

УДК 614.777

**ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НА ТЕРРИТОРИИ РАСПОЛОЖЕНИЯ
УРАНОДОБЫВАЮЩЕГО ПРЕДПРИЯТИЯ, ВЫВЕДЕННОГО ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ**

*Лащенко Т.Н. (РУДН, ФГБУ «ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, г. Москва), Губанова Ю.К. (ФГБУ «ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, ФГУП «НТЦ РХБГ» ФМБА России, г. Москва),
Карл Л.Э., Кайгородов Е.И. (РУДН, ФГУП «НТЦ РХБГ» ФМБА России, г. Москва)*

e-mail: tlaschenova@yandex.ru

Безопасное развитие атомной энергетики для населения России является насущным требованием времени. На территории России и бывших стран СНГ существуют объекты по добыче урановых руд, находящиеся на разных стадиях жизненного цикла. Особую озабоченность вызывают объекты ядерного наследия [1—3], давно выведенные из эксплуатации в соответствии с нормативными требованиями и финансовыми возможностями, существовавшими в тот период. Эти объекты в настоящее время являются источниками поступления естественных природных радионуклидов в окружающую среду, в том числе и на территории проживания населения в районе расположения объектов [4].

На этапе разработки месторождений нарушается равновесное состояние горных массивов, происходит вынос на поверхность естественных природных радионуклидов в результате вентиляционных выбросов из штолен, организованного и неорганизованного излива шахтных вод, пылепереноса с поверхности твердых отходов, формирующихся отвалами отработанных пород и т. д. [5—7]. Эти процессы продолжаются и после окончания эксплуатации месторождений [8—11]. Негативное воздействие на здоровье населения формируется большей частью за счет урана-238, продуктами распада которого являются радон-222, радон-226, торий-230 и другие радионуклиды.

Деятельность уранодобывающих предприятий приводит не только к выносу на поверхность земли с подземными водами и воздушными потоками естественных природных радионуклидов, но и к значительному изменению ландшафта, водного баланса, качества по-

верхностных и подземных вод, а также к образованию шахтных вод, которые с поверхностным стоком формируют техногенные водоемы. Основная проблема заключается в пылепереносе, ветровой и водной эрозии отвалов и хвостохранилищ, которые приводят к миграции естественных природных радионуклидов в водные объекты, используемые населением для питьевых, рекреационных и сельскохозяйственных нужд [12]. Оценка состояния водных объектов на территории расположения уранодобывающего предприятия, а также потенциальной опасности при несанкционированном рекреационном и сельскохозяйственном использовании их населением — актуальная задача, которой посвящено данное исследование.

На территориях уранодобывающих предприятий в процессе эксплуатации создают технологические установки для очистки шахтных вод перед их сбросом в поверхностные водные объекты. После прекращения деятельности проводят, учитывая все пути техногенного поступления естественных природных радионуклидов в окружающую среду, реабилитацию территории, заключающуюся в консервации штолен, рекультивации и изоляции отвалов и прочих мероприятиях. На некоторых объектах после завершения реабилитационных работ остаются не до конца закрытые хвостохранилища, отвалы и штольни, на которых: 1) работа проводилась, но не закончилась, 2) реабилитация выполнена, но с течением времени созданные инженерные барьеры деградировали, не поддерживаются в рабочем состоянии. Эти технические объекты нуждаются в постоянном надзоре, так как через определенное время из-за деградации

начинают загрязнять водосборный бассейн и приземный слой атмосферного воздуха.

Водные объекты на территориях вблизи уранодобывающих предприятий относятся к критическим системам, так как являются естественными накопителями радионуклидов [11]. Это и определяет одну из основных экологических проблем обеспечения радиационной безопасности населения, проживающего в этом районе. Такие объекты расположены в разных регионах России: Малышевское рудоправление в Свердловской области, Чепецкий механический завод в Глазове, Машиностроительный завод в Электростали, отработанные месторождения Лермонтовского производственного объединения «Алмаз» в Ставропольском крае, Новотроицкое рудоправление в Забайкальском крае, Приаргунское производственное горно-химическое объединение им. Е.П. Славского и Стрельцовское месторождение в Краснокаменске, Степное рудоправление в Калмыкии, Алданское месторождение в Якутии и др. [2].

В статье представлены результаты обследования территории проживания населения в районе расположения уранодобывающего предприятия — ЛПО «Алмаз», находящегося в Ставропольском крае в непосредственной близости к городу Лермонтову. На предприятии проводили реабилитационные работы по закрытию хвостохранилищ, была организована дренажная система для отвода подземных вод шахтного пространства из рудников. За более чем 70 лет с момента начала разработки месторождения дренажная система устарела, частично разрушилась и сейчас не способна выдерживать большую нагрузку, что приводит к разливу шахтных вод на близлежащей территории. В настоящее время открытыми остаются штольни 16 и 32, излив из которых позволяет выходить на поверхность дренажным водам, характеризующимся повышенной концентрацией природных радионуклидов уранового ряда [13—15].

Поверхностный перенос и перераспределение радионуклидов по территории объекта обследования происходит вместе с поверхностным стоком, который, в свою очередь, поступает в водные объекты, расположенные на территории горы Бештау, следствием чего является миграция радионуклидов уранового ряда в гидрографическую сеть населенных пунктов, находящихся у подножия горы. Доступные источники питьевого водоснабжения на территории проживания населения и вокруг ЛПО «Алмаз» отсутствуют, а значит, технические водоемы, расположенные на территории, потенциально могут использоваться отдыхающими для рекреации и населением дачных поселков для хозяйственных нужд. Орошение садовых участков такой водой приведет к накоплению природных радионуклидов в продуктах питания, формирующих местную пищевую корзину, а потребление пищевой продукции с повышенным содержанием естественных природных радионуклидов — к их накоплению в организме человека, которое может вызывать стохастические отдаленные последствия радиационного воздействия. Для исключения этого централизованное водоснабжение близлежащих городов осуществляется за счет Кубанского водовода.

Для описываемых территорий важным является обоснованный выбор показателей состояния среды обитания и здоровья населения, которые позволят оценить потенциальный радиационный риск для проживания. В статье приведен консервативный сценарий расчета риска в предположении, что пользоваться населением будет только содержащей природные радионуклиды водой, что в реальной жизни запрещено, но несанкционированное использование все же возможно. Целью исследования являлась оценка индивидуального потенциального радиационного риска для населения, проживающего в зоне влияния выведенного из эксплуатации ЛПО «Алмаз», при использовании такой воды. Медико-санитарное обеспечение населе-

ния в районе расположения ядерных и радиационно опасных объектов, в том числе и объектов ядерного наследия, осуществляется в рамках полномочий ФМБА России. Методология комплексного социально-гигиенического мониторинга на территории обязывает проводить радиационно-гигиенический мониторинг, результаты которого представлены в данной статье только для водных объектов.

Материалы и методы. Отбор проб поверхностных вод и донных отложений из водных объектов выполняли по методикам [16, 17]. Оценку радиационной безопасности по суммарной альфа- и бета-активности проводили на альфа-бета-радиометре УМФ-2000 с неопределенностью измерений $\pm 15\%$. Определяли содержание природных радионуклидов в поверхностных водах по стандартным методикам [17—19] при помощи аппаратуры, входящей в состав комплекса «Камера», с минимальной детектируемой удельной активностью, равной 0,3 Бк/кг для радона-222 и радия-226. Измеряли удельную активность радионуклидов в донных отложениях, используя методику [20] с минимальной детектируемой удельной активностью счетных образцов 5, 8 и 50 Бк/кг для тория-232, радия-226 и калия-40 соответственно, на гамма-спектрометрическом комплексе «Мультирад» с программным обеспечением «Прогресс». Анализ и интерпретацию данных выполняли, применяя методы математической статистики, посредством программного обеспечения Microsoft Excel и Statistika for Windows. Так как закон распределения измеренных значений отличается от нормального, для анализа полученных данных использовали медиану при доверительной вероятности 0,95.

Радиоэкологическую оценку качества воды проводили по кратности превышения уровня вмешательства для каждого радионуклида, присутствующего в значимом количестве, при наличии нескольких радионуклидов — по сумме отношений удельной активности к соответствующему уровню вмешательства, который

для радона-222 составляет 60 Бк/кг, для радия-226 — 0,49 Бк/кг [21]. В соответствии с методическими указаниями [22] для радиационно-гигиенической оценки водных объектов рассчитывали потенциальную индивидуальную годовую эффективную дозу внутреннего облучения за счет потребления воды для объектов с превышением уровня вмешательства. Оценку канцерогенного риска от воздействия радиационных факторов выполняли посредством американского интерактивного программного комплекса RAIS (Risk Assessment Information System), в котором использовали стандартные значения [23]. Поскольку существует вероятность потенциального использования населением воды из объектов с повышенным содержанием природных радионуклидов, оценку риска проводили на двух моделях — для рекреационного и сельскохозяйственного использования. В рамках данного исследования не учитывали неопределенность, связанную с региональными и национальными особенностями формирования пищевой корзины и нормами потребления различных видов пищевой продукции.

Результаты. Город Лермонтов Ставропольского края входит в состав Кавказских Минеральных Вод, особо охраняемого курортного региона. Жилая зона города расположена в непосредственной близости к горе Бештау, где и находятся горные выработки. В период работы ЛПО «Алмаз» для осушения шахтного пространства двух штолен были организованы пруды-отстойники. Для обследования водных объектов, представительно характеризующих территорию и являющихся критическими с точки зрения воздействия на население, отобрали и исследовали пробы воды и донных отложений объектов, расположенных на территории жилой зоны города Лермонтова и горы Бештау, в том числе из прудов-отстойников штолен 16 и 32. Со временем произошла деградация дренажной системы, известны случаи перелива воды из-за ливневых дождей. В публикации [24]

описаны события 2016 года, которые привели к затоплению площадок у штольни 16. Далее шахтные воды распространились вместе с донными отложениями ниже по рельефу в водные объекты, используемые жителями дачных поселков для орошения садовых участков.

Результаты исследования всех водотоков и водоемов, расположенных на территории горы Бештау и в жилой зоне города Лермонтова, по воде и донным отложениям позволили оценить результаты для всех водных объектов на территории с точки зрения состояния радиационной безопасности. Оценка радиационной безопасности показала, что в жилой зоне значимого превышения суммарной альфа- и бета-активности выше 0,2 и 1,0 Бк/кг соответственно не выявлено. Поскольку для территории горы превышение суммарной альфа-активности наблюдалось во всех пробах, измерили концентрацию природных радионуклидов в отдельных пробах. Выявили, что из всех природных радионуклидов в значимом количестве, превышающем уровень минимальной детектируемой активности, в воде содержится только радон-222 и радий-226. Проведя статистическую обработку данных, выяснили, что закон распределения этих радионуклидов отличается от нормального. Поэтому для радиоэкологиче-

ской оценки результатов использовали медиану и интервалы при доверительной вероятности 0,95. Данные для водных объектов жилой зоны города Лермонтова (21 проба) представлены в табл. 1, а в табл. 2 — для территории горы Бештау (29 проб). Превышения уровня вмешательства по радону-222 и радю-226 в пробах воды жилой зоны обнаружено не было. Объемная активность радия-226 находилась на уровне или ниже минимальной детектируемой активности, максимальная концентрация радионуклида на уровне вмешательства зафиксирована в прудах дачных массивов, питание которых происходит за счет поступающих по трубам вод штольни 32. Результаты исследования по воде согласуются с данными работ [25, 26].

В донных отложениях жилой зоны удельная активность радия-226 составила 57—107 Бк/кг (при медиане 83). Расчет удельной эффективной активности естественных радионуклидов показал, что превышения значения 370 Бк/кг нет, такие донные отложения могут быть использованы в любых хозяйственных целях. Полученные результаты позволяют сделать вывод, что расположенные в черте города Лермонтова отвалы и штольня 32 не оказывают существенного воздействия на водные объекты.

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов в воде и донных отложениях водных объектов жилой зоны, Бк/кг

Активность	Значение				Стандартное отклонение	Медиана и ее доверительный интервал
	среднее арифметическое	среднее геометрическое	минимальное	максимальное		
Поверхностная вода						
Удельная:						
радо-222	4,7	2	Менее 0,3	16	4	5,4 (3,5—7,3)
радия-226	0,3	0,3	Менее 0,3	0,4	0,1	0,3 (0,2—0,4)
Донные отложения (не нормируются)						
радия-226	96	93	57	107	28	83 (57—107)
тория-232	36	36	30	46	6	35 (30—40)
калия-40	342	293	97	497	173	389 (237—541)
Эффективная удельная [21]	172	167	135	245	47	154 (113—195)

Таблица 2. Удельная активность радионуклидов в воде и донных отложениях водных объектов горы Бештау, Бк/к

Активность	Значение				Стандартное отклонение	Медиана и ее доверительный интервал	Число проб с превышением*
	среднее арифметическое	среднее геометрическое	минимальное	максимальное			
Поверхностная вода							
Удельная:							
радо-222	200	138	34	714	171	150 (79—221)	77
радия-226	4,0	3,3	1,0	6,2	2,2	4,3 (2,2—6,2)	100
Донные отложения (не нормируются)							
радия-226	776	453	102	1969	758	788 (124—1452)	—
тория-232	219	184	83	370	144	205 (—368)	—
калия-40	867	809	488	1230	337	1000 (705—1295)	—
Эффективная удельная [21]	1056	717	238	2540	940	1102 (278—1926)	100
*Для воды — уровня вмешательства, для донных отложений — эффективной удельной активности.							

При обследовании водных объектов горы Бештау отдельно выделили данные по Монастырскому озеру, в котором содержание радона-222 и радия-226 в пробах воды существенно ниже уровня вмешательства. Поскольку озеро располагается так, что туда не может поступать вода из дренажной системы, этим данным придали значение фоновых для территории горы Бештау и дальнейшую оценку техногенного воздействия на этой территории проводили в сравнении с ними: удельная активность радона-222 в поверхностной воде — 2,7 Бк/кг, радия-226 — 0,3 Бк/кг; эффективная удельная активность для донных отложений — 78 Бк/кг.

Медианные значения удельной активности радона-222 и радия-226 в воде составили 150 и 4,3 Бк/кг соответственно, что превышает и уровень вмешательства, и фоновые значения в водных объектах горы Бештау.

В донных отложениях водных объектов из природных радионуклидов выявили повышенное содержание только радия-226. Медиана эффективной удельной активности составила 1102 Бк/кг, в 100% проб наблюдалось превышение установленного предела в 370 Бк/кг, что

исключает возможность их неограниченного использования и обязывает проводить постоянный радиационный контроль.

В результате оценки состояния водных объектов превышение фоновых значений по воде обнаружено в четырех объектах с горы Бештау, повышенное содержание радона-222 и радия-226 в воде выявлено в прудах-отстойниках в районе расположения штольни 16. Максимальная удельная активность радия-226 в воде одного из прудов достигала 6,2 Бк/кг, что в 13 раз превышает установленный уровень вмешательства. Превышение наблюдалось в роднике, расположенном в рекреационной зоне Монастырского озера, удельная активность радона-222 и радия-226 составила 217 и 1 Бк/кг соответственно, уровень вмешательства превышен в четыре и два раза. Оценку опасности проводили по расчету индивидуальной среднегодовой эффективной дозы внутреннего облучения населения по консервативному сценарию. В соответствии с требованиями [10] удельную активность радона-222 не учитывали, расчет выполняли только по радю-226.

Расчет дозовых нагрузок на население показал, что при потенциальном использова-

нии такой воды для водопотребления квота для индивидуальной годовой эффективной дозы облучения, составляющая в соответствии с требованиями [21] для питьевой воды 0,1 мЗв/год, из-за высокого содержания радия-226 была бы превышена от двух до тринадцати раз. Максимальные значения показателя получены для шахтных вод и прудов-отстойников штольни 16. Для Монастырского родника индивидуальная годовая эффективная доза облучения составила 0,20 мЗв/год. Проведенная оценка соответствия воды из данных источников требованиям радиационной безопасности согласно п. 5.3.5 [21] и п. 6.8 [22] показала следующее. Отношение удельной активности естественных природных радионуклидов к соответствующим им уровням вмешательства, не превышающее 0,1, отмечено только для Монастырского родника, поэтому мероприятия по снижению

содержания радионуклидов не требуются, тем более что вода не используется в питьевых целях. В связи с интенсивным рекреационным использованием данных территорий, расположенных в санаторно-курортной зоне, существует необходимость проводить этот вид контроля постоянно.

Основным радионуклидом, формирующим дозовую нагрузку в водных объектах на исследуемой территории, является радий-226, поэтому расчет индивидуального потенциального пожизненного канцерогенного риска, обусловленного воздействием радиационного фактора воды для здоровья человека, провели с использованием только значений объемной активности этого радионуклида для двух видов пользования водными объектами: рекреационного и сельскохозяйственного (табл. 3) [23].

Таблица 3. Индивидуальный потенциальный пожизненный канцерогенный риск для населения

Пункт контроля	Удельная активность радия-226, Бк/кг	Рекреационное использование			Сельскохозяйственное использование				
		Путь воздействия		Суммарный риск	Путь воздействия — потребление				Суммарный риск
		Перорально	Погружение		с/х продукции	говядины	молочной продукции	рыбы	
Лермонтов	0,3	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$9,4 \cdot 10^{-14}$	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-7}$	$8,5 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
Гора Бештау	6,2	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-7}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$
	4,2	$7,9 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-12}$	$7,9 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$

В модели рекреационного использования водных объектов расчет риска выполнили для перорального и внешнего пути воздействия радионуклидов на здоровье человека [23]. В данной модели ввели ограничение на ингаляционный путь поступления радионуклидов в связи с нахождением отдыхающих на открытом воздухе. В модели сельскохозяйственного использования [23] расчет выполняли из предположения, что население, проживающее на данной территории, употребляет продукты, выращенные с использованием местных водных объектов для орошения садовых участков

и водопоя сельскохозяйственных животных, питьевую воду из водопровода население не применяет в целях экономии (из-за высоких тарифов на воду), т. е. потенциальное воздействие радионуклидов на здоровье населения происходит за счет потребления местной сельскохозяйственной продукции (овощей и фруктов), мяса и молока.

Для качественной характеристики RAIS [23] используется шкала количественной оценки риска [27], которая соотносится с нормами [21, 28]. Качественную оценку полученных результатов индивидуального потенциального

пожизненного канцерогенного риска проводили в соответствии с диапазонами значений, указанными в методических рекомендациях [29]. Расчет показал, что риск, обусловленный воздействием радиационного фактора при рекреационном использовании водных объектов, находится в основном в первом диапазоне значений (менее $1,0 \cdot 10^{-6}$) и классифицируется как пренебрежимый, не отличаясь от повседневного риска.

При рекреационном использовании прудов-отстойника штольни 16, где население бывает крайне редко и вероятность использования очень низкая, максимальный канцерогенный риск даже в случае самого консервативного сценария составит всего $1,2 \cdot 10^{-5}$ при поступлении в организм воды, что относится к очень низкому риску. Значения риска при погружении человека в воду находятся также в пределах первого диапазона значений — менее $1,0 \cdot 10^{-6}$.

Полученные значения потенциального индивидуального пожизненного канцерогенного риска, обусловленного воздействием радиационного фактора водных объектов с удельной активностью радия-226, равной 0,3 Бк/кг, при применении в сельскохозяйственных целях, характеризуются как низкий риск. Исключение составляет сценарий использования прудов-отстойников штольни 16. При поливе этой водой садовых участков вероятность возникновения канцерогенного риска при потреблении сельскохозяйственной продукции находится в диапазоне более $1,0 \cdot 10^{-3}$ и классифицируется как умеренный риск. Но этот сценарий использования воды для полива садовых участков является маловероятным, поскольку штольня 16 располагается в удалении от частного сектора. Данный сценарий может представлять опасность в случае обильного выпадения осадков, возможного переполнения прудов-отстойников и перелива воды, которая будет стекать по склону и подпитывать расположенные ниже водные объекты. За весь период наблюдений такой сценарий наблюдался один раз [24].

Заключение. Радиоэкологическая оценка водных объектов на обследованной территории показала, что в жилой зоне города Лермонтова все исследованные водные объекты соответствуют требованиям радиационной безопасности. Водные объекты, расположенные на территории горы Бештау, у штольни 16, характеризуются повышенным содержанием естественных природных радионуклидов в воде и донных отложениях и нуждаются в постоянном мониторинге, информировании населения об их состоянии.

Характеристика потенциального индивидуального пожизненного канцерогенного риска, обусловленного воздействием радиационного фактора при рекреационном использовании водных объектов на территории города Лермонтова, оценивается как пренебрежимый риск, в случае даже маловероятного консервативного сценария использования прудов-отстойников — как очень низкий.

Для модели сельскохозяйственного использования водных объектов города Лермонтова полученные значения канцерогенного риска в основном характеризуются как низкий риск. В случае гипотетического применения прудов-отстойников штольни 16 для сельскохозяйственных целей эти значения соответствуют диапазону умеренного риска. Выполненные расчеты показали, что водные объекты с повышенным содержанием естественных природных радионуклидов в случае их использования для полива выращиваемой местной сельскохозяйственной продукции (овощей и фруктов) будут вносить основной вклад в суммарный канцерогенный риск для населения. Соответственно, администрацией города должны быть приняты меры для информирования населения о недопустимости такого использования водных объектов.

Все работы проведены во ФГУП «НТЦ РХБГ» ФМБА России в рамках государственного контракта «Наследие-19» по федеральной целевой программе «Обеспечение ядерной

и радиационной безопасности на 2016—2020 годы и на период до 2030 года» по теме научно-исследовательской работы «Разработка и научное обоснование мероприятий по контролю и снижению загрязнения среды природными или техногенно-сконцентрированными альфа-нуклидами на территориях прошлых мест добычи и переработки урановых руд и других объектов ядерного наследия». Статья написана в рамках диссертационного исследования аспирантки Ю.К. Губановой. Авторы выражают благодарность П.С. Микляеву, Т.Б. Петровой и коллегам из Северо-Кавказского федерального университета за помощь в работе в ходе выполнения полевой и лабораторной части исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Романович И.К.** Ликвидация ядерного наследия: радиационно-гигиенические критерии безопасности дезактивированных участков территории, зданий и сооружений. — Здоровье населения и среда обитания, 2018, № 4 (301), с. 21—26.
2. **Шандала Н.К., Киселев С.М., Титов А.В.** Научно-практический опыт надзорной деятельности в области обеспечения защиты населения и окружающей среды на объектах ядерного наследия России. — Радиационная гигиена, 2019, т. 12, № 2, с. 83—96.
3. **Цебаковская Н.С., Уткин С.С., Иванов А.Ю. и др.** Лучшие зарубежные практики вывода из эксплуатации ядерных установок и реабилитации загрязненных территорий. Под общ. ред. И.И. Линге, А.А. Абрамова. В 2 т. Т. 1. М.: ИБРАЭ РАН, 2017, 336 с.
4. **Романович И.К., Стамат И.П., Санжарова Н.И., Панов А.В.** Критерии реабилитации объектов и территорий, загрязненных радионуклидами в результате прошлой деятельности: часть 1. Выбор показателей для обоснования критериев реабилитации. — Радиационная гигиена, 2016, т. 9, № 4, с. 6—15.
5. **Седнев М.В.** Объектный мониторинг на горнодобывающих предприятиях общего профиля и по добыче урана. — Известия вузов. Геология и разведка, 2007, № 3, с. 80—81.
6. **Карпенко Е.И.** Комплексная оценка радиационного воздействия объектов ядерной энергетики на окружающую среду и человека. Дис. на соискание ученой степени д-ра биол. наук. Обнинск: ВНИИРАЭ, 317 с.
7. **Астафуров В.И., Маренный А.М.** Актиниды в окружающей среде и биосубстратах. Методы аналитического контроля долгоживущих альфа-излучающих нуклидов. М.: Изд-во «Перо», 2021, 198 с.
8. **Камнев Е.Н., Карамушка В.П., Кузин Р.З.** Рекультивация объектов добычи и переработки урановых руд. М.: Изд-во «Горная книга», 2014, 183 с.
9. **Камнев Е.Н., Карамушка В.П., Селезнев А.В. и др.** Экологические проблемы и их решение при закрытии урановых производств (на примере России, СНГ и Германии). — Горный информационно-аналитический бюллетень, 2020, № 5, с. 26—39.
10. **Максимович Н.Г., Черемных Н.В., Хайруллина Е.А.** Экологические последствия ликвидации Кизеловского угольного бассейна. — Географический вестник, 2006, № 2, с. 128—134.
11. **Гонтаренко И.А., Казаков С.В., Пахомов А.Ю., Уткин С.С.** Экологические методы реабилитации загрязненных водоемов, используемых в ядерном топливном цикле. — Труды ИБРАЭ РАН. Вопросы радиоэкологии, 2009, вып. 11, с. 221—228.
12. **Романович И. К., Кормановская Т.А., Королева Н.А., и др.** Научное обоснование методических подходов к организации и проведению заключительного радиационного обследования участков территории, реабилитированных после загрязнения природными радионуклидами. — Радиационная гигиена, 2018, т. 11, № 3, с. 7—21.
13. **Панов А.В.** Радиоэкологические проблемы в районе размещения Лермонтовского предприятия "Алмаз" по добыче и переработке урановой руды. Обзор. — Радиация и риск, 2023, т. 32, № 1, с. 131—153.
14. **Соколова О.В., Королев И.Б., Поздняков С.П., Самарцев В.Н.** Прогноз изменения гидродинамических условий горы Бештау вследствие реабилитации объекта «Алмаз». — Разведка и охрана недр, 2013, № 6, с. 41—47.
15. **Микляев П.С., Петрова Т.Б., Маренный А.М. и др.** Уровни эксхалации радона на западном склоне горы Бештау, Кавказские Минеральные Воды. — Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология, 2018, № 5, с. 20—30.
16. **Вода.** Общие требования к отбору проб. ГОСТ Р 59024-2020. М.: Российский институт стандартизации, 2023, 56 с.
17. **Охрана природы.** Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. ГОСТ 17.1.5.01-80. М.: ИПК «Издательство стандартов», 2002, 7 с.
18. **Вода.** Общие требования к отбору проб. ГОСТ 31861-2012. М.: Стандартинформ, 2019, 32 с.
19. **Методика измерений содержания радия и радона в природных водах.** М.: НТЦ «Нитон», 2003, 81 с.

20. **Антропов С.Ю., Ермилов А.П., Ермилов С.А.** Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». М: ООО «НТЦ "Амплитуда"», 2016, 38 с.
21. **Нормы радиационной безопасности (НРБ 99/2009):** Санитарные правила и нормативы. СанПиН 2.6.1.2523-09. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009, 100 с.
22. **Радиационный контроль и гигиеническая оценка источников питьевого водоснабжения и питьевой воды по показателям радиационной безопасности.** Оптимизация защитных мероприятий источников питьевого водоснабжения с повышенным содержанием радионуклидов. МУ 2.6.1.1981-05. М.: Роспотребнадзор, 2005, 32 с.
23. **About the Risk assessment information system** [Electronic resource]. Risk assessment information system website. Access mode: in free access. URL: <https://rais.ornl.gov> (date of the application 04.11.2023).
24. **Шандала Н.К., Титов А.В., Исаев Д.В. и др.** Оценка влияния последствий ливневых дождей на радиационную обстановку в районе расположения штольни № 16 бывшего предприятия ЛПО «Алмаз». — Медицина экстремальных ситуаций, 2017, т. 60, № 2, с. 202—207.
25. **Карпенко Е.И., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И., Серебряков И.С.** Радиоэкологическая обстановка в районе размещения бывшего уранодобывающего предприятия ЛПО «Алмаз». — Радиация и риск, 2009, т. 18, № 4, с. 73—81.
26. **Карпенко Е.И., Спиридонов С.И.** Оценка доз облучения населения в районе расположения предприятия по добыче и переработке урановых руд. — Сб. тезисов докладов Международной научно-практической конференции «Актуальные вопросы радиационной гигиены», г. Санкт-Петербург, 1—3 октября 2012 г. СПб.: ФГУН «НИИРГ им. П.В. Рамзаева», 2012, с. 72—75. — Сайт научной электронной библиотеки Elibrary. Режим доступа: по подписке. URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=39233155>; на сам доклад URL: <https://elibrary.ru/item.asp?id=39233262&pff=1> (дата обращения 04.11.2023).
27. **Valentin J.** The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. — Ann. ICRP, 2007, v. 37, № 2—4, 442 p.
28. **Панов А.В., Санжарова Н.И., Переволоцкий А.Н. и др.** Анализ национальной системы нормативного и правового обеспечения радиационной безопасности населения и охраны окружающей среды вблизи объектов и территорий, загрязненных техногенными и природными радионуклидами в результате прошлой деятельности. — Радиация и риск, 2017, т. 26, № 2, с. 107—121.
29. **Оценка радиационного риска при ингаляционном и пероральном поступлении радионуклидов в организм.** МР 2.6.1.0295-22. М.: Роспотребнадзор, 2022, 31 с.

Поступила в Редакцию 30.11.23

УДК 621.039.548

МЕТОДИКА ФОРМИРОВАНИЯ ТРЕБОВАНИЙ К ПАРАМЕТРАМ ТВЭЛОВ РЕАКТОРА ВВЭР ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РЕАКТОРНЫХ ИСПЫТАНИЙ С ЦИКЛИЧЕСКИМ ИЗМЕНЕНИЕМ МОЩНОСТИ

Кузнецов В.И., Еременко А.С., Авдонина Е.А. (АО «ВНИИНМ», г. Москва),

Куракин К.Ю., Филимонов П.Е. (НИЦ «Курчатовский институт», г. Москва)

e-mail: EAAvdonina@bochvar.ru

Актуальность экспериментального обоснования работоспособности твэлов и твэгов отечественного производства в режимах с циклическим изменением мощности обусловлена современными требованиями, предъявляемыми к маневренным характеристикам энергоблоков АЭС с реакторами ВВЭР. Эти требования как в Российской Федерации [1], так и в странах

Европейского Союза [2] связаны с необходимостью реализации гибкого графика электрической нагрузки, а также с возможностью ее оперативного изменения. Для выполнения требований разработчик конструкции тепловыделяющих элементов должен обосновать работоспособность их конструкции во всем диапазоне проектных значений выгорания топлива.