинистых частицах, клетках, а также на органических и минеральных фазах донных отложений (Co, Am и другие актиниды [12, 17]). Другие склонны к процессам коллоидообразования (например, Pu [18]) и тем самым стабилизируются в водной фазе. Третьи, обладающие физиологической ролью, активно иммобилизуются клетками планктона (^{14}C , ^{135}Cs и ряд актинидов [17]). Вышеперечисленные особенности отдельных радионуклидов должны быть рассмотрены при определении их радиоэкологической значимости и выборе тех, которые требуют учёта в геомиграционных моделях.

В связи с разными пространственными и временными масштабами происходящих процессов общепринятой практикой при оценке

долговременной безопасности (ОДБ) стало создание отдельных моделей ближней и дальней зон ПЗРО. Модель ближней зоны, помимо процессов переноса радионуклидов, должна учитывать изменение свойств инженерных барьеров безопасности (ИББ) во времени. Характерными примерами являются учёт разрушения покрывающих экранов (например, роющими животными) путём задания возрастающего со временем инфильтрационного питания, либо многостадийного изменения свойств бетонных ИББ, у которых не только возрастает коэффициент фильтрации по причине изменения параметров пористости в процессе эволюции ансамбля фазового состава бетона, а также растрескивания, но и вследствие изменения геохимических условий варьируются коэффициенты распределения [10].

На рис. 4 продемонстрирован расчёт выхода радионуклидов из ближней зоны объекта с учётом деградации ИББ. На начальном этапе (до 100 лет) сохраняются целостность и герметичность покрывающей геомембраны,

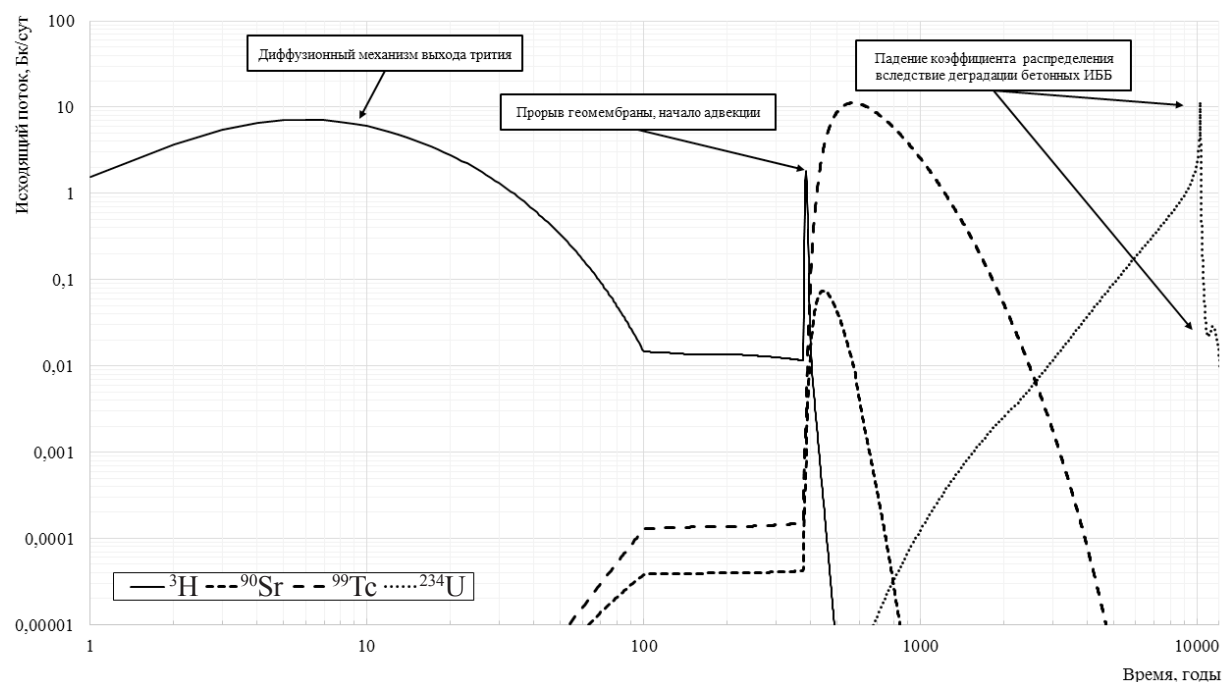


Рис. 4. Пример расчёта в ПК GeRa выхода радионуклидов с разными сорбционными свойствами и периодами полураспада из ближней зоны с учётом деградации ИББ

которая предотвращает фильтрацию. На этом этапе виден диффузионный выход несорбируемого радионуклида – трития, который на более поздних этапах уже не играет существенной роли вследствие малого периода полураспада (12,32 года). После прорыва мембраны начинается конвективный выход радионуклидов: первыми выходят сравнительно слабо сорбируемые ^{90}Sr и ^{99}Tc , но удельная активность стронция в пике на два порядка ниже, чем у технеция, а сам пик приходит раньше в силу меньшего периода полураспада (28,8 года). Выход ^{234}U происходит позднее из-за высоких сорбционных свойств на начальном этапе, его нерегулярное поведение приурочено к стадиям деградации бетона [10]: при падении сорбционных свойств происходит интенсивная десорбция, которая приурочена к периоду от 2000 до 10000 лет (коэффициент распределения урана в бетоне падает за это время на три порядка). Второй небольшой пик удельной активности урана на выходе связан с его десорбцией (сопряжённой с деградацией бетона) с верхнего покрывающего бетонного барьера, где он был сорбирован на начальном этапе вследствие диффузии. ПК GeRa позволяет как учитывать переменные во времени фильтрационные и миграционные параметры, так и проводить расчёт химических реакций, сопровождающих перенос радионуклидов и химических примесей.

РЕШАЕМЫЕ ЗАДАЧИ

Обоснование отнесения РАО к категории особых

Необходимо отметить, что не все задачи геомиграционного моделирования требуют применения расчётного инструментария, подобного ПК GeRa. В качестве примера можно привести первичную регистрацию накопленных радиоактивных отходов (РАО), проведённую в 2013–2014 гг. Для подавляющего большинства мест размещения таких отходов впервые проводились оценки долговременной безопасности их хранения. Сжатые сроки первичной регистрации РАО, существенные неопределённости характеристики как самих РАО и мест их размещения, так и технологий перевода объектов в ПЗРО, сделали возможным

проведение скрининговых оценок с использованием для этих целей программного обеспечения Ecolego и AMBER, рекомендованного МАГАТЭ, и общей методологии, описанной в работе [21]. Но на каждом последующем этапе жизненного цикла пунктов размещения особых РАО должны выполняться оценки их долговременной безопасности [22], требования к которым, по сути, соответствуют требованиям к выполнению оценок для ПЗРО.

Результаты этих оценок становятся основой для принятия самых важных решений в отношении дальнейшей эксплуатации объектов: например, решений о возможности размещения дополнительных РАО (в том числе от реабилитации прилегающей территории), обоснования их характеристик, решений о переводе объекта в пункт консервации особых РАО или в ПЗРО. В отличие от задач первичной регистрации РАО, где требовалось только определить принципиальную возможность захоронения РАО на месте, результаты оценок миграции теперь позволяют выбрать, спланировать и обосновать эффективные работы по переводу объектов в ПЗРО, соответствующие современным требованиям безопасности. Среди выполняемых сейчас работ можно выделить консервацию объектов бывшего Кирово-Чепецкого химического комбината (Приволжский филиал ФГУП "Радон"). Обоснование долговременной безопасности этих объектов должно учитывать влияние других объектов, размещённых на площадке, возможность оптимизации работ, к примеру, путём размещения в выводимых из эксплуатации зданиях и сооружениях образующихся отходов, в том числе в качестве дополнительного барьера безопасности. Итеративные оценки миграции радионуклидов, по мере получения новых данных об объекте, позволят стать инструментом принятия эффективных управленческих решений при обращении с накопленными РАО.

Использование средств камерного моделирования (типа Ecolego, AMBER) видится в этих задачах обоснованным лишь на раннем этапе для грубых оценок в условиях скудности исходных данных. Камерные модели не позволяют рассчитывать потоки подземных вод, а также занижают пики активности вследствие осреднения в камерах. Трёхмерные гидрогеоло-

гические расчётные коды позволяют получить более обоснованные оценки путём учёта реальной геометрии объектов и структуры потока.

Обоснование проектов консервации особых РАО

Учитывая технологическую сложность извлечения, транспортировки и захоронения РАО, а также возможное превышение ожидаемых доз для персонала и населения, которые могут быть получены в процессе подготовки РАО к захоронению, над дозами, которые могут быть получены при консервации на месте, для ряда объектов (промводоёмов, ПУГР и др.) может быть обоснован вывод из эксплуатации по варианту консервации. Примером возможного пункта консервации особых РАО являются пульпохранилища (ПХ). Данные сооружения являются искусственными водоёмами, откосы и дно которых изолированы слоем глины. Они предназначены для приёма, отстаивания, декантации и усреднения отходов от ионообменной очистки, чаще всего НАО (характерный пример таких объектов – пульпохранилища ПХ-1 и ПХ-2 на площадке АО "СХК"). Так как жидкие РАО, направляемые в пульпы, содержат взвеси, то эти взвеси накапливаются над слоем глины, из которой выполнено дно, образуя таким образом плотную фракцию – пульпу. В дальнейшем данные сооружения предполагаются к перекрытию защитными барьерами безопасности с предварительной закачкой воды из пульпы в ПГЗ ЖРО. В работе [25] приведён пример оценки эффективности ИББ (стены в грунте, покрывающего экрана) при выводе из эксплуатации пульпохранилища.

Моделирование данного класса объектов сводится к построению моделей ближней и дальней зон. Особенность моделирования таких объектов – необходимость расчёта удельной активности радионуклидов в поровой воде, служащей в качестве начальных условий для модели переноса в ближней зоне, на основе знаний о суммарной активности, объёмной влажности, плотности пород и пульпы, коэффициентов распределения. Отдельно стоит учесть, что активность радионуклидов, способная выйти из пульпохранилища, должна вычисляться с учётом результатов сорбционных опытов,

показывающих, какой процент загрязнения способен перейти в мобильную форму.

При рассмотрении особых РАО выбор наиболее радиэкологически значимых радионуклидов обычно обусловлен спецификой объекта. Так, при рассмотрении выводимых из эксплуатации промышленных уран-графитовых реакторов повышенное внимание должно быть уделено долгоживущим и слабо сорбируемым радионуклидам ^{14}C и ^{36}Cl . Для пульпохранилищ, по имеющемуся опыту оценок на масштабе времени 10000 лет, основным дозообразующим радионуклидом является ^{239}Pu .

Обоснование безопасности ППЗРО

Обоснование безопасности ППЗРО во многом схоже с обоснованием безопасности пунктов консервации. Однако модель ближней зоны ППЗРО предполагает наличие матрицы иммобилизации РАО и соответствующей ей модели выщелачивания, а также моделей деградации контейнеров. Модели выщелачивания (например, см. [23]) обычно базируются либо на экспоненциальной зависимости скорости выщелачивания от времени, либо на модели десорбции. При деградации контейнеров чаще всего учитывается коррозия стали [24], а также растрескивание и химическая эволюция бетона, что выражается в динамическом ухудшении его противодиффузионных и сорбционных свойств. Так, широко применяется стабильный подход к заданию коэффициентов распределения радионуклидов, соответствующих разным стадиям деградации бетона [10]. В РК GeRa для учёта этих процессов предусмотрено задание переменных во времени параметров сред, а выщелачивание задаётся либо с помощью источника переменной интенсивности, либо путём задания начальных условий для концентрации в воде и соответствующего коэффициента распределения для матрицы иммобилизации. Как и для пунктов консервации особых РАО, модели ближней зоны для ППЗРО чаще всего выполняются одномерными (на единицу площади ППЗРО).

Данные ПЗРО могут представлять собой совершенно разные по типу объекты. Так, с помощью РК GeRa осуществлялось моделирование ППЗРО на площадках ФГУП "ПО "Маяк",

АО "УЭХК", АО "СХК", в г. Сосновый Бор, а также шламохранилищ и газоходов на территории АО "АЭХК". Для проектируемых объектов возможен расчёт нескольких вариантов комбинации ИББ.

Для ППЗРО обычно радиоэкологически значимыми радионуклидами являются β -излучатели ^{90}Sr , ^{137}Cs в силу их высокого содержания в РАО. При захоронении отходов уранового производства должны быть рассмотрены изотопы урана и радионуклиды, входящие в соответствующие цепочки радиоактивного распада.

Оценка потенциального влияния действующих ОИАЭ на подземные воды

Имеется практический опыт применения РК GeRa на действующих объектах атомной энергетики. В частности, он использовался при оценках долговременной безопасности действующих бассейнов выдержки ОЯТ, с учётом планов по их ремонту и потенциального возникновения аварийных ситуаций в процессе их эксплуатации. При этом характеристика источника загрязнения проводилась отдельно от гидрогеологического моделирования. Основой работы стало создание модели дальней зоны: был проведён анализ геологического строения, гидрогеологической и гидрогеохимической обстановки территории; опираясь на эти данные, схематизированы гидрогеологические условия;

разработана и откалибрована трёхмерная гео-фильтрационная модель площадки, что, в свою очередь, позволило разработать модель переноса. Были проведены миграционные расчёты потенциального загрязнения в геологической среде, спрогнозирована его разгрузка в поверхностные водоёмы, оценены дозовые нагрузки на население. По результатам сопоставления с установленными нормативами была подтверждена безопасность эксплуатации объектов на расчётный период.

Выбор наиболее радиоэкологически значимых радионуклидов здесь опирается на радионуклидный состав потенциального источника загрязнения. Учитывая небольшие временные масштабы рассматриваемых процессов (время функционирования объектов), на первый план выходят слабо сорбируемые радионуклиды.

Обоснование безопасности ППЗРО

На фоне многочисленных проектов создания пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов (ППЗРО), разрабатываемых в том или ином виде странами с развитой ядерной энергетикой, в России также ведётся проектирование подземной исследовательской лаборатории (ПИЛ) на участке "Енисейский", расположенном в Красноярском крае, с рассмотрением возможности её последующей трансформации в ППЗРО (рис. 5). Характерные особенности геологического строения участка

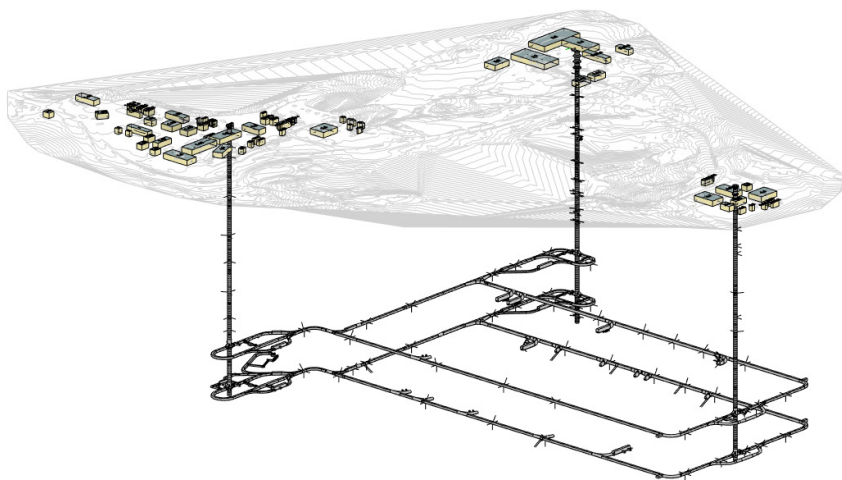


Рис. 5. Один из возможных обликов ПИЛ

"Енисейский" связаны с наличием и локальным распространением тектонических нарушений, а фильтрационные свойства водовмещающей среды во многом определяются трещиноватостью, связанной с основными структурными элементами (представленными преимущественно зонами дробления) и дайками.

В настоящее время ИБРАЭ РАН в РК GeRa используются два подхода к моделированию гидрогеологических процессов на данном участке: модель эквивалентной поровой среды (Equivalent Continuum Model, ECM) и DFM-модель сети дискретных трещин и матрицы. В рамках модели ECM предполагается, что трещиноватая горная порода может быть представлена в виде однородной пористой среды. В моделях DFM в пространстве выделяются поверхности разрывных нарушений с характеристиками, резко отличающимися от остальной пористой среды.

На трёхмерной ECM-модели площадки размещения ПГЗРО были проведены референтные расчёты для нескольких радионукли-

дов: ^{129}I , ^{99}Tc , ^{241}Am и ^{237}Np . Коэффициенты распределения выбирались консервативно. Для ^{129}I коэффициент распределения принимался нулевым во всех породах, среди трёх оставшихся наиболее высокой сорбируемостью характеризовался ^{241}Am , а наиболее низкой – ^{99}Tc . В качестве примера на рис. 6 показаны графики удельной активности радионуклидов в зоне разгрузки в районе р. Шумихи. Результаты моделирования показывают, что пик выхода несорбируемого ^{129}I до потенциальной зоны разгрузки в районе р. Енисей (рис. 6) приходится на момент времени приблизительно 15000 лет. Для ^{241}Am выхода в эту зону разгрузки не наблюдается, т.к. в силу высоких сорбционных характеристик и относительно небольшого периода полураспада (433 года) радионуклид не доходит до неё. Для ^{99}Tc и ^{237}Np пиковые значения удельной активности в области разгрузки подземных вод (около р. Шумихи) приходится на моменты времени приблизительно 125000 лет и 5 млн лет соответственно. Столь сильная задержка

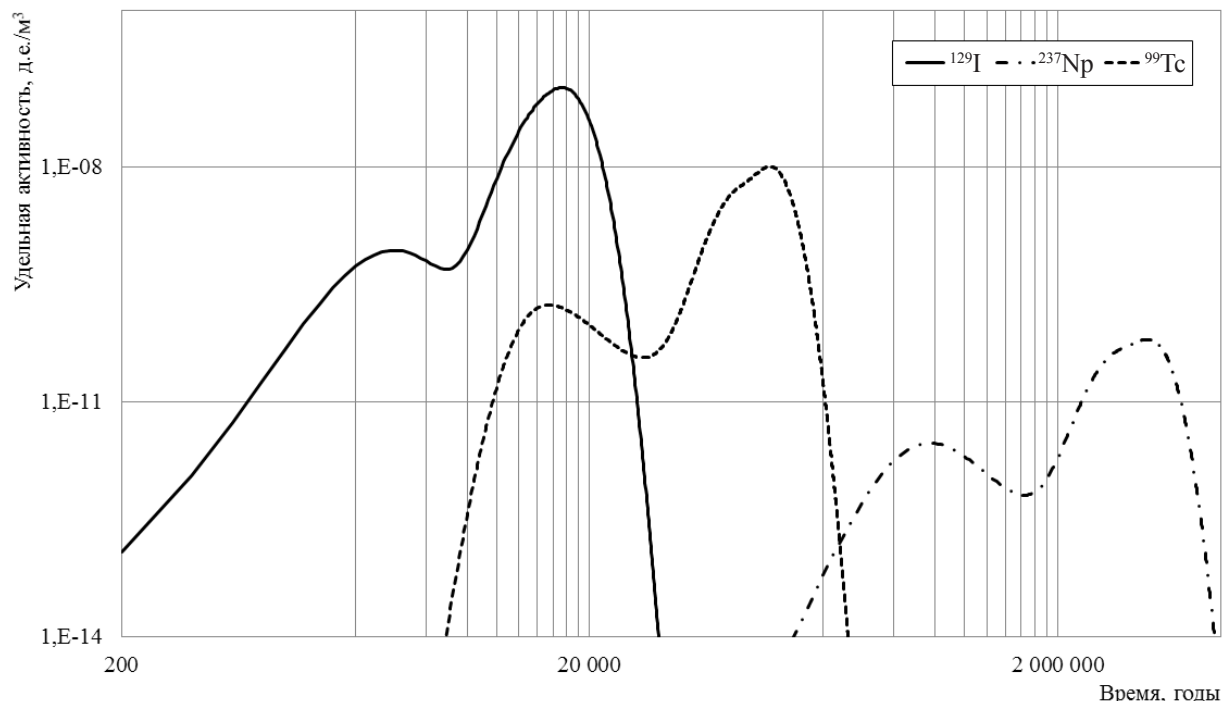


Рис. 6. Прогноз изменения удельной активности ^{129}I , ^{99}Tc и ^{237}Np в зоне разгрузки у р. Шумихи

породами сорбируемых радионуклидов относительно несорбируемых объясняется в том числе низкой пористостью пород (в факторе задержки пористость стоит в знаменателе). Стоит отметить, что для каждой кривой наблюдаются несколько пиков. Это объясняется тем, что в трёхмерной модели учитываются основные разрывные нарушения, которые имеют пересечения между собой и являются основными путями миграции. Расчёты выполнялись для условного залпового единичного источника радионуклидов в начальный момент времени.

Для ПГЗРО наибольшую радиозоологическую значимость имеют слабо сорбируемые анионные формы долгоживущих радионуклидов, в частности ^{129}I и ^{99}Tc [9]. При достаточно высоком содержании в РАО они практически не задерживаются породами.

Обоснование безопасности ПГЗ ЖРО

В России существует три ПГЗ ЖРО: в городах Северске, Железнодорожске и Димитровграде. Концепция данных объектов

– захоронение отходов в жидкой фазе (без отверждения) и отсутствие системы инженерных барьеров в общем понимании, хотя элементы многобарьерности присутствуют в виде чередующихся водоупорных и водоносных горизонтов.

С помощью ПК GeRa была создана модель полигона захоронения ЖРО на площадке ФГУП "ГХК" – полигона "Северный", которая вошла в состав аттестованного программного средства ГЕОПОЛИС [26] (рис. 7). Одна из основных особенностей модели – неоднородное инфильтрационное питание над площадью модели, что позволило с приемлемой точностью откалибровать фильтрационную модель по фактическим замерам напоров в скважинах эксплуатационных горизонтов. При создании модели полигона были в полной мере использованы входящая в ПК GeRa объектовая база данных мониторинга (как гидродинамического, так и гидрогеохимического) и встроенные средства верификации результатов расчётов по данным наблюдений. Модель учитывает безнапорный режим фильтрации и двойную пористость по-

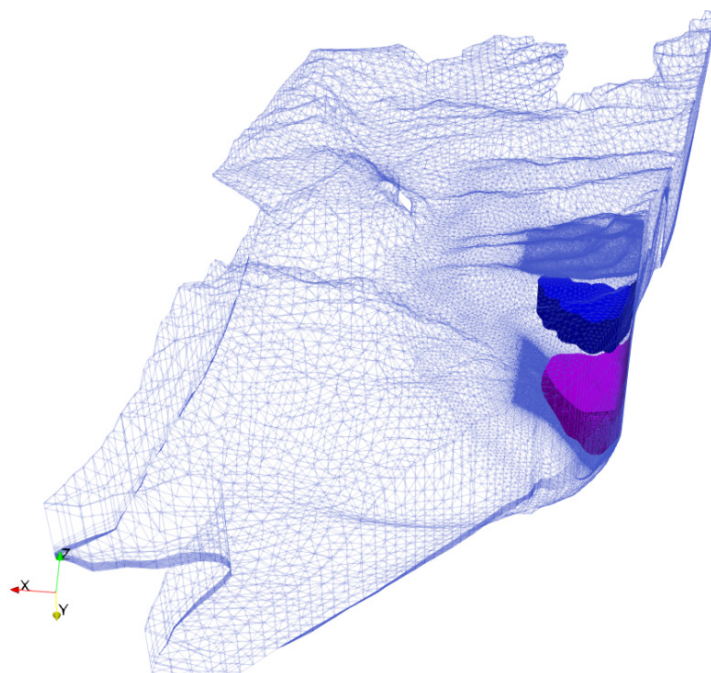


Рис. 7. Расчётные ореолы нитратного загрязнения в двух пластах-коллекторах ПГЗ ЖРО "Северный"

род, обусловленную переслаиванием песчаных и глинистых отложений. Дополнительно был проведён анализ влияния плотностной конвекции на распространение отходов в I горизонте, куда закачивались высокоплотные растворы, показавший, что данный процесс играет существенную роль только на временных периодах до сотни лет [27].

Перспективы развития моделей переноса радионуклидов и химических загрязнений на ПГЗ ЖРО связаны с учётом широкого круга химических и биологических процессов [5, 28]: комплексообразования ионов металлов (в том числе и радионуклидов стронция с нитрат-ионами); процессов сорбции как катионов, так и анионов нитрат-ионов (в статье [5] приведено объяснение сорбции нитрат-ионов на сорбированных катионах); биологической нитратредукции.

Для ПГЗ ЖРО наиболее радиоэкологически значимыми являются долгоживущие слабо сорбируемые радионуклиды, например, ^{99}Tc . Также необходимо учитывать влияние химического загрязнителя нитрат-иона, концентрация которого в закачиваемых растворах превышала 200 г/л. Последний, в свою очередь, подвержен биологической нитратредукции, и влияние этого эффекта на безопасность объектов следует оценить в дальнейших исследованиях.

ВЫВОДЫ

Геомиграционное моделирование является основой оценки безопасности ЯРОО в части прогнозирования миграции вредных веществ с подземными водами и потенциального воздействия на человека и биоту. На сегодняшний день оно используется для выработки решений по конечным состояниям выводимых из эксплуатации ОИАЭ, обоснования проектов ПЗРО и оценок долговременной безопасности в рамках лицензирования текущей деятельности ОИАЭ. Современный аттестованный российский расчётный код GeRa предоставляет возможности для полноценно трёхмерного гидрогеологического моделирования и позволяет учесть специфику задач атомной отрасли (цепочки радиоактивного распада и тепловыделение, процессы в ближней и дальней зонах объектов и др.). Помимо задач обоснования без-

опасности код может быть использован для решения задач проектирования и водоснабжения (расчёт подтопления, дренажей, водозаборов), реабилитации загрязнённых территорий. С помощью также разрабатываемого ИБРАЭ РАН РК MOUSE для моделей объектов, разработанных в РК GeRa, могут быть проведены процедуры анализа чувствительности, калибровки и оценки достоверности результатов расчёта. Для расчёта дозовых нагрузок предусмотрен специализированный модуль GeRa-Aqua. С помощью данного модуля возможен расчёт доз на население при внутреннем (потребление продуктов питания, воды) и внешнем (купание, рыболовство и т. п.) облучении для шести возрастных групп.

Важным вопросом при оценке безопасности является выбор радиоэкологически значимых радионуклидов при моделировании. Так, если для ПЗРО наибольшую значимость могут иметь изотопы ^{90}Sr , ^{137}Cs , то для выводимых из эксплуатации ОЯН это могут быть слабо сорбируемые долгоживущие изотопы ^{14}C , ^{36}Cl , а для пунктов глубинного захоронения РАО (ПЗРО, ПГЗ ЖРО) – также слабо сорбируемые и долгоживущие ^{129}I , ^{99}Tc .

Перспективы развития расчётных кодов гидрогеологического моделирования, используемых в целях обоснования безопасности ОИАЭ, связаны с расширением спектра моделируемых процессов и используемых подходов к моделированию, а также с повышением вычислительной эффективности и точности используемых численных методов. Так, в части моделей большие усилия разработчиков направлены на сопряжённые модели течения и переноса в поверхностных и подземных водах, ТНМС-модели (термо-гидро-механико-химические). Важнейшим вызовом является моделирование геофильтрационных и геомиграционных процессов в трещиноватых средах. В части численных методов перспективы связаны с разработкой эффективных нелинейных и линейных решателей (в том числе для моделей сопряжённых процессов), а также высокоточных параллелизуемых методов дискретизации для неструктурированных сеток. Следует также отметить необходимость дальнейшей разработки методов оценки погрешности численных гидрогеологических моделей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Водоём-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду / Под ред. Дрожко Е.Г., Самсонова Б.Г. – М., 2007. – 250 с.
2. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. – М.: ИздАТ, 1994. – 256 с.
3. Букаты М.Б. Численные методы моделирования геомиграции радионуклидов: учеб. пособие. – Томск: Изд-во ТПУ, 2008. – 89 с.
4. Бутнев О.И. и др. Комплекс программ "НИМФА" для решения задач нелинейной однофазной фильтрации жидкости и тепло-массопереноса в пористых средах // Вопросы атомной науки и техники. Сер. Математическое моделирование физических процессов. – 2018. – № 2. – С. 3–14.
5. Болдырев К.А., Капырин И.В., Константинова Л.И., Захарова Е.В. О моделировании сорбции стронция на породах в условиях высокой засоленности раствора нитратом натрия // Радиохимия. – 2016. – Т. 58. – № 3. – С. 211–217.
6. Parkhurst D.L., Wissmeier L. PhreeqcRM: a reaction module for transport simulators based on the geochemical model PHREEQC // Advances in Water Resources. – 2015. – V. 83. – P. 176–189.
7. Safety case for the disposal of spent nuclear fuel at Olkiluoto // Synthesis. – Posiva Oy. – 2012. – 324 p.
8. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. V. 1. Svensk Kärnbränslehantering AB – 2011. – 271 p.
9. Абалкина И.Л. и др. Обоснование долговременной безопасности захоронения ОЯТ и РАО на 10 000 и более лет: методология и современное состояние / Препринт ИБРАЭ № 2019-03. – М.: ИБРАЭ РАН, 2019. – 40 с.
10. Ochs M., Mallants D., Wang L. Radionuclide and metal sorption on cement and concrete. – Berlin/Heidelberg, Germany: Springer, 2016. – V. 2. – P. 5–17.
11. Григорьев Ф.В., Капырин И.В., Василевский Ю.В. Моделирование тепловой конвекции в пористых средах с учётом объёмного тепловыделения в коде GeRa // Чебышевский сборник. – 2017. – Т. 18, вып. 3. – С. 161–179.
12. Novikov A.P. et al. Colloid transport of plutonium in the far-field of the Mayak Production Association, Russia // Science 2006. – V. 314. – No. 5799. – P. 638–641.
13. Болдырев К.А. и др. Возможности геохимического моделирования значений коэффициентов распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs для Теченского каскада водоёмов ФГУП "ПО "Маяк" // Вопросы радиационной безопасности. – 2016. – № 1. – С. 5–19.
14. Казаков С.В., Киселёв В.П., Крылов А.Л. Моделирование переноса, перераспределения и накопления радионуклидов в водоёмах. Прогнозирование долгосрочного переноса и накопления радионуклидов в речном русле при помощи информационно-моделирующей системы "Кассандра" / Труды ИБРАЭ РАН // Вопросы радиоэкологии. – 2009. – № 11. – С. 241–285.
15. Моисеенко Т.И., Гашев С.Н. Механизмы устойчивости и изменчивости экосистем в условиях их загрязнения // Вестник Тюменского гос. университета. Серия "Экология". – 2012. – № 12. – С. 17–27.
16. German K.E. et al. Bioaccumulation of Tc, Pu, and Np on bottom sediments in two types of freshwater lakes of the Moscow Oblast // Radiochemistry – 2003. – № 45. – P. 250–256.
17. Zinicovskaia I. et al. Evaluation of biosorption and bioaccumulation capacity of cyanobacteria *Arthrospira (spirulina) platensis* for radionuclides // Algal Research. – 2020. – V. 51 – P. 102075.
18. Дрожко Е.Г., Стукалов П.М., Алексин А.И. и др. Изучение техногенных илов водоёма Карачай – хранилища радиоактивных отходов ПО "Маяк" // Вопросы радиац. безопасности. – 2006. – Спецвыпуск № 2. – С. 22–32.
19. Traexler K.A., Utsunomiya S., Kersting A.B., Ewing R.C. Colloid transport of radionuclides: Yucca Mountain performance assessment / MRS online proceeding library archive. – 2003. – No. 807. – P. 206–211.
20. Balonov M. et al. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments / Technical report. – 2010. – 194 p.
21. Ведерникова М.В., Савкин М.Н., Линге И.И. и др. Особые радиоактивные отходы. – М.: ООО "САМ полиграфист", 2015. – 240 с.
22. НП-103-17. Федеральные нормы и правила "Требования к обеспечению безопасности пун-

ктов размещения особых радиоактивных отходов и пунктов консервации особых радиоактивных отходов. (НП-103-17)". – Утверждены приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 10 октября 2017 г. № 418.

23. Boldyrev K.A. et al. Numerical modeling of leaching of aluminophosphate glass in the batch mode in the presence of bentonite // *Radiochemistry*. – 2019. – Т. 61. – No. 5. – P. 612–618.

24. Болдырев К.А. и др. Исследование коррозии углеродистой стали Ст3 в присутствии микроорганизмов, выделенных из подземных вод на участке "Енисейский" // *Радиоактивные отходы*. – 2021. – № 3. – С. 103–113.

25. Сускин В.В., Капырин И.В., Григорьев Ф.В. Оценка эффективности барьера "стена в грунте" при создании приповерхностных пунктов консервации и захоронения РАО // *Радиоактивные*

отходы. – 2021. – № 1 (14). – С. 96–105.

26. Сускин В.В., Капырин И.В., Расторгуев А.В. Программное средство "ГЕОПОЛИС": геофильтрационное моделирование пункта глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов полигона "Северный" // *Горный журнал*. – 2021. – № 5. – С. 91–97.

27. Kapyrin I.V. Assessment of density driven convection effect on the dynamics of contaminant propagation on a deep well radioactive waste injection disposal site // *J. of Computational and Applied Mathematics*. – 2021. – V. 392. – P. 113425.

28. Болдырев К.А., Савельева Е.А., Капырин И.В., Расторгуев А.В. Расчёт параметров сорбции металлов на примере стронция при высоких концентрациях нитрата натрия // *Водоснабжение и санитарная техника*. – 2015. – № 5. – С. 8–12.

УДК 666.762.45.017:620.193.4

© 2022

КОРРОЗИОННЫЕ ИСПЫТАНИЯ ХРОМСОДЕРЖАЩИХ И БАДДЕЛЕИТОКОРУНДОВОГО ОГНЕУПОРНЫХ МАТЕРИАЛОВ ОТЕЧЕСТВЕННОГО И ЗАРУБЕЖНОГО ПРОИЗВОДСТВА В РАСПЛАВАХ БОРОСИЛИКАТНЫХ СТЕКОЛ

С.М. Шайдуллин¹, П.В. Козлов^{1,2}, М.Б. Ремизов¹, С.А. Дубков²,

М.В. Печёнкина², Г.В. Кочкина²

¹Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

²Россия, г. Озёрск, ОТИ НИЯУ МИФИ

Обоснована большая практическая значимость вопроса коррозионной и эрозионной стойкости огнеупорных материалов в конструкции печей прямого электрического нагрева, используемых для остекловывания высокоактивных отходов. Приведён перечень основных перспективных материалов и алгоритм оценки их устойчивости к действию боросиликатных расплавов в условиях работы электропечей.

Проведены в статических и динамических условиях коррозионные испытания огнеупорных материалов в легкоплавком расплаве боросиликатного стекла и в расплаве боросиликатного стекла с имитаторами жидких высокоактивных отходов (ВАО).

Выполнен поиск наиболее устойчивых в расплаве стёкол огнеупорных материалов применительно к условиям отверждения ВАО.

Результаты проведённых испытаний будут использованы в части выбора материала футеровки при проектировании удаляемых и малогабаритных плавителей.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ОГНЕУПОРНЫЕ МАТЕРИАЛЫ, КОРРОЗИЯ, СТЕКЛОУСТОЙЧИВОСТЬ, БАДДЕЛЕИТОКОРУНДОВЫЕ ОГНЕУПОРЫ, ХРОМОКСИДНЫЕ ОГНЕУПОРЫ, ХРОМАЛЮМОЦИРКОНОВЫЙ ОГНЕУПОР, ПРОМЫШЛЕННЫЕ ПЕЧИ ОСТЕКЛЫВАНИЯ, ПЕРЕРАБОТКА ЖИДКИХ ВЫСОКОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ (ВАО), БОРОСИЛИКАТНОЕ СТЕКЛО, ТЕРМОВИСКОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ, СТАТИЧЕСКИЕ ИСПЫТАНИЯ

На ФГУП "ПО "Маяк" несколько десятков лет функционирует радиохимическое производство по экстракционной переработке облучённого ядерного топлива реакторов ВВЭР-440, БН-600, реакторов транспортных судовых установок и реакторов, предназначенных для научно-исследовательских целей. Наиболее опасным видом отходов, образующихся в ходе данного процесса, являются высокоактивные растворы, содержащие продукты деления топлива, его активации, а также конструкционные материалы.

Ориентировочно в 2028 г. должен быть запущен в работу новый комплекс остекловывания (НКО), на котором указанные отходы будут отверждаться в боросиликатное стекло.

Согласно разработанной концепции нового комплекса остекловывания в его составе предполагается использование эвакуируемого малогабаритного плавителя прямого электрического нагрева с производительностью по упаренному раствору ВАО около 20 л/ч [1].

Плавитель предназначен для варки боросиликатного стекла, характеризующегося (по сравнению с алюмофосфатным стеклом) рядом преимуществ: значительно большей ёмкостью по отношению к продуктам деления, химической и радиационной стойкостью, устойчивостью к раскристаллизации [2]. В то же время боросиликатное стекло отличается более высокой температурой варки (от 1100 до 1200 °С).

Для создания подобной перспективной

аппаратуры отверждения ВАО, отвечающей требованиям надёжности и производительности, требуется наличие соответствующих конструкционных материалов, вступающих в непосредственный контакт с расплавом стекла и соответствующих требованиям устойчивости к воздействию высоких температур и коррозионно-активных компонентов расплавов стёкол в течение длительного времени.

Срок службы печей, как правило, лимитируется не общим неудовлетворительным состоянием всей огнеупорной кладки, а разрушением (часто аварийным) ограниченного числа конструктивных элементов варочного бассейна и газового пространства в зонах варки и максимальных температур [3]. Например, скорость коррозии огнеупоров на уровне стекломассы может быть от двух до пяти раз больше, чем на всей площади огнеупорной кладки ниже зеркала стекломассы [4]. К таким элементам, применительно к печам остекловывания ВАО, прежде всего, относится верхний участок стен варочного бассейна. Существенный вклад также даёт межшовная коррозия, возникающая вследствие превышения нормативных зазоров в кладке.

Несмотря на большое количество лабораторных исследований, проведённых на сегодняшний день по тематике стеклоустойчивости огнеупоров в целом, количество работ, направленных на изучение коррозионного воздействия расплавов стёкол с включёнными ВАО, характеризующегося существенными особенностями, несравнимо мало.

Цель настоящей работы состояла в поиске наиболее устойчивых в расплавах боросиликатных стёкол огнеупорных материалов отечественного и зарубежного производства применительно к условиям отверждения ВАО. Для этого были проведены испытания образцов ряда современных материалов с несколькими стеклообразующими составами, включающими различное содержание коррозионно-активных компонентов, а также осуществлено сравнение испытанных образцов по показателям коррозионной стойкости (скорость, характер и степень коррозии), и сделан предварительный выбор огнеупоров с наилучшими показателями, перспективных для создания плавителей нового поколения.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНО-МЕТОДИЧЕСКАЯ ЧАСТЬ

Для проведения исследований коррозионных и эрозионных показателей были отобраны пять различных марок огнеупорных материалов отечественного и зарубежного производства (РНН, АО "Подольские огнеупоры" и ООО НТЦ "Бакор").

Используемые в конструкции стекловаренных печей огнеупорные изделия классифицируются следующим образом:

- по химическому составу – алюмосиликатные (шамотные, высокоглинозёмистые, муллитовые), кремнезёмистые (динасовые, кварцевые), корундовые, бадделеитокорундовые (бакоровые), хромсодержащие, магнезитовые (с добавками Al_2O_3 , ZrO_2 , Cr_2O_3);

- по технологическим приёмам изготовления – керамические, получаемые путём спекания, и плавёные, получаемые отливкой из расплавов.

Для элементов отечественных стекловаренных печей, используемых в производстве наиболее массовых изделий из стекла, применяются следующие виды огнеупоров:

- бакоровые – варочный бассейн, проток и другие ответственные элементы, бакоровые влёты горелок, элементы стен пламенного пространства;

- динасовые – главный свод, элементы стен пламенного пространства;

- бакоровые и корундовые – выработочные каналы, каналы питателей, каплеобразующие детали;

- магнезитовые – насадки регенераторов (верхние ряды) [5].

Также для футеровки свода и стен печей, не контактирующих с расплавом, применяют набивные пластичные массы и огнеупорные бетоны [6].

Бассейны стекловаренных печей, в том числе промышленных печей остекловывания типа ЭП на ФГУП "ПО "Маяк", в настоящее время выкладываются в основном из бадделеитокорундовых (бакоровых) огнеупорных брусев. По химическому составу бакоры близки к эвтектической области тройной системы $Al_2O_3 - ZrO_2 - SiO_2$ [6].

Перечень образцов и их характеристики

приведены в табл. 1. Предоставленные материалы исследовались в виде брусков квадратного сечения со стороной от 10 до 15 мм, длиной от 50 до 120 мм.

Химический состав огнеупоров представлен в табл. 2.

Для проведения испытаний огнеупорных материалов в качестве коррозионно-активных сред были выбраны два различных вида стёкол, массовые составы которых в пересчёте на оксиды представлены в табл. 3 и 4.

Вязкость расплава является одним из главных факторов, определяющих его коррозионную активность по отношению к огнеупору. В силу этого обстоятельства при исследованиях коррозионной стойкости материалов в расплавах стёкол, обладающих различными характеристиками зависимости вязкости от температу-

ры, возможно заключение ошибочных выводов о коррозионной активности некоторых компонентов стекла, влияющих в действительности лишь на вязкость расплава и, таким образом, опосредованно на скорость коррозии в данном расплаве. Чтобы избежать подобных ошибок, разность между вязкостями расплавов необходимо учитывать.

С целью исключить влияние различия вязкости разных составов стёкол на скорость коррозии в них, в настоящем исследовании подбирались такие рабочие температуры испытаний для каждого из составов, при которых их вязкость одинакова. Для того чтобы осуществить такой подбор температуры, производилось снятие термовязкозиметрической характеристики расплава каждого из стёкол – графической зависимости вида:

Таблица 1

Перечень исследуемых образцов огнеупоров

№ п/п	Марка образца	Тип материала	Производитель
1	SUPRAL RK 50S	керамические хромалюмоциркононовые огнеупоры	RHI
2	DIDURITAL RK 55		
3	DIDURITAL RK 30		
4	БК-41	плавнелитой бадделеитокорундовый огнеупор после окислительно-восстановительной плавки	АО "Подольские огнеупоры"
5	ХКТ-30	керамические хромалюмоциркононовые огнеупоры	ООО "НТЦ "Бакор"

Таблица 2

Химический состав огнеупоров

№ п/п	Марка образца	Химический состав
1	SUPRAL RK 50S	ZrO ₂ – 4,4 %, Al ₂ O ₃ – 37,0 %, Cr ₂ O ₃ – 53,0 %, SiO ₂ – 1,8 %. Другие (CaO, P ₂ O ₅ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , MgO и др.) ≤ 3,8 %
2	DIDURITAL RK 55	ZrO ₂ – 5,0 %, Al ₂ O ₃ – 31,0 %, Cr ₂ O ₃ – 55,0 %, SiO ₂ – 4,5 %. Другие (CaO, P ₂ O ₅ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , MgO и др.) ≤ 4,5 %.
3	DIDURITAL RK 30	ZrO ₂ – 1,7 %, Al ₂ O ₃ – 62,0 %, Cr ₂ O ₃ – 30,5 %, SiO ₂ – 3,4 %. Другие (CaO, P ₂ O ₅ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , MgO и др.) ≤ 2,4 %.
4	БК-41	Al ₂ O ₃ – 43,5 %, ZrO ₂ – 41,0 %, SiO ₂ – 13,0 %, Na ₂ O – 1,2 %
5	ХКТ-30	Cr ₂ O ₃ не менее 27,0 %, Al ₂ O ₃ не менее 67,0 %

Таблица 3

Состав стекла № 1, использованный в качестве коррозионно-активной среды в испытаниях, и дозировки реактивов для его приготовления

Оксиды	%	Реактив	Масса, г
SiO ₂ *	33,39	Фритта	69,33
Al ₂ O ₃ *	2,93		
Na ₂ O*	13,91		
B ₂ O ₃ *	15,28		
MgO*	0,42		
CaO*	3,4		
SiO ₂ (добавка)	13	SiO ₂	13
Na ₂ O (добавка)	3,4	Na ₂ CO ₃	5,81
BAO:			
SrO	1,63	Sr(NO ₃) ₂	3,33
ZrO ₂	2,27	ZrO(NO ₃) ₂ ·2H ₂ O	4,92
MoO ₃	2,04	MoO ₃	2,04
Cs ₂ O	1,04	CsNO ₃	1,44
La ₂ O ₃	0,61	La(NO ₃) ₃ ·6H ₂ O	1,63
CeO ₂	2,62	Ce(NO ₃) ₃ ·6H ₂ O	6,60
Nd ₂ O ₃	2,09	Nd(NO ₃) ₃ ·6H ₂ O	5,44
NiO	0,26	Ni(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	1,01
Cr ₂ O ₃	0,38	Cr(NO ₃) ₃ ·9H ₂ O	2,01
Fe ₂ O ₃	1,31	Fe(NO ₃) ₃ ·9H ₂ O	6,65
Сумма BAO ВВЭР	14,26		
Сумма	100,0		

Примечание.* Компоненты фритты.

$$\eta = f(T), \quad (1)$$

где η – динамическая вязкость расплава, дПа·с;

T – температура расплава, °С.

Вязкость стёкол исследовали на лабораторном вибрационном вискозиметре, работа

Таблица 4

Состав стекла № 2, использованный в качестве коррозионно-активной среды в испытаниях, и дозировки реактивов для его приготовления

Оксиды	%	Реактив	Масса, г
SiO ₂ *	44,53	Фритта	100,00
Al ₂ O ₃ *	3,90		
Na ₂ O*	18,56		
B ₂ O ₃ *	20,38		
MgO*	0,56		
CaO*	4,53		
Na ₂ O (добавка)	6,13	Na ₂ CO ₃	11,34
	0,43	Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O	2,90
B ₂ O ₃ (добавка)	0,98		
Сумма	100	Сумма	114,24

Примечание.* Компоненты фритты.

которого основана на зависимости амплитуды вынужденных колебаний стержня от вязкости жидкости, в которой эти колебания происходят.

Полученные характеристики используемых в работе стёкол в координатах "температура – вязкость" приведены на рис. 1 в области значений вязкости до 500 дПа·с с указанием определённых для каждого состава рабочих температур при вязкости 15 и 60 дПа·с. При каждом из этих значений вязкости испытывали образцы огнеупоров в обоих стёклах. Для определения температуры, при которой расплавы стекла имеют указанные значения вязкости на рис. 1, провели прямые параллельно оси абсцисс и в точках пересечения этих прямых с каждым из графиков определили значение рабочей температуры испытаний для каждого из составов при выбранных значениях вязкости.

Таким образом, испытания образцов с различными по составу расплавами проводились при постоянной вязкости, но различных температурах, а также при разных значениях вязкости, что отличает данную работу от остальных исследований на сходную тематику, в которых

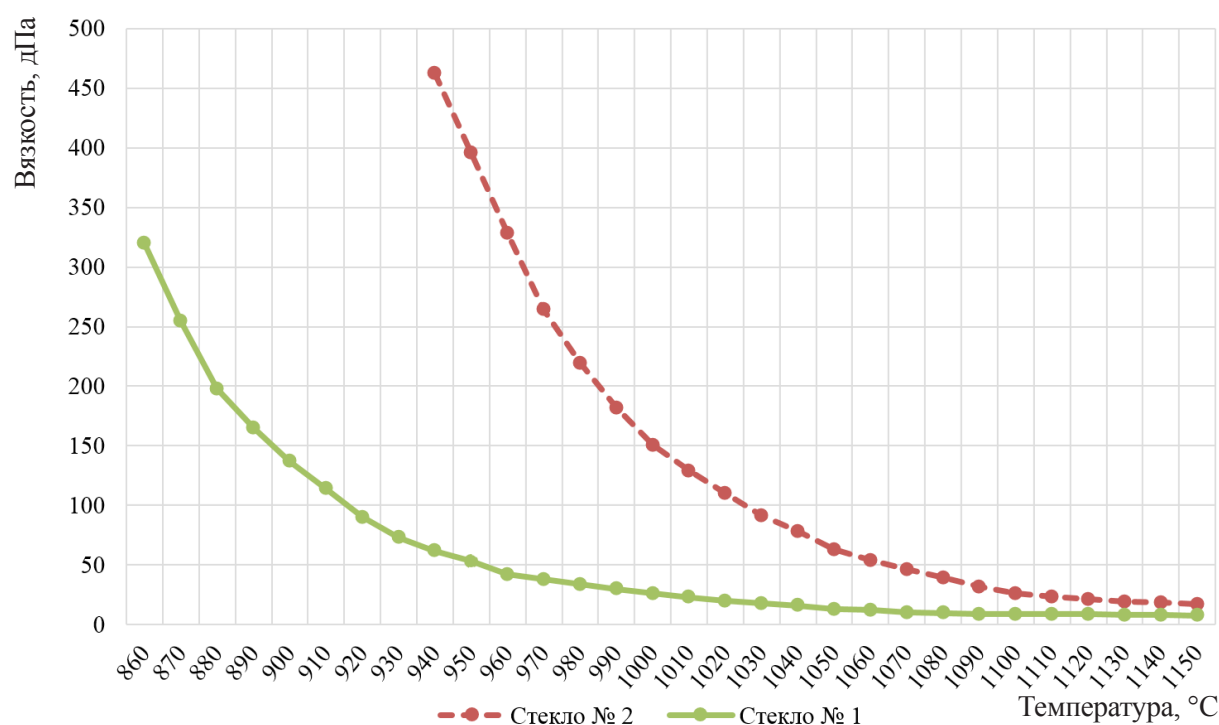


Рис. 1. Термовязкозиметрические характеристики расплавов стёкол составов № 1 и № 2 при вязкости до 500 дПа·с

Таблица 5
Условия коррозионных испытаний
со стёклами составов № 1 и № 2

Условия	Состав стекла №			
	1	1	2	2
Температура, °C	1050	940	1150	1050
Вязкость, дПа	15	60	15	60
Время испытаний, ч	100	100	100	100

материалы испытывались при одинаковой температуре.

Определённые по графикам рабочие температуры испытаний для каждого из используемых составов сведены в табл. 5.

Из табл. 5 видно, что различие в температурах испытаний существенно и может оказать заметное влияние на скорость коррозии, которая находится в экспоненциальной зависимости от температуры в соответствии с уравне-

нием Аррениуса [4]. Из табл. 5 видно, что при температуре 1050 °C стекло № 1 имеет вязкость 15 дПа, а стекло № 2 – 60 дПа·с.

Для проведения испытаний была взята за основу методика, разработанная в Государственном институте стекла и заключающаяся в определении потери массы или объёма материала в единицу времени контакта огнеупора с расплавом стекла.

Детальную характеристику стеклоустойчивости огнеупорных материалов можно получить только при её комплексном определении в статических и динамических условиях [7].

В статических условиях образцы огнеупоров подвергаются максимальной коррозии по уровню расплава, что определяет характер разедания при эксплуатации огнеупоров в промышленных стекловаренных печах. Проведение испытаний в статических условиях осуществлялось путём выдержки в течение 100 ч частично погружённых в расплав стекла на глубину около 10 мм образцов огнеупоров

в алундовых тиглях. В настоящей работе в статическом режиме были испытаны огнеупорные материалы всех четырёх марок (см. табл. 2) со всеми составами стекломасс (см. табл. 3 и 4).

Динамический метод испытаний моделирует жёсткие условия службы огнеупоров в зоне перетока стекловаренной печи, где разрушение обусловлено как химическим, так и эрозийным воздействием стекломассы.

Испытания в динамических условиях проводились при вращении вокруг продольной вертикальной оси образцов огнеупоров, погружённых на глубину около 20 мм в расплав стекломассы в тигле в течение 100 ч. Скорость вращения образцов, равная 60 об/мин, соответствовала скорости движения стекломассы в печи ЭП-500 2,8 м/мин [8–9].

Извлечение образцов огнеупоров из стекломассы производилось при расплавленном состоянии стекла механическим путём. Образующийся слой глазури на образце после остывания и затвердения удалялся азотной кислотой концентрации 4 моль/л.

Для проведения этих испытаний была собрана установка.

Установка состоит из следующих основных элементов:

- шахтной печи марки Nabertherm с программируемым режимом работы;
- двух мешалок, имеющих полый вал ротора и возможность регулировки скорости вращения от 40 до 2500 об/мин.

Печь установлена в вытяжном шкафу, а мешалки вынесены за пределы шкафа, поскольку максимально допустимая температура работы мешалок составляет + 35 °С.

Фотография установки представлена на рис. 2, а её схема – на рис. 3.

При проведении коррозионных испытаний определяли линейную скорость разъедания на уровне стекломассы (мм/сут). Кроме того, проводили замеры сечения образцов примерно посередине глубины погружения.

Определяли убыль массы (Δm) для всех исследованных образцов и рассчитывали:

- исходную площадь контакта образцов с расплавом стекла;
- объём части образца, погружённой в расплав;
- величину убыли этого объёма.

По значениям этих данных рассчитывали потерю массы образцами, отнесённую к величине поверхности контакта образца с расплавом – $\Delta M/S$ (мг/см²), и величину относительной убыли объёма в процентах. Масса образцов в граммах определялась взвешиванием на технических весах с точностью до третьего знака. Площадь контакта рассчитывалась по результатам линейных замеров образцов с точностью до 0,1 мм.

Скорость коррозии огнеупора на уровне стекломассы и посередине глубины погружения в статических условиях рассчитывается по формуле:

$$v_k = (d_{cp} - d'_{cp}) 24/2\tau, \quad (2)$$

где d_{cp} – средняя толщина образца на уровне стекломассы до испытаний, мм;

d'_{cp} – средняя толщина образца на уровне стекломассы после испытаний, мм;

τ – продолжительность испытаний, ч;

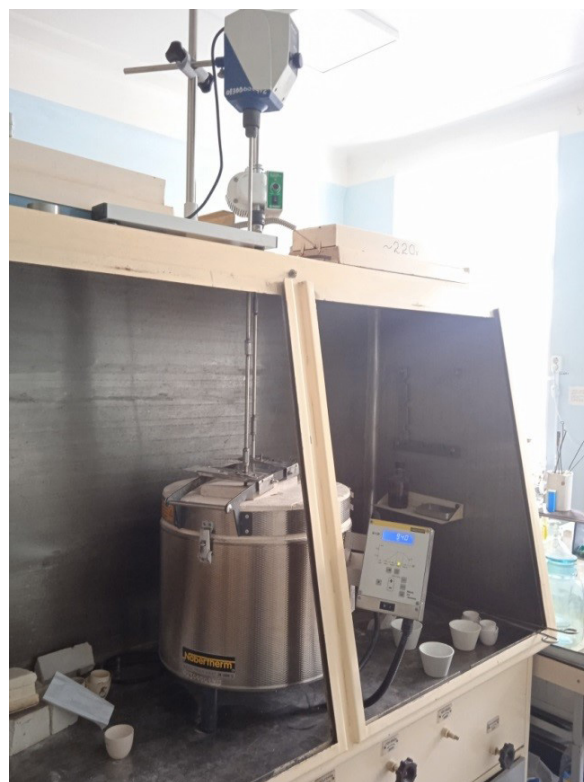
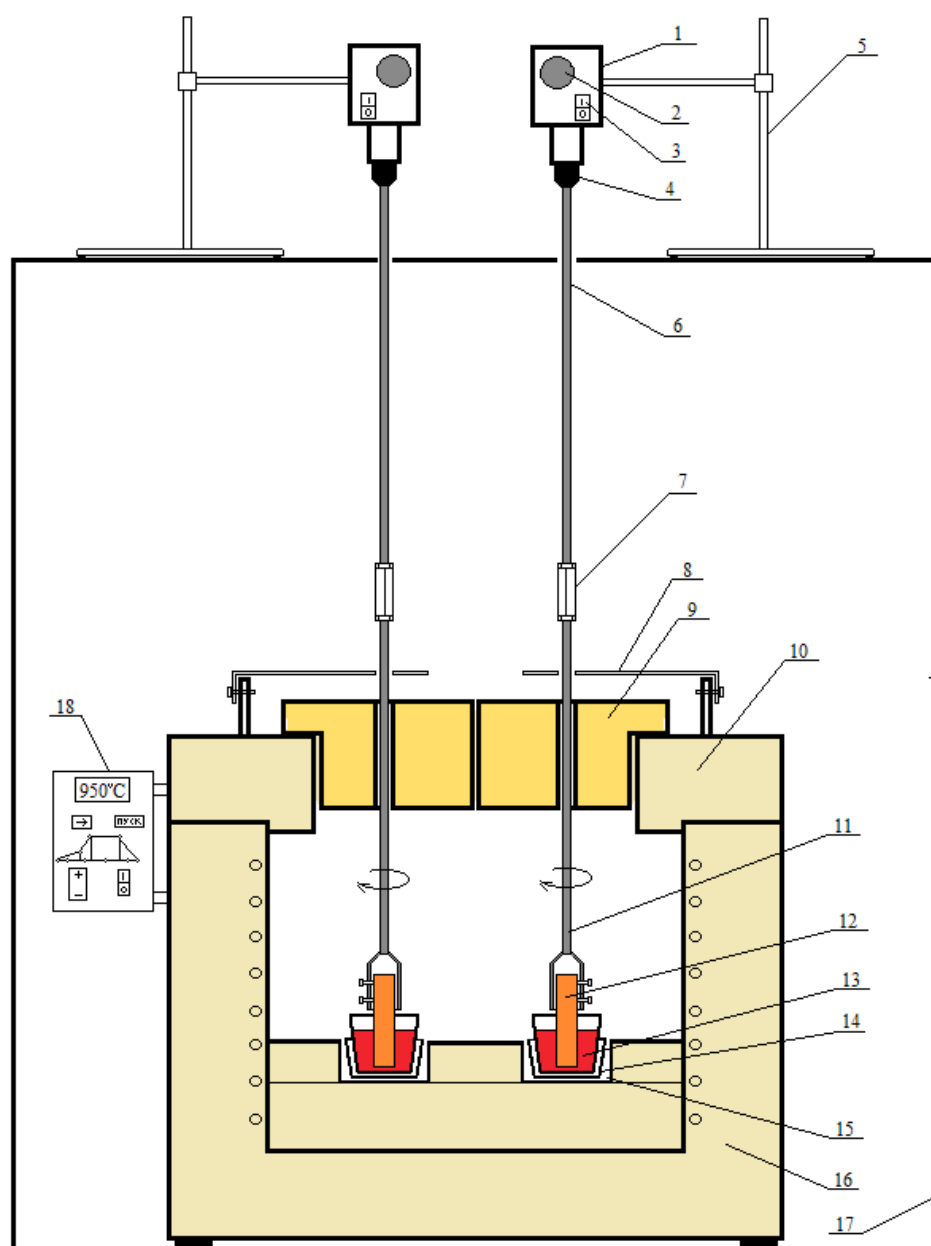


Рис. 2. Установка для динамических испытаний огнеупоров в расплаве стекла



1 – мешалка, 2 – регулятор скорости вращения, 3 – выключатель мешалки, 4 – зажимной патрон мешалки, 5 – штатив, 6 – вал, 7 – соединительная гайка с контргайками, 8 – съёмная страховочная пластина, 9 – съёмная огнеупорная вставка с отверстием, 10 – огнеупорная крышка печи, 11 – держатель испытуемого образца огнеупора, 12 – испытуемый образец огнеупора, 13 – рабочий тигель с расплавом стекла, 14 – страховочный тигель, 15 – углубление в поде печи для тиглей, 16 – шахтная печь, 17 – вытяжной шкаф, 18 – контроллер для задания программы работы печи

Рис. 3. Схема установки коррозионных испытаний огнеупоров в динамическом режиме

2 – коэффициент, учитывающий разъедание образца с двух сторон.

Величина объёмной степени эрозии огнеупоров в динамических условиях (ΔV , % об.) определялась по изменению в процессе испытаний объёма погружённой в расплав стекло-массы части образца:

$$\Delta V = ((V - V')/V) \cdot 100, \quad (3)$$

где V – объём погружённой части образца до испытания, см³;

V' – объём погружённой части образца после испытания, см³;

$$V = a \cdot b \cdot h, \quad (4)$$

где a, b – стороны образца огнеупора прямоугольного сечения до испытаний, см;

h – глубина погружения образца огнеупора в стекломассу, см;

$$V' = V - ((M_0 - M)/\rho_0), \quad (5)$$

где M_0 – масса образца до испытаний, г;

M – масса образца огнеупора после испытаний, г;

ρ_0 – плотность образца огнеупора до испытаний, г/см³.

Дополнительно рассчитывали потерю массы образцами, отнесённую к величине поверхности контакта образца с расплавом – $\Delta M/S$ (мг/см²).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Испытания в статическом режиме

Линейная скорость коррозии для испытанных в статическом режиме материалов с составами № 1–2 представлена на рис. 4.

Из представленных результатов видно, что стекло состава № 1, в котором присутствуют компоненты ВАО, оказывает большее влияние на величину коррозионного разрушения материалов по сравнению со стеклом состава № 2, при этом более существенное влияние на величину коррозионного разрушения материалов оно оказывает при температуре 1050 °С. Так, более высокую активность расплава в случае с составом № 1 можно объяснить большим содержанием коррозионно-активных компонентов. В целом можно заключить, что возрастание концентраций оксидов серы, железа, хрома и никеля в стекле при одинаковой вязкости расплавов повышает скорость коррозии

огнеупорных материалов. Заметного влияния повышенного содержания оксида бора и оксида натрия на коррозионную активность стёкол не обнаружено.

Сравнение линейной скорости коррозии материалов DIDURITAL RK 30, DIDURITAL RK 55 и SUPRAL в боросиликатных расплавах в данном исследовании и в расплавах борофосфатных и алюмофосфатных стёкол в работе [10] позволяет сделать следующие выводы. Линейные скорости коррозии хромоксидных материалов в расплаве боросиликатного стекла состава № 2 сопоставимы с результатами, полученными в расплавах борофосфатных и алюмофосфатных стёкол. Для огнеупорного материала БК-41 в расплавах боросиликатных стёкол имеют место в 2–3 раза более высокие показатели линейной скорости коррозии по сравнению с показателями в борофосфатных и алюмофосфатных стёклах.

Удельная потеря массы для испытанных в статическом режиме материалов с составами № 1–2 представлена на рис. 5.

Для всех образцов огнеупоров в тугоплавком стекле наблюдаются более высокие показатели коррозии, нежели в легкоплавком, несмотря на меньшую температуру испытаний. При испытаниях в расплаве тугоплавкого стекла (стекло № 2, 60 дПа, 1050 °С) в образцах SUPRAL и DIDURITAL RK 30 заметных следов коррозии даже на границе расплава не обнаружено. Образец материала SUPRAL продемонстрировал высокую коррозионную стойкость в обоих расплавах.

Согласно данным, представленным на рис. 5, удельная потеря массы огнеупорами не превысила 6 мг/см², наибольшую коррозионную активность продемонстрировали расплавы состава № 1.

Сравнивая удельные потери массы огнеупорных материалов DIDURITAL RK 30, DIDURITAL RK 55 и SUPRAL с данными, представленными в [10], можно заключить, что линейные скорости коррозии, полученные в расплавах боросиликатных и алюмофосфатных стёкол, сопоставимы для материалов DIDURITAL RK 55 и SUPRAL, а для материалов DIDURITAL RK 30 и БК-41 в расплавах боросиликатных стёкол показатели удельной потери массы меньше в 5–6 раз.

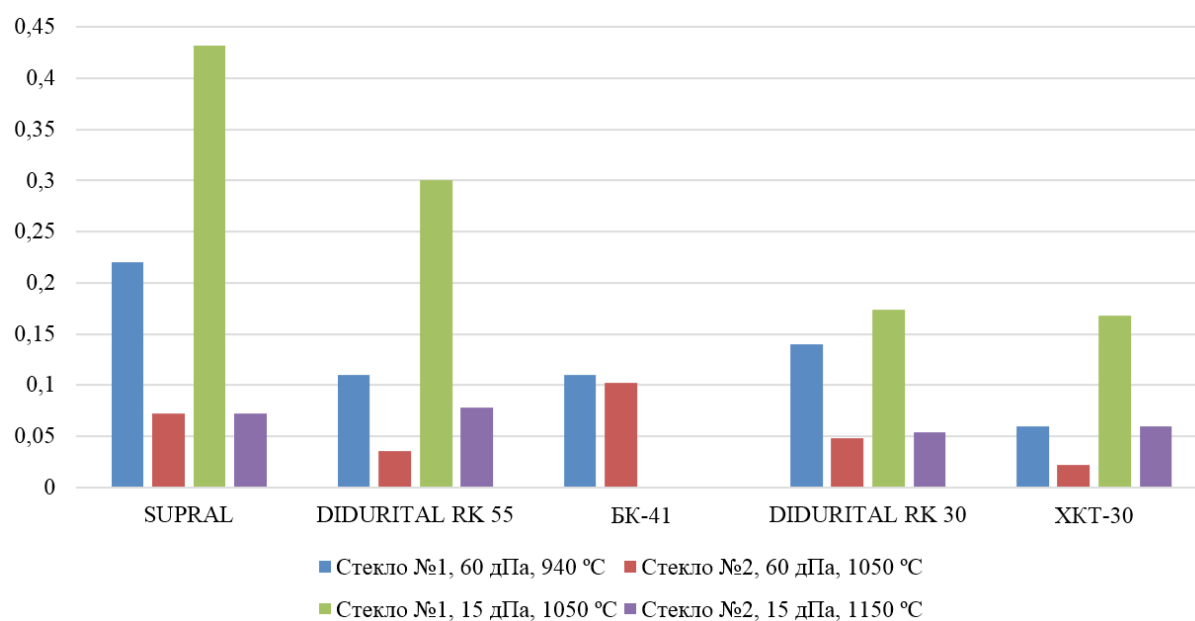


Рис. 4. Линейная скорость коррозии огнеупоров, мм/сут

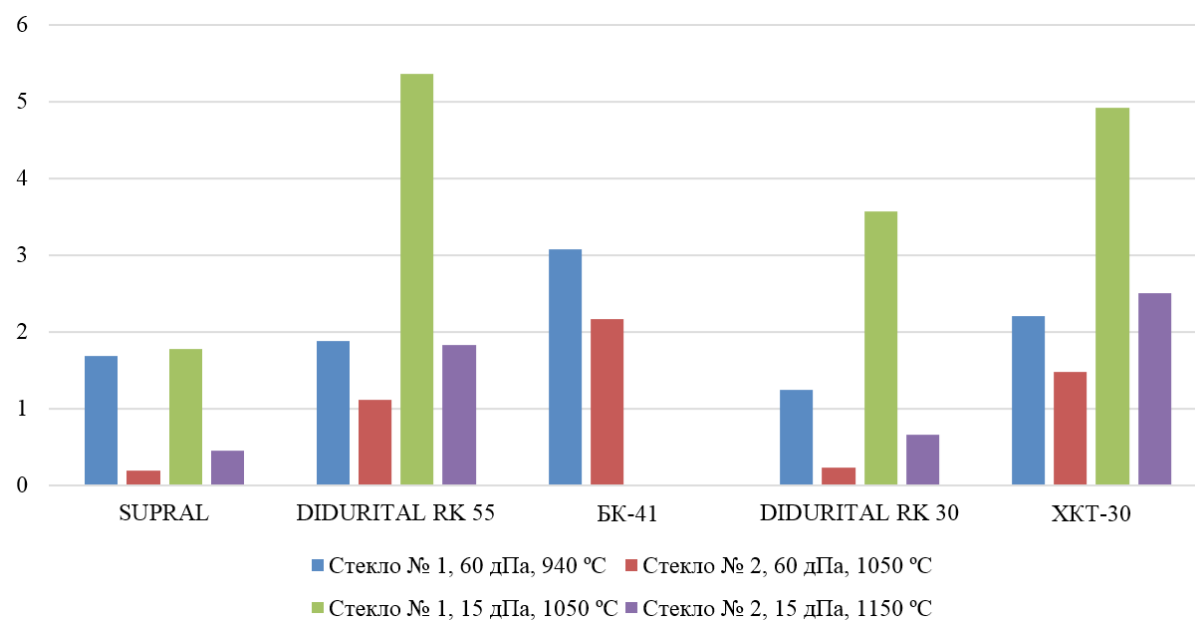


Рис. 5. Удельная потеря массы огнеупорами, мг/см²

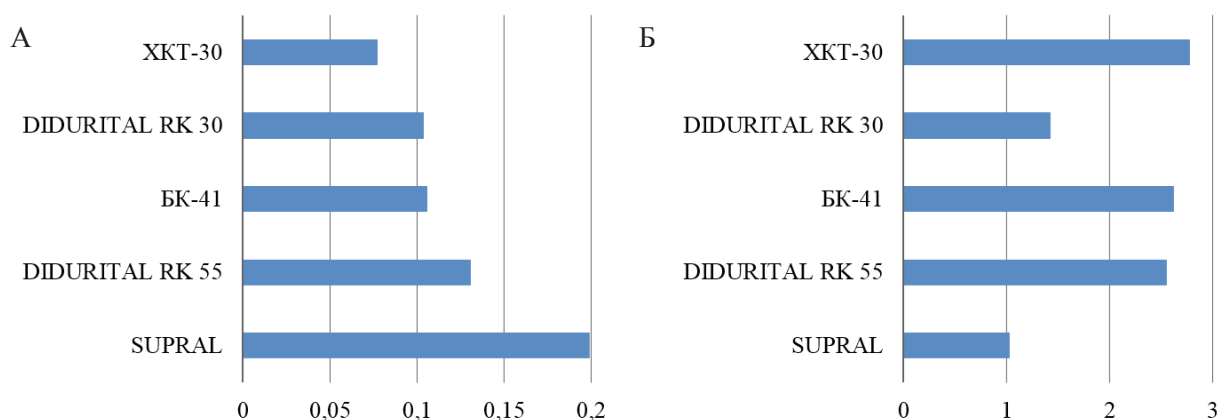


Рис. 6. Усреднённые показатели коррозионной устойчивости испытанных материалов в статических условиях:

А – линейная скорость коррозии, мм/сут; Б – удельная потеря массы, мг/см²

Ряд возрастания усреднённых показателей коррозионной устойчивости испытанных материалов, полученных на основании данных по средней линейной скорости коррозии (А) и по средней удельной потере массы (Б), представлен на рис. 6.

Представленные гистограммы показывают, что наибольшую коррозионную устойчивость проявил огнеупор марки DIDURITAL RK 30. Материалы DIDURITAL RK 55 и БК-41 продемонстрировали более низкую стойкость. Остальные материалы (ХКТ-30 и SUPRAL) показали неоднозначную картину, что может быть связано с разным характером коррозионных повреждений образцов.

Испытания в динамическом режиме

На рис. 7 и 8 приведены результаты коррозионных испытаний в динамическом режиме.

Объёмная степень коррозии для рассмотренных материалов варьирует в диапазоне значений от 3,5 (у SUPRAL) до 87 % (у БК-41).

Сравнивая объёмную степень коррозии огнеупорных материалов DIDURITAL RK 55, SUPRAL и БК-41 с данными, представленными в [10], можно заключить, что объёмные степени коррозии, полученные в расплавах боросиликатных стёкол, в 2–3 раза превышают показатели в борофосфатных и алюмофосфатных стёклах.

Линейная скорость коррозии в динамике для рассмотренных материалов варьируется в диапазоне значений от 0,02 (у SUPRAL) до 1,18 мм/сут (у БК-41).

Сравнивая линейную скорость коррозии огнеупорных материалов DIDURITAL RK 55, SUPRAL и БК-41 с данными, представленными в [10], можно заключить, что объёмная степень коррозии материалов SUPRAL и БК-41 сопоставима для стекла состава № 2, а для стекла состава № 1 она больше в 6–8 раз в расплавах боросиликатных стёкол.

Ряд возрастания усреднённых индексов объёмной (А) и линейной (Б) коррозионной устойчивости испытанных в динамических условиях материалов представлен на рис. 9.

По данным эксперимента очевидно превосходство хромоксидных образцов огнеупоров зарубежного и отечественного производства. Огнеупор марки БК-41 в данном эксперименте продемонстрировал худшие показатели устойчивости к коррозионному воздействию расплавов стёкол.

Керамические огнеупоры SUPRAL и DIDURITAL RK 55 производства RHI содержат от 53 до 55 % Cr_2O_3 и среди рассмотренных материалов обладают лучшей устойчивостью к химической коррозии в расплавах стёкол. Но они характеризуются высокой электропроводностью по сравнению с другими огнеупорами, которая увеличивается с ростом температуры,

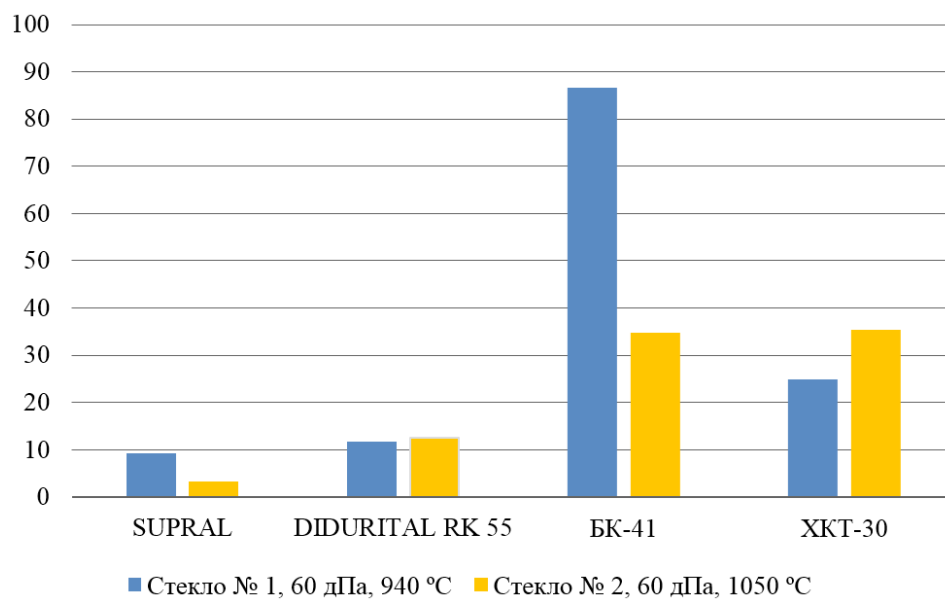


Рис. 7. Объёмная степень коррозии огнеупоров в динамическом эксперименте, %

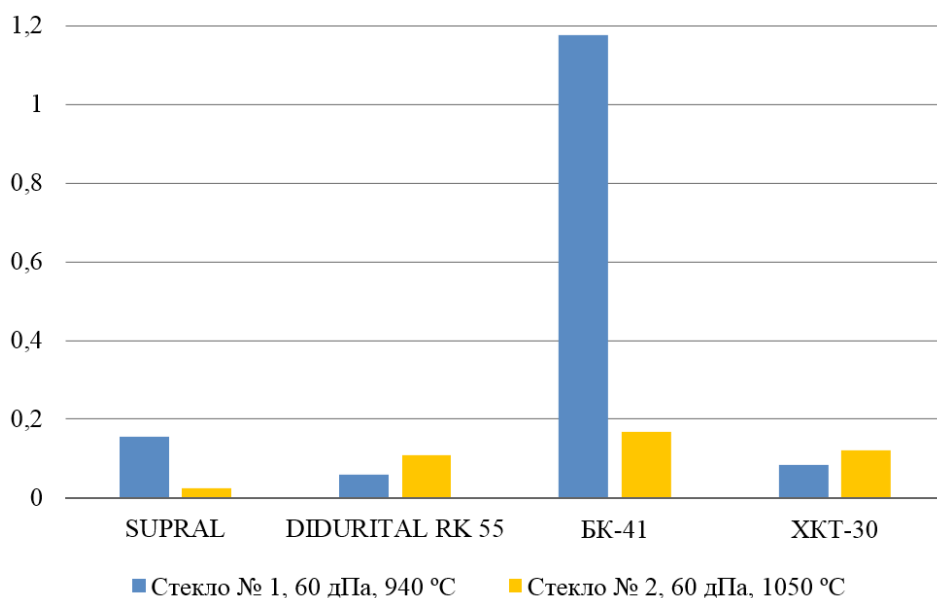


Рис. 8. Линейная скорость коррозии огнеупоров в динамическом эксперименте, мм/сут

как у проводников второго рода [11]. Поэтому применение их в электротермических аппаратах требует дополнительных исследований по электрохимической коррозии и испытаний со-

ответствующих моделей аппаратов. Подобные материалы отлично зарекомендовали себя в наиболее ответственных местах варочных бассейнов газовых стекловаренных печей.

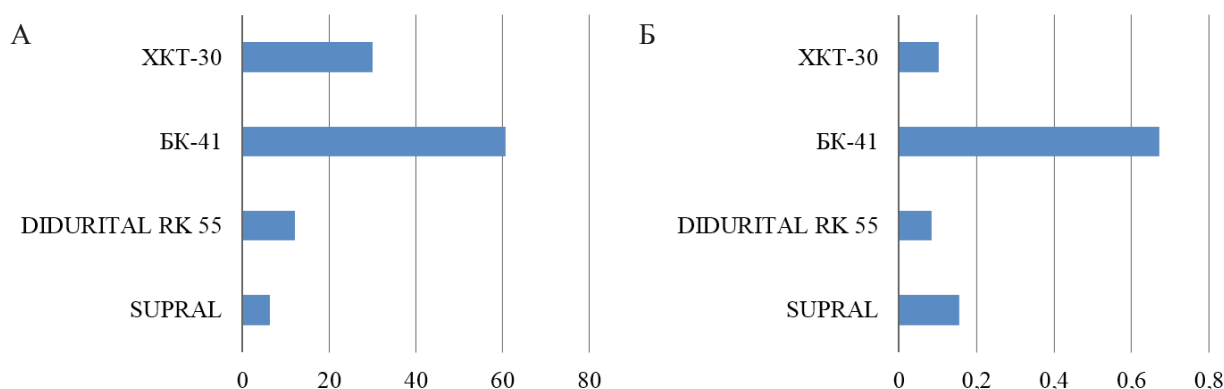


Рис. 9. Усреднённые показатели коррозионной устойчивости испытанных материалов в динамических условиях: А – объёмная коррозия, %; Б – линейная скорость коррозии, мм/год

Плавнелитой БК-41, в свою очередь, уступает по коррозионной стойкости ХКТ-30 и DIDURITAL RK 30, но в настоящее время является самым надёжным, исследованным и применяемым в мире огнеупором для варочных бассейнов как газовых, так и электрических печей. Производство данного огнеупора налажено в России на АО "Подольские огнеупоры" и в настоящее время имеет достаточно высокий и стабильный уровень, сравнимый с международным. Материал БК-41 применяли для варочного бассейна электропечи ЭП-500/5 на ФГУП "ПО "Маяк" (на предыдущих применяли БК-33 с более низкой коррозионной устойчивостью) [12].

Проведённые исследования показали, что коррозионные характеристики образцов огнеупоров в значительной мере зависят от состава расплава стекла. Скорость коррозии в расплаве тугоплавкого стекла, содержащего имитаторы компонентов ВАО, выше, чем в расплаве легкоплавкого стекла.

Сравнивая линейную скорость коррозии образцов в легкоплавком и тугоплавком стеклах, видно, что снижение его вязкости (увеличение температуры) в целом для всех образцов привело к её существенному увеличению.

ВЫВОДЫ

1. По результатам проведённых испытаний будет осуществлён выбор перспективного материала футеровки следующей электросте-

кловаренной печи типа ЭП, а также удаляемого малогабаритного плавителя нового поколения.

2. Учитывая результаты коррозионных испытаний материалов, а также другие их свойства и производственно-экономические факторы, рекомендуется для опытного малогабаритного плавителя выбрать материал ХКТ-30 производства ООО НТЦ "Бакор".

3. Для сооружения промышленной электропечи типа ЭП рекомендуется не отказываться от материала типа БК-41, как наиболее надёжного и практически изученного огнеупора.

ЛИТЕРАТУРА

1. Шайдуллин С.М., Ремизов М.Б., Козлов П.В. и др. Новый вакуируемый малогабаритный плавитель с донным сливом дизайна ФГУП "ПО "Маяк" для отверждения ВАО в боросиликатное стекло // Вестник Национального Исследовательского Ядерного Университета "МИФИ". – 2021. – Т. 10. – № 2. – С. 183–190.
2. Алой А.С., Трофименко А.В., Кольцова Т.И., Никандрова М.В. Физико-химические характеристики остеклованных модельных ВАО ОДЦ ГХК // Радиоактивные отходы. – 2018. – № 4 (5). – С. 67–75.
3. Токарев В.Д., Игнатьев С.С., Попов О.Н. Анализ службы огнеупорных материалов в ваннах стекловаренных печах // Стекло и керамика. – 2006. – № 5. – С. 19–22.
4. Станек Я. Электрическая варка стекла / Под ред. Гуляна Ю.А. – Пер. с чешского

- Андряшина Б.С. – М.: Лёгкая индустрия, 1979. – 248 с.
5. Пустыльников О.М., Гуляев Ю.А. Условия службы и производства электроплавящихся огнеупорных изделий // Стекло и керамика. – 2009. – № 21. – С. 13–17.
6. Гараева Н.Ж., Мазурин А.Ф., Замятин С.Р. и др. Усовершенствование конструкции и технологии изготовления футеровки блочного свода электропечи: Расширенная аннотация о НИР / Восточный научно-исследовательский и проектный ин-т огнеупорной промышленности. – Свердловск, 1991. – 12 с.
7. Попов С.А. Коррозия и служба огнеупорных материалов в ваннах стекловаренных печей при высокотемпературной варке стекла: Обзор / ВНИИЭСМ. – М., 1974.
8. Ремизов М.Б., Казадаев А.А., Козлов П.В. и др. Коррозионные испытания плавленых огнеупорных материалов в расплавах алюмофосфатных стёкол // Огнеупоры и техническая керамика. – 2015. – № 6. – С. 3–8.
9. Ремизов М.Б., Казадаев А.А., Козлов П.В. и др. Исследование коррозионной устойчивости бадделеитокорундовых и хромалюмоцирконовых огнеупорных материалов отечественного и импортного производства в расплавах алюмоборфосфатных стёкол // Огнеупоры и техническая керамика. – 2016. – № 4–5. – С. 3–7.
10. Ремизов М.Б., Козлов П.В., Казадаев А.А. и др. Коррозионные испытания бадделеитокорундовых и хромсодержащих огнеупорных материалов в расплавах алюмоборфосфатных стёкол // Вопросы радиац. безопасности. – 2017. – № 3. – С. 3–12.
11. Гетерогенный катализ в органической химии: Библиогр. указатель отечеств. и зарубежной литературы. (1958–1960) / АН СССР. Ин-т органич. химии им. Н.Д. Зелинского. Сектор сети спец. библиотек. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – 278 с.
12. Ремизов М.Б., Козлов П.В., Логунов М.В. и др. Концептуальные и технические решения по созданию на "ПО "Маяк" установок остекловывания текущих и накопленных жидких ВАО // Вопросы радиац. безопасности. – 2014. – № 3. – С. 17–25.

УДК 66.081

© 2022

СОРБЦИОННОЕ КОНЦЕНТРИРОВАНИЕ ^{137}Cs ИЗ МОРСКОЙ ВОДЫ СОРБЕНТАМИ МАРКИ "ТЕРМОКСИД"*Н.А. Бежин^{1,*}, И.Г. Тананаев^{1,2,3}*¹*Россия, г. Севастополь, Севастопольский государственный университет*²*Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"*³*Россия, г. Москва, ФГБУН Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН*

Представлены результаты извлечения цезия из морской воды коммерчески доступными сорбентами марки "Термоксид" ("Термоксид 35", "Термоксид 3А") в лабораторных и экспедиционных условиях. Установлены динамическая обменная ёмкость и полная динамическая обменная ёмкость сорбентов по цезию. Построены выходные кривые сорбции цезия при различной скорости пропускания морской воды, приведены результаты исследования физико-химических закономерностей (изотерма и кинетика) сорбции.

Проведена оценка эффективности извлечения ^{137}Cs из больших объемов морской воды сорбентами марки "Термоксид" в экспедиционных условиях.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ТЕРМОКСИД 35, ТЕРМОКСИД 3А, ЦЕЗИЙ, СОРБЦИЯ, МОРСКАЯ ВОДА

Одним из последствий аварии на Чернобыльской АЭС является загрязнение Чёрного моря радионуклидами техногенного происхождения, основным из которых является ^{137}Cs с периодом полураспада около 30 лет. Распределение ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской АЭС было изучено во многих экспедициях. Основными работами, в которых обсуждаются результаты экспедиционных исследований, являются [1, 2], математическое моделирование распределения ^{137}Cs [3], современное состояние вопроса [4–6]. Предложено множество методик радиоаналитического определения ^{137}Cs [7].

Сорбционные процессы десятилетиями используются для извлечения радионуклидов из морской воды. При этом в мировой науке наблюдается эволюция и совершенствование сорбционных материалов. Если в одних из первых работ по извлечению ^{137}Cs из морской воды использовался гексацианоферрат меди [8], то в настоящее время более широкое использование получили сорбенты на акрилатном носителе, импрегнированные смешанным гексацианоферратом никеля-калия KNiFC-PAN [9] и молибдофосфатом аммония AMP-PAN [10]. В

тоже время высокие степени извлечения ^{137}Cs из морской воды показывают сорбенты на основе целлюлозы [4, 5, 11–13].

Большой интерес представляют сорбционные материалы, предназначенные для извлечения, концентрирования и выделения ^{137}Cs из жидких радиоактивных отходов на основе морской воды [14]: резорцинформальдегидная смола [15, 16], хитозанферроцианидные сорбенты [17] и др.

Некоторые российские сорбенты, такие как "Анфеж", заслужили хорошую репутацию в США [18, 19] и Японии [20]. Тем не менее в настоящее время существует много других перспективных сорбентов. Поэтому целью настоящей работы является проведение исследования извлечения цезия отечественными сорбентами марки "Термоксид" в лабораторных и экспедиционных условиях.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ***Материалы***

Для извлечения цезия из морской воды использовали сорбенты марки "Термоксид"

Таблица 1

Характеристики сорбентов марки "Термоксид"

Сорбент	Основные характеристики				
	Внешний вид	Размеры частиц, мм	Насыпная масса, г/см ³	Носитель	Модификатор: содержание, масс. %
"Термоксид 35"	сферообразные гранулы тёмно- или светло-зелёного цвета	0,2–0,8	1,11	гидроксид циркония	ферроцианид никеля; 32–35
"Термоксид" 3А	сферообразные гранулы белого цвета	0,4–1,0	1,05	–	фосфат циркония

(АО "Неорганические сорбенты", г. Заречный Свердловской обл.), характеристики которых представлены в табл. 1.

Состав морской воды, используемый в исследованиях, приведён в работе [21], солёность составляет 18,1 ‰, рН = 8,2.

Изучение сорбционного извлечения цезия из морской воды в динамических условиях

Для построения выходных кривых сорбции и определения динамической обменной ёмкости (ДОО) и полной динамической обменной ёмкости (ПДОО) проводили извлечение цезия в динамических условиях путём пропускания через колонку с сорбентом ("Термоксид 35" или "Термоксид 3А") морской воды с добавкой цезия 20 мг/дм³ с различной скоростью (3, 6, 15 и 30 см³/мин) до момента уравнивания состава фильтрата с составом исходного раствора.

Изучение кинетики сорбции цезия из морской воды

Для исследования кинетики извлечение проводили из 10 см³ раствора морской воды с добавкой цезия 10 мг/дм³, используя 0,1 г сорбента марки "Термоксид", в течение различного времени в диапазоне от 30 мин до 48 ч. Каждый опыт повторяли не менее трёх раз.

Изучение изотермы сорбции цезия из морской воды

Для построения изотерм извлечение

проводили из 10 см³ раствора морской воды с различной концентрацией добавки цезия, используя 0,1 г сорбента марки "Термоксид", в течение 48 ч. Каждый опыт повторяли не менее трёх раз.

Изучение эффективности сорбции цезия из морской воды в экспедиционных условиях

Поверхностные пробы (до 3 м) морской воды объёмом 250 дм³ были отобраны на различных станциях в ходе 116 рейса (22 апреля 2021 г. – 17 мая 2021 г.) НИС "Профессор Водяницкий". Сорбционное извлечение ¹³⁷Cs проводили путём пропускания 250 дм³ отобранной морской воды через колонку, заполненную 50 или 100 см³ сорбента марки "Термоксид".

Для оценки выхода в пробу морской воды в качестве трассера добавляли стабильный цезий до концентрации 2,5 мг/дм³. В процессе сорбции каждые 10–50 дм³ отбирали пробы пропущенной морской воды для дальнейшей оценки выхода.

Определение концентрации стабильного цезия

Концентрацию стабильного цезия в растворах до и после сорбции определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре "КВАНТ-2" (ООО "Кортэк", г. Москва, Россия).

Степень извлечения (R, %) рассчитывали по формуле:

$$R = \frac{C_0 - C}{C_0} \cdot 100 \%, \quad (1)$$

где C_0 – исходная концентрация цезия, мг/дм³;
 C – равновесная концентрация металла, мг/дм³.

Ёмкость сорбентов (Γ , мг/г) рассчитывали по формуле:

$$\Gamma = (C_0 - C) \cdot \frac{V_p}{m_c} \cdot 10^{-3}, \quad (2)$$

где V – объём исходного раствора, см³;
 m_c – масса сорбента, г;
 10^{-3} – коэффициент, переводящий объём рабочего раствора из см³ в дм³.

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

$$\text{ДОЕ} = \frac{V_\phi \cdot C_0}{m_c}, \quad (3)$$

$$\text{ПДОЕ} = \frac{V \cdot C_0 - \sum V_n \cdot C_n}{m_c}, \quad (4)$$

где V_ϕ – общий объём фильтрата к моменту появления в нём ионов цезия, дм³;
 V – общий объём фильтрата к моменту уравнивания с составом исходного раствора, дм³;
 V_n – объём порций фильтрата после момента появления в них ионов цезия, дм³;
 C_n – концентрация порций фильтрата после момента появления в них ионов цезия, мг/дм³.

Определение удельной активности ^{137}Cs в образцах сорбентов

Измерение удельной активности ^{137}Cs в образцах сорбентов проводили на низкофоновой спектрометрической установке МКС-01А "МУЛЬТИРАД" (ООО "НТЦ Амплитуда", г. Зеленоград, Россия) с гамма-спектрометрическим трактом "МУЛЬТИРАД-гамма". Время регистрации активности единичной пробы составляло в среднем 24 ч. Калибровка эффективности регистрации активности ^{137}Cs в образцах была выполнена с использованием сертифицированного источника с известной удельной активностью. Неопределённость в погрешности измерения активности каждого образца (σ) обычно не превышала 10 %.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В настоящее время широкое распространение получил одноколоночный метод определения активности ^{137}Cs в морской воде с определением эффективности сорбции по стабильному изотопу. Поэтому для изучения извлечения цезия в лабораторных и экспедиционных условиях в морскую воду вносили навески нитрата цезия.

Сорбционное извлечение цезия из морской воды в динамических условиях

Сведения о зависимости эффективности извлечения ^{137}Cs от количества пропущенной морской воды позволяют рассчитывать полноту извлечения радионуклида для проб различного объёма, что позволит ещё более упростить процедуру радиоаналитического определения.

На рис. 1 представлены выходные кривые сорбции цезия сорбентами марки "Термоксид" в динамических условиях при различных скоростях пропускания морской воды, содержащей добавку стабильного цезия.

Результаты определения ДОЕ и ПДОЕ изученных сорбентов представлены в табл. 2.

Максимальные значения полных динамических обменных ёмкостей составляют 13,1 и 7,24 мг/г при извлечении стабильного цезия в динамических условиях для сорбентов "Термоксид 35" и "Термоксид 3А" соответственно.

При обработке в экспедиции проб больших объёмов также важно быстрее прокачать пробу. В этом плане сорбенты марки "Термоксид" имеют малое гидродинамическое сопротивление и позволяют прокачивать морскую воду с большими скоростями.

Кинетика сорбции цезия из морской воды

Результаты исследования кинетики сорбции цезия представлены на рис. 2.

Из полученных данных видно, что при извлечении цезия сорбентом "Термоксид 35" равновесие устанавливается за 24 ч, данный сорбент извлекает более 99,2 % цезия. При извлечении цезия сорбентом "Термоксид 3А" равновесие устанавливается за 40 ч, данный сорбент извлекает более 83,4 % цезия.

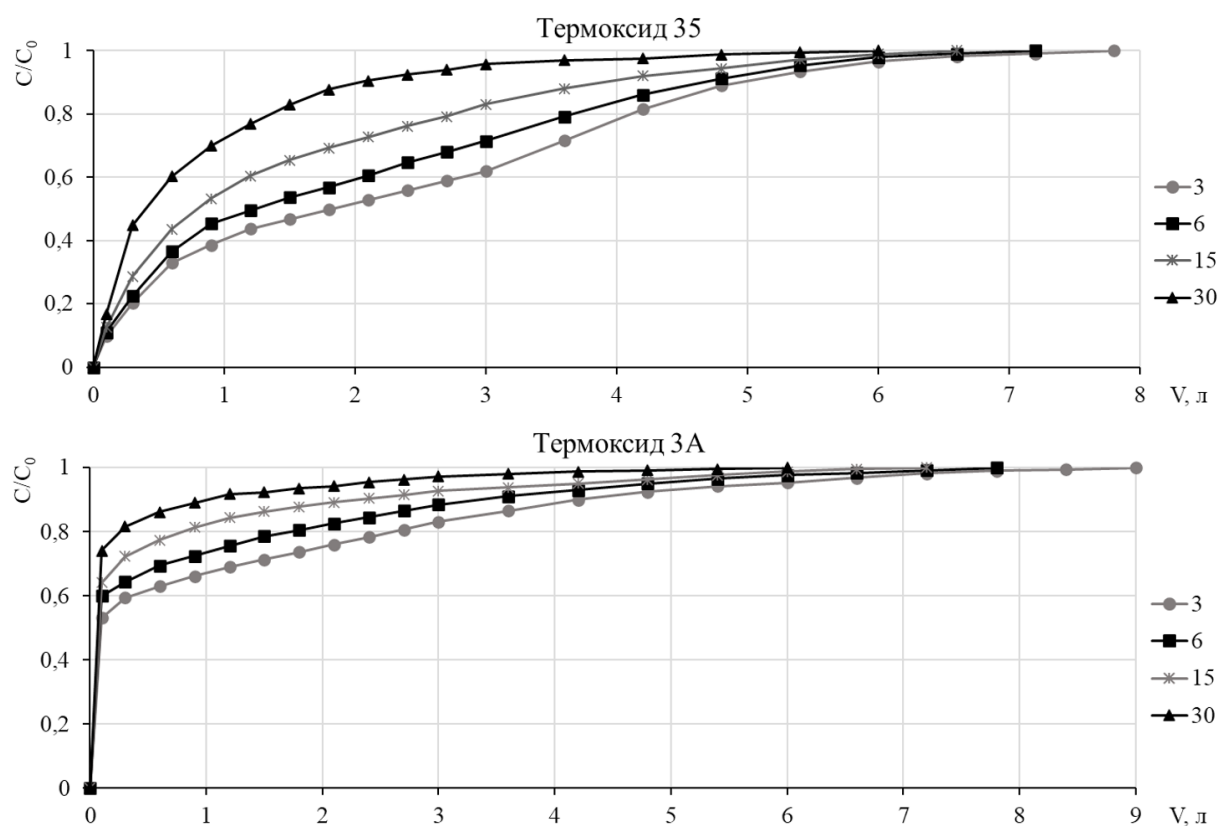


Рис. 1. Выходные кривые сорбции цезия сорбентами "Термоксид 35" и "Термоксид 3А" при различных скоростях пропускания морской воды

Таблица 2

ДОЕ и ПДОЕ сорбентов марки "Термоксид" по цезию

Сорбент	Скорость пропускания, см³/мин							
	3		6		15		30	
	ДОЕ, мг/г	ПДОЕ, мг/г	ДОЕ, мг/г	ПДОЕ, мг/г	ДОЕ, мг/г	ПДОЕ, мг/г	ДОЕ, мг/г	ПДОЕ, мг/г
"Термоксид 35"	0,320	13,1	0,256	11,1	0,192	8,29	0,121	4,15
"Термоксид 3А"	0,144	7,24	0,112	5,31	0,080	3,59	0,048	1,80

Полученные экспериментальные параметры извлечения цезия описывали с помощью кинетических моделей (табл. 3): внутривещной диффузии [22], псевдопервого [22–25] и псевдовторого порядка [22–24], модели Еловича [24–26].

Таким образом, для описания кинетики сорбции цезия исследуемыми сорбентами наиболее приемлемой оказалась модель псевдовторого порядка, о чём свидетельствуют самые высокие коэффициенты корреляции и согласующиеся экспериментальные и теоретические

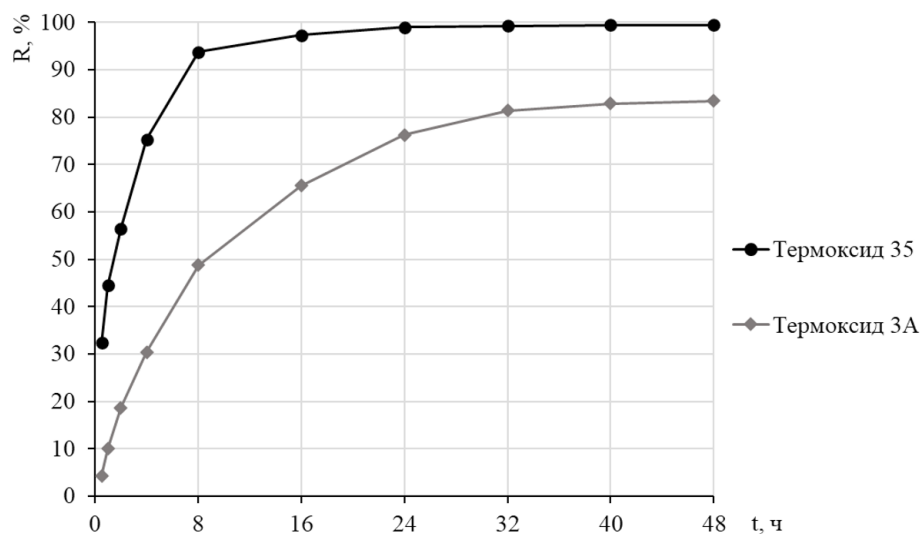


Рис. 2. Кинетические кривые извлечения цезия сорбентами марки "Термоксид"

Таблица 3

Полученные параметры кинетических моделей сорбции цезия из морской воды

Кинетическая модель		Сорбент	
		"Термоксид 35"	"Термоксид 3А"
внутричастичной диффузии	K_p , мг/г·ч ^{0,5}	0,356	0,266
	c , мг/г	0,428	0,037
	r^2	0,907	0,946
псевдопервого порядка	K_1 , ч ⁻¹	0,219	0,120
	q_e , мг/г	1,59	1,79
	r^2	0,996	0,986
псевдовторого порядка	K_2 , г/мг·ч	0,216	0,052
	q_e , мг/г	2,14	2,02
	r^2	0,999	0,996
Еловича	α , г/мг·ч	2,45	0,654
	β , г/мг	2,43	2,61
	r^2	0,993	0,982
$q_{e, \text{exp}}$, мг/г		1,96	1,65

значения равновесной сорбционной ёмкости q_e . Кинетические модели псевдопервого порядка, внутричастичной диффузии и Еловича не позво-

ляют хорошо описать кинетику сорбции цезия.

Поскольку механизм псевдовторого порядка адекватно описывает полученные вели-

чины, процесс сорбции лимитируется реакцией ионного обмена, сорбат и функциональная группа сорбента взаимодействуют друг с другом в соотношении 1:1 [23, 27].

Изотерма сорбции цезия из морской воды

Результаты исследования изотермы сорбции цезия представлены на рис. 3.

Установлено, что максимальная ёмкость сорбента "Термоксид 35" для извлечения цезия достигается при равновесной концентрации цезия в растворе более 800 мг/дм³, сорбента "Термоксид 3А" – более 600 мг/дм³. Ёмкость по цезию сорбента "Термоксид 35" составляет 12,9 мг/г, сорбента "Термоксид 3А" – 7,10 мг/г.

Полученные зависимости извлечения цезия описывали с помощью модели изотерм сорбции Ленгмюра [22, 25, 26] и Фрейндлиха

[22, 23, 25, 26]. Были определены параметры изотерм сорбции, представленные в табл. 4. Установлено, что полученные экспериментальные данные извлечения цезия сорбентами марки "Термоксид" хорошо описываются уравнением изотермы сорбции Ленгмюра.

Концентрирование ¹³⁷Cs из морской воды

В ходе 116 рейса (22 апреля – 17 мая 2021 г.) НИС "Профессор Водяницкий" проведено исследование возможности и эффективности извлечения ¹³⁷Cs из морской воды сорбентами марки "Термоксид". Результаты изучения влияния объёма (массы) сорбента и скорости пропускания морской воды на эффективность извлечения ¹³⁷Cs представлены в табл. 5.

Наилучшую эффективность сорбции по-

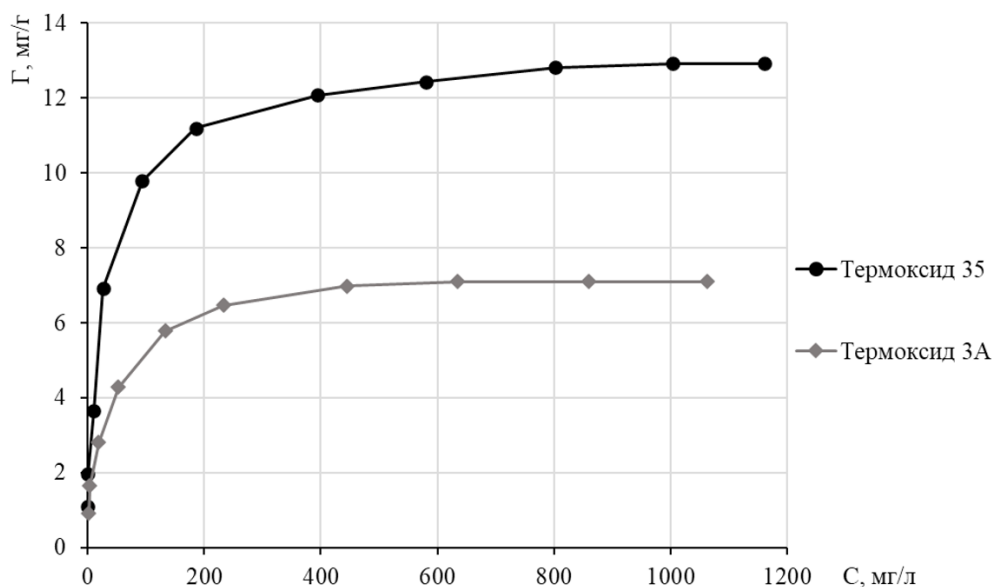


Рис. 3. Изотермы сорбции цезия сорбентами марки "Термоксид"

Таблица 4

Параметры изотерм сорбции

Сорбент	Изотерма Ленгмюра			Изотерма Фрейндлиха		
	g_m , мг/г	K_L , дм ³ /мг	r^2	K_F , мг/г	n	r^2
"Термоксид 35"	13,0	0,039	0,998	2,67	4,05	0,879
"Термоксид 3А"	7,23	0,033	0,991	1,44	3,80	0,941

Таблица 5

Зависимость эффективности извлечения (R , %) ^{137}Cs от объёма (массы) сорбента и скорости пропускания морской воды

Сорбент	Объём сорбента, см ³	Масса сорбента, г	Скорости пропускания морской воды, к.о./мин	R , %
"Термоксид 35"	50	60,0	2	92,3
			3	80,4
			4	67,4
			6	57,9
	100	120	2	96,5
"Термоксид 3А"	50	56,5	2	7,02
			3	6,05
			4	5,44
			6	5,32
	100	113	2	8,07

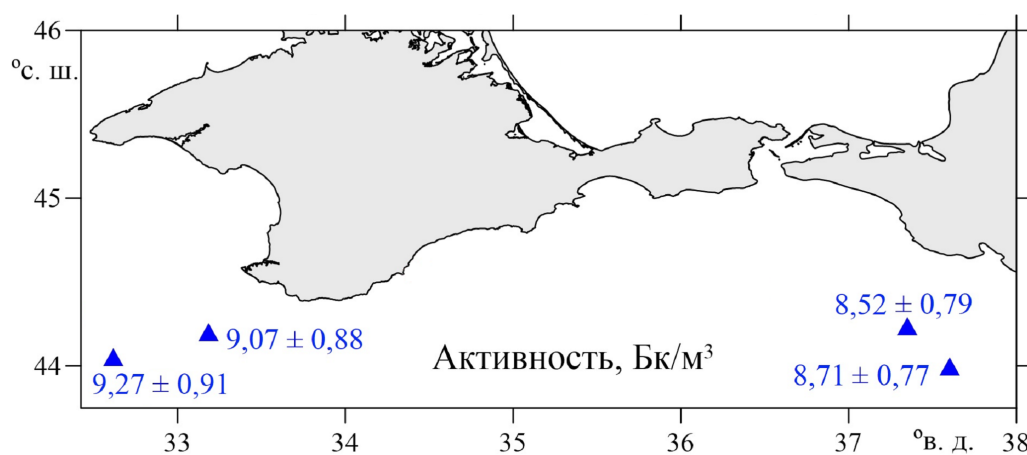


Рис. 4. Значения удельной активности ^{137}Cs в поверхностном слое Чёрного моря весной 2021 г.

казывает сорбент "Термоксид 35". Наглядно видно, что с увеличением объёма сорбента и уменьшением скорости пропускания эффективность извлечения ^{137}Cs растёт. Оптимальной скоростью пропускания морской воды является 2–3 к.о./мин.

Значения удельной активности ^{137}Cs в поверхностном слое Чёрного моря, полученные в ходе 116 рейса НИС "Профессор Водяницкий" с использованием сорбента "Термоксид 35", приведены на рис. 4. Полученные значения совпадают с литературными [5, 6].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, проведено исследование извлечения цезия из морской воды коммерчески доступными сорбентами марки "Термоксид". Установлено, что наилучшие сорбционные (степень извлечения, ДОО и ПДОО) и физико-химические (изотерма, кинетика) характеристики имеет сорбент "Термоксид 35". Построены выходные кривые сорбции цезия при различной скорости пропускания морской воды.

Установлено, что наибольшую эффектив-

ность извлечения ^{137}Cs из больших объёмов морской воды в экспедиционных условиях показывает сорбент "Термоксид 35". Получены значения удельной активности ^{137}Cs в поверхностном слое Чёрного моря весной 2021 г.

ЛИТЕРАТУРА

1. Buessler K.O., Livingston H.D. Time-series profiles of ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea. In: E. Özsoy, A. Mikaelyan, eds. Sensitivity to change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea. NATO ASI series (Series 2: Environment). – Dordrecht: Springer, 1997. – V. 27. – P. 239–251. – DOI: 10.1007/978-94-011-5758-2_19
2. Egorov V.N., Povinec P.P., Polikarpov G.G. et al. ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications // J. of Environmental Radioactivity. – 1999. – V. 43. – No. 2. – P. 137–155. – DOI: 10.1016/S0265-931X(98)00088-5
3. Staneva J.V., Buessler K.O., Stanev E.V., Livingston H.D. The application of radiotracers to a study of Black Sea circulation: Validation of numerical simulations against observed weapons testing and Chernobyl ^{137}Cs data // J. of Geophysical Research. – 1999. – V. 104. – No. C5. – P. 11099–11114. – DOI: 10.1029/1998JC900121
4. Gulín S.B., Mirzoyeva N.Yu., Egorov V.N. et al. Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends // J. of Environmental Radioactivity. – 2013. – V. 124. – P. 50–56. – DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.04.001
5. Gulín S.B., Egorov V.N., Duka M.S. et al. Deep-water profiling of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea. A further insight into dynamics of the post-Chernobyl radioactive contamination // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2015. – V. 304. – No. 2. – P. 779–783. – DOI: 10.1007/s10967-014-3848-9
6. Delfanti R., Özsoy E., Kaberi H. et al. Evolution and fluxes of ^{137}Cs in the Black Sea/Turkish Straits System/North Aegean Sea // J. of Marine Systems. – 2014. – V. 135. – P. 117–123. – DOI: 10.1016/j.jmarsys.2013.01.006
7. Lehto J., Hou X. Chemistry and analysis of radionuclides. Laboratory techniques and methodology. – Weinheim: Wiley-VCH, 2011. – 426 p.
8. Mann D.R., Casso S.A. In situ chemisorption of radiocesium from seawater // Marine Chemistry. – 1984. – V. 14. – No. 1. – P. 307–318. – DOI: 10.1016/0304-4203(84)90027-6
9. Breier C.F., Pike S.M., Sebesta F. et al. New applications of KNiFC-PAN resin for broad scale monitoring of radiocesium following the Fukushima Dai-ichi nuclear disaster // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2016. – V. 307. – No. 3. – P. 2193–2200. – DOI: 10.1007/s10967-015-4421-x
10. Pike S.M., Buessler K.O., Breier C.F. et al. Extraction of cesium in seawater off Japan using AMP-PAN resin and quantification via gamma spectroscopy and inductively coupled mass spectrometry // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2013. – V. 296. – P. 369–374. – DOI: 10.1007/s10967-012-2014-5
11. Remez V.P., Sapozhnikov Yu.A. The rapid determination of caesium radionuclides in water systems using composite sorbents // Applied Radiation and Isotopes. – 1996. – V. 47. – P. 885–886. – DOI: 10.1016/S0969-8043(96)00080-2
12. Remez V.P., Zheltonozhko E.V., Sapozhnikov Yu.A. The experience of using ANFEZH sorbent for recovery of radioactive cesium from sea water // Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – V. 75. – No. 1–4. – P. 77–78. – DOI: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a032251
13. Matel L., Dulanska S., Silikova V. Composite sorbents for radionuclide separation // XXXIX Days of radiation protection proceedings of presentations and posters. – Slovakia: Slovenska zdravotnícka univerzita, 2018. – P. 578.
14. Авраменко В.А., Егорин А.М., Папынов Е.К. и др. Технологии переработки жидких радиоактивных отходов, содержащих морскую воду // Радиохимия. – 2017. – Т. 59. – № 4. – С. 355–360.
15. Егорин А.М., Паламарчук М.С., Токарь Э.А. и др. Извлечение ^{137}Cs из морской воды с использованием резорцинформальдегидной смолы // Радиохимия. – 2017. – Т. 59. – № 2. – С. 142–146.
16. Милютин В.В., Зеленин П.Г., Козлов П.В. и др. Сорбция цезия из щелочных растворов на резорцинформальдегидных сорбентах // Радиохимия. – 2017. – Т. 61. – № 6. – С. 507–511.
17. Egorin A., Tokar E., Zemskova L. et al. Chitosan-ferrocyanide sorbents for concentrating ^{137}Cs from seawater // Separation Science and

- Technology. – 2017. – V. 52. – No. 12. – P. 1983–1991. – DOI: 10.1080/01496395.2017.1321669
18. Johnson B.E., Santschi P.H., Addleman R.S. et al. Optimization and evaluation of mixed-bed chemisorbents for extracting fission and activation products from marine and fresh waters // *Analytica Chimica Acta*. – 2011. – V. 708. – P. 52–60. – DOI: 10.1016/j.aca.2011.08.017
19. Bandong B.B., Volpe A.M., Esser B.K., Bianchini G.M. Pre-concentration and measurement of low levels of gamma-ray emitting radioisotopes in coastal waters // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2001. – V. 55. – P. 653–665.
20. Nakanishi T., Aono T., Yamada M., Kusakabe M. Temporal and spatial variations of ^{137}Cs in the waters off a nuclear fuel reprocessing facility in Rokkasho, Aomori, Japan // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2010. – V. 283. – P. 831–838. – DOI: 10.1007/s10967-009-0422-y
21. Проект "Моря СССР". Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. IV. Чёрное море. Вып. 2. Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности / Под ред. А.И. Симонова, А.И. Рябикина, Д.Е. Гершановича. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 272 с.
22. Dong L., Wu C., Han Y. et al. Research on the application potential of spent biological activated carbon from BAC process to remove radionuclides Sr^{2+} from water // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2021. – V. 327. – P. 1179–1190.
23. Аггалла М.Ф., Бораи Е.Х., Аллан К.Ф. Выделение Cs из низкоактивных жидких отходов с помощью импрегнированного полимерного материала: кинетическое и термодинамическое исследование // *Радиохимия*. – 2009. – Т. 51. – № 6. – С. 541–545.
24. Dakrouy G.A., Abo-Zahra Sh.F., Hassan H.S. Utilization of olive pomace in nano MgO modification for sorption of Ni(II) and Cu(II) metal ions from aqueous solutions // *Arabian J. of Chemistry*. – 2020. – V. 13. – P. 6510–6522.
25. El-Shazly E.A.A., Dakrouy G.A., Someda H.H. Kinetic and isotherm studies for the sorption of ^{134}Cs and ^{60}Co radionuclides onto supported titanium oxide // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2021. – V. 330. – P. 127–139.
26. Javadian H. Application of kinetic, isotherm and thermodynamic models for the adsorption of Co(II) ions on polyamidine/polypyrrole copolymer nanofibers from aqueous solution // *J. of Industrial and Engineering Chemistry*. – 2014. – V. 20. – No. 6. – P. 4233–4241.
27. Ho Y.S., McKay G. Pseudo-second order model for sorption processes // *Process Biochemistry*. – 1999. – V. 34. – No. 5. – P. 451–465.

УДК 623.454.836 + 539.1.047

© 2022

ИЗУЧЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ ИСТОЧНИКА ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ В РАЙОНЕ МЕТЛИНСКОГО ПРУДА НА РЕКЕ ТЕЧЕ. ЧАСТЬ 2. ОБОСНОВАНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО СОСТАВА ИСТОЧНИКА

Ю.Г. Мокров

Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

Работа направлена на реконструкцию параметров источника внешнего облучения жителей, проживавших в 1949–1956 гг. на берегах р. Течи, и посвящена изучению состава γ -излучающих нуклидов (ГИН), определявших радиационную обстановку на берегах и в речной пойме. Указывается, что поступление ГИН в речную систему происходило как в растворённом виде, так и в виде техногенных и природных взвесей. Рассмотрены архивные результаты измерений радиационных параметров загрязнения донных отложений (ДО) и прибрежных районов р. Течи. Результаты современных радиационных обследований р. Течи показывают, что распределение мощности экспозиционной дозы (МЭД) на всём протяжении реки носит "пятнистый", немонотонный характер и сформировалось в результате осаждения на поверхность почвы загрязнённых ГИН взвешенных частиц. С использованием стационарной сорбционной модели и гидродинамической модели прудов-отстойников выполнены расчёты накопления активности ГИН на верхнем участке реки в результате сорбции донными отложениями растворимых в воде форм радионуклидов и в результате оседания на поверхность ДО загрязнённых взвесей. Отмечено, что до июля 1951 г., когда водный сток реки не превышал $1 \text{ м}^3/\text{с}$, практически все техногенные и природные взвеси осаждались и накапливались на дне Метлинского пруда (МП), а ниже плотины МП могла поступать только небольшая часть глинистых частиц. Показано, что ^{95}Zr и ^{95}Nb имеют первостепенное значение для реконструкции радиационной обстановки на р. Тече, поскольку до 1953 г. активность ДО на всех участках реки определялась преимущественно этими ГИН. Отмечено, что ^{95}Nb практически не сорбируется ДО и взвесями, а в речном потоке присутствует в основном в растворимых формах, а ^{95}Zr , наоборот, хорошо сорбируется ДО и может переноситься на большие расстояния только в виде взвешенных или донных наносов. Показано, что до октября 1951 г. на всём протяжении реки ниже МП радиационная обстановка определялась преимущественно ^{95}Nb и характеризовалась равномерным постоянным уровнем загрязнения на всех затопляемых участках поймы. Масштабное загрязнение ДО и поймы на всём протяжении реки другими ГИН (^{95}Zr , ^{137}Cs , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{103,106}\text{Ru}$ и др.) могло произойти только в период "промывки" МП в октябре 1951 г., когда расход воды в верховье достигал $30 \text{ м}^3/\text{с}$, что сопровождалось интенсивным взмучиванием ДО и выносом активности за пределы МП.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РЕКА ТЕЧА, γ -ИЗЛУЧАЮЩИЕ НУКЛИДЫ, ВНЕШНЕЕ ОБЛУЧЕНИЕ, ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ, СОРБЦИЯ, ВЗВЕСИ, СЕДИМЕНТАЦИЯ, ВЗМУЧИВАНИЕ, ПОЙМА, РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА

Настоящая работа является логичным продолжением исследований [1, 2], направленных на реконструкцию параметров источника внешнего облучения жителей, проживавших в 1949–1956 гг. на берегах р. Течи.

Результаты радиационных обследований прибрежных районов р. Течи, выполненных

после 1960-х гг., когда мощность экспозиционной дозы (МЭД) в пойме была обусловлена только ^{137}Cs , показывают [3, 4], что загрязнение поймы реки сформировалось в результате осаждения на поверхность почвы загрязнённых радионуклидами взвешенных частиц, а распределение МЭД на всём протяжении р. Течи носит

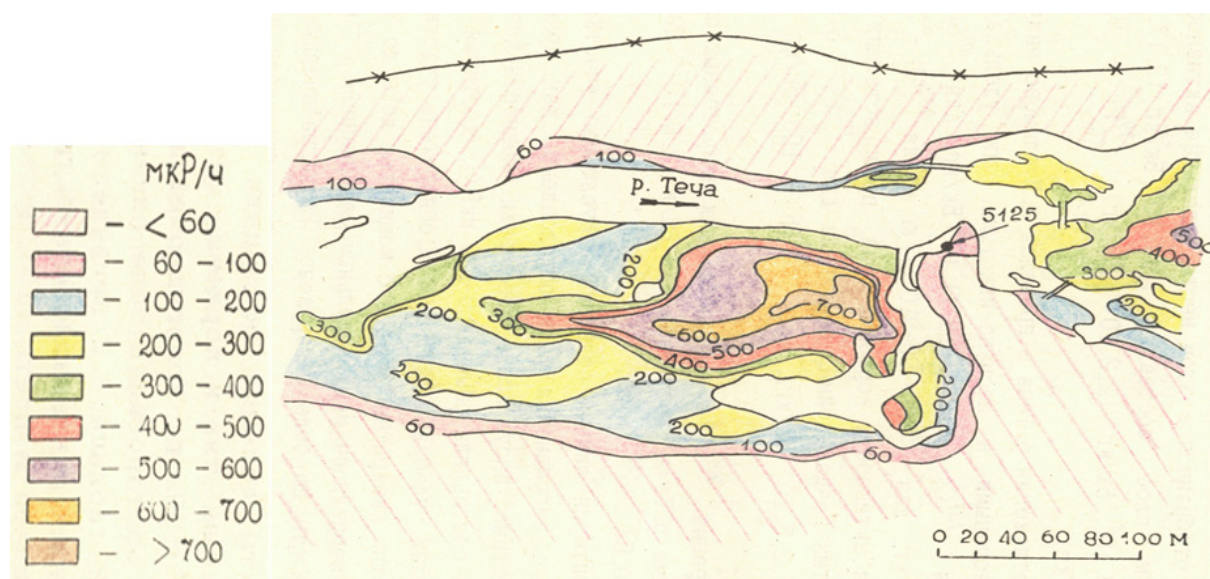


Рис. 1. Распределение экспозиционной мощности дозы γ -излучения в пойме реки в районе с. Муслюмово (1992 г.) [3]

явно выраженный "пятнистый", немонотонный характер. Для примера, на рис. 1 представлен фрагмент карты радиационной съёмки (1992 г.) участка поймы р. Течи в центральной части с. Муслюмово [3], из которого видно, что значения МЭД на расстоянии 200 м от реки отличаются на 2–3 порядка величины.

Вместе с тем в работе [5] отмечалось, что в июне 1951 г. на обширном заболоченном участке поймы р. Течи длиной ~13 км и шириной около 2 км регистрировались практически одинаковые значения МЭД. Результаты этих измерений не соответствуют современным представлениям о распределении МЭД в пойме. Это может означать, что загрязнение поймы в июне 1951 г. имело другую физическую природу и не было связано с осаждением взвешенных частиц. Такая необычная радиационная обстановка в пойме р. Течи в июне 1951 г. представляет особый интерес для реконструкции параметров источника внешнего облучения жителей, проживавших в 1949–1956 гг. на берегах р. Течи.

Целью работы является анализ и оценка параметров источника γ -излучающих нуклидов (ГИН), содержащихся в донных отложениях (ДО) и в пойме р. Течи в 1949–1956 гг.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Особенности поступления ЖРО в р. Течу

Контроль параметров жидких радиоактивных отходов (ЖРО) и радиоактивного загрязнения р. Течи был организован в июле 1951 г. На рис. 2 приведён фрагмент системы радиационного контроля, состоящей из ~50 точек контроля (ТК), где проводились различные полевые измерения и отбор проб. Сброс ЖРО радиохимического производства в р. Течу проводился в точке ТК-20, расположенной в 300 м ниже выпуска воды из оз. Кызыл-Таш (плотина П-2). Далее река протекала через систему проточных прудов: Кокшаровский пруд (КП), который был восстановлен в августе 1951 г. и первоначально имел ёмкость ~0,4 млн м³, и Метлинский пруд (МП) ёмкостью ~2,5 млн м³.

По оценкам, выполненным в середине 1950-х гг. [6]:

– до декабря 1949 г. поступление ЖРО в р. Течу было незначительным, ~70 Ки/сут, поскольку все высокоактивные отходы (ВАО) направлялись на длительное хранение в ёмкости комплекса "С";

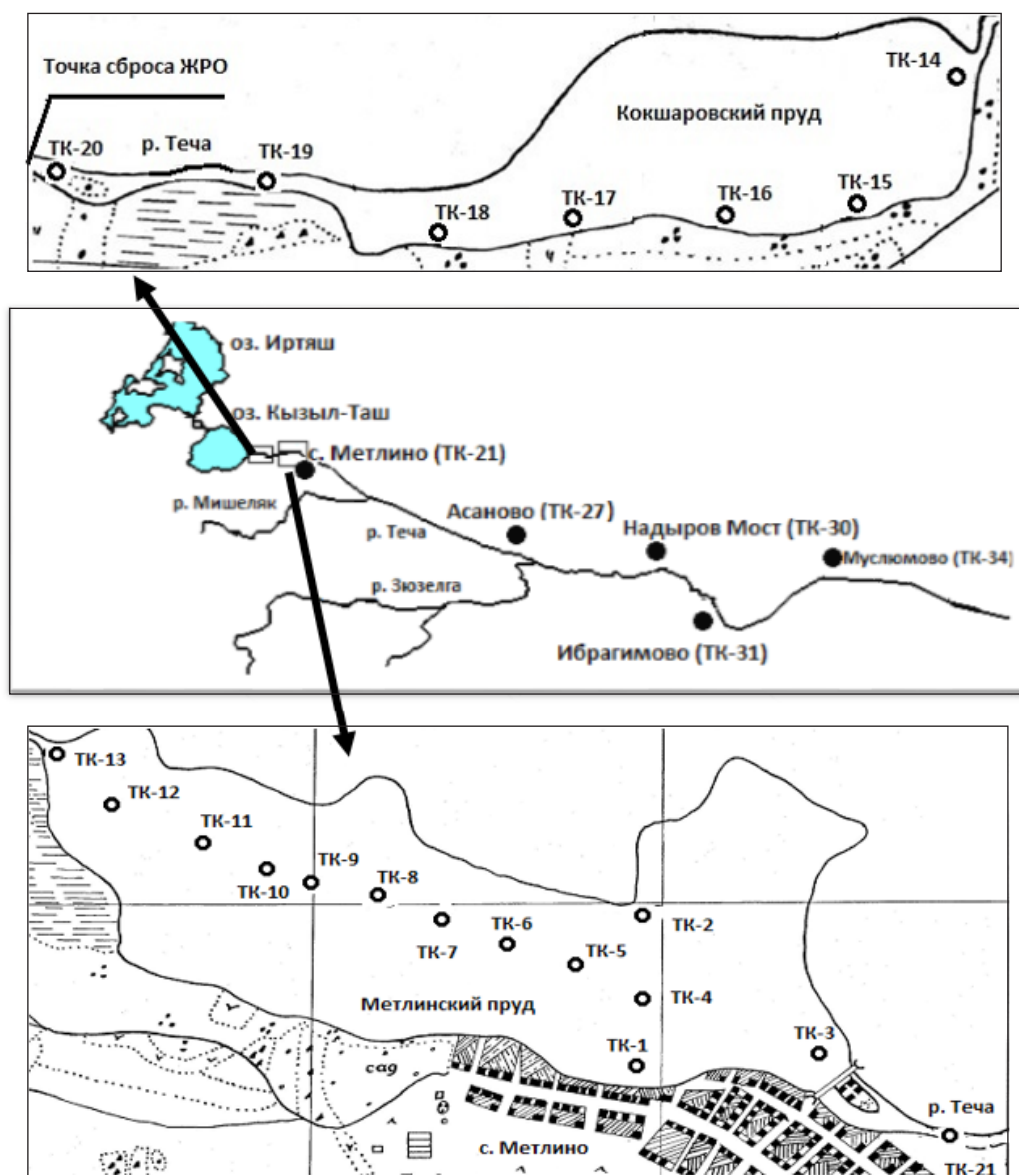


Рис. 2. Расположение точек контроля (ТК) загрязнения р. Течи

– с декабря 1949 г. по март 1950 г. среднесуточный сброс β -излучающих нуклидов (БИН) составлял 860 Ки/сут, а ГИН – 300 г-экв Ra/сут;

– с марта 1950 г. до ноября 1951 г. сброс БИН составлял 4300 Ки/сут, а ГИН – 1060 г-экв Ra/сут;

– начиная с 28 октября 1951 г. все основные технологические ЖРО стали направляться на сброс в оз. Карачай, а сброс в реку сократился в 100–1000 раз.

В августе 1950 г. на радиохимический завод начал дополнительно поступать облученный уран из реактора АВ-1 [7], что должно

было привести к значительному (в 2–3 раза) увеличению объёма и активности образующихся ЖРО.

В работах [7–9] было показано, что в период 1949–1951 гг. средний радионуклидный состав регламентных технологических ЖРО, сбрасываемых в р. Течу, соответствовал теоретическому составу продуктов деления, образующихся в ядерном реакторе при продолжительности облучения ~120 сут и времени выдержки ~35 сут (табл. 1).

**Формы переноса радионуклидов
(раствор – взвесь)**

В сбрасываемых ЖРО радионуклиды находились в растворённом виде (ионные формы)

и в виде нерастворимых в воде осадков солей. Осадки представляли собой мелкие взвешенные частицы (в виде мути). Путём центрифугирования проб ЖРО было установлено (1951 г.), что активность осадка составляла от 40 до 90 % от активности исходного раствора [6, 9]. Гранулометрический и радионуклидный состав этого техногенного осадка неизвестны. Сбросы ЖРО разбавлялись условно чистой водой из оз. Кызыл-Таш. В воде озера содержалось до 200 мг/л [9–11] природных взвешенных веществ (в виде частичек глины и ила), которые образовывались при добыче со дна озера песка для нужд строительства методом гидронамыва. Сорбция радионуклидов на природных взвесах приводила к дальнейшему перераспределению активности ЖРО из жидкой в твёрдую фазу.

Таблица 1

Радиационные характеристики наиболее значимых продуктов деления, содержащихся в сбрасываемых ЖРО: период полураспада ($T_{1/2}$), относительный радионуклидный состав регламентных сбросов (δ), ионизирующая способность γ -излучения, отнесённая к единице активности (m)

Нуклид	$T_{1/2}$	$\delta_j^{3)}$, %	m , Г-экв Ра/Ки	$K_a^{1)}$	$K_d^{2)}$, м ³ /кг
¹⁴⁰ Ba + ¹⁴⁰ La	12,8 сут	3,58	0,140	0,90	4,8
	40,27 ч	4,12	1,39		37,0
¹⁴¹ Ce	32,5 сут	10,4	0,051	0,83	37,0
¹⁰³ Ru + ^{103m} Rh	39,5 сут	10,6	0,345	0,40 ⁴⁾	37,0
	56 мин	–	0,0255	–	
⁸⁹ Sr	52,7 сут	9,16	0,0	0,92	2,4
⁹¹ Y	58,8 сут	10,82	0,00164	0,95	37,0
⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	65,5 сут	12,2	0,485	0,64	61,0
	35 сут	13,3	0,508	0,20	0,091
¹⁴⁴ Ce + ¹⁴⁴ Pr	284 сут	4,7	0,0155	0,83	37,0
	17,27 мин	–	0,0182		37,0
¹⁰⁶ Ru + ¹⁰⁶ Rh	368 сут	0,28	0,0	0	37,0
	30 с	–	0,137	0,99	
⁹⁰ Sr + ⁹⁰ Y	27,7 лет	0,17	0,0	0,89	2,4
	64 ч	–	0,0		37,0
¹³⁷ Cs + ^{137m} Ba	30,2 лет	0,18	0,0	0,79	27,0
	2,55 мин	–	0,39	–	

Примечание: ¹⁾ K_a – коэффициент поглощения β -частиц при проведении радиометрических измерений БИН для поглощающего слоя толщиной $d = 8$ мг/см² (см. ниже); ²⁾ K_d – коэффициент распределения между твёрдой и жидкой фазой (см. ниже); ³⁾ δ_j – доля активности j -го нуклида в суммарной активности всех нуклидов; ⁴⁾ В качестве значения K_a для ¹⁰³Ru использовалось значение K_a , полученное для его аналога ¹⁴⁷Pm.

Важным фактором, определяющим перенос радионуклидов в речных системах, является распределение радионуклидов, содержащихся в речном потоке, между водной и твёрдой фазой. Известно, что отношение удельной активности (УА) некоторого радионуклида, находящегося в твёрдой фазе (на взвесах) A , к объёмной активности (ОА) в жидкой фазе (в растворе) C , можно представить в виде [9, 12]:

$$A / C = K_d \cdot S,$$

где K_d – коэффициент распределения (табл. 1), $\text{м}^3/\text{кг}$;

S – содержание взвесей в воде (мутность), $\text{кг}/\text{м}^3$.

Седиментация и взмучивание взвесей

Изучение закономерностей взмучивания ДО, осаждения и переноса взвешенных частиц различного размера с водным потоком реки Течи на участке от плотины П-2 до выхода из МП в зависимости от скорости водного потока (расхода воды) подробно рассмотрены в работах [9, 13].

За период с 1949 по май 1951 г. водный сток через плотину МП не превышал $1 \text{ м}^3/\text{с}$. При собственном объёме МП, равном $2,5 \text{ млн м}^3$, полный обмен воды в водоёме происходил за ~ 30 сут. В период с июня по октябрь 1951 г. расход воды через плотину П-2 возрос до $8 \text{ м}^3/\text{с}$, а время обмена воды (отстаивания взвеси) в МП сократилось до 3–5 сут. С целью улучшения радиационной обстановки в районе прудов-отстойников в октябре 1951 г. была осуществлена "промывка" КП и МП. С 13 по 17 октября 1951 г. из прудов была сброшена вся вода, а затем, с 17 по 22 октября, при открытых шандорах плотин КП и МП был осуществлён пуск воды из оз. Кызыл-Таш. Вода через створ плотины П-2 сбрасывалась с расходом около $30 \text{ м}^3/\text{с}$. Вместе с водой в речную систему попало большое количество взмученных донных отложений, загрязнённых радионуклидами [6, 9, 13].

С использованием реальных данных о геометрии речной долины и о гранулометрическом составе ДО на основе программного комплекса НЕС-6 создана гидродинамическая модель верхнего участка р. Течи "TECHA-SED2" [13] от плотины П-2 до плотины МП, отражающая

состояние речной системы на начало 1950-х гг. Выполнена серия вариантных расчётов с целью изучения процессов осаждения взвесей и эрозии ДО на рассматриваемом участке реки для внешнего и внутреннего источников образования взвесей. Внешний источник (табл. 2) связан с поступлением взвешенных частиц через верхний створ моделируемого участка реки со сбросами ЖРО (техногенные взвеси) и с водами оз. Кызыл-Таш через плотину П-2 (природные взвеси). При этом процесс эрозии ДО не учитывается. Внутренний источник (табл. 3) связан с эрозией (взмучиванием) ДО на различных участках реки. При этом типе расчётов поступление взвешенных частиц на входном створе реки задавалось равным нулю.

Принято различать два процесса переноса взвешенных частиц с речным потоком – взвешенные наносы и донные (влекомые) наносы, под которыми понимают более крупные частицы, переносимые по дну реки путём волочения, перекачивания или прыжками (сальтацией). На открытых участках реки с большими уклонами скорость течения воды возрастает и может превысить "критическую скорость", необходимую для отрыва частиц заданного размера от дна реки и их переноса на некоторое расстояние, где скорость течения воды снижается ниже "критической скорости".

Анализ расчётных данных (табл. 2 и 3) позволяет заключить [9, 13]:

1. Для всех реально существовавших гидрологических режимов водного стока наиболее интенсивно процесс водной эрозии протекал на участке от плотины П-2 до начала КП и от плотины КП до МП. На участках реки, где расположены КП и МП, скорость течения воды резко падает и процесс осаждения взвесей превалирует над процессом взмучивания ДО.

2. При проектном режиме эксплуатации водоёмов-отстойников, когда водный сток не превышал $1 \text{ м}^3/\text{с}$ (с 1949 по май 1951 г.), в открытую гидрографическую систему р. Течи через плотину МП могли поступать только глинистые частицы. Таким образом, в период до июня 1951 г. все поступающие в систему техногенные и природные взвеси (с размером более 4 мкм) и основная часть (86 %) тонких взвесей (с размером менее 4 мкм) накапливались на дне МП.

Таблица 2

Расчётный относительный баланс твёрдого стока, обусловленный внешним единичным поступлением взвесей различного гранулометрического состава и их последующим осаждением на различных участках верховьев р. Течи в зависимости от водного стока, отн. ед. [9, 13]

Фракция взвесей	Участок р. Течи	Водный сток, м³/с				
		1	3	5	8	30 (*)
Глина 2–4 мкм	Выше КП	0,092	0,068	0,042	0,018	0,008
	КП	0,100	0,074	0,063	0,045	0,037
	МП	0,669	0,582	0,487	0,344	0,204
	Ниже МП	0,139	0,276	0,408	0,593	0,751
Очень мелкий ил 4–8 мкм	Выше КП	0,323	0,240	0,163	0,071	0,029
	КП	0,25	0,213	0,194	0,157	0,138
	МП	0,427	0,541	0,614	0,647	0,511
	Ниже МП	0	0,006	0,029	0,125	0,322
Мелкий ил 8–16 мкм	Выше КП	0,789	0,663	0,505	0,254	0,112
	КП	0,178	0,245	0,323	0,390	0,403
	МП	0,033	0,092	0,172	0,356	0,473
	Ниже МП	0	0	0	0	0,012

Примечание. (*) Для незаполненных водоёмов в режиме "промывки" с расходом 30 м³/с.

Таблица 3

Расчётный баланс внутреннего твёрдого стока, обусловленного эрозией донных отложений (значения с минусом) и осаждением взвесей (с плюсом) на различных участках верхнего течения р. Течи при различном водном стоке, т/сут [9, 13]

Фракция взвесей	Участок р. Течи	Водный сток, м³/с				
		1	3	5	8	30 (*)
Глина 2–4 мкм	Выше КП	-0,33	-1,98	-7,39	-20,81	-67,37
	КП	0,03	0,05	-3,06	-7,57	-14,64
	КП – МП	-1,08	-2,12	-0,89	-4,24	-36,89
	МП	0,90	2,00	3,16	0,94	-25,6
	Ниже МП	0,48	2,05	8,18	31,68	144,5
Очень мелкий ил 4–8 мкм	Выше КП	-0,69	-4,86	-18,91	-52,85	-173,50
	КП	0,26	1,24	-5,09	-17,98	-22,40
	КП – МП	-2,75	-4,91	-3,28	-11,04	-94,2
	МП	3,18	8,51	25,98	61,3	50,0
	Ниже МП	0	0,02	1,30	20,57	240,1
Мелкий ил 8–16 мкм	Выше КП	-0,92	-11,67	-49,45	-136,90	-468,96
	КП	0,77	8,03	2,75	-7,38	55,83
	КП – МП	-5,06	-12,37	-10,48	-29,6	-244,65
	МП	5,21	16,01	57,18	173,39	425,91
	Ниже МП	0	0	0	0,49	231,87

Примечание. (*) Для незаполненных водоёмов в режиме "промывки" с расходом 30 м³/с.

3. При увеличении расхода воды от 1 до 8 м³/с (июнь – октябрь 1951 г.) происходит резкое возрастание мутности на всех отрезках рассматриваемого участка реки в основном за счёт вовлечения в водный поток всё более крупных взвешенных частиц. На участке МП даже при сильно проточном гидрологическом режиме процесс осаждения взмученных ДО преобладал над эрозией для всех фракций, за исключением глинистой.

4. В режиме промывки на участке выше КП и между КП и МП происходит интенсивный размыв всех фракций ДО реки.

Особенности радиометрических измерений

Используемые на ПО "Маяк" в начале 1950-х гг. радиометрические методики определения активности БИН были основаны на регистрации скорости счёта β-частиц торцевым счётчиком и могли приводить к существенному занижению результатов измерений [6, 8, 9]. Занижение результатов было обусловлено невозможностью корректного учёта (для смеси БИН неизвестного состава) поглощения мягкого β-излучения в слое толщиной d , состоящего из слоя материала измеряемой пробы, окошка детектора и слоя воздуха между измеряемой пробой и торцевым счётчиком. Корректировка результатов измерений активности проводилась только для проб БИН известного состава с использованием коэффициентов поглощения K_a (табл. 1). Значения K_a для каждого БИН определялись экспериментально заранее для различных значений толщины поглощающего слоя d с использованием специальных эталонных проб, полученных методом радиохимического выделения [6, 8, 9].

Радиометрические измерения проб ГИН были основаны [6, 9] на сравнении (в одинаковых геометрических условиях) ионизирующей способности анализируемого и эталонного источника, содержащего ^{226}Ra . При измерении смеси продуктов деления определялся γ-эквивалент суммы радионуклидов M (мг-экв Ra), который связан с активностью каждого j -го нуклида смеси A_j (мКи) соотношением:

$$M = \frac{\left(\sum_{j=1}^n A_j K_{\gamma,j} \right)}{8,4} = \sum_{j=1}^n A_j \cdot m_j, \quad (1)$$

где $K_{\gamma,j}$ – ионизационная γ-постоянная j -го нуклида, (Р·см²)/(ч·мКи);

8,4 – ионизационная γ-постоянная радия, равная МЭД = 8,4 Р/ч на расстоянии 1 см для 1 мг ^{226}Ra в равновесии с дочерними продуктами распада при платиновом фильтре толщиной 0,5 мм;

$m_j = K_{\gamma,j} / 8,4$ – γ-эквивалент j -го нуклида (табл. 1), (мг-экв Ra/мКи).

В этой работе для сохранения неизменных исторических результатов измерений, приведённых в цитируемых архивных документах, будем использовать внесистемные единицы измерений (Ки, Р), которые были приняты в 1950-х гг.

Анализ архивных данных о радиационной обстановке

Впервые радиационную обстановку на берегах верхнего участка р. Течи специалисты предприятия оценили в июне 1950 г. [14]. Эти измерения были выполнены путём анализа в лабораторных условиях пяти проб ДО, отобранных на различных расстояниях от точки сброса ЖРО до МП (КП отсутствовал). Полученные результаты показали экспоненциальное снижение (до 20 раз) УА анализируемых проб ДО на протяжении первых 3 км от места сброса (табл. 4).

Первые данные о радиационной обстановке в пойме р. Течи ниже МП относятся к июню 1951 г. (точная дата неизвестна) [5, 9] и были получены случайно оказавшейся на р. Тече геологической экспедицией, которая в тот пе-

Таблица 4

Изменение удельной активности M проб донных отложений на верхнем участке р. Течи (июнь–июль 1950 г.) в зависимости от расстояния x до точки сбросов ЖРО в р. Течу, мг-экв Ra/кг (сухого веса) [14]

Расстояние x , км	M , мг-экв Ra/кг (сухого веса)
0	5,9
0,20	4,1
1,50	1,0
2,75	0,30
5,0	Активность не обнаружена

риод времени проводила работы по γ -каротажу скважин Теченского месторождения магнетитов (рис. 2). Измерения МЭД выполнены дозиметром ПР-7 на участке реки протяжённостью до 8 км на запад (вверх по течению) и до 5 км на восток. Можно полагать, что измерения выполнены на левом берегу (ближнем к месторождению магнетитов). В работе [5] отмечалось, что на всём исследованном участке МЭД оставалась практически постоянной и составляла "...17 000 и более "гамм" (17000 мкР/ч), уменьшаясь лишь при удалении от берегов на расстояние от 0,5 до 1,0 км" (цитировано по первоисточнику [5]). В августе 1952 г. в посёлке Надыров Мост (ТК-30) значение МЭД составляло на урзе воды левого берега реки 1,7 мкР/с (6100 мкР/ч), а на урзе воды правого берега – 2,7 мкР/с (9700 мкР/ч).

Таким образом, в июне 1951 года на обширном заболоченном участке поймы р. Течи длиной ~13 км от пос. М. Таскино (ТК-29) до пос. Ибрагимово (ТК-31) и шириной 1–2 км регистрировались практически одинаковые значения МЭД. Результаты этих измерений противоречат результатам более поздних измерений, которые показывают, что распределение МЭД на пойме по ширине и длине реки имеет ярко выраженный неравномерный ("пятнистый") характер (рис. 1) [3, 4].

РЕЗУЛЬТАТЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ

Стационарная одномерная сорбционная модель

Стационарная сорбционная модель [9, 12] предполагает, что все параметры речной системы не зависят от времени, а распределение активности между водной и твёрдой фазой описывается только процессами сорбции-десорбции и радиоактивного распада. "Одномерность" модели предполагает, что параметры радиоактивного загрязнения воды и ДО реки зависят только от расстояния x вдоль реки. При построении модели использовались следующие предположения:

– радиоактивные вещества поступают в речную систему в ионной форме и распределяются по поперечному сечению реки мгновенно и равномерно;

– в обратимых процессах сорбции-десорбции радионуклидов участвует только верхний эффективный слой ДО, который является средой с одинаковыми (по всей акватории) сорбционными свойствами;

– диффузия радионуклидов в более глубокие слои ДО не учитывается;

– распределение нуклидов между раствором и природной взвесью происходит в точке сброса ЖРО мгновенно и необратимо.

Стационарный источник поступления ЖРО в речную систему расположен на верхнем (начальном) участке реки ($x = 0$). Поступающая активность распределяется между водой, природными взвесями и ДО реки. Очевидно, что по истечении определенного промежутка времени в речной системе установится стационарный режим, характеризующийся неизменным распределением УА верхнего (обменного) слоя ДО по длине реки $A(x)$. При таком стационарном режиме в каждом элементарном объёме верхнего обменного слоя ДО скорость радиоактивного распада рассматриваемого радионуклида будет равна скорости изменения радиоактивного стока на рассматриваемом элементарном участке реки. При этом в любом створе реки с координатой x объёмная активность речной воды $C(x)$ находится в равновесии с удельной активностью верхнего (обменного) слоя донных отложений $A(x)$, которую можно записать в виде:

$$A(x) = \frac{A_0 \cdot w_0}{w(x)} e^{-\Sigma(x) \cdot x},$$

$$\Sigma(x) = \lambda \cdot h \cdot \rho \frac{K_d}{Q \cdot x} \cdot \Omega(x), \quad (2)$$

$$\Omega(x) = \int_0^x w(y) dy.$$

В ряде случаев, когда ширина реки $w = w_0$ постоянна на всём интервале, вместо $\Sigma(x)$ удобно пользоваться параметром σ , поскольку он не зависит от x , в виде:

$$\sigma = \frac{w_0 \cdot x \cdot \Sigma(x)}{\Omega(x)} = \lambda \cdot w_0 \cdot h \cdot \rho \frac{K_d}{Q}, \quad (3)$$

где $w(x)$ и w_0 – ширина реки в точке с координатами x и 0, соответственно;

h – толщина эффективного (обменного) слоя ДО, м;

λ – постоянная распада радионуклида, c^{-1} ;

$A(x)$ и A_0 – удельная активность обменного слоя ДО в створе реки с координатой x и 0 соответственно, Бк/кг;
 ρ – объёмная масса скелета обменного слоя ДО, кг/м³;
 Q – скорость водного стока (постоянная по всей длине реки), м³/с;
 K_d – коэффициент распределения рассматриваемого радионуклида в системе "вода – донные отложения" (в пересчёте на сухой вес), м³/кг;
 $\Omega(x)$ – суммарная площадь ДО на участке реки от точки сброса ЖРО до точки с координатой x .

При этом должно выполняться следующее условие:

$$D_w = A_0 \frac{Q}{K_d}, \quad (4)$$

где D_w – скорость поступления рассматриваемого радионуклида с ЖРО в растворённом виде (остаток после перехода части активности на взвеси), Бк/с.

Суммарный (при $x \rightarrow \infty$) запас активности, сорбированной на ДО можно оценить:

$$R = \frac{A_0}{x \cdot \Sigma(x)} \cdot h \cdot \rho \cdot \Omega(x) = A_0 \cdot w_0 \cdot h \frac{\rho}{\sigma}. \quad (5)$$

Все вышеприведённые соотношения справедливы только для установившегося стационарного режима. Для грубых качественных оценок можно считать, что на участке реки длиной L стационарный режим устанавливается за период времени, сопоставимый с T_o :

$$T_o \cong L \frac{w_0 \cdot x \cdot \Sigma(x)}{\lambda \cdot \Omega(x)} = \frac{L \cdot \sigma}{\lambda}. \quad (6)$$

Долю активности, переносимую с речным потоком в растворённой форме F_w и на взвезях F_s , можно записать:

$$F_w = \frac{1}{1 + S \cdot K_d}, \quad (7)$$

$$F_s = \frac{S \cdot K_d}{1 + S \cdot K_d},$$

$$F_w + F_s = 1.$$

В табл. 5 приведены расчётные значения параметра F_w в зависимости от мутности воды S для основных радионуклидов, присутствовавших в составе сбрасываемых ЖРО (табл. 1). Значение суммарной исходной мощности сброса

Таблица 5

Доля активности, переносимая с речным потоком в растворённом виде F_w , для различных радионуклидов в зависимости от мутности воды, %

Радионуклиды	Мутность, кг/м ³			
	0,020	0,05	0,1	0,2
⁹⁵ Zr	45,0	24,7	14,1	7,6
⁹⁵ Nb	99,8	99,5	99,1	98,2
^{103,106} Ru, ^{141,144} Ce, ⁹¹ Y, ¹⁴⁰ La	57,5	35,1	21,3	11,9
¹³⁷ Cs	64,9	42,6	27,0	15,6
⁸⁹ Sr, ⁹⁰ Sr	95,4	89,3	80,6	67,6
¹⁴⁰ Ba	91,2	80,6	67,6	51,0

са ЖРО в ионном виде D_Σ с учётом последующего перераспределения активности (в точке сброса ЖРО) между взвесью D_s и речной водой D_w можно оценить:

$$D_\Sigma = D_w + D_s = \frac{D_w}{F_w}. \quad (8)$$

Анализ расчётных результатов (июнь 1950 года)

Анализ распределения УА ДО по длине верхней части р. Течи (табл. 4) показывает, что это распределение очень хорошо описывается экспоненциальной зависимостью (см. уравнение (2) и (3)) с показателем $\sigma = 1,1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$.

Оценим значения параметра σ для основных ГИН, присутствовавших в составе сбрасываемых ЖРО (табл. 1), с использованием уравнения (3) и следующих значений параметров речной системы [9, 12]:

- ширина реки (донных отложений) $w = 15 \text{ м}$;
- толщина эффективного слоя донных отложений $h = 0,028 \text{ м}$;
- объёмная масса скелета донных отложений $\rho = 250 \text{ кг/м}^3$;
- расход воды $Q = 57 \text{ тыс. м}^3/\text{сут}$ ($0,66 \text{ м}^3/\text{с}$, реальное значение);
- содержание взвесей в воде $S = 0,20 \text{ кг/м}^3$.

С учётом уравнений (1) и (4) УА пробы ДО от суммы всех нуклидов n в районе точки сброса ЖРО $M(x=0) = M_0 = 5,9 \text{ мг-экв Ra/кг}$

и относительный вклад каждого j -го нуклида η_j можно записать:

$$M_0 = \sum_{j=1}^n A_{0,j} \cdot m_j = \frac{P^\Sigma}{Q} \sum_{j=1}^n \delta_j \cdot F_{w,j} \cdot K_{d,j} \cdot m_j, \quad (9)$$

$$\eta_j = (\delta_j \cdot F_{w,j} \cdot K_{d,j} \cdot m_j) / \sum_{j=1}^n \delta_j \cdot F_{w,j} \cdot K_{d,j} \cdot m_j, \quad (10)$$

где

$$P^\Sigma = \sum_{j=1}^n D_{\Sigma,j} - \text{суммарный сброс всех нуклидов с ЖРО } (D_{\Sigma,j} = P^\Sigma \cdot \delta_j), \text{ Ки/сут.}$$

В табл. 6 представлены результаты расчётных оценок экспоненциального показателя σ_j для основных γ -излучающих нуклидов и их относительный вклад в суммарный γ -эквивалент η_j для пробы ДО, отобранной в месте сброса ЖРО. Приведённые данные не учитывают накопление ^{95}Nb и ^{140}La , образующихся при распаде ^{95}Zr и ^{140}Ba .

Из анализа табл. 6 следует, что расчётные оценки показателя σ_j для ^{95}Zr , $^{103}\text{Ru} + ^{103m}\text{Rh}$ и ^{141}Ce близки между собой и хорошо соответствуют экспериментальному значению $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$, причём эти ГИН вносят основной (в сумме $\sim 70\%$) вклад в измеренное [14] значение УА ДО в районе точки сброса ЖРО.

Расчётное распределение УА ДО $M(x)$ на

Таблица 6

Расчётные оценки значения параметра σ_j и относительного вклада γ -излучающих нуклидов в суммарный γ -эквивалент η_j для пробы ДО, отобранной в месте сброса ЖРО ($x=0 \text{ м}$)

Нуклид	$\sigma_j, \text{ м}^{-1}$	$M(0) \cdot \eta_j$ мг-экв Ra/кг	$\eta_j, \%$
^{95}Zr	$1,22 \cdot 10^{-3}$	2,20	37,3
^{95}Nb	$3,32 \cdot 10^{-6}$	0,048	0,82
$^{103}\text{Ru} + ^{103m}\text{Rh}$	$1,20 \cdot 10^{-3}$	1,30	22,0
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	$1,28 \cdot 10^{-4}$	0,0134	0,23
$^{137}\text{Cs} + ^{137m}\text{Ba}$	$3,13 \cdot 10^{-6}$	0,0236	0,40
^{140}Ba	$4,80 \cdot 10^{-4}$	0,098	1,7
^{140}La	$2,81 \cdot 10^{-2}$	1,98	33,5
^{141}Ce	$1,45 \cdot 10^{-3}$	0,19	3,2
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	$1,66 \cdot 10^{-4}$	0,053	0,89
Сумма	—	5,90	100

верхнем участке р. Течи (рис. 3) получено из условия, что при $x = 0 \text{ м}$, $M(0) = 5,9 \text{ мг-экв Ra/кг}$ (табл. 4).

В табл. 7 приведены расчётные оценки некоторых параметров источника поступления ГИН с ЖРО в р. Течу (D_Σ , D_S и D_W).

В табл. 8 приведены данные о накоплении нуклидов на участке расположения МП ($x = 5-7 \text{ км}$) в результате сорбции ДО растворимых в воде форм радионуклидов (R_W) и в результате оседания на поверхность ДО загрязнённых взвесей (R_S). При проведении расчётов накопления радионуклидов в ДО с взвешями предполагалось (табл. 2) [9, 13], что суммарное осаждение всех фракций взвесей по длине реки распределяется в следующем порядке: на верхнем участке (выше МП, $x = 0-5 \text{ км}$) на дно осело 20 %, в МП – 70 %, а за пределы МП вышло 10 % от суммарного поступления взвесей в реку. Продолжительность накопления активности принята равной 6 месяцев (с января по июнь 1950 г.).

Представленные на рис. 3 и в табл. 7 и 8 результаты расчётов носят демонстрационный характер и не претендуют на высокую точность, но позволяют отметить:

1. Расчётные и экспериментальные значе-

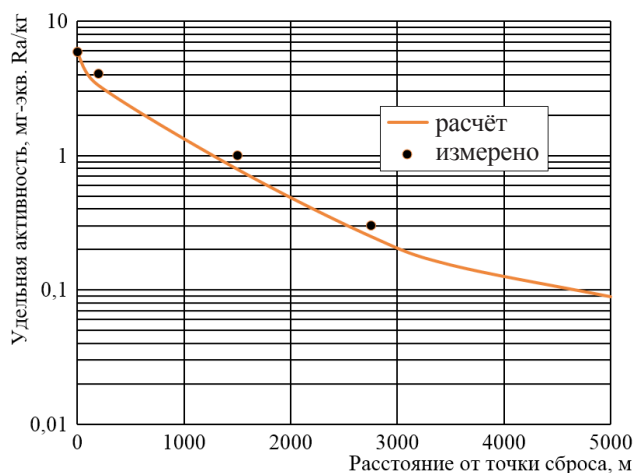


Рис. 3. Сравнение расчётного распределения УА донных отложений для γ -излучающих нуклидов по длине р. Течи с экспериментальными данными [14]

Таблица 7

Расчётные оценки суммарного D_{Σ} , жидкого D_w и твёрдого D_s стока γ -излучающих нуклидов на верхнем участке реки ($x = 0$ м)

Нуклид	D_{Σ} , Ки/сут	D_w , Ки/сут	D_s , Ки/сут
^{95}Zr	55,4	4,2	51,2
^{95}Nb	60,3	59,3	1,1
$^{103}\text{Ru} + ^{103\text{m}}\text{Rh}$	48,1	5,7	42,4
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	1,3	0,15	1,1
$^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$	0,82	0,13	0,69
^{140}Ba	16,2	8,3	8,0
^{140}La	18,7	2,2	16,5
^{141}Ce	47,2	5,6	41,6
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	21,3	2,5	18,8
Сумма	269,3	88,1	181,2

Таблица 8

Расчётные оценки накопления активности (за период с января по июнь 1950 г.) в донных отложениях Метлинского пруда за счёт сорбции растворимых форм радионуклидов R_w и за счёт осаждения на дно взвешенных частиц R_s

Нуклид	Раствор (сорбция)		Взвесь (осаждение)	
	R_w , Ки	$m \cdot R_w$, г-экв Ra	R_s , Ки	$m \cdot R_s$, г-экв Ra
^{95}Zr	0,76	0,37	2835	1390
^{95}Nb	532	271	37	18,9
$^{103}\text{Ru} + ^{103\text{m}}\text{Rh}$	0,78	0,27	1620	565
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	12,2	1,7	120	16,4
$^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$	4,0	1,6	86	34
^{140}Ba	14,0	2,0	103	14,4
^{140}La	14,0	19	28	38
^{141}Ce	0,18	0,01	1335	68
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	161	5,2	1916	61
Сумма	739	301	8080	2206

ния УА ДО хорошо совпадают между собой и на первых ~ 3 км от точки сброса ЖРО снижаются почти в 30 раз.

2. После распределения нуклидов между жидкой и твёрдой фазами в воде осталось $\sim 33\%$, а на взвесах 67% ГИН в составе ЖРО.

3. К июлю 1950 г. основное загрязнение ДО МП ГИН было обусловлено ^{95}Zr и ^{103}Ru .

Анализ расчётных результатов (июнь 1951 года)

В июне 1951 г. измерения МЭД были выполнены в районе пос. Надыров мост (ТК-30), который расположен на расстоянии 42 км от плотины МП (рис. 2). Участок обследования располагался в 8 км на запад до пос. М. Таскино (ТК-29) и в 5 км на восток до пос. Ибрагимово (ТК-31). От плотины МП до с. Муслимово (ТК-34) р. Теча не имеет чётко выраженного русла и протекает по кочковатому торфяному болоту шириной от нескольких десятков метров до 3 км у д. Теча-Брод [6, 10, 11].

Оценим мощность поступления ^{95}Nb в июне–июле 1951 г. со сбросами ЖРО. В этот период средняя мощность сброса суммы всех БИН в реку с ЖРО составляла ~ 5 кКи/сут ($2,1$ ГБк/с), а доля ^{95}Nb в сбросах – $\delta = 0,133$ (табл. 1). Тогда скорость поступления ^{95}Nb с ЖРО была $0,29$ ГБк/с, а с учётом эффективности регистрации β -частиц ($K_a = 0,20$) превышала $1,5$ ГБк/с.

С использованием рассмотренной модели оценим параметры загрязнения заболоченной поймы реки при следующих предположениях:

- источник поступления активности ^{95}Nb (в растворимой форме) мощностью $1,5$ ГБк/с расположен в створе плотины МП;
- площадь поймы (условного русла реки) от плотины МП до пос. Надыров мост примем за 42 км^2 (длина – 42 км, ширина – $1,0$ км);
- расход воды в реке $Q = 5,0 \text{ м}^3/\text{с}$ (430 тыс. $\text{м}^3/\text{сут}$).

Остальные параметры расчётной модели оставались неизменными. Результаты расчётов приведены в табл. 9.

Для перехода от поверхностной плотности загрязнения поймы A_s к мощности поглощённой дозы (МПД) в приближении плоского тонкого бесконечного источника использовался до-

зовый коэффициент $5,4 \cdot 10^{-16}$ (Гр·м²)/(с·Бк) [16].

В июне 1951 г. измеренное типичное значение МЭД на всём участке поймы (от ТК-29 до ТК-31) было равно 17000 мкР/ч (170 мкГр/ч), что соответствует расчётным значениям МПД (100–150 мкГр/ч). Характерное (среднее) значение МЭД на берегах реки ниже МП (ТК-21) во второй половине 1951 г. (перед промывкой) составляло ~10 мкР/с (360 мкГр/ч), что тоже не противоречит расчётным результатам (табл. 9).

ИСТОРИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИЗУЧЕНИЯ НУКЛИДНОГО СОСТАВА

Метод "кривой распада"

В 1950-е годы для оценки состава ГИН широко использовался метод, основанный на анализе изменения во времени суммарной скорости счёта γ -частиц от проб ДО (метод "кривых распада"). Обработка "кривых распада" методом графического дифференцирования позволяла оценить эффективный период полураспада ($T_{1/2,эфф}$). Такие измерения были выполнены для проб ДО, отобранных из прудов в 1951–1953 гг. Для суммы ГИН значения $T_{1/2,эфф}$ определяли сразу же после отбора проб ДО ($t=0$) и спустя 200 дней ($t=200$).

В табл. 10 приведено сравнение экспериментальных [6, 9] и соответствующих расчётных данных, полученных при следующих предположениях:

– время равномерного накопления активности в КП принято равным 60 сут (с 15.08.1951 по 13.10.1951), а в МП – 450 сут (с 01.08.1950 по 13.10.1951);

– начиная с ноября 1951 г. поступление активности со сбросами ЖРО (после промывки) сократилось на 2–3 порядка величины и в расчётах не учитывалось;

– расчётные значения $T_{1/2,эфф}$ определяли для суммарной активности, накопленной в КП и МП с учётом радиоактивного распада за период с 13.10.1951 (начало промывки) до момента отбора проб (для $t=0$);

– значения $T_{1/2,эфф}(t) = \ln(2)/\lambda_{эфф}(t)$ определяли по формуле:

$$\lambda_{эфф}(t) = \frac{\sum_j \lambda_j \cdot M_{0,j} \cdot \exp(-\lambda_j \cdot t)}{\sum_j M_{0,j} \cdot \exp(-\lambda_j \cdot t)}, \quad (11)$$

где λ_j – постоянная распада j -го ГИН, сут⁻¹;

$M_{0,j}$ – средняя УА ДО в КП или МП j -го ГИН в момент времени $t=0$, г-экв Ра/кг.

Очевидно, что основная погрешность экспериментальных значений $T_{1/2,эфф}$ связана с неопределённостью следующих экспериментальных параметров, не поддающихся восстановлению: идентичности состава исследуемых проб (ила, суглинка, песка и др.), координат отбора проб (удаленности от береговой полосы и её рельефа, глубины слоя ДО), экспериментальной погрешности измерения скорости счёта, точности графического дифференцирования "кривой распада". Поэтому вышеуказанные предположения учитывают только самые основные положения расчётной модели. Тем не менее следует отметить удовлетворительное совпадение экспериментальных и расчётных данных.

Подобные результаты были получены так-

Таблица 9

Расчётные оценки параметров загрязнения поймы ⁹⁵Nb для различных створов р. Течи: удельная активность A , поверхностная плотность A_s и мощность поглощённой дозы (МПД)

Участок реки			Параметры загрязнения в створе		
Створ	Длина, км	Площадь, км ²	A , Бк/кг	A_s , Бк/м ²	МПД, мкГр/ч
Плотина МП	0	0	$2,8 \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^8$	390
М. Таскино (ТК-29)	34	34	$1,0 \cdot 10^7$	$0,75 \cdot 10^8$	150
Надыров мост (ТК-30)	42	42	$0,8 \cdot 10^7$	$0,55 \cdot 10^8$	110
Ибрагимово (ТК-31)	47	47	$0,7 \cdot 10^7$	$0,50 \cdot 10^8$	100

Таблица 10

 Эффективные периоды полураспадов ($T_{1/2,эфф}$) γ -излучающих радионуклидов в пробах донных отложений, сут [6, 9]

Место отбора проб ДО	Дата отбора проб	Эффективный период полураспада, ($T_{1/2,эфф}$), сут			
		Измерено		Расчёт	
		$t = 0$	$t = 200$	$t = 0$	$t = 200$
Кокшаровский пруд (КП)	20.12.1951	63	80	51	71
	09.12.1952	154	462	172	462
	10.08.1953	175	2730	517	902
Метлинский пруд (МП)	20.12.1951	180	198	64	134
	09.12.1952	460	690	401	1120
	10.08.1953	114	1380	1280	2100

же в работе [6], где указано, что во втором полугодии 1952 г. (точная дата неизвестна) значение эффективного периода полураспада ($T_{1/2,эфф}$) для ГИН в верхней части КП (ТК-19) было равно 55 дней, в средней части КП (ТК-16) – 86 дней, а в средней части МП (ТК-4) – 126 дней. Через 150 дней значения $T_{1/2,эфф}$ для этих же проб ДО составили 79 дней, 115 дней и свыше 10 лет. Результаты этих измерений и данные табл. 10 ещё раз подтверждают [8, 9, 12], что до декабря 1951 г. основной (более 90 %) вклад в МЭД на берегах КП и заметный (около 50 %) вклад в МЭД на берегах МП вносил ^{95}Zr , а вклад ^{140}La был значимым в относительно короткий промежуток времени (июль–сентябрь 1951 г.).

Метод "удельного γ -эквивалента"

Значение ионизирующей способности γ -излучения, отнесённое к единице активности (m), уникально для каждого ГИН (табл. 1). Поэтому измеренные для конкретной пробы значения A/M могут характеризовать состав γ -излучателей. Рассмотрим результаты архивных измерений УА проб ДО для БИН (A) и ГИН (M) и изменение во времени их отношения M/A на верхнем участке реки.

В табл. 11 приведены результаты измерений УА ДО в КП и МП для БИН и ГИН за период с 9 августа 1951 г. по 24 июня 1952 г. [6, 9]. В октябре 1951 г. пробы ДО из КП и МП отбирались непосредственно со дна (из шурфов) в пе-

риод, предшествующий "промывке" водоёмов, когда из прудов была спущена вода в р. Течу. В остальных случаях пробы ДО отбирались с использованием специального пробоотборника с лодки или с берега (не указано).

Анализ результатов измерений УА проб ДО [6] показывает:

1. В августе 1951 г. значения УА ДО в верхней части реки (ТК-20, ТК-19) составляли 18–20 мКи/кг, а уже к октябрю увеличились до 220 мКи/кг. При этом образовался слой загрязнённых донных наносов толщиной до 20 см.

2. Расчёты показали [9, 13], что в период промывки КП и МП общая площадь затопления составляла 0,668 км² и распределялась следующим образом:

- от плотины П-2 до начала КП – 0,036 км²;
- на участке КП затоплялось 0,051 км² (~25 % площади ДО);
- между КП и МП – 0,042 км²;
- на участке МП – 0,54 км² (~50 % площади ДО).

Эти результаты показывают, что "промывке" подверглись всего 25–50 % площади акватории прудов (наиболее глубокая часть), а затопляемая часть реки на участках между водоёмами существенно превышала площадь естественного русла реки.

3. В марте 1952 г. пробы ДО отбирались с прибрежных участков, которые не подвергались промывке. Кроме того, в период с ноября 1951 г. по март 1952 г. прибрежные районы

Таблица 11

Значения удельной активности донных отложений для β - и γ -излучающих радионуклидов (A и M) и их отношение (M/A) на различных участках верховья р. Течи за период 1951–1952 гг. [6]

Номер точки	A , мКи/кг (β -излучатели)				M , мг-экв Ra/кг		M/A , мг-экв Ra/мКи	
	09.08.1951	17.10.1951	24.03.1952	24.06.1952	24.03.1952	24.06.1952	24.03.1952	24.06.1952
ТК-20	20	–	5,75	17	0,0126	87	0,0022	5,1
ТК-19	18	220	27,5	–	–	–	–	–
ТК-18	18	220	0,205	19,2	0,005	168	0,024	8,75
ТК-16	6	1,5	143	–	–	–	–	–
ТК-14	20,6	19	2,48	28,4	0,0018	132	0,00073	4,65
ТК-10	0,145	–	0,535	–	–	–	–	–
ТК-7	0,016	4,6	0,193	1,39	0,0026	15	0,0135	10,8
ТК-4	0,032	–	0,185	12,6	0,00043	8	0,0023	0,63
ТК-3	1,6	–	0,52	5,5	0,0019	41	0,0037	7,5
ТК-2	–	3,6	0,036	10,9	0,0007	65	0,019	6
ТК-1	–	0,91	0,0039	2,2	–	19	–	8,6

прудов могли быть покрыты льдом, что препятствовало интенсивному обмену воды и переносу взвесей. Тем не менее за пять месяцев, прошедших с момента предыдущих измерений (с октября 1951 г.), произошло существенное (в 10–100 раз) снижение УА БИН для всех ТК за исключением ТК-16. Можно полагать, что это снижение было обусловлено радиоактивным распадом нуклидов (^{141}Ce , ^{103}Ru , ^{140}Ba + ^{140}La и др.). Следует обратить особое внимание на тот факт, что в марте 1952 г. УА ГИН в пробах ДО была минимальной (менее 0,005 мг-экв Ra/кг), а значение M/A не превышало 0,02 мг-экв Ra/мКи. Это означает, что основная активность проб ДО была тоже обусловлена короткоживущими БИН, которые переносятся с водным потоком преимущественно в растворённом виде (с низким значением K_d). Таким радионуклидом мог быть только ^{89}Sr (табл. 1).

4. В следующий раз пробы ДО отбирались 24 июня 1952 г. В мае 1952 г. уровень воды в МП был поднят на 80–90 см. За предшествующий период расход воды через МП не превышал 1,7 м³/с, что не могло привести к существенному перераспределению массы и активности ДО с взвешенными и влекомыми наносами (табл. 2 и 3). Тем не менее значения УА БИН в пробах ДО возросли в 10–100 раз, а УА ГИН увеличилась на 3–6 порядков величины. Такое значительное

увеличение УА БИН и особенно ГИН в пробах ДО может иметь двоякое объяснение. Либо в июне 1952 г. пробы ДО отбирались из глубинных участков прудов (с лодки), либо за прошедший с момента предыдущего отбора проб ДО летний период произошло восстановление обмена воды (и взвесей) между центральными (глубинными) и периферийными участками проточных прудов. И в том и в другом случае возникшие противоречия, по-видимому, связаны с непредставительным отбором проб ДО на прибрежных участках (24.03.1952) и с невозможностью распространять полученные результаты на всю акваторию.

5. Наиболее интересными и информативными следует признать результаты определения отношения M/A для проб ДО, отобранных в июне 1952 г. На первый взгляд полученные значения M/A представляются неправдоподобно большими (5–10 мг-экв Ra/мКи) и ошибочными, поскольку не существует радионуклидов с такими большими значениями отношения M/A (табл. 1). Однако эти результаты могут быть легко объяснены особенностями проведения в 1950-х гг. радиометрических измерений проб ДО, содержащих радионуклиды ^{95}Zr + ^{95}Nb .

Изотопы ^{95}Zr и ^{95}Nb являются интенсивными ГИН (табл. 1), но обладают низкой средней энергией β -частиц (~120 кэВ для ^{95}Zr и ~45 кэВ

Таблица 12

Результаты расчёта изменения отношения M/A при проведении гипотетических измерений активности суммы нуклидов $A(^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb})$ на торцевом счётчике в зависимости от толщины слоя d

Параметр	Толщина поглощающего слоя d , мг/см ²					
	0	10,8	16,2	21,6	27,0	34,8
$K_a(^{95}\text{Zr})$	1,00	0,56	0,40	0,31	0,29	0,15
$K_a(^{95}\text{Nb})$	1,00	0,071	0,014	0,007	0,004	<0,001
$A(^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb})$, мКи	3,00	0,70	0,43	0,32	0,29	0,15
M/A , мг-экв Ra/мКи	0,50	2,14	3,50	4,70	5,2	10,0

для ^{95}Nb), что приводит к существенному занижению результатов при проведении измерений активности на торцевом счётчике. Было показано (табл. 1), что даже для минимальной толщины поглощающего слоя, равной $d = 8$ мг/см², измеренное значение активности могло быть занижено для ^{95}Nb в 5 раз ($K_a = 0,20$), для ^{95}Zr в 1,6 раза ($K_a = 0,64$) [8, 9]. В табл. 12 приведены результаты расчётов изменения отношения M/A при проведении гипотетических измерений активности суммы нуклидов $A(^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb})$ на торцевом счётчике в зависимости от толщины слоя d . Результаты нормированы на пробу ^{95}Zr с активностью $A(^{95}\text{Zr}) = 1$ мКи в предположении, что $A(^{95}\text{Nb}) = 2 \cdot A(^{95}\text{Zr}) = 2$ мКи (соответствует выдержке ДО $t = 250$ сут) и при этом $M(^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}) = 1,5$ мг-экв Ra (табл. 1).

Таким образом, модельные расчёты (табл. 12) показывают, что результаты архивных измерений УА проб ДО, отобранных в июне 1952 г. (табл. 11), могут считаться достоверными, если активность ДО определяется преимущественно $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$. Этот вывод полностью подтверждает результаты всех расчётных данных (табл. 6–8).

ОБСУЖДЕНИЕ

Сопоставление расчётных и экспериментальных данных позволяет сделать следующие обобщения:

1. В период до июля 1951 г. максимальные значения УА ГИН в ДО, а значит и МЭД, наблюдались на самом верхнем участке реки вблизи точки сброса ЖРО. В этот период времени рас-

ход воды в реке был незначительным (менее 1 м³/с), что не могло приводить к взмучиванию ДО и значимому перераспределению активности по длине реки (табл. 2 и 3). Результаты расчётов (табл. 6–8) показывают, что на верхнем участке реки основной вклад в МЭД от ДО (более 75 %) вносят короткоживущие ^{95}Zr , $^{103}\text{Ru} + ^{103m}\text{Rh}$ и ^{140}La , которые накапливались на дне реки и в МП в результате осаждения взвешенных частиц. Летом 1951 г. значение МЭД в районе точки сброса ЖРО превышало 5000 мкР/с [6, 10, 11], причём до 30 % МЭД было обусловлено ^{140}La (табл. 6). Основной запас ГИН содержался в ДО МП (табл. 8) и был обусловлен осаждением взвесей, загрязнённых ^{95}Zr .

2. В период с 7 июля по 13 октября 1951 г. (до промывки прудов) расход воды в реке был увеличен (до 7,5 м³/с), что привело к взмучиванию ДО и переносу активности с верхнего участка реки на дно МП и КП (создан 11.08.1951). В этот период времени МЭД на берегах МП достигала 1500 мкР/с [6, 10, 11].

3. При промывке прудов произошла эрозия (интенсивное взмучивание) ДО на затопляемой части акватории прудов (менее 50 % общей площади) и, как следствие, существенное изменение пространственного распределения ГИН и МЭД по длине не только верхнего участка, но и всей длины р. Течи.

4. Начиная с ноября 1951 г. сброс ЖРО сократился на 2–3 порядка величины, а радионуклидный состав сбрасываемых ЖРО практически не изменился [6]. Поэтому состав накопленной в ДО активности стал определяться снижением доли короткоживущих и возраста-

нием доли долгоживущих ГИН. Вплоть до середины 1952 г. основными ГИН, определяющими МЭД в районе КП и МП, являлись ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , а вклад излучения ^{137}Cs был незначительным.

5. Выше было показано, что ^{95}Zr и ^{95}Nb обладают рядом особенностей, которые имеют большое значение при реконструкции радиационной обстановки:

- ^{95}Nb обладает аномально низким значением коэффициента распределения ($K_d = 0,091 \text{ м}^3/\text{кг}$) [15–17] и практически не сорбируется ДО и взвесями, а в речном потоке присутствует, в основном, в растворимых формах;

- ^{95}Zr наоборот обладает очень высоким значением коэффициента распределения ($K_d = 61 \text{ м}^3/\text{кг}$) [15–17] и поэтому хорошо сорбируется в ДО на самых верхних участках реки вблизи точки сброса ЖРО и может переноситься на большие расстояния только в виде взвешенных или донных наносов.

Можно предполагать, что "кажушиеся" аномально-низкие сорбционные свойства ниобия связаны с химической формой его существования в природных водных системах (в виде коллоида с химическими свойствами оксида) [20].

Таким образом, основная часть сбрасываемого в реку ^{95}Zr накапливалась на верхнем участке реки вблизи точки сброса ЖРО в процессе сорбции ДО или в результате осаждения загрязнённых взвесей на дно МП и КП, после его создания в августе 1951 г. В качестве источника внешнего облучения на берегах МП ^{95}Zr мог выступать только при оголении ДО (при понижении уровня воды в водоёмах). Ниже плотины МП ^{95}Zr мог поступить в реку только с взвешенными или донными наносами при взмучивании ДО в процессе "промывки" водоёмов в октябре 1951 г. Весенние паводки 1950–1951 гг. не могли привести к масштабному загрязнению поймы реки, поскольку расход воды через МП в период паводков был небольшой и не мог привести к масштабному взмучиванию загрязнённых ДО и выносу их за пределы МП [9, 13].

6. В связи с низкой сорбционной способностью ^{95}Nb легко перемещался по речной системе на значительные расстояния без заметной сорбции на ДО (табл. 9). При этом ^{95}Nb мог

поступать в воды реки как непосредственно со сбросами ЖРО (внешний источник), так и при выходе из ДО после распада ^{95}Zr (внутренний источник). Выше было показано (табл. 9), что для образования наблюдаемой в 1951 г. МЭД ($4,7 \text{ мкР/с}$) на пойме в районе пос. Надыров Мост мощность источника должна быть на уровне $1,5 \text{ ГБк/с}$. Это означает, что в период интенсивных сбросов ЖРО (до октября 1951 г.) основным источником поступления ^{95}Nb в речную систему был внешний источник. Относительный выход ^{95}Nb в водную фазу из ДО (внутренний источник) в этот период времени мог быть незначительным, поскольку основная часть ^{95}Zr в верховье реки была перекрыта слоем донных наносов. Таким образом, до промывки прудов в октябре 1951 г. внешнее радиационное воздействие в прибрежных районах на всём протяжении р. Течи определялось излучением ^{95}Nb , который поступал со сбросами ЖРО. Однако после промывки прудов, когда сбросы ЖРО в реку сократились на 2–3 порядка величины, дополнительным или даже основным источником поступления ^{95}Nb в водную фазу мог стать внутренний источник, а взмучивание ДО при промывке могло привести к интенсификации этого процесса. Мощность этого источника снижалась во времени по экспоненциальному закону радиоактивного распада.

7. Повышенное содержание ^{95}Nb в речной воде могло приводить не только к внешнему, но и к значительному внутреннему облучению. Если предположить, что в июне–июле 1951 г. мощность источника поступления активности ^{95}Nb в створе плотины МП составляла $1,5 \text{ ГБк/с}$, а водный сток равнялся $5 \text{ м}^3/\text{с}$, то значение ОА будет 300 кБк/л . При проведении радиометрических измерений на торцевом счётчике (при $d = 8 \text{ мг/см}^2$) это значение будет зарегистрировано как 60 кБк/л ($1,6 \text{ мкКи/л}$), а измеренные значения ОА суммы всех БИН в этот период времени изменялись от 4 до 20 мкКи/л .

Таким образом, ОА ^{95}Nb в воде могла быть сопоставима с суммарной УА всех остальных радионуклидов, находящихся в растворимых формах ($^{89,90}\text{Sr}$, ^{140}Ba и др.), но из-за низкой энергии β -частиц, образующихся при распаде ^{95}Nb , он практически не регистрировался при проведении радиометрических измерений на торцевом счётчике. Суммарное поступление

^{95}Nb в организм взрослого человека за 100 дней (при употреблении 2 л речной воды в сутки) составит 0,06 ГБк, что соответствует дозе внутреннего облучения на ЖКТ – 24 мЗв, на костный мозг – 13 мЗв, а эффективной дозе – 40 мЗв [18]. Соответствующие дозы для детей, которым в 1951 г. было 2–7 лет, составят 160, 27 и 120 мЗв. Указанные результаты являются сугубо предварительными и приводятся здесь только для того, чтобы оценить масштаб задачи и привлечь внимание специалистов.

8. Анализ табл. 1 показывает, что ^{140}Ba (+ ^{140}La) также обладает низкой сорбционной способностью, а значит может переноситься речным потоком на значительное расстояние и играть значимую роль в формировании радиационной обстановки на берегах МП и поймы реки. При этом необходимо учитывать, что из-за значительной разности сорбционных свойств содержание в воде короткоживущего ^{140}La (дочернего продукта распада ^{140}Ba) должно быть существенно меньше, чем материнского ^{140}Ba . Подобная ситуация хорошо известна на примере ^{90}Sr и ^{90}Y , когда для неглубокого евтрофного водоёма отношение активности $^{90}\text{Y}/^{90}\text{Sr}$ достигало 0,29, а для дистрофного – 0,02 [19].

9. Помимо регламентных ЖРО, которые поступали в реку регулярно и имели сравнительно постоянную мощность сброса, существовали ещё и нерегламентные (аварийные или "дикие") кратковременные залповые сбросы, которые поступали в реку периодически (неравномерно). Мощность сброса аварийных ЖРО определить было практически невозможно, но по косвенным оценкам эта мощность могла в 10–100 раз превышать суточный сброс регламентных ЖРО. Аварийные сбросы образовывались при нарушении целостности системы охлаждения ёмкостей-хранилищ ВАО (комплекса "С") и поступлении части активности из ёмкости в охлаждающие воды, а затем на сброс в реку. Хронология аварийных сбросов, их радионуклидный состав и активность таких сбросов неизвестны. Тем не менее можно утверждать, что аварийные сбросы не могли существенным образом изменить результаты вышеприведённых модельных расчётов нуклидного состава ГИН по следующим причинам:

- нуклидный состав ГИН в регламентных

ЖРО соответствовал текущему составу образующихся ВАО [7];

- основная часть активности ГИН от всех регламентных сбросов ЖРО накапливалась в ДО МП (табл. 7 и 8);

- радионуклидный состав ДО МП формально соответствовал составу нуклидов, накапливающихся в условной ёмкости-хранилище ВАО при её равномерном заполнении регламентными ЖРО, поскольку до промывки прудов в октябре 1951 г. выход ГИН из МП был пренебрежимо мал (табл. 2 и 3).

ВЫВОДЫ

1. В рамках работ по реконструкции параметров источника внешнего облучения жителей, проживавших в 1949–1956 гг. на берегах р. Течи, выполнены расчётно-аналитические исследования по изучению состава γ -излучающих нуклидов, определявших радиационную обстановку в речной пойме.

2. Результаты всех современных радиационных обследований показывают, что распределение мощности экспозиционной дозы на всём протяжении поймы р. Течи носит явно выраженный "пятнистый", немонотонный характер и сформировалось в результате осаждения загрязнённых радионуклидами взвешенных частиц в период "промывки" прудов-отстойников в октябре 1951 г.

3. Показано, что до 1953 г. радиационная обстановка на прибрежных участках р. Течи преимущественно определялась ^{95}Zr и ^{95}Nb .

4. Отмечено, что ^{95}Nb обладает аномально низкой сорбционной способностью и в речном потоке присутствует, в основном, в растворимых формах, а ^{95}Zr наоборот хорошо сорбируется донными отложениями и взвешивается и переносится только в виде взвешенных или донных наносов.

5. Указано, что до октября 1951 г. на всём протяжении заболоченной поймы ниже Метлинского пруда радиационная обстановка характеризовалась равномерным квазипостоянным распределением и определялась загрязнением ^{95}Nb .

6. Показано, что летом 1951 г. объёмная активность ^{95}Nb в воде на верхнем и среднем участках реки достигала 300 кБк/л, что могло

приводить к значительным дозам внутреннего облучения желудочно-кишечного тракта, особенно для детей, которым в 1951 г. было 2–7 лет (более 150 мЗв за 100 дней). Этот вопрос требует дополнительного тщательного изучения.

7. Отмечено, что к августу 1951 г. основная часть сброшенной в реку активности γ -излучающих нуклидов (более 90 %) накопилась на дне Метлинского пруда в процессе осаждения техногенных и природных взвесей.

8. Масштабное загрязнение донных отложений и поймы на всём протяжении реки γ -излучающими нуклидами (включая ^{95}Zr , ^{137}Cs , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{103,106}\text{Ru}$ и др.) могло произойти только в период "промывки" в октябре 1951 г., когда расход воды в верховье достигал 30 м³/с, что сопровождалось интенсивным взмучиванием донных отложений и выносом активности за пределы Метлинского пруда.

9. Начиная с 1949 г. водный сток через пруды был всегда жёстко зарегулирован. Весенние паводки 1950–1951 гг. не могли привести к загрязнению поймы реки, поскольку в период до июня 1951 г. расход воды через пруды устанавливался небольшим (менее 1 м³/с), при котором значимая эрозия донных отложений Метлинского пруда была невозможна.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю. Особенности формирования радиационной обстановки в прибрежных районах реки Теча на примере Метлинского пруда // ВРБ. – 2021. – № 4. – С. 47–61.
2. Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю., Кизуб П.А. и др. Изучение параметров источника гамма-излучения в районе Метлинского пруда на реке Тече. Часть 1. Постановка задачи и предварительные вариантные расчёты // Вопросы радиац. безопасности. – 2022. – № 3. – С. 28–41.
3. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 году: Ежегодник / Под ред. Маханько К.П. – Обнинск: НПО "Тайфун", 1994.
4. Говорун А.П., Чесноков А.В., Щербак С.Б. Распределение запаса ^{137}Cs в пойме р. Течи в районе с. Муслюмово // Атомная энергия. – Июнь 1998. – Т. 84, вып. 6. – С. 545–550.
5. Письмо Музрукову Б.Г. от руководителя Шабровской ГРП Свердловского геологического управления / Архив ПО "Маяк", ф.1 оп.1 ед.хр.134. – 1951.
6. Ильин Д.И. Миграция радиоактивных веществ из открытых водоёмов: дис. ... д-ра техн. наук / Архив ПО "Маяк", 1956. – 270 с. – Опубликовано в: // Вопросы радиац. безопасности. – 2004. – № 4. – С. 46–59; Вопросы радиац. безопасности. – 2005. – № 1. – С. 60–77; Вопросы радиац. безопасности. – 2005. – № 2. – С. 50–75; Вопросы радиац. безопасности. – 2005. – № 3. – С. 48–66; Вопросы радиац. безопасности. – 2005. – № 4. – С. 28–39.
7. Мокров Ю.Г. Сравнительная оценка доз облучения жителей сёл Метлино и Муслюмово при пероральном поступлении ^{89}Sr , ^{140}Ba и ^{90}Sr в 1949–1951 гг. // Вопросы радиац. безопасности. – 2022. – № 1. – С. 50–64.
8. 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. – С. 7–15.
9. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Течи. Часть I. Роль взвешенных частиц в процессе формирования радиоактивного загрязнения реки Течи в 1949–1951 гг. // Библиотека журнала "Вопросы радиац. безопасности" № 1. – Озерск: РИЦ ВРБ, 2002. – 176 с.; Часть II. Реконструкция радиационной обстановки и оценка доз облучения населения прибрежных районов р. Течи за период 1949–1954 гг. // Библиотека журнала "Вопросы радиац. безопасности" № 2. – Озерск: РИЦ ВРБ, 2003. – 143 с.
10. Александров А.П., Мишенков Г.В., Тарасенко Н.Ю. и др. Загрязнение территории, прилегающей к заводу им. Менделеева: Отчёт / Архив ПО "Маяк", 1951. – Опубликовано в: // Вопросы радиац. безопасности. – 2006. – № 3. – С. 60–74; Вопросы радиац. безопасности. – 2006. – № 4. – С. 60–69; Вопросы радиац. безопасности. – 2007. – № 1. – С. 50–62.
11. Марей А.Н., Ильин Д.И., Кардеева А.А. и др. Влияние промышленных стоков завода им. Д.И. Менделеева, сбрасываемых в р. Течу, на санитарные условия жизни и здоровье населения прибрежных пунктов: Отчёт / ЦНИЛ, ИБФ, Институт гигиены труда АМН СССР; Архив ФГУП "ПО "Маяк". – Опубликовано в //

- Вопросы радиац. безопасности. – 2009. – № 2. – С. 55–71.
12. Mokrov Y.G. Radioactive contamination of bottom sediment in the upper reaches of the Techa river. Analysis of the data obtained in 1950 and 1951 // *Radiation and Environmental Biophysics*. – 2003. – V. 42. – P. 155–168.
13. Mokrov Y.G. Radioactive contamination in the upper part of the Techa river: stirring-up of bottom sediments and precipitation of suspended particles. Analysis of the data obtained in 1949–1951. // *Radiation and Environmental Biophysics*. – 2004. – V. 42. – P. 285–293.
14. Ратнер А.П., Перминов П.С., Артшуллер О.Б., Блинчевский Р.К. О сбросе малоактивных растворов объекта "Б": Отчёт / Архив ФГУП "ПО "Маяк". – 1950.
15. Ray S. Booth "A systems analysis model for calculation radionuclide transport between receiving waters and bottom sediments" In: // Miller M.W.; Stannard J.N., eds. *Environmental toxicity of aquatic radionuclides: Models and Mechanisms*, Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, 1976. – P. 133–164.
16. Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposure of critical groups // *Safety Series № 57. Procedure and Data*. – Vienna: IAEA, 1982.
17. Общие положения безопасности АЭС. Методы расчёта распределения радиоактивных веществ с АЭС и облучение окружающего населения. Нормативно-технический документ стран-членов СЭВ и СФРЮ 38.220.56–84. – М.: Энергоатомиздат, 1984.
18. ICRP (1993) Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 2 Ingestion dose coefficients, ICRP Publication 67. Pergamon.
19. Середа Г.А., Ровинский Ф.Я. Сдвиг радиоактивного равновесия между ^{90}Sr и ^{90}Y в воде озёр // *Атомная энергия*. – Март 1963. – Т. 14., вып. 3. – С. 326–327.
20. Гавриленко В.В., Сахоненок В.В. Основы геохимии редких литофильных металлов. – Л.: Изд-во Ленинградского ун-та, 1986. – 172 с.

УДК 556.013, 556.04
© 2022

**ПОСТОЯННО ДЕЙСТВУЮЩАЯ МАТЕМАТИЧЕСКАЯ
МОДЕЛЬ ОРЕОЛОВ ЗАГРЯЗНЁННЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД
ВБЛИЗИ ВОДОЁМОВ-ХРАНИЛИЩ ЖРО КАРАЧАЙ И
СТАРОЕ БОЛОТО ФГУП "ПО "МАЯК"**

*А.В. Глаголев, Е.Г. Дрозко, А.А. Куваев, Н.М. Куринова
Россия, г. Москва, ФГБУ "Гидроспецгеология"
Н.В. Макарова, Т.В. Суханова
Россия, г. Москва, МГУ им. М.В. Ломоносова*

Рассматривается постоянно действующая математическая модель ореолов загрязнённых подземных вод вблизи водоёмов-хранилищ ЖРО Карачай и Старое болото ФГУП "ПО "Маяк", разработанная ФГБУ "Гидроспецгеология" и базирующаяся на данных сети ОМСН. Модель регулярно актуализируется по мере пополнения базы данных ОМСН, получения новых материалов инженерно-геологических и гидрогеологических изысканий, а также при постановке задач по оценке гидрогеологической безопасности ОИАЭ на промплощадке ФГУП "ПО "Маяк".

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ВОДОЁМЫ КАРАЧАЙ, СТАРОЕ БОЛОТО, ОРЕОЛ ЗАГРЯЗНЁННЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД, ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

ИСТОРИЯ ВОПРОСА

Как отмечено в [1], в течение длительного периода часть отходов, образующихся на ФГУП "ПО "Маяк", направлялась на размещение в водоёмы-хранилища среднеактивных ЖРО (САО) В-9 (Карачай) и В-17 (Старое болото). В результате многолетних фильтрационных потерь жидких САО из водоёмов В-9 и В-17 под промышленной площадкой предприятия сформировался обширный ореол загрязнённых подземных вод.

За более чем 70-летний период исследований получен беспрецедентно большой объём информации, требующей анализа и обобщения на регулярной основе. Как следует из данных объектного мониторинга состояния недр (ОМСН) [2], ореолы контролируемых техногенных компонентов по размерам площадного распространения распределяются в следующей последовательности (по убыванию):

- по Карачаевскому загрязнению: нитрат-ион \rightarrow ^{90}Sr \rightarrow уран \rightarrow ^{60}Co \rightarrow тритий \rightarrow ^{137}Cs ;
- по загрязнению вокруг В-17: нитрат-ион \rightarrow тритий \rightarrow ^{90}Sr .

Как показано в [3–5], геофильтрационный поток на рассматриваемой территории характеризуется сложной пространственной структурой, формирующейся в условиях миграции в подземных водах жидких РАО высокой плотности, и связанным с этим обстоятельством проявлением свободной гравитационной конвекции.

Опыт многолетних гидрогеологических работ на объекте свидетельствует, что сложность гидрогеологических условий территории делает невозможным прямую оценку и прогнозирование эволюции линзы техногенных рассолов только на основе данных ОМСН и требует привлечения математического моделирования.

Задачи количественной оценки и прогноза ореолов загрязнения поверхностных, грунтовых вод и грунтов в районе оз. Карачай, решаемые с 1992 по 2003 гг. ФГБУ "Гидроспецгеология", инициировали создание программного комплекса GEON, с помощью которого с 1992 по 2006 гг. разработана система геофильтрационных и геомиграционных моделей территории ПО "Маяк". В рамках выполнения этой работы в 1996 г. была создана первая трёхмерная

детальная геомиграционная модель участка, прилегающего к водоёму В-9 [3, 5]. Модель учитывала процессы сорбции радионуклидов водовмещающими породами и плотностные эффекты при миграции высокоминерализованных рассолов. Позднее были разработаны математические модели участка оз. Карачай с использованием программ TOUGH-2/EOS7 [4], а также CFEST-SC [6].

В 2013 г. с использованием пакета программ PMWIN-8 [7] разработана обновлённая геофильтрационная и геомиграционная модель промплощадки ФГУП "ПО "Маяк", учитывающая актуальные данные ОМСН и специальных изысканий.

С 2016 г. модель реализуется с использованием программного комплекса НИМФА (разработчики: ФГУП "РФЯЦ-ВНИИЭФ" и ФГБУ "Гидроспецгеология"), прошедшего аттестацию в ФБУ "НТЦ ЯРБ". Модель эксплуатируется в режиме постоянно действующей (ПДМ) и регулярно актуализируется. В период с 2013 по 2022 гг. модель использована для решения целого ряда производственных гидрогеологических и геоэкологических задач, определяемых ФГУП "ПО "Маяк".

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ТЕРРИТОРИИ И ХАРАКТЕРИСТИКА МОДЕЛИ

Природно-техногенные условия территории размещения объектов ФГУП "ПО "Маяк" обстоятельно описаны в монографии [3]. Следует отметить, что они существенно изменялись в течение всего периода функционирования предприятия. Важным природным фактором, обуславливающим многолетние изменения гидрогеологических и гидрологических условий, являются многолетние колебания климата, выразившиеся, в частности, в изменении результирующего питания грунтовых вод и испарения поверхностных вод. Среди учтённых в модели техногенных факторов, существенно влияющих на пространственную структуру, баланс геофильтрационного потока, а также эволюцию ореолов загрязнения в подземных водах, следует указать следующие:

- режим эксплуатации водоёмов-храни-

лищ отходов В-9 и В-17, а также Теченского каскада водоёмов, учитывая, что в 2015 г. водоём В-9 выведен из эксплуатации;

- утечки из водонесущих коммуникаций и, как следствие, формирование техногенного инфильтрационного питания и локальных куполов растекания грунтовых вод;

- режим работы дренажных сооружений (галереи "Метро", Дренажный колодец ЛФ-2, дренажные скважины на площадке радиохимического завода);

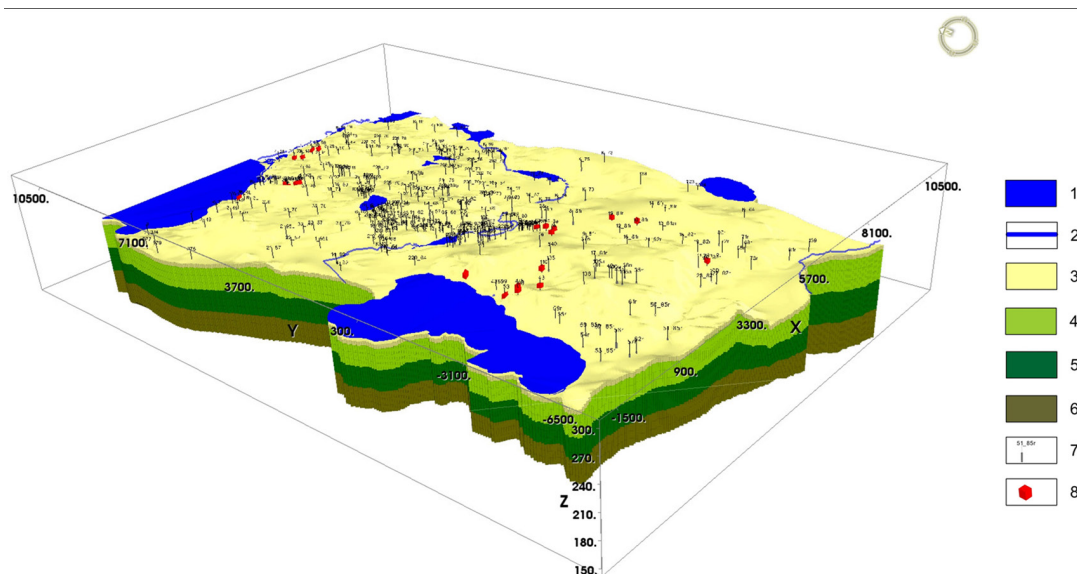
- отбор подземных вод скважинами для хозяйственно-питьевых целей;

- эксплуатация золоотвала Аргаяшской ТЭЦ.

Границы модели определены по границам локального грунтового водосборного бассейна с учётом контуров поверхностных водоёмов и водотоков (рис. 1).

Поток подземных вод, являющийся основным агентом формирования ореола загрязнения подземных вод, приурочен к зоне экзогенной трещиноватости скальных пород силура-девона (порфиридам, сланцам, туфам), сильно дислоцированным и смятым в складки. В верхней части разреза распространены относительно маломощные рыхлые отложения осадочного чехла, являющиеся природным барьером для радионуклидов, поступающих из водоёмов-хранилищ РАО в подземные воды. Для трещиноватой толщи водовмещающих отложений характерна резко выраженная плановая неоднородность фильтрационных свойств, а также закономерное снижение проницаемости и трещиноватости с глубиной [3]. Мощность водоносного пласта трещиноватых пород определяется глубиной затухания открытой трещиноватости и составляет по данным бурения и геофизических исследований 50–230 м. Нижняя граница этой зоны условно принимается как региональный относительный водоупор.

Для оценки характера изменения фильтрационных свойств трещиноватых водовмещающих пород с глубиной по данным опытно-фильтрационных работ в пределах территории моделирования был построен полулогарифмический график зависимости коэффициента фильтрации от глубины опробования (рис. 2). Глубина опробования рассчитывалась от кровли



1 – водоёмы; 2 – водотоки; 3 – рыхлые отложения осадочного чехла и коры выветривания коренных пород (edMz-Kz); 4, 5, 6 – скальные породы: 4 – сильно трещиноватые; 5 – трещиноватые; 6 – слабо трещиноватые; 7 – скважины разведочные и сети ОМСН; 8 – водозаборные скважины

Рис. 1. Карта-схема геологической модели территории

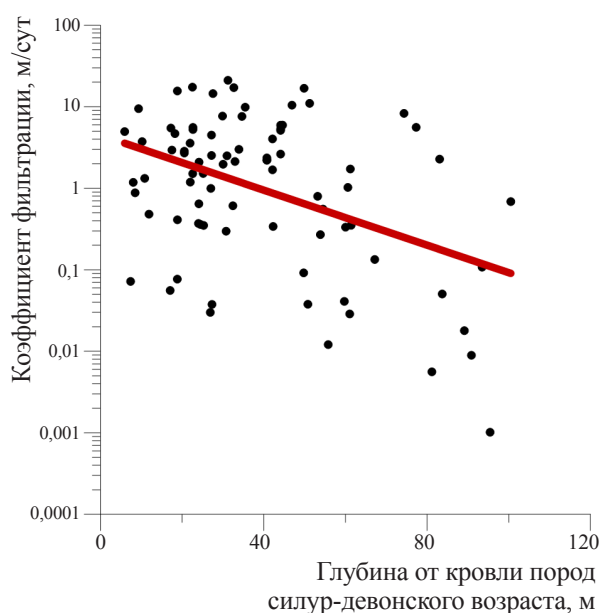


Рис. 2. Полулогарифмический график изменения коэффициента фильтрации отложений силур-девонского возраста с глубиной

пород силур-девонского возраста. Как следует из рис. 2, изменение коэффициента фильтрации K с глубиной z для рассматриваемой территории в целом может быть экспоненциальной зависимостью

$$K = K_0 \cdot e^{-\alpha z}, \quad (1)$$

где K – значение коэффициента фильтрации при $z = 0$, м/сут;

z – глубина опробования (от кровли трещиноватых пород), м;

$K_0 = 2,3$ м/сут, $\alpha = -0,032$ м⁻¹ – эмпирические параметры.

Трещиноватость водовмещающих скальных пород задана на модели как функция проницаемости среды по формуле, рекомендованной для данных условий в [6]:

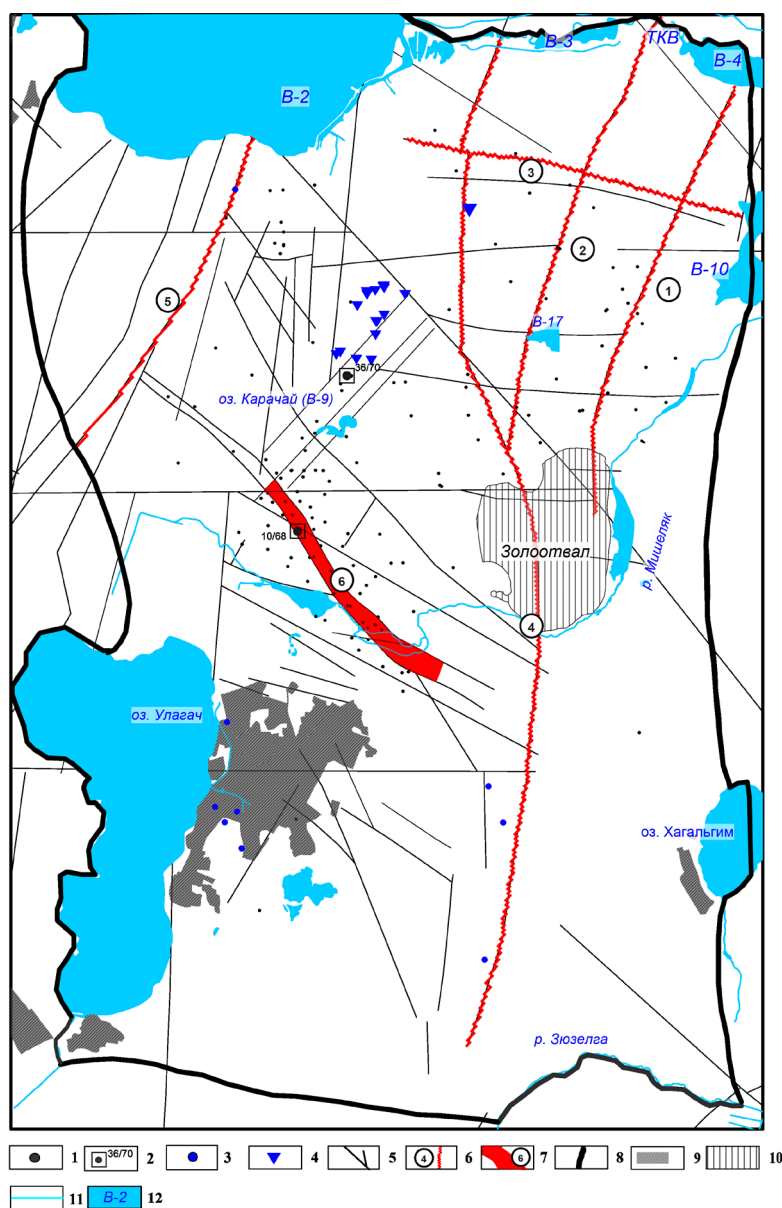
$$n(x,y,z) = (k(x,y,z) / k_0)^{0.5}, \quad (2)$$

где n – трещиноватость;

k – коэффициент фильтрации, м/сут;

$k_0 = 5000$ м/сут – эмпирический параметр.

Как отмечено в [3], водовмещающая толща разбита тектоническими нарушениями на блоки. На рис. 3 показаны линейные тектонические нарушения, выделенные на основе фоновых данных [9], а также интерпретации



1 – скважины сети ОМСН; 2 – скважины, сопоставление модельных и натурных данных по которым представлено на рис. 4; 3 – водозаборные скважины; 4 – дренажные сооружения; 5, 6 – линейные тектонические нарушения; 5 – выделенные на основе анализа геологических, тектонических и морфологических условий; 6 – гидрогеологическая роль которых обоснована в результате калибровки модели; 7 – Мишелянская зона разломов; 8 – граница модели "Междуречье"; 9 – населённые пункты; 10 – золоотвал Аргаяшской ТЭЦ; 11 – водотоки, 12 – водоёмы

Рис. 3. Ситуационный план к модели водоёмов-хранилищ ЖРО Карачай и Старое болото ФГУП "ПО "Маяк"

геоморфологической, геологической и неотектонической информации.

Растворы, размещаемые в водоёме Карачай в процессе его эксплуатации, содержат значительное количество солей. Содержание сухого остатка в озере в 1960–1970 гг. достигало 145 г/л при содержании нитрат-ионов (доминирующий компонент) до 78 г/л. Плотность раствора достигала, таким образом, 1,09 г/см³.

Рельеф кровли относительного водоупора водоносного пласта (подшвы трещиноватых отложений) имеет сложную конфигурацию с перепадом высот до 210 м, что в совокупности с повышенной относительно регионального геофильтрационного потока плотностью промышленных радиоактивных рассолов является предпосылкой для проявления свободной плотностной конвекции высокоминерализованных вод.

Водный и массовый баланс водоёмов В-9 и В-17 оценён независимо на основе анализа и обобщения размеров водоёмов, режима их эксплуатации и климатических данных (Поздняков С.П., 2013 г.).

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ГЕОФИЛЬТРАЦИИ И ГЕОМИГРАЦИИ

Дифференциальное уравнение фильтрационного потока переменной минерализации в пористой среде для случая нестационарной фильтрации в декартовой системе координат (оси анизотропии совмещены с координатными осями, ось z направлена вверх) имеет вид [4]

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left(\rho \frac{\mu^0}{\mu} k_x^0 \frac{\partial H_f}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\rho \frac{\mu^0}{\mu} k_y^0 \frac{\partial H_f}{\partial y} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial x} \left[\rho \frac{\mu^0}{\mu} k_z^0 \left(\frac{\partial H_f}{\partial z} + \Delta \bar{p} \right) \right] = \\ = \rho \eta^* \frac{\partial H_f}{\partial t} + n \frac{\partial \rho}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} - \rho_s q_s \quad (3) \\ H_f = \frac{p}{\rho_f g} + z, \\ \Delta \bar{p} = \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f}, \end{aligned}$$

где t – время;

H_f – эквивалентный напор пресной воды;

p – гидростатическое давление;

z – высота точки над плоскостью сравнения;

ρ – плотность минерализованной воды;

ρ_f – плотность пресной воды;

$k(x, y, z)$ – коэффициенты фильтрации в направлении координатных осей,

η^* – коэффициент упругоёмкости фильтрационной среды;

C – минерализация (сухой остаток);

n – пористость водовмещающих отложений;

ρ_s – плотность воды, поступающей из внешних источников;

q_s – объёмный расход внешних источников;

μ^0 – коэффициент динамической вязкости пресной воды;

μ – коэффициент динамической вязкости рассола.

При расчётах принято допущение, что плотность подземных вод определяется их минерализацией и может быть рассчитана по формуле:

$$\rho = \rho_f + \alpha C, \quad \alpha = \partial \rho / \partial C, \quad (4)$$

где ρ – плотность воды;

ρ_f – референсная плотность, принимаемая равной плотности пресной воды, кг/м³;

C – минерализация воды, г/л.

Коэффициент пропорциональности, связывающий плотность рассола с содержанием в нём сухого остатка, принимался в дальнейшем, в соответствии с имеющимися лабораторными данными, в расчётах постоянным: $\alpha = \partial \rho / \partial C = 0,64$ (кг/м³)/(г/л).

Также принято, что динамическая вязкость подземных вод линейно зависит от его минерализации и определяется формулой:

$$\mu = \mu^0 + \beta C, \quad (5)$$

где $\mu^0 = 8,904 \cdot 10^{-4}$ кг/м·с; $\beta = 1,923 \cdot 10^{-6}$ м²/с [4].

Уравнение массопереноса, описывающее поле минерализации, а также ореолы геофильтрационного потока, сопряжённое с уравнением фильтрации, имеет следующий вид [4]:

$$\begin{aligned} \left(1 + \frac{\rho_b K_d^k}{n} \right) \frac{\partial (nC^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(n D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right) - \\ - \frac{\partial}{\partial x_i} (n v_i C^k) + q_s C_k^s + \sum R_n \quad (6) \end{aligned}$$

где t – время;
 C^k – объёмная концентрация k -го контаминанта;
 n – пористость водовмещающих отложений;
 x_i – координата;
 v_i – действительная скорость фильтрации;
 D_{ij} – тензор гидродинамической дисперсии;
 q_s – объёмный расход внешних источников;
 C_k^s – объёмная концентрация k -го контаминанта, поступающего из внешних источников-стоков;
 ΣR_n – интенсивность реакций 1-го порядка (деградация, радиоактивный распад);
 ρ_b – объёмный вес водовмещающих отложений;
 K_d^k – коэффициент межфазового распределения в системе "вода-порода" для k -го контаминанта.

Базовый шаг модельной сетки составляет 50×50 м и изменяется в зависимости от решаемых задач. Общее количество расчётных модельных слоёв составляет 10, из которых верхний слой (слой 1) соответствует рыхлым песчано-глинистым отложениям осадочного чехла.

КАЛИБРОВКА МОДЕЛИ

Основой для калибровки (верификации) модели являются данные ОМСН. Общее количество наблюдательных скважин сети ОМСН ФГУП "ПО "Маяк" на сегодняшний день составляет 497 [2]. На рис. 2 показано расположение скважин сети ОМСН в пределах участка моделирования. Калибровка (актуализация) модели выполняется каждые 3–5 лет по мере обновления базы данных ОМСН и постановке конкретных производственных задач.

При калибровке последовательно осуществляется оптимизация параметров модели на основе верификации распределения напоров геофильтрационного потока, а также показателей распространения химического и радиоактивного загрязнения в подземных водах. В качестве базовых показателей загрязнения рассматриваются нитрат-ион и объёмные активности ^{90}Sr .

При расчётах ореолов радионуклидов на 2021 г. сделаны следующие допущения:

- водоём В-9 функционирует до 2015 г. в режиме, соответствующем 2010 году, когда сброс отходов в водоём прекратился; остальные водоёмы ТКВ работают в штатном режиме в течение всего расчётного периода;
- подземные водозаборы территории эксплуатируются с их фактической нагрузкой.

В качестве опорных при калибровке геофильтрационной модели использованы значения напоров в 143 режимных скважинах, осреднённые за период наблюдений с 2000 по 2010 гг. (период, характеризовавшийся относительной стабильностью уровней грунтовых вод, а также основных водоёмов).

При разнице максимальных и минимальных напоров в контрольных скважинах 41,8 м стандартное отклонение составило 2,0 м, что сопоставимо с амплитудами сезонных колебаний уровней грунтовых вод. Таким образом, относительная погрешность калибровки модели по напорам составляет 5 %, что, принимая во внимание имеющийся опыт решения задач такого рода, является приемлемым результатом.

Калибровка геомиграционной модели осуществляется путём сопоставления модельных и наблюдаемых концентраций контаминантов в скважинах. На рис. 4 приведено в качестве примера сопоставление данных ОМСН по многолетним изменениям содержания нитратов и ^{90}Sr и результатов моделирования по скважинам № 10–68 (глубина отбора пробы 60 м) и № 36–70 (глубина отбора пробы 20 м) при калибровке геомиграционной модели (расположение скважин показано на рис. 3, 6 и 7). Из представленных графиков следует, что ориентировочно с 1990 г. в скважинах наблюдается тенденция к снижению показателей загрязнения.

Проведённая в 2019 г. актуализация модели позволила определить фильтрационные свойства линейных тектонических нарушений, обозначенных на рис. 3 номерами 1–6. В частности, выполнена оценка фильтрационных свойств Мишеляжской зоны разломов (зона 6 на рис. 3), в значительной степени контролирующей распространение ореолов химического и радиоактивного загрязнения от хранилища ЖРО Карачай в юго-восточном направлении (к р. Мишеляк).

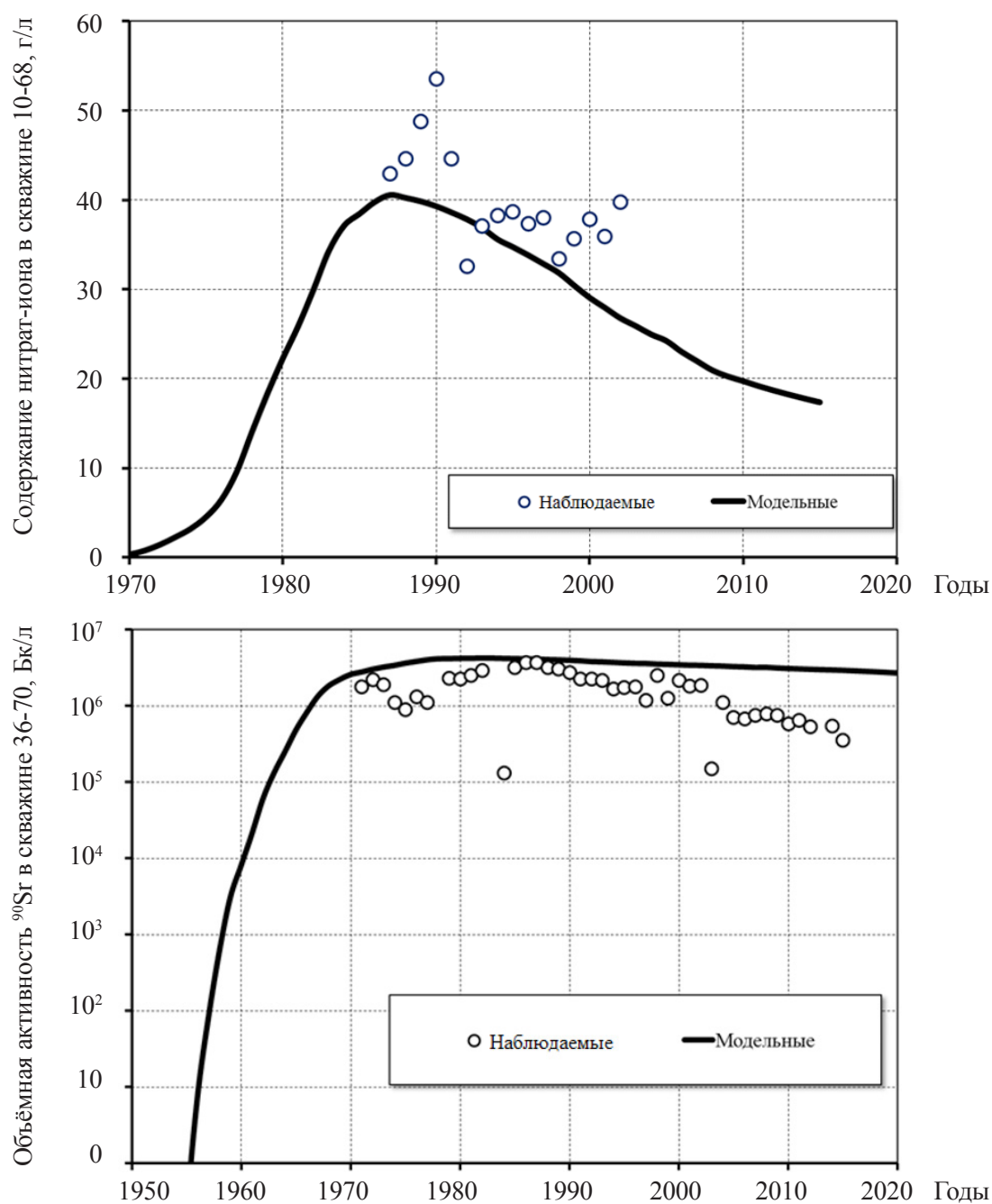


Рис. 4. График изменения объёмной активности ^{90}Sr и NO_3^- . Пример сопоставления данных ОМСН и результатов моделирования по скважинам № 10/68 (глубина отбора пробы 60 м) и № 36/70 (глубина отбора пробы 20 м) при калибровке геомиграционной модели (расположение скважин показано на рис. 3, 6 и 7)

Калибровка показала весьма существенное влияние фильтрационного строения водовмещающей толщи трещиноватых скальных пород, которое обусловлено сложными в геологическом масштабе времени условиями формирования их фильтрационных свойств, а также наличием линейных зон тектонических нарушений. Следует отметить, что гидрогеологическая роль таких зон в рассматриваемых условиях может быть определена только в процессе калибровки модели.

На основе результатов актуализации геомиграционной модели даётся информация о водном балансе геофильтрационного потока, актуальной и прогнозной конфигурации ореолов загрязнения.

СОВРЕМЕННЫЕ МОДЕЛЬНЫЕ ОРЕОЛЫ ХИМИЧЕСКОГО И РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Данные ОМСН и результаты моделирования свидетельствуют о том, что показатели химического и радиоактивного загрязнения геофильтрационного потока существенно (на порядки) изменяются по глубине. Данное обстоятельство обусловлено вертикальной неоднородностью водовмещающих трещиноватых пород, проявлением плотностной конвекции в геофильтрационном потоке, режимом поступления контаминантов в геофильтрационный поток и работой водозаборных скважин и дренажных сооружений. На рис. 5 представлены вертикальные модельные разрезы, характеризующие содержание ^{90}Sr в подземных водах по линиям АБ и ВГ (линии разрезов показаны на рис. 6). Из них следует, что объёмная активность ^{90}Sr распределяется в разрезе сложным образом. Вблизи оз. Карачай, являвшегося источником поступления радионуклидов, сформировалось и существует до настоящего времени ядро ореола с объёмной активностью 1,75 и более МБк/л, которое распространяется на всю мощность водоносного пласта вплоть до его подошвы. Аналогичное, хотя и менее контрастно выраженное ядро ореола сформировалось на участке водоёма Старое болото. От центральных частей ореолов наблюдается распространение ^{90}Sr в направлении потока подземных вод, при этом заметно проявление плотностной

конвекции более плотных промышленных рассолов, более высокие концентрации которых характерны для нижней части разреза.

Принимая во внимание сложный характер распределения показателей химического и радиоактивного загрязнения по вертикали, для обобщённой характеристики ореолов результаты расчётов приведены в виде проекции на плоскость максимальных по глубине объёмных активностей ^{90}Sr и концентраций нитрат-иона в каждой точке территории для всех 10 модельных слоёв (т. е. от свободной поверхности грунтовых вод до подошвы зоны экзогенной трещиноватости). В качестве внешних (условных) границ максимальных ореолов приняты: для нитрат-иона – 45 мг/л (ПДК "Вода питьевая"), для ореола ^{90}Sr – 4,9 Бк/л (соответствует уровню вмешательства (УВ)).

На рис. 6 представлен модельный (максимальный) ореол ^{90}Sr на 2021 г. Площадь ореола в границах УВ составляет 36,2 км². Ореол распространяется преимущественно на северо-восток к ТКВ в соответствии с направлением регионального геофильтрационного потока и контролируется системой дренажных сооружений. Проявляются также локальные ответвления от северо-восточного направления:

- на юг – в направлении к р. Мишеляк, контролируемое Мишелякской зоной разломов, а также отчасти рельефом подошвы водоносного пласта (наличием понижения её абсолютной отметки), который обуславливает проявление плотностной конвекции;
- на восток – в направлении к золоотвалу Аргаяшской ТЭЦ.

Сложная конфигурация ореола ^{90}Sr в плане обусловлена также фильтрационной неоднородностью водоносного пласта скальных пород силура-девона в плане, а также гидродинамическим влиянием зон линейных тектонических нарушений, которые могут быть как фильтрационными барьерами, так и коллекторами.

Поднятые или опущенные блоки различной степени раздробленности определяют характер распространения ореолов. Так, в распространении ореола ^{90}Sr от водоёма В-9 большое значение имеет система северо-восточных разломов, обуславливающая значительную раздробленность и трещиноватость водоносного пласта. От водоёма В-17 ореолы ^{90}Sr и нитратов

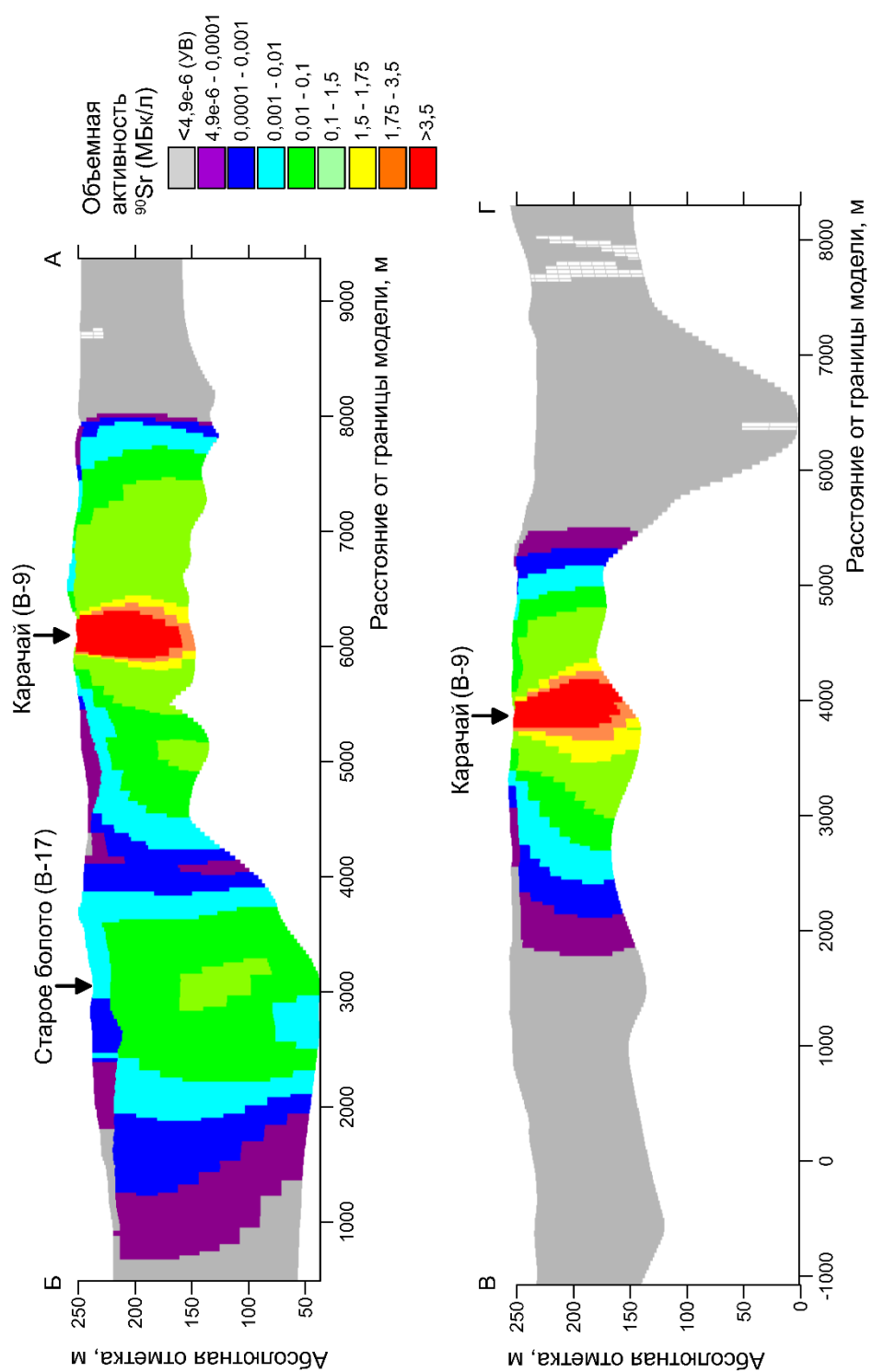
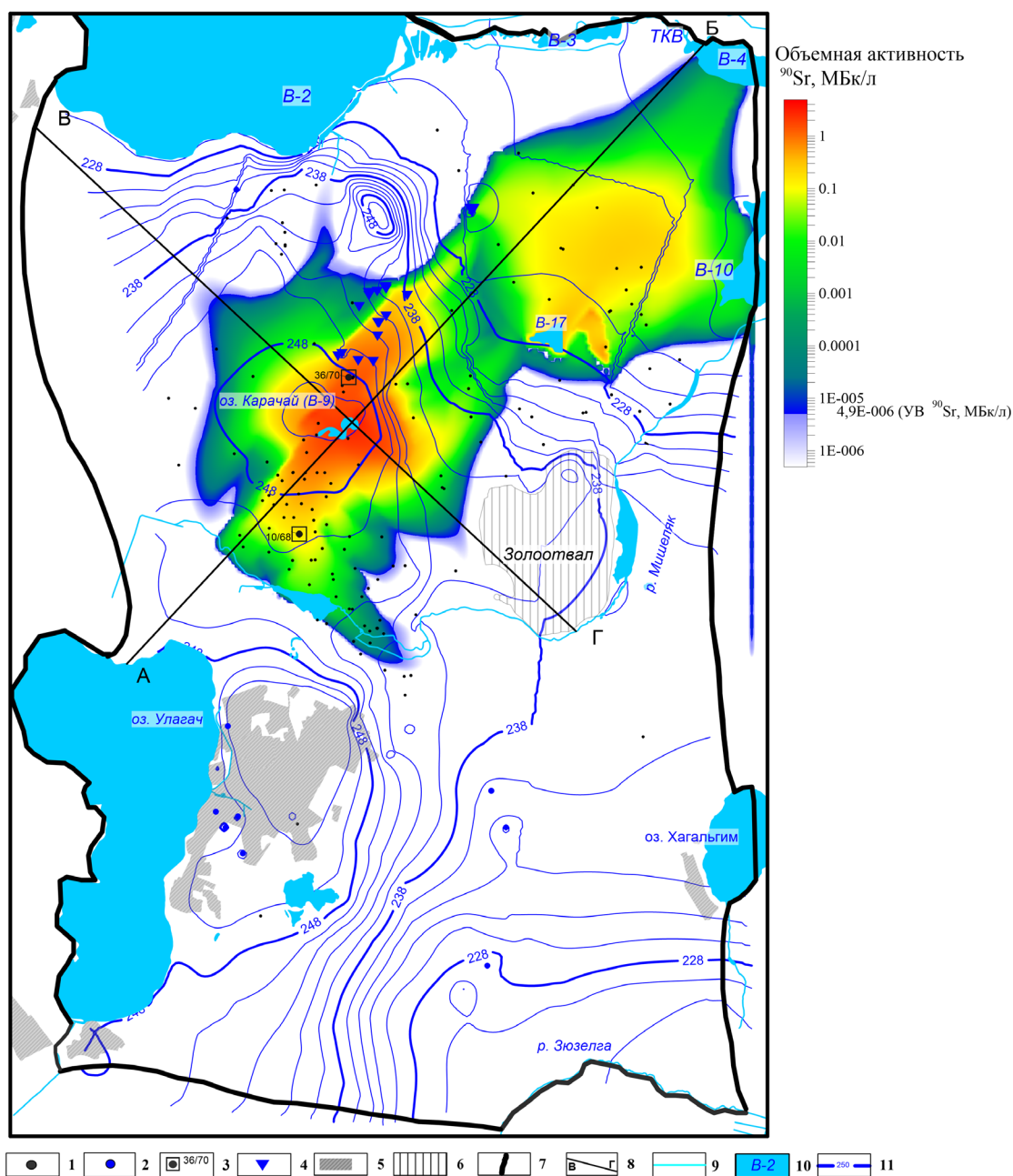
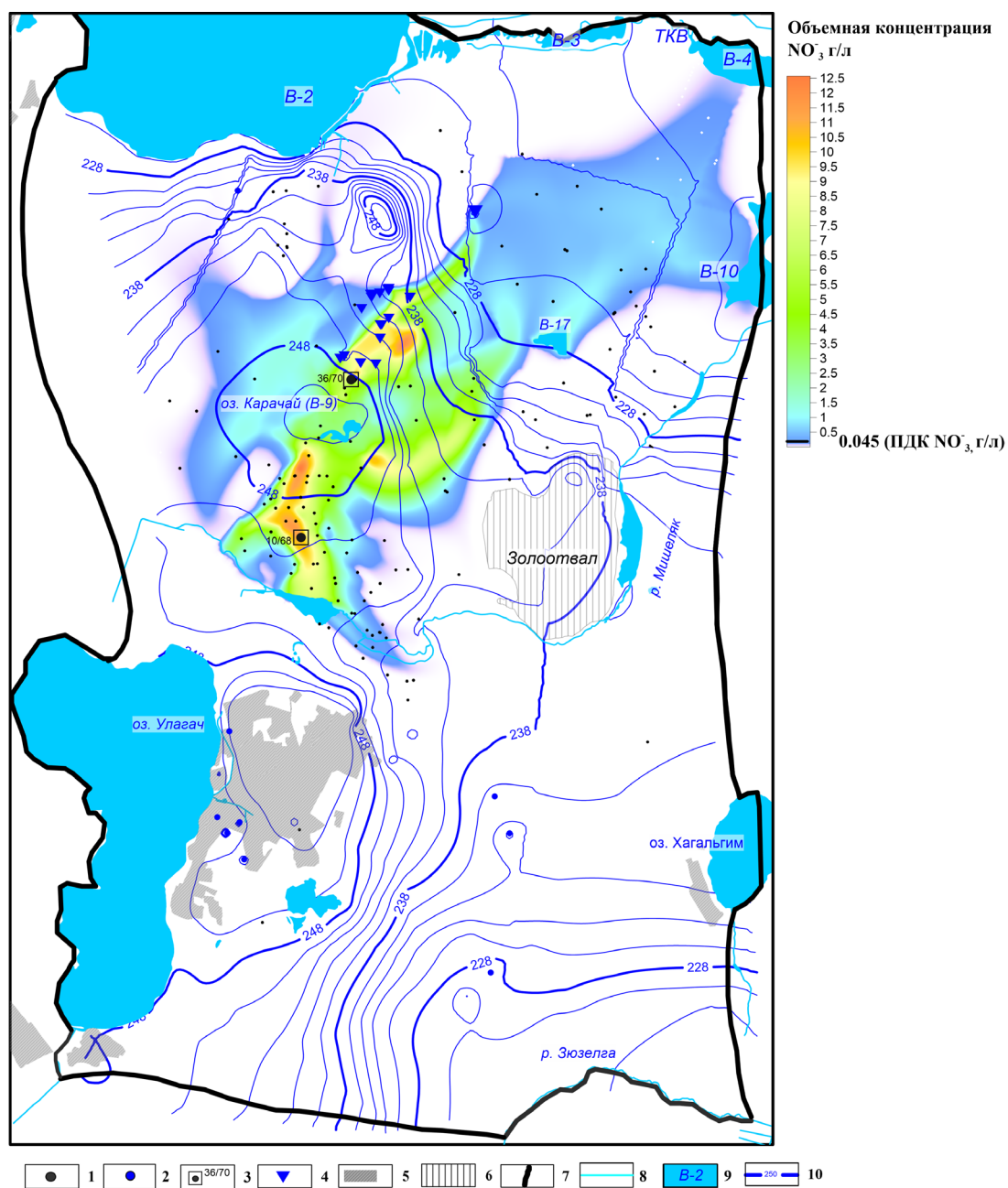


Рис. 5. Профили модельного ореола ^{90}Sr на 2021 г. (линии профилей показаны на рис. 6)



1 – скважины сети ОМСН; 2 – водозаборные скважины; 3 – скважины, сопоставление модельных и натурных данных по которым представлено на рис. 4; 4 – дренажные сооружения; 5 – населённые пункты; 6 – золоотвал Аргаяшской ТЭЦ; 7 – граница модели "Междуречье"; 8 – линии профилей; 9 – водотоки, 10 – водоёмы; 11 – модельные гидроизогипсы, цифра – абсолютная отметка уровня подземных вод (на 2021 г.), м

Рис. 6. Карта-схема модельного ореола ^{90}Sr на 2021 г.



1 – скважины сети ОМСН; 2 – водозаборные скважины; 3 – скважины, сопоставление модельных и натуральных данных по которым представлено на рис. 4; 4 – дренажные сооружения; 5 – населённые пункты; 6 – золоотвал Аргаяшской ТЭЦ; 7 – граница модели "Междуречье"; 8 – линии профилей; 9 – водотоки, 10 – водоёмы; 11 – модельные гидроизогипсы, цифра – абсолютная отметка уровня подземных вод (на 2021 г.), м

Рис. 7. Карта-схема модельного ореола нитратов на 2021 г.

распространяются преимущественно на север из-за того, что южный блок, ограниченный широтным разломом, проходящим через водоём, поднят и служит барьером для распространения ореолов на юг (рис. 6).

Как отмечено в [2], нитратные ореолы вокруг водоёмов В-9 и В-17 являются наиболее значительными по площади, их параметры могут рассматриваться в качестве количественной оценки общего техногенного загрязнения подземных вод от данных источников.

Ореол нитратов, представленный на рис. 7, характеризуется пространственной конфигурацией в целом аналогичной конфигурации описанного выше ореола ^{90}Sr , с той разницей, что ядро ореола нитратов разделилось на фрагменты, которые мигрируют в соответствии с пространственной структурой геофильтрационного потока. Разделение ядра ореола на фрагменты в данном случае обусловлено тем, что нитраты практически не сорбируются водовмещающими породами. Суммарная площадь ореолов нитрат-иона вокруг водоёмов В-9 и В-17 по данным моделирования составляет $30,6 \text{ км}^2$.

В [2] приведены ореолы ^{90}Sr и нитрат-иона вблизи водоёмов В-9 и В-17, построенные непосредственно путём интерполяции данных ОМСН по скважинам.

Ореол ^{90}Sr характеризуются следующими показателями: для В-9 площадь ореола составляет $14,5 \text{ км}^2$ при максимальной объёмной активности $6,1 \cdot 10^5 \text{ УВ}$, для В-17 площадь ореола составляет $1,1 \text{ км}^2$ при максимальной объёмной активности 11 УВ . Суммарная площадь ореола ^{90}Sr составляет, таким образом, $15,6 \text{ км}^2$.

Ореол нитрат-иона характеризуется следующими показателями: для В-9 площадь ореола составляет $19,2 \text{ км}^2$, для В-17 площадь ореола составляет $4,7 \text{ км}^2$. Суммарная площадь ореола нитрат-иона составляет, таким образом, $23,9 \text{ км}^2$.

Модельные максимальные ореолы ^{90}Sr и нитрат-иона, представленные на рис. 6 и 7 существенно превосходят по площади ореолы, построенные интерполяцией данных ОМСН по скважинам, что объясняется следующими причинами.

Достоверность ореолов, построенных на основе прямой интерполяции данных наблю-

дений, определяется расположением скважин сети ОМСН и интервалом глубин опробования. Следует отметить, что даже при наличии детальной сети скважин, созданной на объектах ФГУП "ПО "Маяк", предусмотреть получение исчерпывающей информации об ореоле загрязнения подземных вод, контролируемого комплексом природно-техногенных факторов, рассмотренных выше, не представляется возможным.

ВЫВОДЫ И ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Постоянно действующая геофильтрационная и геомиграционная модель ореола загрязнённых подземных вод вблизи водоёмов-хранилищ ЖРО Карачай и Старое болото, сформированных на промплощадке ФГУП "ПО "Маяк", разработана на основе результатов комплекса геологоразведочных работ, специальных изысканий, а также многолетних данных сети ОМСН.

Модель учитывает все основные природно-техногенные факторы, определяющие гидрогеологические условия территории и условия распространения химического и радиоактивного загрязнения в геофильтрационном потоке.

Модель регулярно актуализируется по мере пополнения базы данных ОМСН, получения новых материалов инженерно-геологических и гидрогеологических изысканий, а также при постановке задач по оценке гидрогеологической безопасности ОИАЭ на промплощадке ФГУП "ПО "Маяк".

На основе результатов моделирования даётся трёхмерная оценка ореолов химического и радиоактивного загрязнения подземных вод, выполняется количественная оценка влияния объектов ФГУП "ПО "Маяк" на гидрогеологические условия, даётся обоснование оптимизации сети ОМСН.

Основной научно-методической задачей развития модели на основе опыта её многолетней эксплуатации является обстоятельный учёт геофильтрационной неоднородности водовмещающей толщи трещиноватых пород силура-девона. Геофильтрационная неоднородность водовмещающих пород обуславливается сложными в геологическом масштабе времени

условиями формирования их фильтрационных свойств, а также наличием линейных зон тектонических нарушений, гидрогеологическая роль которых в рассматриваемых условиях может быть охарактеризована по данным изысканий (бурения, геофизических исследований), по данным многолетнего мониторинга уровней подземных вод, условий миграции в подземных водах радионуклидов и химических веществ и количественно определена в процессе калибровки модели.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мокров Ю.Г. Приветствие главного редактора // Вопросы радиац. безопасности. – 2022. – № 2. – С. 3–5.
2. Постовалова Г.А. Результаты мониторинга подземных вод на территории промышленной площадки ФГУП "ПО "Маяк" в 2021 году // Вопросы радиац. безопасности. – 2022. – № 2. – С. 25–39.
3. Алексахин А.И., Глаголев А.В., Дрожко Е.Г. и др. Водоем-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду / Под ред. Дрожко Е.Г., Самсонова Б.Г. – М., 2007. – 250 с.
4. Румынин В.Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии. – М.: Наука, 2011. – 1160 с.
5. Дрожко Е.Г., Иванов И.А., Самсонов Б. Г. и др. Математическая модель распространения загрязнения в системе объектного мониторинга подземных вод // Вопросы радиац. безопасности. – 1997. – № 2. – С. 5–14.
6. Zinina G.A., Zinin A.I., Williams M.D. et al. Model intercomparison study to investigate a dense contaminant plume in a complex hydrogeologic system // Environmental Geology. – 2002. – No. 42. – P. 199–213.
7. Wen-Hsing Chiang, Wolfgang Kinzelbach. 3D-groundwater modeling with PMWIN: a simulation system for modeling groundwater flow and pollution. Berlin; Heidelberg; New York; Barcelona; Hong Kong; London; Milan; Paris; Singapore; Tokyo : Springer. – 2000. – 341 p.
8. Глинский М.Л., Куваев А.А., Власов С.Е. и др. Программный комплекс "НИМФА": перспективы развития // Разведка и охрана недр. – 2013. – № 10. – С. 48–51.
9. Атлас геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк". – М.–Озёрск: ЗАО "Геоспецэкология", 2007. – 161 с.

УДК 614.8.086.5+616-092.9

© 2022

**ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ рчАФП В СОСТАВЕ
ЛИПОСОМАЛЬНОГО КОМБИНИРОВАННОГО ПРЕПАРАТА рчАФП
И рчГКСФ НА ТЕЧЕНИЕ ЛУЧЕВОГО ОЖОГА КОЖИ У МЫШЕЙ***Н.А. Обвинцева¹, Н.И. Атаманюк^{1,2}, Г.А. Тряпицына^{1,2},**Ю.И. Остроумов¹, П.С. Шмелин³, Е.А. Пряхин¹**¹Россия, г. Челябинск, ФГБУН УНПЦ РМ ФМБА России**²Россия, г. Челябинск, ФГБОУ ВО "Челябинский
государственный университет"**³Россия, г. Москва, АО "Центральный научно-исследовательский
технологический институт "Техномаш"*

Целью исследования являлась оценка эффективности липосомального препарата, содержащего белок рекомбинантный гранулоцитарный колониестимулирующий фактор человека (рчГКСФ) в концентрации 0,02 мг/мл и разную концентрацию (0,1; 0,5 и 1 мг/мл) белка рекомбинантного α -фетопротеина человека (рчАФП), для лечения лучевых поражений кожи IIIA степени у мышей. Для получения ожога кожи IIIA степени самцам мышей CD-1 выполнено прицельное локальное облучение кожной складки на медицинской гамма-установке Theratron® Equinox в дозе 60 Гр, мощность экспозиционной дозы 1,87 Гр/мин. Оценку эффективности липосомальных препаратов проводили по клиническим показателям. Наиболее выраженный лечебный эффект, заключающийся в сокращении всех периодов клинического проявления ожога кожи, и, как следствие, в сокращении общего времени заживления ожоговой раны, наблюдался при использовании липосомального белкового препарата с концентрацией рчАФП 1 мг/мл. Применение липосомального препарата, содержащего 0,02 мг/мл белка рчГКСФ и 1 мг/мл белка рчАФП, может быть рекомендовано в качестве средства лечения радиационно-индуцированных ожогов кожи IIIA степени.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ОБЛУЧЕНИЕ, МЫШИ, КОЖА, РАДИАЦИОННЫЙ ДЕРМАТИТ, рчАФП, рчГКСФ, ЛИПОСОМЫ

В связи с широким распространением и применением в жизни современного общества атомной энергии остро встаёт проблема защиты здоровья человека от ионизирующего излучения. Одним из неблагоприятных эффектов действия ионизирующего излучения на организм человека является местное радиационное поражение кожи (радиационный дерматит). Радиационный дерматит может возникать при использовании в военных целях ядерного оружия, при авариях на атомных энергетических установках, среди персонала, работающего с радиоизотопами, на производствах, связанных с утилизацией ядерных боеприпасов [1–4]. Степень выраженности радиационного поражения кожи в значительной мере определяется

полученной дозой и варьирует от лёгкой воспалительной реакции (ожог I степени) до глубокого поражения кожи и нижележащих тканей (ожог IV степени) [5].

Ионизирующее излучение приобрело широкое применение в онкологической практике как средство диагностики и как метод лучевой терапии злокачественных новообразований. В этих случаях повреждающему действию радиации подвергаются все слои кожи, что может приводить к развитию лучевого дерматита. Как известно, при гамма-терапии злокачественных опухолей внутренних органов лучевые повреждения кожи разной степени выраженности развиваются у 95 % пациентов [6–8].

Несмотря на большой опыт по изучению

способов консервативного лечения лучевых поражений, проблема создания средств экстренной профилактики и лечения лучевых ожогов остаётся актуальной. Среди перспективных подходов и средств лечения лучевых поражений кожи в последнее время большое внимание уделяется клеточным технологиям и использованию цитокинов для этих целей [9–11].

Ранее в работе [12] было показано, что применение липосомального препарата, содержащего рекомбинантный дрожжевой α -фетопротеин человека (рчАФП) и рекомбинантный дрожжевой гранулоцитарный колониестимулирующий фактор человека (рчГКСФ), приводит к статистически значимому сокращению времени заживления ожоговой раны. Настоящая работа продолжает эти исследования и направлена на определение наиболее эффективной концентрации одного из действующих компонентов липосомально-белкового препарата – белка рчАФП – при неизменной концентрации фосфолипидов, из которых были сформированы липосомы, а также неизменной концентрации рчГКСФ в препарате.

В связи с вышеизложенным, целью данной работы являлась сравнительная оценка эффективности липосомального препарата, содержащего белок рчГКСФ в концентрации 0,02 мг/мл и разную концентрацию белка рчАФП (0,1; 0,5 и 1 мг/мл), для лечения лучевых поражений кожи IIIA степени у мышей.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Биологические объекты. В экспериментах были использованы самцы мышей стока CD1 в возрасте 10–12 недель, массой 26–28 г. Условия содержания и кормления животных осуществлялись в соответствии с приказом "Об утверждении Правил проведения работ с использованием экспериментальных животных" и приказом Министерства здравоохранения и социального развития РФ № 708н "Об утверждении Правил лабораторной практики". При проведении исследований соблюдались правила гуманного обращения с экспериментальными животными в соответствии со стандартами Этического комитета ФГБУН "Уральский научно-практический центр радиационной медицины" (УНПЦ РМ) (протокол № 1 от 18.03.2015

Этического комитета ФГБУН УНПЦ РМ).

Условия облучения. Местное радиационное поражение кожи у мышей было выполнено с использованием гамма-установки Theratron® Equinox (Канада) Государственного лечебно-профилактического учреждения "Челябинский областной клинический онкологический диспансер" по ранее разработанной методике [13]. В качестве источника γ -излучения в данной установке используется ^{60}Co .

Для получения ожога кожи IIIA степени у лабораторных животных за 24 часа до облучения проводили процедуру эпиляции кожи спины, фиксировали животных на планшете в положении спиной вверх, формировали кожную складку на спине с помощью специального зажима. При процедуре облучения применяли дополнительный коллиматор с круглым отверстием диаметром 14 мм. Мощность дозы в зоне кожной складки мышей составляла 1,87 Гр/мин. Таким образом, общее время облучения в дозе 60 Гр составило 32 мин, а площадь формируемого ожога – 1,5 см². При указанном способе облучения не требуется экранирования других участков тела и наркотизации животного.

Характеристика препаратов.

Рекомбинантные человеческие белки были произведены в ОАО "Институт инженерной иммунологии" ФМБА России.

РчГКСФ получали методом ферментации дрожжевого штамма-продуцента белка *Saccharomyces cerevisiae* YBS723/pPDX2-GCSF. Для выделения и очистки рчГКСФ культуральную жидкость, разведённую дистиллированной водой в 2 раза, суспендировали в 100 мл SP-sepharose FF (Amersham-Pharmacia) batch-методом при 4 °C в течение 30 мин. Затем SP-sepharose FF с сорбированным на ней рчГКСФ собирали, а супернатант отбрасывали. Связанный рчГКСФ элюировали линейным градиентом 0–80 % буфера В (50 mM NaAc, pH=4,5, 750 mM NaCl). Фракции, содержащие рчГКСФ, по данным иммуноферментного анализа и иммуноблоттинга с анти-ГКСФ антителами, собирали и высаливали добавлением 2 М раствора NaCl до получения осадка. Затем осадок, содержащий рчГКСФ, центрифугировали и подвергали гелехроматографии на колонке с Bio-Gel AcA-54, уравновешенной Na-ацетатным буфером, pH=4,5, для отделения

агрегатов и фрагментированного материала. Фракции, соответствующие мономерной форме ГКСФ, собирали и после стерилизации хранили при 4 °С или замораживали для длительного хранения при -20 °С.

Рекомбинантный α -фетопротейн человека (рчАФП) получали из культуральной жидкости дрожжевого штамма-продуцента *Saccharomyces cerevisiae* YBS723/pKX-AFP. Клетки дрожжей выращивали в высокоплотных культурах в 7-литровых ферментерах в течение 96 ч при 26 °С и pH=7,0. Количественное содержание АФП в культуральной жидкости определяли методом иммуноферментного анализа (ИФА) с использованием поликлональных антител кролика к АФП человека.

РчАФП выделяли из культуральной жидкости дрожжевого штамма-продуцента с использованием трёхстадийного метода очистки, включающего в себя: (1) ионообменную хроматографию на колонке CM-Sepharose FF (GE Healthcare, Дания), (2) ионообменную хроматографию на колонке с DEAE-Sepharose Fast Flow (GE Healthcare, Дания) и (3) гель-хроматографию на колонке с Sephacryl S-200 High Resolution (Pharmacia, Германия). Анализ чистоты и гомогенности рчАФП проводили методом высокоэффективной жидкостной хроматографии на хроматографе (RAININ, США), оборудованном колонкой высокого давления Superose 6 (Amersham, Швеция). Фракции, соответствующие мономерной форме рчАФП, собирали и замораживали для длительного хранения при -20 °С.

Липосомальный препарат рчАФП готовили двухстадийно. На первой стадии готовили дисперсию рчАФП в органической фазе, с применением простерилизованного пропиленгликоля и фосфолипидов Lipoïd S80. На второй стадии в стерильную ёмкость объёмом не менее 500 мл вливали 420 мл предварительно простерилизованного 0,9 % раствора хлористого натрия. Данную ёмкость и ёмкость с подготовленной органической фазой подключали в стерильных условиях к аппарату "Линейный электромагнитный преобразователь" (ЛП-23), укомплектованному стерилизующим фильтрующим модулем Stericap Plus (Millipore, Франция), оборудованному на выходном участке стерилизующим фильтрующим

модулем Стерилкап Плюс (Millipore, Франция), подсоединённому к стерильному флакону ёмкостью 1000 мл. С помощью встроенных перистальтических насосов в смесительную камеру установки при включённом индукторе одновременно подавали "грубую" дисперсию белка и апиrogenную воду с расходом соответственно 0,1 и 0,4 л/час. Полученную стерильную фармацевтическую субстанцию после окончания процесса стерилизующей фильтрации и отбора проб герметизировали во флаконе-сборнике.

В полученный препарат при интенсивном перемешивании на магнитной мешалке вносили расчётное количество консервантов (водный раствор парабенов) и антиоксиданта (раствор бутилгидрокситолуола в пропиленгликоле).

В эксперименте для сравнительной оценки влияния липосомальных препаратов, содержащих белок рчГКСФ и белок рчАФП разной концентрации, на течение лучевого ожога кожи IIIA степени у лабораторных животных испытывали препараты следующего состава:

1. Препарат А1: 10 мг/мл фосфолипидов Lipoïd S80 (пр-во Германия), консервант (парабены, концентрация 0,4 %), 0,02 мг/мл рчГКСФ, 1,0 мг/мл рчАФП.

2. Препарат А2: 10 мг/мл фосфолипидов Lipoïd S80 (пр-во Германия), консервант (парабены, концентрация 0,4 %), 0,02 мг/мл рчГКСФ, 0,5 мг/мл рчАФП.

3. Препарат А3: 10 мг/мл фосфолипидов Lipoïd S80 (пр-во Германия), консервант (парабены, концентрация 0,4 %), 0,02 мг/мл рчГКСФ, 0,1 мг/мл рчАФП.

Схема эксперимента. В соответствии со схемой эксперимента было сформировано четыре группы мышей:

1 группа – локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + физраствор;

2 группа – локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,02 мг/мл рчГКСФ и 0,1 мг/мл рчАФП;

3 группа – локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,02 мг/мл рчГКСФ и 0,5 мг/мл рчАФП;

4 группа – локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,02 мг/мл рчГКСФ и 1,0 мг/мл рчАФП.

Липосомальный белковый препарат наносили экспериментальным животным один раз в

день, согласно разработанной нами схеме лечения, через 5 мин после облучения и далее на 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 13-е сутки после облучения (всего 10 аппликаций). Животным в группе облучённого контроля по той же схеме наносили физиологический раствор.

Трансдермальную аппликацию 180–200 мкл липосомального препарата (доза соответствует единичной терапевтической дозе рчАФП и рчГКСФ препарата) и физраствора проводили с использованием дозатора-распысквателя на место ожоговой раны.

В соответствии с ранее разработанной методикой [14] проводили ежедневно клинический осмотр каждого животного после облучения в течение 60 сут. Оценивали и регистрировали в журнале визуальные признаки локального радиационного поражения кожи. Параллельно с этим проводили фотографирование зоны лучевого ожога у мышей с целью объективного документирования клинических проявлений лучевого поражения кожи.

Для каждого животного рассчитывали длительность периодов деструктивной и репаративной фаз.

Деструктивная фаза включает:

- латентный период;
- период сухой десквамации;
- период влажной десквамации.

Репаративная фаза включает:

- период изъязвления с формированием струпа;

- период восстановления (эпителизации).

Критерием эффективности испытываемых препаратов служило сокращение длительности периодов лучевого поражения кожи или снижение тяжести повреждения, более длительный латентный период, сокращение периодов влажного эпидермита и стадии изъязвления с формированием струпа в группах облучённых мышей, получающих испытываемое вещество.

Для исследуемых показателей в каждой группе проводили расчёт средней арифметической величины и стандартной ошибки. Определяли статистическую значимость с использованием t-критерия Стьюдента. Различия значений между показателями в различных группах принимали статистически значимыми при вероятности 0-гипотезы $p \leq 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В эксперименте по оценке эффективности липосомального препарата, содержащего 0,02 мг/мл рчГКСФ и разную концентрацию белка рчАФП (0,1; 0,5 и 1 мг/мл), для лечения ожога кожи IIIA степени у мышей по клиническим показателям были получены следующие результаты. У животных, относящихся к группе облучённого контроля (группа 1), общее время с момента облучения и до восстановления эпителия в месте ожога кожи составило 46 ± 2 сут. При этом длительность фазы деструкции составила 14 ± 1 сут, а репаративной фазы – 32 ± 2 сут (табл. 1).

При применении липосомального белкового препарата с концентрацией рчАФП 0,1; 0,5 и 1 мг/мл у мышей отмечалось статистически значимое укорочение репаративной фазы на 34, 31 и 35 % по сравнению с облучённым контролем и составило 21 ± 3 сут ($t_9 = 3,24$, $p = 0,005$), 22 ± 1 сут ($t_9 = 3,66$, $p = 0,002$) и 20 ± 1 сут ($t_{15} = 4,78$; $p < 0,001$) соответственно (табл. 1). Статистически значимое сокращение длительности деструктивной фазы лучевого ожога кожи у мышей на 33 и 39 % наблюдалось в группах с применением препарата с концентрацией белка рчАФП 0,5 и 1 мг/мл (группа 3 и 4) и составило $10,4 \pm 0,3$ сут ($t_9 = 6,54$; $p < 0,001$) и $11,5 \pm 0,4$ сут ($t_{15} = 4,20$; $p < 0,001$) соответственно по сравнению с облучённым контролем (табл. 1).

Также применение липосомального белкового препарата с разной концентрацией рчАФП (0,1; 0,5; 1 мг/мл) у облучённых животных привело к статистически значимому сокращению общего времени заживления ожоговой раны на 26, 30 и 33 % соответственно по сравнению с облучённым контролем и составило 34 ± 2 сут ($t_9 = 3,81$, $p = 0,002$), 32 ± 2 сут ($t_9 = 4,93$, $p < 0,001$) и 31 ± 1 сут ($t_{15} = 6,02$; $p < 0,001$) ($R^2 = 0,3$; $p = 0,0001$) (рисунки).

Что касается длительности отдельных периодов лучевого ожога кожи, то применение липосомального препарата с концентрацией белка рчАФП 0,5 и 1 мг/мл (группа 3 и 4) привело к статистически значимому сокращению периода сухой десквамации на 33 и 39 % и составило $3,1 \pm 0,5$ сут ($t_9 = 2,55$; $p = 0,02$) и $2,8 \pm 0,3$ сут ($t_{15} = 3,84$; $p < 0,001$) соответственно по сравнению с группой облучённого контроля

Таблица 1

Влияние липосомальных препаратов, содержащих разную концентрацию белка рчАФП, на длительность заживления ожоговой раны и фаз лучевого ожога кожи IIIA степени у мышей по клиническим показателям, сут

Экспериментальные группы	Деструктивная фаза	Репаративная фаза	Время полного заживления
1. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр "Облучённый контроль"	14±1	32±2	46±2
2. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,1 мг/мл рчАФП	13±1	*21±3 t=3,24; p=0,005	*34±2 t=3,81; p=0,002
3. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,5 мг/мл рчАФП	*10,4±0,3 t=6,54; p<0,001	*22±1 t=3,66; p=0,002	*32±2 t=4,93; p<0,001
4. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 1,0 мг/мл рчАФП	*11,5±0,4 t=4,20; p<0,001	*20±1 t=4,78; p<0,001	*31±1 t=6,02; p<0,001

Примечание. * – статистически значимые отличия от показателей группы "Облучённый контроль", p≤0,05.

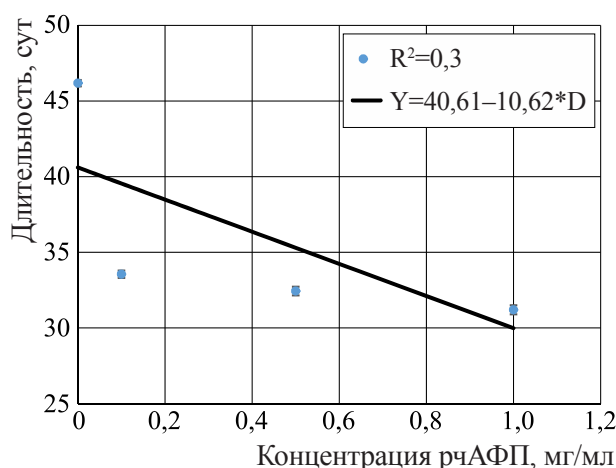


Рисунок. Зависимость общего времени заживления радиационно-индуцированного ожога кожи у мышей от концентрации белка рчАФП в липосомальном препарате

(4,6±0,4 сут) (табл. 2). Статистически значимое укорочение периода влажной десквамации на 40 и 27 % наблюдалось при нанесении препаратов с концентрацией рчАФП 0,5 и 1 мг/мл и составило 3,3±0,5 сут ($t_9=2,97$; p=0,009) и 4,0±0,2 сут ($t_{15}=2,50$; p=0,02) соответственно по сравнению с облучённым контролем (5,5±0,6 сут) (табл. 2). Применение препарата с концен-

трацией белка рчАФП 0,1; 0,5 и 1 мг/мл способствовало статистически значимому сокращению периода изъязвления с формированием струпа на 44, 44 и 51 % и составило 8,1±0,6 сут ($t_9=2,74$; p=0,01), 8,1±1,2 сут ($t_9=2,50$; p=0,02) и 7,1±0,7 сут ($t_{15}=3,17$; p=0,004) соответственно по отношению к группе облучённого контроля (14,4±2,2 сут) (табл. 2). Также было отмечено статистически значимое укорочение периода эпителизации при применении препарата с концентрацией рчАФП 1 мг/мл на 30 %, что составило 11,6±0,8 сут при $t_{15}=2,32$; p=0,03 по отношению к облучённому контролю (16,5±2,0 сут) (табл. 2).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Радиационный дерматит разной степени выраженности является частым осложнением процедур лучевой терапии и лучевой диагностики [8, 15]. Другой возможной причиной радиационных поражений кожи могут быть инциденты на предприятиях, где применяют источники ионизирующих излучений, и на предприятиях с ядерным производственным циклом.

В настоящее время активно ведётся поиск лекарственных средств с выраженным положительным действием на течение радиационного дерматита [16, 17]. Среди средств, которые про-

Таблица 2

Влияние липосомальных препаратов, содержащих разную концентрацию белка рчАФП, на длительность периодов лучевого ожога кожи IIIA степени у мышей по клиническим показателям, сут

Экспериментальные группы	Длительность периодов патогенеза лучевого ожога, сут				
	Латентный период	Сухая десквамация	Влажная десквамация	Период изъязвления с формированием струпа	Период восстановления (эпителизации)
1. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр "Облучённый контроль"	5,1±0,2	4,6±0,4	5,5±0,6	14,4±2,2	16,5±2,0
2. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,1 мг/мл рчАФП	4,6±0,2	5,1±0,5	4,3±0,7	*8,1±0,6 t=2,74; p=0,01	11,4±2,3
3. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 0,5 мг/мл рчАФП	5,0±0,3	*3,1±0,5 t=2,55; p=0,02	*3,3±0,5 t=2,97; p=0,009	*8,1±1,2 t=2,50; p=0,02	12,9±0,8
4. Локальное облучение кожи в дозе 60 Гр + липосомы, содержащие 1,0 мг/мл рчАФП	5,7±0,3	*2,8±0,3 t=3,84; p<0,001	*4,0±0,2 t=2,50; p=0,02	*7,1±0,7 t=3,17; p=0,004	*11,6±0,8 t=2,32; p=0,03

Примечание: * – статистически значимые отличия от показателей группы "Облучённый контроль", p≤0,05.

ходят клинические испытания, – это средства увлажнения кожи, гормоны, цитокины, белки (<https://clinicaltrials.gov/>).

Среди всех этих средств белковые препараты обладают рядом преимуществ и являются более эффективными в процессе лечения ожоговых ран, но имеют существенный недостаток: они не могут проникать через клетки эпидермиса и их применение возможно только в виде подкожных инъекций.

Одним из возможных путей решения этой проблемы является использование липосомальных форм препаратов, обеспечивающих трансдермальное проникновение белков в толщу эпидермиса [18, 19]. Так, было показано, что применение липосом из фосфолипидов может обеспечивать сопоставимое с подкожной инъекцией поступление белков через кожу [20]. Также было установлено, что применение липосомальных препаратов оказалось эффективным для лечения ряда заболеваний кожи [21],

а в комбинации с флавоноидами показало положительный эффект для лечения термических ожогов кожи [22].

При трансдермальной аппликации препарата липосомы мигрируют через все слои эпидермиса [23], высвобождая постепенно, по ходу движения, компонент, который в них упакован. Так, согласно литературным данным, при нанесении липосом с трипановым синим на кожу через 60 мин краситель фиксируется в межклеточном пространстве и клетках зернистого слоя эпидермиса [24]. При таком способе нанесения препарата происходит стимуляция процессов регенерации как эпидермиса, так и его придатков в более поздние сроки после облучения, что выражается в более быстром восстановлении целостности эпителия кожи и волосяных луковиц у лабораторных животных [25].

В наших экспериментальных работах мы производили подбор оптимальной concentra-

ции белкового компонента (рчАФП) с целью выявления максимального лечебного эффекта на процесс заживления лучевого ожога кожи IIIA степени. В результате было установлено, что концентрация белка рчАФП 1 мг/мл оказывает наиболее выраженный терапевтический эффект за счёт значительного сокращения длительности всех периодов клинического проявления радиационно-индуцированного ожога кожи по сравнению с другими концентрациями белка рчАФП.

Таким образом, данные наших лабораторных исследований показывают, что трансдермальная аппликация липосомального препарата, содержащего 0,02 мг/мл белка рчГКСФ и 1 мг/мл белка рчАФП, может быть применена в качестве средства лечения радиационно-индуцированных ожогов кожи IIIA степени.

ЛИТЕРАТУРА

1. Waghmare C.M. Radiation burn – from mechanism to management // *Burns*. – 2013. – No. 39. – P. 212–219.
2. Ильин Л.А. Радиационная медицина: в 4 т.: т. 2 Радиационные поражения человека / Л.А.Ильин, О.А.Кочетков, М.Н.Савкин и др. – М.: ИздАТ, 2002. – 607 с.
3. Легеза В.И., Гребенюк А.Н., Бояринцев В.В. Комбинированные радиационные поражения и их компоненты. – СПб.: Фолиант, 2015. – 216 с.
4. Козлова А.В. Возможные последствия повреждений органов и тканей при лучевой терапии злокачественных опухолей // *Медицинская радиология*. – 1977. – Вып. 12. – С. 71–75.
5. Пахомов В.И. Инструкция по диагностике, медицинской сортировке и лечению острых радиационных поражений. – Утв. Минздравом СССР 30.09.1977. – М.: Воениздат, 1980. – 40 с.
6. Hickok J.T., Morrow G.R., Roscoe J.A. et al. Occurrence, severity, and longitudinal course of twelve common symptoms in 1129 consecutive patients during radiotherapy for cancer // *J. Pain Symptom Manage.* – 2005. – V. 30. – No. 5. – P. 433–442.
7. Ryan J.L. Ionizing radiation: the good, the bad, and the ugly // *J. Invest Dermatol.* – 2012. – V. 132. – No. 3. – Pt. 2. – P. 985.
8. Jinlong Wei, Lingbin Meng, Xue Hou et al. Radiation-induced skin reactions: mechanism and treatment // *Cancer Management Research*. – 2019. – No. 11. – P. 167–177.
9. Шумаков В.И., Расулов М.Ф., Крашенинников М.Е. и др. Сравнительная оценка эффективности применения аллогенных эмбриональных фибробластов и мезенхимальных стволовых клеток костного мозга для терапии глубоких ожоговых ран // *Вестник трансплантологии и искусственных органов*. – 2002. – Вып. 4. – С. 7–11.
10. Ai G., Su Y., Yan G. et al. The experimental study of bone marrow mesenchymal stem cells on the repair of skin wound combined with local radiation injury // *Zhonghua Yi Xue Za Zhi*. – 2002. – V. 82. – No. 23. – P. 1632–1636.
11. Легеза В.И., Селезнев А.Б., Загарова Н.И., Кондаков А.Ю. Экспериментальное исследование лечебно-профилактического применения интерлейкина-1β при сочетанных радиационных поражениях // *Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях*. – 2010. – № 4 (2). – С. 41–45.
12. Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А., Атаманюк Н.И. и др. Влияние липосомального препарата, содержащего белки α-фетопротеин и гранулоцитарный колониестимулирующий фактор, на патогенез лучевого ожога кожи у мышей // *Радиационная биология. Радиоэкология*. – 2018. – Т. 58. – № 3. – С. 251–261.
13. Тряпицына Г.А., Атаманюк Н.И., Обвинцева Н.А. и др. Методика получения местного радиационного поражения кожи у мышей с использованием установки Кибер-нож // *Вестник радиационной биологии*. – 2016. – № 1. – С. 47–52.
14. Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А., Атаманюк Н.И. и др. Методика определения периодов патогенеза лучевого ожога кожи у мышей по клиническим показателям с использованием фотонаблюдения // *Радиационная биология. Радиоэкология*. – 2017. – Т. 57. – № 5. – С. 495–504.
15. Bray F.N., Simmons B.J., Wolfson A.H. Keyvan Nouri Acute and Chronic Cutaneous Reactions to Ionizing Radiation // *Therapy Dermatol Ther (Heidelberg)*. – 2016. – V. 6. – No. 2. – P. 185–206.
16. Zhang Y., Zhang S., Shao X. Topical agent therapy for prevention and treatment of radiodermatitis: a meta-analysis // *Support Care Cancer*. – 2013. – V. 21. – No. 4. – P. 1025–1031.
17. Benomar S., Boutayeb S., Laiya I. et. al.

Treatment and prevention of acute radiation dermatitis // *Cancer Radiother.* – 2010. – No. 14. – P. 213–216.

18. Benson H.A.E. Elastic Liposomes for Topical and Transdermal Drug Delivery. *Liposomes // Methods Mol. Biol.* – 2017 Jan. – V. 1522. – P. 107–117. – DOI: 10.1007/978-1-4939-6591-5_9

19. Hood R.R., Kendall E.L., Junqueira M. et al. Microfluidic-enabled liposomes elucidate size-dependent transdermal transport // *PLoS One.* – 2014. Mar 21. – V. 9. – No. 3. – e92978. – [https://doi.org] DOI: 10.1371/journal.pone.0092978. eCollection 2014.

20. Cevc G. Transdermal drug delivery of insulin with ultradeformable carriers // *Clin Pharmacokinet.* – 2003. – V. 42. – No. 5. – P. 461–474.

21. Li Z., Liu M., Wang H., Du S. Increased cutaneous wound healing effect of biodegradable liposomes containing madecassoside: preparation optimization, in vitro dermal permeation, and in vivo bioevaluation // *Int. J. Nanomedicine.* – 2016. – No. 11. – P. 2995–3007.

22. Zeng Q., Cai X., Cao Y. et al. Preparation, characterization and pharmacodynamic study on deep second degree burns of total flavonoids composite phospholipids liposome of *Oxytropis falcata* Bunge // *Drug Dev Ind Pharm.* – 2020. – Nov 10/ – P. 1–10. – DOI: 10.1080/03639045.2020.1841787

23. Шиханова Е.Н., Боташева В.С., Батулин В.А. Изучение пенетрирующей способности липосом // *Медицинский вестник Северного Кавказа.* – 2007. – № 4. – С. 45–48.

24. Кузякова Л.М. Конструирование трансдермальных липосомальных препаратов с заданными свойствами // *Вестник Московского Университета.* – 2005. – Т. 46. – № 1. – С. 74–79.

25. Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Тюхай М.В. и др. Влияние липосомального препарата белков рЧАФП и рЧГКСФ на стволовые клетки кожи // Тезисы докл. междунар. конф. "Проблемы химической защиты и репарации при радиационных воздействиях". Дубна, 30–31 мая 2018 г. – Дубна: ОИЯИ, 2018. – С. 112–115.

УДК 612.014.482

© 2022

ОСОБЕННОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СТЕКЛА СЕНСОРНЫХ ЭКРАНОВ СМАРТФОНОВ В КАЧЕСТВЕ ЭПР-ДОЗИМЕТРА

Д.В. Иванов, Д.Р. Байтимиров, С.Ф. Конев

*Россия, Екатеринбург, Уральский федеральный университет
им. Первого Президента России Б.Н. Ельцина*

Е.Е. Аладова

*Россия, Озёрск, ФГБУН "Южно-Уральский институт биофизики"
ФМБА России*

Приведены результаты спектроскопического ЭПР-исследования сенсорных экранов смартфонов при облучении их ионизирующим облучением. Показано, что образцы стёкол смартфонов могут иметь связанные с технологическими особенностями собственные ЭПР-сигналы, которые могут вызывать систематические погрешности в результаты восстановления доз методом ЭПР. Выявлены несколько типов радиационных ЭПР-сигналов, а также вариации радиационной чувствительности стёкол. Обнаружен линейный отклик ЭПР-сигнала на облучение в диапазоне 0–1 кГр.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ДОЗИМЕТРИЯ, ЭЛЕКТРОННЫЙ ПАРАМАГНИТНЫЙ РЕЗОНАНС, РАДИАЦИОННАЯ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ, РАДИАЦИОННО-ИНДУЦИРОВАННЫЙ СИГНАЛ

Дозиметрия с помощью электронного парамагнитного резонанса (ЭПР) является одним из методов ретроспективной дозиметрии. С помощью ЭПР можно определить концентрацию стабильных свободных радикалов, образующихся в различных веществах под воздействием ионизирующего излучения (ИИ), концентрация которых прямо пропорциональна накопленной дозе. Объектами ЭПР-дозиметрии могут являться различные материалы, окружающие человека в быту. Перспективным материалом, обладающим высокой по сравнению с другими веществами радиационной чувствительностью, могут являться стёкла сенсорных жидкокристаллических (ЖК) экранов смартфонов, которые сейчас имеют повсеместное распространение.

Первые дозиметрические исследования реакции минеральных стёкол на ионизирующее излучение высоких доз были проведены в конце 1950-х гг. [1, 2]. Оценка доз осуществлялась при изменении оптической плотности. Позже для оценки поглощённой дозы в минеральном стекле был использован метод ЭПР.

Было показано, что техническое минеральное стекло могло использоваться как высокодозовый дозиметр [3–9]. Одним из основных недостатков метода была нестабильность радиационно-индуцированного сигнала в первые дни после облучения, но в данном случае релаксацию сигнала можно устранить путём стандартизации времени между облучением и измерением [9]. Благодаря тому, что стекло присутствует во многих личных вещах, таких как часы, очки и личные электронные устройства, его использование в качестве индивидуального дозиметра при ЭПР-спектроскопии и термолюминесценции (ТЛ) [10–13] становится перспективным. Помимо часов и очков, минеральное стекло широко используется в большинстве портативных электронных устройств, так как это основная часть жидкокристаллических дисплеев. Защитные экраны от современных сенсорных смартфонов представляют особый интерес, потому что они могут быть отделены от телефона для реконструкции дозы без разрушения самого устройства. Они предоставляют исследователям

несколько возможностей реконструировать аварийные дозы гамма-излучения, поглощаемые компонентами телефона, и соотнести эти дозы с дозой, потенциально поглощённой владельцем телефона. Обычно экраны делают из специального химически упрочнённого через ионообменный процесс стекла, например, стекла Gorilla® Glass, разработанного Corning Inc. [14]. Реакция стекла на облучение может быть измерена методами оптически стимулированной люминесценции (ОСЛ) [10, 15], ТЛ [16–17] и ЭПР [18, 19]. Предварительное исследование было проведено на стекле от 20 ЖК-дисплеев с помощью ТЛ и ЭПР-методов [10]. Это исследование показало, что ЖК-стекло демонстрирует свойства, аналогичные тем, которые наблюдаются для оконных стёкол [5]. Было показано, что радиационно-индуцированные сигналы от стёкол ЖК-дисплеев мобильных телефонов разделяются на три типа [19, 20], причём эти типы могут различаться даже для телефонов одной модели [18, 22]. Также сообщалось о сильном фоновом сигнале ЭПР для многих образцов Gorilla® Glass, происхождение которого остается неизученным. Сообщалось по меньшей мере о семи возможных разных сигналах в таком стекле [20, 21]. Предполагается, что причиной происхождения сильных фоновых сигналов, наблюдаемых в некоторых образцах Gorilla® Glass, является ультрафиолетовая (УФ)-обработка стекол, проводимая при производстве телефона, чтобы отвердить клей между слоями стекла и телефоном [20]. Это может объяснить значительное несоответствие между восстановленной и номинальной наблюдаемой дозой некоторыми участниками интеркалибровочного исследования [18], в котором использовались образцы из разных частей экранов одной и той же марки смартфонов. Многие авторы [19, 23] отмечают, что радиационно-индуцированные центры сенсорных стёкол смартфонов являются нестабильными, и ЭПР-сигнал со временем уменьшается экспоненциально. Соответственно, при ретроспективных дозиметрических измерениях этот спад необходимо учитывать.

Целью данной работы являлось определение качественных дозиметрических свойств сенсорных стёкол экранов смартфонов из используемого в РФ модельного ряда.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В данном исследовании использовались сенсорные стёкла экранов 14 смартфонов популярных моделей. Список использованных моделей смартфонов приведён в таблице.

Экран смартфона извлекался из корпуса с помощью нагревания феном. Стёкла отделялись от подложек, и затем от них откалывались кусочки размером приблизительно 4–10 мм, удобные для измерений. Массы образцов составляли 100–150 мг.

Для регистрации ЭПР-спектров облучённых материалов использовался ЭПР-спектрометр X-диапазона Bruker Elexsys-II E580 с цилиндрическим резонатором SuperHighQ. Параметры записи спектров были следующими: ширина развёртки магнитного поля – 100 Гс, время развёртки магнитного поля – 36 с, амплитуда модуляции магнитного поля – 0,1 Гс, СВЧ мощность – 2,4 мВт. Для ЭПР измерений образцов стёкол использовались кварцевые пробирки с внутренним диаметром 5 мм.

Таблица

Использованные в исследовании стёкла экранов смартфонов

Номер образца	Модель смартфона	Тип стекла экрана
1	iPhone 6 white	Gorilla® Glass
2	iPhone 6 black	Gorilla® Glass
3	Huawei R30 Lite	Gorilla® Glass 3
4	Lenovo S60	Gorilla® Glass 4
5	Nokia Lumia S20	Gorilla® Glass
6	Huawei Y9	Gorilla® Glass 3
7	Huawei Honor 8 Frd	Gorilla® Glass 3
8	Xiaomi Redmi 4a White	Tempered Glass
9	Xiaomi Redmi 4a Black	Tempered Glass
10	ZTE Blade V10 Vita	Vita Tempered Glass
11	Xiaomi mi5x	Gorilla® Glass
12	iPhone 5S	Gorilla® Glass
13	iPhone 6S	Gorilla® Glass
14	LG K8	Gorilla® Glass 3

Облучение образцов проводилось при помощи линейного ускорителя электронов модели УЭЛР-10-10С2 (изготовитель ООО "НПП "КОРАД") инновационно-внедренческого центра радиационной стерилизации Физико-технологического института Уральского федерального университета им. Первого Президента России Б.Н. Ельцина.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

ЭПР-спектры большинства смартфонов вблизи $g=2$, где ожидается наличие радиационно-индуцированных сигналов, не демонстрируют присутствия каких-либо линий, однако на некоторых из них фоновые сигналы всё же есть.

Так, образец № 3 стекла смартфона Huawei R30 (рис. 1a) демонстрирует на ЭПР-спектре линию с $g=2,014$. Образец № 9 от Xiaomi Redmi 4a (рис. 1b) демонстрирует линию с таким же g -фактором, но более слабую. Следует отметить, что стекло другого смартфона той же модели не имеет фонового сигнала. Фоновый сигнал образца № 10 от ZTE Blade (рис. 1c) тоже имеет такой же g -фактор, но линия более узкая. Образцы № 5 и № 9 продемонстрировали более сложную форму фонового сигнала. Так, спектр необлучённого образца № 5 Nokia Lumia (рис. 1d) имеет две линии с $g_1=2,009$ и $g_2=1,999$, а спектр образца № 13 iPhone 6S (рис. 1e) имеет помимо таких же двух линий третью с $g=2,014$. Все остальные образцы фоновых сигналов не продемонстрировали.

После облучения большинство образцов стёкол (10 из 14) продемонстрировали одинаковые по форме спектры: двойная линия с $g_1=2,020$ и $g_2=2,017$ (рис. 2a). Однако, как отмечено в литературе [2, 4, 5], могут быть и другие виды сигналов.

Так, образцы № 3 Huawei R30 и № 5 Nokia Lumia (рис. 2b) имеют иной спектр, состоящий из трёх компонент: интенсивная линия с $g=2,009$, наложенная на неё линия с $g=1,993$ и расположенная слева отдельная линия с $g=2,018$. Облучённый образец № 1 iPhone 6 (рис. 2c) продемонстрировал спектр, состоящий из интенсивной линии с $g=2,002$ и трёх дополнительных линий, расположенных

слева, с g -факторами 2,032, 2,023 и 2,017. Следует отметить, что спектр другого стекла смартфона той же модели продемонстрировал основной тип спектра. Наконец, спектр образца № 13 iPhone 6S (рис. 2d) имеет две интенсивные линии с g -факторами 2,029 и 2,007 и одну менее интенсивную с $g=1,999$.

В качестве ЭПР-отклика на облучение во всех типах спектров принималась амплитуда наиболее интенсивной линии. Для большинства исследованных образцов (12 из 14) отклик на облучение рос линейным образом даже в области десятков кГр. Лишь два образца показали эффект насыщения в области высоких доз (рис. 3), однако в области доз от 0 до 1000 Гр отклик на облучение можно считать линейным.

На рис. 4 приведено статистическое распределение наклонов калибровочных кривых для исследованных образцов. Коэффициенты, определяющие наклон калибровочной кривой или, другими словами, радиационную чувствительность стекла, как и упоминалось в литературе, могут иметь различия. Для смартфонов одинаковых моделей коэффициенты являются близкими, но тем не менее тоже могут отличаться.

Также при использовании стекла в дозиметрических целях необходимо учитывать тот факт, что в первые двое суток сигнал ЭПР-облучённого стекла сильно изменяется. Поэтому стёкла смартфонов целесообразно использовать в первую очередь тогда, когда прошло около двух суток с момента облучения, и ЭПР-сигнал относительно стабилизировался.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Стёкла ЖК-экранов сенсорных смартфонов являются удобным материалом для ретроспективной ЭПР-дозиметрии, однако методика их использования имеет ряд особенностей. Некоторые образцы стёкол могут иметь собственный фоновый сигнал, вызванный, предположительно, обработкой стекла в процессе его изготовления, что может дать систематическую погрешность в измерениях. Из-за быстрого спада ЭПР-сигнала в первые двое суток метод следует применять не ранее чем через 48 ч после облучения. Кроме того,

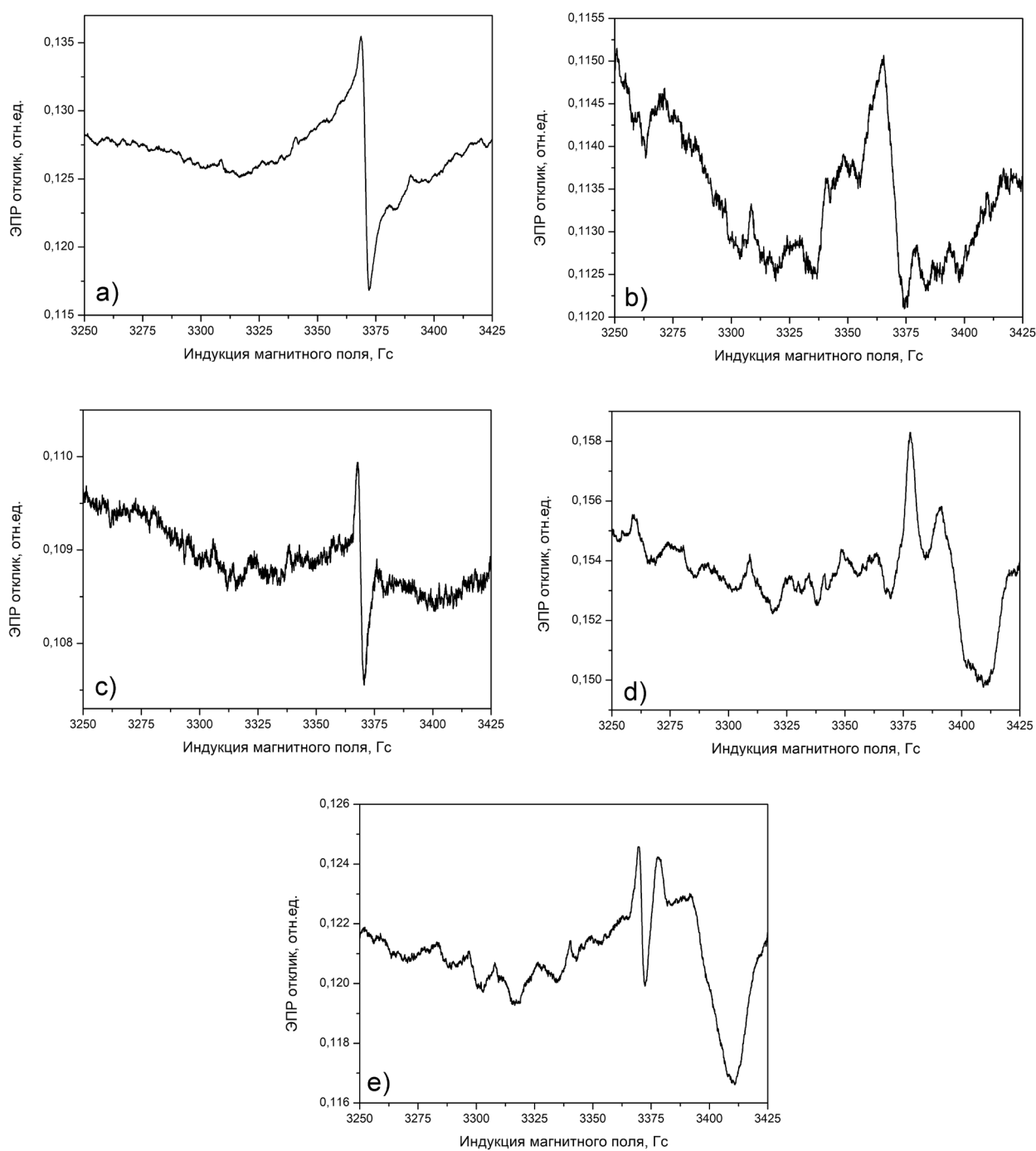


Рис. 1. Спектры необлучённых образцов сенсорных стёкол смартфонов моделей:
a) Huawei R30, b) Xiaomi Redmi 4a, c) ZTE Blade, d) Nokia Lumia, e) Iphone 6S

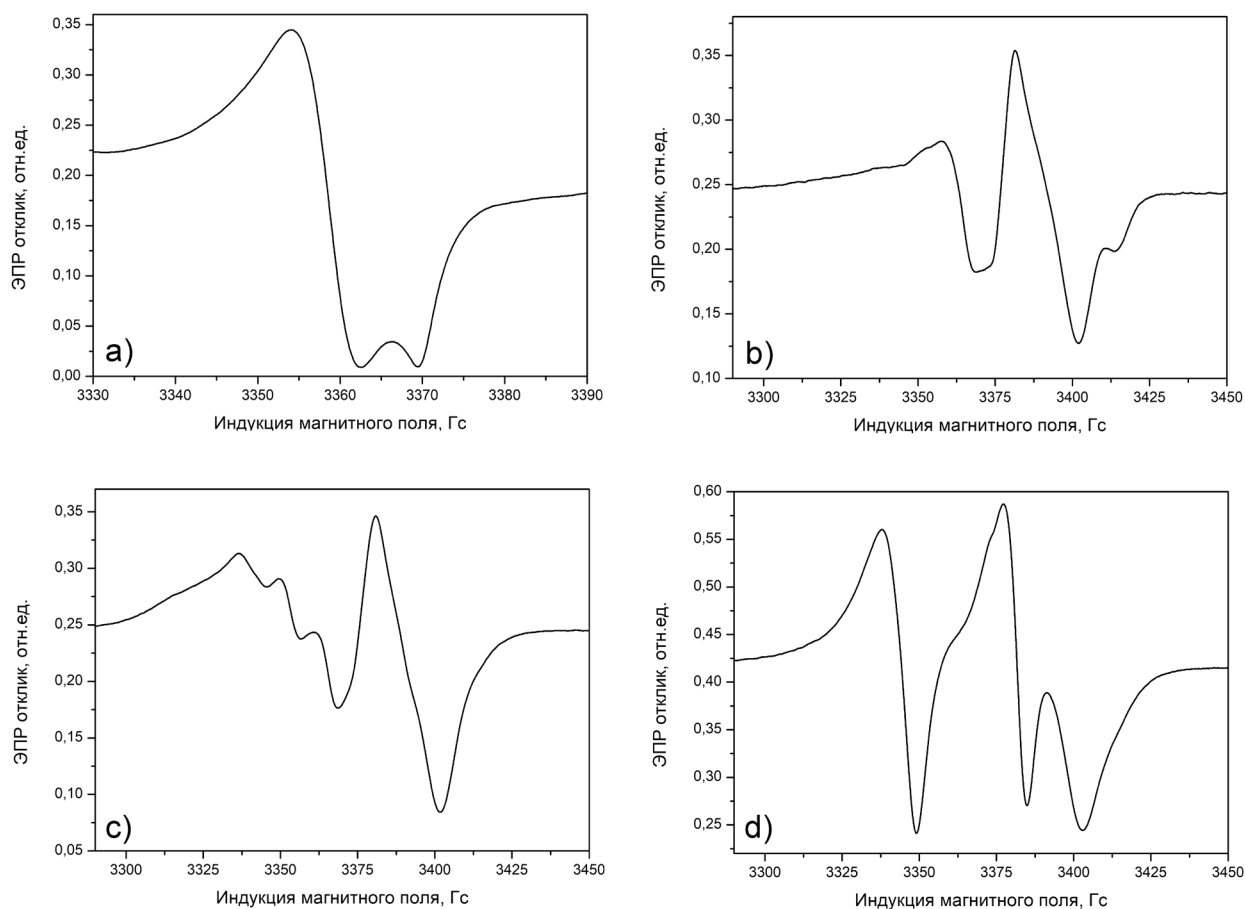


Рис. 2. Спектры облучённых образцов стёкол смартфонов: а) основной тип спектров, характерный для большинства стёкол, б) Huawei R30 и Nokia Lumia, в) iPhone 6, г) iPhone 6S

чувствительность стёкол к облучению может варьироваться даже для смартфонов одинаковых моделей, что также будет вносить вклад в погрешность измерений дозы.

Работа выполнена в рамках государственного контракта № 11.310.22.2 по теме "Развитие системы аварийной готовности и реагирования Южно-Уральского регионального аварийного медико-дозиметрического центра в случае радиационных аварий на обслуживаемых объектах и территориях" (шифр "Реагирование-22"), финансируемого ФМБА России.

ЛИТЕРАТУРА

1. Kreid N.J., Blair G.E. High level dosimetry of gamma and electron beam sources nucleonics //... – 1956. – No. 14. – P. 83.
2. Hedden W.A., Kircher J.F., King B.W. Investigation of some glasses for high level gamma-radiation dosimeters // J. Am. Ceram. Soc. – 1960. – No. 43. – P. 413–415.
3. Bassinet C., Pirault N., Baumann M., Clairand I. Radiation accident dosimetry: TL properties of mobile phone screen glass // Radiat. Meas. – 2014b. – No. 71. – P. 461–465.
4. Farah K., Kovacs A., Mejri A., Ben Ouada H. Effect of post-irradiation thermal treatments on the

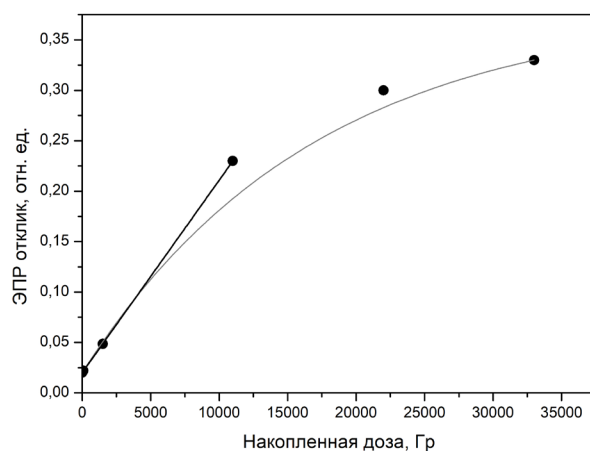


Рис. 3. Пример, демонстрирующий нелинейность отклика ЭПР на накопленную дозу, образец стекла Huawei R30 Lite

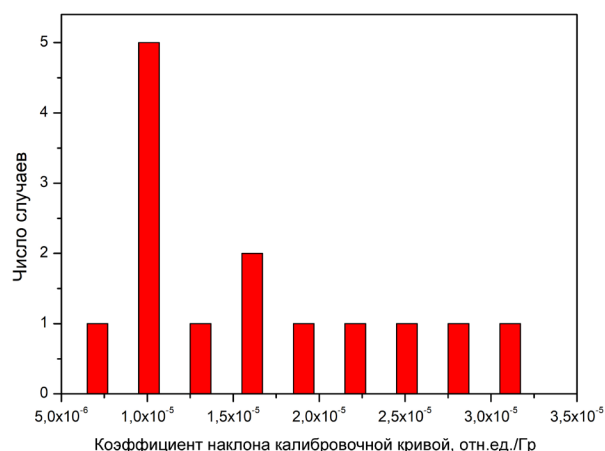


Рис. 4. Распределение коэффициентов наклона калибровочных кривых

stability of gamma-irradiated glass dosimeter // Radiat. Phys. Chem. – 2007. – No. 76. – P. 1523–1526.

5. Gancheva V., Yordanov N.D., Karakirova Y. EPR investigation of the gamma radiation response of different types of glasses // Spectrochim Acta. – 2006. – A 63. – P. 875–878.

6. Zheng Z., Honggui D., Jie F., Daochuan Y. Window glass as a routine dosimeter for radiation processing // Int. J. Radiat. Appl. Instrum. – 1988. – V. 31. – No. 4–6. – P. 419–423.

7. Rodrigues A.D.A., Caldas L.V.E. Commercial plate window glass tested as routine dosimeter at a gamma irradiation facility // Radiat. Phys. Chem. – 2002. – V. 63. – No. 3–6. – P. 765–767.

8. Teixeira M.I., Caldas L.V.E. Dosimetric properties of various colored commercial glasses // Appl. Radiat. Isot. – 2002. – V. 57. – No. 3. – P. 407–413.

9. Teixeira M.I., Ferraz G.M., Caldas L.V.E. EPR dosimetry using commercial glasses for high gamma doses // Appl. Radiat. Isot. – 2005. – V. 62. – No. 2. – P. 365–370.

10. Bassinet C., Tromprier F., Clairand I. Radiation accident dosimetry on glass by TL and EPR spectrometry // Health Phys. – 2010. – V. 98. – No. 2. – P. 400–405.

11. Longo A., Basile S., Brai M. et al. EPR response of watch glasses to proton beams // Nucl. Instrum.

Meth. Phys. Res. – 2010. – V. B 268. – No. 17–18. – P. 2712–2718.

12. Teixeira M.I., Da Costa Z.M., Da Costa C.R. et al. Study of the gamma radiation response of watch glasses // Radiat. Meas. – 2008. – V 43. – P. 480–482.

13. Wu K., Guo L., Cong J.B. et al. Researches and applications of ESR dosimetry for radiation accident dose assessment // Radiat. Prot. Dosimetry. – 1998. – V. 77. – No. 1–2. – P. 65–67.

14. Corning Inc.: <https://www.corning.com/gorillaglass/worldwide/en.html>

15. Inrig E.L., Godfrey-Smith D.I., Khanna S. Optically stimulated luminescence of electronic components for forensic, retrospective, and accident dosimetry // Radiat. Meas. – 2008. – V 43. – P. 726–730.

16. Bassinet C., Pirault N., Baumann M., Clairand I. Radiation accident dosimetry: TL properties of mobile phone screen glass // Radiat. Meas. – 2014. – V. 71. – P. 461–465.

17. Fiedler I., Woda C. Thermoluminescence of chip inductors from mobile phones for retrospective accident dosimetry // Radiat. Meas. – 2011. – V 46. – P. 1862–1865.

18. Fattibene P., Tromprier F., Wieser A. et al. EPR dosimetry intercomparison using smart phone touch screen glass // Radiat. Environ. Biophys. – 2014. – V 53. – P. 311–320.

19. Trompier F., Della Monaca S., Fattibene P., Clairand I. EPR dosimetry of glass substrate of mobile phone LCDs // *Radiation Measurements*. – 2011. – V 46. – P. 827–831.
20. McKeever S.W.S., Sholom S., Chandler J.R. A comparative study of EPR and TL signals in Gorilla® Glass // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2018. – No. 1–5.
21. Wieser A., De Angelis C., Trompier F. et al. Composition of the EPR spectrum of gamma and light exposed Gorilla Glass / *Book of abstracts presented at the 18th SSD Conference*, 3–8 July 2016, Munich, Germany. Abstract DDR-P-41.
22. Sholom S., Wieser A., McKeever S.W.S. A comparison of different spectra deconvolution methods used in EPR dosimetry with Gorilla® glasses // *Radiat. Prot. Dosim.* – 2019. – V. 186. – No. 1. – P. 54–59.
23. Juniewicz M., Ciesielski B., Marciniak A., Prawdzik-Dampc A. Time evolution of radiation-induced EPR signals in different types of mobile phone screen glasses // *Radiation and Environmental Biophysics*. – 2019. – V 58. – P. 493–500.

УДК 614.876, 314.4, 311, 53.04
© 2022

УРАЛЬСКАЯ КОГОРТА ПОТОМКОВ ОБЛУЧЁННОГО НАСЕЛЕНИЯ

*Л.Ю. Крестинина, С.А. Шалагинов, Н.В. Старцев
Россия, г. Челябинск, ФГБУН УНПЦ РМ ФМБА России*

Сохраняющиеся неопределённости при оценке отдалённых последствий облучения у потомков облучённого населения, регистрация отдельных эффектов от облучения половых клеток в экспериментах *in vitro* у человека, а также многочисленные данные, полученные на различных видах животных, показывающие изменение состояния здоровья потомства после облучения родителей, вызывают необходимость продолжения исследований в этом направлении. В связи с этим актуальность формирования когорты потомков лиц, облучённых на Южном Урале, и изучение отдалённых последствий облучения в этой когорте не вызывают сомнений.

Объектом исследования являются потомки лиц, облучённых на Южном Урале на реке Тече и на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа.

Цель работы – описание когорты потомков первого поколения облучённых на Южном Урале лиц, сформированной в 2022 г. в Уральском научно-практическом центре радиационной медицины для последующего анализа отдалённых эффектов в зависимости от гонадной дозы.

Впервые сформирована Уральская когорта потомков облучённого населения (УКПОН), включающая 34628 чел., родители которых получили облучение в результате радиационных аварий на Южном Урале в пятидесятые годы двадцатого века: в прибрежных сёлах реки Течи или на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. Дано определение когорты. Обозначены критерии включения и исключения из когорты. Дана половозрастная и этническая характеристика когорты. Когорта отличается от ранее анализируемых когорт потомков тем, что объединяет потомков родителей, облучённых и на реке Тече, и на ВУРСе и не включает потомков, которые сами облучены, что позволит в дальнейшем оценивать влияние только гонадной дозы на анализируемые эффекты.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: УРАЛЬСКАЯ КОГОРТА ПОТОМКОВ ОБЛУЧЁННОГО НАСЕЛЕНИЯ (УКПОН), ПОТОМКИ, КОГОРТА, РЕКА ТЕЧА, ВУРС, ГОНАДНАЯ ДОЗА

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность

Качественный анализ медицинских и демографических данных, организация эффективной системы выявления наследственных, врождённых заболеваний, канцерогенных и иных эффектов у потомков облучённого населения возможны на основе регулярного наблюдения за достаточно большими контингентами лиц в различные периоды их жизни. При этом важным является систематизированный

сбор сведений из различных источников на основе качественного постоянно обновляемого регистра.

Прогноз происхождения менделирующих, хромосомных и мультифакториальных заболеваний, а также канцерогенных эффектов совместно с информацией о дозах облучения на гонады родителей требует учёта наследственных (семейных) данных, средовых, биологических, социальных и медицинских воздействий, характеризующихся как факторы риска. Неизбежная смена характера влияний факторов риска, их сложное взаимодействие в

процессе зачатия, внутриутробного развития, жизни ребёнка и взрослого обуславливают необходимость динамического репрогноза рисков заболеваемости и смертности потомков облучённого населения 1-го и последующих поколений, предъявляет высокие требования к формированию регистров потомков облучённого населения.

Показатели генетического риска действия ионизирующего излучения, принятые в настоящее время НКДАР для потомков облучённого населения 1-го и последующих поколений, основаны на экстраполяции данных, полученных на животных и на результатах облучения клеток человека *in vitro* [1]. Результаты прямых генетико-эпидемиологических исследований в настоящее время в силу различных причин не позволяют сделать методологически надёжные обоснованные оценки генетического риска при облучении, включая оценки риска ЗНО. Неоднозначность и противоречивость эпидемиологических оценок, их несоответствие экспериментальным данным, возможно, связаны со сложностью генетических процессов в человеческих популяциях, с недостаточной научно-методологической проработанностью проблемы в целом. Попытки корректировки коэффициентов генетического риска от ионизирующего излучения связаны с уточнением фоновых частот наследственных заболеваний, введением поправочного коэффициента репарации ДНК, новыми подходами при оценке мутационной и сегрегационной составляющей генетического груза и лишь частично улучшают ситуацию.

Свои особенности генетических и канцерогенных эффектов у потомков могут наблюдаться при хроническом радиационном воздействии на гонады родителей. Возможность оценки эффектов после хронического облучения родителей в диапазоне доз до 1 Гр представляется при исследовании уникальной когорты потомков лиц, облучённых на Южном Урале.

Первые попытки создания в УНПЦ РМ когорты потомков включали всех детей, родившихся от облучённых родителей, при этом сами потомки включали как необлучённых лиц, так и облучённых во время проживания на загрязнённых территориях вместе с родителями [2, 3]. Это создавало определённые трудности

при анализе эффектов в связи с невозможностью разделить влияние гонадной дозы родителей и постнатальной дозы, полученной самими потомками.

В 2018 г. в Уральском научно-практическом центре радиационной медицины (УНПЦ РМ) была создана Уральская когорта аварийно-облучённого населения (УКАОН), объединившая лиц, облучённых на р. Тече и на ВУРСе в период с 01.01.1950 по 31.12.1960, включая потомков облучённых родителей, которые сами подверглись облучению, проживая с родителями на загрязнённых территориях [4]. Дети, родившиеся от членов УКАОН, были объединены в когорту потомков от облучённого населения. В отличие от ранее анализируемой когорты потомков р. Течи, данная когорта дополнительно включает потомков лиц, облучённых на ВУРСе, и при этом сами потомки не получали постнатального облучения, поэтому изучаемые эффекты будут свободны от влияния постнатальных доз.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Создание когорты потомков населения, облучённого на Южном Урале, через длительный промежуток после начала облучения стало возможным благодаря созданию в УНПЦ РМ медико-дозиметрической базы данных (БД) "Человек", включающей 7 регистров [5], каждый из которых выполняет свою задачу и поддерживается в актуальном состоянии на постоянной основе. Для формирования когорты было использовано четыре регистра: "Идентификация", "Семейный анамнез", "Места проживания" и "Причины смерти".

Описание регистров

"Идентификация". Содержит набор данных для идентификации конкретного человека и его связь с радиационными ситуациями. В настоящее время насчитывает информацию примерно о 148 тыс. чел.

"Семейный анамнез". Содержит набор данных, необходимых для установления степени родства лиц, включённых в БД. В настоящее время насчитывает информацию примерно о 144 тыс. чел.

"Места проживания". Содержит инфор-

мацию о местах и сроках проживания лиц на территории трёх областей Уральского региона (Челябинская, Курганская и Свердловская). В настоящее время насчитывает информацию примерно о 148 тыс. чел.

"Причины смерти". Формируется на основании информации из "Медицинского свидетельства о смерти". Включает данные о дате, месте и причине смерти, произошедшей на административной территории Челябинской и Курганской областей, начиная с 1950 г. В настоящее время насчитывает информацию примерно о 53,5 тыс. случаях смерти.

Информация о гонадных дозах облучения родителей получена из регистра "Индивидуальные дозы облучения и их неопределённости". В нём содержится информация об индивидуальных поглощённых дозах ионизирующего излучения в 23-х органах для каждого человека и на каждый год прослеживания. В настоящее время насчитывает информацию примерно для 65,5 тыс. чел. [6].

Данные регистра "Семейный анамнез" позволили выделить детей, родившихся от облучённых лиц. Сопоставление дат рождения детей и периода проживания родителей на загрязнённых территориях на основе регистра "места проживания" позволило выделить детей, родившихся после начала облучения родителей на реке Тече (с 01.01.1950) или после аварии на ВУРСе (с 29.09.1957). Далее на основе информации из этого же регистра из полученного списка детей от облучённых родителей можно было получить список детей, которые не проживали в загрязнённых населённых пунктах. Таким образом, стало возможным выделить потомков от облучённых родителей, не получавших постнатальное облучение. На следующем этапе мы имели возможность сопоставления списка родителей всех выделенных потомков со списком членов УКАОН, в которую не вошли облучённые лица (являющиеся потенциальными родителями), для которых не могли быть рассчитаны дозы из-за недостатка точной (или наличия противоречивой) информации о датах и местах проживания в период с 1950-х до конца 1960-х годов. Таким образом, из списка выбранных потомков были исключены лица, у родителей которых была неизвестна доза на гонады.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Критерии включения в когорту потомков

Критериями включения в когорту были следующие:

- хотя бы один из родителей включён в УКАОН;
- ребёнок родился после начала облучения родителей;
- сам потомок не подвергался облучению.

Критерием исключения из когорты являлась неточная или противоречивая информация о сроках и местах проживания родителей и ребёнка, не позволяющая определить факт облучения родителей или потомка.

Уральская когорта потомков облучённого населения (УКПОН) включает потомков населения, облучённого на Южном Урале в период с 01.01.1950 по 31.12.1960 в результате двух радиационных аварий на территории Челябинской или Курганской области (сброс отходов в р. Течу и образование ВУРСа).

Численность сформированной когорты потомков по данным на август 2022 г. составила 34628 чел.

Демографические характеристики когорты

В табл. 1 представлены демографические характеристики когорты потомков от облучённых родителей.

В отличие от когорт облучённого населения, в которых преобладало женское население (влияние послевоенного периода), в настоящей когорте количество мужчин и женщин почти одинаковое (51 % и 49 % соответственно).

В когорте преобладает русское население и составляет 59 %, группа татар и башкир составляет 41 % от численности субкогорты. Лица остальных национальностей составляют менее 1 %.

Наибольшее число (33921 чел. или 98 %) членов когорты родились в период с 1950 по 1989 гг. У потомков, родившихся в наиболее поздние годы, чаще были облучены только отцы, возраст которых был значительно старше, чем у матерей.

Потомки, родившиеся с 1950 по 1989 гг., к 2022 году достигли возраста от 33 до 72 лет.

Наиболее представительная группа (70 %) родившихся с 1960 по 1979 гг. достигла возраста 45–62 лет. В данном возрасте только начинает проявляться большая часть нозологических форм злокачественных новообразований, а количество умерших является относительно невысоким. В связи с этим данная когорта является хорошим потенциалом для изучения последствий в будущем, а в настоящий момент может дать предварительное представление о доли умерших и заболевших в юном возрасте и поставить конкретные задачи за наблюдени-

ем данной популяции, т. к. процессы миграции, смены фамилий при замужестве в последующие годы без специального контроля могут привести к невосполнимым потерям информации о местах проживания, семейном анамнезе, информации о заболеваниях и причинах смерти данного населения.

Доза на гонады родителей

Наличие в БД "Человек" регистров "Места проживания" и "Индивидуальные дозы облучения и их неопределённости" позволили получить оценку доз, накопленных на гонады родителей за время их проживания на загрязнённых территориях. В когорте потомков реализованы следующие сценарии облучения родителей: облучён только отец, только мать или оба родителя. Доза рассчитывалась на гонады (семенники или яичники) каждого родителя, а также была рассчитана суммарная доза на гонады родителей, где облучались оба родителя. В табл. 2 представлены средняя медианная и максимальная дозы на семенники и яичники или суммарная доза для каждого сценария облучения.

По данным табл. 2 можно видеть, что у 36 % членов когорты была облучена только мать, у 32 % членов когорты был облучён только отец, и у 32 % были облучены оба родителя. Максимальная доза на семенники и яичники составила 0,9–1,0 Гр, а суммарная доза при облучении обоих родителей немного выше – до 1,2 Гр. При этом надо отметить, что медианная доза, которую получило большее число родителей потомков, была почти в 4 раза меньше, чем средняя доза и составила 12–14 мГр на гонады

Таблица 1

Демографические характеристики
когорты потомков

Характеристики	Человек	
	n	%
Всего	34628	100
Мужчины	17571	51
Женщины	17057	49
Национальность		
Татары и башкиры	14267	41
Русские	20361	59
Год рождения		
1950–1959	2280	7
1960–1969	11963	35
1970–1979	12283	35
1980–1989	7395	21
1990–1999	656	2
2000–2009	44	0,1
2010–2018	7	0,02

Таблица 2

Доза на гонады родителей на дату зачатия потомков

Характеристики	Человек		Доза на гонады, Гр		
	n	%	медианная	средняя	максимальная
Облучён только отец, доза на семенники	11070	32	0,012	0,045	0,923
Облучена только мать, доза на яичник	12380	36	0,014	0,053	1,098
Облучены оба родителя, суммарная доза, включая дозу на: – яичник – семенники	11178	32	0,029	0,094	1,188
			0,012	0,047	0,825
			0,012	0,048	1,078
Вся когорта, суммарная доза на гонады	34628	100	0,017	0,064	1,19

(средняя доза 45–53 мГр), а суммарная медианная доза на гонады — 17 мГр (средняя доза 64 мГр).

Территория наблюдения, жизненный статус, полнота данных

Систематический сбор данных о жизненном статусе и причинах смерти облучённых лиц на Южном Урале был возможен на территории Челябинской и Курганской областей, которая определена территорией наблюдения за смертностью (ТНС).

В БД "Человек" актуализация информации о причинах смерти в регистре "Причины смерти" происходит ежегодно. Однако информация в регистр вносится с временным отставанием в 2–3 года. Это связано с методом получения и идентификации данных из "Медицинского свидетельства о смерти".

На данном этапе системный сбор информации о причинах смерти для наблюдаемой популяции на Южном Урале проведён включительно по 2018 г. За 2019 г. информация о причинах смерти ещё находится в работе, а за последующие годы данные ещё не получены. Таким образом, возможный период наблюдения за когортой потомков на данном этапе включает с 1950 по 2018 гг. и составляет 69 лет. В табл. 3 представлен жизненный статус членов когорты на конец 2018 г.

Таблица 3

Жизненный статус членов когорты
к 31.12.2018

Жизненный статус к 31.12.2018	Число человек	%
Жив на ТНС	19498	56,3
Умер на ТНС, в том числе	4126	11,9
– причина смерти известна	3482	84,4
– причина смерти не известна	644	15,6
Потерянные из наблюдения	3832	11,1
Всего на ТНС	27456	79,3
Мигранты за пределы Челябинской и Курганской областей	7172	20,7
Всего в когорте	34628	100

По текущим данным к концу 2018 г. (через 69 лет от начала наблюдения) с ТНС мигрировали более семи тысяч членов когорты потомков (21 %), умерло на ТНС более 4,5 тыс. чел. (12 %), и были живы и проживали на ТНС около 19,5 тыс. чел. (56 %). Лица, потерянные на ТНС ранее 2018 г., составили 11 %. Относительная доля умерших на территории наблюдения является небольшой (12 %) в связи с тем, что самые старшие члены когорты родились в 1950 г., и к 2018 г. максимальный возраст в когорте потомков составляет 69 лет.

Данная информация о жизненном статусе и полноте данных о причинах смерти впервые оценена для этой сформированной когорты, поэтому она, конечно, уступает уровню прослеженности населения, включённого в анализируемые ранее когорты облучённых, информация о которых собиралась около 70 лет.

Случаи смерти

Как уже отмечалось, к 2018 г. максимальный возраст в когорте потомков составлял 69 лет, а средний возраст в когорте составил 39 лет. В связи с этим неудивительно, что относительная доля умерших на территории наблюдения в данной когорте является небольшой и составляет около 12 % (табл. 3).

Доля известных причин смерти на ТНС за весь 69-летний период составила 84 %. При оценке полноты данных по календарным периодам (рисунок) самые низкие показатели наблюдались в период с 1970 по 1990 гг. Абсолютное число неизвестных причин смерти в этот период составило 186, а максимальный возраст у членов когорты составлял от 20 до 40 лет. Этот возрастной период характеризуется наибольшей подвижностью населения, а причины смерти чаще связаны с внешними причинами (травмы, отравления, несчастные случаи, участие в военных действиях), особенно если учесть, что этот период включает годы "перестройки" и годы войны в Афганистане.

Мы надеемся улучшить полноту данной информации в течение ближайших лет и продумать методику анализа, чтобы минимизировать возможное влияние ограничения данных на результаты анализа онкологического риска у потомков облучённых лиц.

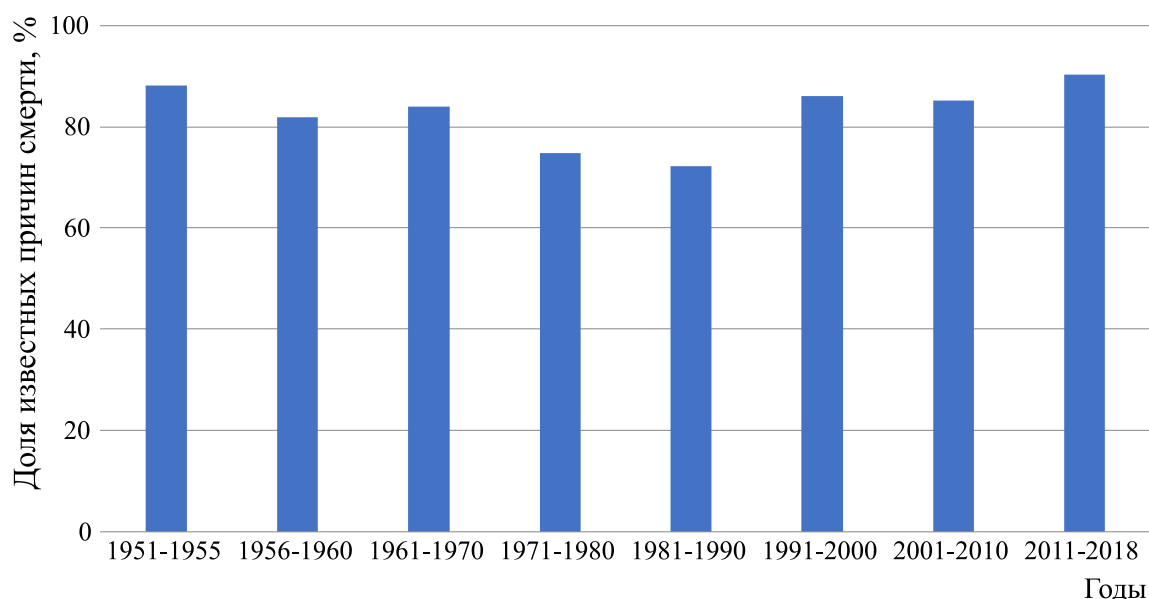


Рисунок. Динамика полноты информации о причинах смерти в когорте потомков

Структура причин смерти по классам международной классификации болезней 9 пересмотра (МКБ-9) лиц, зарегистрированных в УКПОН, на территории наблюдения за смертностью за 69-летний период представлена в табл. 4.

Можно видеть, что доля лиц мужского пола среди умерших составляет 72 % относительно 28 % лиц женского пола.

Наиболее частой причиной смерти в когорте как у мужчин, так и у женщин являлись внешние причины смерти: от травм, отравлений, несчастных случаев (17 класс МКБ-9). У умерших мужчин эти причины занимают почти половину всех случаев смерти (46 %), во всей когорте – 39 %. На втором месте во всей когорте и у мужчин находятся смерти от болезней системы кровообращения (16 % и 17 % соответственно), а у женщин на втором месте – заболевания органов дыхания (19,7 %). На третьем месте во всей когорте и у мужчин – смерти от заболеваний органов дыхания (13 % и 10 %), а у женщин – смерти от болезней системы кровообращения. Данная картина является характерной для когорты, средний возраст в которой в 2018 г. составлял 37 лет, а средний возраст для умерших членов – около 30 лет.

Важную роль среди причин смерти, особенно среди относительно молодой когорты, играет младенческая смертность (до 1 года) и смертность в возрасте от 1 года до 4 лет, поэтому для этих возрастных групп структура причин смерти была рассмотрена отдельно (табл. 5). Из 3482 чел. умерших на ТНС, 405 чел. умерли в возрасте до 1 года, а 401 – в возрасте от 1 года до 4 лет.

Суммарно за 69-летний период наблюдения для детей в возрасте до 1 года наиболее частыми причинами смерти (45 %) являются заболевания органов дыхания, в основном пневмонии (8 класс МКБ-9), на втором месте (20 %) – состояния перинатального периода (15 класс МКБ-9), на третьем месте (14 %) – инфекционные заболевания, а далее – врожденные аномалии (7,2 %). Эти классы причин смерти наиболее часты для периода от новорожденного состояния до годовалого возраста ребенка, характеризующегося слабым иммунитетом и заболеваниями, часто зависящими от маминого здоровья или наследственных факторов.

В следующем возрастном периоде (от 1 года до 4 лет) на первом (44 %) и втором (19 %) месте остаются те же причины, а на третьем месте более частыми становятся внешние

Таблица 4

Структура причин смерти по классам МКБ-9 за 1950–2018 гг.

Класс МКБ-9	Болезни	Мужчины		Женщины		Всего	
		n	%	n	%	n	%
I	Инфекционные	136	5,4	84	8,7	220	6,3
II	Новообразования	146	5,8	114	11,8	260	7,5
III	Эндокринные, метаболические иммунные нарушения	52	2,1	28	2,9	80	2,3
IV	Кровь и кроветворные органы	1	0,0	2	0,2	3	0,1
V	Психические расстройства	19	0,8	12	1,2	31	0,9
VI	Нервной системы и органов чувств	61	2,4	28	2,9	89	2,6
VII	Системы кровообращения	427	17,0	139	14,4	566	16,3
VIII	Органов дыхания	259	10,3	190	19,7	449	12,9
IX	Органов пищеварения	93	3,7	44	4,6	137	3,9
X	Мочеполовой системы	9	0,4	16	1,7	25	0,7
XI	Осложнения беременности, родов и послеродового периода	0	0,0	5	0,5	5	0,1
XII	Кожи и подкожной клетчатки	6	0,2	2	0,2	8	0,2
XIII	Костно-мышечной и соединительной ткани	3	0,1	3	0,3	6	0,2
XIV	Врожденные аномалии	31	1,2	21	2,2	52	1,5
XV	Перинатальные состояния	50	2,0	37	3,8	87	2,5
XVI	Симптомы и неопределённые состояния	66	2,6	25	2,6	91	2,6
XVII	Травмы и отравления	1159	46,0	214	22,2	1373	39,4
Всего умерло с известной причиной на территории наблюдения		2518	100,0	964	100,0	3482	100,0
%		72,3		27,7		100	

Примечание. Жирным шрифтом выделены наиболее частые причины смерти.

причины, связанные с несчастными случаями, травмами и отравлениями.

Дальнейший анализ показателей смертности в эти возрастные периоды в зависимости от гонадной дозы родителей будет представлять интерес для многих исследователей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, сформирована Уральская когорта потомков облучённого населения (УКПОН), включающая 34628 чел., родители которых были облучены в прибрежных сёлах на р. Тече и в зоне ВУРСа. Дано определение когорты и обозначены критерии включения и исключения из когорты.

Демографический анализ показал, что когорта облучённых в детском возрасте имеет практически равное соотношение мужчин и женщин, в ней преобладают лица славянской этнической принадлежности, особенно среди облучённых на р. Тече. Средний возраст в когорте к 2018 году составил около 39 лет. Основная часть потомков (98 %) родилась в период с 1950 по 1989 гг. Для 70 % членов когорты достигнутый возраст находится в диапазоне от 45 до 62 лет. В данном возрасте большая часть онкологических заболеваний только начинает реализовываться, и на данном этапе мы сможем оценивать только предварительные данные о состоянии здоровья членов когорты. Основное отличие фиксируемой в

Таблица 5

Структура причин смерти в младших возрастных группах по классам МКБ-9

Класс МКБ-9	Болезни	до 1 года		1–4 года	
		n	%	n	%
I	Инфекционные	58	14,3	76	19,0
II	Новообразования	3	0,7	10	2,5
III	Эндокринные, метаболические иммунные нарушения	5	1,2	12	3,0
IV	Кровь и кроветворные органы	0	0	1	0,2
V	Психические расстройства	0	0	0	0
VI	Нервной системы и органов чувств	8	2,0	14	3,5
VII	Системы кровообращения	3	0,7	7	1,7
VIII	Органов дыхания	183	45,2	176	43,9
IX	Органов пищеварения	6	1,5	9	2,2
X	Мочеполовой системы	0	0	2	0,5
XI	Осложнения беременности, родов и послеродового периода	0	0	0	0
XII	Кожи и подкожной клетчатки	2	0,5	2	0,5
XIII	Костно-мышечной и соединительной ткани	0	0	0	0
XIV	Врождённые аномалии	29	7,2	15	3,7
XV	Перинатальные состояния	81	20,0	6	1,5
XVI	Симптомы и неопределённые состояния	11	2,7	11	2,7
XVII	Травмы и отравления	16	4,0	60	15,0
Всего		405	100	401	100

Примечание. Жирным шрифтом выделены наиболее частые причины смерти.

настоящее время когорты от ранее анализируемых заключается в том, что в ней отсутствуют потомки, которые сами были подвергнуты облучению в раннем детском возрасте, и в плане изучения эффектов полученные оценки риска будут свободны от дополнительного влияния постнатального облучения. Кроме того, численность когорты расширена за счёт включения потомков лиц, облучённых на ВУРСе. Важность работы с членами данной когорты на настоящем этапе продиктована необходимостью длительного периода наблюдения для получения статистически обоснованных результатов. Кроме того, отсрочка работы с данным населением может приводить к невосполнимой потере информации в связи с естественным движением населения, выражаемым в процессах миграции или смерти, а также в связи со сменой фамилий при изменении

семейного статуса. В когорте проанализирована доступность информации о жизненном статусе членов когорты и полноте информации. Обозначена территория наблюдения за смертностью, включающая Челябинскую и Курганскую области. Для наблюдения за когортой предварительно выбраны годы с 1950 по 2018. В связи с тем, что когорта сформирована впервые, были выявлены периоды лет, требующие дополнительных усилий по сбору данных. До начала анализа планируется провести дополнительный поиск информации о местах проживания и причинах смерти членов когорты за годы, в которые полнота информации ниже других лет.

Изучение эффектов в данной когорте со временем позволит более точно определить влияние облучения гонад родителей на здоровье потомков.

Мы признательны сотрудникам отдела Базы данных "Человек" и сотрудникам эпидемиологической лаборатории ФГБУН УНПЦ РМ, которые принимали участие в длительном и трудоёмком процессе сбора информации, без которой невозможно создание когорт населения с длительным периодом наблюдения. Мы приносим свою благодарность сотрудникам биофизической лаборатории, которую долгие годы возглавляла Марина Олеговна Дёгтева, за расчёт доз на гонады родителей потомков.

ЛИТЕРАТУРА

1. Публикация 103 МКРЗ. Рекомендации Международной Комиссии по радиационной защите от 2007 г.: пер с англ. / Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К. Шандалы. – М.: Изд-во ООО ПКФ "Алана", 2009. – 344 с.
2. Kossenko M., Ostroumova Y., Akleyev A. et al. Mortality in the offspring of individuals living along the radioactively contaminated Techa River: a descriptive analysis. // Radiation and Environmental Biophysics. – 2000. – V. 39. – No 4. – P. 219–225.
3. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Науч. ред.: Аклеев А.В., Киселев М.Ф. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Медбиоэкстрем, 2001. – 530 с.
4. Силкин С.С., Крестинина Л.Ю., Старцев Н.В., Аклеев А.В. Уральская когорта аварийно-облучённого населения // Медицина экстремальных ситуаций. – 2019. – Т. 21. – № 3. – С. 393–402.
5. Старцев Н.В., Дегтева М.О., Косенко М.М. Медико-дозиметрическая база данных (МД БД) УНПЦ РМ // Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселёва. – М., 2000. – С. 64–79.
6. Старцев Н.В., Шишкина Е.А., Блинова Е.А., Аклеев А.В. Справочно-информационный комплекс "REGISTR" Уральского научно-практического центра радиационной медицины ФМБА России // Мед. радиология и радиац. безопасность. – 2022. – Т. 67. – № 1. – С. 79–86.

ПАМЯТИ ЮРИЯ ВАСИЛЬЕВИЧА ГЛАГОЛЕНКО



13 декабря 2022 года скоропостижно скончался Глаголенко Юрий Васильевич – один из плеяды знаковых руководителей ФГУП "ПО "Маяк", крупный специалист в области радиоэкологии, радиационной безопасности и охраны окружающей среды отрасли, кандидат технических наук, лауреат премии Правительства Российской Федерации в области науки и техники, заслуженный химик РФ.

Юрий Васильевич родился 10 октября 1946 года в г. Серов Свердловской области. После окончания в 1969 году Уральского политехнического института Глаголенко Ю.В. был направлен на ФГУП "ПО "Маяк", где он проработал более 40 лет. Свою трудовую деятельность на предприятии Юрий Васильевич начал в Центральной заводской лаборатории (ЦЗЛ), где он прошёл путь от инженера-технолога до руководителя группы, а в 1989 году на общем голосовании коллектив избрал его начальником ЦЗЛ.

В этой должности Юрий Васильевич зарекомендовал себя не только как ведущий специалист отрасли в области прикладной радиохимии, но и как инициатор и координатор многих научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ по изучению сорбционного поведения радионуклидов в техногенных средах, исследованию состава, свойств и поведения технологических осадков, а также разработке перспективных дезактивационных рецептур. Он является автором более 30 свидетельств и патентов на изобретения.

Юрий Васильевич активно поддерживал восстановление творческих контактов с ведущими институтами Российской Академии Наук, участвовал в организации и руководстве ряда крупных международных проектов в области радиоэкологии и радиационной безопасности.

В 1995 году Ю.В. Глаголенко был назначен заместителем главного инженера предприятия по научной части и химической технологии, позже – заместителем генерального директора по научной работе, а в 2001 году – директором по новым производствам, науке и экологии ФГУП "ПО "Маяк". В данном качестве Юрий Васильевич внёс огромный вклад в становление на комбинате молодых научных кадров, закрепление ФГУП "ПО "Маяк" на отраслевом и международном уровне как промышленного предприятия с высоким научным потенциалом.

В этот период времени основные усилия Юрия Васильевича были направлены на решение проблем ядерного наследия и радиоэкологической безопасности предприятия, организацию работ по программе ВОУ-НОУ, на создание производств новых материалов для нужд атомной энергетики. Под его руководством был выполнен огромный объём работ в области охраны окружающей среды, включая разработку и внедрение принципиально новой нормативно-правовой документации, а также конкретных инженерных решений ряда экологических проблем ПО "Маяк".

В 2009 году за научное обоснование технологии и реализацию работ по выводу из эксплуатации радиационно опасных природно-техногенных объектов первого атомного проекта на примере водоёма Карачай – хранилища жидких радиоактивных отходов ФГУП "ПО "Маяк" – Юрию Васильевичу присуждена премия Правительства Российской Федерации в области науки и техники.

Юрий Васильевич являлся одним из активных организаторов создания на предприятии собственного научно-практического журнала "Вопросы радиационной безопасности", был автором многих публикаций по концептуальным вопросам развития атомной промышленности и ФГУП "ПО "Маяк", длительное время входил в состав редколлегии журнала.

С 2010 г. работал в ФГУП "Федеральный экологический оператор".

Ушёл из жизни отзывчивый, внимательный и добрый человек. Светлая память о Юрии Васильевиче навсегда сохранится в сердцах его сослуживцев, всех, кто его знал, уважал и искренне любил.

RADIATION SAFETY PROBLEMS

Scientific Journal

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

№ 4 (108) 2022

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, P.V. Kozlov, D.N. Kolupaev, N.A. Koshurnikova, A.I. Kryshev,
A.A. Kuvaev, I.I. Linge, M.V. Logunov, B.F. Myasoedov, E.A. Pryakhin,
S.A. Romanov, M.E. Sokolnikov, E.I. Tolstykh, A.V. Trapeznikov, S.S. Utkin,
A.P. Khomyakov, V.F. Khokhryakov, E.A. Shishkina, S.V. Yudintsev

CONTENTS

1. RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT

- I.V. Kapyrin.** Status and Prospects for Development of Geomigration Modeling Techniques Applied to Address the Long-Term Radiation Safety Issues 3
- S.M. Shaydullin, P.V. Kozlov, M.B. Remizov, S.A. Dubkov, M.V. Pechyonkina, G.V. Kochkina.** Corrosion Testing of Domestically Produced and Foreign Chromium-Bearing and Baddeleyite-Corundum Refractories in Borosilicate Glass Melts 17

2. RADIOACTIVE WASTE & ENVIRONMENT

- N.A. Bezhin, I.G. Tananayev.** Concentration of ^{137}Cs from Seawater by Sorption Using Sorbents of the Thermoxide Brand 30
- Yu.G. Mokrov.** Characterization of Gamma-Ray Source-Term in the Vicinity of Metlinsky Pond at the Techa River. Part 2. Study of Radionuclide Composition of the Source 39
- A.V. Glagolev, Ye.G. Drozhko, A.A. Kuvayev, N.M. Kurinova, N.V. Makarova, T.V. Sukhanova.** Continuous Numerical Model of Polluted Groundwater Plumes in the Vicinity of LRW Storage Reservoirs Lake Karachay and Staroye Boloto of the Mayak PA 58

3. RADIATION EXPOSURE & HUMAN HEALTH

- N.A. Obvintseva, N.I. Atamanyuk, G.A. Tryapitsyna, Yu.I. Ostroumov, P.S. Shmelin, Ye.A. Pryakhin.** The Effect of rhAFP at Various Concentration in the Liposomal rhAFP and rhGCSF Combined Preparation on the Course of Radiation Skin Burn in Mice 71

CONTENTS

D.V. Ivanov, D.R. Baytimirov, S.F. Konev, Ye.Ye. Aladova. Peculiarities of Use of Smartphone Touchscreen Glass as an EPR-dosimeter 79

L.Yu. Krestinina, S.A. Shalaginov, N.V. Startsev. Urals Cohort of Exposed Population Offspring 86

4. INFORMATION & PERSONALIA

Yu. V. Glagolenko 95

CONTENTS 96

ABSTRACTS 98

Information about Authors 102

Contents of the journal for 2022 105

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

STATUS AND PROSPECTS FOR DEVELOPMENT OF GEOMIGRATION MODELING TECHNIQUES APPLIED TO ADDRESS THE LONG-TERM RADIATION SAFETY ISSUES

I.V. Kapyrin

Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

The paper is focused on the problem of geomigration modeling applied for safety assessment of nuclear facilities and development of relevant computational codes. The classification of typical tasks of the nuclear industry is provided and specific features typical of different classes of simulated objects are analyzed, including their near and far zones. The most radioecologically relevant radionuclides are identified for each class. GeRa computational code is used as an example to analyze current trends of development of hydrogeological modeling software.

KEYWORDS: HYDROGEOLOGICAL MODELING, RADIONUCLIDE GEOMIGRATION, SOFTWARE SYSTEMS, SAFETY ASSESSMENT OF NUCLEAR FACILITIES, RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL, DECOMMISSIONING, GeRa COMPUTATIONAL CODE

CORROSION TESTING OF DOMESTICALLY PRODUCED AND FOREIGN CHROMIUM-BEARING AND BADDELEYITE-CORUNDUM REFRACTORIES IN BOROSILICATE GLASS MELTS

S.M. Shaydullin¹, P.V. Kozlov^{1,2}, M.B. Remizov¹, S.A. Dubkov², M.V. Pechyonkina², G.V. Kochkina²

¹FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

²Ozyorsk Institute of Technology, National Research Nuclear University MEPhI, Ozyorsk, Russia

The paper justifies great practical relevance of the problem of corrosion and erosion resistance of the refractories used as a structural element in the furnaces with direct electrical heating used for vitrification of high-level waste. The list of the main promising materials is provided, as well as the algorithm of assessment of their resistance to borosilicate melts during operation of electrical furnaces.

In this study, the corrosion testing of the refractory materials were carried out under static and dynamic conditions in low-melting borosilicate glass and in the melt of borosilicate glass containing simulated liquid high-level waste (HLW).

The refractories that are most resistant to the glass melt under conditions of HLW solidification were identified.

The findings of the study will be of use when selecting the material for the lining at designing the removable and small-sized melters.

KEYWORDS: REFRACTORY MATERIALS, CORROSION, GLASS-ATTACK RESISTANCE, BADDELEYITE-CORUNDUM REFRACTORIES, CHROMIUM OXIDE REFRACTORIES, CHROMIUM-ALUMINA-ZIRCON REFRACTORY, INDUSTRIAL VITRIFICATION FURNACES, LIQUID HIGH-LEVEL WASTE (HLW) REPROCESSING, BOROSILICATE GLASS, THERMOVISCOSIMETRIC BEHAVIOR, STATIC TESTING

CONCENTRATION OF ^{137}Cs FROM SEAWATER BY SORPTION USING SORBENTS OF THE THERMOXIDE BRAND

N.A. Bezhin¹, I.G. Tananayev^{1,2,3}

¹Sevastopol State University, Sevastopol, Russia

²FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

³V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry of Russian Academy of Sciences

The results of cesium recovery from seawater with commercially available sorbents of the Thermoxide brand (Thermoxide 35, Thermoxide 3A) under laboratory and expeditionary conditions are presented. The dynamic exchange capacity and the total dynamic exchange capacity of the sorbents for cesium have been established. Breakthrough curves of cesium sorption have been plotted for different seawater flow rates, and the obtained physicochemical regularities (isotherm and kinetics) of sorption are presented. The efficiency of ^{137}Cs recovery from large volumes of seawater by sorbents of the Thermoxide brand under expeditionary conditions has been evaluated.

KEYWORDS: THERMOXIDE 35, THERMOXIDE 3A, CESIUM, SORPTION, SEAWATER

CHARACTERIZATION OF GAMMA-RAY SOURCE-TERM IN THE VICINITY OF METLINSKY POND AT THE TECHA RIVER. PART 2. STUDY OF RADIONUCLIDE COMPOSITION OF THE SOURCE

Yu.G. Mokrov

FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

The paper is aimed at reconstruction of a source term for external exposure of population that inhabited the banks of the Techa River from 1949 to 1956. The composition of γ -emitting nuclides contributing to radiation environment of the river banks and floodplain is also studied. The author indicates that the γ -emitting nuclides entered the river system both in solutions and as industrial and natural suspended matter. The paper considers archive data on measured parameters of radiation contamination of the Techa bottom sediments and riverside area. Results of the present-day radiation surveys of the Techa River show that distribution of exposure dose rate has 'spotted' (non-uniform) character along the entire river and is a result of sedimentation of suspended particles contaminated with the γ -emitting nuclides on the surface of the soil. The activity of γ -emitting nuclides accumulated in the upper reaches of the river due to sorption of water-soluble radionuclides to the bottom sediments and as a result of sedimentation of contaminated suspended matter on the surface of the bottom sediments was calculated using a stationary sorption model and a hydrodynamic model of sediment ponds. The author mentions that till July, 1951, when the river run-off did not exceed 1 m³/s, practically all industrial and natural suspended particles settled on and accumulated at the bottom of Metlinsky Pond. Only a small portion of clay particles could enter the river below the dam of Metlinsky Pond. The paper shows that ^{95}Zr and ^{95}Nb are of high importance for reconstruction of the radiation environment in the Techa riverside area, because before 1953, activity of the bottom sediments in all segments of the river was predominantly determined by these γ -emitting nuclides. The author indicates that there is practically no sorption of ^{95}Nb to bottom sediments and suspended matter, and the river flow carries predominantly soluble forms of ^{95}Nb . ^{95}Zr , on the contrary, is characterized by sufficient sorption to bottom sediments and can be transferred for long distances only as suspended matter or bed silt. The paper demonstrates that till October, 1951 the radiation environment along the entire river below Metlinsky Pond was determined predominantly by ^{95}Nb and characterized by uniform and stable contamination level in all flooded areas of the floodplain. Vast contamination of the bottom sediments and the floodplain along the entire river by other γ -emitting nuclides (^{95}Zr , ^{137}Cs , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{103,106}\text{Ru}$, etc.) could result only from 'washing' of Metlinsky Pond in October, 1951, when the flow rate in the upper reaches of

the river made up to 30 m³/s, which was accompanied by intensive stirring-up of the bottom sediments and transfer of the activity out of Metlinsky Pond.

KEYWORDS: THE TECHA RIVER, γ -EMITTING NUCLIDES, EXTERNAL EXPOSURE, BOTTOM SEDIMENTS, SORPTION, SUSPENDED MATTER, SEDIMENTATION, STIRRING-UP, FLOODPLAIN, RADIATION ENVIRONMENT

CONTINUOUS NUMERICAL MODEL OF POLLUTED GROUNDWATER PLUMES IN THE VICINITY OF LRW STORAGE RESERVOIRS LAKE KARACHAY AND STAROYE BOLOTO OF THE MAYAK PA

A.V. Glagolev, Ye.G. Drozhko, A.A. Kuvayev, N.M. Kurinova

FSBI Hydrospeztzgeologiya, Moscow, Russia

N.V. Makarova, T.V. Sukhanova

M.V. Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia

The paper describes a continuous numerical model of polluted groundwater plumes near the LRW storage reservoirs Lake Karachay and Staroye Boloto of Mayak developed by FSBI Hydrospeztzgeologiya. This model is based on the long-term monitoring data obtained by Facility-Focused Monitoring System (FFMS). The model is regularly updated as the FFMS database is augmented, new data of engineering-geological and hydrogeological surveys are received, and when tasks are set to assess the hydrogeological safety of nuclear facilities at the industrial site of Mayak.

KEY WORDS: LAKE KARACHAY, STAROYE BOLOTO, GROUNDWATER POLLUTION PLUME, NUMERICAL MODELING

THE EFFECT OF rhAFP AT VARIOUS CONCENTRATION IN THE LIPOSOMAL rhAFP AND rhGCSF COMBINED PREPARATION ON THE COURSE OF RADIATION SKIN BURN IN MICE

N.A. Obvintseva¹, N.I. Atamanyuk^{1,2}, G.A. Tryapitsyna^{1,2}, Yu.I. Ostroumov¹, P.S. Shmelin³, Ye.A. Pryakhin¹

¹FSBIS Urals Research Center for Radiation Medicine of FMBA of Russia, Chelyabinsk, Russia

²FSBEI HE Chelyabinsk State University, Chelyabinsk, Russia

³JSC Central Research Technological Institute Technomash, Moscow, Russia

This study evaluated the efficacy of a liposomal preparation containing the recombinant human granulocyte colony-stimulating factor (rhGCSF) protein at a concentration of 0.02 mg/ml and recombinant human alpha-fetoprotein (rhAFP) protein at various concentrations (0.1; 0.5 and 1 mg/ml) for treating radiation damage to skin of degree IIIA in mice. We simulated radiation burns of the skin. For this purpose, targeted local skin irradiation of the skin fold was performed in male CD-1 mice using the Theratron® Equinox medical gamma unit at a dose of 60 Gy, exposure dose rate of 1.87 Gy/min. Efficacy of liposomal preparations was evaluated according to clinical indicators. The most pronounced therapeutic effect consisting in reducing all periods of clinical manifestations of skin burns and, consequently, in reducing the total time for healing the burn wound, was observed when using a liposomal protein preparation with a concentration of rhAFP of 1 mg/ml. The use of a liposomal preparation containing 0.02 mg/ml of rhGCSF protein and 1 mg/ml of rhAFP protein can be recommended as a treatment for IIIA degree radiation-induced skin burns.

KEYWORDS: IRRADIATION, MICE, SKIN, RADIATION DERMATITIS, rhAFP, rhGCSF, LIPOSOMES

PECULIARITIES OF USE OF SMARTPHONE TOUCHSCREEN GLASS AS AN EPR-DOSIMETER

D.V. Ivanov, D.R. Baytimirov, S.F. Konev

Ural Federal University Named After the First President of Russia B.N. Yeltsin, Yekaterinburg, Russia

Ye.Ye. Aladova

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

The article presents the results of a spectroscopic EPR study of smartphone touchscreens after their exposure to ionizing radiation. It is shown that smartphone glass samples may have their own technology-related EPR signals, which may cause systematic errors in the results of dose reconstruction by the EPR method. Several types of radiation EPR signals have been identified, as well as variations in the radiation sensitivity of glasses. A linear response of the EPR signal to irradiation in the range of 0–1 kGy was detected.

KEYWORDS: RETROSPECTIVE DOSIMETRY, ELECTRON PARAMAGNETIC RESONANCE, RADIATION SENSITIVITY, RADIATION-INDUCED SIGNAL

URALS COHORT OF EXPOSED POPULATION OFFSPRING

L.Yu. Krestinina, S.A. Shalaginov, N.V. Startsev

FSBIS Urals Research Center for Radiation Medicine of FMBA of Russia, Chelyabinsk, Russia

Persistent uncertainties in assessing long-term effects of radiation exposure in the offspring of exposed population, registration of individual effects as a result of germ cell radiation exposure in in-vitro experiments in humans, and numerous data obtained in various animal species showing changes in the health status of offspring after parental radiation exposure, necessitate further research in this direction. In this respect, the relevance of forming a cohort consisting of offspring of the population exposed in the South Urals and the study of long-term effects of radiation exposure in this cohort are beyond doubt.

The subject of the study is the offspring of the South Urals population exposed at the Techa River and in the territory of the East Urals Radioactive Trace.

The objective of the work is to describe the cohort of the first generation offspring of the population exposed to radiation in the South Urals that was formed in 2022 in the Urals Research Center for Radiation Medicine with the objective of further studying the late effects based on gonadal dose.

It is the first time the Urals Cohort of Exposed Population Offspring (UCEPO) has been formed. The cohort includes 34,628 people, whose parents were exposed due to two radiation accidents in the South Urals in the 1950-s: in the Techa riverside settlements or in the territory of the East Urals Radioactive Trace. The definition of the cohort is presented; the criteria for inclusion in and exclusion from the cohort are identified. A detailed sex and age and ethnicity characteristic of the cohort is given. The cohort differs from the previously analyzed cohorts of offspring in that it brings together the offspring, whose parents were exposed to radiation both at the Techa River and in the EURT, and does not include the offspring who were exposed to radiation themselves, which will allow us to further assess the effect of only gonadal dose on the analyzed effects.

KEYWORDS: URALS COHORT OF EXPOSED POPULATION OFFSPRING (UCEPO), OFFSPRING, COHORT, THE TECHA RIVER, EURT, GONADAL DOSE

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
Козлов Павел Васильевич	— кандидат технических наук
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
Похлебаев Михаил Иванович	— учредитель
Пряхин Евгений Александрович	— доктор биологических наук, профессор
Романов Сергей Анатольевич	— кандидат биологических наук
Сокольников Михаил Эдуардович	— доктор медицинских наук
Толстых Евгения Игоревна	— доктор биологических наук
Трапезников Александр Викторович	— доктор биологических наук
Уткин Сергей Сергеевич	— доктор технических наук
Хомяков Анатолий Павлович	— доктор технических наук
Хохряков Валентин Федорович	— доктор биологических наук, профессор
Шишкина Елена Анатольевна	— доктор биологических наук
Юдинцев Сергей Владимирович	— доктор геолого-минералогических наук, член-корреспондент РАН

Сведения об авторах статей:

Аладова Елена Евгеньевна	— к.б.н., ведущий научный сотрудник, <i>aladova@subi.su</i>
Атаманюк Наталья Игоревна	— к.б.н., старший научный сотрудник экспериментального отдела УНПЦ РМ, доцент кафедры радиационной биологии ЧелГУ, т. (351) 2327924, <i>vita_pulhra@mail.ru</i>
Байтимиров Дамир Рафисович	— к.физ.-мат.н., доцент, <i>d.r.bajtimirov@urfu.ru</i>
Бежин Николай Алексеевич	— к.т.н., доцент кафедры Химические технологии и новые материалы, т. +79787449098, <i>nickbezhin@yandex.ru</i>
Глаголев Андрей Всеволодович	— заместитель генерального директора по производству, <i>glagolev@specgeo.ru</i>
Дрожко Евгений Гордеевич	— д.геол.-минерал.н., заместитель директора центра ОМСН по науке, <i>deg46@mail.ru</i>
Дубков Сергей Афанасьевич	— научный сотрудник кафедры химии и химических технологий
Иванов Денис Владимирович	— к.физ.-мат.н., старший научный сотрудник, <i>deniv@imp.uran.ru</i>
Капырин Иван Викторович	— к.физ.-мат.н., заведующий лабораторией, т. (495) 9552268, <i>kapyrin@ibrae.ac.ru</i>
Козлов Павел Васильевич	— к.т.н., доцент, начальник исследовательской лаборатории (по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов) ЦЗЛ, т. (35130) 33269, <i>cpl@po-mayak.ru</i>
Конев Сергей Федорович	— к.физ.-мат.н., доцент, <i>kpf50@bk.ru</i>
Кочкина Галина Владимировна	— старший преподаватель кафедры химии и химических технологий
Крестинина Людмила Юрьевна	— к.мед.н., заведующая эпидемиологической лабораторией, т. (351) 2327918, <i>ludmila@urcrm.ru</i>
Куваев Андрей Алексеевич	— д.геол.-минерал.н., начальник отдела математического моделирования и ГИС-технологий, <i>kuvaev@msnr.ru</i>
Куринова Наталья Михайловна	— магистр, главный специалист отдела математического моделирования и ГИС-технологий, т. +7 916 8399439, <i>nkurinova@msnr.ru</i>
Макарова Наталья Валентиновна	— к.геол.-минерал.н., доцент каф. динамической геологии геологического факультета, <i>vladim-makarov@yandex.ru</i>
Мокров Юрий Геннадьевич	— д.т.н., советник генерального директора по науке и экологии, т. (35130) 33304, <i>mokrov@po-mayak.ru</i>

-
- | | | |
|---------------------------------|---|--|
| Обвинцева Надежда Александровна | – | научный сотрудник экспериментального отдела, т. (351) 2327924, <i>n_obvintseva@mail.ru</i> |
| Остроумов Юрий Игоревич | – | к.т.н., старший научный сотрудник, <i>proterius@yandex.ru</i> |
| Печёнкина Марина Викторовна | – | заведующая лаборатории специальных химических дисциплин кафедры химии и химических технологий |
| Пряхин Евгений Александрович | – | д.б.н., профессор, зав. экспериментальным отделом, т. (351) 2327925, <i>pryakhin@urcrm.ru</i> |
| Ремизов Михаил Борисович | – | ведущий инженер-технолог лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 33844, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Старцев Николай Валерьевич | – | заведующий отделом БД "Человек", т. (351) 2608972, <i>startsev@urcrm.ru</i> |
| Суханова Татьяна Владимировна | – | к.геол.-минерал.н., доцент каф. динамической геологии геологического факультета, <i>tanikamgu@mail.ru</i> |
| Тананаев Иван Гундарович | – | д.х.н., профессор, член-корреспондент РАН, ведущий научный сотрудник ФГАОУ ВО Севастопольский государственный университет, советник генерального директора ФГУП "ПО "Маяк", т. +79149640116, <i>geokhi@mail.ru</i> |
| Тряпицына Галина Александровна | – | д.б.н., ведущий научный сотрудник экспериментального отдела УНПЦ РМ, профессор кафедры радиационной биологии ЧелГУ, т. (351) 2327925, <i>tga28@mail.ru</i> |
| Шайдуллин Сергей Минуллович | – | инженер-технолог лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 33203, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Шалагинов Сергей Александрович | – | к.мед.н., старший научный сотрудник эпидемиологической лаборатории, т. (351) 2327748, <i>shalaginov@urcrm.ru</i> |
| Шмелин Павел Сергеевич | – | начальник НИО "Функциональные материалы", т. (495) 2780000, <i>shmelinps@gmail.com</i> |
-

СОДЕРЖАНИЕ ЖУРНАЛА ЗА 2022 ГОД

Содержание	Номер
1. ОБЩИЕ ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ	
Носовец В.С., Мищенко Л.А., Миргородских К.С., Сахно К.С., Екидин А.А., Назаров Е.И. Опыт независимого радиационного контроля на общественно доступных участках зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк"	1
Прозорова И.В., Попов Ю.А., Прозоров А.А., Беденко С.В. Интеграция алгоритма дифференциальной эволюции и кода MCNP для создания модели спектрометрического детектора	1
2. РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ	
Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю., Антонова Т.А., Мурашова Е.Л. Основные результаты контроля радиоактивного загрязнения поверхностных водных объектов в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" за 2021 год	2
Мокров Ю.Г., Исаева Н.Б., Яркова Т.А. Результаты контроля радиационной обстановки на территории зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" в 2021 году	2
Постовалова Г.А. Результаты мониторинга подземных вод на территории промышленной площадки ФГУП "ПО "Маяк" в 2021 году	2
Цивилёв И.В., Горлов О.В. Результаты гидрологического мониторинга ТКВ, проводимого ФГБУ "Гидроспецгеология" в 2021 году	2
Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю., Дементьева А.Е. Результаты контроля выбросов в атмосферу радиоактивных веществ из организованных источников ФГУП "ПО "Маяк" в 2021 году	2
Мокров Ю.Г., Посохова А.А., Мокров К.Ю. Результаты мониторинга состояния специальных промышленных водоёмов ФГУП "ПО "Маяк" в 2021 году	2
Пряхин Е.А., Атаманюк Н.И., Перетыкин А.А., Тюхай М.В., Могильникова Н.И., Стяжкина Е.В., Обвинцева Н.А., Андреев С.С., Алдибекова А.Е., Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю., Тряпицына Г.А. Апробация системы биологического мониторинга экосистем промышленных водоёмов ФГУП "ПО "Маяк" на примере водоёма В-4	2
3. ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ	
Феоктистов К.А., Ремизова В.А., Бобров П.А., Слюнчев О.М. Разработка способов обращения с жидкими среднеактивными отходами радиохимического производства	3
Бобров П.А., Слюнчев О.М., Силич Н.В., Старовойтов Н.П. Результаты опытно-промышленных испытаний по окислению органических соединений в радиоактивных суспензиях	3

Содержание	Номер
Милютин В.В., Некрасова Н.А., Козлов П.В., Маркова Д.В., Феоктистов К.А. Извлечение цезия из модельных растворов щелочных высокоактивных отходов на неорганическом ферроцианидном сорбенте марки "Ферсал"	3
Капырин И.В. Состояние и перспективы развития методов геомиграционного моделирования для анализа вопросов долгосрочного обеспечения радиационной безопасности	4
Шайдуллин С.М., Козлов П.В., Ремизов М.Б., Дубков С.А., Печёнкина М.В., Кочкина Г.В. Коррозионные испытания хромсодержащих и бадделеитокорундового огнеупорных материалов отечественного и зарубежного производства в расплавах боросиликатных стёкол	4
4. РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ И ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА	
Мокров Ю.Г., Алексахин А.И., Антонова Т.А., Мокров К.Ю., Шорохов М.Ю. Эксплуатация ТКВ и уровни загрязнения реки Течи в условиях низкой водности 2016–2021 годов	1
Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю., Кизуб П.А., Блохин П.А., Сошников В.М. Изучение параметров источника гамма-излучения в районе Метлинского пруда на реке Тече. Часть 1. Постановка задачи и предварительные вариантные расчёты	3
Андронников П.А. Вывод из эксплуатации ЯРОО и реабилитация загрязнённых территорий на ФГУП "ПО "Маяк" за период 2016–2021 гг.	3
Бежин Н.А., Тананаев И.Г. Сорбционное концентрирование ^{137}Cs из морской воды сорбентами марки "Термоксид"	4
Мокров Ю.Г. Изучение параметров источника гамма-излучения в районе Метлинского пруда на реке Тече. Часть 2. Обоснование радионуклидного состава источника	4
Глаголев А.В., Дрожко Е.Г., Куваев А.А., Куринова Н.М., Макарова Н.В., Суханова Т.В. Постоянно действующая математическая модель ореолов загрязнённых подземных вод вблизи водоёмов-хранилищ ЖРО Карачай и Старое болото ФГУП "ПО "Маяк"	4
5. РАДИОХИМИЧЕСКАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ПЕРЕРАБОТКИ ОЯТ	
Лызлова Е.В., Глухова А.В., Конников А.В., Бирюкова М.А. Сорбционное выделение урана из азотнокислых технологических растворов с применением катионитов марки Purolite	3
Старовойтов Н.П., Лукин С.А., Коренев С.В., Казаков В.А., Дудкин В.А., Козлов П.В., Бобров П.А. Разработка методики исследования теплофизических характеристик порошкообразных материалов методом ДСК	3

Содержание	Номер
6. ОБЛУЧЕНИЕ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА	
Кабилова Н.Р., Окатенко П.В. Последствия отцовского облучения: оценка канцерогенного риска в когорте потомков первого поколения	1
Мокров Ю.Г. Сравнительная оценка доз облучения жителей сёл Метлино и Муслюмово при пероральном поступлении ^{89}Sr , ^{140}Ba и ^{90}Sr в 1949–1951 годы	1
Сокольников М.Э. Пожизненный избыточный риск и сокращение продолжительности жизни при действии внешнего гамма-излучения на уровне пределов доз, разрешённых действующими нормами радиационной безопасности	1
Крестинина Л.Ю., Шалагинов С.А., Силкин С.С., Микрюкова Л.Д. Заболеваемость раком молочной железы в Уральской когорте лиц, облучённых в детском возрасте	1
Кривошапова Я.В., Возилова А.В. Исследование длины теломерных районов хромосом в Т-лимфоцитах облучённых лиц	3
Жунтова Г.В., Азизова Т.В., Григорьева Е.С., Заварухина Т.П., Фомин Е.П. Показатели заболеваемости раком желудка в когорте работников предприятия атомной промышленности	3
Обвинцева Н.А., Атаманиук Н.И., Тряпицына Г.А., Остроумов Ю.И., Шмелин П.С., Пряхин Е.А. Оценка влияния концентрации рчАФП в составе липосомального комбинированного препарата рчАФП и рчГКСФ на течение лучевого ожога кожи у мышей	4
Иванов Д.В., Байтимиров Д.Р., Конев С.Ф., Аладова Е.Е. Особенности использования стекла сенсорных экранов смартфонов в качестве ЭПР-дозиметра	4
Крестинина Л.Ю., Шалагинов С.А., Старцев Н.В. Уральская когорта потомков облучённого населения	4
7. ИНФОРМАЦИЯ И ПЕРСОНАЛИИ	
К 75-летию центральной заводской лаборатории ФГУП "ПО "Маяк"	1
К 50-летию Сергея Владимировича Кривовичева	3
Ровный С.И.	3
Дёгтева М.О.	3
Глаголенко Ю.В.	4

НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
Федерального государственного унитарного предприятия
"ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
№ 4 (108) 2022

Технический редактор И.Н. Моисеева

Переводчики: О.А. Константинова, Д.Ю. Сезонова

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

ПОДПИСКА – 2023

**С октября 2022 г. на сайте "Почта России" проводится
подписная кампания на январь - июнь 2023 года
по электронному каталогу.**

ЖУРНАЛ

"Вопросы радиационной безопасности"

основной индекс ПН083.

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 30.12.2022

Выход в свет 13.01.2023

Тираж 70 экз.

Цена договорная

Отпечатано в полиграфическом участке ФГУП "ПО "Маяк"
Россия, 456780, Челябинская обл., г. Озёрск, ул. Ленина, 40