

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
№ 1 (105) 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, Д.Н. Колупаев, Н.А. Кошурникова, А.И. Крышев, А.А. Куваев,
И.И. Линге, М.В. Логунов, Б.Ф. Мясоедов, М.Г. Нагорная, М.И. Похлебаев,
Е.А. Пряхин, С.А. Романов, М.Э. Сокольников, А.В. Трапезников,
С.С. Уткин, А.П. Хомяков, В.Ф. Хохряков, С.В. Юдинцев

СОДЕРЖАНИЕ

1. 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" 3
- Прозорова И.В., Попов Ю.А., Прозоров А.А., Беденко С.В. Интеграция алгоритма
дифференциальной эволюции и кода MCSNP для создания модели спектрометрического
детектора 11

2. 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 21

3. ОБЛУЧЕНИЕ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

- Кабилова Н.Р., Окатенко П.В. Последствия отцовского облучения: оценка
канцерогенного риска в когорте потомков первого поколения 34
- 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 50
- Сокольников М.Э. Пожизненный избыточный риск и сокращение продолжительности
жизни при действии внешнего гамма-излучения на уровне пределов доз, разрешённых
действующими нормами радиационной безопасности 65

СОДЕРЖАНИЕ

Крестинина Л.Ю., Шалагинов С.А., Силкин С.С., Микрюкова Л.Д. Заболеваемость раком молочной железы в Уральской когорте лиц, облучённых в детском возрасте	72
---	-----------

4. ИНФОРМАЦИЯ И ПЕРСОНАЛИИ

К 75-летию центральной заводской лаборатории ФГУП "ПО "Маяк"	86
--	----

CONTENTS	87
-----------------	-----------

ABSTRACTS	89
------------------	-----------

Сведения об авторах статей	93
-----------------------------------	-----------

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 502.131.1

© 2022

ОПЫТ НЕЗАВИСИМОГО РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ НА ОБЩЕСТВЕННО ДОСТУПНЫХ УЧАСТКАХ ЗОНЫ НАБЛЮДЕНИЯ ФГУП "ПО "МАЯК"

*В.С. Носовец, Л.А. Мищенко, К.С. Миргородских, К.С. Сахно
Россия, г. Екатеринбург, Уральский федеральный университет
имени первого Президента России Б.Н. Ельцина*

А.А. Екидин, Е.И. Назаров

Россия, г. Екатеринбург, Институт промышленной экологии УрО РАН

Представлен пример выполнения общественного контроля за обеспечением радиационной безопасности в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк". Такой контроль необходим для информирования заинтересованной общественности о радиационной ситуации на общественно доступном пространстве зоны потенциального воздействия ФГУП "ПО "Маяк". Основная информация получена в ходе полевых инструментальных исследований содержания γ -излучающих радионуклидов в почве и техногенных грунтах обследованных участков. Критерий выбора участков для полевых исследований в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" – доступность без каких-либо ограничений. В качестве приоритетных рассматривались участки селитебных территорий, зон рекреации (лес, озёра, реки), участки общественной транспортной инфраструктуры, сельскохозяйственные угодья, приусадебные хозяйства. На всех обследованных участках не обнаружены факторы радиационной угрозы населению и окружающей среде. Мощность дозы на обследованных участках находится в диапазоне от 0,05 до 0,12 мкЗв/ч. Зафиксированные максимальные значения удельной активности ^{137}Cs в почве не превышают 107 Бк/кг, что в 100 раз меньше минимально значимой удельной активности.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ОБЩЕСТВЕННЫЙ КОНТРОЛЬ, ПОЧВА, ГРУНТ, РАДИОНУКЛИДЫ, АКТИВНОСТЬ, МОЩНОСТЬ ДОЗЫ, ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА, ЗОНА НАБЛЮДЕНИЯ

Федеральное государственное унитарное предприятие "Производственное объединение "Маяк" (ФГУП "ПО "Маяк") расположено на Южном Урале вблизи городов Касли и Кыштым. Из исторических фактов известно, что высокие темпы ядерной отрасли промышленности повлекли за собой возникновение радиационных аварий, в частности, "Кыштымской аварии" (1957 г.), в результате которой образовался Восточно-Уральский радиационный след (ВУРС) [1, 2].

Несмотря на условия секретности всей информации о деятельности ПО "Маяк" в Советском Союзе, некоторые детали аварии распространялись среди населения в форме неподтверждённых фактов. Этому способствовали обширная территория радиационного загрязнения и привлечение значительного числа людей

к работам по ликвидации последствий аварии. В связи с тем, что факт аварии официально подтвердили только в 1989 г., всё вышеперечисленное стало причиной порождения различных слухов и домыслов, искажающих причины, масштабы и последствия катастрофы. При этом даже после публикации официальных, научно обоснованных выводов недоверие к этим заключениям продолжается и по сей день [3].

Представители общественности могут иметь субъективные и устойчивые взгляды на радиационные риски. Зачастую население переоценивает вероятность и серьёзность последствий возможных аварий. К тому же оно может недооценивать усилия, прикладываемые регулирующими органами и эксплуатирующими организациями, по предупреждению или уменьшению радиационных рисков [4]. В ряде

исследований [5–8] показано, какие психологические и психометрические факторы могут повлиять на восприятие риска и на различие между общественным восприятием и экспертной или технической оценкой.

Недостовверная и неполная информация, а также объективные данные, представленные в сложной форме, недоступной для понимания широкой общественности, приводят к появлению недоверия к деятельности объектов использования атомной энергии и усиливают его, формируют почву для паники, стресса и протестного движения. Решению этой проблемы способствует увеличение осведомлённости и информированности населения о влиянии радиации на здоровье и окружающую среду. Для этого необходима своевременная и достоверная информация, изложенная в понятной форме [9, 10]. Кроме того, целесообразно участие в информировании населения не только регулирующих организаций и специалистов предприятий, но и представителей образовательных учреждений [7].

Независимый общественный контроль безопасности объектов использования атомной энергии с участием студентов/сотрудников/представителей высших учебных заведений может стать эффективным инструментом повышения осведомлённости населения об уровне безопасности используемых технологий. Преимуществом такого общественного контроля является то, что он объединяет главные факторы, обеспечивающие доверие к результатам и выводам – беспристрастность, компетентность и способность получать достоверные результаты. Для распространения практики подобного независимого контроля, а также в целях повышения осведомлённости заинтересованной общественности представлены результаты полевых инструментальных исследований, полученных объединёнными усилиями академии наук и высшей школы. Беспристрастность профессорско-преподавательского состава и магистрантов Уральского федерального университета, компетенции научных сотрудников академии наук (рис. 1), современные приборы и методы



Рис. 1. Профессор М.В. Жуковский объясняет магистрантам порядок выполнения измерений

полевой спектрометрии позволили получить независимые достоверные данные о внешнем облучении человека на общественно доступных участках зоны наблюдения ПО "Маяк".

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЩЕСТВЕННО ДОСТУПНОГО ПРОСТРАНСТВА ЗОНЫ НАБЛЮДЕНИЯ

Плотность населения Челябинской области по состоянию на 1 января 2020 г. составляет 39,5 чел./км². Оцениваемая плотность населения в 30-километровой зоне наблюдения вокруг предприятия составляет около 66,9 чел./км². На перспективу до 2050 г. тен-

денция к значительному росту населения не намечается. Характерно значительное преобладание городского населения над сельским с занятостью, преимущественно, в промышленном производстве.

В соответствии с требованиями вокруг ФГУП "ПО "Маяк" установлены санитарно-защитная зона и зона наблюдения [11], их границы схематично изображены на рис. 2. Площадь санитарно-защитной зоны составляет около 256 км², из которых 88 км² занимает водная поверхность и ещё 150 км² – лесные массивы. Для зоны наблюдения общая площадь составляет 1800 км², из которых 216 км² – водная поверхность и 900 км² – лесные массивы.

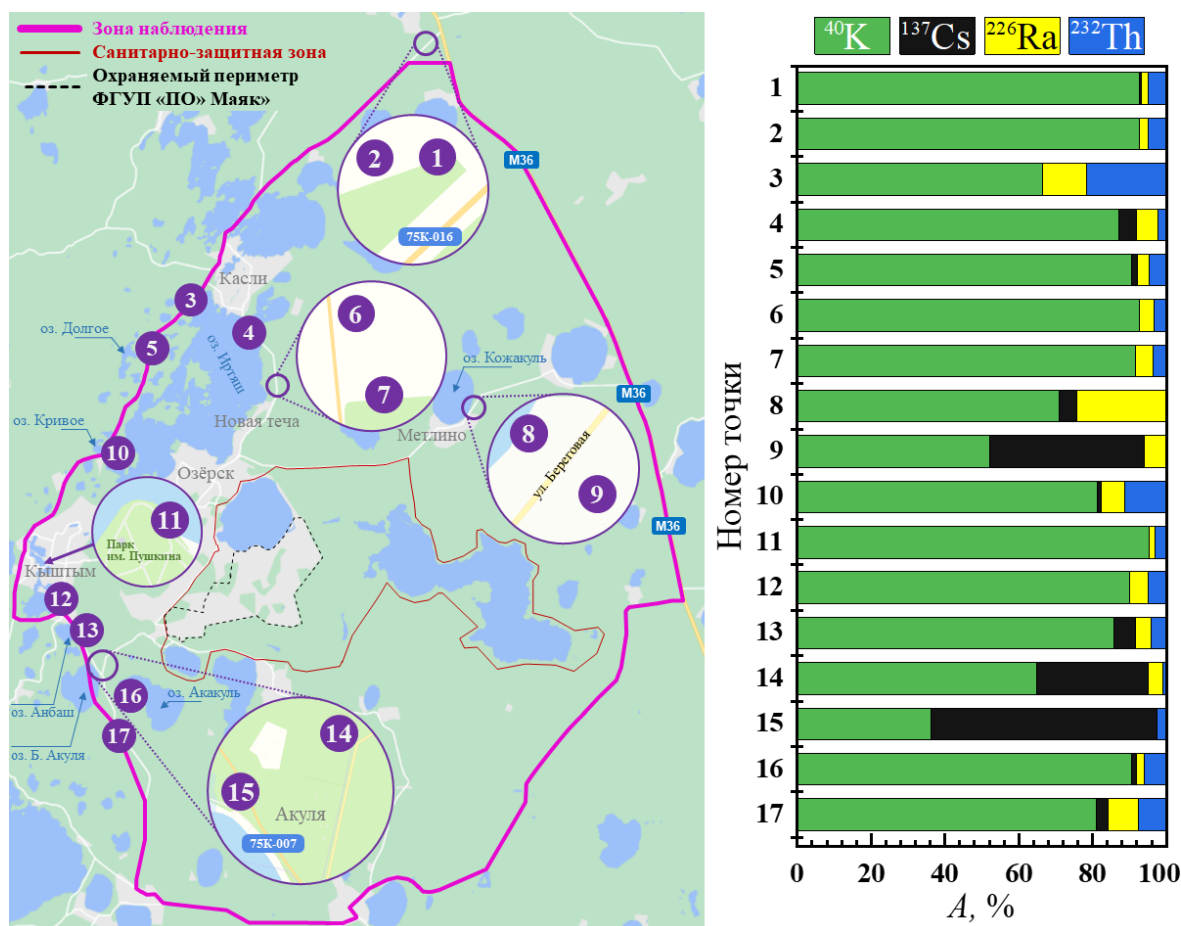


Рис. 2. Расположение обследованных точек зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" и содержание радионуклидов в почве в этих точках

В радиусе 30 км от предприятия наиболее уязвимыми с точки зрения потенциального радиационного воздействия являются населённые пункты, входящие в состав Озёрского городского округа [12]:

Населённый пункт	Население, чел.
г. Озёрск (включая посёлок № 2)	80000
пос. Метлино	3600
пос. Бижеляк	300
пос. Новогорный	6700
с. Селезни и с. Новая Теча	40

А также следующие ближайшие населённые пункты:

Населённый пункт	Население, чел.
пос. Башакуль	380
пос. Худайбердинск	1235
г. Кыштым	36997
г. Касли	16013
пос. Большой Куяш	2145

РЕЗУЛЬТАТЫ ПОЛЕВОГО РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ФГУП "ПО "МАЯК"

В рамках реализации прав граждан на проведение общественного экологического контроля, под руководством профессора М.В. Жуковского (рис. 1), был сформирован студенческий полевой отряд, состоявший из магистрантов ФТИ УрФУ образовательных программ "Технологии радиационной безопасности" и "Физика высокоэнергетических процессов". Силами отряда в ноябре 2021 г. проведены полевые спектрометрические исследования радиационной ситуации на 13 участках общественно доступного пространства зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк". Данные участки расположены вблизи двух автомобильных маршрутов: Екатеринбург – Касли – Кыштым – Метлино – Екатеринбург; Екатеринбург – Касли – Кыштым – Каолиновый – оз. Акакуль – Екатеринбург (рис. 2).

Целью полевых спектрометрических исследований являлась скрининговая оценка

радиационной безопасности общественно доступного пространства зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк". В качестве параметров контроля выбраны мощность дозы γ -излучения и состав γ -излучающих радионуклидов в почве или техногенных грунтах на обследованных участках. Измерение удельной активности радионуклидов производилось на месте, без отбора проб, с помощью полевого гамма-спектрометра МКС-АТ6101ДР. Определение удельной активности α - и β -активных радионуклидов на данном этапе развития форм и методов общественного контроля в зоне наблюдения ПО "Маяк" не входило в задачи экспедиции.

В ходе полевых исследований проведены парные измерения (двумя однотипными приборами) в одной и той же точке для оценки воспроизводимости результатов. На некоторых участках измерения проводились в двух точках с различным типом ландшафта. Например, шестая точка измерена в поле, а седьмая в лесу (рис. 2). Полученные значения удельной активности A_m радионуклидов, содержащихся в почве/грунте, и мощности дозы P во всех точках измерений представлены в табл. 1. Время набора спектров в каждой точке продолжалось от 600 до 1200 сек. Порядок нумерации точек не соответствует порядку обследования. Вместо этого точки расположены по убыванию широты (E), что сделано для упрощения визуализации и сопоставления данных (рис. 2). Дата измерений: точки 4, 7 и 9–17 – 30.11.2021, остальные – 09.11.2021.

Во всех точках измерений идентифицирован природный радионуклид ^{40}K . Содержание данного радионуклида в почвах/грунтах на обследованных участках находится в диапазоне от 28 до 593 Бк/кг. Практически повсеместно идентифицированы природные радионуклиды ^{226}Ra и ^{232}Th , их содержание не превышает 24 и 40 Бк/кг соответственно. Искусственные радионуклиды представлены исключительно изотопом ^{137}Cs . Достоверно он был обнаружен для одиннадцати точек (это примерно 2/3 от обследованных), семь из которых получены с количественной информацией об активности. Для остальных четырёх точек содержание ^{137}Cs оказалось меньше 3,2 Бк/кг, так что значение его удельной активности неизвестно. Процентное содержание зарегистрированных радионукли-

Таблица 1

Значения удельной активности обнаруженных радионуклидов и мощности дозы в точках зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк"

№	Координаты точки		Тип ландшафта	P, мкЗв/ч	Удельная активность A_m , Бк/кг			
	N, °	E, °			^{40}K	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th
1	60,9739	56,0402	Лес	0,08	388±81	<3	<7	21±5
2	60,9733	56,0401	Поле	0,08	362±76	–	9±4	20±5
3	60,7052	55,8740	Берег озера	0,05	28±24	–	5±3	9±4
4	60,7554	55,8588	Берег озера	0,06	182±44	10,0±2,5	12±4	4,6±2,6
5	60,6526	55,8421	Лес	0,06	146±39	<2,6	5±4	8±4
6	60,7937	55,8182	Поле	0,07	276±60	–	12±4	10±3
7	60,7945	55,8171	Лес	0,07	299±67	–	16±5	12±4
8	61,0067	55,8003	Берег озера	0,05	69±27	4,6±1,7	24±6	–
9	61,0074	55,7999	Лес	0,08	132±37	107±21	15±5	–
10	60,5966	55,7756	Лес	0,09	226±57	<2,7	18±7	31±8
11	60,5317	55,7053	Парк	0,06	268±62	–	5±4	9±3
12	60,5616	55,6795	Лес	0,07	217±53	–	12±5	12±4
13	60,5667	55,6653	Лес	0,05	105±32	7,3±2,2	5±3	5,1±2,2
14	60,6013	55,6482	Лес	0,09	188±47	88±17	11±4	<3
15	60,5860	55,6432	Лес	0,07	48±24	80±16	–	<3
16	60,6260	55,6165	Лес	0,12	593±125	9±3	13±7	40±10
17	60,6129	55,6002	Лес	0,05	75±29	<3	8±4	7±4

Таблица 2

Максимальные значения удельной активности радионуклидов, идентифицированных в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк"

Радионуклид	Максимальная A_m , Бк/кг	Величина МЗУА, Бк/кг
^{40}K	593±125	10^5
^{137}Cs	107±21	10^4
^{226}Ra	24±6	10^4
^{232}Th	40±10	10^3

дов представлено на диаграмме на рис. 2, где, как можно заметить, в основном преобладает природный радионуклид ^{40}K . Наибольшее содержание ^{137}Cs наблюдается на отдалённых от населённых пунктов лесных участках (точки № 9, 14, 15), что соответствует опубликованным данным [13] и объясняется высокой способностью почвы лесных экосистем аккумулировать и фиксировать радионуклиды на загрязнённых территориях [14].

В табл. 2 представлены значения максимальной удельной активности идентифицированных радионуклидов и минимально значимые удельные активности (МЗУА), установленные согласно актуальным нормам радиационной безопасности [15]. Сравнивая эти значения, можно заметить, что зафиксированные максимальные значения удельной активности, по крайней мере, в 140, 100, 300 и 20 раз меньше МЗУА для ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra и ^{232}Th соответственно. В связи с этим на всех обследо-

ванных участках зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" не обнаружены факторы радиационной угрозы окружающей среде и населению.

Согласно результатам актуального производственного мониторинга радиоэкологической обстановки, максимальное значение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs на периферии зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" составляет 4,5 кБк/м² [16]. Для сравнения полученных ре-

результатов с этими данными с помощью формулы (1) был произведён перерасчёт средней удельной активности A_m ^{137}Cs , измеренной в каждой точке, в значения поверхностной активности A_s (плотности загрязнения). При этом учитывался неравномерный характер вертикального распределения радионуклида, который, согласно данным работы [17], можно приближённо описать экспоненциальным законом с параметром $\nu = 0,12$ 1/см (рис. 3а)

$$A_s = \frac{A_m \rho \nu d^2}{1 - e^{-\nu d}}, \quad (1)$$

где A_s – поверхностная активность радионуклида на глубине $x=0$, Бк/м²;

A_m – средняя удельная активность радионуклида, измеряемая в эксперименте, Бк/кг;

ρ – плотности почвы, кг/м³;

d – максимальная глубина регистрации радионуклида, м;

ν – параметр, определяющий вертикальное распределение радионуклида, 1/м.

При перерасчёте использовали среднее значение плотности почвы $\rho = 1400$ кг/м³ и слой

регистрации радионуклида $d = 10$ см. Значение d выбрано из следующих соображений: максимальное содержание цезия в почвах/грунтах в зоне ВУРСа сосредоточено на глубине от 3 до 10 см [14, 17], а поток γ -квантов с энергией 662 кэВ, соответствующий продуктам распада ^{137}Cs , ослабляется слоем почвы толщиной 10 см примерно на 90 %. В связи с этим, вкладом γ -квантов, исходящих от цезия на глубине более 10 см, можно пренебречь. Результаты такого перерасчёта представлены на рис. 3б.

Оценка плотности загрязнения ^{137}Cs на двух обследованных участках превышает значение, указанное в экологическом отчёте [16]. Обе эти точки находятся в лесных массивах, значительно удалённых от населённых пунктов. Несмотря на это, полученные результаты указывают скорее на существенное различие в фактическом вертикальном распределении ^{137}Cs , чем на абсолютные значения загрязнения, поскольку произведённые в данной работе инструментальные оценки имеют скрининговый характер – без послыного отбора проб почвы, а значит, и без учёта фактического вертикального распределения ^{137}Cs . Также стоит отметить, что

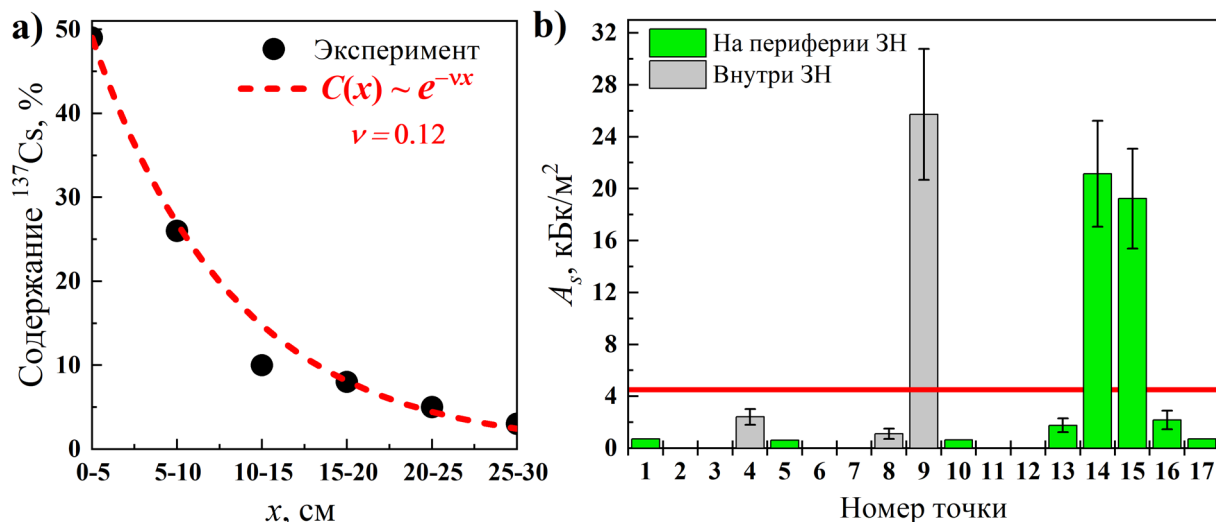


Рис. 3. Характер вертикального распределения ^{137}Cs в серой лесной почве (в относительных единицах) по данным работы [17] (а); значения плотности загрязнения, зафиксированные в точках зоны наблюдения (ЗН) ФГУП "ПО "Маяк". Красная сплошная линия – максимальное значение плотности загрязнения на периферии зоны наблюдения, по данным экологического отчёта ФГУП "ПО "Маяк" [16] (б)

среднее значение плотности загрязнения ^{137}Cs по всем обследованным площадкам составило $4,5 \text{ кБк/м}^2$, а медианное – $1,8 \text{ кБк/м}^2$, что в 2,5 раза меньше и указывает на отличие полученных результатов от нормального частотного распределения. Многократное увеличение количества обследованных участков в будущем позволит определить вид и характеристики частотного распределения выборки как генеральной совокупности, так и подвыборки для каждого типа ландшафта, что позволит производить мониторинг изменений радиэкологической ситуации на исследуемой территории.

Также при помощи дозовых коэффициентов [18] и максимального значения поверхностной активности, зафиксированного на обследованных участках, была рассчитана верхняя граница мощности дозы внешнего облучения, связанная с техногенными источниками (от ^{137}Cs). Её величина составила $0,03 \text{ мкЗв/ч}$, что, в пересчёте на среднегодовую дозу, соответствует $0,26 \text{ мЗв/год}$ и более чем в 3 раза меньше, чем основной предел дозы для населения (1 мЗв/год). Это ещё раз подкрепляет вывод об отсутствии угрозы населению в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк".

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате независимого радиационного контроля общественно доступных мест зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк" инструментальными методами было определено содержание естественных радионуклидов ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th в почвах и грунтах. На 2/3 всех обследованных точек достоверно идентифицирован единственный γ -излучающий техногенный радионуклид ^{137}Cs . Наибольшее его содержание наблюдается на лесных участках, удалённых от населённых пунктов.

Зафиксированные максимальные значения удельной активности в 140, 100, 300 и 20 раз меньше значений МЗУА, установленных нормами радиационной безопасности для ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra и ^{232}Th соответственно. Величина максимальной годовой мощности дозы, связанной с внешним техногенным излучением в зоне наблюдения ФГУП "ПО "Маяк", более чем в 3 раза меньше основного предела дозы для населения.

Полученные результаты указывают не только на отсутствие опасных факторов радиационного воздействия для окружающей среды и населения, но и на значительное различие в распределении плотности загрязнения внутри обследованной территории.

Для достоверного определения частотного распределения результатов измерения с целью последующего мониторинга изменения радиационной ситуации необходимо многократно увеличить выборку результатов измерения удельной активности радионуклидов в почвах и грунтах общественно доступных мест зоны наблюдения ФГУП "ПО "Маяк".

Авторы выражают благодарность всем участникам экспедиции, профессору кафедры экспериментальной физики ФТИ УрФУ М.В. Жуковскому и председателю комитета Законодательного собрания по экологии и природопользованию Челябинской области М.А. Махову за поддержку, оказанную при проведении данного исследования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Подтёсов Г.Н. и др. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий / Под ред. А.В. Акеева. – Челябинск: Южно-Уральское кн. изд-во, 2006. – 344 с.
2. Позолотина В.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / Под ред. В.Н. Большакова. – Екатеринбург: "Госиздат", 2008. – 204 с.
3. Толстикова В.С., Кузнецов В.Н. Ядерное наследие на Урале: исторические оценки и документы / Под ред. А.В. Сперанского. – Екатеринбург: Банк культурной информации, 2017. – 400 с.
4. Привлечение заинтересованных сторон к решению ядерных вопросов. INSAG-20 / Доклад Международной группы по ядерной безопасности. – Вена: МАГАТЭ, 2015. – 21 с.
5. Communication and stakeholder involvement in environmental remediation projects. IAEA Nuclear Energy Series No. NW-T-3.5. – Vienna: IAEA, 2014. – 59 p.
6. Патраков Э.В., Степанова А.Ю., Екидин А.А. Особенности потребностей населения по улуч-

- шению качества жизни в условиях радиационных рисков // Азимут научных исследований: экономика и управление. – 2018. – Т. 7. – № 4 (25). – С. 230–232.
7. Степанова А.Ю., Екидин А.А. Выявление информационных потребностей и компетенций студенческой молодежи по обеспечению радиационной безопасности // Азимут научных исследований: педагогика и психология. – 2018. – Т. 7. – № 3 (24). – С. 233–236.
8. Горин Н.В. и др. Информационные интересы общества и объектов атомной отрасли: уроки конфликтов // Государственное управление. Электронный вестник. – 2020. – № 83. – С. 47–61.
9. Горин Н.В. и др. К вопросу формирования радиационной грамотности населения // Здоровоохранение, образование и безопасность. – 2018. – № 4 (16). – С. 137–145.
10. Горин Н.В. и др. Гармонизация информационного взаимодействия общественности и предприятий атомной отрасли / В кн.: Динамика взаимоотношений государства, общества и крупного бизнеса в современной России: практики диалога и разрешения конфликтов на примере регионов присутствия предприятий атомной отрасли: монография / Под ред. А.Ю. Шутова, А.Л. Демчука, И.И. Кузнецова. – М.: КДУ, Университетская книга, 2020. – С. 58–67.
11. Санитарно-защитные зоны и зоны наблюдения радиационных объектов / Условия эксплуатации и обоснование границ (СП СЗЗ и ЗН-07) СП 2.6.1.2216-07. – М.: Роспотребнадзор, 2007. – 10 с.
12. Статистические отчеты за 2010–2018 гг. / Численность населения Российской Федерации по муниципальным образованиям на 1 января 20XX года. – М.: Росстат, 2020.
13. Казачёнок Н.Н. Закономерности формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов: автореф. дисс. д. геогр. наук. – М.: ФГБУН "Институт географии" РАН, 2019. – 38 с.
14. Фирсова В.П. и др. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа. – Екатеринбург, 1996. – 140 с.
15. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). Санитарные правила и нормы / СанПин 2.6.1.2523-09. – М.: Минздрав России, 2009. – 68 с.
16. Отчет по экологической безопасности ФГУП "ПО "Маяк" за 2020 год / Госкорпорация "Росатом"; ФГУП "ПО "Маяк". – Озёрск: Типография ФГУП "ПО "Маяк", 2021. – 64 с.
17. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Поведение радионуклидов в разных зонах почвы ВУРС / Региональная научно-практическая конференция ВУРС-45. Труды и материалы. – Озёрск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2002. – 371 с.
18. ICRP Publication 144. Dose coefficients for external exposures to environmental sources. – Ann. ICRP, 2020. – V. 49(2). – P. 11–145.

УДК 59.14.27

© 2022

ИНТЕГРАЦИЯ АЛГОРИТМА ДИФФЕРЕНЦИАЛЬНОЙ ЭВОЛЮЦИИ И КОДА MCNP ДЛЯ СОЗДАНИЯ МОДЕЛИ СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО ДЕТЕКТОРА

И.В. Прозорова, Ю.А. Попов, А.А. Прозоров

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

С.В. Беденко

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

Предложена расчётно-экспериментальная методика для исследования характеристик спектрометрических детекторов путём параллельной реализации эволюционного алгоритма и верифицированного программного кода MCNP5. Эволюционный алгоритм (алгоритм дифференциальной эволюции) реализован для решения математической задачи на "min", а именно: для поиска геометрических параметров модели детектора путём минимизации различий между эффективностями, рассчитанными методом Монте-Карло, и эталонным набором пиковых значений эффективности при полной энергии (FEPE), полученным экспериментально. Интеграция алгоритма дифференциальной эволюции и кода MCNP5 позволяет избежать рутинных измерений в стандартной процедуре калибровки спектрометрического оборудования.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: АЛГОРИТМ ДИФФЕРЕНЦИАЛЬНОЙ ЭВОЛЮЦИИ, МЕТОД МОНТЕ-КАРЛО, ДЕТЕКТОР, γ -СПЕКТРОМЕТР, ПИК ПОЛНОГО ПОГЛОЩЕНИЯ

Спектрометрическое оборудование применяется в различных областях науки, на предприятиях и объектах, производящих и использующих источники ионизирующего излучения, на атомных электростанциях и в лабораториях радиационного контроля.

Гамма-спектрометрия с использованием кристалла сверхчистого германиевого детектора (HPGe), благодаря его высокому разрешению применяется в процедурах по определению радионуклидного состава почвы, измерению активности γ -излучающих образцов, для анализа низкоактивных проб окружающей среды и подготовки стандартных образцов, идентичных образцам исследуемых матриц, а также для многих других приложений ядерной и радиационной физики. Калибровка такой измерительной системы производится экспериментально с использованием сертифицированных эталонных источников и аттестованных методик. Следует отметить, что эмпирический метод калибровки эффективности является сложным и дорогостоя-

щим процессом [1], кроме того, анализ важных эффектов, таких как суммирование совпадений по эффективности или оптимизация геометрии образца по чувствительности детектора, невозможно выполнить только за счёт эмпирической калибровки [2]. Моделирование системы "источник-детектор" методом Монте-Карло широко используется в качестве альтернативы эмпирической калибровке во избежание вышеописанных проблем. Процедуры калибровки, основанные на методе Монте-Карло, применимы к широкому перечню источников и разным условиям измерения [3], а ключевым элементом для такой калибровки является точное знание физических и геометрических характеристик детектора, таких как длина и диаметр кристалла, толщина мёртвых слоёв, размеры корпуса и окна и т. д. Для определения этих параметров обычно применяют специальную процедуру, называемую характеризация детектора [4]. Характеризация детектора, как правило, сочетает в себе использование экспериментальных

измерений пика полного поглощения энергии (FEPE) и моделирование методом Монте-Карло. Исходная модель конкретного детектора, который должен быть охарактеризован, создаётся с использованием спецификации, предоставленной производителем, а входной файл запускается на расчёт программным кодом, реализующим метод Монте-Карло [5, 6]. Результаты моделирования затем проверяются путём сравнения FEPE с экспериментальной эффективностью, полученной для нескольких геометрий "источник-детектор" или образцов материалов в широком энергетическом диапазоне. При необходимости вносятся изменения в модель детектора, а новые значения FEPE генерируются программным кодом заново. Модель детектора считается работающей, если найденная таким образом эффективность согласуется с экспериментальной в пределах уровня требуемой погрешности. Эта процедура определения характеристик увеличивает стоимость оборудования, но имеет то преимущество, что после того, как охарактеризован детектор, его можно использовать для калибровки с помощью программного обеспечения для разных конфигураций и составов образцов, контейнеров без необходимости в использовании эталонных источников [4].

Из-за высокой стоимости и времени, затрачиваемого на этот процесс, характеристика детектора не является широко распространённой практикой. Кроме того, процессы определения характеристик основаны на свойствах и размерах детектора HPGe только в определённый (текущий) момент времени (время определения характеристик). Следовательно, любые изменения свойств кристаллов (например, известно, что толщина мёртвого слоя увеличивается со временем, если детектор не хранится постоянно в холодильной установке при соответствующей температуре) могут привести к ошибке в расчётах эффективности [7–9]. Это означает, что детектор должен быть в очередной раз охарактеризован с соответствующими затратами, которые эта процедура повлечёт за собой. Другим недостатком процесса характеристики является то, что для некоторых типов детекторов, таких как детекторы для скважин, такая процедура отсутствует.

Для определения характеристик детектора

с кристаллом сверхчистого германия, производимого Canberra Industries Inc. [10], существует стандартная процедура, которая выполняется непосредственно самой компанией с использованием запатентованных методов.

В этой статье описана методика, разработанная для определения расчётных характеристик детектора с кристаллом сверхчистого германия (HPGe). Были получены геометрические характеристики эквивалентной модели детектора. Эта модель детектора может быть использована в расчётах Монте-Карло кривых калибровки эффективности. В рамках этой методики требуются только знания точного набора экспериментальных или теоретических FEPE данного спектрометра в одной или нескольких геометриях "источник-детектор". Экспериментальные FEPE могут быть получены в лаборатории с помощью стандартной процедуры калибровки.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Приборы и методы расчётных исследований

Оборудование для γ -спектрии, используемое в этом исследовании, представляет собой детектор Canberra HPGe, модель GC1518 (рис. 1) [10]. Детектор имеет 15 % относительной эффективности по отношению к де-



Рис. 1. Гамма-спектрометрический комплекс

тектору NaI (TI) с активной площадью 3×3" и номинальной FWHM 0,825 кэВ при 122 кэВ и 1,8 кэВ при 1,33 МэВ, и он работает в связке с DSA-LX многоканальным анализатором Canberra. Спектральный анализ проводится с использованием программного пакета Canberra Genie 2000 (Canberra, 2002), поставляемого вместе с оборудованием [11, 12]. Характеризация детектора выполнена экспериментально с помощью набора стандартных образцовых спектрометрических γ -источников (аббревиатура ОСГИ-2-3) [13].

Методология характеристики требует использования экспериментальной процедуры для анализа отклика детектора на источники в его окрестностях в диапазоне энергий γ -квантов от 10 кэВ до 2 МэВ в сочетании с вычислительным процессом для определения параметров детектора. В результате получается набор характеристик с массивом эффективности точечных источников в разных местах вокруг детектора.

Таким образом, первым шагом предлагаемой методологии является получение набора FEPE γ -спектрометрической системы для использования их в качестве эталона. Эти значения получены экспериментально с помощью набора ОСГИ-2-3, радиационные характеристики которых сведены в табл. 1.

Чтобы иметь репрезентативное распределение точек FEPE в интересующем нас энергетическом диапазоне, выбран набор из 12 энергетических линий. Полученные таким образом экспериментальные значения FEPE для ОСГИ-2-3, расположенных на расстоянии 200 мм от детектора, сведены в табл. 2.

Экспериментальные значения табл. 2 аппроксимированы полиномами четвёртой степени для определения эффективности регистра-

Таблица 2

Экспериментальные FEPE
для стандартных источников

Энергия, МэВ	Эффективность	Погрешность, %
0,12173	$2,7765 \cdot 10^{-3}$	15
0,24469	$1,6318 \cdot 10^{-3}$	10
0,34427	$1,1627 \cdot 10^{-3}$	10
0,44398	$8,2340 \cdot 10^{-4}$	10
0,66165	$4,8610 \cdot 10^{-4}$	10
0,86732	$4,2670 \cdot 10^{-4}$	8
0,96413	$3,7510 \cdot 10^{-4}$	8
1,08578	$3,0680 \cdot 10^{-4}$	6
1,11210	$3,2350 \cdot 10^{-4}$	6
1,17324	$3,1450 \cdot 10^{-4}$	6
1,33250	$2,8650 \cdot 10^{-4}$	4
1,40795	$2,4460 \cdot 10^{-4}$	4

ции в интервале энергий от 0,122 до 1,408 МэВ. Результаты аппроксимации представлены формулой:

$$\text{Ln}\epsilon_{200\text{мм}} = -1,4248(\text{Ln}E)^4 + 15,737(\text{Ln}E)^3 - 64,678(\text{Ln}E)^2 + 116,13(\text{Ln}E) - 79,235. \quad (1)$$

Таким образом, для определения эффективности регистрации получены градуировочные зависимости $\text{Ln}(\epsilon)$ от $\text{Ln}(E_\gamma)$.

На этапе разработки вычислительной характеристики нами рекомендован код MCNP5, реализующий метод Монте-Карло [14] в расчётах переноса и взаимодействия γ -квантов в образце и в кристалле детектора и предоставляющий пользователю контроль над параметрами модели, позволяя задавать и изменять конфигурацию детектора. На выходе программа генерирует FEPE, полученный в результате моделирования для любой энергии и её статистической неопределённости.

Расчётная модель детектора Canberra HPGe

Основная задача в процессе определения вычислительной характеристики – точно определить геометрические параметры детектора и кристалла, которые, как правило, не предоставляются производителем. Так как степень

Таблица 1

Характеристики калибровочных
источников [13]

Источник	Активность, Бк	$T_{1/2}$, сут
^{137}Cs	42500	11005
^{152}Eu	44200	4940
^{60}Co	46900	1925

детализации любой модели кода Монте-Карло является функцией времени, затрачиваемого на вычисления, созданная расчётная модель детектора представляет собой компромисс между точностью получаемых решений и временем, затрачиваемым на вычисления. Итак, расчётная модель имеет следующие допущения: 1) углы кристалла, скошенные в процессе буллизации, не заданы; 2) в расчётной модели не учтены мёртвые слои в нижней части детектора и внутри отверстия из-за их незначительной толщины (десятые доли микрона); 3) источник задан тонким и плоским цилиндром. Таким образом, расчётная модель, проиллюстрированная на рис. 2, максимально приближена к реальной конфигурации детектора Canberra HPGе [10], табл. 3, столбцы с 1-го по 3-й. Параметры модели без значений в третьем столбце табл. 3 (DfW, Oli, Sh, Sd, K_ring) соответствуют пяти выбранным геометрическим параметрам-переменным, используемым в процедуре оптимизации, которая описана ниже. В столбцах с 4-го по 6-й показано присвоение неизвестных геометрических характеристик переменным задачи оптимизации $x_{p,m}^g$, а также минимальное

x_m^{\min} и максимальное x_m^{\max} значения каждой переменной. Лучшее решение, полученное в процессе оптимизации, показано в последнем столбце табл. 3 (все значения даны в мм).

Процедура оптимизации

Процедура оптимизации для получения вычислительной характеристики основана на нахождении геометрических параметров детектора, которые минимизируют разницу между набором эталонных экспериментальных FEPE и теми, которые рассчитаны с использованием кода MCNP5.

Для выполнения этой задачи разработан код в программе в MathLab [15], основанный на алгоритме дифференциальной эволюции [16, 17]. Алгоритмы дифференциальной эволюции являются подмножеством эволюционных алгоритмов [16, 17], характеризующихся высокой скоростью сходимости к оптимуму в задачах с одной целевой функцией. Они обладают высокой способностью к поиску и анализу, сводя к минимуму получение местных оптимумов. Кроме того, производитель-

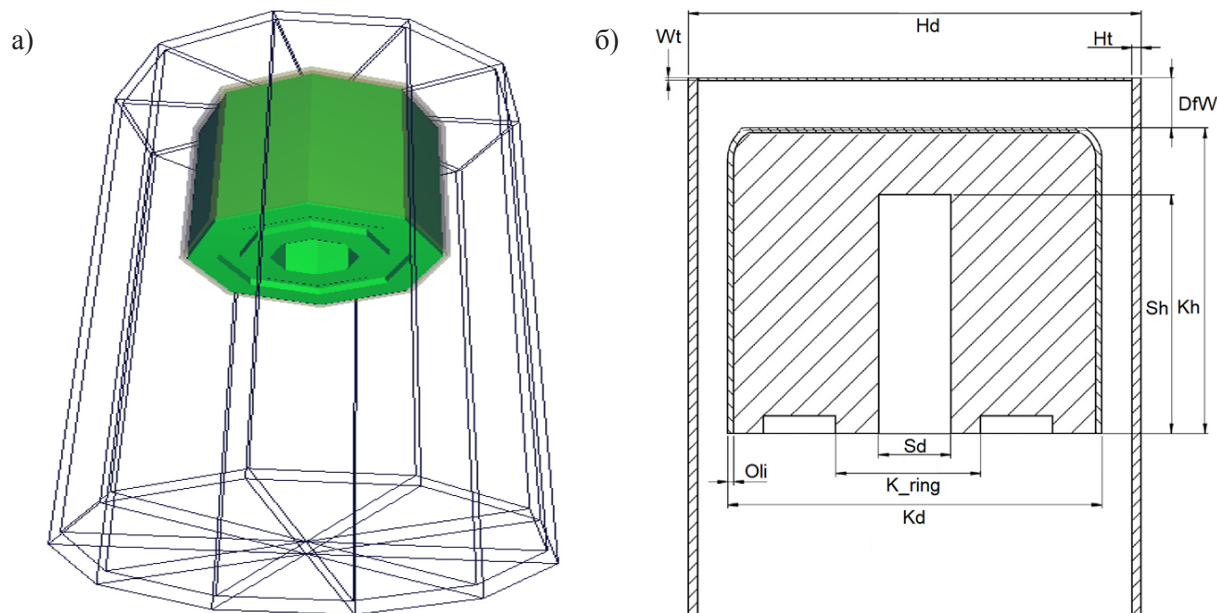


Рис. 2. Расчётная 3D-модель HPGe детектора.
а) – 3D-модель детектора; б) – продольное сечение 3D-модели детектора

Таблица 3

Геометрические параметры эквивалентной модели детектора HPGe

Параметр	Описание	Значение	Переменная	x^{\min}	x^{\max}	Результаты
Hd	Диаметр корпуса	76,2	—	—	—	—
Ht	Толщина корпуса	0,15	—	—	—	—
Wt	Толщина окна	0,6	—	—	—	—
Kh	Высота кристалла	31,4	—	—	—	—
Kd	Диаметр кристалла	54,3	—	—	—	—
DfW	Расстояние от кристалла до окна	—	$x_{p,1}^g$	0,30	0,70	0,683503
Oli	Толщина мёртвого слоя	—	$x_{p,2}^g$	0,05	0,09	0,074290
Sh	Глубина сердечника кристалла	—	$x_{p,3}^g$	1,20	1,60	1,329630
Sd	Диаметр сердечника	—	$x_{p,4}^g$	0,08	0,10	0,090649
K_ring	Диаметр отверстий в кристалле	—	$x_{p,5}^g$	1,00	2,00	1,773000

ность этих алгоритмов зависит от контроля нескольких параметров, что облегчает их использование. Доступные в научной периодике работы указывают на растущую популярность дифференциальной эволюции как простого и надёжного оптимизатора, а также на то, что такой алгоритм демонстрирует замечательную производительность при оптимизации широкого круга задач. По сравнению с большинством других алгоритмов, алгоритм дифференциальной эволюции гораздо надёжнее и проще в реализации. Отметим, что простота кодирования важна для специалистов-практиков из других областей, поскольку для них, не являющихся экспертами в программировании, необходимо найти расчётные инструменты, которые можно достаточно просто внедрить и настроить для решения проблем, специфичных для их предметной области.

Алгоритм работает следующим образом: на очередном шаге случайным образом отбираются кандидаты из текущей популяции, которые станут родителями (совокупность возможных решений), и затем, используя определённые правила отбора, формируются дочерние элементы для следующего поколения. Последние три шага: мутация, скрещивание и отбор – повторяются в ходе итерации с целью оптимизации целевой функции.

В алгоритме дифференциальной эволюции совокупность возможных решений представле-

на вектором из n действительных чисел $x^g = (x_{p,1}^g, \dots, x_{p,m}^g, \dots, x_{p,n}^g)$, где каждый компонент $x_{p,m}^g$ соответствует отдельной переменной задачи оптимизации, p обозначает каждое возможное решение и пробегает значение от 1 до NP (размер совокупности возможных решений или количество родителей), а g относится к итерации в эволюционном цикле, называемым поколением. Предполагается, что область переменных задачи ограничена минимальным и максимальным значениями $x^{\min} = (x_{p,1}^{\min}, \dots, x_{p,m}^{\min}, \dots, x_{p,n}^{\min})$ и $x^{\max} = (x_{p,1}^{\max}, \dots, x_{p,m}^{\max}, \dots, x_{p,n}^{\max})$ для всех кандидатов p и для любого поколения g .

В нашем случае целью задачи оптимизации является поиск пяти параметров детектора. Варианты-кандидаты определяются вектором $x_p^g = (x_{p,1}^g, x_{p,2}^g, x_{p,3}^g, x_{p,4}^g, x_{p,5}^g)$, пять компонентов которого соответствуют Her, Dew, Dlt, led, Ich. Минимальные и максимальные значения для этих компонентов перечислены в пятом и шестом столбце табл. 3. Целевая функция, которая должна быть минимизирована, является суммой квадратичных относительных разностей между FEPE, полученных с помощью MCNP5, и набором эталонных (экспериментальных или расчётных) FEPE согласно следующему уравнению:

$$f_{opt}(x_p^g) = \sum_{i=1}^{i=e} \left(\frac{\varepsilon_{MCNP}((x_{p,1}^g, x_{p,2}^g, x_{p,3}^g, x_{p,4}^g, x_{p,5}^g, E_i) - \varepsilon_{ref}(E_i)) - \varepsilon_{ref}(E_i)}{\varepsilon_{ref}(E_i)} \right)^2, \quad (2)$$

где $e = 12$ (в нашем случае) – число фотопиков,

эффективность которых необходимо знать;
 E – энергия каждого фотопика;
 $\varepsilon_{\text{MCNP}}(x_{p,1}^g, x_{p,2}^g, x_{p,3}^g, x_{p,4}^g, x_{p,5}^g, E_i)$ – расчётная эффективность по коду MCNP, соответствующая индивидуальному p в поколении g , и для фотопика с энергией E ;
 $\varepsilon_{\text{ref}}(E_i)$ – эталонная эффективность (полученная экспериментально) для фотопика с энергией E_i .

Структура разработанного кода оптимизации представлена блок-схемой на рис. 3 и состоит из четырёх этапов.

Первый из них (инициализация) выполняется в начале выполнения поиска для определения первого набора населения. Следующие шаги (мутация, скрещивание и отбор) последовательно повторяются до тех пор, пока не будут выполнены один или несколько критериев остановки (максимальное число достигнутых поколений, превышенное истекшее время или качество достигнутого решения среди прочего). Эти шаги подробно описаны ниже.

1) Инициализация. Население инициализируется (поколение $g=0$) путём случайной генерации каждого отдельного x^0_p с помощью следующего уравнения:

$$X^0_{p,m} = (x^{\min}_m + \text{rand}(0.1)(x^{\max}_m - x^{\min}_m)), \quad \text{для } p=1 \dots NP, m=1 \dots n, \quad (3)$$

где x^{\max}_m и x^{\min}_m – максимальные и минимальные значения для каждой переменной m , указанные в табл. 3;

$\text{rand}(0.1)$ – вектор случайных чисел, сгенерированный из стандартного равномерного распределения на интервале $0 < \text{rand}(0.1) < 1$.

После формирования этой первой популяции все особи оцениваются по уравнению (1) для последующего сравнения.

2) Мутация. Первым шагом для любой итерации эволюционного цикла является мутация, которая включает конструирование мутантных векторов NP . Каждый мутантный вектор npr создаётся из трёх случайно выбранных индивидов с индексами $a, b, c \in \{1, 2, \dots, NP\}$, взаимно отличающихся друг от друга следующей линейной комбинацией:



Рис. 3. Блок-схема процесса характеристики

$$n_p^g = (x_p^g + F(x_a^g - x_b^g)), \text{ для } p=1 \dots NP. \quad (4)$$

F является параметром, который контролирует скорость мутации и варьируется в диапазоне от 0 до 2 [16]. Правильный выбор этого параметра, связанный со скоростью сходимости, повышает точность решения и даёт возможность вырваться из локальных минимумов. В общем, способность выполнять локальный поиск (исследование) достигается с помощью небольших значений F и, наоборот, глобальный поиск (исследование) достигается с более высокими значениями F [17]. Чтобы исследовать пространство решений на ранних итерациях и использовать его на последних, предлагается использовать переменный весовой коэффициент для поколений в соответствии со следующим уравнением:

$$F(g) = 2 \cdot \left(1 - \frac{1}{1 + e^{5 - 0,15g}}\right). \quad (5)$$

Чтобы гарантировать, что компоненты векторов-мутантов попали в ранее зафиксированный интервал $x_m^{\min} \leq n_{p,m}^g \leq x_m^{\max}$, алгоритм должен работать по следующей схеме:

$$\text{Если } n_{p,m}^g < x_m^{\min}, \text{ тогда } n_{p,m}^g = x_m^{\min} \\ \text{для } p = 1 \dots NP, m = 1 \dots n. \quad (6)$$

$$\text{Если } n_{p,m}^g > x_m^{\max}, \text{ тогда } n_{p,m}^g = x_m^{\max}.$$

3) Скрещивание. Как только NP мутантные векторы сгенерированы, начинается процесс скрещивания. На этом шаге происходит создание нового кандидата t_p^g . Процесс создания нового кандидата происходит путём случайного смешивания сгенерированных мутантных векторов n_p^g с исходными векторами x_p^g по правилу:

$$t_{p,m}^g = \begin{cases} n_{p,m}^g & \text{если } rand(0,1) < CR \\ x_{p,m}^g & \text{в любом другом случае} \end{cases} \\ \text{для } p = 1 \dots NP, m = 1 \dots n, \quad (7)$$

где $0 < CR < 1$ – это параметр, который управляет скоростью скрещивания, и он должен быть определён заранее.

Поскольку сравнение выполняется последовательно для каждой переменной, векторы испытаний, построенные этим оператором, представляют собой смесь мутантного и исходного векторов.

4) Выбор. Последний шаг каждой итера-

ции – выбор, который, по существу, состоит в сравнении оценок уравнения (1) для пробных векторов t_p^g и для исходных векторов x_p^g . Векторы, которые выбираются для последующего поколения, имеют лучшие (самые низкие) значения функции оптимизации (f_{opt}), как указано в следующем уравнении:

$$x_p^{g+1} = \begin{cases} t_p^g & \text{если } f_{opt}(t_p^g) < f_{opt}(x_p^g) \\ x_p^g & \text{в любом другом случае} \end{cases} \\ \text{для } p = 1 \dots NP. \quad (8)$$

Для получения характеристик спектрометра HPGe использован эволюционный алгоритм с численностью населения 50 особей ($NP=50$) и коэффициентом пересечения 0,9 ($CR=0,9$). Эти значения приняты в соответствии с рекомендацией в [16], где говорится, что численность населения NP должна принимать значение от пяти до десяти раз в зависимости от количества переменных n .

Весовой коэффициент F варьируется от 0 до 2 в соответствии с формулой (5). Кроме того, в качестве критерия остановки был принят максимум – 100 поколений.

Расчётное время, необходимое для выполнения процесса оптимизации, составило около 215 часов (9 дней) с использованием процессора i7 с тактовой частотой 3,4 ГГц. Геометрические параметры наилучшего решения показаны в последнем столбце табл. 3, а минимальное значение функции оптимизации уравнения $f_{opt} x_{popt}^g = 1,616586 \cdot 10^{-3}$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В табл. 4 приведены эталонные значения $\epsilon_{ref}(E_i)$ FEPE и набор $\epsilon_{MCNP}(E_i)$, сгенерированных MCNP5 с использованием полученных ранее геометрических параметров детектора. В последнем столбце табл. 4 показана относительная погрешность между показателями эффективности, использующими в качестве эталона данные экспериментов. Из табл. 4 видно, что эти результаты хорошо согласуются между собой. Максимальное относительное отклонение не превышает $\pm 2\%$ во всём исследованном диапазоне. Более того, максимальное отклонение ниже, чем неопределённость, представленная контрольными значениями экспериментальных FEPE.

Из результатов сравнений полученных калибровочных кривых эффективности детектора (рис. 4а) видно, что максимальное отклонение наблюдается для энергии фотопика 121,73 кэВ и снижается для остальных энергий, как показано на рис. 4б.

Для внутренней проверки согласованности результатов выполнено сравнение эффективности для разных геометрий "источник-детектор".

Таблица 4

Сравнение экспериментальных и расчётных FEPE

Энергия E_γ , МэВ	$\varepsilon_{MCNP}(E_i)$	$\varepsilon_{ref}(E_i)$	Отклонение, %
0,12173	$2,7303 \cdot 10^{-3}$	$2,7765 \cdot 10^{-3}$	1,7
0,24469	$1,6073 \cdot 10^{-3}$	$1,6318 \cdot 10^{-3}$	1,5
0,34427	$1,1551 \cdot 10^{-3}$	$1,1627 \cdot 10^{-3}$	0,7
0,44398	$8,2090 \cdot 10^{-4}$	$8,2340 \cdot 10^{-4}$	0,3
0,66165	$4,8665 \cdot 10^{-4}$	$4,8601 \cdot 10^{-4}$	-0,1
0,86732	$4,2920 \cdot 10^{-4}$	$4,2670 \cdot 10^{-4}$	-0,6
0,96413	$3,7840 \cdot 10^{-4}$	$3,7512 \cdot 10^{-4}$	-0,9
1,08578	$3,0950 \cdot 10^{-4}$	$3,0680 \cdot 10^{-4}$	-0,9
1,11210	$3,2700 \cdot 10^{-4}$	$3,2351 \cdot 10^{-4}$	-1,1
1,17324	$3,1715 \cdot 10^{-4}$	$3,1451 \cdot 10^{-4}$	-0,8
1,33250	$2,8935 \cdot 10^{-4}$	$2,8650 \cdot 10^{-4}$	-1,0
1,40795	$2,4750 \cdot 10^{-4}$	$2,4460 \cdot 10^{-4}$	-1,2

ОБСУЖДЕНИЕ

Процедура оптимизации для получения вычислительной характеристики основана на нахождении геометрических параметров детектора, которые минимизируют разницу между набором эталонных экспериментальных FEPE и теми, которые рассчитаны с использованием кода Монте-Карло MCNP5.

Геометрические параметры полученной модели детектора могут быть использованы в качестве входных данных характеристики для генерации калибровок с использованием вычислительных методов для любой геометрии, материала образца и т.д. Поскольку характеристика была получена для источника, расположенного на расстоянии 200 мм от детектора,

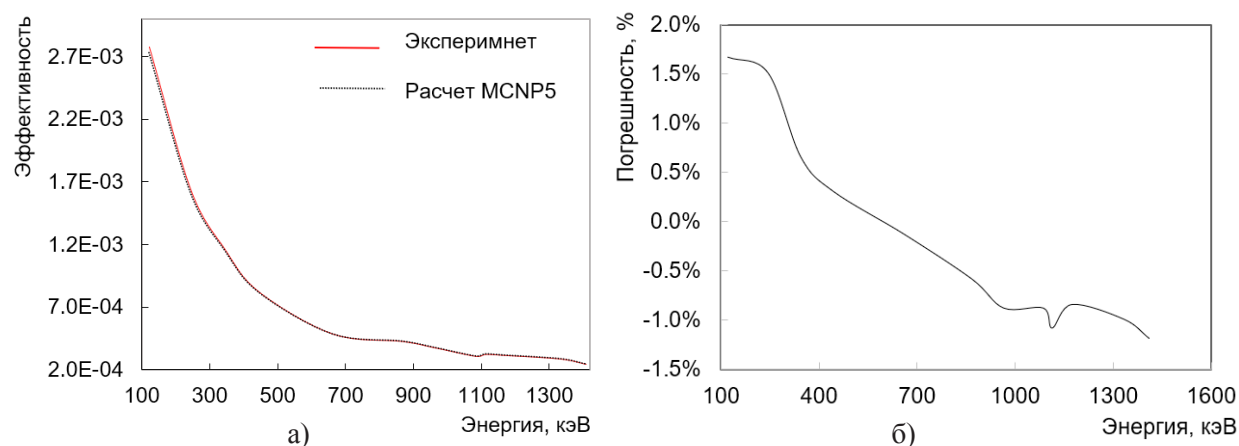


Рис. 4. Калибровочные кривые эффективности: а – кривые энергоэффективности, полученные расчётным путём по коду MCNP5 и экспериментально; б – относительные отклонения между расчётными значениями и экспериментальными данными

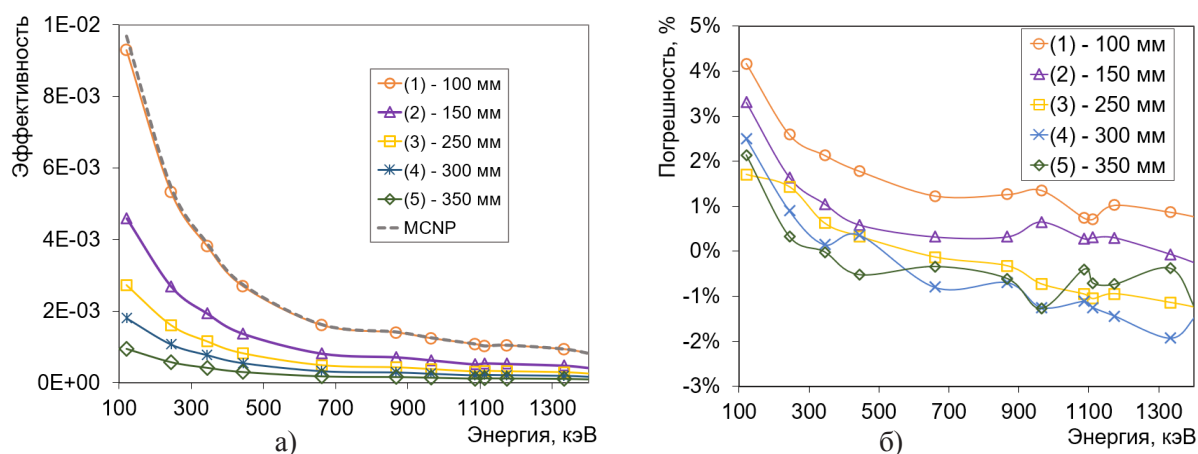


Рис. 5. Результаты сравнения эффективности для различных конфигураций источника и детектора: а – кривые энергоэффективности, полученные расчётным путём по коду MCNP5 и экспериментально; б – относительные отклонения между расчётными значениями и экспериментальными данными

необходимо проверить достоверность характеристики детектора для других расстояний.

В статье описана методика, разработанная для определения расчётных характеристик детектора с кристаллом сверхчистого германия (HPGe). Были получены геометрические характеристики эквивалентной модели детектора. Эта модель детектора может быть использована в расчётах Монте-Карло кривых калибровки эффективности. В рамках этой методики требуется только знание точного набора экспериментальных или теоретических FEPE данного спектрометра в одной или нескольких геометриях "источник-детектор". Экспериментальные FEPE могут быть получены в лаборатории с помощью стандартной процедуры калибровки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработана расчётно-экспериментальная методика определения характеристик спектрометра HPGe путём параллельной реализации эволюционного алгоритма и программного кода MCNP5. Эта процедура предназначена для характеристики детектора с использованием в качестве эталона набора эффективности фотопиков, полученных экспериментально путём измерения активности стандартных образцов спектрометрических γ -источников.

Полученная характеристика детектора подтверждена путём выполнения вычислительных калибровок для геометрий, отличных от тех, которые использовались при характеристизации с помощью моделирования по коду MCNP5 и эволюционного алгоритма. Отметим, что относительные различия между результатами, полученными для всех расстояний "источник-детектор", ниже 4 %, что ниже минимальной экспериментальной погрешности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Nikolic J.N. et al. Semiempirical efficiency calibration in semiconductor HPGe gamma-ray spectroscopy // *J. of Spectroscopy*. – 2018. – P. 8.
2. Britton R. et al. Maximizing the sensitivity of a γ -spectrometer for low-energy, low-activity radionuclides using Monte Carlo simulations // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2014. – V. 134. – P. 1–5.
3. Giubrone G. et al. Calculation of coincidence summing correction factors for an HPGe detector using GEANT4 // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2016. – V. 158(151). – P. 114–118.
4. Venkataraman R. et al. Improved detector response characterization method in ISOCS and LabSOCS // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2005. – V. 264. – P. 213–219.

5. Conti C.C., Salinas I.C.P., Zylberberg H. A detailed procedure to simulate an HPGe detector with MCNP5 // *Progress in Nuclear Energy*. – 2013. – V. 66. – P. 35–40.
6. Prozorova I.V. et al. Modeling an HPGe detector response to gamma rays using MCNP5 code // *International J. of Modern Physics C*. – 2019. – V. 30. – P. 1950099.
7. Nikolic J. et al. Calculation of HPGe efficiency for environmental samples: comparison of EFFTRAN and GEANT4 // *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*. – 2014. – V. 763. – P. 347–353.
8. Andreotti E. et. al. Determination of dead layer variation in HPGe detector // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2014. – V. 87. – P. 331–335.
9. Chuong H.D. et al. Estimating thickness of the inner dead-layer of n-type HPGe detector // *Applied Radiation and Isotope*. – 2016. – V. 116. – P. 174–177.
10. Canberra Industries Inc. [Online]. < [http: www. canberra.ru](http://www.canberra.ru)>
11. Canberra, 2002. Genie 2000 basic spectroscopy software version 2.1. Canberra Industries Inc.
12. Canberra, 2009. Genie 2000 3.2. Customization tools manual. Canberra Industries Inc.
13. ОСГИ-2-3. [Online]. < <https://ritverc.com/ru> >
14. Briesmesiter J., 1992. MCNP v4.2, Monte Carlo code and photon transport code system, RSIC computer code collection, CCC-200 A. Oak Ridge National Laboratory (ONL), Oak Ridge, TN, (United States).
15. Khatib T., Elmenreich W. Modeling of photovoltaic systems using MATLAB: simplified green codes / Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. – 2016. – 242 p.
16. Storn R., Price K. Differential evolution – a simple and efficient heuristic for global optimization over continuous spaces // *J. of Global Optimization*. – 1997. – V. 11. – P. 341–359.
17. Zhang J., Sanderson A. Adaptive differential evolution: a robust approach to multimodal problem optimization. – Springer Science & Business Media, New York. USA. – 2009. – 171 p.

УДК 282.251.2

© 2022

**ЭКСПЛУАТАЦИЯ ТКВ И УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ
ТЕЧИ В УСЛОВИЯХ НИЗКОЙ ВОДНОСТИ 2016–2021 ГОДОВ*****Ю.Г. Мокров, А.И. Алексахин, Т.А. Антонова, К.Ю. Мокров, М.Ю. Шорохов***
Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

Приведено описание Теченского каскада водоёмов (ТКВ) – крупнейшего в мире хранилища жидких радиоактивных отходов (ЖРО), состоящего из четырёх поверхностных водоёмов, расположенных в долине р. Течи, системы плотин, обводных каналов и гидротехнических сооружений (ГТС). Основная проблема длительной безопасной эксплуатации ТКВ связана с ростом уровня воды в водоёмах, что предопределяет ряд радиационных рисков при фильтрационном поступлении загрязнённой радионуклидами воды из ТКВ в каналы и далее в открытую гидрографическую систему р. Течи. Для снижения фильтрации из водоёмов на обводных каналах созданы шлюзы-регуляторы и водоподпорные ГТС.

Отмечено, что основными природными факторами, определяющими объём воды в водоёмах ТКВ, является водность (разность уровней атмосферных осадков и испарений) и фильтрационные свойства среды (зависимость фильтрационного оттока/притока от уровня воды в водоёмах). Рассмотрены результаты гидрометеорологического, гидрологического и радиохимического контроля воды ТКВ, обводных каналов и р. Течи.

Показано, что в 2016–2021 гг. наблюдался длительный период "нулевой водности", когда годовой объём атмосферных осадков был примерно равен объёму испарений. Такие природные условия привели к снижению уровня воды в ТКВ на 1,2 м и водного стока по каналам и р. Тече (до 10–100 раз).

В работе рассмотрена значимость радиационных рисков при эксплуатации ТКВ в условиях пониженных уровней воды в водоёмах (при низкой водности) и эффективность ГТС, созданных в 2014 г. для снижения фильтрационных утечек загрязнённой воды.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ЖИДКИЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ, ТЕЧЕНСКИЙ КАСКАД ВОДОЁМОВ, РЕКА ТЕЧА, ОБЪЁМНАЯ АКТИВНОСТЬ, ^{90}Sr , ФИЛЬТРАЦИЯ, ВОДНЫЙ И РАДИОАКТИВНЫЙ СТОК

Производственное объединение "Маяк" (ныне ФГУП "ПО "Маяк") было создано в конце 1940-х годов по специальному решению Правительства СССР для получения оружейного плутония и ликвидации монополии США на владение ядерным оружием. Перед ФГУП "ПО "Маяк" была поставлена беспрецедентно сложная научно-техническая и производственная задача – за 2–3 года создать на базе предприятия новую, не имеющую технических аналогов отрасль промышленности. Чрезвычайно высокие темпы разработки уникального технологического оборудования, строительства и ввода в эксплуатацию новых производств, отсутствие научных знаний и технологического опыта не позволили избежать ряда радиационных аварий

и породили серьёзные проблемы в области обращения с жидкими радиоактивными отходами (ЖРО) и загрязнения окружающей среды. Так, например, в проект радиохимического и других заводов предприятия были заложены технические решения на сброс ЖРО в р. Течу и локальные поверхностные водоёмы – хранилища ЖРО. Радиоактивное загрязнение р. Течи сформировалось в результате регламентных сбросов ЖРО радиохимического производства ПО "Маяк" в период с 1949 по 1956 гг. во время выполнения предприятием Государственной оборонной программы. С целью прекращения поступления ЖРО в р. Течу и локализации наиболее сильно загрязнённых участков вер-

ховья реки в 1956–1964 гг. путём возведения грунтовых плотин и обводных каналов был создан комплекс гидротехнических сооружений (ГТС), который впоследствии получил название Теченский каскад водоёмов (ТКВ).

В течение длительного времени основная проблема безопасной эксплуатации ТКВ была обусловлена неуправляемым ростом уровня воды в водоёмах ТКВ, что предопределяло ряд радиационных рисков, связанных с переполнением водоёмов. В данной работе рассмотрена значимость потенциальных рисков безопасной эксплуатации ТКВ в условиях пониженных уровней воды в водоёмах ТКВ (при низкой водности).

КРАТКОЕ ГИДРОГРАФИЧЕСКОЕ ОПИСАНИЕ ВЕРХОВЬЯ РЕКИ ТЕЧИ

Теченский каскад водоёмов (ТКВ) создавался для приёма и хранения низкоактивных ЖРО и как первый этап радиационной реабилитации р. Течи. Сооружение ТКВ и системы обводных каналов позволило:

- прекратить в 1956 г. сброс ЖРО в р. Течу;
- локализовать значительное количество радионуклидов за счёт их аккумуляции в донных отложениях водоёмов;
- организовать сброс избыточной воды из Иртышско-Каслинской системы озёр транзитом через левобережный канал (ЛБК) в открытую гидрографическую сеть (р. Течу), минуя ТКВ.

В настоящее время ТКВ представляет собой (рис. 1) сложный, изолированный от открытой гидрографической системы гидрогеологический природно-техногенный объект – хранилище низкоактивных ЖРО. ТКВ состоит из четырех водоёмов (В-3, В-4, В-10 и В-11), разделённых плотинами, системы обводных каналов и ряда гидротехнических сооружений (ГТС). ТКВ – один из основных элементов "ядерного наследия" России [1–3].

После сооружения на р. Тече в 1956 г. водоёма В-10 (на месте, где р. Мишеляк ранее впадала в р. Течу), а в 1964–1965 гг. – водоёма В-11, с целью предотвращения переполнения водоёмов русловый сток р. Мишеляк был перенаправлен по специально построенному правобережному каналу (ПБК) в обход водоёмов В-10 и В-11 со сбросом воды в р. Течу

ниже замыкающей плотины П-10 (П-11) [4].

Левобережный канал (ЛБК) предназначен для отвода водного стока из оз. Иртыш в обход промышленных водоёмов В-2, В-3, В-4, В-10 и В-11 в р. Течу ниже плотины водоёма В-11. Протяжённость канала 36 км. Перепад высот по длине канала составляет 12 м. Первоначально истоком ЛБК являлся водоём В-2 (оз. Кызыл-Таш). Позже (в 1960-е годы) был создан "обводной" канал (в обход водоёма В-2), соединяющий оз. Иртыш (промежуточный водоём) и ЛБК [5].

На обводном канале и ЛБК находится ряд ГТС:

- вододелитель (расположен в начале обводного канала), позволяющий при необходимости направлять водный поток Иртышской воды в водоём В-2 для его подпитки [5];
- головное подпорное сооружение в районе плотины П-2, предназначенное для снижения фильтрационного поступления загрязнённой воды из водоёма В-2 в ЛБК;
- порог-регулятор в районе плотины П-10, предназначенный для снижения фильтрационного поступления загрязнённой воды из водоёма В-10 в ЛБК;
- три лога, первый и второй из которых расположены между створами плотины П-10 и плотины П-11, а третий находится ниже створа плотины П-11;
- шлюз-регулятор (ШР), расположенный на 2–3 км выше створа плотины П-11 и предназначенный для снижения фильтрационного поступления загрязнённой воды из водоёма В-11 в ЛБК;
- консольный водосброс, расположенный на 1,5–2 км ниже плотины П-11.

На участках быстотоков и слабых грунтов ЛБК и ПБК облицованы железобетонными плитами. Также облицовка плитами произведена в местах наиболее интенсивного поверхностного стока, где построены бетонные ливнесбросы. На отдельных участках, при малых расходах, ложе каналов зарастает водной растительностью.

Вода в каналах (ЛБК и ПБК) течёт самотёком, так как русло каналов имеет уклон. Поэтому, например, в створе плотины П-10 уровень воды в каналах выше уровня зеркала воды в водоёме В-11, а в створе плотины П-11 – ниже (рис. 2). На некоторых участках водо-

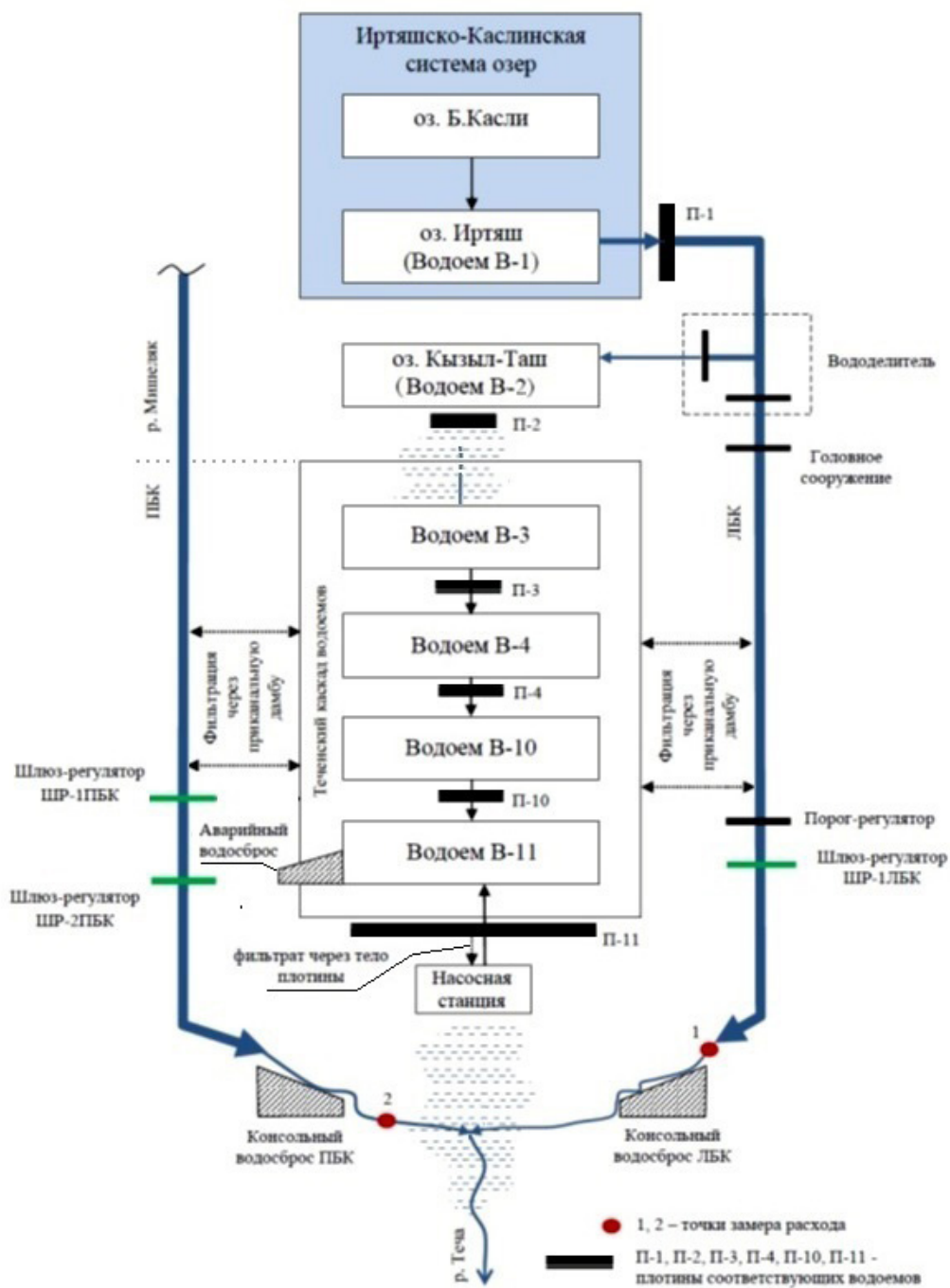


Рис. 1. Схема ГТС и основных водных потоков в верховье р. Течи

ёмы В-10 и В-11 вплотную подходят к разделительным дамбам, сооружённым вдоль каналов. Существует фильтрационная связь между каналами и водоёмами, причём выше "нулевой" точки (точки, где уровни воды в канале и водоёме равны) фильтрация направлена от канала к водоёму, а ниже "нулевой" точки – от водоёма к каналу. Интенсивность фильтрации воды и поступления ^{90}Sr из водоёмов в каналы и далее в р. Течу определяется [6]:

- разницей уровней воды в водоёме и на рассматриваемом участке канала (гидростатическим давлением);
- фильтрационными и сорбционными свойствами пород (между и под основанием каналов и водоёмов).

На ФГУП "ПО "Маяк" разработана Концепция безопасной эксплуатации Теченского каскада водоёмов. В 2014 г. ИБРАЭ РАН совместно с ФГУП "ПО "Маяк" и другими соисполнителями разработал "Стратегический мастер-план" (СМП) по решению проблем ТКВ на долговременную перспективу. СМП ТКВ включает: определение конечного состояния ТКВ, описание основных стратегий его достижения, долгосрочных планов работ и укрупнённых дорожных карт по их реализации с учётом имеющихся приоритетов и граничных условий, а также обосновывающие материалы по всем аспектам безопасности.

На ФГУП "ПО "Маяк" ведётся обширный мониторинг состояния ГТС и радиоактивного

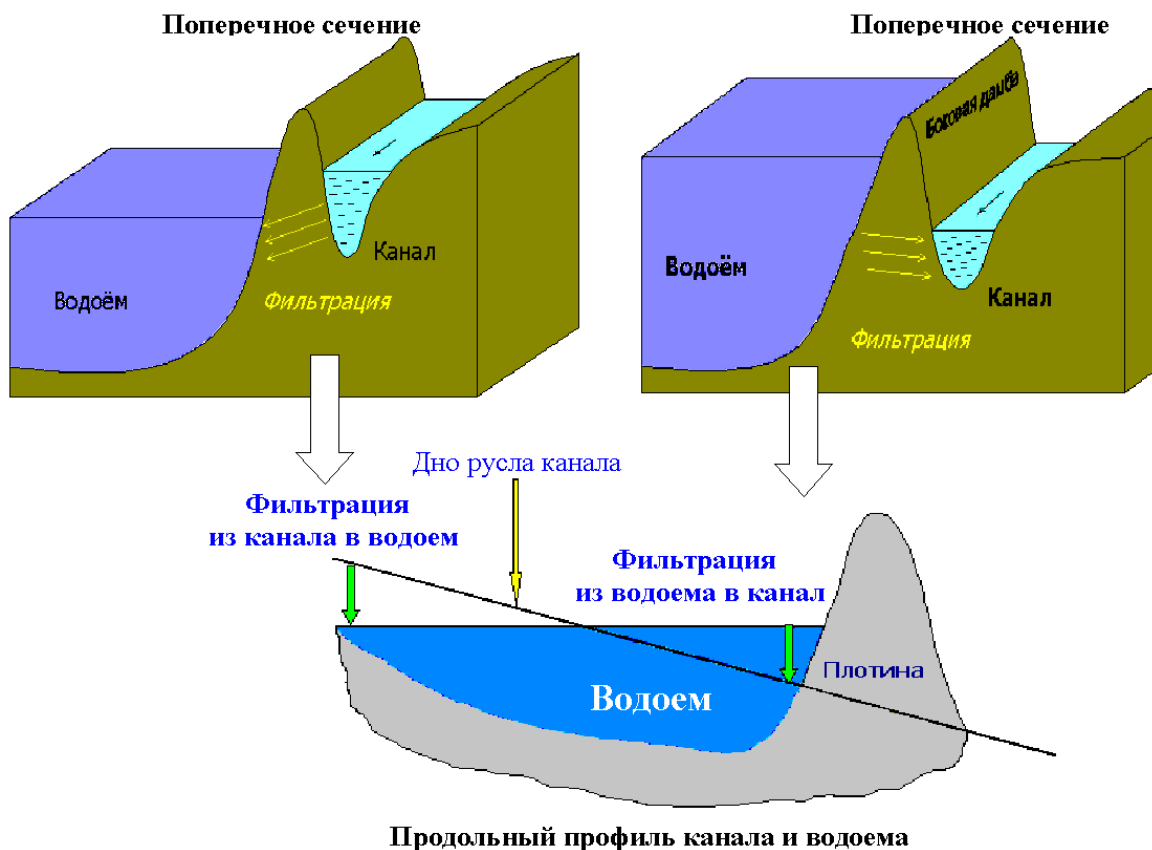


Рис. 2. Схема фильтрационного поступления воды и ^{90}Sr из канала (ЛБК и ПБК) в водоёмы ТКВ и наоборот из ТКВ в канал

загрязнения объектов окружающей среды в районе ТКВ с целью своевременного выявления возможных рисков и принятия необходимых мер по их компенсации и поддержания безопасного состояния водоёмов.

Так, в середине 2000-х годов выполнен комплекс работ по укреплению конечной плотины каскада П-11: сооружена противофильтрационная стена в грунте по оси плотины, выполнена пригрузка низового откоса каменной отсыпкой. Усовершенствована система мониторинга за состоянием плотины.

В 2011–2014 гг. выполнены опытно-промышленные работы по сооружению противофильтрационного экрана на дамбе ПБК ТКВ для снижения фильтрационного поступления радиоактивности из водоёма В-11 в канал и далее в р. Течу. С целью дополнительного снижения фильтрационного поступления радионуклидов из водоёмов ТКВ в рамках ФЦП "ЯРБ" в 2014 г. сооружены шлюзы-регуляторы (ШР) уровня воды на обводных каналах.

Таким образом, сброс ЖРО в открытую гидрографическую сеть р. Течи ФГУП "ПО "Маяк" не производит начиная с 1956 г. Однако за счёт фильтрации воды из водоёмов ТКВ через боковые дамбы происходит поступление незначительных объёмов загрязнённой радионуклидами воды в ЛБК и ПБК, которая по уровню загрязнения не относится к ЖРО.

ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ (2016–2021 гг.)

В табл. 1 приведены данные о "водности" в районе расположения предприятия за период 2014–2021 гг. [7]. Параметр "водность" характеризует влияние природного фактора на гидрологические и гидрогеологические условия в регионе и определяется как разность годовых атмосферных осадков и испарений.

Данные табл. 1 показывают, что в 2016–2021 гг. гидрометеорологические условия в районе расположения предприятия можно характеризовать как годы "нулевой водности", когда годовой объём атмосферных осадков примерно равен объёму испарений с поверхности водных объектов.

В табл. 2 представлены данные о разовых расходах воды в р. Тече (створ с. Муслумово), измеренных в момент отбора проб воды специалистами Челябинского ЦГМС – филиала ФГБУ "Уральское УГМС" за период с апреля по ноябрь 2021 г. Для сравнения в табл. 2 приведены среднееголетние значения водного стока (норма) [8].

Данные табл. 1 и 2 показывают, что 2021 г. был самым маловодным за последние годы, причём во второй половине 2021 г. водный сток р. Течи в створе с. Муслумово был в 10–100 раз меньше среднееголетних значений.

Таблица 1

Изменение водности в районе расположения предприятия за период 2014–2021 гг.
(по данным метеостанции ФГУП "ПО "Маяк")

	Год							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Водность, мм	199	197	24	46	-55	101	3	-121

Таблица 2

Расходы воды р. Течи в створе с. Муслумово в момент отбора проб воды
за апрель–ноябрь 2021 г., м³/с [8]

Показатель	Дата отбора							
	21.04	12.05	02.06	20.07	10.08	07.09	28.10	25.11
Расход	4,82	1,50	0,32	0,14	0,053	0,018	0,030	0,27
Норма	10,68	5,64	3,29	2,95	2,72	2,50	2,96	2,46

Ниже приведён анализ изменения некоторых параметров, характеризующих радиационную обстановку на ТКВ и р. Тече в маловодный период.

СОСТОЯНИЕ ВОДОЁМОВ ТКВ

На рис. 3 приведены данные об изменении уровня воды в водоёмах В-10 и В-11 ТКВ за период 1970–2021 гг. Анализ приведённых данных позволяет сделать следующие выводы [3]:

- уровень водоёма В-10 искусственно поддерживается на отметках 219–220 м, близких к максимальным (для исключения ветрового уноса радиоактивных донных отложений при оголении дна водоёма);
- уровень водоёма В-11 формируется по остаточному признаку, исходя из сложившихся погодных условий, и за период 2002–2021 гг. снизился приблизительно на 2 м;
- в настоящее время уровень водоёма В-11 приближается к отметке 215,0 м, чего не наблюдалось с 1984 г.

За 2016–2021 гг. в условиях "нулевой водности" за счёт фильтрационных утечек из водоёма уровень воды в водоёме В-11 понизился на 1,2 м. Вода, фильтрующаяся через тело плотины П-11, перехватывается специальной дренажной системой, которая установлена в теле плотины. Эта система предназначена для сбора фильтрационных вод и отвода их в специальную приёмную ёмкость (аванкамеру) насосной станции (рис. 1). Собранная вода с помощью специальной насосной станции в автоматическом режиме перекачивается обратно в водоём В-11. Насосная станция плотины П-11 оснащена автоматическими уровнемерами, включающими и отключающими насосное оборудование при достижении уровнем воды в аванкамере максимальных и минимальных регламентных отметок соответственно.

Другая часть объёма фильтрационных утечек, которая фильтруется под основанием тела плотины П-11, не может быть перехвачена существующей дренажной системой и перемещается с подрусловым стоком р. Течи. Основная

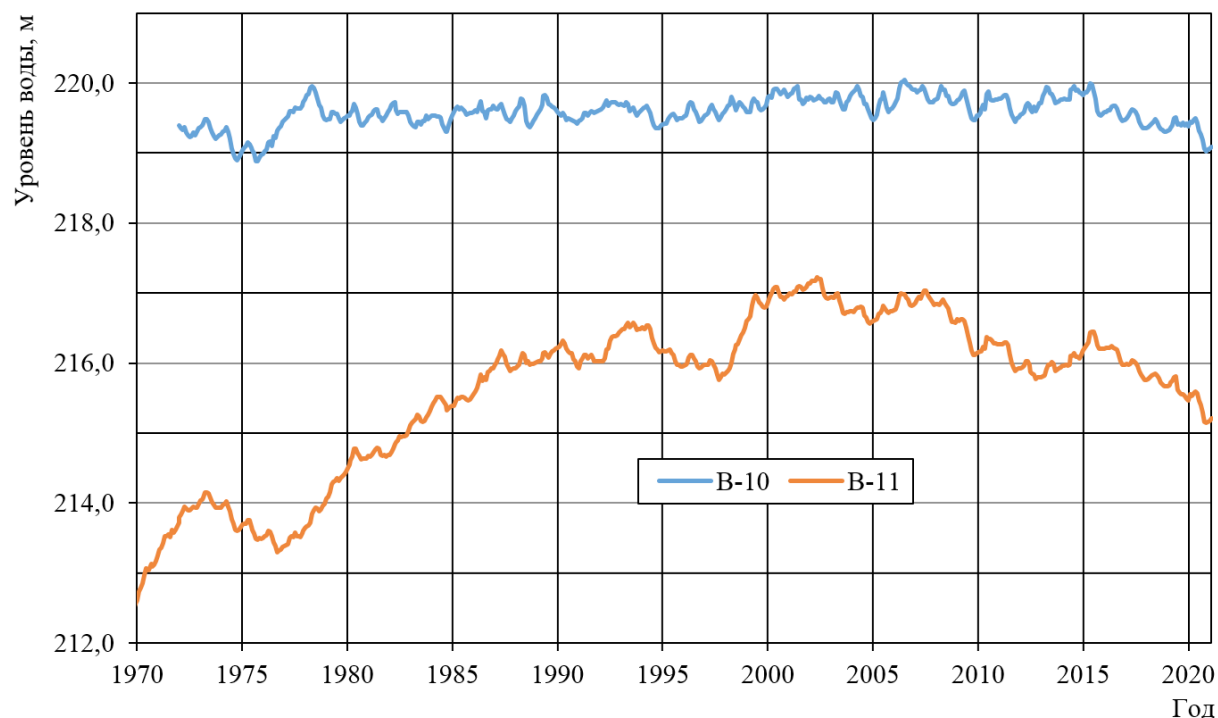


Рис. 3. Изменение уровня воды в водоёмах В-10 и В-11 ТКВ за 1970–2021 гг.

часть содержащегося в фильтрате ^{90}Sr сорбируется на подстилающих породах, подвергается радиоактивному распаду и не разгружается в поверхностные воды.

На рис. 4 приведены данные об изменении объёмной активности (ОА) ^{90}Sr в воде водоёмов В-10 и В-11 ТКВ за период 2002–2021 гг. Содержание других радионуклидов в воде водоёмов (^{137}Cs и Pu) значительно меньше нижней границы ЖРО. Анализ приведённых данных показывает, что начиная с 2016 года на фоне непрерывного снижения объёма воды в водоёме В-11 наблюдается тенденция стабилизации ОА ^{90}Sr в воде водоёма В-11.

Основная часть радионуклидов (~60 % ^{90}Sr и ~99 % ^{137}Cs) депонирована в донных отложениях водоёмов ТКВ и надёжно защищена слоем воды. Донные отложения по уровню радиоактивного загрязнения на большей части площади акватории водоёмов В-10 и В-11 не попадают под категорию ТРО (меньше 100 Бк/г по активности β -излучающих нуклидов). К категории низкоактивных ТРО относятся только

наиболее глубоководные участки донных отложений, которые соответствуют старому руслу р. Течи.

Известно, что содержание радионуклидов в воде водоёмов подвержено заметным сезонным (внутригодовым) колебаниям, причём для различных радионуклидов эти изменения могут носить разнонаправленный характер [1–3]. Так, для ^{90}Sr максимальные концентрации регистрируются зимой, когда водоёмы покрыты льдом, а минимальные – летом. Для ^{137}Cs и Pu наблюдается противоположная ситуация: минимальное содержание этих радионуклидов отмечается зимой, а максимальное – летом. Такой характер внутригодовых изменений удельной активности в воде водоёмов определяется различиями физико-химических форм нахождения указанных радионуклидов в воде. Установлено, что основная часть ^{90}Sr в воде водоёмов ТКВ находится в ионной форме (в растворённом состоянии), а основная часть ^{137}Cs и Pu содержится (сорбирована) на взвешках (мельчайших частицах ила, глины и др.).

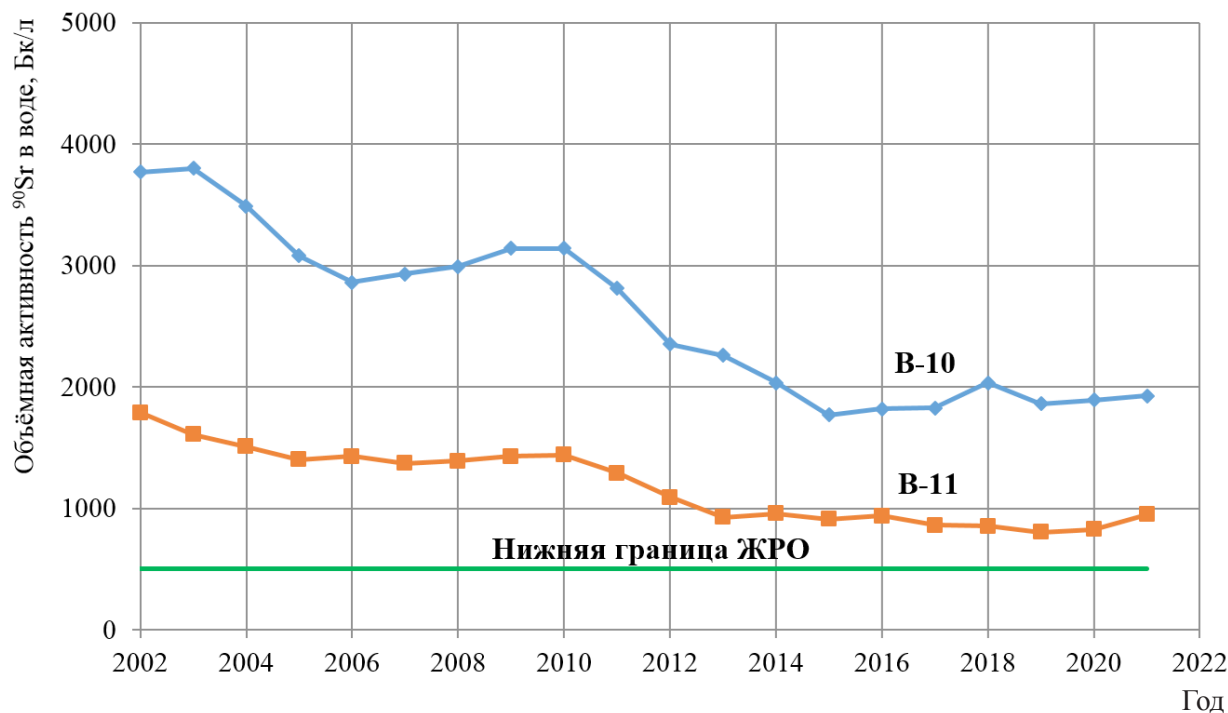


Рис. 4. Изменение объёмной активности ^{90}Sr в воде водоёмов В-10 и В-11 ТКВ за 2002–2021 гг.

Толщина льда на водоёмах ТКВ может достигать 0,7 м, что сопоставимо со средней глубиной водоёмов (3–5 м). При образовании льда на поверхности водоёмов в зимний период происходит "вытеснение" растворённых в воде химических соединений (солей и ионных форм ^{90}Sr) из толщи льда. Распределение ^{90}Sr по толщине льда, как правило, имеет неравномерный характер и, по-видимому, зависит от условий (скорости) образования ледяного покрова, которые определяются совокупностью различных природных факторов. При этом содержание ^{90}Sr в слое льда в среднем в 5–7 раз меньше, чем в подлёдной воде. В результате зимой удельная активность ^{90}Sr в воде может возрасти на 10–20 %. Кроме того, зимой, когда водоём покрыт льдом, затрудняется газообмен между водой и атмосферой, что приводит к накоплению в воде углекислого газа, "подкислению" воды и как следствие, переходу части ^{90}Sr из донных отложений в воду.

Содержание ^{137}Cs и Pu в воде определяется интенсивностью ветро-волнового взмучивания и зависит от скорости и направления ветра, глубины отбора пробы, особенности строения береговой полосы и др. Поэтому содержание ^{137}Cs в воде водоёма В-10 зимой (под слоем льда) обычно в 1,5–2 раза меньше, чем летом, что связано с отсутствием процесса ветроволнового взмучивания донных отложений [1–3].

ВОДНЫЙ И РАДИОАКТИВНЫЙ СТОК ПО ЛБК, ПБК И РЕКЕ ТЕЧЕ

В табл. 3 приведены данные ФГУП "ПО "Маяк" о водном и радиоактивном стоке

^{90}Sr на консольных выпусках ПБК и ЛБК за 2015–2021 гг. Анализ данных, приведённых в табл. 3, показывает, что за последние 5–7 лет произошло резкое снижение радиоактивного стока ^{90}Sr : по ЛБК более чем в 30 раз, а по ПБК более чем в 11 раз. Причины такого существенного снижения поступления ^{90}Sr в р. Течу связаны со снижением уровня воды в водоёме В-11 и с успешной эксплуатацией подпорных сооружений (пороги и шлюзы-регуляторы).

Радиоактивное загрязнение воды р. Течи в створе с. Муслумово, расположенном на расстоянии около 50 км ниже плотины П-11, обусловлено только ^{90}Sr , а содержание остальных радионуклидов значительно ниже уровня вмешательства (УВ). Содержание ^{90}Sr в воде р. Течи определяется:

- поступлением ^{90}Sr в верховье р. Течи со сточными и дренажными водами через консольные водосбросы ЛБК и ПБК (выпуск № 7);
- процессом сорбции-десорбции ^{90}Sr на заболоченном участке реки (Асановские болота), расположенном между плотиной П-11 и с. Муслумово. Этот процесс, в свою очередь, зависит от водного стока реки, который в многоводные периоды существенно возрастает за счёт дополнительных попусков воды из оз. Иртяш через ЛБК. Илы и донные отложения Асановских болот были загрязнены ^{90}Sr (в результате сорбции) в период интенсивных регламентных и аварийных сбросов ЖРО в реку в 1949–1956 гг.

В табл. 4 приведены данные о годовом водном и радиоактивном стоке (^{90}Sr) в створе верховья реки (консольный сброс ЛБК и ПБК) и в створе с. Муслумово за период 1982–1984 и 2001–2021 гг. Результаты многолетних иссле-

Таблица 3

Годовой водный сток и сток ^{90}Sr в р. Течу через ЛБК и ПБК за период 2015–2021 гг.

Источник	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Водный сток, млн м ³ в год							
ЛБК	58,7	119	27,4	13,5	13,2	11,8	9,0
ПБК	9,2	9,4	5,1	4,0	4,9	5,3	5,7
Радиоактивный сток, ГБк в год							
ЛБК	141	155	62	30,8	20,0	3,02	4,9
ПБК	178	140	63	46,4	30,1	21,0	15,6

Таблица 4

Годовой водный и радиоактивный сток ^{90}Sr в верхней (ЛБК и ПБК) и средней (с. Муслюмово) части р. Течи за период 1982–1984 и 2001–2021 гг.

Год	Общее поступление через ЛБК и ПБК		р. Теча (с. Муслюмово)		Отношение $R=(2)/(1)$
	Водный сток, млн м ³ /год	Сток ^{90}Sr , 10 ¹¹ Бк (1)	Водный сток, млн м ³ /год	Сток ^{90}Sr , 10 ¹¹ Бк (2)	
1982	16,5	2,0	19,6	5,66	2,83
1983	22,3	1,8	46,6	10,8	6,0
1984	24,2	2,8	41,7	10,7	3,8
...					
2001	235	21,7	249	25,5	1,17
2002	259	24,2	335	34,9	1,44
2003	166	18,4	216,2	22,7	1,23
2004	61,1	18,5	92,3	17,2	0,93
2005	144	16,7	171,5	16,2	0,97
2006	81,5	10,3	123	11,6	1,12
2007	222	11,6	298,4	14,7	1,27
2008	104	10,6	112	9,41	0,89
2009	85,0	8,51	95,4	7,51	0,88
2010	51,6	6,38	58,8	6,84	1,1
2011	41,5	5,28	48,8	6,07	1,15
2012	22,7	3,87	28,1	4,54	1,17
2013	20,6	2,75	24,2	2,94	1,07
2014	28,5	2,64	41,5*	2,33*	0,88*
2015	67,9	3,20	97,1*	5,6*	1,75*
2016	128,4	2,95	204*	6,7*	2,2*
2017	32,5	1,25	50*	2,35*	1,9*
2018	17,54	0,79	27*	2,8*	3,5*
2019	18,09	0,50	25,9*	1,54*	3,1*
2020	17,02	0,24	22,5*	1,07*	4,4*
2021	14,71	0,19	20,7*	1,61*	8,5*

Примечание. * Наблюдения за водным стоком не производились (приведены расчётные оценки).

дований [1–7] и приведённые в табл. 4 данные позволяют сделать следующие выводы:

1. В период до 1986 г., когда уровень воды в водоёме В-11 не превышал 216 м, ОА ^{90}Sr в воде р. Течи (с. Муслюмово) определялась в основном вторичным источником загрязнения воды за счёт процессов десорбции радионуклида из заболоченных участков Асановских болот. Мощность этого источника значительно

(в разы) превышала поступление ^{90}Sr в речную систему через ЛБК и ПБК. При этом кратность превышения (R), равная отношению радиоактивного стока ^{90}Sr в створе с. Муслюмово к суммарному стоку ^{90}Sr через ЛБК и ПБК, была значительно больше единицы ($R>1$).

2. В 1987–2017 гг. когда уровень воды в водоёме В-11 превышал 216 м и, особенно в 1999–2008 гг. когда уровень воды в водоёме

В-11 превышал 217 м, значительно возросло фильтрационное поступление ^{90}Sr в ЛБК и ПБК. При этом ОА ^{90}Sr в воде р. Течи (с. Муслюмово) стала преимущественно определяться поступлением ^{90}Sr через ЛБК и ПБК, а отношение $R \approx 1$.

3. Регулярные гидрологические измерения водного стока р. Течи проводились до 2013 г. В период времени с 2008 по 2013 гг. значения стока ^{90}Sr в верхнем (консольный сброс ЛБК и ПБК) и среднем (с. Муслюмово) течении реки были в пределах экспериментальной погрешности равны между собой ($R \approx 1$). Это означает, что других (дополнительных) значимых источников поступления ^{90}Sr в речную систему (кроме контролируемого стока по ЛБК и ПБК) не существовало.

4. В 2014 г. Росгидромет (Челябинский ЦГМС) прекратил проведение регулярных гидрологических наблюдений на р. Тече. Отдельные разовые измерения расхода воды в реке (в створе с. Муслюмово) проводятся только в "летний" период, когда река свободна от льда (например, табл. 2). Поэтому после 2013 г. надёжные экспериментальные данные о годовом водном и радиоактивном стоке в створе с. Муслюмово (и других створах) отсутствуют. Для проведения оценочных расчётов на ФГУП "ПО "Маяк" была разработана эмпирическая формула, связывающая водный сток в створе верховья реки (консольный сброс ЛБК и ПБК) и в створе с. Муслюмово. Эта формула относительно хорошо работает в условиях высокого водного стока (более ~ 50 млн $\text{м}^3/\text{год}$), но при меньших значениях водного стока может приводить к существенным неопределённостям. Тем не менее следует отметить, что за последние 20 лет сток ^{90}Sr в створе с. Муслюмово снизился в 20–30 раз.

Сброс сточных и дренажных вод, загрязнённых ^{90}Sr на консольных водосбросах ЛБК и ПБК, оформлен как выпуск № 7 в р. Течу. В 2018 г. УМТУ Ростехнадзора (г. Екатеринбург) утвердило нормативы допустимых сбросов (НДС) и выдало разрешение на сброс радиоактивных веществ в р. Течу. Разрешённый годовой сброс радионуклида ^{90}Sr составляет $1,95 \cdot 10^{12}$ Бк/год. Фактический сброс ^{90}Sr за 2020 г. и 2021 г. составил $0,024 \cdot 10^{12}$ Бк и $0,021 \cdot 10^{12}$ Бк, что составляет ~ 1 % от НДС.

Сброс остальных радионуклидов не нормируется, так как их объёмная активность значительно ниже уровня вмешательства (УВ) по НРБ-99/2009.

Разрешённый годовой объём сброса сточных вод составляет 200 млн $\text{м}^3/\text{год}$. Фактический объём сброса сточных вод за отчётный период составил за 2020 г. 17,0 млн м^3 , за 2021 г. – 14,7 млн м^3 .

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРОТИВОФИЛЬТРАЦИОННЫХ СООРУЖЕНИЙ

За период 2016–2021 гг. уровень воды в водоёме В-11 ТКВ понизился на 1,2 м и достиг отметки $\sim 215,4$ м. Такой низкий уровень воды в водоёме В-11 регистрировался только в 1984 г., который был выбран в качестве реперного для сравнения и анализа режимов эксплуатации ТКВ и р. Течи (табл. 5).

Приведённые в табл. 5 данные о произошедших за период с 1984 по 2021 гг. (37 лет) изменениях позволяют сделать следующие предварительные расчётные оценки и выводы:

1. Среднегодовая ОА ^{90}Sr в воде водоёма В-11 уменьшилась в 3,1 раза, а запас ^{90}Sr , депонированный в Асановских болотах, за счёт радиоактивного распада сократился в 2,5 раза.

2. Годовой сток ^{90}Sr по ЛБК сократился в 54 раза. Это означает, что созданная в 2014 г. на ЛБК противофильтрационная система (шлюз-регулятор ШР-1ЛБК) позволяет эффективно (в $54/3,1=17,4$ раза) снижать поступление ^{90}Sr из водоёма В-11 в ЛБК.

3. Годовой сток ^{90}Sr по ПБК сократился всего в 1,3 раза. Это может означать, что в 2021 г. мощность фильтрационного источника поступления ^{90}Sr из водоёма В-11 в ПБК по сравнению с 1984 годом возросла примерно в $3,1/1,3=2,4$ раза. Другими словами, созданная в 2014 г. на ПБК противофильтрационная система (шлюзы-регуляторы ШР-1ПБК и ШР-2ПБК) малоэффективна или эксплуатировалась в неоптимальном режиме.

4. Суммарное поступление ^{90}Sr в речную систему через ЛБК и ПБК уменьшилось в 13 раз, а сток ^{90}Sr в створе с. Муслюмово сократился в 6,8 раза.

5. Вымывание ^{90}Sr из Асановских болот

Таблица 5

Анализ соотношения некоторых параметров ТКВ (для ПБК и ЛБК)
и р. Течи (створ с. Муслюмово) в 1984 и 2021 годах

Параметр	1984 г.	2021 г.	Отношение
Среднегодовой уровень воды водоёма В-11, м	215,20	215,41	≈1,0
Среднегодовая ОА ^{90}Sr в воде водоёма В-11, кБк/л	2,5	0,8	3,1
Годовой водный сток по ЛБК, млн м ³ /год	17,1	9,0	1,9
Годовой сток ^{90}Sr по ЛБК, ГБк/год	263	4,9	54
Годовой водный сток по ПБК, млн м ³ /год	7,1	5,7	1,2
Годовой сток ^{90}Sr по ПБК, ГБк/год	20,7	15,6	1,3
Суммарный сток ^{90}Sr по ЛБК и ПБК, ГБк/год (1)	280	21	13
Годовой водный сток в Муслюмово, млн м ³ /год	41,7	20,7 (*)	2,0
Годовой сток ^{90}Sr в Муслюмово, ГБк/год (2)	1080	160	6,8
Вымывание ^{90}Sr из Асановских болот, ГБк/год, (2) – (1)	800	140	5,7
Отношение $R = (2)/(1)$	3,9	7,3	–

Примечание. * Наблюдения за водным стоком не производились (приведены расчётные оценки).

сократилось в 5,7 раза: с 800 ГБк/год (в 1984 г.) до 140 ГБк/год (в 2021 г.), но относительный вклад процесса "вымывания" (десорбции) увеличился соответственно с 3,9 до 7,3.

Все вышеприведённые расчётные оценки справедливы только для уровня воды в водоёме В-11, равном 215,35 м, и являются предварительными.

СОСТОЯНИЕ ПЛОТИНЫ П-11

Плотина П-11 входит в состав комплекса ГТС Теченского каскада водоёмов-хранилищ ЖРО I класса опасности, уровень безопасности которого по результатам утверждения Ростехнадзором соответствующей декларации в 2020 г. признан нормальным. Получено разрешение на эксплуатацию комплекса ГТС от 14.12.2020 № 0087-00-ХИМ сроком на 5 лет.

В рамках осуществления постоянного государственного надзора регулярно (2 раза в год), в соответствии с утверждённым графиком, межрегиональным отделом по надзору за ГТС Уральского управления Ростехнадзора проводятся выездные проверки ГТС ТКВ. В ходе проверок в 2020–2021 гг. нарушений обязательных требований к безопасности ГТС Ростехнадзором не выявлено.

В соответствии с "Правилами эксплуатации комплекса ГТС ТКВ" № 193-5.1/3766 от 04.12.2020, согласованными Ростехнадзором, специалистами предприятия проводятся:

- комиссионные осмотры ГТС три раза в год с составлением акта. По акту весеннего осмотра ГТС, проведённого после пропуска половодья, на предприятии издаётся приказ об устранении выявленных нарушений в работе ГТС, утверждаемый главным инженером предприятия, с назначением сроков и ответственных за выполнение;

- обходы и осмотры плотины П-11 ежедневно (в рабочие дни), дренажного коллектора П-11 один раз в месяц в соответствии с графиком измерения УВ и осмотров ГТС эксплуатационным персоналом;

- обходы и осмотры ГТС, измерения уровня воды на водоёмах и каналах в период половодья производятся по специальному (учащённому) графику осмотров ГТС;

- водолазное обследование подводной части верхового откоса П-11 проводится ежегодно в летний период последовательно на участках протяжённостью по 400 м с таким расчётом, чтобы за каждые три года осматривать подводную часть крепления на всём протяжении плотины;

- инструментальные измерения уровня

воды на водоёмах ТКВ и обводных каналах путём нивелировки от контрольных реперов и/или по водомерным рейкам, установленным на ГТС;

– инструментальные наблюдения за деформациями тела и фильтрационным режимом в теле плотины, нижнем бьефе и береговых примыканиях по установленной контрольно-измерительной аппаратуре.

В соответствии с ежегодными графиками планово-предупредительных ремонтов ГТС регулярно выполняются текущие ремонты межплоточных швов облицовки верхового откоса П-11 в зоне переменного уровня воды и грунтовых дорог по гребню плотины и вдоль низового откоса.

ВЫВОДЫ

1. Показано, что в 2016–2021 гг. гидрометеорологические условия в районе расположения ФГУП "ПО "Маяк" можно характеризовать как годы "нулевой водности", когда годовой объём атмосферных осадков примерно равен объёму испарений с поверхности водных объектов.

2. Рассмотрены результаты разовых измерений расходов воды в р. Тече (створ с. Муслумово) за период с апреля по ноябрь 2021 г. Показано, что 2021 г. был самым маловодным за последние годы, причём во второй половине года водный сток р. Течи в створе с. Муслумово был в 10–100 раз меньше средне-многолетних значений.

3. Проанализированы данные о водном и радиоактивном стоке ^{90}Sr на консольных выпусках ПБК и ЛБК ТКВ. Показано, что за 2015–2021 гг. годовой радиоактивный сток ^{90}Sr по ЛБК сократился более чем в 30 раз, а по ПБК – более чем в 11 раз. При этом водный сток по ЛБК снизился в 7–12 раз, а по ПБК – до 2 раз.

4. Начиная с 2016 г. за счёт фильтрационных потерь уровень воды в водоёме В-11 Теченского каскада водоёмов (ТКВ) понизился на 1,2 м и к 2021 г. достиг отметки 215,4 м. Такой низкий уровень воды в водоёме В-11 регистрировался только в 1984 г., который был выбран в качестве реперного для сравнения.

5. В 2021 г. суммарное поступление ^{90}Sr в речную систему через ЛБК и ПБК умень-

шилось по сравнению с 1984 годом в 13 раз, а сток ^{90}Sr в створе с. Муслумово сократился в 6,8 раза. Вымывание ^{90}Sr из Асановских болот сократилось в 5,7 раза: с 800 ГБк/год (в 1984 г.) до 140 ГБк/год (в 2021 г.), но относительный вклад процесса "вымывания" (десорбции) в общий сток увеличился почти в 2 раза (соответственно с 4 до 7).

6. Созданная в 2014 г. на ЛБК противо-фильтрационная система (шлюз-регулятор ШР-1ЛБК) позволяет эффективно (до 17 раз) снижать поступление ^{90}Sr из водоёма В-11 в ЛБК. Соответствующая система на ПБК (шлюзы-регуляторы ШР-1ПБК и ШР-2ПБК) в рассматриваемый период времени оказалась малоэффективна или эксплуатировалась в неоптимальном режиме. Этот вопрос требует дополнительного изучения.

7. Вышеприведённые расчётные оценки справедливы только для уровня воды в водоёме В-11, равном 215,35 м (соответствуют 1984 и 2021 гг.), и являются предварительными.

8. Режим безопасной эксплуатации ТКВ обеспечен в период высокой и низкой водности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Садовников В.И., Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г. и др. Современное состояние и пути решения проблем Теченского каскада водоёмов // Вопросы радиац. безопасности. – 2002. – № 1. – С. 3–14.
2. Баранов С.В., Баторшин Г.Ш., Мокров Ю.Г. и др. Теченский каскад водоёмов ФГУП "ПО "Маяк": текущее состояние и перспективы // Вопросы радиац. безопасности. – 2011. – № 1. – С. 5–14.
3. Мокров Ю.Г., Алексахин А.И. Деятельность ФГУП "ПО "Маяк" по обеспечению безопасной эксплуатации Теченского каскада водоёмов // Вопросы радиац. безопасности. – 2018. – № 4. – С. 13–28.
4. Мокров Ю.Г., Антонова Т.А. Оценка параметров источника фильтрационного поступления стронция-90 из Теченского каскада водоёмов в правобережный канал // Вопросы радиац. безопасности. – 2000. – № 4. – С. 17–30.
5. Рерих В.И., Каргаполов В.С. Радиоэкологическая характеристика левобережного и правобережного каналов Теченского каскада

водоёмов ПО "Маяк" // Вопросы радиац. безопасности. – 2002. – № 3. – С. 61–66.

6. Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Особенности формирования радиоактивного загрязнения р. Теча // Вопросы радиац. безопасности. – 2007. – № 2. – С. 27–36.

7. Цивилёв И.В., Горлов О.В., Зейтленок И.Д. Объём, структура и основные результаты гидрологического и гидрогеологического мониторинга ТКВ, проводимого ФГБУ "Гидроспецгеология" // Вопросы радиац. безопасности. – 2018. – № 4. – С. 29–41.

8. Оказание услуг по организации контроля радиационной обстановки на реках Теча и

Караболка (предоставление специализированной информации в области гидрометеорологии и мониторинга загрязнения окружающей среды): Итоговый аналитический отчёт по государственному контракту № 9 от 01 февраля 2021 г. "Уральское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды". – Екатеринбург, 2021. – 25 л.

9. Мокров Ю.Г., Антонова Т.А., Антропова Е.В. Вероятностный прогноз изменения уровня воды в водоёме В-11 ТКВ при различных режимах эксплуатации техногенных водопонижительных систем // Вопросы радиац. безопасности. – 2009. – № 1. – С. 23–34.

УДК 613.6+53.04+311

© 2022

ПОСЛЕДСТВИЯ ОТЦОВСКОГО ОБЛУЧЕНИЯ: ОЦЕНКА КАНЦЕРОГЕННОГО РИСКА В КОГОРТЕ ПОТОМКОВ ПЕРВОГО ПОКОЛЕНИЯ

*Н.Р. Кабирова, П.В. Окатенко**Россия, г. Озёрск, ФГБУН Южно-Уральский институт биофизики ФМБА России*

Изучение роли отцовского облучения до зачатия в развитии злокачественных новообразований (ЗНО) у потомков первого поколения является актуальным аспектом поиска канцерогенных факторов. Оценён канцерогенный риск по показателям онкологической заболеваемости среди потомков первого поколения облучённых мужчин в результате их профессиональной деятельности на ПО "Маяк". Проведён ретроспективный эпидемиологический анализ в когорте потомков 1949–2002 годов рождения, включающей 14435 потомков. Отцы 11785 потомков имели накопленную прекоцептивную дозу внешнего γ -облучения на гонады (Основная группа), 2650 чел. отнесены к внутреннему контролю, как потомки родителей, не подвергшихся облучению репродуктивных органов. Жизненный статус и онкологическая заболеваемость потомков прослежены до 31.12.2020. Проведён анализ структуры и показателей онкозаболеваемости. Расчёт относительного риска заболеваемости (СОЗ) и избыточного относительного риска (ИОР) на единицу дозы внешнего γ -облучения с 95% доверительным интервалом проведён с использованием модуля AMFIT программного обеспечения EPICURE.

За весь период наблюдения (1949–2020 гг.) в изучаемой когорте было диагностировано 482 случая заболевания злокачественными новообразованиями. Сравнительный анализ онкозаболеваемости не показал существенных различий в структуре ЗНО в группах. Анализ показателей стандартизованного относительного риска заболеваемости ЗНО по отдельным наиболее значимым локализациям у потомков мужского пола выявил достоверное превышение относительного риска опухолей органов пищеварения и брюшины (1,61), обусловленное достоверным превышением СОЗ в дозовых интервалах 55–150 мЗв (2,57) и 150–450 мЗв (2,16). Установлено достоверное превышение относительного риска ЗНО лимфатической и кроветворной тканей среди потомков мужского пола в 1,56 раза. Среди потомков женского пола было найдено достоверное превышение показателя СОЗ опухолей органов дыхания и грудной клетки в группе с дозой на гонады 17,4–55,0 мЗв. Также зафиксировано достоверное превышение СОЗ ЗНО мочеполовых органов в дозовом интервале менее 17,4 мЗв и опухолей головного мозга при дозах прекоцептивного облучения 55–150 мЗв. При расчёте избыточного относительного риска онкозаболеваемости среди потомков как мужского, так и женского пола для всех ЗНО по сумме наблюдений и для солидных раков по дозовым интервалам достоверного превышения не выявлено.

Значимых доказательств связи риска возникновения ЗНО у потомков работников ПО "Маяк" с накопленной прекоцептивной дозой внешнего γ -облучения на гонады в этом исследовании не получено, необходимо продолжить исследования на основе уникальной когорты потомков профессионально облучённых отцов с течением времени, что поможет пополнить научное понимание радиационных генетических эффектов на человека.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ПРЕКОЦЕПТИВНОЕ ОБЛУЧЕНИЕ, ПЕРСОНАЛ, ПОТОМКИ, ЗЛОКАЧЕСТВЕННЫЕ НОВООБРАЗОВАНИЯ, СТАНДАРТИЗОВАННЫЙ ОТНОСИТЕЛЬНЫЙ РИСК ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ

Оценка связи возникновения опухолевых заболеваний у потомков облучённых людей с радиационным воздействием является важной и

далеко не решённой проблемой радиационной эпидемиологии. Внимание к данной проблеме определяется, прежде всего, всё более возрас-

тающей ролью ядерных технологий в жизни человека. Имеются опубликованные данные об изучении генетических эффектов, в том числе и канцерогенных, у потомков лиц, пострадавших в результате атомной бомбардировки, где отмечено увеличение частоты опухолей, укорочение латентного периода их возникновения, учащение злокачественных вариантов [1–5]. Причиной увеличения риска канцерогенеза являются индуцированные рецессивные мутации в гетерозиготном состоянии, а также эпигеномные нарушения, обуславливающие дестабилизацию наследственного аппарата и, как следствие, повышение вероятности активации протоонкогенов и функциональную неполноценность клеточного генома [6]. Ряд исследователей считают, что наиболее опасны для здоровья будущего потомства слабые воздействия на родителей, совместимые с дальнейшим развитием их половых клеток и участием последних в оплодотворении, с переносом в эмбрион генетических нарушений. Изменения в ДНК, обусловленные облучением, могут происходить в большей степени в течение периода мейоза, вследствие этого мужчины пребывают в большем риске повреждений в половых клетках [7]. При профессиональном хроническом облучении человека вопрос о канцерогенном риске у потомков остается недостаточно изученным.

ФГУП "Производственное объединение "Маяк" (ПО "Маяк") является одним из первых и крупнейшим в мире предприятием атомной индустрии [8, 9], работники данного предприятия, наблюдение за которыми ведется уже более 70 лет, в процессе профессиональной деятельности могли подвергаться радиационному воздействию в прекоцептивный период. Целью настоящего исследования является оценка риска заболеваемости злокачественными новообразованиями среди потомков облученных отцов при профессиональной деятельности на ПО "Маяк".

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Формирование когорты потомков мужчин – работников ПО "Маяк" проведено на основе созданных и поддерживаемых в Южно-Уральском институте биофизики в лаборатории

радиационной эпидемиологии баз данных следующих регистров:

1. Регистр населения ЗАТО Озёрск, подвергавшегося в детском возрасте техногенному воздействию за счет деятельности первого атомного предприятия России ПО "Маяк" (Детский регистр г. Озёрска) [10];

2. Медико-дозиметрический регистр персонала ФГУП "Производственное объединение "Маяк" (Регистр персонала ПО "Маяк") [11];

3. Канцер-Регистр населения Закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) г. Озёрск Челябинской области" (Канцер-регистр ЗАТО Озёрск) [12].

К критериям включения в изучаемую когорту первого поколения потомков мужчин – работников предприятия относились:

1) отец ребёнка работал на основном или вспомогательном заводе ФГУП ПО "Маяк" в прекоцептивный период;

2) мать ребёнка не подвергалась в прекоцептивный период производственному облучению, не являлась переселенцем с радиоактивно зараженных территорий и ликвидатором последствий радиационных аварий;

3) ребёнок родился в закрытом административно-территориальном образовании (ЗАТО) г. Озёрск (ранее г. Челябинск-40, г. Челябинск-65) в период с 1949 по 2002 гг.

Характеристика изучаемой когорты потомков первого поколения мужчин – работников ПО "Маяк" представлена в табл. 1. В итоге когорты потомков объединила 14435 чел. (7358 лица мужского пола – 51 %; 7077 лица женского пола – 49 %) от 9191 работника ПО "Маяк", причём 119 мужчин имели более четырёх детей. Из всего числа потомков у 11785 (81,5 %) отцы имели накопленную прекоцептивную дозу внешнего γ -облучения на гонады (основная когорта), 2650 чел. (18,5 %) отнесены к внутреннему контролю как потомки мужчин – работников ПО "Маяк", не имевших до зачатия профессиональных доз внешнего γ -облучения на гонады (когорты сравнения). Так как мы не располагаем информацией о продолжительности беременности для каждого ребёнка, мы допустили, что каждая беременность была доношенной, поэтому датой зачатия считали 280-й день до рождения ребёнка.

Сведения о дате и месте рождения,

Таблица 1

Характеристика когорты потомков 1949–2002 годов рождения

Показатели	Пол	Основная когорта		Когорта сравнения		ВСЕГО	
		Абс.	%	Абс.	%	Абс.	%
Число потомков первого поколения	муж.	5997	50,9	1361	51,4	7358	51,0
	жен.	5788	49,1	1289	48,6	7077	49,0
	оба	11785	100,0	2650	100,0	14435	100,0
Число лиц с установленным жизненным статусом	муж.	5724	95,5	1304	95,8	7028	95,5
	жен.	5496	95,0	1232	95,6	6728	95,1
	оба	11220	95,2	2536	95,7	13756	95,3
Число лиц с заболеваниями ЗНО	муж.	163	2,8	54	4,1	217	3,1
	жен.	203	3,7	62	5,0	265	3,9
	оба	366	3,3	116	4,6	482	3,5
Число лиц с солидными раками	муж.	136	83,4	50	92,6	186	85,7
	жен.	193	95,1	57	91,9	250	94,3
	оба	329	89,9	107	92,2	436	90,5
Число лиц с гемолимфобластомами	муж.	27	16,6	4	7,4	31	14,3
	жен.	10	4,9	5	8,1	15	5,7
	оба	37	10,1	9	7,8	46	9,5
Число человеко-лет наблюдения	муж.	207641	80,4	50671	19,6	258312	100,0
	жен.	203590	81,2	47229	18,8	250819	100,0
	оба	411231	80,8	97900	19,2	509131	100,0

жизненном статусе потомков получены из Детского регистра г. Озёрска. Число лиц с установленным жизненным статусом в изучаемой когорте составило 95,1 %. Началом наблюдения за исследуемой группой считалась дата рождения, окончанием – дата события, произошедшего первым: дата установления диагноза злокачественного новообразования, дата выезда из города, дата последнего известия, дата смерти, дата конца наблюдения за когортой – 31.12.2020. В итоге число человеко-лет наблюдения за членами исследуемой группы составило 509131. Средний возраст мужчин на момент зачатия детей основной группы составил 28 ± 5 лет, что практически не отличается от контрольной группы 27 ± 5 лет, соответственно. Максимально достигнутый

возраст среди отцов в основной группе был 58 лет, а в группе сравнения – 50 лет.

Объектом данного исследования являются показатели онкологической заболеваемости среди потомков мужчин-работников атомного предприятия. Сведения обо всех случаях онкопатологии получены из базы данных канцер-регистра ЗАТО Озёрск, случаи собраны за 71 год наблюдения с 1949 по 2020 гг.

В последние годы при анализе заболеваемости ЗНО принято исключать из числа солидных опухолей немеланомный рак кожи, поскольку учет базалиом заведомо бывает неполным и больные, у которых диагностирована базалиома, подлежат наблюдению только на протяжении пяти лет, поэтому в настоящей работе из общей суммы рака кожи исключены

немеланомные опухоли кожи. В соответствии с общепринятой практикой анализа онкологической заболеваемости у лиц, имеющих две и более опухоли, в разработку включены только первые случаи.

Дозиметрические характеристики профессионального облучения отцов, включая индивидуальные накопленные дозы внешнего γ -облучения на гонады, получены из "Дозиметрической Системы Работников Маяка-2013" (MWDS-13) [13]. В исследовании использовали накопленную дозу γ -излучения отцами до зачатия ребёнка, если доза не была представлена в базе MWDS-13, то мы считали, что мужчина не подвергался радиационному воздействию до зачатия ребёнка (табл. 2). В данной работе не учитывалось внутреннее облучение от инкорпорированного плутония, с которым имели контакт некоторые мужчины при профессиональной деятельности.

Дозовые интервалы сформированы таким образом, чтобы распределение потомков по группам было примерно одинаковым.

Суммарная доза в среднем составила 218,58 мЗв (минимальное значение дозы – 0,01 мЗв, максимальное – 5621,31 мЗв). Дозовая

нагрузка облучения отцов до зачатия мальчиков и девочек практически не отличалась, составляя 219,52 мЗв и 217,61 мЗв соответственно.

В исследовании дозы постнатального облучения за счёт проживания в г. Озёрске не учитывались, так как в настоящее время не рассчитаны дозы для населения, предположительно в один и тот же временной период дозы одинаковы для членов основной и контрольной групп.

На данном этапе проведён сравнительный анализ структуры ЗНО у потомков облучённых отцов за более чем 70-летний период, оценён уровень заболеваемости злокачественными новообразованиями по показателю стандартизованного относительного риска заболеваемости (СОЗ) с использованием известной методики для анализа накопленной заболеваемости злокачественными новообразованиями [14–16]. Стандартизация проведена косвенным методом, в качестве стандарта использовали коэффициенты в группе потомков, отцы которых имели "нулевую" прекоцептивную дозу облучения.

Для расчёта риска заболеваемости ЗНО методом регрессионного анализа, была исполь-

Таблица 2

Распределение потомков по дозовым интервалам

Пол	Дозовые интервалы, мЗв						Всего
	0	<17,4	<55,0	<150,0	<450,0	450,0+	
Мужской	1361	1324	1308	1225	1139	1001	7358
min	0	0,01	17,40	55,10	150,18	451,03	0,01
max	0	17,36	55,00	149,89	449,78	4784,45	4784,45
средняя доза	0	6,98	33,78	92,78	260,30	1150,51	219,52
Женский	1289	1300	1251	1191	1086	960	7077
min	0	0,01	17,43	55,01	150,00	450,40	0,01
max	0	17,32	54,92	149,78	448,29	5621,31	5621,31
средняя доза	0	6,72	33,37	93,16	265,95	1135,17	217,61
Оба пола	2650	2624	2559	2416	2225	1961	14435
min	0	0,01	17,40	55,01	150,00	450,40	0,01
max	0	17,36	55,00	149,89	449,78	5621,31	5621,31
средняя доза	0	6,85	33,58	92,97	263,05	1143,00	218,58

зована модель избыточного относительного риска программы EPICURE [17].

Используемую модель расчёта ИОР можно представить в виде:

$$\lambda_0(a,s) \cdot [1 + ERR(d)], \quad (1)$$

где $\lambda_0(a,s)$ – фоновая заболеваемость, которая зависит от возраста a и пола s ;

$ERR(d)$ – функция ИОР, где d – доза преконцептивного облучения.

Достоверность оценивалась методом вероятного правдоподобия с 95% доверительным интервалом (ДИ).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Среди 14435 потомков первого поколения мужчин – работников ПО "Маяк" за период 1949–2020 гг. всего диагностировано 482 случая заболевания ЗНО. Среди потомков отцов с накопленными дозами внешнего γ -облучения на гонады зарегистрировано 366 случаев онкозаболеваний (75,9 %), что практически в 3 раза превышало аналогичный показатель среди потомков мужчин, не подвергшихся облучению репродуктивных органов – 116 случаев (24,1 %). В обеих когортах число заболевших людей среди потомков женского пола было выше, чем среди лиц мужского пола, однако сопоставление удельного вклада лиц с диагнозом ЗНО с численностью потомков разного

пола в группах не показало преобладания числа неоплазм у лиц женского пола. В структуре онкологической заболеваемости преобладали солидные раки – 436 случаев (57,3 % у лиц женского пола и 42,7 % у лиц мужского пола). Гемолимфолейкозы диагностированы в 46 случаях (67,4 % случаях среди лиц мужского пола, 32,6 % – среди женского). В обеих изучаемых группах также преобладали солидные раки: 89,9 % опухолей выявлено в основной группе, 92,2 % – в контроле (табл. 1).

В табл. 3 представлено распределение потомков с диагнозом злокачественное новообразование по дозовым интервалам преконцептивного облучения отцов. По данным табл. 3 наблюдается тенденция роста числа лиц с ЗНО с увеличением дозы: от 2,1–2,7 % случаев ЗНО от общего числа лиц в дозовых группах 0–17,4 мЗв и 17,4–55,0 мЗв до 3,9–4,6 % – в дозовых группах более 450 мЗв. Но доля заболевших потомков облучённых отцов (3,1 %) не превышает доли заболевших потомков отцов без дозы облучения на гонады (4,4 %).

Структура ЗНО по рубрикам Международной классификации болезней (МКБ) среди потомков работников ПО "Маяк" основной и контрольной когорт раздельно по полу представлена на рис. 1.

В основной когорте среди лиц мужского пола лидирующее место в структуре всей онко-

Таблица 3
Распределение потомков, имеющих диагноз ЗНО, по дозовым интервалам

Пол	Дозовые интервалы, мЗв						Всего
	0	<17,4	<55,0	<150,0	<450,0	450,0+	
Мужчины	54	27	24	31	42	39	217
% от числа лиц в дозовом интервале	4,0	2,0	1,8	2,5	3,7	3,9	2,9
средняя доза	0	5,87	33,96	92,08	271,33	1229,55	291,14
Женщины	62	41	31	35	44	52	265
% от числа лиц в дозовом интервале	4,8	3,2	2,5	2,9	4,1	5,4	3,7
средняя доза	0	6,19	33,77	97,42	263,23	1320,23	320,54
Оба пола	116	68	55	66	86	91	482
% от числа лиц в дозовом интервале	4,4	2,6	2,1	2,7	3,9	4,6	3,3
средняя доза	0	6,06	33,85	94,91	267,19	1281,37	307,30

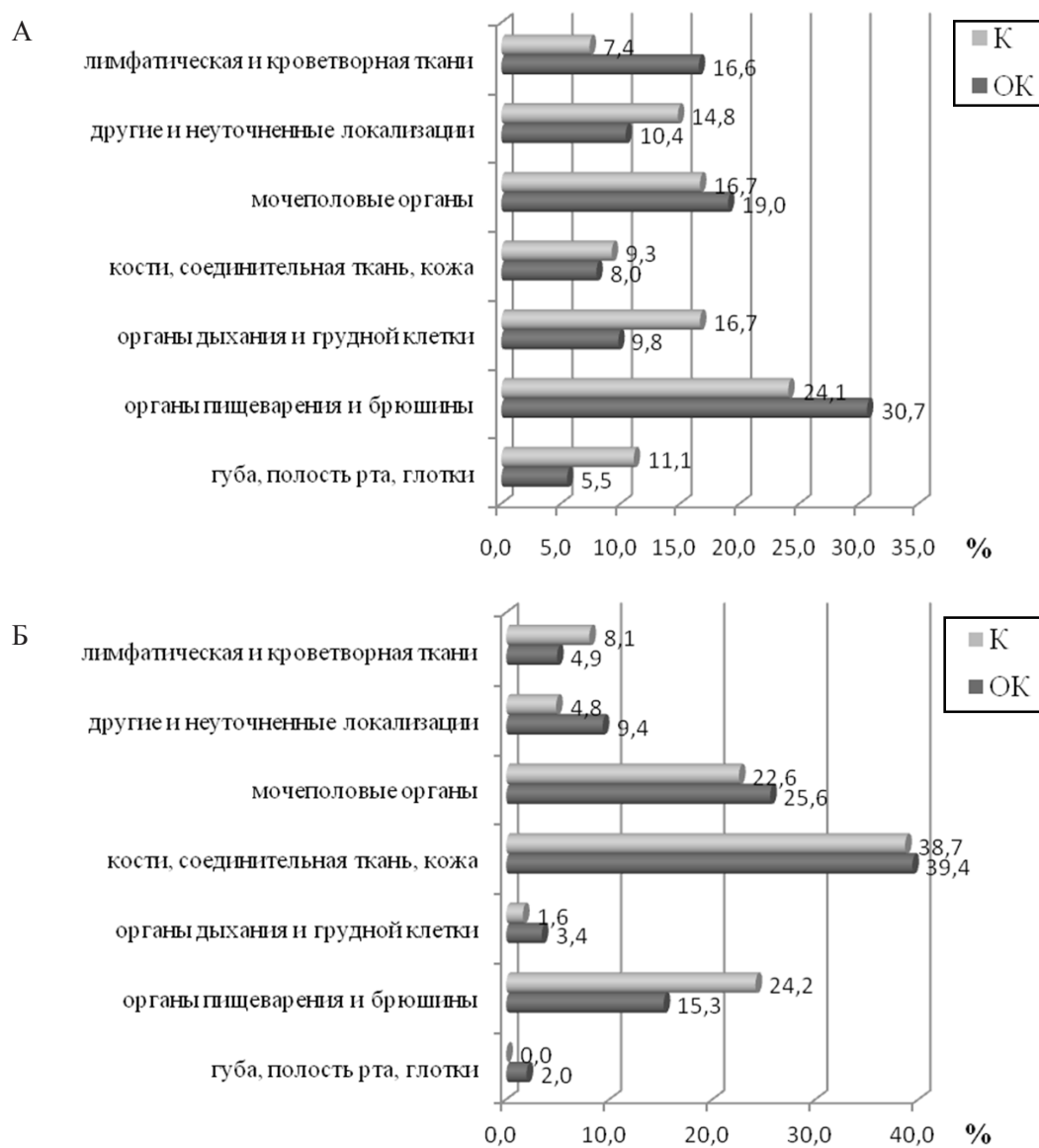


Рис. 1. Структура онкологической заболеваемости среди потомков мужчин – работников ПО "Маяк" (К – контрольная когорта, ОК – основная когорта).
А – мужской пол; Б – женский пол

логической заболеваемости занимали опухоли органов пищеварения и брюшины, составляя почти треть всех случаев неоплазм в группе (30,7 %). Среди потомков облучённых отцов подкласс "ЗНО мочеполовых органов"

регистрировался в 19,0 % и был представлен в основном раком предстательной железы. Третье ранговое место в основной группе занимали опухоли лимфатической и кроветворной тканей, к которым относились 16,6 % случаев

заболеваний. В контрольной когорте также наиболее частыми являлись заболевания подкласса "ЗНО органов пищеварения и брюшины" (24,1 %), второе ранговое место было разделено между ЗНО органов дыхания и раками мочеполовой системы (по 16,7 %). Сопоставление ранговых мест ЗНО среди лиц женского пола – потомков основной когорты показало приоритетность заболеваний подкласса "ЗНО костей, соединительной ткани, кожи и молочной железы" (39,4 %), ЗНО мочеполовых органов (25,6 %) и ЗНО органов пищеварения и брюшины (15,3 %). В контрольной группе наиболее частыми являлись также опухоли костей, соединительной ткани, кожи и молочной железы (38,7 %), между тем второе и третье ранговые места поменялись: ЗНО органов пищеварения и брюшины (24,2 %) и ЗНО мочеполовых органов (22,6 %).

При анализе нозологических форм злокачественных новообразований среди потомков лиц мужского пола в изучаемой когорте наиболее часто регистрировались раки желудка, предстательной железы и лимфомы, в группе сравнения самыми частыми неоплазмами были ЗНО ободочной кишки, легких, предстательной железы и головного мозга. Среди лиц женского пола – потомков облученных отцов ведущими нозологическими формами как в основной группе, так и в группе сравнения были ЗНО молочных желез, ободочной кишки, тела и шейки матки.

Показатели заболеваемости ЗНО для потомков мужского и женского пола, стандартизованные по возрасту, сравнили с коэффициентами в группе потомков, отцы которых имели "нулевую" дозу. Результаты оценки стандартизованного относительного риска всей накопленной онкозаболеваемости, солидными раками, гемолимфобластомами и по отдельным наиболее значимым локализациям среди потомков облученных мужчин представлены в табл. 4–5 по каждому полу отдельно в зависимости от дозы прекоцептивного облучения.

СОЗ злокачественными новообразованиями всех локализаций среди потомков мужского пола выше данных стандартной группы в дозовых интервалах менее 17,4 мЗв и 150–450 мЗв (1,01 и 1,08 соответственно), что обусловлено превышением СОЗ для солидных опухолей в этих же дозовых группах (1,01 и 1,07 соответ-

ственно), но различия не достоверны.

Показатель стандартизованного относительного риска заболеваемости ЗНО лимфатической и кроветворной тканей превышает таковой в группе потомков контроля в целом и практически во всех дозовых интервалах (табл. 4), причём превышение в 1,56 раза в сумме злокачественных новообразований системы крови имеет достоверное различие за счёт превышения в 3 раза в дозовой категории более 450 мЗв.

Анализ показателей СОЗ ЗНО по отдельным наиболее значимым локализациям выявил достоверное превышение относительного риска ЗНО органов пищеварения и брюшины (1,61), обусловленное достоверным превышением СОЗ в дозовых интервалах 55–150 мЗв (2,57) и 150–450 мЗв (2,16). Наблюдается превышение относительного риска опухолей мочеполовых органов и щитовидной железы над выбранным стандартом практически во всех дозовых категориях и в целом, но различия недостоверны.

Среди потомков женского пола превышение показателей стандартизованного риска ЗНО всех локализаций наблюдается только в дозовой группе прекоцептивного облучения менее 17,4 мЗв (1,25), обусловленное достоверным превышением СОЗ солидными раками в этой дозовой категории (1,46). В отличие от группы потомков мужского пола, среди лиц женского пола не наблюдается превышения риска ЗНО лимфатической и кроветворной тканей ни в одной дозовой группе. Превышение показателя относительного риска заболеваемости ЗНО органов дыхания и грудной клетки среди потомков женского пола выявлено практически во всех дозовых интервалах, а в группе с дозой на гонады 17,4–55 мЗв это превышение достоверно. Также зафиксировано достоверное превышение СОЗ опухолей мочеполовых органов в дозовом интервале менее 17,4 мЗв (3,91) и ЗНО головного мозга при дозах прекоцептивного облучения 55–150 мЗв (5,39).

Для оценки канцерогенного риска рассчитывали избыточный относительный риск (ИОР) в зависимости от накопленной поглощенной прекоцептивной дозы внешнего γ -облучения на гонады для всех ЗНО по сумме наблюдений отдельно для солидных раков, гемолимфобластозов и для наиболее часто встречающихся ло-

Таблица 4

Стандартизованный относительный риск заболеваемости ЗНО среди потомков мужского пола в зависимости от дозы прекоцептивного облучения отцов

Показатели	Дозовые интервалы, мЗв					
	<17,4	<55	<150	<450	450+	Всего
Все локализации						
Фактическое число	27	24	31	42	39	163
Ожидаемое число	26,79	26,08	31,60	38,81	42,70	165,96
СОЗ	1,01	0,92	0,98	1,08	0,91	0,98
95% ДИ	0,66–1,47	0,59–1,36	0,67–1,39	0,78–1,46	0,65–1,25	0,84–1,15
Солидные раки						
Фактическое число	23	16	28	38	31	136
Ожидаемое число	22,77	22,23	28,04	35,62	40,06	148,71
СОЗ	1,01	0,72	0,99	1,07	0,77	0,91
95% ДИ	0,64–1,52	0,41–1,17	0,66–1,45	0,75–1,46	0,53–1,10	0,77–1,08
ЗНО лимфатической и кроветворной тканей						
Фактическое число	4	8	3	4	8	27
Ожидаемое число	4,02	3,85	3,56	3,19	2,63	17,25
СОЗ	0,99	2,08	0,88	1,26	3,04	1,56
95% ДИ	0,27–2,54	0,90–4,09	0,17–2,46	0,34–3,22	1,31–5,98	1,03–2,28
ЗНО органов пищеварения и брюшины						
Фактическое число	7	7	14	16	6	50
Ожидаемое число	4,32	4,21	5,45	7,42	9,58	30,98
СОЗ	1,62	1,66	2,57	2,16	0,63	1,61
95% ДИ	0,65–3,34	0,67–3,43	1,40–4,32	1,23–3,49	0,23–1,36	1,20–2,13
ЗНО органов дыхания и грудной клетки						
Фактическое число	1	3	2	4	6	16
Ожидаемое число	3,68	3,74	4,96	6,48	7,54	26,41
СОЗ	0,27	0,80	0,40	0,62	0,80	0,61
95% ДИ	0,01–1,51	0,17–2,34	0,05–1,46	0,17–1,58	0,29–1,74	0,35–0,98
ЗНО мочеполовых органов						
Фактическое число	6	3	7	8	7	31
Ожидаемое число	3,26	3,34	4,67	6,26	6,53	24,06
СОЗ	1,84	0,90	1,50	1,28	1,07	1,29
95% ДИ	0,67–4,01	0,19–2,62	0,60–3,09	0,55–2,52	0,43–2,21	0,88–1,83
ЗНО головного мозга						
Фактическое число	6	1	1	1	0	9
Ожидаемое число	3,59	3,45	3,81	4,16	4,29	19,29
СОЗ	1,67	0,29	0,26	0,24	–	0,47
95% ДИ	0,61–3,65	0,01–1,61	0,01–1,46	0,01–1,34	–	0,21–0,89
ЗНО щитовидной железы						
Фактическое число	1	0	0	1	2	4
Ожидаемое число	0,83	0,70	0,78	0,94	0,83	4,08
СОЗ	1,20	–	–	1,07	2,42	0,98
95% ДИ	0,03–6,68	–	–	0,03–5,96	0,29–8,72	0,27–2,51

Примечание. Курсивом выделены достоверные значения.

Таблица 5

Стандартизованный относительный риск заболеваемости ЗНО среди лиц женского пола в зависимости от дозы прекоцептивного облучения отцов

Показатели	Дозовые интервалы, мЗв					
	<17,4	<55	<150	<450	450+	Всего
Все локализации						
Фактическое число	41	31	35	44	52	203
Ожидаемое число	32,84	33,23	35,22	48,13	56,34	205,76
СОЗ	1,25	0,93	0,99	0,91	0,92	0,99
95% ДИ	0,90–1,69	0,63–1,32	0,69–1,38	0,66–1,23	0,69–1,21	0,86–1,13
Солидные раки						
Фактическое число	40	29	33	41	50	193
Ожидаемое число	27,40	28,20	30,65	44,04	52,74	183,04
СОЗ	1,46	1,03	1,08	0,93	0,95	1,05
95% ДИ	1,04–1,99	0,69–1,48	0,74–1,51	0,67–1,26	0,70–1,25	0,91–1,21
ЗНО лимфатической и кроветворной тканей						
Фактическое число	1	2	2	3	2	10
Ожидаемое число	5,44	5,02	4,57	4,09	3,60	22,72
СОЗ	0,18	0,40	0,44	0,73	0,56	0,44
95% ДИ	0,01–1,02	0,05–1,44	0,05–1,58	0,15–2,14	0,07–2,01	0,21–0,81
ЗНО органов пищеварения и брюшины						
Фактическое число	5	7	5	7	7	31
Ожидаемое число	7,33	7,53	7,98	11,38	13,43	47,67
СОЗ	0,68	0,93	0,63	0,61	0,52	0,65
95% ДИ	0,22–1,59	0,37–1,91	0,2–1,46	0,25–1,27	0,21–1,07	0,44–0,92
ЗНО органов дыхания и грудной клетки						
Фактическое число	1	3	0	0	3	7
Ожидаемое число	0,21	0,18	0,19	0,42	0,63	1,63
СОЗ	4,83	16,39	–	–	4,75	4,29
95% ДИ	0,12–26,9	3,38–47,87	–	–	0,98–13,86	1,72–8,83
ЗНО молочной железы						
Фактическое число	9	6	17	17	13	62
Ожидаемое число	11,56	11,55	12,61	17,78	20,03	73,52
СОЗ	0,78	0,52	1,35	0,96	0,65	0,84
95% ДИ	0,36–1,48	0,19–1,13	0,79–2,16	0,56–1,53	0,35–1,11	0,65–1,08
ЗНО мочеполовых органов						
Фактическое число	19	7	3	7	16	52
Ожидаемое число	4,86	5,67	6,54	10,48	14,31	41,87
СОЗ	3,91	1,23	0,46	0,67	1,12	1,24
95% ДИ	2,35–6,10	0,50–2,54	0,09–1,34	0,27–1,38	0,64–1,81	0,93–1,63
ЗНО головного мозга						
Фактическое число	1	0	3	1	2	7
Ожидаемое число	0,38	0,47	0,56	0,84	1,16	3,42
СОЗ	2,60	–	5,39	1,19	1,72	2,05
95% ДИ	0,07–14,5	–	1,11–15,73	0,03–6,61	0,21–6,20	0,82–4,22

Окончание таблицы 5

Показатели	Дозовые интервалы, мЗв					
	<17,4	<55	<150	<450	450+	Всего
ЗНО щитовидной железы						
Фактическое число	1	2	1	2	3	9
Ожидаемое число	2,14	1,93	1,78	1,68	1,50	9,02
СОЗ	0,47	1,04	0,56	1,19	2,00	1,00
95% ДИ	0,01–2,61	0,13–3,74	0,01–3,13	0,14–4,31	0,41–5,84	0,46–1,90

Примечание. Курсивом выделены достоверные значения.

Таблица 6

Избыточный относительный риск заболеваемости ЗНО у потомков

Локализация ЗНО	Пол	Количество фактических случаев	ИОР	Нижняя граница 95% ДИ	Верхняя граница 95% ДИ
Все локализации	муж.	217	-0,06	-0,30	0,26
	жен.	265	-0,09	-0,29	0,19
	оба	482	-0,07	-0,24	0,13
Солидные раки	муж.	186	-0,16	-0,39	0,15
	жен.	250	-0,08	-0,30	0,20
	оба	436	-0,12	-0,28	0,08
Лимфатическая и кроветворная ткани	муж.	31	0,89	-0,12	3,19
	жен.	15	-0,12	-0,83	2,14
	оба	46	0,54	-0,20	1,99
Органы пищеварения и брюшины	муж.	63	-0,47	-0,69	-0,03
	жен.	46	-0,40	-0,68	0,17
	оба	109	-0,44	-0,63	-0,12
Органы дыхания и грудной клетки	муж.	25	0,11	-0,49	1,54
	жен.	8	0,73	-0,76	6,12
	оба	33	0,25	-0,35	1,52
Молочная железа	жен.	84	-0,29	-0,54	0,14
Мочеполовые органы	муж.	40	-0,13	-0,55	0,73
	жен.	66	0,02	-0,37	0,68
	оба	106	-0,04	-0,35	0,43
Головной мозг	муж.	14	-0,75	-0,77	-0,22
	жен.	8	0,40	-0,79	6,97
	оба	22	-0,49	-0,82	0,38
Щитовидная железа	муж.	5	2,21	-1,04	26,62
	жен.	11	0,69	-0,81	6,26
	оба	16	1,15	-0,29	5,80

кализаций у потомков работников ПО "Маяк", результаты представлены в табл. 6.

Величина ИОР заболеваемости ЗНО всех локализаций на 1 Гр прекоцептивного γ -облучения составила $-0,07$ ($-0,24$; $0,13$), солидными раками – $0,12$ ($-0,28$; $0,08$), что статистически не достоверно, а гемолимфобластозами $0,54$ ($-0,20$; $1,99$), но также недостоверно.

При расчёте ИОР заболеваемости ЗНО для наиболее часто встречающихся локализаций обнаружено превышение показателя для опухолей щитовидной железы как для потомков мужского пола ($2,21$ ДИ: $-1,04$; $26,62$), так и женского ($0,69$ ДИ: $-0,81$; $6,26$), но нет статистической значимости и наблюдается широкий диапазон доверительного интервала, что указывает на неопределённость данных.

Анализ избыточного относительного риска заболеваемости ЗНО всех локализаций, отдельно для солидных раков и гемолимфобластозов по дозовым категориям для потомков

мужского и женского пола отдельно представлен в табл. 7 и 8. При расчёте ИОР среди потомков как мужского пола, так и женского пола для всех ЗНО по сумме наблюдений и для солидных раков по дозовым интервалам достоверного превышения показателя не найдено. Для гемолимфобластозов среди потомков женского пола превышения ИОР не выявлено, а избыточный относительный риск гемолимфобластозов среди потомков мужского пола в дозовой категории $17,4$ – 55 мЗв составил $1,48$ ($-0,22$; $8,30$) и при дозах прекоцептивного облучения более 450 мЗв был равен $1,71$ ($-0,14$; $9,17$), хотя достоверной зависимости от дозы не было, следовательно в будущем необходимо исследовать влияние других факторов.

Результаты расчёта ИОР заболеваемости ЗНО для наиболее значимых локализаций по дозовым категориям для потомков мужского и женского пола отдельно представлены в табл. 9 и 10. Среди потомков мужского пола

Таблица 7

Избыточный относительный риск в зависимости от дозовых групп среди мужского населения

Дозовые интервалы	Кол-во фактических случаев	ИОР	Нижняя граница 95% ДИ	Верхняя граница 95% ДИ
Все локализации ЗНО				
<17,4	27	0,04	-0,36	0,65
<55	24	-0,04	-0,42	0,54
<150	31	0,01	-0,35	0,57
<450	42	0,10	-0,27	0,65
450+	39	-0,09	-0,40	0,37
Солидные раки				
<17,4	50	0,11	-0,34	0,82
<55	16	-0,21	-0,57	0,36
<150	28	0,09	-0,32	0,72
<450	38	0,14	-0,25	0,75
450+	31	-0,20	-0,49	0,24
ЗНО лимфатической и кроветворной тканей				
<17,4	4	0,16	-0,72	3,92
<55	8	1,48	-0,22	8,30
<150	3	-0,07	-0,82	3,21
<450	4	0,23	-0,71	4,19
450+	8	1,71	-0,14	9,17

Таблица 8

Избыточный относительный риск в зависимости от дозовых групп среди женского населения

Дозовые интервалы	Кол-во фактических случаев	ИОР	Нижняя граница 95% ДИ	Верхняя граница 95% ДИ
Все локализации ЗНО				
<17,4	41	0,33	-0,11	0,98
<55	31	0,01	-0,36	0,54
<150	35	0,08	-0,29	0,63
<450	44	-0,04	-0,35	0,41
450+	52	-0,04	-0,33	0,39
Солидные раки				
<17,4	40	0,50	-0,01	1,26
<55	29	0,08	-0,32	0,69
<150	33	0,16	-0,25	0,78
<450	41	0,00	-0,33	0,49
450+	50	0,02	-0,31	0,48
ЗНО лимфатической и кроветворной тканей				
<17,4	1	-0,79	-1,01	0,32
<55	2	-0,54	-1,01	1,12
<150	2	-0,52	-1,01	1,22
<450	3	-0,28	-0,85	1,92
450+	2	-0,49	-1,01	1,33

было найдено достоверное превышение ИОР опухолей органов пищеварения и брюшины в дозовом интервале 55–150 мЗв (1,30 ДИ: 0,05; 3,93). Для ЗНО мочеполовых органов зафиксировано превышение ИОР в дозовой группе менее 17,4 мЗв (1,52, ДИ: -0,76; 53,31), для рака щитовидной железы величина ИОР в дозовой категории более 450 мЗв составила 1,23 (-0,26; 5,32), что статистически не достоверно. Среди потомков женского пола было обнаружено достоверное превышение показателя ИОР для ЗНО органов дыхания и грудной клетки (11,24 ДИ: 0,53; 249,2) в дозовой группе 17,4–55 мЗв, также зафиксировано превышение в дозовых интервалах менее 17,4 мЗв и более 450 мЗв, – 3,02 (-4,18; 101,2) и 3,98 (-0,38; 101,1), соответственно, но статистически недостоверно. Доверительный интервал имеет очень широкий диапазон, что характеризует неопределённости данных. Определено достоверное превышение показателя ИОР для ЗНО моче-

половых органов в дозовой категории менее 17,4 мЗв, величина которого составила 1,93 (0,45; 5,04). Для ЗНО головного мозга зафиксировано статистически незначимое превышение ИОР в дозовых интервалах 55–150 мЗв и более 450 мЗв – 3,75 (-0,40; 96,18) и 1,21 (-0,79; 46,53), соответственно. При расчете ИОР заболеваемости ЗНО других локализаций по дозовым интервалам достоверного превышения показателя найдено не было, достоверной зависимости от дозы не обнаружено.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В рамках настоящего исследования среди 14435 потомков, рождённых в г. Озёрске (ранее г. Челябинск-40, г. Челябинск-65) в период 1949–2002 гг., диагностировано 482 случая заболевания злокачественными новообразованиями. Среди потомков отцов с накопленными дозами внешнего γ -облучения

Таблица 9

ИОР заболеваемости ЗНО по отдельным локализациям среди потомков мужского пола
в зависимости от дозовых групп прекоцептивного облучения отцов

Дозовые интервалы	Кол-во фактических случаев	ИОР	Нижняя граница 95% ДИ	Верхняя граница 95% ДИ
ЗНО органов пищеварения и брюшины				
<17,4	7	0,46	-0,46	2,62
<55	7	0,48	-0,45	2,65
<150	14	<i>1,30</i>	0,05	3,93
<450	16	0,96	-0,06	3,16
450+	6	-0,39	-0,78	0,55
ЗНО органов дыхания и грудной клетки				
<17,4	1	-0,62	-1,03	1,08
<55	3	0,13	-0,75	2,91
<150	2	-0,44	-1,01	1,21
<450	4	-0,19	-0,78	1,51
450+	6	-0,02	-0,67	1,73
ЗНО мочеполовых органов				
<17,4	6	1,23	-0,26	5,32
<55	3	0,11	-0,75	2,79
<150	7	0,92	-0,32	4,23
<450	8	0,59	-0,41	3,21
450+	7	0,13	-0,60	2,04
ЗНО головного мозга				
<17,4	6	0,60	-0,53	4,69
<55	1	-0,72	-1,08	0,78
<150	1	-0,73	-1,15	0,68
<450	1	-0,75	-1,10	0,56
450+	0	-1,00	-1,01	-0,39
ЗНО щитовидной железы				
<17,4	1	0,40	-2,11	35,00
<55	0	-1,00	-1,01	-0,99
<150	0	-1,00	-1,01	7,31
<450	1	0,24	-1,98	30,28
450+	2	1,52	-0,76	53,31

Примечание. Курсивом выделены достоверные значения.

Таблица 10

ИОР заболеваемости ЗНО по отдельным локализациям среди потомков женского пола в зависимости от дозовых групп преконцептивного облучения отцов

Дозовые интервалы	Кол-во фактических случаев	ИОР	Нижняя граница 95% ДИ	Верхняя граница 95% ДИ
ЗНО органов пищеварения и брюшины				
<17,4	5	-0,26	-0,76	0,95
<55	7	0,04	-0,61	1,51
<150	5	-0,30	-0,77	0,83
<450	7	-0,35	-0,75	0,55
450+	7	-0,46	-0,79	0,28
ЗНО органов дыхания и грудной клетки				
<17,4	1	3,02	-4,18	101,20
<55	3	11,24	0,53	249,20
<150	0	-1,00	-1,01	3,85
<450	0	-1,00	-4,73	-1,71
450+	3	3,98	-0,38	101,10
ЗНО молочной железы				
<17,4	9	-0,09	-0,61	0,92
<55	6	-0,42	-0,78	0,35
<150	17	0,49	-0,22	1,82
<450	17	0,00	-0,48	0,89
450+	13	-0,37	-0,69	0,23
ЗНО мочеполовых органов				
<17,4	19	1,93	0,45	5,04
<55	7	0,07	-0,60	1,59
<150	3	-0,57	-0,90	0,32
<450	7	-0,31	-0,74	0,66
450+	16	0,31	-0,36	1,72
ЗНО головного мозга				
<17,4	1	0,60	-2,28	40,32
<55	0	-1,00	-1,01	7,46
<150	3	3,75	-0,40	96,18
<450	1	0,23	-1,97	30,18
450+	2	1,21	-0,79	46,53
ЗНО щитовидной железы				
<17,4	1	-0,41	-0,97	5,19
<55	2	0,26	-0,85	9,61
<150	1	-0,36	-0,97	5,71
<450	2	0,15	-0,86	8,62
450+	3	0,73	-0,71	12,17

Примечание. Курсивом выделены достоверные значения.

на гонады зарегистрировано 366 случаев онкозаболеваний (75,9 %), среди потомков мужчин, не подвергшихся облучению репродуктивных органов – 116 случаев (24,1 %).

В основной когорте среди лиц мужского пола в структуре всей онкологической заболеваемости первые три ранговых места занимают опухоли органов пищеварения и брюшины (30,7 %), ЗНО мочеполовых органов (19,0 %), гемолімфобластозы (16,6 %). В контрольной когорте первое ранговое место принадлежит ЗНО органов пищеварения и брюшины (24,1 %), второе ранговое место было разделено между опухолями органов дыхания и раками мочеполовой системы (по 16,7 %). Сопоставление ранговых мест ЗНО среди лиц женского пола – потомков основной когорты показало приоритетность заболеваний подкласса "ЗНО костей, соединительной ткани, кожи и молочной железы" (39,4 %), ЗНО мочеполовых органов (25,6 %) и органов пищеварения и брюшины (15,3 %). В контрольной группе наиболее частыми являлись также опухоли костей, соединительной ткани, кожи и молочной железы (38,7 %), между тем второе и третье ранговые места поменялись: ЗНО органов пищеварения и брюшины (24,2 %) и ЗНО мочеполовых органов (22,6 %).

Результаты оценки стандартизованного относительного риска всей накопленной онкозаболеваемости, солидными раками, гемолімфобластомами и по отдельным наиболее значимым локализациям среди потомков облучённых мужчин в зависимости от дозы прекоцептивного облучения показали достоверное превышение СОЗ ЗНО лимфатической и кроветворной тканей среди потомков мужского пола в 1,56 раза за счёт превышения в 3 раза в дозовой категории прекоцептивного облучения более 450 мЗв. Анализ показателей СОЗ ЗНО по отдельным наиболее значимым локализациям выявил достоверное превышение относительного риска ЗНО органов пищеварения и брюшины (1,61), обусловленное достоверным превышением СОЗ в дозовых интервалах 55–150 мЗв (2,57) и 150–450 мЗв (2,16). Было найдено достоверное превышение показателя СОЗ опухолей органов дыхания среди потомков женского пола в группе с дозой на гонады 17,4–55,0 мЗв. Также зафикс-

сировано достоверное превышение СОЗ раков мочеполовых органов в дозовом интервале менее 17,4 мЗв и ЗНО головного мозга при дозах прекоцептивного облучения 55–150 мЗв.

При расчёте ИОР среди потомков как мужского пола, так и женского пола для всех ЗНО по сумме наблюдений и для солидных раков по дозовым интервалам достоверного превышения показателя не найдено.

При анализе показателя ИОР заболеваемости ЗНО для наиболее значимых локализаций по дозовым категориям прекоцептивного облучения среди потомков мужского пола было найдено достоверное превышение для опухолей органов пищеварения и брюшины (1,30, ДИ: 0,05; 3,93) в дозовом интервале 55–150 мЗв. Среди потомков женского пола было обнаружено достоверное превышение показателя ИОР для опухолей органов дыхания (11,24 (ДИ: 0,53; 249,2), для ЗНО мочеполовых органов 1,93 (ДИ 0,45; 5,04) в дозовой группе 17,4–55 мЗв.

При интерпретации полученных данных немаловажным является факт, что наблюдаемое нами число случаев заболеваний злокачественными новообразованиями недостаточно для полноценного анализа связи онкозаболеваемости среди потомков с профессиональным облучением отцов, что говорит о необходимости продолжения исследования с течением времени. Дальнейшие исследования на основе уникальной когорты потомков профессионально облучённых отцов в прекоцептивный период при их деятельности на ПО "Маяк" смогут пополнить научное понимание о радиационных генетических эффектах на человека.

ЛИТЕРАТУРА

1. Shigematsu I., Ito C., Kamada N. et al. Effects of a-bomb radiation on the human body. Edited by Hiroshima international council for medical care of the radiation-exposed / Translated by B. Harrison, Bunkodo Co., Tokyo, Japan. – 1995. – 419 p.
2. Nakamura N. Genetic Effects of radiation in atomic-bomb survivors and their children: past, present and future // Radiation Research. – 2006. – No. 47: Suppl. – P. 67–73.
3. Thompson D.E., Mabuchi K., Ron E. et al. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part

- II: Solid tumors, 1958–1987 // *Radiation Research*. – 1994. – No. 137. – P. 17–67.
4. Izumi S., Koyama K., Soda M., Suyama A. Cancer incidence in children and young adults did not increase relative to parental exposure to atomic bombs // *British J. of Cancer*. – 2003. – V. 89. – No. 9. – P. 1709–1713.
5. Linet M.S., pyo Kim K., Rajaraman P. Children's exposure to diagnostic medical radiation and cancer risk: epidemiologic and dosimetric conciderations // *Pediatric Radiology*. – 2009. – V. 39. – Suppl. 1. – P. 4–26.
6. Воробцова И.Е. Генетические последствия действия ионизирующих излучений у животных и человека // *Медицинская радиология и радиац. безопасность*. – 1993. – Т. 38. – № 9. – С. 31–34.
7. Green L.M., Dodds L., Miller A.B. et al. Risk of congenital anomalies in children of parents occupationally exposed to low level ionizing radiation // *Occupational & Environmental Medicine*. – 1997. – V. 54. – No. 9. – P. 629–635.
8. Ядерная индустрия России / Под ред. А.М. Петросьянц. – М.: Энергоатомиздат, 2000. – 381 с.
9. Федеральное государственное унитарное предприятие "Производственное объединение "Маяк". Предприятие госкорпорации "Росатом" – [Электронный ресурс]. – <https://www.pomayak.ru/about/> (Дата обращения 30.08.2019).
10. Кабирова Н.Р., Окатенко П.В., Кошурникова Н.А. и др. База данных "Регистр населения ЗАТО Озерск, подвергавшегося в детском возрасте техногенному воздействию за счет деятельности первого атомного предприятия России ПО "Маяк" (краткое наименование: Детский регистр г. Озерска) // Св-во о гос. регистрации базы данных № 2021621486. – Заявка № 2021620799 от 23.04.2021. – Дата гос. регистрации 08.07.2021.
11. Кошурникова Н.А., Сокольников М.Э. Окатенко П.В. и др. База данных "Медико-дозиметрический регистр персонала ФГУП "Производственное объединение "Маяк" // Св-во о гос. регистрации базы данных № 2020620210. – Заявка № 2019622093 от 15.11.2019. – Дата гос. регистрации 05.02.2020.
12. Кошурникова Н.А., Окатенко П.В., Фомин Е.П., Сокольников М.Э. База данных "Канцер-Регистр населения Закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) г. Озерск Челябинской области" // Св-во о гос. регистрации базы данных № 2019621208. – Заявка № 2019621091 от 26.06.2019. – Дата гос. регистрации 08.07.2019.
13. Vostrotin V., Birchall A., Zhdanov A. et al. The Mayak worker dosimetry system (MWDS-2013): internal dosimetry results // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2016. – P. 1–12.
14. Мерков А.М., Поляков Л.Е. Санитарная статистика (пособие для врачей). – Л.: Медицина, 1974. – 384 с.
15. Breslow N.E., Day N.E. *Statistical Methods in Cancer Research*. – New York Oxford, Oxford University Press, 1987. – 406 p.
16. Албом А., Норелл S. Введение в современную эпидемиологию / Институт экспериментальной и клинической медицины и Датское противораковое общество. – пер. с англ. – Таллин, 1996. – 122 с.
17. Preston D., Lubin J., Pierce D., McConney M. *EPICURE user's guide*. – 1993.

УДК 539.12.08

© 2022

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ЖИТЕЛЕЙ СЁЛ МЕТЛИНО И МУСЛЮМОВО ПРИ ПЕРОРАЛЬНОМ ПОСТУПЛЕНИИ ^{89}Sr , ^{140}Ba И ^{90}Sr В 1949–1951 ГОДЫ

Ю.Г. Мокров

Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

Рассмотрены результаты ранее выполненных расчётов активности остеотропных нуклидов ^{89}Sr , ^{90}Sr и ^{140}Ba в облучённом уране, передаваемом из бассейна выдержки промышленных реакторов "А" и "АВ-1" на радиохимический завод (РХЗ) ПО "Маяк" за каждый месяц 1949–1951 гг. Отмечено, что результаты этих расчётов имеют высокую достоверность, поскольку использованные модели основаны на фундаментальных уравнениях реакторной физики и обеспечены всеми необходимыми константами и исходными данными. Показано, что значения отношений активности $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ и $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ в уране равны соответствующим отношениям для технологических жидких радиоактивных отходов (ЖРО), которые образовывались на РХЗ и сбрасывались в р. Течу. С использованием камерной модели Метлинского пруда показано, что в 1949–1951 гг. значения отношений $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ и $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ для удельной активности речной воды были близки к соответствующим значениям для технологических ЖРО.

Проанализированы результаты выполненных в 1951–1952 гг. измерений содержания ^{89}Sr и ^{90}Sr в костной ткани некоторых видов водной биоты Метлинского пруда (рыбы, домашние утки и овцы), и показано, что отношения активности $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ и $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ для биоты близки к соответствующим отношениям для ЖРО и речной воды.

Получены расчётные значения эквивалентных доз внутреннего облучения от ^{89}Sr и ^{140}Ba в долях от соответствующей дозы для ^{90}Sr для жителей сёл Метлино и Муслумово за период 1949–1951 гг. Подтверждены ранее полученные результаты (2004–2006 гг.), и показано, что для разных возрастных категорий жителей с. Метлино и с. Муслумово значения дополнительных доз внутреннего облучения от поступления ^{89}Sr и ^{140}Ba в период 1949–1951 гг. значительно превышают соответствующую дозу от ^{90}Sr (для костного мозга до 2–3 раз, для желудка до 20–30 раз, для эффективной дозы до 3–8 раз).

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РЕКА ТЕЧА, СБРОС ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ, ДОЗА ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ, ПЕРОРАЛЬНОЕ ПОСТУПЛЕНИЕ, ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{140}Ba

В 1949–1956 годах, в период выполнения Государственной оборонной программы, ПО "Маяк" производило регламентные (предусмотренные техническим проектом) и аварийные сбросы жидких радиоактивных отходов (ЖРО) в р. Течу, причём основная часть активности (более 99 %) поступила в воды реки до ноября 1951 г. В состав ЖРО входили радионуклиды (РН) осколочного происхождения с периодом полураспада от нескольких суток до десятков лет. В результате крупномасштабному радиоактивному загрязнению подверглись все компоненты р. Течи (вода, донные отложения, пойма, биота), а жители прибрежных населённых пун-

ктов получили значительное радиационное воздействие. По своим масштабам и последствиям радиационная авария на р. Тече не имеет прецедентов и является одной из наиболее значимых за всю историю атомной эры.

Все действующие рекомендации МКРЗ по оценке радиационных рисков основаны на результатах обследования населения, пережившего атомную бомбардировку в Японии, т.е. разработаны на основе изучения показателей здоровья лиц, подвергшихся острому радиационному воздействию с высокой мощностью дозы. Проводимые в Уральском научно-практическом центре радиационной медицины

(УНПЦ РМ) многолетние исследования по когорте населения р. Течи (насчитывающей десятки тысяч человек) [1] имеют важное фундаментальное значение и направлены на оценку радиационных рисков при облучении с относительно небольшой мощностью дозы в течение достаточно длительного периода времени. Исследования включают комплексные обследования состояния здоровья и оценку радиационного воздействия на жителей, проживавших на р. Тече. Реконструкция радиационного воздействия проводится с использованием расчётных методик и методов ретроспективной дозиметрии внешнего (методы ЭПР, FISH) и внутреннего (аутопсия, СИЧ) облучения [1]. Считается [1], что для жителей р. Течи основным дозобразующим РН при внутреннем облучении является ^{90}Sr , который накапливался и длительное время удерживался в костной ткани. При этом значительному радиационному воздействию подвергается красный костный мозг (ККМ) – самый радиочувствительный орган человека. Поэтому все исследователи особое внимание уделяли и уделяют разработке и использованию различных методов определения содержания ^{90}Sr в компонентах речной системы. В УНПЦ РМ накоплен огромный фактический материал о содержании ^{90}Sr в организме жителей прибрежных районов р. Течи, который позволяет с использованием специальных метаболических и дозиметрических моделей рассчитать содержание и дозу облучения в различных органах человека на заданный момент времени. К сожалению, из всех радионуклидов, присутствовавших в составе сбрасываемых в р. Течу ЖРО, для целей внутренней ретроспективной дозиметрии можно использовать только ^{90}Sr , а остальные нуклиды уже к середине 1950-х годов были или выведены из организма в результате естественных метаболических процессов (^{137}Cs) или подверглись радиоактивному распаду.

Ещё в начале 1950-х годов было известно [2–4], что в составе сбрасываемых в реку ЖРО вместе с долгоживущим ^{90}Sr присутствовали и другие сравнительно короткоживущие остеотропные РН – ^{89}Sr и ^{140}Ba . Для краткости последующих рассуждений будем обозначать изотопное отношение активности $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ как $R_{89/90}$, а отношение активности $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ – как

$R_{140/90}$. Стронций и барий расположены в одной группе элементов периодической таблицы Д.И. Менделеева, обладают сходными химическими, а значит, и миграционными свойствами в водных системах. Изотопы стронция не могут быть разделены никаким химическим образом, поэтому значение $R_{89/90}$ (и, по-видимому, $R_{140/90}$) в воде и водной биоте ($R_{89/90}^{Biota}$ и $R_{140/90}^{Biota}$) определяется только их соотношением в источнике сброса ЖРО и временем пребывания в речной системе. Причём если известны значения $R_{89/90}^{Biota}$ и $R_{140/90}^{Biota}$, то в ряде случаев эти данные могут быть использованы для оценки дозы внутреннего облучения человека. При этом накопленную в УНПЦ РМ экспериментальную информацию о содержании ^{90}Sr в организме жителей р. Течи можно использовать в качестве реперной, а дозу внутреннего облучения, обусловленную поступлением в организм других РН (^{89}Sr и ^{140}Ba), учитывать с использованием поправочных расчётных коэффициентов.

Целью данной работы является оценка относительной дозы внутреннего облучения от поступления в организм населения ^{89}Sr и ^{140}Ba (в долях от соответствующей дозы для ^{90}Sr) на основе модельных расчётов и экспериментальных данных о значениях $R_{89/90}^{Biota}$ в водной биоте р. Течи в 1951–1952 гг. (рыбы, птицы, млекопитающие).

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Для оценки доз внутреннего облучения специалисты УНПЦ РМ используют подход [1, 5], предполагающий применение расчётных математических моделей для последовательного решения ряда задач, включая реконструкцию состава регламентных и аварийных ЖРО, восстановление динамики сбросов ЖРО в реку, определение удельной активности (УА) РН в воде на взвесах и в донных отложениях (ДО), оценку поступления РН в организм жителей разного возраста с речной водой и основными продуктами питания и др. Все модели подлежат верификации на основе архивной информации, которая, к сожалению, имеет фрагментарный и отрывочный характер. Так, первые данные о параметрах радиоактивного загрязнения реки были получены только в июле 1951 г., а регулярный радиационный контроль был организо-

ван в конце 1951 г., когда основной сброс ЖРО был уже прекращён (рис. 1).

Известно, что летом 1951 г. сброс технологических ЖРО в р. Течу достигал 5000 Ки/сут [3–4]. Начиная с 28 октября 1951 г. все основные технологические ЖРО были направлены на сброс в болото Карачай. В р. Течу продолжали поступать только низкоактивные воды, а сброс ЖРО к середине 1952 г. сократился до 5–10 Ки/сут [4]. Отсутствие данных радиационного контроля за период с 1949 по июль 1951 гг. является главной причиной имеющих неопределённостей в оценке доз. Кроме того, содержащаяся в архивах ПО "Маяк" информация о характеристиках сброшенных ЖРО и анализируемых проб компонентов речной системы (вода, донные отложения, почва и др.) крайне ограничена и её трудно интерпретировать, поскольку используемые в 1950-х годах радиохимические и радиометрические методы проведения измерений были несовершенны и содержали ряд специфических особенностей [4]. В работах [6–9] был приведён подробный анализ особенностей исторических методов измерения активности β - и γ -излучающих радио-

нуклидов, которые использовались в 1950-х годах в аналитических лабораториях ФГУП "ПО "Маяк", и предложены способы корректировки и верификации архивных экспериментальных данных, позволившие существенно снизить ряд неопределённостей.

Для исключения других неопределённостей в середине 2000-х годов в рамках международного сотрудничества были привлечены специалисты ФГУП "ПО "Маяк". В результате были разработаны принципиально новые методические подходы [10–12] и математические модели [11, 14], позволившие получить значения $R_{89/90}^{ЖРО}$ и $R_{140/90}^{ЖРО}$ для технологических ЖРО, сбрасываемых в р. Течу [13–14].

В данной работе предлагается использовать модернизированный вариант нового методического подхода, включающий: анализ архивных результатов контроля (1951–1952 гг.) содержания ^{89}Sr и ^{90}Sr в биоте р. Течи (рыба, домашние утки и овцы); сопоставление "теоретических" (для ЖРО – $R_{89/90}^{ЖРО}$) и экспериментальных (для биоты – $R_{89/90}^{Биота}$) значений отношения $R_{89/90}$ и, на этой основе, расчёт вклада ^{89}Sr и ^{140}Ba в дозу облучения жителей

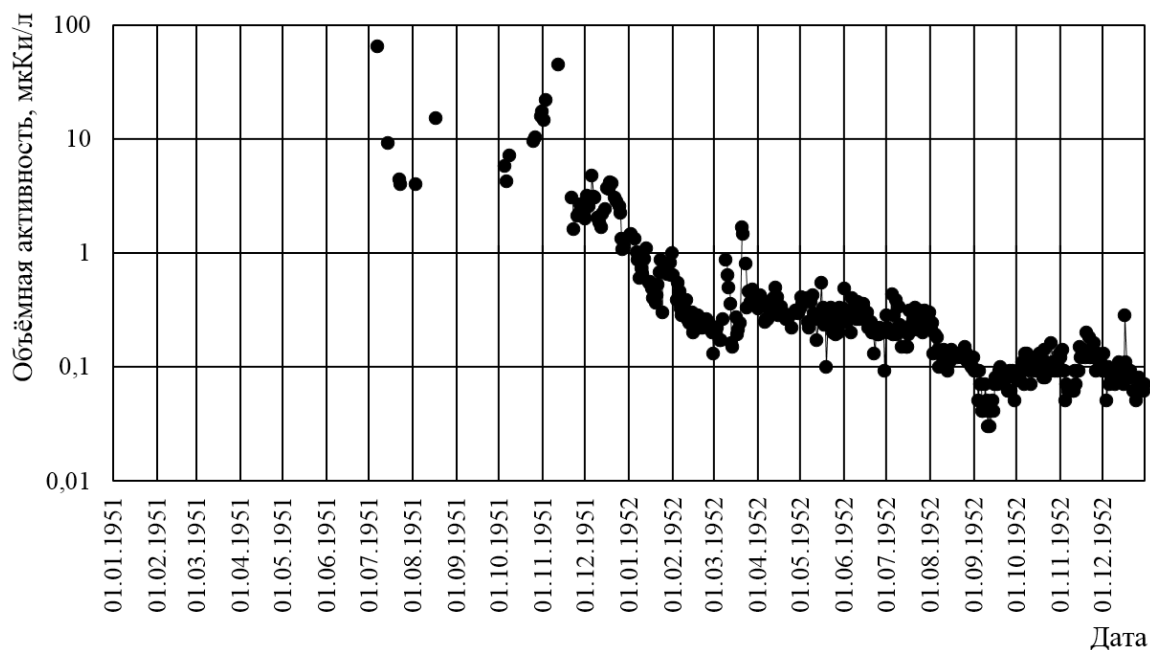


Рис. 1. Изменение объёмной активности воды р. Течи на выходе из Метлинского пруда в 1951–1952 гг.

р. Течи. Этот подход позволяет существенно повысить достоверность и точность конечных результатов, поскольку при проведении расчётов используются только относительные значения $R_{89/90}$ и $R_{140/90}$ для разных объектов и сред.

РАСЧЁТ ИЗОТОПНЫХ ОТНОШЕНИЙ В ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ЖРО

Реакторная модель и модель бассейна выдержки

В работах [11, 13] была предложена расчётная методика реконструкции активности осколков деления, накапливающихся в облучённом уране промышленного уран-графитового реактора (ПУГР) на момент окончания облучения и на момент передачи урана на РХЗ в начале 1950-х гг. Методика включает реакторную модель и модель бассейна выдержки и основана на использовании архивных данных о помесечной выгрузке и загрузке урана в реактор и в бассейн выдержки каждого реактора. Реконструкции подлежали: последовательность ежесуточной перегрузки урана в зависимости от радиуса его расположения в активной зоне реактора; продолжительность облучения и состав осколков деления в каждом радиусе; последовательность извлечения урана из бассейна выдержки; эффективное время хранения урана в бассейне; состав и активность осколков деления в облучённом уране, поступавшем на радиохимическую переработку посуточно и в среднем за каждый месяц. Модель была использована для восстановления параметров источников образования ЖРО на РХЗ ПО "Маяк". Основная часть активности ЖРО (более 99 %) была сброшена в р. Течу до 28 октября 1951 г.

В этот период времени на РХЗ направлялся уран, облучённый только в ПУГР "А" (с декабря 1949 г.) и "АВ-1" (с сентября 1950 г.).

Активность r -го осколка деления, накапливающаяся в уране ПУГР, зависит от его периода полураспада ($T_{1/2}$) и определяется длительностью облучения (T), кумулятивным выходом δ_r и плотностью потока тепловых нейтронов. Если мощность реактора равна 1 кВт, то в реакторе происходит $G_0 = 3,1 \cdot 10^{13}$ делений в секунду, а активность r -го осколка деления в облучённом уране (на момент окончания облучения) можно записать:

$$A_r^U = G_0 \cdot \delta_r \cdot (1 - e^{-\lambda_r T}), \quad (1)$$

где λ_r – постоянная распада r -го нуклида.

В табл. 1 приведены значения кумулятивного выхода γ_r , периода полураспада $T_{1/2}$, средние абсолютные и относительные (нормированные на активность ^{90}Sr) значения активности остеотропных РН, образующихся на момент окончания облучения в реакторах "А" и "АВ-1" при стационарном режиме перегрузки урана.

На рис. 2 для примера приведены графики изменения $R_{89/90}^U$ и $R_{140/90}^U$ в облучённом уране в зависимости от продолжительности облучения в реакторе (для 50, 100 и 150 сут) и последующего хранения в бассейне выдержки. Более точные расчёты показали, что в период с августа 1950 по декабрь 1951 г. в уране, выгружаемом из реактора "АВ-1", значения $R_{89/90}$ изменялись в диапазоне от 72,8 до 91,6 [11]. Данные на рис. 2 показывают, что при уменьшении продолжительности облучения урана в реакторе и/или при снижении времени его хранения в бассейне выдержки значения $R_{89/90}^U$ и $R_{140/90}^U$ возрастают.

Таблица 1

Значения периода полураспада, кумулятивного выхода и средней активности осколков деления, образующихся за время облучения в ПУГР "А" и "АВ-1" при стационарном режиме перегрузки урана (1950–1953 гг.) [11]

Нуклид	Период полураспада $T_{1/2}$	Кумулятивный выход γ_r , %	Реактор АВ-1		Реактор А	
			Ки/кВт	отн.	Ки/кВт	отн.
^{140}Ba	12,74 сут	6,28	55,1	128,0	56,3	108,0
^{89}Sr	50,50 сут	4,78	34,3	80,0	37,0	71,0
^{90}Sr	29,14 лет	5,85	0,43	1,0	0,52	1,0

На рис. 3 для примера приведены результаты расчётов суммарной активности ^{90}Sr и отношения активностей $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ в облучённом уране, передаваемом из реактора "АВ-1" на РХЗ за каждый месяц в период 1950–1951 гг., выпол-

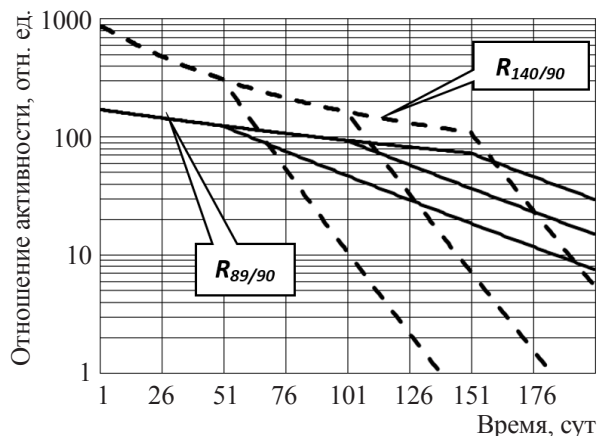


Рис. 2. Отношение активности $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ ($R^{U}_{89/90}$ – сплошные кривые) и $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ ($R^{U}_{140/90}$ – пунктирные кривые) в уране, облучённом 50, 100 и 150 сут в реакторе, и при последующей выдержке

ненных по модели "последовательной очереди" (ПО). Модель ПО предполагает, что поступление урана из бассейна выдержки ПУГР на РХЗ проходило в той же последовательности, в которой осуществлялась поставка облучённого урана в бассейн. Модель "минимальной активности" (МА) предполагает, что в каждый конкретный момент времени на РХЗ направлялся уран, имеющий минимальную активность накопленных осколков деления. Результаты расчётов, выполненных по моделям ПО и МА, хорошо (в пределах 2 %) совпадают между собой [11, 14]. Значения $R_{89/90}$ в уране, поставляемом на РХЗ (или, что то же самое, в регламентных ЖРО – $R^{ЖРО}_{89/90}$), изменялось в пределах от 28,1 (январь 1951 г.) до 59,6 (сентябрь 1950 г.).

РАСЧЁТ ИЗОТОПНЫХ ОТНОШЕНИЙ В РЕЧНОЙ ВОДЕ

Гидрографическая характеристика р. Течи (1949–1952 гг.)

При выходе из оз. Кызыл-Таш (водоём В-2) р. Теча проходит через Кокшаровский

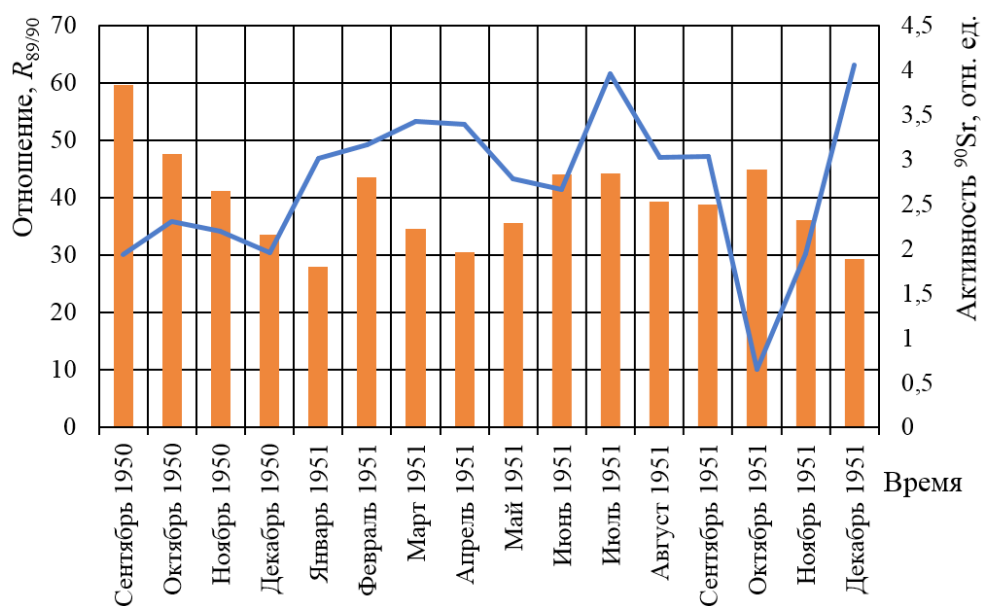


Рис. 3. Активность ^{90}Sr (кривая) и отношение активностей $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ в облучённом уране, поставляемом на радиохимический завод из реактора "АВ-1" в период 1950–1951 гг. (столбики). Расчёты выполнены по модели "последовательной очереди" [11]

Таблица 2

 Водный сток р. Течи в створе с. Метлино,
млн м³/мес [6]

Месяц	Год			
	1949	1950	1951	1952
1	1,7	1,7	2,93	5,65
2	1,7	1,7	2,67	3,81
3	1,7	1,7	2,93	4,03
4	1,7	1,7	2,84	4,50
5	1,7	1,7	3,59	3,35
6	1,7	1,7	13,74	3,24
7	1,7	3,5	18,48	5,47
8	1,7	3,5	17,17	6,74
9	1,7	3,5	12,35	5,25
10	1,7	3,5	21,15	1,07

(водоём В-3) и Метлинский (водоём В-4) пруды. Кокшаровский пруд был восстановлен 11.08.1951 и первоначально имел ёмкость ~0,30 млн м³. Объём Метлинского пруда вплоть до 1955 г. составлял ~2,5 млн м³. Данные о помесечном водном стоке р. Течи в створе с. Метлино [6] за период 1949–1952 гг. приведены в табл. 2.

Ниже плотины П-4 расположены Асановские болота, которые простираются до с. Муслумово. Ширина заболоченной поймы на этом участке изменяется от нескольких десятков метров до 3 км у дер. Теча-Брод. От Муслумово и до впадения в р. Исеть р. Теча течёт в скалистых берегах. В период с 6 августа по 20 сентября 1952 г., когда водный сток в верховье реки составлял ~200 тыс. м³/сут (табл. 2), было проведено комплексное обследование р. Течи на всём протяжении от источника до устья, включая гидрологические измерения в 14 створах [16]. Было показано, что ниже Метлинского пруда вода перемещалась со средней скоростью 0,25 м/с, и расстояние в 200 км до устья будет пройдено водой за 8 сут [16].

Модель Метлинского пруда

Для оценки изменения во времени отношений $R_{89/90}$ и $R_{140/90}$ в воде пруда – $R''_{89/90}$ и $R'''_{140/90}$ – будем использовать упрощённую

камерную модель баланса активности РН в проточном водоёме, которая учитывает поступление активности в водоём со сбросами ЖРО (модель источника сбросов), радиоактивный распад, уход РН с водным стоком и сорбцию РН в ДО. Временной шаг расчётов примем равным одному месяцу. Скорость изменения во времени t суммарной активности r -го нуклида в воде Метлинского пруда $A_r(t)$ за период времени $\Delta t_i = (t_{i+1} - t_i)$, равный одному месяцу, может быть представлена следующим дифференциальным уравнением, в предположении кусочно-постоянных значений входящих параметров:

$$\frac{dA_r(t)}{dt} = D_r^i - \gamma_r \cdot A_r(t) - \lambda_r \cdot A_r(t) - \frac{Q^i}{V} \cdot A_r(t) = D_r^i - \Psi_r^i \cdot A_r(t), \quad (2)$$

где D_r^i – скорость поступления активности r -го нуклида в водоём с ЖРО за i -й месяц (будет определена ниже в модели источника сбросов), Бк/сут;

γ_r – константа, характеризующая скорость перехода активности r -го нуклида из воды (растворённые формы) в ДО (значение неизвестно), сут⁻¹;

Q^i – расход воды через пруд за i -й месяц, м³/сут;

V – объём воды Метлинского пруда, постоянный для всех i ($V = 2,5$ млн м³);

$\Psi_r^i = \gamma_r + \lambda_r + Q^i/V$ – константа, характеризующая общую скорость потерь активности r -го нуклида из воды в i -й месяц, сут⁻¹.

Уравнение (2) предполагает, что поступающие в водоём РН распределяются по всему объёму V мгновенно и равномерно, между водой и верхним слоем ДО устанавливается динамическое равновесие, а скорость сорбции РН на ДО пропорциональна УА воды. Коэффициент пропорциональности – γ_r^i , в свою очередь, для каждого промежутка времени i пропорционален коэффициенту фазового распределения между водой и донными отложениями водоёма – K_d (для стронция и бария одинаков [6, 7]). Это означает, что для любого i значения γ_r^i одинаковы (не зависят от r). Значения коэффициентов γ_r^i не могут быть определены расчётным путём, поскольку они зависят от природных свойств воды и ДО каждого конкретного водоёма.

Если рассматриваемый промежуток времени $[0, T_0]$ можно представить в виде N ме-

сцев, а в начальный момент времени $t_0 = 0$ и $A_r^0(0) = 0$, то решение уравнения (2) можно записать в виде набора из i рекуррентных уравнений:

$$A_r^i(t) = A_r^{i-1}(t_{i-1}) \exp(-\Psi_r^i \cdot t) + \frac{D_r^i}{\Psi_r^i} (1 - \exp(-\Psi_r^i \cdot t)). \quad (3)$$

В табл. 3 для примера приведены значения параметра Ψ_r для рассматриваемых РН при разных режимах водного стока в предположении, что процесс сорбции РН на ДО пруда отсутствует (при $\gamma_r = 0$). В этом случае пруд можно представить в виде некоторой проточной трубы с несорбирующими стенками. Из табл. 3 видно, что уже при $Q = 1,7$ млн м³/мес значения Ψ_r для разных РН отличаются не более чем в 2 раза, а при больших объёмах водного стока ($Q \sim 15$ млн м³/мес) значения Ψ_r становятся практически одинаковыми для разных РН, даже при $\gamma_r = 0$.

Таблица 3

Значения параметра Ψ_r для ^{140}Ba , ^{89}Sr и ^{90}Sr при различных значениях расхода воды Q , (при $\gamma_r = 0$), сут⁻¹

Нуклид	Постоянная распада, сут ⁻¹	Расход воды через пруд Q , млн м ³ /мес		
		1,7	3,5	15,0
^{140}Ba	0,0544	0,077	0,10	0,25
^{89}Sr	0,0137	0,036	0,060	0,21
^{90}Sr	$6,51 \cdot 10^{-5}$	0,022	0,046	0,20

Выбор вида функции источника сбросов ЖРО

До середины 1950 г. основная часть ЖРО, образующихся на РХЗ, поступала на временное хранение в ёмкости комплекса "С", на сброс в "хроматные ямы" и на "Старое болото" [15]. Так, к 15 июня 1950 г. общий сброс активности в р. Течу составлял примерно 30–35 кКи [15], содержание γ -излучающих РН в воде верховья реки (даже в районе сброса ЖРО) было ниже предела определения, а загрязнение илов в реке на расстоянии 5000 м от точки сброса (верх Метлинского пруда) было ниже предела определения (меньше 0,3 мКи/кг сухого ила) [15]. К середине 1950 года свободный объём комплекса

"С" был практически исчерпан [3]. В сентябре 1950 г. объём переработки облучённого урана на РХЗ возрос в 4–5 раз (за счёт дополнительного поступления урана из реактора "АВ-1"), что неизбежно сопровождалось увеличением объёма и активности сбросов ЖРО.

Выбор вида функции источника сбросов ЖРО – D_r^i обладает некоторой неопределённостью, но не является критичным, поскольку для получения корректного конечного результата расчётов (накопленной дозы облучения) важно знать не абсолютные, а относительные значения параметров $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$ за период 1949–1951 гг. Для простоты и наглядности функция D_r^i , характеризующая содержание активности i -го нуклида в ЖРО за i -й месяц, задавалась в виде:

$$\begin{aligned} D_{Sr-90}^i &= W^i \cdot A_{Sr-90}^{U,i}, \\ D_{Sr-89}^i &= W^i \cdot A_{Sr-90}^{U,i} \cdot R_{89/90}^{U,i}, \\ D_{Ba-140}^i &= W^i \cdot A_{Sr-90}^{U,i} \cdot R_{140/90}^{U,i}, \end{aligned} \quad (4)$$

где $A_{Sr-90}^{U,i}$ – суммарная активность ^{90}Sr в уране, переданная из бассейнов выдержки реакторов "А" и "АВ-1" на РХЗ за i -й месяц (рис. 3);

W^i – нормировочный коэффициент, равный относительной доли активности ^{90}Sr в облучённом уране, которая переходит в ЖРО.

Если принять, что W^i постоянна для всего периода времени (до ноября 1951 г.), то выбор этого параметра может быть произвольным (например, $W^i = 1,0$).

АНАЛИЗ РЕЗУЛЬТАТОВ МОДЕЛЬНЫХ РАСЧЁТОВ

Если УА сбрасываемых ЖРО постоянна и больше средней УА воды в водоёме, то часть поступающей активности за счёт сорбции будет накапливаться в верхнем слое ДО, при этом значение $\gamma_r^i > 0$. По истечении определённого времени, УА верхнего слоя ДО установится на некотором равновесном постоянном уровне, но при этом γ_r^i будет оставаться больше нуля, поскольку часть поступающей активности будет переходить из воды в ДО для компенсации радиоактивного распада. Если мощность сброса ЖРО в водоём резко снижается (в десятки и

сотни раз), то начинается процесс десорбции РН из ДО в воду, и только тогда $\gamma_r^i < 0$. Таким образом, для периода интенсивного сброса ЖРО в водоём (до 28 октября 1951 г.), значение γ_r^i в уравнении (2) будет всегда больше нуля и становится отрицательным только в период после резкого сокращения мощности сбросов ЖРО (после октября 1951 г.).

Сброс активности ЖРО в р. Течу с августа 1951 г. по август 1952 г. уменьшился в 400–500 раз, при этом УА воды в Метлинском пруду сократилась на три порядка (рис. 1), а МЭД по берегам прудов и р. Течи уменьшились на два порядка [16]. При этом в работе [16] отмечалось, что в 1952 г. резко изменился характер распределения УА воды по длине реки. Если в 1951 г. УА речной воды монотонно уменьшалась с расстоянием от точки сброса ЖРО до устья, то в 1952 г. УА сначала возрастала за счёт десорбции из ДО, а затем постепенно снижалась за счёт разбавления чистой приточной водой [16].

За период с 01.12.1951 по 01.03.1952 УА воды Метлинского пруда снизилась на два порядка величины (рис. 1) и начала определяться двумя источниками: сбросом ЖРО и десорбцией РН из ДО (и/или поймы). При этом в 1952 г. за счёт увеличения времени хранения урана в бассейне выдержки [13] значение $R_{89/90}^{ЖРО}$ умень-

шается всего в 1,5–2 раза, а значение $R_{89/90}$ в ДО (и в водах десорбции) будет снижаться во времени по экспоненциальному закону с периодом полураспада ^{89}Sr . Результирующее значение $R_{89/90}^W$ для речной воды будет определяться соотношением мощности этих двух источников.

Если подставить уравнение (4) в уравнение (3), то несложно показать, что для режима интенсивных сбросов активности ЖРО (до 28 октября 1951 г.) и при значительных расходах воды Q (более 3,5 млн м³/мес) получится следующее асимптотическое решение:

$$R_{89/90}^W = R_{89/90}^{ЖРО} \text{ и } R_{140/90}^W = R_{140/90}^{ЖРО} \quad (5)$$

На рис. 4 приведены результаты численных расчётов по уравнению (4) значений $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$ для воды Метлинского пруда за каждый месяц в период с сентября 1950 г. по октябрь 1951 г. Для среднего значения УА воды $R_{89/90}^W = 29,6$ и $R_{140/90}^W = 3,6$.

АНАЛИЗ РЕЗУЛЬТАТОВ БИОИНДИКАТОРНОГО КОНТРОЛЯ

У всех животных, имеющих контакт с загрязнённой речной водой, происходит накопление РН во всём организме и в отдельных органах. В качестве таких животных на р. Тече авторы работ [2, 16–18] использовали рыб,

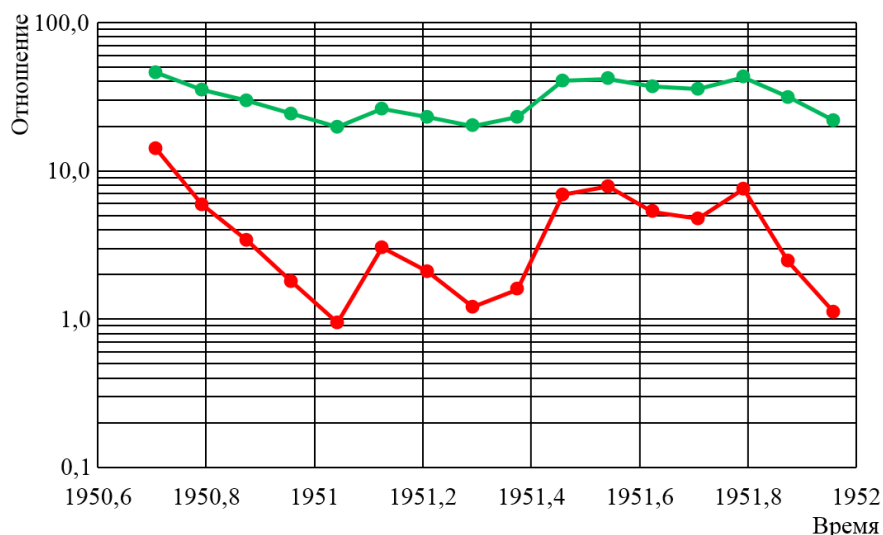


Рис. 4. Изменение во времени $R_{89/90}^W$ (верхняя кривая) и $R_{140/90}^W$ (нижняя кривая) для воды Метлинского пруда за сентябрь 1950 г. – декабрь 1951 г.

водоплавающих домашних птиц и некоторых млекопитающих животных.

Для определения активности биологической пробы взвешенное количество исследуемого материала сжигалось в муфельной печи в тиглях с крышками. Навеска прокалённого остатка наносилась на дюралевые диски, и затем определялась суммарная активность β -излучающих радионуклидов путём измерения скорости счёта β -частиц на торцевом счётчике [2]. Конечные результаты приведены на грамм взятого исходного материала (с пересчётом на сырой вес). Подробное описание методик выполнения измерений приведено в работах [4, 6–8].

Первый этап работ [2] был проведён в период с августа по декабрь 1951 г., когда УА воды в Метлинском пруду изменялась от ~100 мкКи/л (в июле) до ~2 мкКи/л (в декабре), при среднем значении ~10 мкКи/л (рис. 1). Отмечено, что более 60–70 % активности воды приходилось на изотопы стронция, причём 95 % активности приходится на ^{89}Sr и 5 % на ^{90}Sr , а значение $R_{89/90}^W = 38$ [2–3].

Второй этап обследования [16–18] был выполнен через год, в период с 06.08.1952 по 9.09.1952, когда УА воды Метлинского пруда уменьшилась в 100–1000 раз (средняя УА воды составляла ~0,1 мкКи/л). Это исследование являлось частью комплексного санитарно-топографического обследования реки и населённых пунктов [16] и проводилось с целью изучения динамики изменения активности радиоактивных веществ, содержащейся в тканях животных на прибрежной территории р. Течи в период с 1951 по 1952 гг.

Рыбы

В 1951 г. было исследовано 50 рыб различных видов: из них 40 экз. – из Метлинского пруда и 10 экз. – из других точек вниз по течению р. Течи, выловленных в середине октября 1951 г. [2]. УА костей рыб составляла 200–2000 мкКи/кг. В 1952 г. было исследовано восемь видов рыб (из 10 пунктов) общим количеством 361 экз. [17]. У каждой особи определялась длина, вес, возраст и содержание радиоактивных веществ. Методом "обратных расчислений" по годовым кольцам на чешуе

был вычислен темп роста рыб в отдельные годы жизни. Анализировались рыбы, родившиеся с 1948 по 1952 гг. Авторы этих исследований сделали следующие выводы [2, 17]:

- широкий диапазон содержания РН в организме рыб Метлинского пруда в 1951 г. (до 10 раз) определялся возрастом рыб, их трофическим уровнем, маршрутом передвижения рыб в пределах водного объекта (продолжительностью пребывания у дна и в поверхностных водах);

- для щуки, выловленной в 1951 г. в дер. Ветроудке (105 км от истока), были выполнены измерения отдельных органов: в костях содержалось 66 % всей активности, в кожных покровах (чешуе) – 24 %, в мышцах – 4,5 %, во внутренних органах – 5,5 %. Радиохимический анализ костей показал, что вклад в суммарную активность изотопов стронция ($^{90}\text{Sr} + ^{89}\text{Sr}$) составил 94,9 %, а ^{90}Y – 1,5 %, радионуклидов циркония, цезия и церия в костях не обнаружено (анализы на рутений и ниобий не проводились) [2–3];

- в 1952 г. содержание активности в рыбе уменьшилось до 20 раз и было обусловлено резким снижением УА воды, ила и водной растительности (более 100 раз) и относительно коротким периодом полураспада ^{89}Sr .

Таким образом, результаты измерений 1951 года показали:

- для костей рыб в деревне Ветроудке значения $R_{89/90}^{\text{Fish}} = 62,3$ и $R_{140/90}^{\text{Fish}} = 2,4$ (в предположении, что активность ^{90}Y находится в равновесии с активностью ^{90}Sr , а активность ^{140}Ba составляет 3,6 %);

- для воды Метлинского пруда значение $R_{89/90}^W = 38$.

Птицы

Из всех птиц наиболее тесно связаны с загрязнённой рекой водоплавающие птицы (утки, гуси, чайки и др.) [2, 3, 16, 18]. Среди птиц максимальное количество радионуклидов накапливают дикие утки и кулики (38–97 мкКи/кг), но маршрут их передвижения и длительность пребывания на реке неизвестны. Домашние утки имели меньшую УА, но ореол их обитания хорошо известен. Поэтому для целей данной работы в качестве реперных животных были выбраны домашние утки.

Из отобранных для проведения исследований в 1951 г. домашних птиц три утки из с. Метлино (западная часть южного берега) и две утки из с. Бродокалмак (110 км от точки сброса) были специально оставлены на реке у местных жителей для продолжения исследований в 1952 г. Результаты измерений УА в отдельных органах и тканях этих домашних уток, выполненных в 1951 г. и в августе–сентябре 1952 г., позволяют сделать следующие выводы [2, 16, 18]:

- в 1951–1952 гг. содержание РН в костях уток составляло 70–90 % от общей активности;
- среднее значение УА костей уток из с. Метлино в 1952 г. было равно 58 мкКи/кг, а для уток из с. Бродокалмак – 25 мкКи/кг (в 2,3 раза меньше);
- радиохимический анализ состава костей уток из с. Метлино в 1951 г. показал, что их активность определялась суммой изотопов стронция ($^{90}\text{Sr} + ^{89}\text{Sr}$), вклад которых составлял 92,7 %, а доля $^{90}\text{Y} = 4,2$ %, что позволило оценить значения $R_{89/90}^{\text{Duck}} = 21$, а $R_{140/90}^{\text{Duck}} = 0,74$;
- можно полагать, что для диких уток отношение $R_{89/90}$ и $R_{140/90}$ должно быть больше, чем для домашних, поскольку они больше времени проводят на реке, а рацион их питания в большей степени связан с речной биотой;
- в 1952 г. общая УА (на 1 кг общего веса) и УА костей домашней утки из с. Метлино уменьшились по сравнению с 1951 г. примерно в 5 раз;
- если предположить, что уменьшение УА костей домашних уток из с. Метлино было обусловлено распадом ^{89}Sr и ^{140}Ba , а содержание ^{90}Sr существенно не изменилось, то тогда в 1952 г. $R_{89/90}^{\text{Duck}} \approx 4$.

Домашние млекопитающие

До августа 1951 г. Метлинский пруд (МП) был основным местом водопоя индивидуально-домашнего скота, принадлежащего жителям п. Метлино, а также овец совхозного стада. В качестве индикаторного животного были выбраны овцы совхозного стада [2, 3, 16, 18].

В 1951 г. общая УА β -излучающих РН в организме овец составляла в среднем 6 мкКи/кг, а УА костей достигала 27 мкКи/кг, причём наибольшая УА наблюдалась в зоне роста кости.

Также как у рыб и птиц, основное количество РН содержалось в костях (до 70–90 % от общей активности), а основными РН, определяющими УА костей, являлись ^{90}Sr и ^{89}Sr . В августе 1951 г. совхозное стадо овец было выведено в чистый район. При этом среднее значение УА кости овец составляло 22 мкКи/кг (выборка из трёх овец, диапазон 13–27 мкКи/кг). Через 1,5 месяца среднее значение УА кости овец снизилось до 6,5 мкКи/кг (выборка из четырёх овец, диапазон 4,7–7,7 мкКи/кг).

В 1952 г., через год после выведения овец из зоны загрязнения, общая УА (на 1 кг общего веса) по сравнению с 1951 г. уменьшилась в 30 раз, мышц – в 12 раз, печени – в 1000 раз, шерсти – в 80 раз, а УА костей уменьшилась в 22 раза и стала равна $\sim 1,0$ мкКи/кг. Если пренебречь содержанием ^{140}Ba в кости и предположить, что к 1952 г. УА ^{89}Sr в костях овец за счёт радиоактивного распада уменьшилась в 130 раз (семь периодов полураспада за год), а содержание ^{90}Sr не изменилось, тогда в 1951 г. УА ^{89}Sr в костях овец была ~ 21 мкКи/кг, а $R_{89/90}^{\text{Sheep}} \approx 42$. Полученная оценка хорошо соответствует теоретическому значению и аналогичным результатам для рыб и уток.

ОЦЕНКА ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ

Оценку доз внутреннего облучения от ^{89}Sr и ^{140}Ba для разных возрастных категорий жителей с. Метлино и с. Муслимово за период 1949–1951 гг. проведём в предположении, что в этот период времени основным источником поступления РН в организм жителей сёл Метлино и Муслимово являлась речная вода [1].

На основе анализа рациона питания жителей с. Метлино авторы [2] полагали, что среднее поступление активности в организм взрослого человека с водой (2 л/сут) и пищей составляло ~ 30 мкКи/сут (1,1 МБк/сут). При этом поступление изотопов стронциевой группы (^{90}Sr , ^{89}Sr и ^{140}Ba) составляло 20 мкКи/сут (0,74 МБк/сут), причём 95 % активности приходится на ^{89}Sr и 5 % – на ^{90}Sr . Консервативная оценка накопления изотопов стронция в организме за год (с учётом распада ^{89}Sr) составила 231 мкКи/год или 8,5 МБк/год, включая 6,5 МБк ^{89}Sr и 2,0 МБк ^{90}Sr [2]. По современным оценкам, к концу 1951 г. накопление ^{90}Sr в организме

взрослых жителей с. Метлино составило ~2,25 МБк [1], что очень хорошо совпадает с результатами работы [2]. Оценим реалистичность результатов по критерию продолжительности накопления ^{90}Sr в организме взрослых жителей с. Метлино.

Среднее за вторую половину 1951 г. значение УА для суммы β -излучающих нуклидов в воде Метлинского пруда (рис. 1) составило ~10 мкКи/л (~0,4 МБк/л), причём доля активности стронциевой группы (^{90}Sr , ^{89}Sr и ^{140}Ba) составляла примерно 60–70 % [3–4], а доля ^{90}Sr в этой активности – ~5 % [2]. Тогда среднее значение УА ^{90}Sr в воде Метлинского пруда за вторую половину 1951 г. будет ~14 кБк/л. При употреблении взрослым человеком 2 л воды в сутки, накопление 2,25 МБк ^{90}Sr будет достиг-

нуто за 160 сут, а учитывая, что доля перехода нуклида из ЖКТ в кровь и далее в костную ткань для взрослого человека составляет 0,3 [19], то отложение в организме 2,25 МБк ^{90}Sr следует ожидать через 540 сут (1,5 года). Результаты таких оценочных расчётов следует признать вполне реалистичными, учитывая, что среднее значение УА воды в первой половине 1951 г. могло быть больше, чем во вторую половину.

От точки сброса ЖРО до с. Муслюмово речная вода проходит за 15 сут [16], за этот период времени УА ^{89}Sr в речной воде за счёт радиоактивного распада снижается в 1,23 раза, а ^{140}Ba – в 2,3 раза.

В табл. 4 приведены результаты расчётов доз внутреннего облучения от ^{89}Sr и ^{140}Ba для разных возрастных категорий жителей сёл

Таблица 4

Расчётные значения эквивалентных доз внутреннего облучения от ^{89}Sr и ^{140}Ba для разных возрастных категорий жителей сёл Метлино и Муслюмово за период 1949–1951 гг. в долях от соответствующей дозы для ^{90}Sr

Нуклид	Орган (*)	Возрастные группы (**)				
		1–2 года	2–7 лет	7–12 лет	12–17 лет	Взрослый
с. Метлино ($R_{89/90}^W=30$ и $R_{140/90}^W=3,6$)						
^{89}Sr	ККМ	2,56	1,83	1,18	0,85	0,78
	ЖКТ	27,2	28,0	27,8	26,8	29,1
	КП	1,95	1,41	0,66	0,355	0,425
	ЭЭД	7,18	5,51	2,81	1,46	2,70
^{140}Ba	ККМ	0,103	0,073	0,0525	0,0412	0,0240
	ЖКТ	4,56	4,75	4,66	4,46	4,75
	КП	0,10	0,068	0,036	0,019	0,014
	ЭЭД	0,90	0,705	0,35	0,169	0,334
с. Муслюмово ($R_{89/90}^W=24,4$ и $R_{140/90}^W=1,56$)						
^{89}Sr	ККМ	2,07	1,48	0,96	0,69	0,63
	ЖКТ	22,0	22,7	22,5	21,7	23,6
	КП	1,58	1,14	0,53	0,288	0,34
	ЭЭД	5,82	4,46	2,28	1,18	2,19
^{140}Ba	ККМ	0,045	0,032	0,023	0,018	0,011
	ЖКТ	2,01	2,1	2,1	2,0	2,1
	КП	0,044	0,03	0,016	0,0084	0,0062
	ЭЭД	0,40	0,31	0,15	0,074	0,15

Примечание: (*) – ККМ – красный костный мозг; ЖКТ – желудочно-кишечный тракт (нижний отдел толстого кишечника); КП – костная поверхность; ЭЭД – эффективная эквивалентная доза; (**) – Возраст по состоянию на 1951 г.

Метлино и Муслимово за период 1949–1951 гг. в долях от соответствующей дозы для ^{90}Sr .

Расчёты выполнены по формулам:

$$R_{89/90}^{Dose,K,G} = (DC_{Sr-89}^{K,G} / DC_{Sr-90}^{K,G}) \times$$

$$\times \left(\sum_i A_{Sr-89}^i / \sum_i A_{Sr-90}^i \right) = R_{89/90}^{DC,K,G} \cdot R_{89/90}^W, \quad (5)$$

$$R_{140/90}^{Dose,K,G} = (DC_{Ba-140}^{K,G} / DC_{Sr-90}^{K,G}) \times$$

$$\times \left(\sum_i A_{Ba-140}^i / \sum_i A_{Sr-90}^i \right) = R_{140/90}^{DC,K,G} \cdot R_{140/90}^W,$$

где $R_{89/90}^{Dose,K,G}$ и $R_{140/90}^{Dose,K,G}$ – отношение дозы облучения K -го органа (ткани) для G -й возрастной группы человека при пероральном поступлении ^{89}Sr (или ^{140}Ba) за промежутков времени T_0 к соответствующей дозе, обусловленной поступлением ^{90}Sr ;

$DC_{Sr-89}^{K,G}$, $DC_{Sr-90}^{K,G}$, $DC_{Ba-140}^{K,G}$ – дозовые коэффициенты, численно равные эквивалентной (или эффективной) дозе облучения K -го органа (ткани) для G -й возрастной группы человека в результате перорального поступления 1 Бк ^{89}Sr , ^{90}Sr и ^{140}Ba соответственно [20], Зв/Бк;

$\sum_i A_{Sr-89}^i$, $\sum_i A_{Ba-140}^i$ и $\sum_i A_{Sr-90}^i$ – интегральная (или средняя) за промежутков времени T_0 УА ^{89}Sr , ^{140}Ba и ^{90}Sr в воде Метлинского пруда (сумма среднемесячных значений УА воды), Бк/л;

$R_{89/90}^{DC,K,G}$ и $R_{140/90}^{DC,K,G}$ – отношение значения дозового коэффициента для K -го органа (ткани) и G -й возрастной группы человека при пероральном поступлении ^{89}Sr (или ^{140}Ba) к соответствующему дозовому коэффициенту для ^{90}Sr ;

$R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$ – отношение интегральной (или средней) за промежутков времени T_0 УА ^{89}Sr (или ^{140}Ba) в воде к соответствующему значению для ^{90}Sr .

При проведении расчётов принималось для с. Метлино $R_{89/90}^W = 30$ и $R_{140/90}^W = 3,6$ (рис. 4), а для с. Муслимово $R_{89/90}^W = 24,4$ и $R_{140/90}^W = 1,56$.

Приведённые в табл. 4 результаты хорошо соответствуют данным, полученным ранее при имитационном моделировании миграции РН в

речной системе [9–10, 21–22], но противоречат выводам специалистов УНПЦ РМ о преобладающем вкладе ^{90}Sr в суммарную дозу облучения [1, 5].

ОБСУЖДЕНИЕ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

Как уже отмечалось выше, результаты реконструкции активности осколков деления, образующихся в ядерном реакторе на момент окончания облучения и в облучённом уране на момент передачи его из бассейна выдержки на РХЗ, обладают высокой точностью и достоверностью, поскольку использованные расчётные модели [11] основаны на фундаментальных уравнениях реакторной физики и обеспечены всеми необходимыми константами и исходными данными [13]. Таким образом, значения отношений $R_{89/90}^U$ и $R_{140/90}^U$ для облучённого урана, поступавшего на РХЗ, хорошо известны. В процессе переработки урана на РХЗ отношения $R_{89/90}$ и $R_{140/90}$ не изменяются (остаются постоянными), поскольку на РХЗ нет дополнительных хранилищ облучённого урана, процесс переработки продолжается несколько часов, а химическими методами разделить ^{90}Sr , ^{89}Sr и ^{140}Ba невозможно. Таким образом, отношения $R_{89/90}^{ЖРО}$ и $R_{140/90}^{ЖРО}$ в технологических ЖРО, сбрасываемых в реку Течу за каждый месяц 1949–1951 гг., хорошо известны.

Следует отметить, что представленные на рис. 3 данные об отношениях $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ являются нижней оценкой действительных значений по следующей причине. В работе [23] показано, что в период с 1949 по 1951 гг. до 16 % урана извлекалось из реакторов ("А" и "АВ-1") преждевременно (досрочно) из-за распухания урановых блоков и снижения расходов воды в каналах. Досрочно извлечённый из ПУГР уран ("дефектный") в первую очередь направлялся на РХЗ, поскольку хранение такого урана в бассейне выдержки существенно ухудшало радиационную обстановку. Поэтому в период с 1949 по 1951 гг. активность сравнительно короткоживущих радионуклидов (^{89}Sr , ^{140}Ba и др.) по отношению к активности долгоживущего ^{90}Sr могла быть существенно больше (рис. 2), поскольку для "дефектного" урана продолжительность облучения в реакторе и последующей выдержки

была меньше, чем для кондиционного урана.

Все образующиеся на РХЗ ЖРО было принято разделить на две группы:

- технологические ЖРО, которые образуются регулярно и предусмотрены технологией производства;
- не предусмотренные технологией производства – аварийные ("дикие") ЖРО, которые образуются периодически.

Архивная информация о наличии источников нетехнологических сбросов ЖРО в период до июля 1951 г. отсутствует. В работе [7] было показано, что в речной системе любые кратковременные повышенные (аварийные) сбросы активности сопровождались прохождением по реке "волны" с повышенными значениями УА воды. "Длина волны" обычно не превышает нескольких суток и определяется продолжительностью аварийного сброса, расходом воды и скоростью водного потока. Такие аварийные сбросы могли приводить к значительному увеличению общего запаса РН в речной системе (ДО, пойма), но не могли существенно изменить (снизить) среднемесячные значения $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$. Значения $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$ для воды МП близки к соответствующим отношениям для сбрасываемых ЖРО (рис. 4) и являются консервативной (нижней) оценкой действительных значений, поскольку использованная модель Метлинского пруда не учитывала процессы сорбции РН на ДО ($\gamma_r = 0$).

Таблица 5

Сравнение расчётных и экспериментальных данных о соотношении активности ^{90}Sr , ^{89}Sr и ^{140}Ba для речной воды и для костной ткани биоты Метлинского пруда во второй половине (август–октябрь) 1951 г.

Отношение	Расчётные данные		Экспериментальные данные			
	ЖРО	Вода (*)	Вода	Рыба (**)	Утки	Овцы
$R_{89/90}$	35–43	30	38	62,3	21	42
$R_{140/90}$	3–5	3,6	–	2,4	0,74	–

Примечание: (*) – средние значения УА за период сентябрь 1950 г. – декабрь 1951 г.; (**) – Рыба выловлена в д. Ветроудуйке (105 км от истока р. Течи).

В табл. 5 приведено сравнение расчётных (для воды МП) и экспериментальных результатов биоиндикаторного контроля, выполненного в августе–октябре 1951 г. [2, 16–18].

Метаболизм ^{90}Sr в организме человека хорошо изучен [19, 20]. При пероральном поступлении ^{90}Sr из желудка сначала всасывается в кровь, а затем быстро (несколько часов) и равномерно распределяется по всему объёму скелета [19]. Выведение ^{90}Sr из костной ткани протекает медленно (годы) [19]. Поступление ^{89}Sr и ^{140}Ba в костную ткань происходит так же как для ^{90}Sr , но снижение содержания протекает гораздо быстрее, поскольку основным механизмом "выведения" ^{89}Sr и ^{140}Ba из организма является радиоактивный распад. Подобное поведение ^{90}Sr , ^{89}Sr и ^{140}Ba характерно и для рассматриваемых видов биоты. Очевидно, что метаболические процессы у ^{89}Sr и ^{140}Ba в организме и костной ткани биоты протекают так же как у ^{90}Sr , но выход этих РН из костной ткани происходит не в результате обменных процессов, а под действием радиоактивного распада.

Приведённые в табл. 5 данные показывают, что расчётные оценки $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$ для речной воды (рис. 4) в целом хорошо соответствуют теоретическим значениям и экспериментальным результатам $R_{89/90}^{\text{Biota}}$ и $R_{140/90}^{\text{Biota}}$ для водной биоты (рыбы, утки и овцы). Тем не менее отметим:

1. Повышенное значение $R_{89/90}^{\text{Fish}} = 62,3$ в рыбе для д. Ветроудуйки по сравнению с соответствующим расчётным значением для воды МП могло быть обусловлено переработкой дефектного урана в предшествующие 2–3 недели до отлова рыбы (при $R_{89/90}^{\text{ЖРО}} \approx 75$), а пониженное значение $R_{140/90}^{\text{Fish}} = 2,4$ в рыбе могло быть обусловлено радиоактивным распадом ^{140}Ba при движении потока воды от МП до д. Ветроудуйки.

2. Пониженные значения $R_{89/90}^{\text{Duck}} = 21$ и $R_{140/90}^{\text{Duck}} = 0,74$ в домашних утках могли быть обусловлены условиями их содержания, при которых доля загрязнённого рациона питания и продолжительность пребывания на МП не превышали 25–50 %.

ВЫВОДЫ

1. Приведены результаты ранее выполненных модельных расчётов отношений активностей $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ ($R_{89/90}^U$) и $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ ($R_{140/90}^U$)

в облучённом уране, передаваемом из реакторов "А" и "АВ-1" на радиохимический завод за каждый месяц в период 1949–1951 гг. Показано, что значения указанных изотопных отношений определялись только режимом эксплуатации реакторного производства (временем облучения урана в реакторе и продолжительностью хранения облучённого урана в бассейне выдержки). Значения этих отношений известны с высокой степенью точности и достоверности, поскольку использованные модели основаны на фундаментальных уравнениях реакторной физики и обеспечены всеми необходимыми константами и исходными данными.

2. Показано, что отношения активности в уране $R_{89/90}^U$ и $R_{140/90}^U$ равны соответствующим отношениям для технологических ЖРО, которые образовывались на радиохимическом заводе в период с 1949 по 1951 гг. и сбрасывались в р. Течу ($R_{89/90}^{ЖРО} = R_{89/90}^U$ и $R_{140/90}^{ЖРО} = R_{140/90}^U$).

3. С использованием предложенной камерной модели Метлинского пруда показано, что в период 1950–1951 гг. значения изотопных отношений для удельной активности речной воды $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$ были близки к соответствующим значениям для технологических ЖРО.

4. Проанализированы архивные данные о результатах измерений содержания ^{89}Sr , ^{90}Sr и ^{140}Ba в костной ткани некоторых видов водной биоты (рыбы, домашние утки и овцы) и соответствующих отношений $R_{89/90}^{Biota}$ и $R_{140/90}^{Biota}$. Эти измерения были выполнены в 1951–1952 гг. в рамках комплексного обследования Метлинского пруда и реки Течи. Показано, что экспериментальные результаты для водной биоты $R_{89/90}^{Biota}$ и $R_{140/90}^{Biota}$ хорошо соответствуют теоретическому значению для воды $R_{89/90}^W$ и $R_{140/90}^W$.

5. Получены расчётные значения эквивалентных доз внутреннего облучения от ^{89}Sr и ^{140}Ba для различных органов и тканей и разных возрастных категорий жителей сёл Метлино и Муслумово за период 1949–1951 гг. в долях от соответствующей дозы для ^{90}Sr .

6. Подтверждены ранее полученные результаты (2004–2006 гг.), и показано, что для разных возрастных категорий жителей сёл Метлино и Муслумово в период 1949–1951 гг. значения дополнительных доз внутреннего облучения от поступления ^{89}Sr могут для ККМ в 2–3 раза, а для ЖКТ в 20–30 раз превышать со-

ответствующую дозу от ^{90}Sr . При этом значение эффективной дозы от поступления ^{89}Sr и ^{140}Ba будет в 2–6 раз больше, чем от ^{90}Sr .

ЛИТЕРАТУРА

1. Последствия радиоактивного загрязнения реки Течи / Под ред. Аклеева А.В. – Челябинск: "Книга", 2016. – 400 с.
2. Лемберг В.К., Антипина И.В., Голубитская Н.Н. и др. Отчёт по обследованию загрязнения радиоактивными веществами района Метлино в 1951 году / Архив ФГУП "ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 45 с. – Опубликовано реферат в // Вопросы радиац. безопасности. – 2004. – № 3. – С. 61–71.
3. 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.
4. Ильин Д.И. Миграция радиоактивных веществ из открытых водоёмов: Дисс. 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.
5. N.B. Shagina, M.I. Vorobiova, M.O. Degteva et al. Reconstruction of the contamination of the Techa river in 1949–1951 as a result of releases from the Mayak Production Association // Radiat. Environ. Biophys. – 2012. – No. 51. – P. 349–366.
6. 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 радиационной безопасности", № 1. – Озёрск, 2002. – 176 с.
7. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Течи. Часть II. Реконструкция радиационной обстановки и оценка дозы облучения населения прибреж-

- ных районов р. Течи за период 1949–1954 гг. – Озёрск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2003. – 110 с.
8. Mokrov Y.G. Reconstruction of the radionuclide spectrum of liquid radioactive waste releases into the Techa river in 1949–1951 // *Radiat. Environ. Biophys.* – 2003. – No. 42. – P. 7–15.
9. Мокров Ю.Г. Анализ результатов реконструкции радионуклидного состава жидких радиоактивных отходов, сброшенных в реку Течу в 1949–1956 гг. // *Мед. радиология и радиац. безопасность.* – 2005. – Т. 50. – № 4. – С. 21–32.
10. Мокров Ю.Г. Радиоэкологические особенности формирования доз внутреннего облучения жителей бассейна реки Течи в 1949–1954 гг. // *Мед. радиология и радиац. безопасность.* – 2006. – Т. 51. – № 5. – С. 5–20.
11. Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. и др. Методика реконструкции радионуклидного состава и активности осколков деления, накапливающихся в облучённом уране на момент его радиохимической переработки на заводе "Б" ПО "Маяк" в начале 1950-х гг. // *Вопросы радиац. безопасности.* – 2008. – Спецвыпуск. – С. 35–51.
12. Мокров Ю.Г. Реконструкция мощности сброса и распределения активности основных радионуклидов в речной системе р. Течи в период 1949–1954 гг. // *Радиохимия.* – 2006. – Т. 48. – № 3. – С. 285–288.
13. Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. и др. Оценка эффективного времени хранения облучённого урана в бассейне выдержки реактора "А" за период 1948–1954 гг. // *Вопросы радиац. безопасности.* – 2006. – № 3. – С. 75–79.
14. Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. и др. Восстановление параметров источника сбросов жидких радиоактивных отходов радиохимического производства в р. Течу. Сообщ. 1. Разработка методики и основные результаты // *Вопросы радиац. безопасности.* – 2008. – Спецвыпуск. – С. 76–91.
15. Ратнер А.П., Перминов П.С., Артшуллер О.Б., Блинчевский Р.К. О сбросе малоактивных растворов объекта "Б": Отчёт / Архив ФГУП "ПО "Маяк", 1950.
16. 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.
17. Широков В.И., Лемберг В.К., Голубитская Н.И. Изучение загрязнения промышленными отходами района реки Течи. Влияние производственных загрязнений р. Течи на биологию рыб (на темп роста рыб): Сообщ. 1 / ЦНИЛ; Архив ФГУП "ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 26 л.
18. Лемберг В.К., Корзухина Н.А. Изучение загрязнения промышленными отходами района реки Течи. Содержание радиоактивных веществ в организме птиц и животных района р. Течи: Сообщ. 2 / ЦНИЛ, биол. отдел; Архив ФГУП "ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 16 л.
19. ICRP Publication 56. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part I. – Oxford: Pergamon Press, 1990.
20. ICRP Publication 67. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2. Ingestion Dose Coefficients. – Oxford: Pergamon Press, 1993.
21. Мокров Ю.Г. Вклад ^{89}Sr в дозу облучения населения р. Течи в период 1949–1956 гг. // Мат-лы междунар. конф. "Медико-дозиметрические регистры – основа регламентации радиационной безопасности профессионалов и населения". Москва, 07–11 июля 2004 г. – С. 38–39.
22. Мокров Ю.Г. Оценка эквивалентных доз внутреннего облучения жителей р. Течи за период 1949–1954 гг. // *Вопросы радиац. безопасности.* – 2006. – Спецвыпуск 1. – С. 80–95.
23. Бурдаков Н.С. Некоторые страницы из истории развития технологии промышленных уран-графитовых реакторов. – Озёрск, 1996. – 138 с.

УДК 613.952 : 614.876

© 2022

ПОЖИЗНЕННЫЙ ИЗБЫТОЧНЫЙ РИСК И СОКРАЩЕНИЕ ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТИ ЖИЗНИ ПРИ ДЕЙСТВИИ ВНЕШНЕГО ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ НА УРОВНЕ ПРЕДЕЛОВ ДОЗ, РАЗРЕШЁННЫХ ДЕЙСТВУЮЩИМИ НОРМАМИ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

М.Э. Сокольников

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

Неблагоприятное действие ионизирующего излучения на организм человека является фактом, установленным в многочисленных исследованиях. Основным требованием стандартов радиационной безопасности является неперевышение порога допустимого пожизненного избыточного риска. Целью работы являлось определение показателей пожизненного избыточного риска и сокращения продолжительности жизни при сценариях воздействия ионизирующего излучения, характерных для современного производства.

Анализ проведён в когорте работников ПО "Маяк", которая включала в себя 30181 чел. Были рассмотрены четыре гипотетических сценария действия внешнего γ -излучения, при которых накапливается суммарная доза излучения 1 Зв. При этом у мужчин предел пожизненного избыточного риска (5 %) оказывается превышенным в возрасте 70 лет. У женщин превышения пожизненного риска не выявлено.

Заключение. Накопление доз внешнего γ -излучения по сценарию, находящемуся в полном соответствии с действующими нормами радиационной безопасности, приводит к превышению допускаемого нормами риска, связанного с действием ионизирующего излучения у мужчин.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ПОЖИЗНЕННЫЙ РАДИОГЕННЫЙ РИСК, ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТЬ ЖИЗНИ, ИОНИЗИРУЮЩЕЕ ИЗЛУЧЕНИЕ, НОРМЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ, ПО "МАЯК"

Неблагоприятное действие ионизирующего излучения на организм человека является фактом, установленным в многочисленных исследованиях. Со времени начала использования источников ионизирующих излучений и радионуклидов в промышленности и медицине сферы применения их чрезвычайно расширились и охватывают широчайший спектр отраслей деятельности: от военной сферы до выработки энергии и применения в области медицины. Это привело к значительному увеличению числа лиц, контактирующих с источниками ионизирующих излучений, что позволило получить количественные оценки радиогенного риска и установить научно-обоснованные пределы радиационного воздействия, являющиеся безопасными, точнее, не более опасными, чем действие других потенциально вредных факторов, с которыми человек сталкивается в жизни и в процессе трудовой деятельности.

Одним из наиболее надёжных источников сведений о радиогенном риске стала когорта лиц, переживших атомную бомбардировку в Японии [1–10]. Причина этого – значительная численность исследуемой когорты (более 100 тыс. чел.), одинаковый для всех сценариев радиационного воздействия (острое однократное воздействие), длительный период и высокое качество эпидемиологического наблюдения.

К недостаткам данного исследования относятся неполный период наблюдения (наблюдение за когортой лиц, переживших атомную бомбардировку, началось лишь через 5 лет после бомбардировки, поэтому оценка риска таких эффектов, как, например, лейкемии, может быть заниженной). Кроме того, для прогноза радиогенного риска, связанного с радиационным воздействием на производстве, данные о риске, возникающем в результате однократного воздействия ионизирующего излучения с боль-

шой мощностью дозы, не являются наиболее подходящими, так как при контакте с источниками ионизирующих излучений на производстве (и у лиц, подвергающихся их действию при проживании на территориях, подвергшихся техногенному загрязнению нуклидами) действие излучений происходит по принципиально иному сценарию: в течение длительного времени и с малой мощностью дозы. Исходя из этого, целью данной работы было определение показателей пожизненного радиогенного риска и сокращения продолжительности жизни при сценариях воздействия ионизирующего излучения, характерных для современного производства.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Показатели радиогенного риска были определены в когорте работников ПО "Маяк". Методы создания когорты, ведения эпидемиологического наблюдения, количественная характеристика исследованной когорты представлены в ряде публикаций [11–13]. Характеристика когорты, в которой было проведено исследование пожизненного риска и сокращения продолжительности жизни, представлена в табл. 1.

Таблица 1

Характеристика жизненного статуса лиц в исследуемой когорте

	Число	%
Всего лиц, включённых в когорту	30181	100
Жизненный статус		
Живы	12972	45,2 ¹
Умерли	15758	54,8 ¹
в т.ч.		
Солидные раки	2398	15,2 ²
Лейкемии	117	0,7 ²
Лейкемии без ХЛЛ	96	0,6 ²
Неизвестно	1451	4,8 ¹

Примечание: ¹ – % от общего числа лиц, включённых в когорту; ² – % от числа умерших.

Определение показателей пожизненного риска и сокращения продолжительности жизни проведено с использованием метода, изложенного в [14].

Показатель пожизненного риска, обусловленного действием ионизирующего излучения, рассчитывали по формуле (1)

$$REID_c(e, D) = \int_e^{80} [\mu_c(a|e, D) - \mu_c(a)] S(a|e, D) da, (1)$$

где $\mu_c(a)$ – показатель смертности от причины c в возрасте a при отсутствии действия ионизирующего излучения;

$\mu_c(a|e, D)$ – показатель смертности от причины c в возрасте a при накоплении к возрасту e дозы облучения D ;

$S(a|e, D)$ – вероятность дожития до возраста a при накоплении к возрасту e дозы D .

Для определения показателей смертности $\mu_c(a)$ и $\mu_c(a|e, D)$ нами была использована модель избыточного относительного риска вида

$$\mu(a, D_{\gamma}, s) = \mu_0(a, s) \cdot (1 + ERR(a, D_{\gamma}, s)), (2)$$

где $\mu(a, D_{\gamma}, s)$ – показатель смертности от исследуемого эффекта, случаев на 100 тыс. чел.-лет наблюдения, в зависимости от возраста a , дозы внешнего γ -излучения D_{γ} и пола s ;

$\mu_0(a, s)$ – показатель фоновой (обусловленной нерадиационными факторами) смертности от исследуемого эффекта в зависимости от возраста a и пола s ;

$ERR(a, D_{\gamma}, s)$ – избыточный относительный риск в зависимости от возраста a , дозы внешнего γ -излучения D_{γ} и пола s .

Для определения сокращения продолжительности жизни у лиц, подвергшихся пролонгированному действию ионизирующего излучения, было использовано уравнение (3), где величина потерянных лет предстоящей жизни рассчитана как

$$LLE(D, e) = \int_e^{80} S(a|e) da - \int_e^{80} S(a|e, D) da, (3)$$

где $LLE(D, e)$ – число потерянных лет предстоящей жизни в среднем у одного работника;

$S(a|e)$ – функция, описывающая вероятность дожития до возраста a при условии дожития до возраста e ;

$S(a|e, D)$ – функция, описывающая вероятность дожития до возраста a при условии

дожития до возраста e и накоплении к возрасту e дозы D .

Функции дожития $S(a|e)$ и $S(a|e,D)$ для каждого пола были определены как

$$S(a|e) = \exp \left(- \int_e^{80} \mu(a) \right), \quad (4)$$

$$S(a|e,D) = \exp \left(- \int_e^{80} \mu(a,D) \right). \quad (5)$$

Параметры модели избыточного относительного риска, описывающей смертность от всех причин в изучаемой когорте в зависимости от возраста, пола и накопленной дозы внешнего γ -излучения, использованные для расчёта показателей пожизненного риска и сокращения продолжительности жизни, приведены в табл. 2.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для определения показателей пожизненного риска и сокращения продолжительности жизни были рассмотрены четыре гипотетических сценария действия внешнего γ -излучения. Два из них соответствуют наибольшим уровням радиационного воздействия, разрешаемым действующими Нормами радиационной безопасности [15]. Один из этих сценариев предусматривал ежегодное равномерное действие внешнего γ -излучения в дозе 20 мЗв. Кроме того, Нормами разрешено действие излучений на уровне 50 мЗв в год, при условии, что в среднем за любые последовательные 5 лет истории облучения средняя доза составит также 20 мЗв. Кроме того, были рассмотрены сценарии облучения, при которых доза в 1 Зв накапливается не за 50, а за 10 лет работы в возрасте 30–40 и 40–50 лет. Такие сценарии облучения выходят за рамки разрешённых Нормами радиационной безопасности, однако использованы для сравнения возможных рисков и сокращения продолжительности жизни. Порядок накопления доз с возрастом при каждом из рассмотренных сценариев, показан на рис. 1.

Таким образом, при действии внешнего γ -излучения по каждому из гипотетических сценариев накапливается одна и та же суммарная доза излучения (1 Зв), однако для сценариев, когда доза излучения не выходит за пределы, обусловленные действующими НРБ, накопле-

Таблица 2

Значения параметров функций μ и μ_0 , использованные для расчёта функций дожития и показателя $REID$

Наименование параметра	Значение, мужчины	Значение, женщины
Функция $\mu_0 = \exp(\text{const} + c_1 \cdot \ln(a/60) + c_2 \cdot \ln^2(a/60))$		
const	-3,684	-4,655
c_1	4,219	5,537
c_2	1,350	2,810
Функция $\mu = \mu_0 \cdot (1 + ERR(D))$		
ERR	0,0573	

ние данной дозы происходит в возрасте 70 лет (50 лет профессиональной карьеры), в то время как при других сценариях накопление дозы в 1 Зв происходит за значительно более короткий период времени (10 лет), к возрасту 40 или 50 лет.

Показатели фоновой смертности от всех причин получены моделированием дозовой зависимости смертности от дозы излучения и последующей экстраполяцией показателей смертности к нулевой дозе (рис. 2). Темп прироста смертности среди мужчин в $\approx 1,5$ раза выше прироста смертности в год у женщин. Сходный характер прироста смертности с возрастом отмечен не только для работников, но и для населения Российской Федерации.

Число потерянных лет предстоящей жизни показано на рис. 3.

Показатели числа потерянных лет предстоящей жизни для всех сценариев близки, составляя у мужчин около 0,4 года, а у женщин около 0,3 года к возрасту 80 лет (на одного человека). Напомним, что в каждом из гипотетических сценариев суммарная накопленная доза внешнего γ -излучения составляет 1 Зв, отлича-ясь лишь мощностью (скоростью накопления) дозы излучения. При этом наименьшее число потерянных лет предстоящей жизни имеет место при тех сценариях действия излучения, которые соответствуют по скорости накопле-

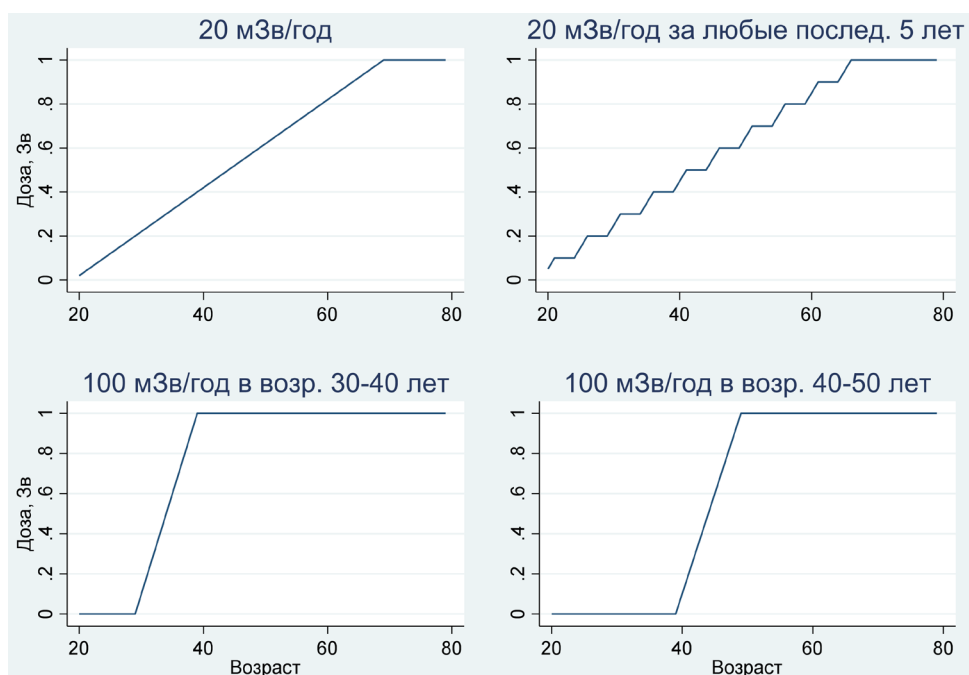


Рис. 1. Характер накопления дозы внешнего γ -излучения в зависимости от возраста для каждого из гипотетических сценариев

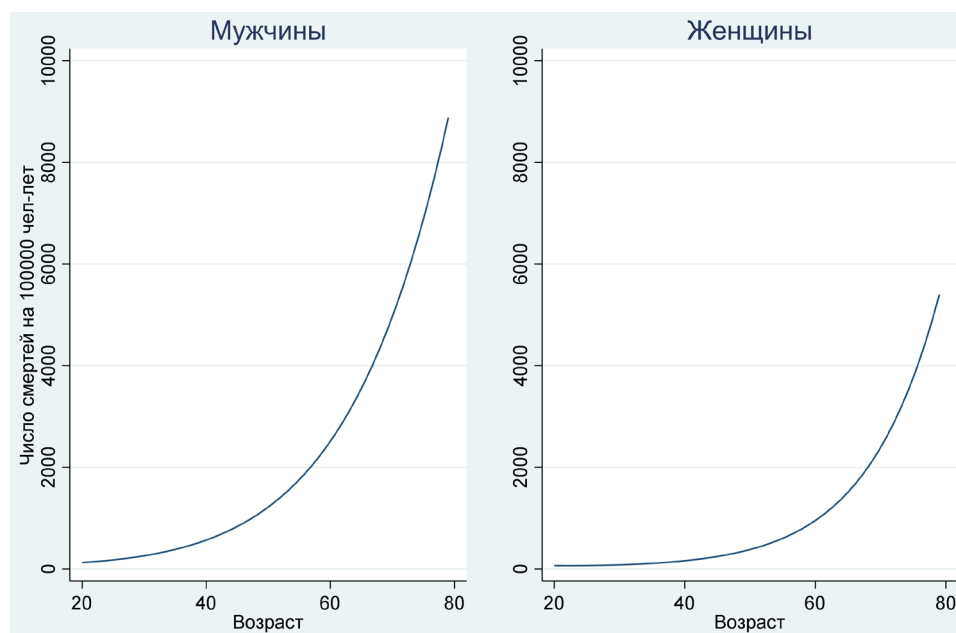


Рис. 2. Показатели фоновой смертности от всех причин у мужчин и женщин в исследованной когорте

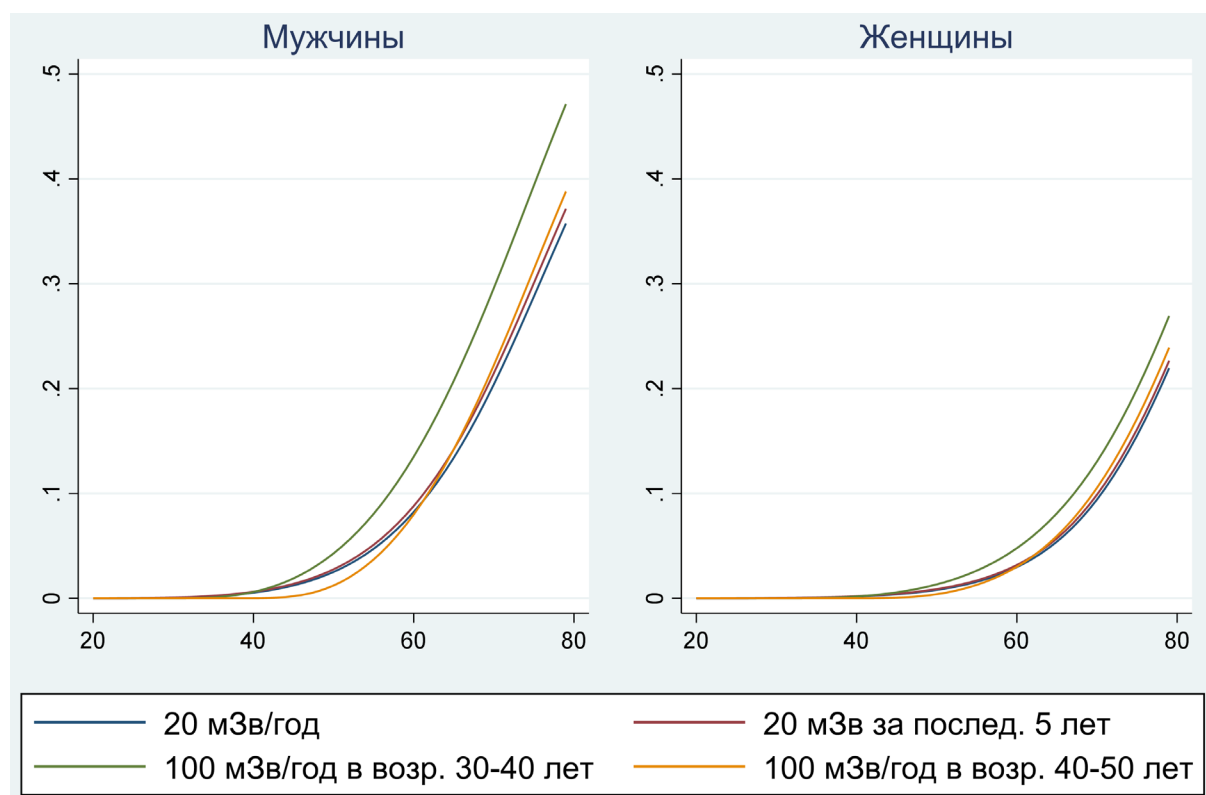


Рис. 3. Число потерянных лет предстоящей жизни у мужчин и женщин при накоплении дозы внешнего γ -излучения по каждому из гипотетических сценариев

Таблица 3

Значения параметров функций μ и μ_0 использованные для расчёта функций дожития и показателя $REID$

Наименование параметра	Значение, мужчины	Значение, женщины
Функция $\mu_0 = \exp(\text{const} + c_1 \cdot \ln(a/60) + c_2 \cdot \ln^2(a/60))$		
const	-5,202	-5,759
c_1	4,365	3,465
c_2	-1,669	-1,942
Функция $\mu = \mu_0 \cdot (1 + ERR(D) \cdot \exp(c_3 \cdot \ln(a/60)))$		
ERR	0,3375	
c_3	-0,7436	

ния дозы действующим Нормам Радиационной Безопасности.

Необходимо помнить однако, что нормирование действия излучений осуществляется не по показателю числа потерянных лет предстоящей жизни, а по показателю риска смерти, индуцированной действием излучения (Risk of Exposure Induced Death, REID). Исходя из этого, были рассчитаны показатели REID для смерти от онкологических причин при этих же сценариях накопления дозы излучения. Для этого, используя модель избыточного относительного риска (уравнение (2)), были рассчитаны параметры, описывающие смертность от суммы онкологических заболеваний в исследуемой когорте (табл. 3).

Расчёт $REID$ показал, что у мужчин в возрасте около 70 лет имеет место превышение показателя допустимого избыточного пожиз-

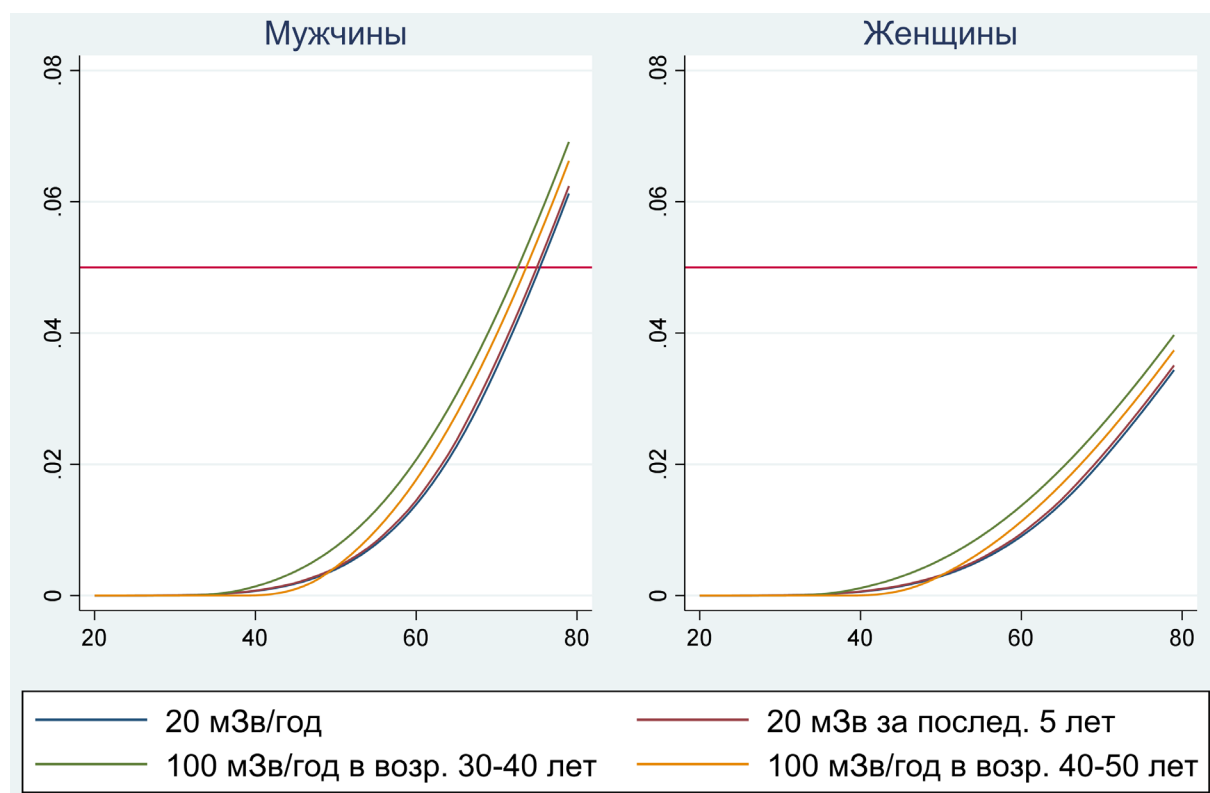


Рис. 4. Показатель *REID* у мужчин и женщин при накоплении дозы в 1 Зв в соответствии с различными сценариями

ненного риска смерти от онкологических заболеваний (рис. 4).

Обращает на себя внимание, что даже при накоплении дозы внешнего излучения по сценариям, находящимся в соответствии с установленными НРБ ограничениями, происходило превышение установленного НРБ предела риска 0,05 за время профессиональной карьеры в этом возрасте (70 ± 5 лет).

Таким образом, накопление доз внешнего γ -излучения по сценарию, находящемуся в полном соответствии с действующими нормами радиационной безопасности, приводит к превышению допустимого нормами риска, связанного с действием ионизирующего излучения. Причина этого в том, что потенциальный риск, связанный с действием излучения, усредняется для всех возрастов при расчёте эффективной дозы излучения с использованием взвешиваю-

щих тканевых множителей, в то время как наибольшее число онкологических заболеваний развиваются у лиц в возрасте 50 лет и старше.

Исходя из изложенного, по-видимому, расчёт показателей, параметрически описывающих риск как показатели смертности, показатели избыточной смертности (абсолютной или относительной), пожизненного и избыточного пожизненного риска, является более информативным для целей оценки радиогенных рисков, их прогноза и оценки надёжности стандартов радиационной безопасности по сравнению с расчётом демографических показателей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Grant E.J. et al. Solid cancer incidence among the life span study of atomic bomb survivors: 1958–2009 // *Radiation Research*. – 2017. – V. 187.

- No. 5. – P. 513–537.
2. Furukawa K. et al. Long-term trend of thyroid cancer risk among Japanese atomic bomb survivors: 60 years after exposure // *Int. J. Cancer*. – 2013. – V. 132. – No. 5. – P. 1222–1226.
3. Preston D.L. et al. Studies of mortality of atomic bomb survivors. Report 13: Solid cancer and noncancer disease mortality: 1950–1997. 2003 // *Radiation Research*. – 2012. – V. 178. – No. 2. – P. AV146–172.
4. Pierce D.A. et al. Studies of the mortality of atomic bomb survivors. Report 12, Part I: Cancer: 1950–1990. 1996 // *Radiation Research*. – 2012. – V. 178. – No. 2. – P. AV61–87.
5. Mabuchi K. et al. Atomic bomb survivors: long-term health effects of radiation // *Human Radiation Injury*. – 2010. – P. 89.
6. Furukawa K. et al. Radiation and smoking effects on lung cancer incidence among atomic bomb survivors // *Radiation Research*. – 2010. – V. 174. – No. 1. – P. 72–82.
7. Preston D.L. et al. Studies of mortality of atomic bomb survivors. Report 13: Solid cancer and noncancer disease mortality: 1950–1997 // *Radiation Research*. – 2003. – V. 60. – No. 4. – P. 381–407.
8. Thompson D.E. et al. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part II: Solid tumors: 1958–1987 // *Radiation Research*. – 1994. – V. 137. – No. 2 (Suppl). – P. S17–S67.
9. Ron E. et al. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part IV: Comparison of cancer incidence and mortality // *Radiation Research*. – 1994. – V. 137. – No. 2 (Suppl). – P. S98–112.
10. Preston D.L. et al. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III: Leukemia, lymphoma and multiple myeloma: 1950–1987 // *Radiation Research*. – 1994. – V. 137. – No. 2 (Suppl). – P. S68–97.
11. Koshurnikova N.A. et al. Characteristics of the cohort of workers at the Mayak nuclear complex // *Radiation Research*. – 1999. – V. 152. – No. 4. – P. 352–363.
12. Labutina E.V. et al. Radiation risk of malignant neoplasms in organs of main deposition for plutonium in the cohort of Mayak workers with regard to histological types // *Health Physics*. – 2013. – V. 105. – No. 2. – P. 165–176.
13. Sokolnikov M. et al. Radiation effects on mortality from solid cancers other than lung, liver, and bone cancer in the Mayak worker cohort: 1948–2008 // *PLOS One*. – 2015. – V. 10. – No. 2. – P. e0117784.
14. Thomas D. et al. Definition and estimation of lifetime detriment from radiation exposures: principles and methods // *Health Physics*. – 1992. – V. 63. – No. 3. – P. 259–272.
15. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарные правила и нормы СанПиН 2.6.1.2523–09. – М.: Фед. центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.

УДК 616.036.22 : 616.006 : 613.648.4
© 2022

ЗАБОЛЕВАЕМОСТЬ РАКОМ МОЛОЧНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В УРАЛЬСКОЙ КОГОРТЕ ЛИЦ, ОБЛУЧЁННЫХ В ДЕТСКОМ ВОЗРАСТЕ

***Л.Ю. Крестинина, С.А. Шалагинов, С.С. Силкин, Л.Д. Микрюкова
Россия, г. Челябинск, ФГБУН Уральский научно-практический центр
радиационной медицины ФМБА России***

Объектом исследования являются лица, облучённые в возрасте от 0 до 20 лет в результате двух радиационных аварий (сброс радиоактивных отходов в реку Течу и Восточно-Уральский радиоактивный след) на Южном Урале, объединённые в Уральскую когорту облучённых в детском возрасте (УКОД).

Целью работы является анализ заболеваемости раком молочной железы в Уральской когорте облучённых в детском возрасте по обновлённым данным и с использованием усовершенствованной дозиметрической системы.

Анализ заболеваемости раком молочной железы у женщин УКОД, сформированной в 2019 г., проведён впервые. Численность женской субкогорты составила 15853 чел. За 63-летний период (с 1956 по 2018 гг.) на территории наблюдения зарегистрировано 199 случаев рака молочной железы и 434408 чел.-лет под риском. Для оценки базовых уровней заболеваемости использованы стандартные статистические методы расчёта показателей на 100000 чел. с оценкой 95 %-ных доверительных интервалов, а также для оценки базовых уровней и радиогенного риска проведён многофакторный анализ с использованием простой параметрической модели избыточного относительного риска методом Пуассоновской регрессии и расчётом доверительных интервалов методом максимального правдоподобия. Средняя доза, накопленная в молочной железе за весь период наблюдения у женщин всей когорты, составила 34 мГр, максимальная – 1 Гр.

В результате анализа выявлены закономерности развития заболеваемости, соответствующие мировым тенденциям, а именно: увеличение базовых уровней с течением времени, с увеличением достигнутого возраста, высокие уровни заболеваемости РМЖ у рожавших менее 2 раз относительно рожавших два и более раз, более высокие уровни заболеваемости раком молочной железы у лиц, имеющих родственников первой степени родства с раком молочной железы или раком простаты. Анализ дозовой зависимости уровней заболеваемости раком молочной железы у женщин выявил увеличение риска с увеличением дозы у женщин, имеющих наследственную предрасположенность, а также у лиц, не рожавших или рожавших менее 2 раз. Лица, облучённые в возрасте до 10 лет, имеют достоверно значимое увеличение риска развития рака молочной железы с увеличением дозы.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ИЗБЫТОЧНЫЙ ОТНОСИТЕЛЬНЫЙ РИСК, РАК МОЛОЧНОЙ ЖЕЛЕЗЫ, УРАЛЬСКАЯ КОГОРТА ОБЛУЧЁННЫХ В ДЕТСКОМ ВОЗРАСТЕ (УКОД), ДОЗОВАЯ ЗАВИСИМОСТЬ, РЕКА ТЕЧА, ВУРС

В настоящее время МКРЗ считает одной из актуальных задач анализ онкологической заболеваемости у лиц, облучённых в детском возрасте. Особенности детского организма, который находится в состоянии постоянного роста и развития, связаны, в частности, с высоко интенсивными процессами пролиферации тка-

ней. Высокая митотическая активность клеток формирующихся органов и тканей создаёт дополнительные предпосылки для возникновения мутаций *de novo*. Интенсивные гормональные перестройки, высокая уязвимость к стрессовым воздействиям, имеющие место на разных этапах развития детского организма, например

в период пубертатного развития, создают дополнительные риски для длительного сохранения в организме потенциально онкогенных мутаций и инициации опухолевого процесса на более поздних этапах онтогенеза. На этом фоне различные неблагоприятные внешние воздействия, включая ионизирующее излучение, могут выступать как факторы, увеличивающие риск формирования злокачественных новообразований.

Для ряда злокачественных новообразований (ЗНО), включая ЗНО молочной железы, важным также является высокая генетическая предрасположенность среди родственников 1-й степени родства, а также наличие случаев этих форм ЗНО, напрямую передающихся потомкам по законам Менделя. Из доступных источников литературы следует, что возможность изменения вероятности реализации генетически детерминированных форм ЗНО на фоне радиационного воздействия ранее не изучалась.

В этой связи изучение ЗНО молочной железы, с учётом высокой зависимости данной разновидности опухолей от гормонального статуса женщин, а также с учётом высокой частоты генетически детерминированных форм этого ЗНО у лиц, облучённых в детском возрасте, представляется особенно важным.

Методологическими предпосылками для проведения данной работы является создание уникальной когорты лиц, облучённых в детском возрасте (от 0 до 20 лет) на Южном Урале на р. Тече и Восточно-Уральском радиоактивном следе (ВУРС), включающей информацию о наличии нерадиационных факторов риска, а также впервые рассчитанных индивидуализированных доз на ткани молочной железы.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Изучаемая когорта, определение, характеристики

Уральская когорта облучённых в детском возрасте (УКОД) включает лиц, постнатально облучённых на территории Челябинской или Курганской областей в результате двух радиационных ситуаций на Южном Урале (сброс отходов в р. Теча и образование ВУРСа) в возрасте от 0 до 20 лет в период с 01.01.1950 по 31.12.1960.

В соответствии с указанными критериями была сформирована когорта численностью 32933 чел. (по состоянию на 2021 г. и периодом наблюдения по конец 2018 г.)

Аналитическая когорта для оценки заболеваемости ЗНО

Формирование когорты для анализа ЗНО имеет дополнительные ограничения, связанные с доступом к данным о заболеваемости за длительный период наблюдения. Сбор информации о заболеваемости ЗНО в Челябинской области официально был начат в Челябинском областном клиническом онкологическом диспансере с 01.01.1956. В связи с этим часть людей, которые по любым причинам выбыли из наблюдения до 01.01.1956, была исключена из когорты для анализа заболеваемости ЗНО. После исключения умерших, заболевших ЗНО или потерянных из наблюдения до 01.01.1956, численность когорты составила 31577 чел. Данная когорта включала 15853 женщины, которые были выбраны для анализа заболеваемости ЗНО молочной железы (далее рак молочной железы (РМЖ)).

Демографические характеристики

Демографические характеристики женской субкогорты облучённых в детском возрасте вместе с распределением случаев РМЖ, зарегистрированных на территории наблюдения за заболеваемостью (ТНЗ) к концу 2018 г., представлены в табл. 1.

Треть (33 %) от численности субкогорты по этнической принадлежности составляет группа татар и башкир, а остальные две трети (67 %) составляет русское население (лица других национальностей составляют менее 1 %).

Представленный в табл. 1 диапазон возрастов на момент начала облучения включает пять групп, соответствующих основным физиологическим периодам детства и подросткового возраста [1]. Можно видеть, что большая доля членов когорты (33 %) начала облучаться в возрасте до года. Эту группу составили все родившиеся в загрязнённых пунктах в период с 1950 по 1960 гг.

Большее число случаев РМЖ у русского населения (116 относительно 83 в группе

Таблица 1
Демографические характеристики
субкогорты

Характеристики	Человек		РМЖ	
	n	%	n	%
Всего женщин	15853	100	199	100
Национальность				
Татары и башкиры	5278	33	83	42
Русские	10575	67	116	58
Возраст начала облучения				
До 1 года	5284	33	52	26
1–4	2679	17	40	20
5–9	2556	16	31	16
10–14	2734	17	44	22
15–19	2600	16	32	16
Накопленная доза на МЖ, мГр				
0–<10	8972	57	72	36
10–<50	4318	27	71	36
50–<100	1375	9	28	14
100–<200	595	4	11	6
200–<300	209	1	5	3
300–<500	228	1	7	4
500>	156	1	5	3

татар и башкир) не является показателем более частого проявления РМЖ в этой группе, т.к. доля случаев РМЖ у русского населения ниже доли самого населения (58 % РМЖ у 67 % населения). Наибольшая доля РМЖ наблюдается при облучении в возрасте до года (26 %) и в раннем пубертатном периоде (с 10 до 14 лет) – 22 %.

Доля лиц с РМЖ в группах с высокой дозой превышает долю членов когорты в этих дозовых группах (табл. 1). Например, в дозовой группе свыше 500 мГр доля лиц с РМЖ составляет 3 % (табл. 1), а доля членов когорты в этой группе составляет около 1 % (табл. 1).

Дозиметрическая характеристика

Основными путями облучения населения на р. Тече и ВУРСе были:

- Внутреннее облучение за счёт потребления воды для питья из р. Течи и загрязнённых

продуктов питания местного производства;

- Внешнее облучение от загрязнённой радионуклидами окружающей среды.

В 2016 г. сотрудниками биофизической лаборатории УНПЦ РМ была разработана единая дозиметрическая система TRDS-2016 [2, 3] для расчёта доз облучения людей, проживавших в населённых пунктах (НП) на р. Тече и территории ВУРСа. Эта дозиметрическая система учитывает историю проживания на загрязнённых территориях с учётом пола и возраста для периода с 1950 по 2015 гг. При разработке дозиметрической системы был использован большой объём данных по содержанию радионуклидов в организме человека и объектах окружающей среды [4], были учтены возрастные изменения параметров метаболизма и размеров тела человека, возрастные различия в рационе питания и режимах поведения [5]. Система позволяет рассчитать индивидуализированные ежегодные дозы на 23 органа. В данном исследовании использована доза, накопленная в МЖ.

Необходимо отметить, что для молочной железы вклад внешнего облучения в суммарную дозу превалировал, составляя в среднем по когорте 70 %. Более половины членов когорты (57 %) получили суммарную дозу облучения на МЖ до 10 мГр (табл. 1), а в целом облучение в диапазоне низких доз (до 100 мГр) получили 93 % членов когорты. Дозу от 100 до 500 мГр получили 6 % членов когорты, а выше 500 мГр – около 1 %. Средняя доза для всех членов женской субкогорты составила 34 мГр, медианная – 7,6 мГр, а максимальная – 1 Гр. При анализе риска после исключения мигрантов и потерянных из наблюдения лиц средняя доза составила 44 мГр, а при использовании 5-летнего латентного периода средняя доза составила 42 мГр. Уже к 1965 г. члены когорты в среднем накопили около 96 % суммарной дозы на молочную железу, а к 1985 г. этот вклад был около 99 %.

Жизненный статус

Территория наблюдения за заболеваемостью (ТНЗ) злокачественными новообразованиями включает пять районов Челябинской области с проживанием облучённого населения (Аргаяшский, Сосновский, Каслинский, Кунашакский и Красноармейский), а также

г. Челябинск и г. Озёрск. В связи с чем доля лиц, облучённых в прибрежных деревнях Курганской области (наблюдаемых при анализе смертности) и не приезжавших на ТНЗ, попадает в группу мигрантов с первых дней наблюдения. По данным табл. 2 можно видеть, что к концу периода наблюдения (31.12.2018) число мигрантов составило 6883 чел. (43,4 % от всей субкогорты) из них 3062 чел. являлись жителями Курганской области, из которой не выезжали в течение всего периода наблюдения. Среди немигрантов к концу 2018 г. для 4789 чел. известно, что они живы и проживают на территории наблюдения за заболеваемостью. Число умерших на ТНЗ за 63-летний период наблюдения составило 2847 чел. Причина смерти имеет документальное подтверждение для 2615 чел. (92 % умерших), что является относительно хорошим показателем полноты информации, учитывая столь длительный период наблюдения. Около 15 % лиц было потеряно на ТНЗ к концу периода наблюдения.

Следует отметить, что относительно большое число потерянных из наблюдения и мигрантов может снизить статистическую силу исследования, но не должно привести к смещению величин риска при анализе, так как известная дата выбытия из наблюдения позволяет нам использовать цензурированные данные для расчёта чел.-лет и случаев ЗНО.

Из 199 женщин с РМЖ к концу 2018 г. 97 (50 %) живы и 96 (50 %) умерли на ТНЗ, одна женщина после регистрации у неё РМЖ на ТНЗ потерялась из-под наблюдения, а пять женщин с РМЖ, зарегистрированными на ТНЗ, мигрировали к концу 2018 г. Случаи РМЖ, указанные у потерянных и мигрировавших с ТНЗ к концу 2018 г., будут включены в анализ, т.к. были зарегистрированы на момент проживания членов УКОД на ТНЗ.

Морфологическая подтверждённость

Методы верификации диагноза РМЖ за весь 63-летний период представлены в табл. 3.

Таблица 2

Жизненный статус членов когорты к 31.12.2018

Жизненный статус к 31.12.2018	Число человек	%	Есть РМЖ, зарегистрированный на ТНЗ в 1956–2018 гг.	%
Жив	4789	53	97	50
Умер	2847	32	96	50
В том числе:				
Причина смерти известна	2615	92	90	94
Причина смерти неизвестна	232	8	6	6
Потерянные из наблюдения	1334	15	1	0
Всего на ТНЗ	8970	100	194	100
Мигранты	6883*	43	5	0
Всего	15853	100	199	100

Примечание: * Включают 3062 члена когорты, которые в течение аналитического периода (1956–2018) не проживали на ТНЗ.

Таблица 3

Методы верификации рака молочной железы за период с 1956 по 2018 гг.

Характеристики	Морфологический/цитологический	Инструментальный	Клинический	Только свидетельство о смерти	Все РМЖ
Число случаев	184	6	5	4	199
%	92,5 %	3,0 %	2,5 %	2,0 %	100 %

Морфологическое или цитологическое подтверждение имеют 92,5 % случаев. Необходимо отметить, что 49 из 199 РМЖ имеют более одного источника верификации (в табл. 3 не показано). Только четыре случая зарегистрированы на основании только свидетельства о смерти. Учитывая длительный период наблюдения, такую подтвержденность можно считать удовлетворительной.

Описание полноты дополнительных доступных нерадиационных факторов

Поскольку на онкологическую заболеваемость влияют многие факторы нерадиационного характера, специфические для отдельных локализаций и общие для большого количества ЗНО, качество анализа несомненно выигрывает при их учёте. В эпидемиологической лаборатории несколько лет формируется регистр нерадиационных факторов риска. Получение такой информации ограничено людьми, которые являлись пациентами клиники или участниками опросов отдельных исследовательских программ, а также лимитировано фактом длительного периода, прошедшего после аварии, в результате чего большая доля населения умерла или мигрировала и не может быть опрошена.

Чтобы оценить, какие из дополнительных нерадиационных факторов мы сможем включить в анализ, мы оценили полноту информации наиболее доступных факторов по состоянию на май 2021 г. Табл. 4 даёт представление о полноте информации о факторах, которые

могли повлиять на показатели заболеваемости РМЖ. В данной таблице не приводятся факторы, информация о которых известна менее чем на 35 % членов когорты.

Часть этих факторов не оказывает прямого влияния на заболеваемость, но может служить косвенным признаком влияния другого фактора. Например, городские жители могут подвергаться воздействию неблагоприятных экологических факторов за счёт загрязнения воздуха, воды, употребления продуктов, выращенных с использованием химических удобрений, большей стрессовой нагрузки и др. Факт образования может косвенно отражать возраст первых родов и др. Влияние факторов ограниченной полноты можно оценить с использованием метода случай-контроль, но даже в этом случае считается, что если в исследовании участвует менее 50 % членов когорты, то выборка будет нерепрезентативной. Основываясь на этом условии, оценка влияния таких опосредованных факторов, как индекс массы тела и образование в нашем исследовании может быть некорректной из-за возможного смещения итоговых оценок и потребует дальнейшего уточнения.

Статистические методы

Коэффициенты заболеваемости РМЖ для различных групп членов когорты были рассчитаны (на 100000 чел.-лет) по стандартной формуле заболеваемости:

$$K.З. = \text{число РМЖ} \cdot 100000 / \text{число чел.-лет}$$

Таблица 4

Полнота информации о нерадиационных факторах, доступная по данным на май 2021 г. для женщин УКОД

Факторы	Известно	Неизвестно	% известных
Житель городской/сельский	15853	0	100 %
Факт официального переселения	15853	0	100 %
Индекс массы тела	6032	98211	38 %
Образование	6474	9379	41 %
Рожавшие/нерожавшие	9476	6377	60 %
Число родов	9476	6377	60 %
Возраст первых родов	9451	6402	60 %
Наличие родственников	15171	682	96 %

Доверительные интервалы для коэффициентов были рассчитаны с достоверностью 95 % по Пуассоновскому распределению.

Методы статистического анализа радиогенного риска

Для анализа риска заболеваемости РМЖ методом регрессионного анализа была использована модель избыточного относительного риска программной оболочки EPICURE. Ниже представлена формула простой параметрической модели избыточного относительного риска, использованной для анализа:

$$\lambda(a, d, z) = \lambda_0(a, z_0)(1 + ERR(d, z_1)),$$

где $\lambda(a, d, z)$ – общий риск заболеваемости РМЖ в зависимости от достигнутого возраста (a), дозы (d) и других факторов (z);

$\lambda_0(a, z_0)$ – базовый уровень риска;

z_0 – другие факторы, которые могут влиять на базовые уровни риска;

$ERR(d, z_1)$ – избыточный относительный риск, моделируемый как

$$ERR(d, z_1) = \rho(d)\varepsilon(z_1),$$

где $\rho(d)$ – функция дозового ответа,

$\varepsilon(z_1)$ – функция модификации эффекта от факторов (z_1), которые могут модифицировать ИОР.

Для построения таблиц чел.-лет и случаев солидных ЗНО были созданы страты по национальности (русские или татары и башкиры), факту эвакуации, календарным периодам по 5, 10, 20 и 25 лет (с 1956 по 2016+ гг.), а также с разбивкой на два периода наблюдения (до 1986 г. или после, до 1991 г. или после), по 5-летним группам возраста начала облучения с нижними границами (0, 1, 5, 10, 15), достигнутому возрасту (от 0 до 80+ лет по 5-летним категориям), дозе на МЖ (с нижними границами 0; 0,002; 0,01; 0,02; 0,05; 0,1; 0,25; 0,5), категориям дозы с учётом латентного периода в 2, 5, 10, 15 лет (с теми же нижними границами); категориям городской (более 10 лет проживания) / сельский житель; в зависимости от причины начала облучения (р. Теча; ВУРС); трём категориям статуса облучения родителей (родители не облучены, родители облучены до рождения ребенка, статус родителей неизвестен); двум категориям (рожавшие или нерожавшие); двум категориям

по количеству родов (0–1 роды, 2 и более родов); трём категориям по раку у ближайших родственников любой локализации (нет рака у родственников, есть рак у родственников, нет данных о родственниках); трём категориям по РМЖ у ближайших родственников (нет РМЖ, есть РМЖ, нет данных о родственниках); трём категориям по наличию у ближайших родственников РМЖ или рака простаты (РП) (нет РМЖ или РП, есть РМЖ или РП, нет данных о родственниках); трём категориям по индексу массы тела (ИМТ): (0/16/30 >). Достоверность оценивалась методом вероятного правдоподобия с вероятностью 95 %.

Атрибутивный риск (АР) рассчитан по формуле:

АР = избыточные случаи РМЖ, рассчитанные по модели · 100 / наблюдаемые РМЖ.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Заболеваемость раком молочной железы

Зависимость коэффициентов заболеваемости РМЖ в УКОД от национальности и достигнутого возраста показана в табл. 5.

При распределении случаев РМЖ (указаны в скобках) в зависимости от достигнутого возраста можно видеть отсутствие случаев в возрасте до 30 лет и постепенное увеличение случаев с увеличением возраста, независимо от этнической принадлежности. В группе достигнутого возраста 60 лет и старше зарегистрировано 44 % от всех РМЖ. Также можно отметить характерное для обеих этнических групп увеличение показателей заболеваемости РМЖ с увеличением возраста, которые достигают максимальных значений в группе старше 60 лет (149,28 на 100000 чел.-лет во всей когорте).

Резкое увеличение показателей заболеваемости РМЖ наблюдается в возрасте 40–49 лет относительно возраста 30–39 лет, причём у русских женщин и во всей субкогорте это увеличение статистически значимо. При сравнении по возрастных коэффициентов в этнических группах более высокие значения наблюдаются у русского населения, но отличия статистически незначимы. Аналогичная тенденция увеличения показателей РМЖ с возрастом характерна и для национальных показателей по РФ [6–8].

Конкретные величины коэффициентов сравнивать с российскими показателями трудно в связи с тем, что в когорте коэффициент рассчитан за 63-летний период, а не за один год.

Была также рассмотрена взаимная зависимость показателей от возраста начала облучения и достигнутого возраста (табл. 6).

В целом, если рассматривать суммарные коэффициенты РМЖ в зависимости от возраста начала облучения (две последние строки табл. 5), то можно видеть, что общий показатель, судя по доверительным интервалам, в этих группах не имеет достоверных отличий. Однако внутри отдельных групп достигнутого возраста изменение зависимости показателей от возраста начала облучения носит нелинейный

характер. Например, при достигнутом возрасте 40–49 лет коэффициент заболеваемости "0-го возраста начала облучения" увеличивается от 61,4 до 79,0 в возрасте "5–9 лет на начало облучения", а затем опять снижается и в возрасте "15–19 лет на начало облучения" падает до значения 8,3. Аналогичные тенденции наблюдаются для достигнутого возраста 50–59 лет. А при достижении возраста 60 и более лет показатели начинают снижаться с увеличением уже после 4-летнего возраста на начало облучения.

Сложный характер зависимости показателей заболеваемости от достигнутого возраста и возраста начала облучения требует особенного внимания при оценке дозовой зависимости.

Во всём мире наблюдается увеличение

Таблица 5

Повозрастные коэффициенты заболеваемости РМЖ в зависимости от этнической принадлежности на 100000 чел.-лет

Достигнутый возраст	Национальность		Вся когорта	Россия		
	Татары и башкиры	Русские		1980 г. [6]	1997 г. [7]	2018 г. [8]
0–29	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1,0	0,95	2,58
30–39	12,03 (4)	8,29 (3)	10,08 (7)	22,4	24,01	31,33
40–49	39,96 (13)	72,61*(26)	57,06*(39)	57,7	79,64	95,57
50–59	89,07 (27)	112,45 (38)	101,4*(65)	70,0	111,20	147,62
60+	145,65 (39)	152,3 (49)	149,28 (88)	58,2	112,94	197,95
Всего	40,27 (83)	50,81 (116)	45,81 (199)		51,74	89,79
95 % ДИ	32,18–49,77	42,12–60,77	39,67–52,5			

Таблица 6

Коэффициенты заболеваемости РМЖ в зависимости от достигнутого возраста и возраста на начало облучения на 100000 чел.-лет

Достигнутый возраст	Возраст на начало облучения						95 % ДИ
	0	1–4	5–9	10–14	15–19	Всего	
0–29	0	0	0	0	0	0	0
30–39	8,9	27,0	9,6	7,8	0	10,1	4,0–20,8*
40–49	61,4	71,7	79,0	65,6	8,3	57,1	40,6–78,0*
50–59	110,4	152,4	154,7	86,3	8,7	101,4	78,3–129,2*
60+	187,9	188,9	71,1	146,9	164,1	149,3	120,0–183,5
Всего	34,2	54,0	46,6	59,9	46,8	45,8	39,7–52,5
95 % ДИ	25,4–45,1	38,6–73,6	31,7–66,1	43,5–80,5	32,0–66,0	39,7–52,5	

Примечание: * Показатель достоверно выше, чем в предыдущей строке того же столбца.

Таблица 7

Динамика заболеваемости РМЖ в зависимости от возраста и календарного периода

Достигнутый возраст	Календарный период		Весь период наблюдения
	1956–1985	1986–2018	
0–29	0	0/0	0
30–39	7,04 (1,45–20,56)	14,91/4 (4,06–38,17)	10,08 4,0–20,8*
40–49	25,58 (8,29–59,6)	69,68*/34 (48,22–97,34)	57,06* 40,6–78,0*
50–59	0	104,58/65 80,74–133,21	101,4 78,3–129,2*
60+	0	149,28/88 120,02–183,47	149,28 120,0–183,5
Всего, 95 % ДИ	3,4 1,47–6,7	95,79 82,95–109,78	45,81 39,67–52,5

Примечание: * Показатель достоверно выше, чем в предыдущей возрастной группе того же календарного периода.

заболеваемости ЗНО с течением времени, связанное как с улучшением диагностики ЗНО, с увеличением средней продолжительности жизни населения, а также с ухудшением экологической обстановки. В нашей когорте мы оценили изменение данного показателя с учётом двух больших периодов наблюдения и в зависимости от достигнутого возраста (табл. 7).

При сравнении общего грубого коэффициента заболеваемости РМЖ в период с 1950 по 1985 гг. с таковым в период с 1986 по 2018 гг. можно видеть однозначное увеличение коэффициента заболеваемости почти в 30 раз (связанное как со старением членов когорты, так и с увеличением показателей со временем). Однако из табл. 7 можно видеть, что согласно критериям выбора в когорту и в связи с ограничением возрастных групп в отдельные периоды наблюдения, сравнить повозрастные показатели онкологической заболеваемости в динамике мы сможем только в двух возрастных группах: 30–39 и 40–49 лет. Сравнение показателей внутри возрастных групп также сохраняет тенденцию к увеличению коэффициента заболеваемости ЗНО в динамике почти в 2 раза, хотя, судя по доверительным интервалам, не является статистически значимым (разница значительно меньше, т.к. исключено влияние возраста). Все выявленные закономерности и особенности

изменения показателей заболеваемости РМЖ, связанные со временем, у членов когорты облучённых в детском возрасте, будут учтены в моделировании базовых уровней при анализе риска заболеваемости РМЖ в зависимости от полученной дозы.

Анализ показал, что изменения и различия основных показателей заболеваемости РМЖ соответствуют национальным тенденциям, в то же время имеются некоторые особенности показателей и их динамики, которые необходимо будет учесть при анализе радиогенного риска заболеваемости РМЖ у женщин УКОД.

Результаты анализа радиогенного риска

Анализ базовых показателей заболеваемости РМЖ

Анализ с использованием программы AMFIT пакета EPICURE проводился при различных сочетаниях влияния временно-зависимых и независимых факторов риска, по которым была проведена стратификация данных. Достоверное влияние на различия базовых показателей РМЖ при одновременном включении в анализ наблюдалось от достигнутого возраста, периода наблюдения (до 1986 г. и после), наличия РМЖ или РП у родственников первой ли-

нии (родители, дети, сёстры-братья), а также от факта и количества рождения детей. Исходные уровни заболеваемости РМЖ увеличивались с увеличением возраста ($p < 0,001$), были выше более чем в 2 раза в период после 1986 г., чем до 1986 г. ($p = 0,02$), и более чем в 2 раза выше у лиц, родственники которых имели РМЖ или РП ($p < 0,001$), а также на 30 % выше ($p = 0,04$) у нерожавших женщин, чем у рожавших. При замене параметра факта рождения на категориальный параметр количества родов (0 родов, 1 роды, 2 и более родов) уровни заболеваемости РМЖ достоверно не отличались у нерожавших и рожавших однократно, а у рожавших два и более раз были на 35 % ниже ($p = 0,012$).

При одновременном включении указанных параметров в модель расчёта базовых уровней РМЖ добавление таких параметров, как этническая принадлежность, факт эвакуации, возраст родов, факт облучения родителей, ситуация облучения (р. Теча или ВУРС) не оказывало статистически значимого влияния. Таким образом, при оценке радиогенного риска развития РМЖ в расчёт базовых уровней заболевания были включены календарный период (до 1986 г. и после 1986 г.), количество родов (две категории: 0–1 и 2 и более родов), факт наличия РМЖ и РП у родственников первой степени родства (три категории: нет рака, есть рак, неизвестно), а также логарифмическая зависимость от достигнутого возраста.

Анализ дозовой зависимости уровней заболеваемости РМЖ

При анализе дозовой зависимости из когорты численностью 15853 чел. в расчёте избыточного относительного риска (ИОР) участвовали только те лица, которые проживали на наблюдаемой территории, где была возможность отслеживать случаи ЗНО. Численность таких людей составила 12134 чел. Средняя доза, накопленная в тканях молочной железы у этой группы людей, была выше, чем во всей когорте и составила 44 мГр, а средняя доза на МЖ с учётом 5-летнего латентного периода для реализации ЗНО составила 42 мГр. Далее в табл. 9 и 10 указаны средние значения доз с учётом лаг-периода.

Исследование влияния дозы на заболеваемость РМЖ среди облучённых в возрасте до 20 лет за период наблюдения с 1956 по 2018 гг. показало положительный, но статистически незначимый ИОР/Гр, равный 1,23 (95 % ДИ: -0,25; 3,54), $p = 0,12$ при расчёте по линейной модели (табл. 8). Не улучшило подгонку модели добавление квадратичного компонента к линейному (линейно-квадратичная модель), ($p > 0,5$, не приведена в табл. 8). Оценка квадратичной зависимости также показала положительную, но статистически незначимую величину ИОР, равную 2,59 (95 % ДИ: -0,23; 7,37), $p = 0,08$. Показатель АИС (Информационный критерий Акаике) [9],

Таблица 8

Сравнительные показатели при оценке ИОР с использованием разных латентных периодов и моделей

Латентный период, лет	ИОР/Гр	95 % ДИ	Р	Избыточные ЗНО МЖ	АИС*
Линейная модель					
0	1,23	-0,25; 3,53	0,12	11,47	2412,181
2	1,23	-0,25; 3,53	0,12	11,47	2412,177
5	1,23	-0,25; 3,54	0,12	11,47	2412,17
10	1,23	-0,25; 3,54	0,12	11,47	2412,157
15	1,25	-0,24; 3,57	0,12	11,52	2412,116
Квадратичная модель					
5	2,59	-0,23; 7,37	0,08	6,05	2411,547

Примечание: *АИС – информационный критерий Акаике, для выбора моделей.

применяющийся для выбора из нескольких статистических моделей при регрессионном анализе (также как и оценка достоверности r), был незначительно лучше, чем в линейной модели, но диапазон доверительного интервала был в два раза шире (табл. 8).

Величины ИОР и сопутствующие показатели для сравнения были рассчитаны при использовании различных минимальных латентных периодов (0, 2, 5, 10, 15 лет), необходимых для реализации ЗНО после радиационного воздействия (табл. 8).

Учитывая имеющуюся неопределённость и отсутствие статистической значимости в точечной оценке ИОР, длительность латентного периода в данном случае не оказала влияния: при разных латентных периодах практически все показатели идентичны. Для облегчения сравнения показателей с нашими предыдущими исследованиями и в когорте LSS (выживших после атомной бомбардировки) далее в анализе мы использовали 5-летний минимальный латентный период.

В табл. 9 представлено распределение по дозовым категориям числа чел.-лет и наблюдаемых на ТНЗ случаев РМЖ, а также рассчитанные по линейной модели с 5-летним минимальным латентным периодом предполагаемые избыточные случаи РМЖ и атрибутивный риск.

Начиная с дозовой группы свыше 50 мГр, атрибутивный риск (доля избыточных случаев от наблюдаемых случаев ЗНО в группе) состав-

ляет от 8,8 % и выше, достигая в наибольшей дозовой группе около 39 % (табл. 9). В целом за весь период для членов данной когорты доля случаев РМЖ, которая предположительно могла быть вызвана радиационным воздействием, составляет 5,8 %.

Модификация эффекта

Расчёт величин риска РМЖ на единицу дозы был также проведён для всех возможных групп членов субкогорты, облучённых в детском возрасте. Это позволило сравнить влияние отдельных нерадиационных факторов на дозовый ответ. В табл. 10 представлены величины ИОР с 95 %-ными доверительными интервалами в каждой из исследуемых групп, а также средняя доза, накопленная в молочной железе (с учётом 5-летнего латентного периода для реализации ЗНО), число чел.-лет, число наблюдаемых случаев РМЖ, рассчитанные по линейной модели – избыточные случаи, которые предположительно можно связать с влиянием дозы, и атрибутивный риск для каждой группы.

Представляется интересным, что, несмотря на то, что при расчёте базовых уровней мы провели коррекцию уровней РМЖ в связи с их более высоким уровнем у мало рожавших (0–1 роды), здесь эта тенденция сохраняется, указывая на связь достоверно высокого риска заболеть РМЖ у мало рожавших с полученной дозой облучения.

Таблица 9

Распределение избыточных случаев и атрибутивного риска по дозовым группам

Дозовые группы, Гр с 5-летним лагом	Средняя доза, Гр	Человеко-годы	Наблюдаемые РМЖ	Избыток РМЖ по линейной модели	Атрибутивный риск, %
0–	0,0005	130299,0	41	0,04	0,1 %
0,002–	0,005	84812,7	31	0,24	0,8 %
0,01–	0,015	70183,4	43	0,60	1,4 %
0,02–	0,033	52275,3	28	1,04	3,7 %
0,05–	0,075	52806,6	28	2,47	8,8 %
0,1–	0,138	22600,9	11	1,94	17,6 %
0,20–	0,309	16734,6	12	3,19	26,6 %
0,5+	0,615	4695,21	5	1,94	38,8 %
Всего	0,042	434407,76	199	11,47	5,8 %

Таблица 10

Показатели ИОР в различных группах членов УКОД

Параметры	Средняя доза с 5-летним лагом	ИОР/Гр	95 % ДИ	p	Человеко-годы	РМЖ	Избыток	Атрибутивный риск, %
Все женщины	0,042	1,23	-0,25; 3,54	0,12	434408	199	11,5	5,8
Татары и башкиры	0,049	0,31	< 0; 3,42	> 0,5	206112	83	1,6	2,0
Русские	0,036	1,77	-0,12; 4,89	0,16	228296	116	7,7	6,6
Эвакуированы	0,082	1,29	-0,23; 3,67	0,21	181496	83	9,0	11,0
Не эвакуированы	0,013	8,52	-0,15; 21,48	0,1	252912	116	14,4	12,4
Период до 1986 г.	0,041	4,07	< 0; 62,78	> 0,5	234996	8	1,8	23,1
1986 г. и позже	0,044	1,11	-0,34; 3,43	0,26	199412	191	9,8	5,2
Число родов								
0–1	0,032	3,84	0,49; 9,55	< 0,05	173697	91	12,0	13,1
2 >	0,049	0,13	< 0; 2,36	> 0,5	260710	108	0,8	0,8
РМЖ у родственников								
Нет РМЖ	0,037	0,74	-0,58; 2,91	0,43	407034	174	6,1	3,6
Есть РМЖ	0,048	12,92	1,38; 46,35	< 0,05	18937	18	7,9	44,0
Неизвестно	0,034	0,20	< 0; 104,1	> 0,5	8436	7	0,04	0,6
РМЖ и рак простаты (РП) у родственников								
Нет РМЖ и РП	0,042	0,68	-0,61; 2,84	0,47	399067	168	5,5	3,3
Есть РМЖ или РП	0,051	11,56	0,86; 55,16	< 0,05	26904	24	9,2	38,4
Неизвестно	0,034	0,22	< 0; 104,2	> 0,5	8436	7	0,05	0,7
Возраст начала облучения								
0–9	0,048	2,6	0,49; 5,64	< 0,05	292514	123	11,81	9,6
10–19	0,07	0,12	< 0; 2,63	> 0,5	141894	76	0,56	0,7

Примечание. Жирным шрифтом выделены статистически значимые значения.

Кроме того, высокие уровни РМЖ, связанные с наследственной предрасположенностью (что было учтено при расчёте базовых уровней заболеваемости), также оказались зависимыми от полученной дозы: величина ИОР/Гр у лиц, имеющих родственников первой степени родства с РМЖ, составила 12,94/Гр (95 % ДИ: 1,39–46,39), а у лиц, имеющих родственников с РМЖ или РП – 11,55/Гр (0,86–55,12). И хотя доверительный интервал имеет очень широкий диапазон, в обоих случаях наблюдается статистическая значимость с 95 %-ной вероятностью.

Наиболее высокий атрибутивный риск в данной когорте наблюдался у облучённых лиц,

имеющих родственников с РМЖ (44 %), РМЖ или РП (38 %) и у женщин, имеющих менее двух родов (13 %).

Также по данным табл. 10 можно указать на наблюдаемые тенденции (статистически незначимые) более высоких показателей дозового эффекта у русских женщин относительно татарок и башкирок, у неэвакуированного населения относительно эвакуированного – более высокого риска заболеть РМЖ до 1986 г. (в первые 30–35 лет после облучения), чем в более поздний период.

Были оценены, но не приведены в табл. 10 результаты влияния других факторов, таких как факт облучения родителей, терри-

тория облучения (р. Теча или ВУРС), условия проживания (городские или сельские), факт рождения ребенка на величину дозового ответа ИОР в связи с полученными большими неопределённостями величин риска, связанными с низкой статистической силой, обусловленной низкими дозами, для которых требуются большие выборки для исследования.

Отдельно было оценено влияние достигнутого возраста и возраста начала облучения на величину дозового ответа. Увеличение обоих возрастов приводило к уменьшению дозового ответа.

Доверительные интервалы величин ИОР в разных возрастах перекрываются и имеют большой диапазон, что свидетельствует о наличии сохраняющихся неопределённостей в величинах ИОР. В то же время прослеживается тенденция уменьшения точечных оценок ИОР (от 20,7 в 30 лет до 0,76 в 60 лет) при увеличении достигнутого возраста. При этом уменьшается не только точечная оценка, но также диапазон доверительного интервала, характеризующий неопределённость данных, и верхняя граница доверительного интервала. Такая зависимость может быть связана с тем, что большая часть случаев РМЖ зависит от состояния гормональной системы организма, которая у женщин резко меняется в периоды беременности и в 45–50 лет в связи с наступлением климакса, а в более поздние возрасты состояние гормональной системы стабилизируется, и число РМЖ уменьшается.

Кроме того, тенденция к более высокой величине ИОР, связанной с воздействием дозы, наблюдается у лиц, облучённых в более раннем возрасте (1 и 5 лет), относительно лиц, облучившихся в 10 лет и позже (табл. 11). При увеличении возраста начала облучения величина ИОР уменьшается (от 3,77/Гр в возрасте 1 год до 1,16/Гр в 10 лет). Эта особенность может быть связана с большей чувствительностью организма к воздействию радиации в периоды активного роста и развития органов и систем в связи с возможными нарушениями процессов роста и деления клеток. Более высокие уровни ИОР сохраняются и при объединении возраста облучения от 0 до 10 лет в одну категорию относительно облучённых в 10 лет и старше (соответственно ИОР 2,6/Гр и 0,12/Гр (табл. 10)).

Таблица 11

Зависимость дозового ответа от возраста

Возраст, лет	ИОР/Гр	95% ДИ	90% ДИ	p
Достигнутый возраст				
30	20,73	0,13; 214	0,79; 149,6	<0,05
50	1,75	0,08; 4,87	0,22; 4,28	<0,05
60	0,73	< 0; 2,9	0,047–2,47	0,1
Возраст начала облучения, лет				
1	3,77	0,32; 9,56	0,72; 8,46	<0,05
5	2,24	0,15; 5,30	0,44; 4,72	<0,05
10	1,16	-0,32; 3,37	0,08; 2,94	0,098

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В 2019 г. впервые создана когорта, объединяющая лиц, облучённых в детском возрасте (от 0 до 20 лет) в двух радиационных авариях на Южном Урале (в результате сбросов радиоактивных отходов в р. Течу и теплового взрыва в хранилище радиоактивных отходов в 1957 г.).

В течение 2021 г. была обновлена информация о жизненном статусе, местах проживания, причинах смерти и случаях ЗНО у членов когорты, что позволило расширить период наблюдения по 2018 год включительно. Для всех членов когорты были рассчитаны дозы на молочную железу по новой дозиметрической системе TRDS-2016. Численность аналитической когорты составила 15853 чел., число чел.-лет под риском за период с 1956 по 2018 гг. – 434408. Полнота данных об известной причине смерти составила около 92 %, что является хорошим показателем для столь длительного периода наблюдения за членами когорты.

Анализ влияния нерадиационных факторов (доступных для анализа в данной когорте) на показатели заболеваемости РМЖ показал увеличение заболеваемости с увеличением возраста, с увеличением календарного периода, у нерожавших и родивших единственного ребёнка относительно рожавших два и более раза, у женщин, имеющих родственников первой степени родства с раком МЖ или раком простаты.

При анализе радиогенного риска за-

болеваемости РМЖ во всей УКОД получена положительная, но статистически незначимая величина ИОР, равная 1,23/Гр (95% ДИ -0,25; 3,54), $p=0,12$.

Анализ величины ИОР в отдельных группах женщин выявил наличие статистически достоверного увеличения риска заболеваемости РМЖ с увеличением дозы облучения у женщин, которые имеют родственников с РМЖ и РП (ИОР/Гр = 11,55/Гр; 95 % ДИ:0,86–55,12), а также у нерожавших и родивших одного ребенка женщин (ИОР/Гр = 3,84/Гр; 95% ДИ:0,48–9,55) относительно рожавших два и более раз.

Полученные результаты не противоречат результатам анализа эффектов заболеваемости всеми солидными ЗНО как в Уральской когорте облученного населения (УКАОН), так и в когорте УКОД [10–11] и позволяют более полно характеризовать влияние нерадиационных факторов на радиогенный риск заболеваемости РМЖ.

Анализ ИОР заболеваемости РМЖ, впервые проведенный среди членов УКОД, также показал наибольший риск развития РМЖ у членов УКОД, облученных в возрасте до 10 лет. ИОР/Гр в этой группе составил 2,6/Гр (95 % ДИ: 0,19–6,35), что сопоставимо с результатами, описанными в статье Д. Престона об эффектах облучения японской когорты среди внутриутробно облученных и облученных в раннем детстве [12].

Работа выполнена в рамках реализации федеральной целевой программы "Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2016–2020 годы и на период до 2030 года".

БЛАГОДАРНОСТИ

Выражаем благодарность коллективу биофизической лаборатории УНПЦ РМ, возглавляемому канд. техн. наук Дёгтевой М.О., за расчёт индивидуальных доз на молочную железу у населения, облученного в детском возрасте, а также коллективу отдела Базы данных "Человек", возглавляемому Старцевым Н.В., за обеспечение прослеживания жизненного статуса и причин смерти членов когорты за длительный период.

ЛИТЕРАТУРА

1. Безруких М.М., Сонькин В.Д., Фарбер Д.А. Возрастная физиология: Физиология развития ребенка. – М.: Издательский центр "Академия", 2009. – 416 с.
2. Degteva M.O., Napier B.A., Tolstykh E.I. et al. Enhancements in the Techa river dosimetry system: TRDS-2016D code for reconstruction of deterministic estimates of dose from environmental exposures // Health Phys. – 2019. – V. 117. – No. 4. – P. 378–387.
3. Degteva M.O., Tolstykh E.I., Shishkina E.A. et al. Calculations of individual dose in red bone marrow from environmental exposures for members of the Techa river cohort / Urals Research Center for Radiation Medicine and Pacific Northwest National Laboratory; Final Report for Milestone 11/13, Part 2. October 2017.
4. Tolstykh E.I., Peremyslova L.M., Degteva M.O., Napier B.A. Reconstruction of radionuclide intakes for the residents of East Urals Radioactive Trace (1957–2011) // Radiat. Environ. Biophys. – 2017. – V. 56. – P. 27–45. – DOI 10.1007/s00411-016-0677-y; 2017.
5. Shagina N.B., Tolstykh E.I., Degteva M.O. et al. Age and gender specific biokinetic model for strontium in humans // J. Radiol. Prot. – 2015. – V. 35. – No. 1. – P. 87–127.
6. Двойрин В.В. Статистика рака молочной железы в России // Вестник Онкологического научного центра Российской академии медицинских наук. – 1994. – Т. 5. – № 1. – С. 3–12.
7. Злокачественные новообразования в России в 1997 г. (заболеваемость и смертность) / Под ред. акад. РАМН В.И. Чиссова, проф. В.В. Старинского, канд. мед. наук Л.В. Ременник. – М., 1999.
8. Злокачественные новообразования в России в 2018 г. (заболеваемость и смертность) / Под ред. А.Д. Каприна, проф. В.В. Старинского, Г.В. Петровой. – М., 2019. – 250 с. – <http://www.oncology.ru/service/statistics/>
9. Akaike H. "A new look at the statistical model identification", in IEEE // Transactions on Automatic Control. – 1974. – V. 19, – No. 6. – P. 716–723. – DOI: 10.1109/TAC.1974.1100705
10. Крестинина Л.Ю., Шалагинов С.А., Силкин С.С. и др. Радиогенный риск заболеваемости солидными злокачественными новообразо-

ваниями у лиц, облучённых на Южном Урале в детском возрасте // Радиационная гигиена. – 2021. – Т. 14. – № 1. – С. 49–59. – DOI: 10.21514/1998-426X-2021-14-1-49-59

11. Крестинина Л.Ю., Силкин С.С., Микрюкова Л.Д. и др. Риск заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями в Уральской когорте аварийно-облучённого

населения: 1956–2017 // Радиационная гигиена. – 2020. – Т. 13. – № 3. – С. 6–17. – DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-3-6-17

12. Preston D.L., Cullings H., Suyama A. et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors exposed in utero or as young children // J. Natl. Cancer Inst. – 2008. – V. 100. – No. 6. – P. 428–436. – DOI: 10.1093/jnci/djn045. Epub 2008 Mar 11

К 75-ЛЕТИЮ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЗАВОДСКОЙ ЛАБОРАТОРИИ ФГУП "ПО "МАЯК"



В марте 1947 года, в соответствии с решением Первого главного управления (ПГУ) при Совете Министров СССР, в составе создаваемого в тот период времени первого в стране ядерно-оружейного промышленного комплекса по получению оружейного плутония (ныне ФГУП "ПО "Маяк") была организована "Центральная лаборатория завода № 817" – в настоящее время центральная заводская лаборатория (ЦЗЛ), предназначенная для выполнения уникальных научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ по освоению и внедрению новых, не имеющих аналогов технологических процессов.

В 1948 году И.В. Курчатов, оценивая огромный объем предстоящих научно-исследовательских работ, подготовил проект постановления СМ СССР о создании при комбинате № 817 (на базе ЦЗЛ) специального научно-исследовательского института (НИИ-11) с широкой тематикой НИР и привлечением ведущих ученых и специалистов. Предполагалось создать межотраслевой НИИ, расположенный в непосредственной территориальной близости от заводов предприятия, для оперативного и комплексного решения многочисленных технических вопросов создаваемой атомной отрасли, включая вопросы ядерной и радиационной безопасности, защиты персонала и населения. В силу разных причин это предложение не было реализовано.

Несмотря на отсутствие статуса НИИ, уже к концу 1949 года ЦЗЛ представляла собой единый научно-исследовательский центр, а в штатном расписании ЦЗЛ значились старшие и младшие научные сотрудники. Общее управление деятельностью отделов осуществляли научные руководители комбината – академики И.А. Курчатов, А.А. Бочвар, А.П. Виноградов, Б.А. Никитин, Б.П. Никольский, И.И. Черняев и др. Такого представительного руководства не имели даже ведущие академические и отраслевые НИИ страны. По существу на основе ЦЗЛ была создана научная школа подготовки высококвалифицированного научно-технического и производственного персонала как самого предприятия, так и ряда родственных комбинатов Министерства.

К концу 1960-х годов в ЦЗЛ сформировался полноценный научно-исследовательский центр в составе предприятия. В Ученом совете ФГУП "ПО "Маяк" были подготовлены и защищены 16 докторских и 150 кандидатских диссертаций. Сотрудниками ЦЗЛ получено свыше 600 авторских свидетельств на изобретения. 24 сотрудника стали лауреатами Государственной премии СССР и Премии Правительства РФ.

За 75 лет своей истории в ЦЗЛ неоднократно изменялись приоритеты развития, но неизменными оставались ключевые направления:

- радиохимическая технология переработки ОЯТ и изготовления новых видов топлива;
- технология эксплуатации промышленных ядерных реакторов;
- переработка и кондиционирование РАО;
- радиохимическая технология использования специальных ядерных и неядерных материалов, выделение радионуклидов и изготовление источников на их основе;
- совершенствование аналитического контроля;
- обеспечение всех видов безопасности технологических процессов;
- улучшение экологической ситуации вокруг ФГУП "ПО "Маяк".

Сегодня перед ЦЗЛ стоит важная задача стать площадкой инновационного развития предприятия для обеспечения научно-технологического и экономического лидерства ФГУП "ПО "Маяк" на российском и международном рынках в области ЯОК, ЯТЦ, радиационных технологий, безопасности жизненного цикла ОИАЭ.

RADIATION SAFETY PROBLEMS

Scientific Journal

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

№ 1 (105) 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, D.N. Kolupaev, N.A. Koshurnikova, A.I. Kryshev, A.A. Kuvaev,
I.I. Linge, M.V. Logunov, B.F. Myasoedov, M.G. Nagornaya, M.I. Pokhlebaev,
E.A. Pryakhin, S.A. Romanov, M.E. Sokolnikov, A.V. Trapeznikov,
S.S. Utkin, A.P. Khomyakov, V.F. Khokhryakov, S.V. Yudintsev

CONTENTS

1. GENERAL ISSUES OF RADIATION SAFETY

- V.S. Nosovets, L.A. Mischenko, K.S. Mirgorodskikh, K.S. Sakhno, A.A. Yekidin, Ye.I. Nazarov.** Experience of Independent Radiation Monitoring in Publicly Accessible Areas of the FSUE Mayak PA Observation Zone 3
- I.V. Prozorova, Yu.A. Popov, A.A. Prozorov, S.V. Bedenko.** Integration of the Differential Evolution Algorithm and the MCNP Code for Creating a Spectrometric Detector Model 11

2. RADIOACTIVE WASTE & ENVIRONMENT

- Yu.G. Mokrov, A.I. Aleksakhin, T.A. Antonova, K.Yu. Mokrov, M.Yu. Shorokhov.** Use of the Techa River Cascade of Reservoirs and Levels of the Techa River Contamination During Low-Water Periods of 2016–2021 21

3. RADIATION EXPOSURE & HUMAN HEALTH

- N.R. Kabirova, P.V. Okatenko.** Effects of Paternal Exposure: Carcinogenic Risk Assessment in the Cohort of First-Generation Offspring 34
- Yu.G. Mokrov.** Comparative Assessment of Exposure Doses to the Population of Metlino and Muslyumovo Settlements due to Ingestion Intake of ^{89}Sr , ^{140}Ba and ^{90}Sr During 1949–1951 50
- M.E. Sokolnikov.** Lifetime Excess Risk and Decreased Life Expectancy due to External Gamma Radiation Exposure at Dose Levels Allowed by the Current Radiation Safety Standards 65

CONTENTS

L.Yu. Krestinina, S.A. Shalaginov, S.S. Silkin, L.D. Mikryukova. Breast Cancer Incidence in the Ural Cohort of Individuals Exposed to Radiation in Childhood	72
---	-----------

4. INFORMATION & PERSONALIA

The 75-th Anniversary of the Central Plant Laboratory of FSUE Mayak PA	86
--	----

CONTENTS	87
-----------------	-----------

ABSTRACTS	89
------------------	-----------

Information about Authors	93
----------------------------------	-----------

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

EXPERIENCE OF INDEPENDENT RADIATION MONITORING IN PUBLICLY ACCESSIBLE AREAS OF THE FSUE MAYAK PA OBSERVATION ZONE

V.S. Nosovets, L.A. Mischenko, K.S. Mirgorodskikh, K.S. Sakhno

Ural Federal University, Yekaterinburg, Russia

A.A. Yekidin, Ye.I. Nazarov

Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Yekaterinburg, Russia

An example is presented of providing public oversight of radiation safety ensuring in the FSUE Mayak PA observation zone. Public oversight like this is required to inform the public concerned about the radiation situation in the publicly accessible space of the FSUE Mayak PA potential impact zone. The key information was gathered from field instrumental measurements of the content of gamma-emitting radionuclides in natural and man-made soils found in the examined areas. The selection criterion for sites to be subject to field studies within the FSUE Mayak PA observation zone was availability of public access to them without any restrictions. Residential areas, recreational areas (forests, lakes, rivers), public transport infrastructure components, agricultural lands and household plots were considered as priorities for the study. No causes of radiation hazard to the population or the environment were identified in the examined areas. The dose rate in the examined areas ranges from 0.05 to 0.12 $\mu\text{Sv/h}$. The recorded maximum values of ^{137}Cs specific activity in soil do not exceed 107 Bq/kg that is 100 times smaller than the minimum significant specific activity.

KEYWORDS: PUBLIC OVERSIGHT, SOIL, GROUND, RADIONUCLIDES, ACTIVITY, DOSE RATE, ENVIRONMENT, OBSERVATION ZONE

INTEGRATION OF THE DIFFERENTIAL EVOLUTION ALGORITHM AND THE MCNP CODE FOR CREATING A SPECTROMETRIC DETECTOR MODEL

I.V. Prozorova, Yu.A. Popov, A.A. Prozorov

Institute of Atomic Energy, National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan, Kurchatov, Kazakhstan

S.V. Bedenko

National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

An analytical and experimental technique was proposed for the investigation of characteristics of spectrometric detectors by parallel implementation of the evolutionary algorithm and the verified MCNP5 code. The evolutionary algorithm (differential evolution algorithm) was implemented to solve a mathematical problem in terms of minimum, i.e. to find geometric parameters of the detector model by minimizing the differences between efficiencies calculated by the Monte Carlo method and a reference set of full-energy peak efficiency (FEPE) values obtained experimentally. Integration of the differential evolution algorithm and the MCNP code allows avoiding routine measurements required under the standard procedure of spectrometric equipment calibration.

KEYWORDS: DIFFERENTIAL EVOLUTION ALGORITHM, MONTE CARLO METHOD, DETECTOR, GAMMA SPECTROMETER, TOTAL ABSORPTION PEAK

USE OF THE TECHA RIVER CASCADE OF RESERVOIRS AND LEVELS OF THE TECHA RIVER CONTAMINATION DURING LOW-WATER PERIODS OF 2016–2021

Yu.G. Mokrov, A.I. Aleksakhin, T.A. Antonova, K.Yu. Mokrov, M.Yu. Shorokhov
FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

The paper provides a description of the Techa River Cascade of Reservoirs (TRCR) that is the world's largest LRW storage consisting of four surface water bodies located in the Techa River valley, a system of dams, bypass channels and hydrotechnical facilities (HTF). The major challenge related to ensuring long-term safe operation of the TRCR is associated with a rise of the water level in the storage water bodies that poses a number of radiation risks due to the seepage of water contaminated with radionuclides from the TRCR to the channels and then to the open hydrographic system of the Techa River. Sluice gates and water retaining hydrotechnical facilities were constructed on the bypass channels to reduce the seepage of contaminated water.

It was found that the main natural factors that determine the volume of water in the TRCR water bodies include water balance (difference between atmospheric precipitation and evaporation) and seepage-related properties (dependence of effluent/inflow seepage on the water level in water bodies). The results of hydrometeorological, hydrological and radiochemical monitoring of the TRCR water, bypass channels and the Techa River were considered.

It was shown that in 2016–2021 there was a long period of the so-called zero water balance, when annual atmospheric precipitation was approximately equal to evaporation. Such natural causes resulted in a decreased water level in the TRCR (1.2 m) and reduced water runoff by channels and the Techa River (up to 10–100 times).

The paper considered the significance of radiation hazards related to operation of the TRCR under conditions of decreased water levels in the water bodies (during low-water periods) as well as efficiency of the hydrotechnical facilities constructed in 2014 for the reduction of seepage of contaminated water.

KEYWORDS: LIQUID RADIOACTIVE WASTE, THE TECHA RIVER CASCADE OF RESERVOIRS, THE TECHA RIVER, ACTIVITY CONCENTRATION, ^{90}Sr , SEEPAGE, WATER AND RADIOACTIVE RUNOFF

EFFECTS OF PATERNAL EXPOSURE: CARCINOGENIC RISK ASSESSMENT IN THE COHORT OF FIRST-GENERATION OFFSPRING

N.R. Kabirova, P.V. Okatenko
Southern Urals Biophysics Institute, FMBA of Russia, Ozyorsk, Russia

Studies of the role of parental exposure to radiation before a pregnancy is conceived in the development of malignant neoplasms (MNs) in first-generation offspring are relevant to the search for causes of cancer. The carcinogenic risk was assessed on the basis of cancer mortality rates among first-generation offspring of men exposed to radiation in the course of their occupational activity at the Mayak PA. A retrospective epidemiological analysis was carried out in the cohort of offspring born in 1949–2002 that comprised 14,435 individuals. Fathers of 11,785 offspring had accumulated preconception doses from external gamma radiation to the gonads (the main group); 2,650 individuals were regarded as internal controls as the organs of reproduction of their parents had never been exposed to radiation. Vital status and cancer incidence of the offspring were followed up to 31.12.2020. The structure and parameters of cancer incidence were analyzed. The relative incidence risk (SIR) and excess relative risk (ERR) were calculated per unit of external gamma radiation dose with a 95-% confidence interval using the AMFIT module of the EPICURE software.

Over the entire follow-up period (1949–2020), 482 cases of malignant neoplasms were registered in the study cohort. A comparative analysis of cancer incidence demonstrated no significant differences in the structure of MNs in the groups. Analysis of the standardized relative risk of MN incidence in terms of individual most important tumor localizations in male offspring revealed a significant increase of the relative risk of digestive and abdominal tumors (1.61) due to a significant increase of SIR within dose

intervals of 55–150 mSv (2.57) and 150–450 mSv (2.16). A significant (1.56 times) increase of the relative risk of MNs in lymphatic and hematopoietic tissues was established among male offspring. Among female offspring, a significant increase of SIR was identified for respiratory and thoracic tumors in the group, where doses to the gonads had been 17.4–55 mSv. At the same time, a significant increase of SIR was found for urogenital MNs in a dose interval below 17.4 mSv and for brain tumors at preconception exposure doses ranging from 55 to 150 mSv. No significant increase was determined during calculation of the excess relative risk of cancer incidence among offspring of both genders in terms of all MNs on the basis of the total of observations and solid cancers within dose intervals.

No relevant evidence of the relationship between MN development in offspring of Mayak PA workers and accumulated preconception doses of external gamma radiation to the gonads was obtained in this study. Further research involving the unique cohort of offspring whose fathers were occupationally exposed to radiation during their work at the Mayak PA will help extend scientific understanding of genetic effects of radiation in humans.

KEYWORDS: PRECONCEPTION EXPOSURE TO RADIATION, PERSONNEL, OFFSPRING, MALIGNANT NEOPLASMS, STANDARDIZED RELATIVE RISK

COMPARATIVE ASSESSMENT OF EXPOSURE DOSES TO THE POPULATION OF METLINO AND MUSLYUMOVO SETTLEMENTS DUE TO INGESTION INTAKE OF ^{89}Sr , ^{140}Ba AND ^{90}Sr DURING 1949–1951

Yu.G. Mokrov

FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

The paper considered the results of calculations carried out earlier to estimate activity of bone-seeking nuclides of ^{89}Sr , ^{90}Sr and ^{140}Ba in irradiated uranium monthly transferred from the cooling pond of the commercial reactors A and AV-1 to the Mayak PA Radiochemical Plant during 1949–1951. High validity of the results of these calculations was noted as the applied models were based on the fundamental equations of reactor physics and were provided with all the necessary constants and initial data. It was shown that $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ and $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ activity ratios in uranium were equal to the corresponding ratios obtained for process liquid radioactive waste (LRW) generated at the Radiochemical Plant and discharged to the Techa River. With the help of the compartment model of Metlinskiy Pond it was demonstrated that in 1949–1951 $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ and $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ specific activity ratios in the river water were close to the corresponding values obtained for process LRW.

The results of measurements carried out in 1951–1952 to determine ^{89}Sr and ^{90}Sr content in bone tissue of some types of Metlinskiy Pond aqueous biota (fish, domestic ducks and sheep) were analyzed. The analysis revealed that $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ and $^{140}\text{Ba}/^{90}\text{Sr}$ activity ratios for the biota were close to the corresponding ratios for LRW and the river water.

Calculated equivalent doses of internal exposure due to ^{89}Sr and ^{140}Ba were obtained in fractions of the corresponding dose from ^{90}Sr for the residents of Metlino and Muslyumovo Settlements over 1949–1951. The earlier obtained results (2004–2006) were verified. It was demonstrated that, for different age groups of Metlino and Muslyumovo residents, additional internal doses from ^{89}Sr and ^{140}Ba intake in 1949–1951 significantly exceeded the corresponding dose from ^{90}Sr (for bone marrow up to 2–3 times, for stomach up to 20–30 times, for efficient dose up to 3–8 times).

KEYWORDS: THE TECHA RIVER, DISCHARGE OF LIQUID RADIOACTIVE WASTE, INTERNAL DOSE, INGESTION INTAKE, ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{140}Ba

LIFETIME EXCESS RISK AND DECREASED LIFE EXPECTANCY DUE TO EXTERNAL GAMMA RADIATION EXPOSURE AT DOSE LEVELS ALLOWED BY THE CURRENT RADIATION SAFETY STANDARDS

M.E. Sokolnikov

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

The fact that ionizing radiation has adverse health effects has been already established in numerous studies. The basic requirement of the radiation safety standards is ensuring compliance with the threshold values of acceptable excess lifetime risk. The aim of this paper was to identify factors of excess lifetime risk and decreased life expectancy in terms of the ionizing radiation exposure scenarios that are typical of modern production. The analysis was carried out for the cohort of Mayak workers, which included 30,181 employees. Four hypothetical scenarios of external gamma radiation exposure were considered, which assumed accumulation of a total dose of 1 Sv each. Among male workers, the excess lifetime risk threshold was exceeded by 5 % at the age of 70 years old. Among females, exceeding of the excess lifetime risk threshold was not found.

It was demonstrated that accumulation of external gamma radiation doses within the scenario that is in full compliance with the current radiation safety standards may result in exceeding of the risk allowed by the standards and related to ionizing radiation effect in male workers.

KEYWORDS: LIFETIME EXCESS RISK, LIFE EXPECTANCY, IONIZING RADIATION, RADIATION SAFETY STANDARDS, MAYAK PA

BREAST CANCER INCIDENCE IN THE URAL COHORT OF INDIVIDUALS EXPOSED TO RADIATION IN CHILDHOOD

L.Yu. Krestinina, S.A. Shalaginov, S.S. Silkin, L.D. Mikryukova

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

The study focuses on individuals aged 0–20 when they were exposed to radiation as a result of two radiation accidents related to the release of radioactive waste to the Techa River and the formation of the East Urals Radioactive Trace in the Southern Ural. These people were integrated in the Urals Childhood Exposure Cohort (UCHEC).

The objective of the paper is to analyze breast cancer incidence rates in the Urals Childhood Exposure Cohort on the basis of updated data and with the use of the improved dosimetry system.

Breast cancer incidence rates in females from the UCHEC (established in 2019) have been analyzed for the first time. The female subcohort includes 15,853 individuals. Over a 63-year follow-up period (from 1956 to 2018), 199 cases of breast cancer were recoded and 434,408 person-years at risk were registered in the follow-up area. Standard statistical methods for parameter calculation per 100,000 persons with 95% confidence intervals were used to assess baseline incidence rates. A multivariate analysis was conducted using a simple parametric excess relative risk model by the method of Poisson regression and confidence interval calculation by the maximum likelihood method to evaluate baseline rates and radiogenic risk. The mean dose accumulated in the mammary gland over the follow-up period in women of the entire cohort was 34 mGy, the maximum dose was 1 Gy.

The determined patterns of breast cancer incidence were found to be in agreement with the global trends, i.e. an increase in baseline rates over time, with age; high levels of breast cancer incidence in women who gave birth less than twice as compared to those who gave birth 2 and more times; higher levels of breast cancer incidence in people who have first-degree relatives with breast cancer or prostate cancer.

The analysis of dose dependence of breast cancer incidence in women revealed an increased risk with increasing dose in women with genetic predisposition as well as in those who did not give birth or gave birth less than twice. Individuals exposed to radiation under the age of 10 have a statistically significant increase in the risk for breast cancer development with increasing dose.

KEYWORDS: EXCESS RELATIVE RISK, BREAST CANCER, URALS CHILDHOOD EXPOSURE COHORT (UCHEC), DOSE EFFECT, THE TECHA RIVER, EURT

Главный редактор

Мокров Юрий Геннадьевич — доктор технических наук

Заместитель главного редактора

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

Редакционная коллегия:

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

Сведения об авторах статей:

- | | |
|-----------------------------------|---|
| Алексахин Алексей Иванович | – ведущий инженер-технолог лаборатории экологической безопасности и охраны окружающей среды ЦЗЛ, т. (35130) 37173, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Антонова Татьяна Аркадьевна | – инженер-технолог лаборатории экологической безопасности и охраны окружающей среды ЦЗЛ, т. (35130) 33292, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Беденко Сергей Владимирович | – к.ф.-м.н., доцент отделения ядерного топливного цикла инженерной школы ядерных технологий, т. +79528815834, <i>bedenko@tpu.ru</i> |
| Екидин Алексей Акимович | – к.ф.-м.н., доцент, <i>ekidin@mail.ru</i> |
| Кабилова Наиля Равильевна | – научный сотрудник отдела эпидемиологии, т. (35130) 73076, <i>kabirova@subi.su</i> |
| Крестинина Людмила Юрьевна | – к.мед.н., заведующий эпидемиологической лабораторией, т. (351) 2327918, <i>ludmila@urcrm.ru</i> |
| Микрюкова Людмила Дмитриевна | – к.мед.н., старший научный сотрудник эпидемиологической лаборатории, т. (351) 7780825, <i>mik@urcrm.ru</i> |
| Миргородских Константин Сергеевич | – магистрант, <i>kostya210000@mail.ru</i> |
| Мищенко Любовь Алексеевна | – магистрант, <i>lyubov.mischenko@yandex.ru</i> |
| Мокров Кирилл Юрьевич | – начальник группы лаборатории экологической безопасности и охраны окружающей среды ЦЗЛ, т. (35130) 37154, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Мокров Юрий Геннадьевич | – д.т.н., советник генерального директора по науке и экологии, т. (35130) 33304, <i>mokrov@po-mayak.ru</i> |
| Назаров Евгений Игоревич | – младший научный сотрудник, т. +79122146617, <i>e.nazarov1005@gmail.com</i> |
| Носовец Вадим Сергеевич | – магистрант, <i>vadim.nosovets@urfu.ru</i> |
| Окатенко Павел Викторович | – начальник группы компьютерного и программного обеспечения отдела эпидемиологии, т. (35130) 76903, <i>okatenko@subi.su</i> |
| Попов Юрий Анатольевич | – заместитель начальника лаборатории нейтронной физики, <i>popov@nnc.kz</i> |
| Прозоров Андрей Александрович | – начальник группы лаборатории нейтронной физики, <i>paa@nnc.kz</i> |
| Прозорова Ирина Валентиновна | – начальник лаборатории нейтронной физики, т. +77029453900, <i>prozorova@nnc.kz</i> |

- Сахно Константин Сергеевич — магистрант, *sahno.kostya@gmail.com*
- Силкин Станислав Сергеевич — младший научный сотрудник эпидемиологической лаборатории, т. (351) 7780825, *silkin@urcrm.ru*
- Сокольников Михаил Эдуардович — д.мед.н., заведующий отделом эпидемиологии, член международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ), эксперт российской делегации в Научном комитете по действию атомной радиации ООН (НКДАР ООН), т. (35130) 71652, *sokolnikov@subi.su*
- Шалагинов Сергей Александрович — к.мед.н., старший научный сотрудник эпидемиологической лаборатории, т. (351) 2327748, *shalaginov@urcrm.ru*
- Шорохов Михаил Юрьевич — начальник цеха ХРО службы экологии, т. (35130) 34122

НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
Федерального государственного унитарного предприятия
"ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
№ 1 (105) 2022

Технический редактор И.Н. Моисеева

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

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

ПОДПИСКА – 2022

**С апреля 2022 г. на сайте "Почта России" проводится
подписная кампания на июль - декабрь 2022 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 31.03.2022

Тираж 65 экз.

Выход в свет 13.04.2022

Отпечатано в полиграфическом участке ФГУП "ПО "Маяк"