

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего образования
«Санкт-Петербургский горный университет»

На правах рукописи



ЕРЗОВА ВАЛЕНТИНА АЛЕКСАНДРОВНА

**ВОЗДЕЙСТВИЕ ОБЪЕКТОВ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ НА
РАДИАЦИОННОЕ СОСТОЯНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА ПРИМЕРЕ
СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АТОМНО-ПРОМЫШЛЕННОГО
КОМПЛЕКСА (ЛЕНИНГРАДСКАЯ ОБЛАСТЬ)**

Специальность 1.6.6 – Гидрогеология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель:
доктор геол.-мин. наук, профессор
Судариков Сергей Михайлович

Москва – 2022

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ.....	12
1.1. Источники загрязнения подземных вод	12
1.2. Источники поступления радиоактивных элементов в окружающую среду	12
1.3. Основные геомиграционные процессы в водоносных горизонтах.....	17
1.4. Характеристика источников поступления радиоактивных элементов в окружающую среду в пределах Северо-Западного атомно-промышленного комплекса	18
Выводы.....	23
2. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ.....	25
2.1. Ландшафтно-геоморфологическая характеристика	25
2.2. Характеристика почв	27
2.3. Орогидрография и климатическая характеристика.....	27
2.4. Геологическая характеристика	28
2.5. Гидрогеологическая характеристика	35
2.6. Характеристика донных отложений Копорской губы	44
Выводы.....	45
3. ИЗУЧЕНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО СОСТАВА ПОЧВ, ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ.....	46
3.1. Гидрохимическая характеристика поверхностных и подземных вод района исследований	46
3.1.1. Химический состав поверхностных вод.....	46
3.1.2. Химический состав подземных вод	47
3.2. Содержание радионуклидов в поверхностных водах района исследований	54
3.3. Содержание радионуклидов в подземных водах района исследований	55

3.3.1. Содержание естественных радионуклидов в подземных водах	55
3.3.2. Содержание техногенных радионуклидов в подземных водах	60
3.3.2.1. Фоновое содержание техногенных радионуклидов в подземных водах.....	60
3.3.2.2. Содержание техногенных радионуклидов в подземных водах СЗ АПК	64
3.4. Содержание радионуклидов в почвах района исследований	70
3.5. Содержание радионуклидов в донных отложениях района исследований	79
3.6. Обобщающая характеристика техногенного радионуклидного состава природных сред района исследований	90
Выводы.....	95
4. ИЗУЧЕНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА ТЕРРИТОРИИ ФГУП «ФЭО».....	97
4.1. Геолого-гидрогеологические особенности территории ФГУП «ФЭО»	97
4.2. Формирование и развитие системы мониторинга подземных вод ФГУП «ФЭО»	99
4.3. Мониторинг уровней подземных вод на территории предприятия ФГУП «ФЭО»	101
4.4. Радиационный мониторинг подземных вод на территории предприятия ФГУП «ФЭО»	108
4.4.1. История поступления радиоактивных растворов и характеристика источника радиоактивного загрязнения подземных вод	108
4.4.2. Изучение альфа- и бета- активности подземных вод.....	110
4.4.3. Изучение тритиевого ореола загрязнения подземных вод.....	115
4.5. Количественный анализ данных мониторинга	120
4.5.1. Обработка данных наблюдений с применением метода статистических (временных) моментов.....	120
4.5.2. Количественная оценка параметров переноса радионуклидов в подземных водах методом статистических (временных) моментов	124

Выводы.....	128
5. ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В УСЛОВИЯХ ВОЗРАСТАЮЩЕЙ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ.....	131
5.1. Постановка задачи и обоснование метода моделирования	131
5.2. Результаты моделирования массопереноса техногенных радионуклидов в подземных водах при возрастающей техногенной нагрузке.....	132
Выводы.....	147
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	149
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	152

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Среди основных источников поступления радионуклидов в окружающую среду выделяют: глобальные выпадения радиоактивных веществ из атмосферы после испытания ядерного оружия, выбросы и сбросы при нормальной эксплуатации объектов атомной энергетики и аварийных ситуациях. История обращения с радиоактивными материалами, испытания ядерного оружия, а также последствия аварий на Чернобыльской АЭС, АЭС Фукусима-1, ФГУП «ПО «Маяк» и др. указывают, что процессы радиационного загрязнения могут быть катастрофическими.

В процессе строительства и эксплуатации атомных электростанций (АЭС) техногенному воздействию подвергаются все компоненты окружающей среды, включая подземные и поверхностные воды, почвы, донные отложения и др. Детальная оценка радиационного воздействия объектов атомной энергетики (ОАЭ) на основные компоненты окружающей среды является необходимым условием обеспечения экологической безопасности при их эксплуатации.

Строительство новых энергоблоков (в том числе, замещающих) АЭС производится вблизи площадок действующих станций или других ОАЭ, в пределах которых находятся существующие или потенциальные источники радиоактивного загрязнения. Так как влияние новых станций и замещающих энергоблоков распространяется на области с существенно измененными (нарушенными) природными условиями, то актуальным, в рамках экологической оценки воздействия на окружающую среду, становится прогнозирование радиоактивного загрязнения дренажных вод, извлекаемых в период строительства и эксплуатации АЭС.

В 2016 г. на территории Северо-Западного атомно-промышленного комплекса (СЗ АПК) г. Сосновый Бор Ленинградской области начались подготовительные работы с целью строительства новых энергоблоков Ленинградской атомной электростанции (вторая очередь ЛАЭС-2). Территория проектирования примыкает к площадке хранения радиоактивных

отходов – ФГУП «ФЭО», где в подземных водах регистрируется техногенное радиоактивное загрязнение. Проблемой существующего радионуклидного загрязнения подземных вод и других природных объектов г. Сосновый Бор и его окрестностей занимались М.В. Кочетков, В.А. Мироненко, В.Г. Румынин, А.М. Никуленков, Л.Д. Блинова, И.И. Крышев, А.И. Крышев, Е.Б. Панкина и др. Оценка влияния существующего радиоактивного ореола загрязнения подземных вод на площадку ЛАЭС-2 и смежные территории при изменившихся под действием строительства условиях является актуальной задачей.

Цель работы. Изучение влияния природных и техногенных факторов на радиационное состояние подземных вод и условия миграции радиоактивного ореола загрязнения в них в результате возрастающей техногенной нагрузки в районе расположения СЗ АПК в г. Сосновый Бор Ленинградской области.

Задачи исследования:

1) обобщение и анализ данных многолетнего мониторинга по содержанию природных и техногенных радионуклидов в подземных и поверхностных водах, почвах и донных (речных и морских) отложениях района строительства второй очереди ЛАЭС-2 (30-км зона);

2) оценка сорбционных свойств образцов почв и донных отложений при взаимодействии с радиоактивными растворами (Sr-90 и Cs-137);

3) определение роли геологических и гидрогеологических условий, влияющих на миграцию радиоактивного загрязнения в подземных водах площадки хранения РАО;

4) картирование существующего радиоактивного ореола и установление наличия новых источников загрязнения подземных вод в пределах площадки хранения РАО;

5) прогнозирование подтягивания радиоактивного ореола загрязнения подземных вод к дренажу ЛАЭС-2 в период строительства новых энергоблоков.

Методология и методы исследования. В основу работы положены фондовые материалы, результаты лабораторных исследований и проведенных полевых работ, выполненных в период (2017 г, 2019-2022 гг.) прохождения производственных стажировок в СПбО ИГЭ РАН. Для определения содержания радионуклидов отбирались пробы почв, донных осадков Копорской губы и русловых отложений в пределах территории исследований, а также подземных вод на площадке хранения РАО. Сорбционные параметры определялись на отобранных образцах почв, донных осадков Копорской губы и русловых отложений. Активность радионуклидов в лабораторных условиях определялась счетными радиометрическими методами. Анализ и обработка многолетних данных радиационного мониторинга подземных вод проводились, используя метод статистических (временных) моментов. Для прогнозных расчетов радиоактивного загрязнения дренажных вод ЛАЭС-2 использовался программный комплекс PmWIN, включающий фильтрационный (Modflow) и транспортный (Modpath) расчетные модули. В качестве основы для создания поверхностей кровли и подошвы каждого из модельных слоев строилась геологическая модель. Обработка результатов проводилась с использованием программных комплексов Surfer, CorelDraw и Grapher.

Научная новизна:

1. Установлены различия в степени радиоактивного загрязнения почв, донных осадков Копорской губы и русловых отложений в зоне влияния ЛАЭС и «Чернобыльского следа», которые обусловлены изменением условий миграции и накопления радионуклидов в различных геохимических обстановках (пресноводной и морской).

2. Впервые сопоставлены значения миграционных параметров, ранее установленных в лабораторных условиях на образцах горных пород, с полученными в ходе интерпретации данных многолетнего мониторинга подземных вод площадки хранения РАО методом статистических моментов,

которое показало, что в пластовых условиях миграция β -излучающих радионуклидов происходит быстрее.

3. Установлено, что в перераспределении радиоактивного ореола загрязнения в водоносных горизонтах существенная роль принадлежит вертикальному водообмену, контролируемому литологическими «окнами» в разделяющих слабопроницаемых слоях, (в том числе приуроченными к палеодолинам) и разрывами напоров выше- и нижезалегающих горизонтов, что увеличивает длину пути движения растворенных радионуклидов и степень их разбавления инфильтрационными водами, снижая тем самым опасность загрязнения дренажных вод на стадии эксплуатации ЛАЭС-2.

Защищаемые положения:

1. Поверхностные и подземные воды, почвы, донные отложения морской акватории и водотоков большей части района СЗ АПК характеризуются содержанием продуктов деления урана на уровне глобального фона, сформировавшегося под влиянием Чернобыльской аварии, за исключением локальных участков загрязнения донных отложений в прибрежной зоне Копорской губы и подземных вод на участке размещения поверхностных хранилищ РАО изотопами Sr-90, Cs-137 и тритием.

2. Ореолы радионуклидного загрязнения подземных вод на территории ФГУП «ФЭО» обусловлены утечками 40-летней давности из хранилищ РАО и имеют «исторический» характер, так что на современном этапе наблюдается природная реабилитация участка загрязнения.

3. Установлено по результатам геофильтрационного моделирования, что в период строительства и эксплуатации энергоблоков ЛАЭС-2 разгрузка «исторического» ореола загрязнения подземных вод в дренажный контур АЭС не приведёт к значимому увеличению радиоактивности дренажных вод.

Практическая значимость работы:

1) полученные значения удельных активностей и коэффициентов сорбционного распределения техногенных радионуклидов (Cs-137 и Sr-90) в донных отложениях рек и Копорской губы могут быть учтены при оценке

дозовых нагрузок на население и при разработке мероприятий по реабилитации территории в случае аварийных выбросов промышленных объектов СЗ АПК.

2) результаты прогнозной оценки распространения радиоактивного ореола загрязнения подземных вод в условиях возрастающей техногенной нагрузки необходимо учитывать при расширении действующей сети мониторинга в пределах СЗ АПК.

Степень достоверности результатов исследования обеспечивается анализом публикаций и фондовых материалов по исследуемой проблеме, использованием обширного полевого материала и аналитических данных, полученных по сертифицированным методикам в аккредитованных лабораториях, а также результатами математического моделирования с использованием верифицированных программных продуктов.

Личный вклад. Начиная с 2017 г., в рамках прохождения производственных стажировок в СПбО ИГЭ РАН, автором собран и проанализирован большой объем материалов по результатам ранее выполненных гидрогеологических, гидрогеохимических и радиологических исследований производственными и научными организациями. Соискатель принимал непосредственное участие в проведении полевых работ: обследовании действующей сети мониторинга и документировании новых контрольно-наблюдательных скважин при бурении, отборе проб и замерах уровней подземных вод на площадке хранения РАО (ФГУП «ФЭО»); обследовании действующих контрольно-наблюдательных скважин и замерах уровней подземных вод в них на площадке проектируемой ЛАЭС-2 и прилегающей территории в пределах СЗ АПК; отборе проб почв и донных отложений Копорской губы и рек. Автором создана геологическая модель, а также соискатель принимала непосредственное участие в разработке гидродинамической модели и выполнила прогнозные оценки миграции ореола радиоактивного загрязнения в пределах территории промышленных объектов

атомной энергетики. Материалы, положенные в основу диссертации, обработаны и проинтерпретированы автором лично.

Публикации и апробация работы. Основные результаты диссертационной работы освещены в 7 научных работах, из них 1 в рецензируемом научном издании, входящем в перечень ВАК, 3 в изданиях, индексируемых в базе данных Scopus. Соискатель также имеет свидетельства о государственной регистрации программы для ЭВМ и базы данных. Результаты исследования диссертации докладывались на следующих конференциях: XV Общероссийской научно-практической конференции изыскательских организаций «Перспективы развития инженерных изысканий в строительстве в Российской Федерации» (г. Москва, 2019); XXIV Международном научном симпозиуме студентов, аспирантов и молодых ученых имени академика М.А. Усова «Проблемы геологии и освоения недр» (г. Томск, 2020); IX Международной научной конференции молодых ученых «Молодые – Наукам о Земле» (г. Москва, 2020); XXV Международном научном симпозиуме студентов, аспирантов и молодых ученых имени академика М.А. Усова (г. Томск, 2021); Двадцать третьи Сергеевские чтения «Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения» (г. Санкт-Петербург, 2022).

Структура и объем работы. Диссертация состоит из оглавления, введения, 5 глав с выводами по каждой из них, заключения, списка литературы, включающего 153 наименования. Доказательства основных защищаемых положений приводятся во второй, третьей и четвертой главах настоящей работы. Диссертация изложена на 170 страницах машинописного текста, содержит 48 рисунков и 33 таблицы.

Благодарности. Автор выражает благодарность за помощь, ценные советы и замечания в процессе подготовки диссертации научному руководителю д.г.-м.н., проф. С.М. Сударикову.

Соискатель благодарит заведующего кафедрой гидрогеологии и инженерной геологии Санкт-Петербургского горного университета к.г.-м.н.

доц. Д.Л. Устюгова, д.г.-м.н. проф. Р.Э. Дашко, к.г.-м.н. Е.Н. Леонтьеву и других сотрудников кафедры за обсуждение, советы и замечания в процессе работы над диссертацией.

Особую благодарность автор выражает директору СПбО ИГЭ РАН, чл.-корр. РАН, д.г.-м.н., проф. В.Г. Румынину за помощь в получении фондовых, полевых и лабораторных материалов, консультации и критические замечания, способствовавшие улучшению содержания работы. Отдельная благодарность к.г.-м.н. А.М. Никуленкову, к.г.-м.н. А.А. Шварцу, к.г.-м.н. Е.М. Каплан, к.г.-м.н. К.Б. Розову за предоставленные консультации в процессе выполнения работы, научным сотрудникам СПбО ИГЭ РАН С.А. Иноземцеву, И.Э. Вяххи, К.В. Владимирову, М.В. Вилькиной, за помощь в выполнении полевых работ и обработке собранных данных.

1. О ПРОБЛЕМЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

1.1. Источники загрязнения подземных вод

Источники загрязнения подземных вод делятся на *естественные* и *техногенные*. К естественным относятся некондиционные воды, находящиеся в водоносном горизонте или же поступившие в него в процессе перетока из смежного. К техногенным относятся загрязняющие вещества, которые сформировались в результате их переноса атмосферными осадками и поверхностными водами или в результате утечек промстоков [14, 50, 109].

По местоположению источники подразделяют на *поверхностные* и *подземные* [50, 52, 111]. В качестве подземных источников как правило выступают некондиционные природные воды, а также грунтовые воды, подвергшиеся техногенному загрязнению и поступившие в нижележащие водоносные горизонты через гидрогеологические окна. Среди поверхностных выделяют локальные, линейные и площадные источники загрязнения. Локальные как правило сосредоточены на ограниченных площадях, а линейные и площадные являются рассредоточенными по области распространения водоносного пласта [14]. По режиму загрязнения источники делятся на *постоянные* (источник непрерывного действия), *периодические* (загрязняющее вещество циклично поступает в окружающую среду) и *импульсные* (разовые) (загрязняющее вещество в большом количестве поступает в окружающую среду за коротки промежутки времени, например, при аварийных ситуациях) [50, 52, 109, 111].

1.2. Источники поступления радиоактивных элементов в окружающую среду

Одним из видов загрязнения подземных вод и других компонентов природной среды является *радиоактивное загрязнение* [14]. Радионуклиды являются источниками ионизирующего излучения. Одно из основных свойств радиоактивных элементов – радиоактивность, т.е. способность некоторых

элементов самопроизвольно распадаться с выделением энергии. Радиоактивный распад сопровождается выделением альфа-, бета- и гамма-лучей. Наглядной характеристикой скорости радиоактивного распада является величина периода полураспада ($T_{1/2}$), т.е. времени, в течение которого распадается половина начального числа атомов. Практически полный распад наступает за время равное десяти периодам полураспада ($10T_{1/2}$) [6, 14, 107, 121]. В таблице 1.1 приведены значения периода полураспада для некоторых радионуклидов.

Таблица 1.1 – Период полураспада ($T_{1/2}$) радионуклидов [112]

Радионуклид	Период полураспада, год
Th-232	$1,4 \cdot 10^{10}$
U-238	$4,47 \cdot 10^9$
U-235	$7,04 \cdot 10^8$
Pu-238	87,7
Cs-137	30,17
Sr-90	29,12
Тритий	12,26
Co-60	5,25
I-131	0,02

Все известные радиоактивные элементы делятся на две группы: естественные и искусственные (техногенные). Радиоактивный распад представляет собой цепочку последовательных радиоактивных превращений. Так, в природе известно три родоначальных элемента: уран (U-238), актиноуран (U-235) и торий (Th-232), из которых в результате превращений образуются семейства радиоактивных элементов [7, 12]. У техногенных радионуклидов также существуют радиоактивные цепочки, которые заканчиваются нерадиоактивными элементами. Радиоизотопы искусственных нуклидов обладают разными видами радиоактивности. Среди них могут преобладать гамма-излучатели (Ba-137 и др.), бета-излучатели (Sr-90, Cs-137 и др.) и альфа-излучатели (Pu-238 и др.) [107].

Источники *естественных радиоактивных элементов* бывают земного и космического происхождения [12]. Естественные радионуклиды космического происхождения образуются под действием постоянно

попадающего на Землю космического излучения, поступающего как из глубин космоса, так и от Солнца. Среди космогенных радионуклидов выделяют C-14, тритий и др. Источниками радионуклидов земного происхождения могут являться горные породы, природные воды и др. [107]. Условия обогащения природных вод естественными радиоактивными элементами сложны и разнообразны и определяются физико-химическими свойствами радиоактивных элементов, содержанием и формой нахождения радиоактивных элементов в горных породах, гидрогеологическими условиями, химическим составом подземных вод и др. [107]. Подземные воды обогащаются радиоактивными элементами в результате взаимодействия с горными породами. Породы с относительно повышенным содержанием радиоактивных элементов способствуют формированию радиоактивных вод. Данные о содержании изотопов в природных объектах являются актуальными при датировании вод, а также исследовании условий их формирования [20, 21, 42, 47]. Содержание основных радиоактивных элементов в различных типах горных пород приведено в таблице 1.2. Так, наиболее высокие концентрации U, Th в магматических горных породах регистрируются в гранитах. Среди осадочных пород максимальные значения урана отмечаются в глинах.

Таблица 1.2 – Содержание радиоактивных элементов в различных горных породах [6, 29]

Горные породы	U-238	Th-232	U-238	Th-232
	г/г		Бк/кг	
Магматические породы				
граниты	3,9	18	48,50	73,03
гранито-гнейсы	2,4	8,0	29,85	32,46
Осадочные породы				
пески и песчаники	2	6,7	24,87	27,18
глины и глинистые сланцы	4,3	14	53,48	56,80

Техногенные радиоактивные элементы образуются в результате человеческой деятельности. В начале 40-х гг. изучение атомной энергии положило начало развитию ядерных технологий различных направлений и типов. Одним из направлений развития было создание ядерных реакторов [107].

Среди основных источников техногенного радиоактивного загрязнения окружающей среды выделяют испытания ядерного оружия, подземные ядерные взрывы в мирных целях, атомная энергетика, исследовательские реакторы, пункты хранения и захоронения РАО и др. [14, 16, 107].

Работа с ядерным топливом в мирных целях производится с соблюдением разработанных норм и требований ядерной безопасности [54, 112]. Однако стоит отметить, что в процессе работы объектов использования атомной энергии (ОИАЭ) могут происходить аварии, в результате которых в окружающую среду может поступить большое количество радионуклидов, что приведет к загрязнению не только в локальном, но и глобальном масштабе и иногда даже принимать катастрофический характер и наблюдаться долгие годы. Ярким примером тяжелых аварий служат авария на Чернобыльской АЭС (1986 г.) [45, 125, 137] и АЭС Фукусима-1 (2011 г.) [131, 134, 142, 145], которые по современной международной классификации относятся к максимальному (7) уровню.

Проведение испытаний турбогенератора привело к аварии на Чернобыльской АЭС, в результате которой произошло расплавление активной зоны, что привело выходу топлива за пределы корпуса, повреждению защитной оболочки и выбросу радиоактивных веществ в окружающую среду [3]. На первоначальной стадии (кратковременный период) радиоактивное загрязнение определилось йодом и цезием. В последствии основное загрязнение было вызвано осаждением на земной поверхности изотопа Cs-137 [3, 14, 111].

Другим примером является авария в Японии на АЭС Фукусима-1, которая была вызвана землетрясением, за которым последовала серия волн цунами, одна из которых затопила площадку расположения станции [33]. Разрушительные природные явления вывели из строя источники внешнего и внутреннего резервного электроснабжения, что привело к невозможности охлаждения реакторов и как следствие расплавлению активной зоны реакторов на трех энергоблоках. В результате аварии радионуклиды выпали

не только на земную поверхность (как при аварии на ЧАЭС), но и произошел их прямо сброс в Тихий океан [33, 111]. Радиоактивное загрязнение в основном было представлено I-131 изотопами цезия (Cs-134 и Cs-137), которые обнаруживались в питьевой воде продуктах питания [33].

Особого внимания заслуживают хранилища РАО. Радиоактивные отходы по агрегатному состоянию подразделяются на жидкие, твердые и газообразные, которые в свою очередь классифицируются на очень низкоактивные, низкоактивные, среднеактивные и высокоактивные в зависимости от удельной активности тех или иных радионуклидов, содержащихся в них [118]. Согласно Федеральному закону «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации» [123] захоронение РАО осуществляется в пунктах глубинного или приповерхностного захоронения в зависимости от их агрегатного состояния и активности, содержащихся в них РАО. Несмотря на осуществление безопасного обращения с РАО есть случаи негативного влияния объектов хранения РАО на окружающую среду, в частности подземные воды. Одним из таких примеров служит Обнинское региональное хранилище РАО [18], где потеря герметичности ёмкостей хранилища привела к загрязнению подземных вод радионуклидом Sr-90. Увеличение объёмной активности техногенного радионуклида было зафиксировано спустя 38 лет после консервации регионального хранилища.

Ионизирующее излучение от природных источников космического и земного происхождения, а также от искусственных радионуклидов, рассеянных в окружающей среде в результате человеческой деятельности, формирует естественный и техногенный радиационный фон (РФ) [11]. По этой причине определение содержания фоновой радиоактивности является важной задачей при оценке воздействия ОИАЭ на окружающую среду. Определение фоновой радиоактивности, а также содержания радионуклидов в процессе эксплуатации промышленного объекта входит в состав работ по проведение мониторинга. Так на территориях размещения объектов атомной

промышленности в рамках мониторинга подземных вод ведётся постоянный контроль за изменением их химического и радионуклидного состава, что позволяет оперативно получать информацию для оценки радиационных рисков и при необходимости своевременно принимать меры для обеспечения безопасности населения.

1.3. Основные геомиграционные процессы в водоносных горизонтах

Присутствие в водоносных горизонтах загрязняющих веществ сопровождается *процессами их миграции*, которые подразделяются на две основные группы: гидродинамические и физико-химические. Первые включают в себя процессы конвекции, диффузии, гидродисперсии, вторые – сорбции и деструкции.

Конвективный перенос вещества происходит под действием гидравлического или плотностного градиента (в однородных жидкостях идет неотделимо от фильтрационного потока со средней его действительной скоростью). Диффузионный перенос вещества осуществляется под действием градиента его концентрации. Процесс дисперсионного (гидродисперсия) переноса вещества зависит от изменчивости поля скоростей фильтрации и неоднородности среды. Гидродисперсию объединяют с молекулярной диффузией [52, 109, 111].

При отсутствии перемешивания вытесняющей и вытесняемой жидкости, т.е. пренебрегаются диффузионно-дисперсионные явления, можно говорить о модели «поршневого вытеснения». Для реализации концепции поршневого вытеснения широкое распространение в практике гидрогеологических исследований получил вычислительный комплекс Modflow, который включает модули, позволяющие рассчитывать траекторию и время движения частиц воды в пористой среде [111].

Сорбционные процессы и деструкция (распад) вещества дополняют процессы конвекции и дисперсии. В широком смысле сорбционное взаимодействие в системе «раствор-порода» объединяет в себе адсорбцию, ионный обмен, поверхностное комплексообразование [111]. По внешнему

проявлению под сорбционным процессом понимается концентрирование вещества из раствора на поверхности твердой фазы (горная порода, грунт и др.) – равновесная сорбция (адсорбция) [52, 111]. Обратный процессу адсорбции это процесс десорбции – освобождение вещества с поверхности твердой фазы [48]. Важнейшим параметром сорбционного взаимодействия является коэффициент сорбционного распределения – K_d , который устанавливает соотношение между равновесными концентрациями радионуклида в растворе и сорбенте (твердая фаза) [48, 111].

Различные превращения, выражающиеся в постепенном распаде мигранта, подразумевают процесс деструкции вещества. Данный процесс может протекать как самопроизвольно, так и под действием внешних факторов [111]. Рассматривая в качестве мигранта радиоактивные элементы, под процессом деструкции подразумевается самопроизвольный процесс – радиоактивный распад, который характеризуется периодом полураспада (см. главу 1.2).

1.4. Характеристика источников поступления радиоактивных элементов в окружающую среду в пределах Северо-Западного атомно-промышленного комплекса

В Ленинградской области на побережье Копорской губы Финского залива, в 6 км к юго-западу от г. Сосновый Бор, в пределах Северо-Западного атомно-промышленного комплекса (СЗ АПК) проектируются 3 и 4 энергоблоки Ленинградской АЭС-2 (вторая очередь). Расширение действующих объектов атомной энергии наращиванием замещающих мощностей, может приводить к изменению состояния окружающей среды. При оценке возрастающего техногенного воздействия необходимо проводить комплексные исследования по изучению состояния компонентов природной среды. Так, радиационный состав подземных вод тесно связан с экологическим состоянием атмосферы, почв, поверхностных вод и донных отложений и др.

Согласно СП 151.13330.2012 [117] при размещении, проектировании и строительстве АЭС оценку состояния и загрязнения окружающей среды, в том числе естественного радиационного фона и существующей радиационной обстановки, необходимо проводить в радиусе не менее 30 км от проектируемого объекта. Поэтому в настоящей работе изучение состояния и радионуклидного состава основных компонентов природной среды, а именно подземных и поверхностных вод, почв, донных отложений, проводится в пределах территории, которая входит в ближнюю зону объекта строительства, имеющую радиус 30 км вокруг ЛАЭС-2 (в дальнейшем, 30-км зона ЛАЭС-2). Территория исследований захватывает несколько районов Ленинградской области: Сосновоборский городской округ с административным центром в г. Сосновый Бор, а также части Ломоносовского, Кингисеппского и Волосовского (рисунок 1.1).



Рисунок 1.1 – Обзорная карта исследуемого района

Район строительства АЭС относится к числу хорошо освоенных в транспортном отношении территорий. Основными направлениями экономики Сосновоборского городского округа являются энергетика, промышленность, строительство и наука. Ведущим предприятием в сфере энергетики является филиал ОАО «Концерн «Росэнергоатом» «Ленинградская атомная станция».

В связи с широким применением на территории СССР радиоактивных веществ в медицине, научно-исследовательских организациях, военных и энергетических и других предприятиях образовывалось достаточное количество радиоактивных отходов (РАО). В первые годы реализации Атомного проекта промышленные предприятия не были готовы к переработке и безопасному хранению больших объемов радиоактивных отходов. Производства сбрасывали РАО в открытые гидросети и поверхностные водоемы-охладители, в связи с этим были загрязнены огромные территории [4, 111]. Для того, чтобы обеспечить переработку и дальнейшее надежное долговременное хранение радиоактивных отходов в 1958 г. было принято постановление, согласно которому предусматривалось построить региональные центры по сбору, транспортировке, переработке и хранению РАО на территории России – специализированные комбинаты «Радон» [153]. Один из таких центров был введен в эксплуатацию в г. Сосновый Бор Ленинградской области в 1962 г. – Предприятие № 808, в настоящее время именуемый как Ленинградское отделение филиала «Северо-западный территориальный округ» «Федеральный экологический оператор» – ФГУП «ФЭО» (также ранее ФГУП «РосРАО», ЛСК «Радон») [71].

В 1966 г. в г. Сосновый Бор Ленинградской области начал свою работу научно-исследовательский институт им. А.П. Александрова (НИТИ), являющийся перспективной базой для отработки всех видов корабельных ядерных энергетических установок [152]. На сегодняшний день в состав НИТИ входит комплекс экспериментальных ядерных установок, крупномасштабные стенды для исследования поведения установок в

критических ситуациях, а также здесь располагается установка по переработке жидких РАО (ЖРО) НИТИ [152].

Строительство Ленинградской атомной электростанции (ЛАЭС-1) началось в 1967 г. Первый энергоблок с реактором типа РБМК (реактор большой мощности канальный) мощностью 1000 МВт был введен в эксплуатацию впервые в России на ЛАЭС-1 в 1973 г. ЛАЭС-1 со всей транспортно-технологической инфраструктурой обеспечивает доставку и хранение ядерного топлива, хранение отработавшего ядерного топлива, обращение с радиоактивными отходами. Всего на ЛАЭС-1 действует четыре энергоблока (РБМК-1000), на сегодняшний день два из них окончательно остановлены. Также на территории промплощадки расположен комплекс контейнерного хранения и обращения с ядерным топливом – комплекс по переработке отходов (КПО), включающий действующее временное хранилище жидких РАО (ХЖО) ЛАЭС. Кроме того, на ХЖО поступают жидкие радиоактивные отходы от других организаций.

В 2007 г. началось строительство замещающих мощностей – ЛАЭС-2 – с новым типом реакторов ВВЭР (водо-водяной энергетический реактор). Первый энергоблок типа ВВЭР с мощностью 1200 МВт был введен в эксплуатацию первой очереди ЛАЭС-2 в 2018 г. (таблица 1.3).

Таблица 1.3 – Энергоблоки ЛАЭС и ЛАЭС-2

№ЭБ	Тип реактора	Мощность, МВт	Год ввода в эксплуатацию	Год вывода из эксплуатации
1-1	РБМК	1000	1974	2018
1-2			1976	2020
1-3			1980	действует
1-4			1981	
2-1	ВВЭР	1200	2018	
2-2			2021	

Таким образом, в настоящее время в промышленной зоне г. Сосновый Бор расположены объекты использования атомной энергии (ОИАЭ), входящие в состав Северо-Западного атомно-промышленного комплекса (СЗ АПК), который включает (рисунок 1.2):

- Филиал «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «ФЭО» с приповерхностными хранилищами твердых РАО (ФГУП «ФЭО»);
- Ленинградскую АЭС (ЛАЭС-1) с 4-мя реакторами типа РБМК-1000;
- Комплекс по переработке отходов, включающий временное хранилище жидких РАО (ХЖО) ЛАЭС-1 (КПО);
- Научно-исследовательский технический институт им. А.П. Александрова с комплексом экспериментальных ядерных установок (НИТИ).
- Действующую (1 и 2 энергоблоки – первая очередь) и проектируемую (3 и 4 энергоблоки – вторая очередь) Ленинградскую АЭС (ЛАЭС-2) с реакторами ВВЭР.

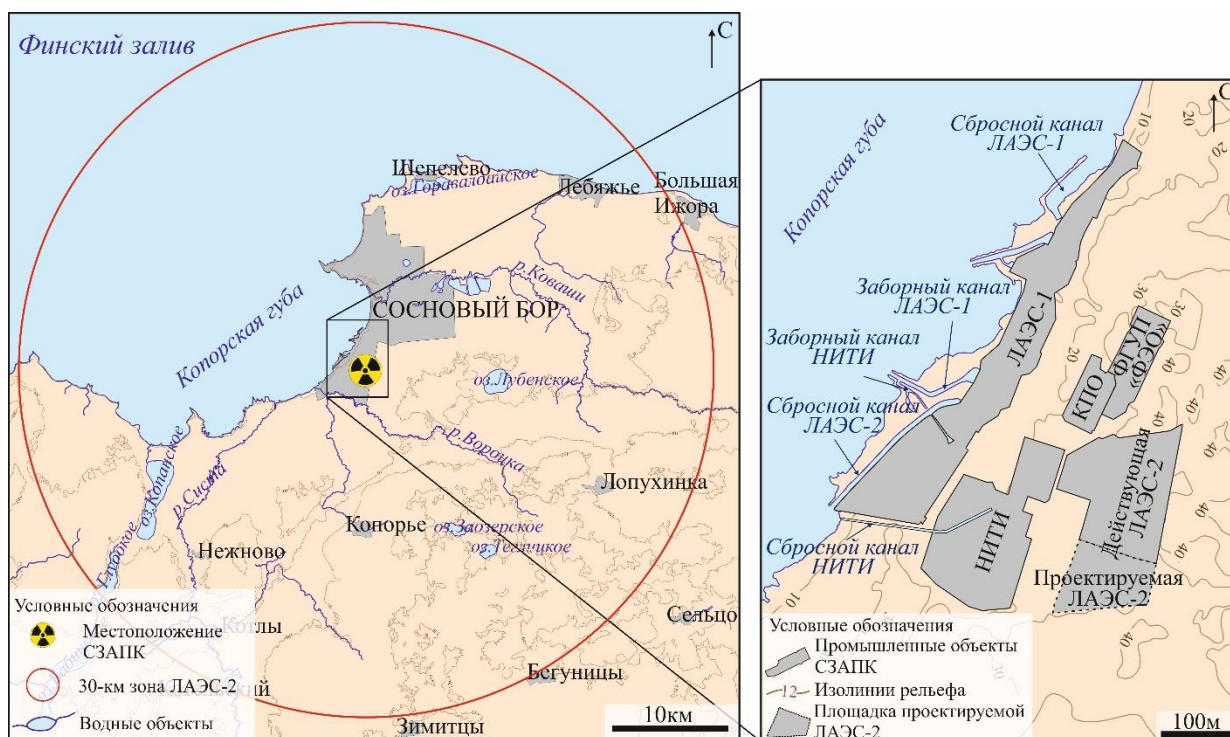


Рисунок 1.2 – Схема расположения предприятий Северо-Западного атомно-промышленного комплекса в г. Сосновый Бор

Все вышеупомянутые ОИАЭ вносят вклад в изменение радиационного состояния окружающей среды. Особое внимание в настоящей работе уделяется предприятию по обеспечению безопасного обращения с

радиоактивными веществами и отходами – ФГУП «ФЭО» с приповерхностными хранилищами твердых низко- и среднеактивных РАО. Приповерхностные хранилища, как правило, представляют собой сборно-монолитные железобетонные здания с несущими продольными и поперечными стенами. Хранилища делятся на ячейки, которые перекрываются съемными железобетонными плитами. Для загрузки-выгрузки используются грузоподъемные механизмы. Сами РАО загружают следующим образом: высокоактивные размещают в центре, а низкоактивные по периметру [24].

Несовершенство инженерных конструкций зданий-хранилищ РАО привело к тому, что в конце 1980-х гг. в грунтовых водах промплощадки ФГУП «ФЭО» сформировался радиоактивный ореол загрязнения, представленный в основном техногенными радионуклидами: тритием, цезием (Cs-137) и стронцием (Sr-90) [108]. Благодаря реконструкции и инженерным мероприятиям источник загрязнения удалось устранить. Однако спустя более 10 лет службой радиационной безопасности предприятия начал фиксироваться рост удельной активности техногенных радионуклидов в пробах подземных вод ряда скважин, для которых ранее не были характерны высокие значения. На сегодняшний день поведение существующего ореола загрязнения в подземных водах площадки ФГУП «ФЭО» представляет особый интерес ввиду строительства новых энергоблоков на прилегающей территории – в условиях возрастающей техногенной нагрузки на геологическую среду.

Выводы

1. В изменение радиационного состояния окружающей среды территории исследования (30-км зона ЛАЭС-2) вносят объекты атомной энергетики, входящие в состав Северо-Западного атомно-промышленного комплекса (СЗ АПК).

2. Особый интерес представляет предприятие по обеспечению безопасного обращения с радиоактивными веществами и отходами –

ФГУП «ФЭО», где несовершенство инженерных конструкций зданий-хранилищ привело к попаданию радиоактивных растворов в подземные воды первых от поверхности горизонтов и формированию техногенного ореола загрязнения.

2. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

В данном разделе приведена краткая характеристика объектов исследования, физико-географических, геологических и гидрогеологических условий, а также почв и донных отложений в пределах территории, которая представляет собой ближнюю зону проектируемой ЛАЭС-2, имеющую радиус 30-км вокруг АЭС.

Исследуемая территория хорошо изучена: имеется карта почвенно-экологического районирования Российской Федерации масштаба 1:8 000 000, атлас геологических и эколого-геологических карт Российского сектора Балтийского моря, материалы геологической и гидрогеологической съемок масштаба 1:200 000, выполненных в 1960 – 1966 гг. и в 1982 г. ПГО «Севзапгеология» (листы О-35-V и О-35-VI).

В процессе проектирования и строительства объектов СЗ АПК (с 1962 г. по настоящее время) г. Сосновый Бор был накоплен обширный материал по инженерно-геологическим, гидрогеологическим и экологическим условиям района. На площадках предприятий функционируют сети производственного мониторинга состояния окружающей среды, включающие наблюдения за уровнями, химическим и радиационным составом подземных вод. Кроме того, рядом организаций, а именно СПбО ИГЭ РАН, ООО «Нефтегазгеодезия», ОАО «Энергоизыскания», ОАО «ВНИПИЭТ», ФГУП «Гидроспецгеология» и др., проводились гидрогеологические (включая мониторинг по сети наблюдательных скважин), экологические, геофизические исследования для комплексной оценки состояния подземных и поверхностных вод, донных отложений и почвенного покрова на площадках СЗ АПК и прилегающей территории.

2.1. Ландшафтно-геоморфологическая характеристика

Ландшафтная структура территории 30-км зоны определяется геолого-геоморфологическими факторами с одной стороны и историей хозяйственного освоения с другой. Поэтому на территории 30-км зоны сочетаются естественные: лесные, пойменные и болотные ландшафты и антропогенные –

агроландшафты, селитебные и техногенные ландшафты. В пределах 30-км зоны выделяют три ландшафтных района: приморский Южнобережный, Нижнелужский и Ижорский. Площадка проектируемой ЛАЭС-2 находится в пределах Приморского Южнобережного ландшафтного района на южном побережье Финского залива, в пределах примыкающей к Копорской губе Предглинтовой низменности. На юго-востоке низменность ограничена Балтийско-Ладожским уступом (глинтом), рассеянным долинами ряда водотоков. За уступом глинта простирается Ижорское плато [25].

В геоморфологическом отношении 30-км зона ЛАЭС-2 относится к двум районам: северная часть – Предглинтовой низменности и приурочена к 1-й и 2-й абразионно-аккумулятивной морским террасам, вытянутым вдоль побережья Финского залива; южная часть – Ижорскому плато, которое к северу обрывается крутым уступом – Балтийско-Ладожским глинтом. На предглинтовой равнине преобладают гляциальные, флювиогляциальные и морские покровные отложения песчаные и щебнистые, развиты подзолы и подбуры под южно-таежными сообществами и торфяные олиготрофные почвы на верховых болотах. На Ижорской возвышенности преобладают покровные гляциальные остаточные карбонатные породы, развиты дерново-подзолистые остаточные карбонатные почвы в различной степени оглееных почв. Таким образом, в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 следующие природно-территориальные комплексы: 1) хвойные, смешанные хвойно-мелколиственные леса на песчаных почвах; 2) смешанные хвойно-мелколиственные леса, мелколиственные леса на суглинистых почвах; 3) болота верховые; 4) аллювиальные; 5) техногенные нарушенные; 6) сельскохозяйственные [85].

Рельефообразующим агентом исследуемой территории является ледниковая аккумуляция, связанная с последним оледенением. Поверхность территории исследований представляет собой слабо заболоченную равнину полого (менее 5 %) понижающуюся в сторону Финского залива. Абсолютные отметки поверхности изменяются от 0 до 30 м.

2.2. Характеристика почв

Исследуемая территория с точки зрения почвенно-географического районирования расположена в Нечерноземной зоне России в подзоне дерново-подзолистых почв южной тайги. В пределах подзоны МО Ломоносовский район и МО Сосновоборский городской округ Ленинградской области попадают в ее Прибалтийскую провинцию. Основной фон почвенного покрова образуют дерново-подзолистые, болотно-подзолистые и болотные почвы [85, 149, 150].

2.3. Орогидрография и климатическая характеристика

Площадка проектируемой ЛАЭС-2 расположена на берегу Копорской губы Финского залива в 2 км от уреза, на водоразделе рек Воронка и Коваши, которые берут начало в краевой части Ижорского плато и впадают в Копорскую губу Финского залива. Наиболее значимыми водными объектами 30-км зоны являются реки Систа, Воронка, Коваши, а также озера Копанское, Глубокое, Лубенское и акватория Копорской губы Финского залива. Река Систа является основным источником для водоснабжения Сосновоборского городского округа, а река Коваши – резервным. Копорскую губу с 1973 г. используют в качестве водоёма-охладителя ЛАЭС-1 [44].

Средняя годовая температура воздуха в районе расположения ЛАЭС-2 составляет 4,3°C. Средняя месячная температура наиболее холодного месяца (февраль) – минус 7,4°C, (январь) – минус 6,9°C. Наиболее теплый месяц – июль (16,6°C).

Территория относится к зоне избыточного увлажнения. В среднем в год выпадает 700-750 мм осадков. Максимум количества осадков приходится на июль-август и лишь иногда на сентябрь. Снежный покров максимальной мощности достигает в третьей декаде февраля-второй декаде марта. Средняя высота снежного покрова из наибольших за зиму по району составляет 26 см, максимальная – 58 см, минимальная – 7 см.

На рассматриваемой территории в среднем за год преобладают ветра южного, юго-западного и западного направлений. Среднегодовая скорость

ветра равна 3,1 м/с. Наибольшие среднемесячные скорости ветра приходятся на осенне-зимний период.

2.4. Геологическая характеристика

Территория Ленинградской области расположена на сочленении Балтийского щита и Русской плиты, в пределах северо-западной части Восточно-Европейской платформы. В структурно-тектоническом отношении территория расположена на южном склоне Балтийского щита. Поднятие Скандинавии в доледниковое время обусловило наклонное к югу залегание осадочных пород разного возраста и состава, отлагавшихся на протяжении позднепротерозойского и палеозойского времени. В геологическом строении выделяются два структурных этажа: нижний структурный этаж представлен кристаллическим фундаментом, верхний – осадочным чехлом. Осадочный чехол Прибалтийского региона образует моноклиналь, полого падающую в южном направлении [25].

В пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 породы кристаллического фундамента *архейско-протерозойского возраста* представлены гнейсами, гнейсо-гранитами, гранитами, гранодиоритами. Глубина залегания от 180-200 м и более. На породах фундамента залегают *верхневендские, нижнекембрийские, ордовикские и четвертичные отложения* осадочного чехла. В области предглинтовой полосы вдоль побережья Финского залива залегают верхневендские и нижнекембрийские отложения, которые далее распространяются под глинтом, сложенным в пределах рассматриваемой территории породами ордовикского возраста (рисунки 2.1 и 2.2).

Вендская система на рассматриваемом участке представлена *котлинским и редкинским горизонтами*. *Старорусская свита редкинского горизонта (V_{2sr})* залегает на породах кристаллического фундамента и на дочетвертичную поверхность выходит в эрозионных врезках на акватории Финского залива. Свита сложена песчано-глинистыми образованиями, имеет линзовидное строение и мощность от 14 до 50 м с тенденцией к возрастанию на восток и юго-восток рассматриваемой территории.

КЕМБРИЙСКАЯ ОРДОВИКСКАЯ СИСТЕМА		Условные обозначения	
КЕМБРИЙСКАЯ СИСТЕМА	Верхний отдел	Верхний ярус	 Четвертичные отложения (на разрезе)
			 Кейлаский горизонт, елизаветинская свита: известняки доломитизированные
	Средний отдел	Средний ярус	 Йыхвиский горизонт, хревицкая свита: доломиты, известняки доломитизированные
			 Шандуровская свита: известняки доломитизированные
			 Грязновская свита: известняки, известняки доломитизированные
			 Кукурзеский горизонт, вийвиконнаская свита: известняки и доломиты
			 Ухакусский горизонт, медниковская свита: известняки, доломиты, мергели
			 Азериский и ласнамягиский горизонты, медниковская свита: известняки, мергели, глины
			 Кундаский горизонт, обуховская свита: известняки и доломиты
			 Латорпский и волховский горизонты, леэтсеская и волховская свиты: пески и песчаники глауконитовые, глины; в верхней части мергели, доломиты и известняки глауконитовые
	Нижний отдел	Нижний ярус	 Пакерортский горизонт, тосненская и копорская свиты: диктионемовые сланцы, пески и песчаники, прослой глин
			 Доминопольский горизонт, люкатиская и тискерская свиты: люкатинская - глины алевролитовые, переслаивающиеся с алевролитами и песчаниками; тискерская - алевролиты и пески, редкие прослой глин
АРХЕЙ-ВЕНДСКАЯ СИСТЕМА ПРОТЕРОЗОЙ	Верхний отдел	Верхний ярус	 Лонтоваский горизонт. Сиверская свита: глины алевроитовые с прослоями песчаников и алевролитов
			 Ровенский-лонтоваский горизонт. Ломоносовская свита: песчаники, переслаивающиеся сверху с алевролитами и глинами
			 Воронковская свита: глины с переслаиванием алевролитов, сверху пески и алевроиты
			 Василеостровская свита: глины с прослоями алевролитов, реже песчаников
			 Василеостровская свита: песчаники, алевролиты, прослой глин (на разрезе)
			 Редкинский горизонт, старорусская свита: песчаники, алевролиты, сверху глины
			 Образования нерасчлененные. Метаморфические, ультраметаморфические и магматические породы кристаллического фундамента (на разрезе)
			 Границы между разновозрастными отложениями а) согласного и б) несогласного залегания
			 Структурные скважины и их номера
			 Достоверные разрывные нарушения
			 Изогипсы рельефа дочетвертичной поверхности
			 Линия геологического разреза
			 Населенный пункт и его название
			 Местоположение ЛАЭС-2
			 30-км зона вокруг ЛАЭС-2

Рисунок 2.2 – Условные обозначения к геологической карте-схеме (см. рисунок 2.1)

Котлинский горизонт сложен в нижней части (*василеостровская свита нижняя подсвита* (V_2vo_1)) песчаниками, алевролитами с прослоями алевролитов и глин с гравелитами и грубозернистыми песчаниками в основании, в верхней (*василеостровская верхняя подсвита* (V_2vo_2) и *воронковская* (V_2vr) свиты) – зеленовато-серыми, темно-серыми тонкослоистыми аргиллитоподобными глинами с прослоями песчаников и алевролитов. Мощность отложений изменяется от 150 до 200 м.

Отложения, переходные от верхнего венда к нижнему кембрию, объединены в *ломоносовскую свиту ровенско-лонтоваского горизонта* ($V_2-Є_1lm$), отвечающую *ровенскому* и низам *лонтоваского горизонта*. Свита сложена тонко- и мелкозернистыми, плотносцементированными песчаниками с прослоями зеленовато- или голубовато-серых, тонкослоистых аргиллитоподобных, часто алевроитистых глин. Мощность до 20 м.

Выше залегают породы *кембрийской системы*, представленной *лонтоваским (сиверская свита* ($Є_1sv$)) и *доминопольским горизонтами (люкатиская и тискерская свиты* ($Є_1lk+ts$)). *Сиверская свита* представлена мощной толщей голубовато-серых, зеленовато-серых, местами почти зеленых глин с прослоями слабосцементированных алевролитов и тонкозернистых песчаников. Мощность изменяется от 0 до 100 и более метров. *Люкатиская и тискерская свиты* представлены глинами, переслаивающимися с алевролитами, песками и песчаниками, и выходят на поверхность под четвертичными отложениями на юго-западе (р-н. п. Копорье) рассматриваемой территории. Мощность свит колеблется от 1 до 10 м.

Ордовикские отложения слагают *Ижорское плато* и выходят на дневную поверхность под четвертичными отложениями вдоль глинта. В пределах рассматриваемой территории представлены десять горизонтами: *пакерортским* (O_1ts+kp) (*тосненская и копорская свиты*); *латорпским и волховским* (O_1lt+vl) (*леэтсеская и волховская свиты*); *кундаским* (O_2ob_2) (*обуховская свита*); *азериским и ласнамягиским* (O_2md_1) и *ухакусским* (O_2md_2) (*медниковская свита*)); *кукрузеским* (O_2vv) (*вийвиконнаская свита*);

идавереским (грязновская (O_{2gr}) и шундоровская свиты (O_{2sh})); йыхвиским (O_{2hr}) (хревицкая свита) и кейласким (O_{2el}) (елизаветинская свита).

Тосненская свита сложена оболочками, кварцевыми песчаниками и песками, в основании грубозернистыми насыщенными обломками раковин *Obolus*, вверху появляются прослойки диктионемовых сланцев. Мощность тосненской свиты изменяется от 1 м (в приглинтовой зоне) до 7 м (южнее глинта). *Копорская свита* представлена пачкой керогенистых аргиллитов - диктионемовыми сланцами. Сланцы связаны постепенным переходом с подстилающими их оболочками песчаниками, имеют темно-коричневый, местами черный цвет. Распространены в северной части Ордовикского плато, где мощность их составляет 0,2-5 м. Выходы сланца, также, как и оболочек песчаников, известны по глинту и в долинах прорезающих его рек.

Леэтсеская свита сложена песками и слабосцементированными глауконитовыми песчаниками с прослоями глауконитовых, песчанистых, плотных глин голубовато-зеленого цвета. Мощность свиты непостоянна и меняется от 0,1 до 0,4 м. *Волховская свита* сложена доломитами и мелко- и среднекристаллическими, местами глинистыми, толстоплитчатыми, зеленовато-серыми с красно-фиолетовыми разводами доломитизированными известняками. Мощность свиты в целом колеблется в пределах 3,5-5,5 м.

Обуховская свита сложена слабо доломитизированными известняками, тонко- и мелкозернистыми, органогенно-обломочными, окрашенными в зеленовато-серый цвет. Мощность обуховской свиты в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 колеблется от 4,0 до 6 м.

Нижняя подсвита медниковской свиты сложена доломитизированными известняками и доломитами с тонкими прослойками глин, *верхняя подсвита* – известняками доломитизированными толстоплитчатыми и тонкослоистыми, известняками и мергелями с линзовидными прослойками кукерситов. Мощность медниковской свиты изменяется от 14 до 20 м.

Вийвиконнаская свита представлена известняками в различной степени доломитизированными, доломитами. Мощность свиты на площади составляет 10-13 м на площади.

Грязновская свита сложена известняками, доломитизированными известняками с прослоями в нижней части глин (0,1-0,3 м) и кукурситов (0,1 м). Мощность свиты до 10 м. Выходит полосой шириной от 0,5 до 2 км под четвертичными отложениями в северной части Ордовикского плато, погружаясь к югу под вышележащие карбонатные отложения ордовика. *Шундоровская свита* сложена доломитами глинистыми, с прослоями глинистого известняка, мергеля, глины. Мощность свиты до 17 м.

Хревицкая свита представлена известняками доломитизированными, глинистыми с редкими прослоями глин и мергелей. Мощность свиты до 14 м.

Елизаветинская свита сложена доломитами мелкозернистыми и сильно доломитизированными мелко-тонкозернистыми известняками, вверху сильно разрушенными и закарстованными. Мощность отложений до 13 м. Отложения свиты находятся за пределами 30-км зоны ЛАЭС-2.

Толща четвертичных отложений перекрывает породы кембрийской (в пределах Предглинтовой низменности) и ордовикской (в пределах глинта и Ижорского плато) систем. *Четвертичные отложения* представлены морскими, озерно-ледниковыми и ледниковыми, сложенными песками от пылеватых до гравелистых, супесями, суглинками и глинами. Через территорию площадок СЗ АПК и в непосредственной близости от них трассируются русла погребенных палеодолин (рисунки 2.3 и 2.4) [40]. В теле русла палеодолины присутствует сильная литологическая неоднородность: линзы гравелистых песков, супесей, суглинков не выдержаны в плане и по глубине.

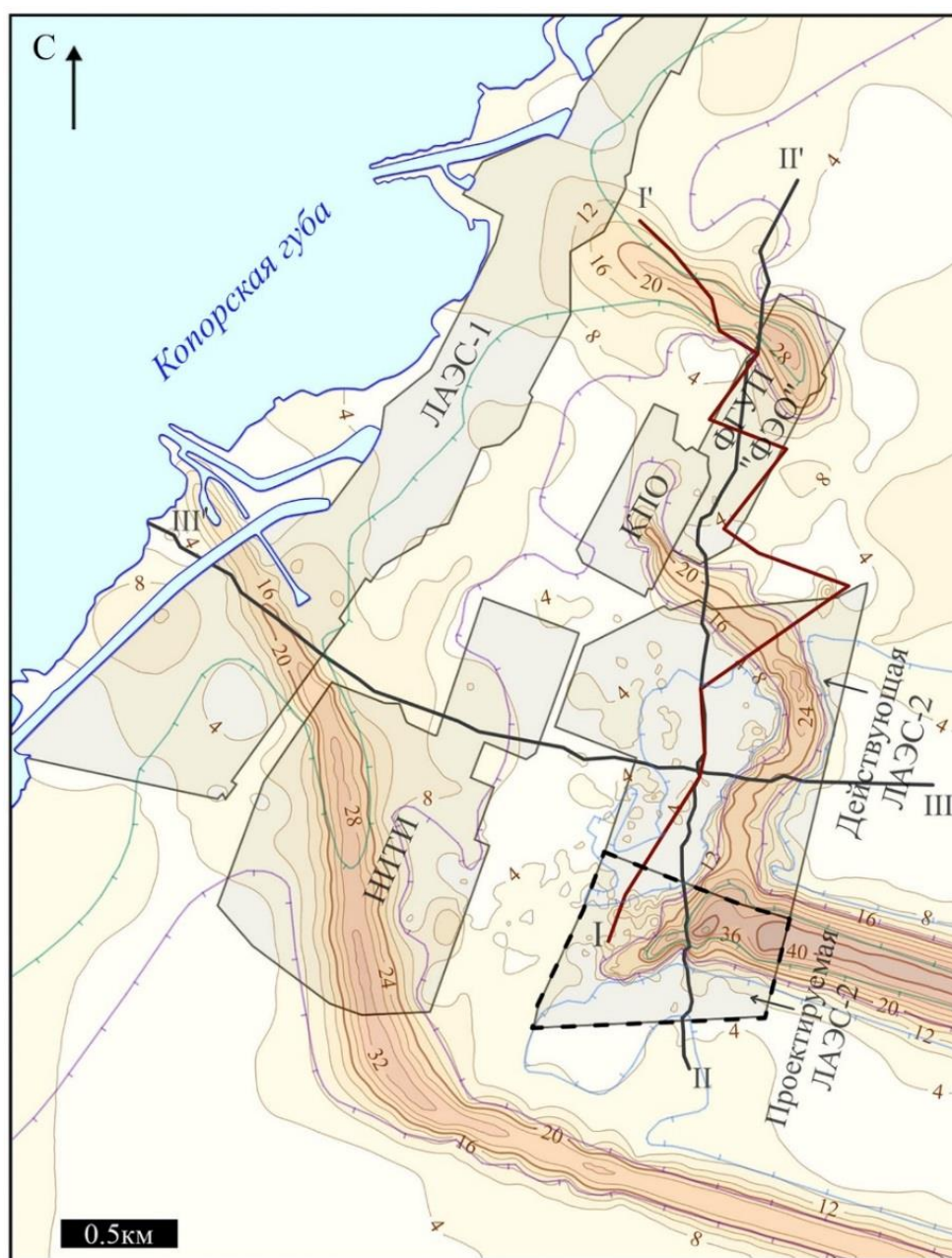


Рисунок 2.3 – Карта мощности четвертичных отложений (построена по архивным материалам и данным бурения СПбО ИГЭ РАН)

Разрез по линии I-I'

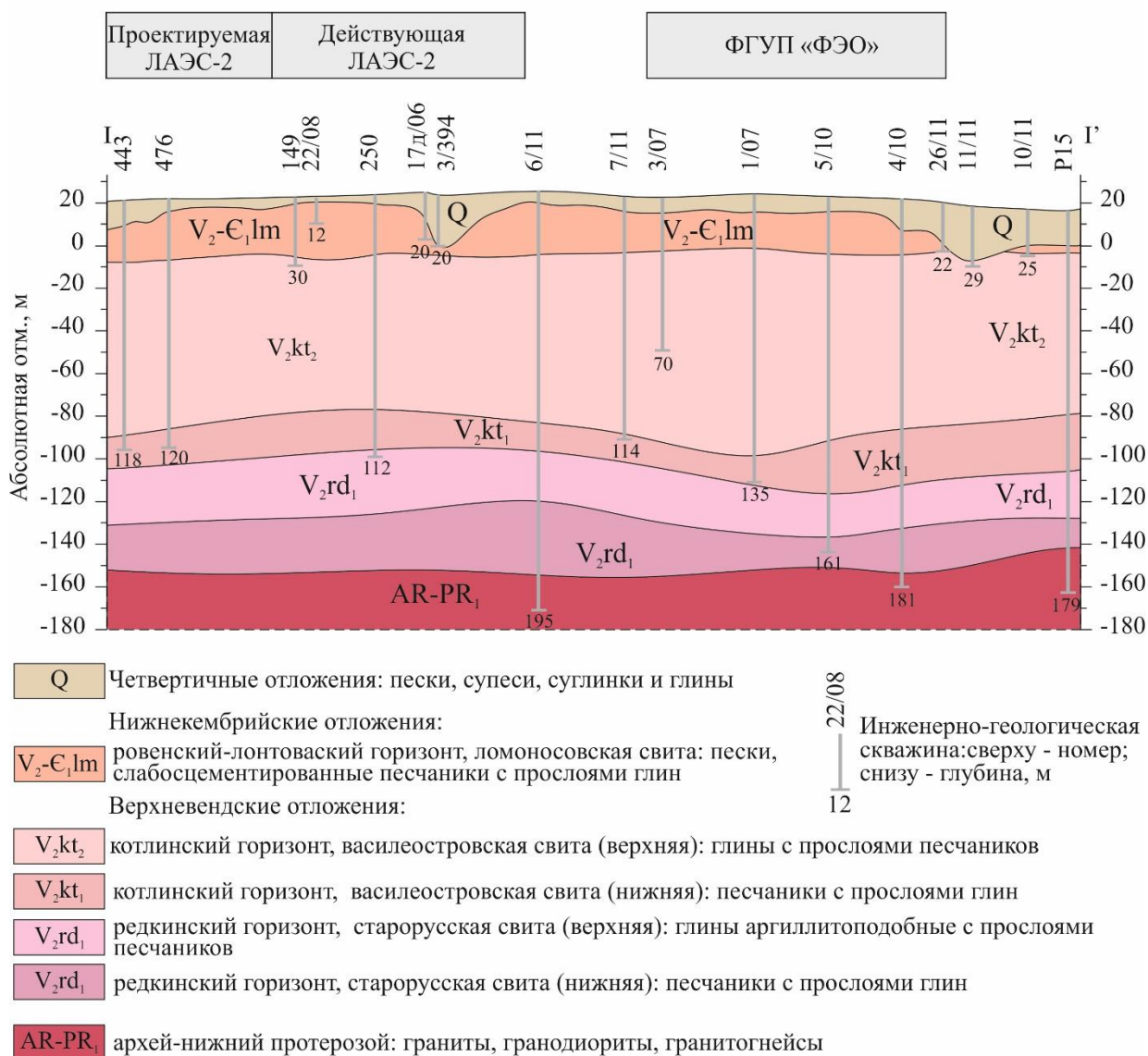
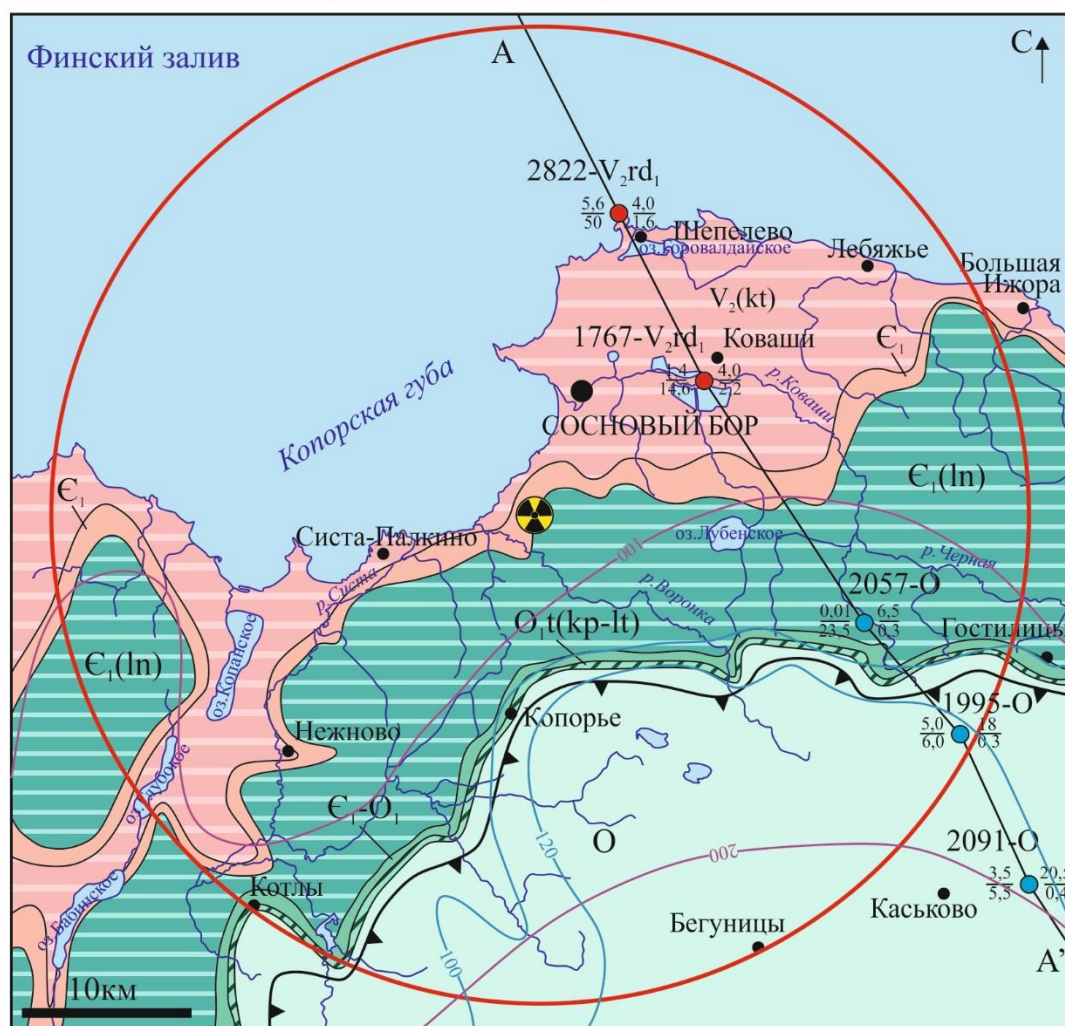


Рисунок 2.4 – Геологический разрез по линии I-I' (см. рисунок 2.3) (разрез построен по архивным материалам и данным бурения СПбО ИГЭ РАН)

2.5. Гидрогеологическая характеристика

Территория исследований расположена в пределах северо-западного крыла Ленинградского артезианского бассейна второго порядка, являющегося составной частью Московского артезианского бассейна первого порядка. В пределах рассматриваемой территории выделяются водоносные горизонты и комплексы, приуроченные как к четвертичным отложениям, так и к породам дочетвертичного возраста (рисунки 2.5 и 2.6).

Гидрогеологическая карта-схема



Гидрогеологический разрез к карте-схеме

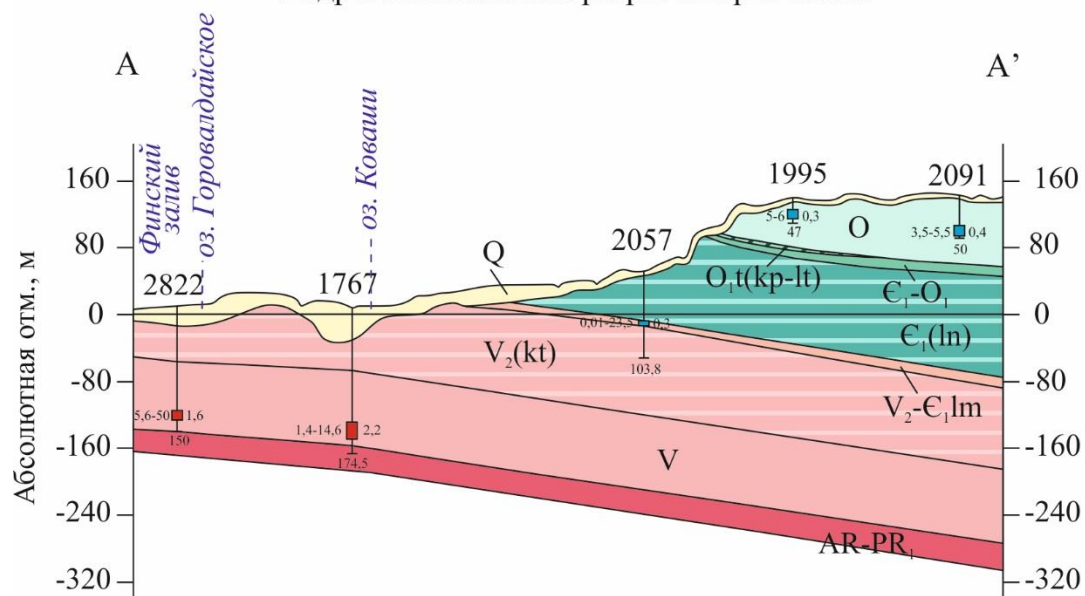
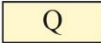
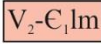
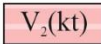
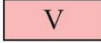


Рисунок 2.5 – Гидрогеологическая карта-схема и разрез к ней (составлена по материалам [26, 28])

Условные обозначения

	Четвертичный водоносный горизонт (на разрезе)
	Ордовикский водоносный горизонт. Известняки, доломиты, прослои глин
	Копорско-леэтсеский относительный водоупорный горизонт. Диктионемовые сланцы, песчаники, глины
	Кембро-ордовикский водоносный горизонт. Пески, песчаники
	Нижнекембрийский (лонтоваский) водоупорный горизонт. Глины с редкими прослоями песчаников и алевролитов
	Воронковско-ломоносовский (ломоносовский) водоносный горизонт. Песчаники, алевролиты, глины
	Верхневендский (котлинский) водоупорный горизонт. Глины с редкими прослоями песчаников
	Вендский водоносный комплекс. Переслаивание песчаников, алевролитов, глин
	Архей-нижнепротерозойская водоносная зона экзогенной трещиноватости. Граниты, гнейсы, магматиты, кварцито-песчаники

а) б)   Химический тип водопункта: а - гидрокарбонатный (HCO_3); б - хлоридный (Cl)

1995-O₂₋₃  Гидрогеологическая скважина. Слева: в числителе - дебит, л/с; в знаменателе - понижение, м. Справа: в числителе - глубина ПВ, м; в знаменателе - минерализация, г/л.

 Глубина залегания подошвы зоны пресных вод, м

 Гидроизогипсы первых от поверхности водоносных горизонтов, в абс.м

 Площадь интенсивного развития карста

A — A' Линия гидрогеологического разреза

 Копорье Населенный пункт и его название

 Местоположение ЛАЭС-2

 30-км зона вокруг ЛАЭС-2

На разрезе

2822
 Цифры: сверху - номер скважины; внизу - глубина, м; слева - дебит, л/с и понижение, м; справа - минерализация, г/л.

5,6-50 1,6
 150 Закраска соответствует анионному составу вод в опробованном интервале глубины:

 гидрокарбонатному

 хлоридному

Рисунок 2.6 – Условные обозначения к гидрогеологической карте-схеме (см. рисунок 2.5)

Питание водоносных горизонтов происходит, в основном, за счет атмосферных осадков, а также за счет перетока воды из смежных водоносных толщ. Область питания водоносных горизонтов совпадает с областью их распространения и приурочена к участкам, где водовмещающие породы залегают близко к поверхности земли. Дренаж водоносных горизонтов осуществляется источниками в долинах рек, прорезающих как четвертичные, так и дочетвертичные породы, и в котловине Финского залива.

Генетические разности четвертичных отложений в различной степени обводнены и объединяются в *четвертичный водоносный комплекс (Q)*, сложенный песчаными, супесчаными и гравийно-галечными отложениями с невыдержанными прослоями глин и суглинков. В районе СЗ АПК четвертичные отложения и пески верхней зоны ломоносовского горизонта объединяются в *грунтовый водоносный горизонт*. По химическому составу воды гидрокарбонатные натриево-кальциевые, с общей минерализацией от 51 до 272 мг/дм³. Питание грунтовых вод осуществляется по всей площади распространения горизонта за счет инфильтрации атмосферных осадков и поверхностных вод. Поток грунтовых вод направлен на северо-запад с разгрузкой в Копорской губе Финского залива.

В соответствии с геологическим строением и гидродинамическими условиями в гидрогеологическом разрезе в дочетвертичных отложениях выделяются следующие водоносные и водоупорные горизонты и комплексы: *ордовикский водоносный комплекс (O)*, *тремадокский (копорско-леэтсеский) относительный водоупорный горизонт ($O_{1t}(kp-lt)$)*, *кембро-ордовикский водоносный горизонт (ϵ_1-O_1)*, *нижнекембрийский (лонтоваский) водоупорный горизонт ($\epsilon_1(ln)$)*, *воронковско-ломоносовский (ломоносовский) водоносный горизонт ($V_2-\epsilon_{1lm}$)*, *котлинский водоупорный горизонт ($V_2(kt)$)*, *вендский водоносный комплекс (V)*.

Ордовикский водоносный комплекс (O) широко распространён на Ижорском плато южнее и юго-восточнее глинта. Водовмещающие породы представлены трещиноватыми и закарстованными известняками и

доломитами, общей мощностью от 10 – 30 м (вблизи глинта) до 120–130 м (южнее и юго-восточнее глинта). Воды в основном безнапорные. Глубина залегания уровня воды от 20–25 м в центре плато (пос. Бегуницы) до 1–5 м у глинта. По химическому составу воды схожи с кембро-ордовикским водоносным горизонтом. Питание горизонта инфильтрационное, разгрузка осуществляется в направлении от центра плато к периферии, где по линии глинта отмечаются многочисленные нисходящие источники. На территории Ижорского плато горизонт является основным для организации хозяйственно-питьевого водоснабжения. Непосредственного влияния на гидрогеологическую обстановку в районе размещения ЛАЭС-2 не имеет, так как выклинивается в 10-12 км юго-западнее площадки.

Копорско-леэтсеский относительно водоупорный горизонт ($O_{1t}(kp-lt)$), частично перекрывающий кембро-ордовикский водоносный горизонт, сложен глауконитовыми песчано-глинистыми отложениями и диктианемовыми сланцами, общей мощностью 5-7 м. Диктианемовые сланцы характеризуются радиоактивностью, что обуславливает повышенное содержание радона в подземных водах кембро-ордовикского горизонта.

Кембро-ордовикский водоносный горизонт (ϵ_1-O_1) на большей части территории залегает под ордовикским горизонтом, а вдоль глинта, являющегося областью разгрузки, в виде узкой полосы выходит под четвертичные образования. Горизонт сложен оболовыми песками и песчаниками общей мощностью от несколько метров (у глинта) до 18 – 35 м (возрастая в южном направлении). Воды повсеместно напорные: напор увеличивается по мере погружения горизонта к югу. По химическому составу воды гидрокарбонатные магниевые-кальциевые, с общей минерализацией от 203 до 440 мг/дм³. Питание водоносного горизонта происходит за счет поступления вод из вышележащего ордовикского горизонта.

Нижнекембрийский (лонтоваский) водоупорный горизонт ($\epsilon_1(ln)$) распространен на всей территории, за исключением прибрежной полосы Финского залива. На Предлинтовой и Приневской низменностях он залегает

под четвертичными образованиями на глубине от нескольких метров до 30-50 м. Южнее глинта горизонт погружается под кембро-ордовикский водоносный горизонт на глубину до 160 м. Горизонт сложен плотными тонкоплитчатыми глинами, в толще которых встречаются маломощные (1-10 см) прослои тонко- и мелкозернистых песчаников. Мощность горизонта составляет 5-10 м в зоне выклинивания и достигает 120 м на Ижорской возвышенности.

Воронковско-ломоносовский (ломоносовский) водоносный горизонт (V_2 - ϵ_{1lm}) распространен на подавляющей части исследуемой территории, отсутствуя лишь на севере и северо-западе от площадки ЛАЭС-2, где развиты породы венда. Выход горизонта под четвертичные образования прослеживается в виде извилистой полосы на Предглинтовой и Приневской низменности, на остальной части территории перекрыт лонтоваскими глинами. Подошвой служит региональная водоупорная толща верхнекотлинских глин. Водовмещающими породами этого горизонта являются пески и слабосцементированные песчаники, залегающие в виде прослоев в толще глин. На территории ЛАЭС-2 ломоносовский водоносный горизонт представлен тремя водоносными зонами, разделёнными прослоями водоупорных глин (рисунок 2.7). На площадке НИТИ и ФГУП «ФЭО» прослеживается уже только две водоносные зоны, а еще через 450 м по направлению к заливу (за территорией КПО) водоносный горизонт полностью выклинивается. *Верхняя зона*, представленная песками и трещиноватыми и слабосцементированными песчаниками, залегающими с поверхности или непосредственно под четвертичными отложениями. *Средняя зона* мощностью от 1 до 11 м приурочена к более уплотненным песчаникам, менее трещиноватым, чем вышезалегающие. Верхним водоупором служат пластичные глины мощностью 1-8 м, нижним – мощная (до 10-18 м) толща нижнекембрийских глин. *Нижняя зона* приурочена к прослою трещиноватых песчаников, выдержанному по простиранию, мощностью 1-4 м. В случае если породы перекрыты глинистыми отложениями, они обладают напором от

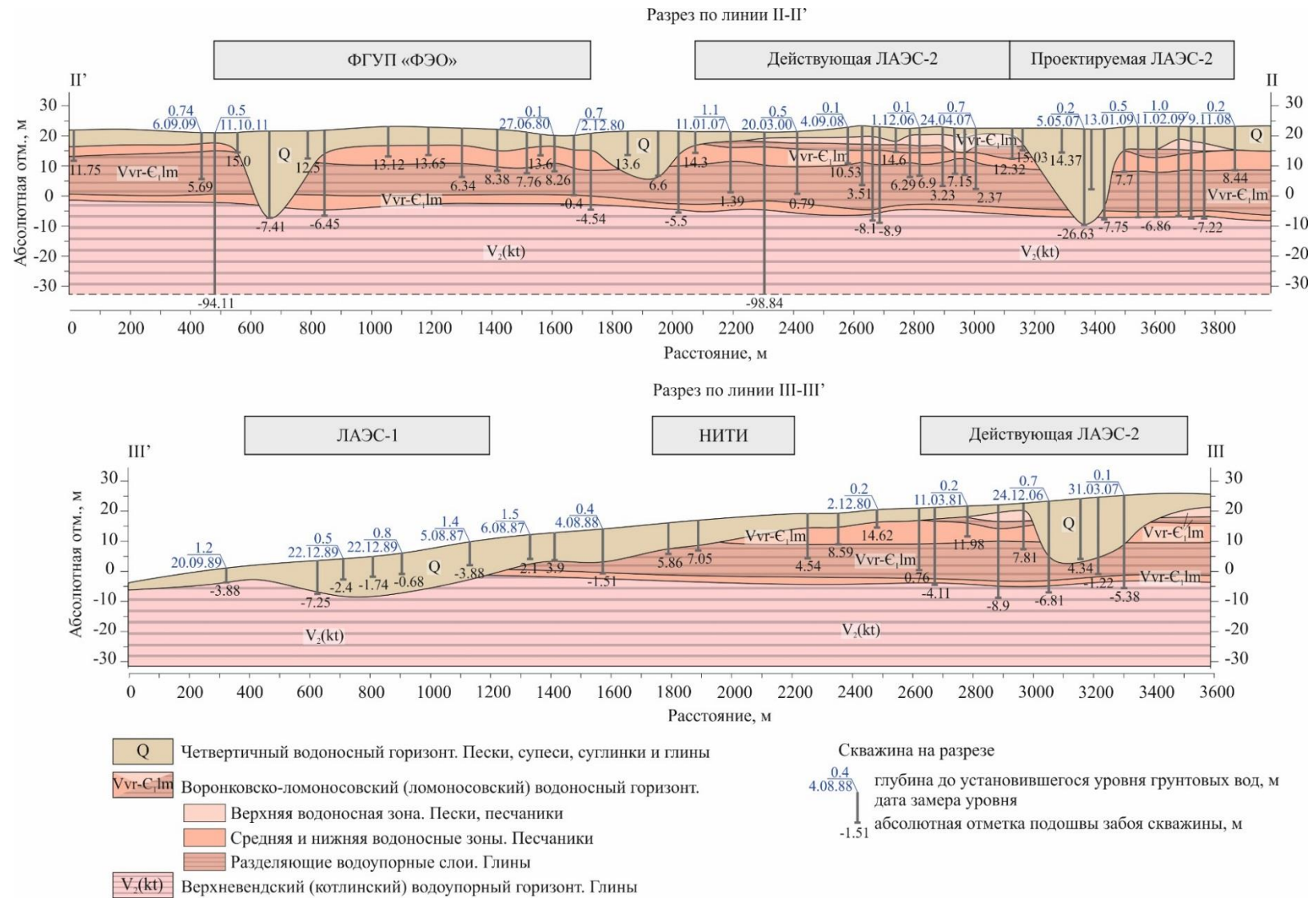


Рисунок 2.7 – Гидрогеологические разрезы по линиям II-II' и III-III' (см. рисунок 2.3) (построены по архивным материалам и данным бурения СПБО ИГЭ РАН)

нескольких метров до 10-20 м, в южном направлении напор увеличивается до 50 м.

В районе СЗ АПК пьезометрический уровень понижается в сторону Финского залива (рисунок 2.8). По химическому составу воды гидрокарбонатные кальциевые и хлоридные натриевые, преимущественно пресные, но встречаются и слабосоленоватые. Воды ломоносовского горизонта используются для хозяйственно-питьевого водоснабжения одиночными скважинами населенных пунктов и сельскохозяйственных объектов на прилегающих к СЗ АПК территории.

Нижняя часть осадочного чехла представлена породами редкинско-котлинского горизонтов вендской системы. В основании редкинско-котлинского горизонта залегают песчаники, имеющие повсеместное распространение и к которым приурочен *редкинский водоносный горизонт (V_{2rd})* мощностью до 30-40 м. Верхняя часть горизонта сложена глинами и аргиллитами – *верхневендским (редкинским) относительно водоупорным горизонтом ($V_2(rd)$)* – мощностью до 30 м. В основании котлинского горизонта залегают песчаники с прослоями глин, имеющие повсеместное распространение и к которым приурочен *котлинский водоносный горизонт (V_{2kt})* мощностью до 20 м. Верхняя часть котлинского горизонта сложена глинами – *верхневендским (котлинским) водоупорным горизонтом ($V_2(kt)$)* – мощностью до 100 м. Водоносные горизонты и водоупоры вендской системы объединяются в *вендский водоносный комплекс (V)*. Воды высоконапорные. Напор увеличивается в южном направлении. Пьезометрический уровень находится, как правило, выше уровня вендского водоносного комплекса на 20-30 м. По химическому составу воды хлоридные натриевые. На рассматриваемой территории вендский водоносный комплекс практически не используется для водоснабжения из-за повышенной минерализации вод (более 1 г/дм³). Ввиду того, что горизонт расположен на значительной глубине под мощной толщей глин (до 60 м), он надежно защищен от поверхностного загрязнения.

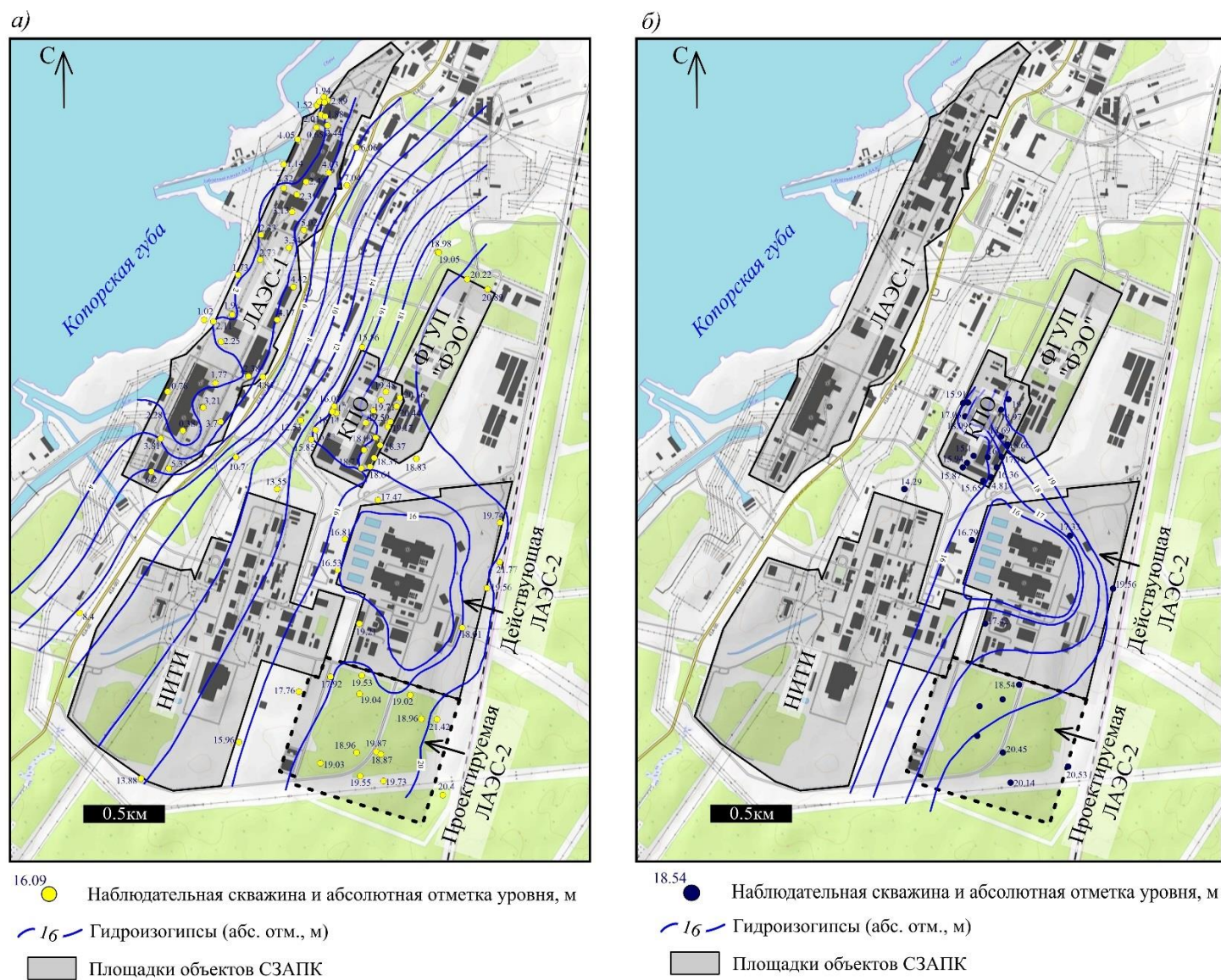


Рисунок 2.8 – Карта гидроизогипс для грунтового (а) и ломоносовского (средняя зона) (б) водоносных горизонтов (построена по результатам полевых работ, сентябрь 2021 г.)



Выводы

1. В процессе проектирования, строительства и эксплуатации объектов СЗ АПК (с 1963 г. по настоящее время) был накоплен обширный материал по инженерно-геологическим, гидрогеологическим и экологическим условиям района. На площадках предприятий функционируют сети производственного мониторинга состояния окружающей среды, включающие наблюдения за уровнями, химическим и радиационным составом подземных вод.

2. Особенностью геологического строения СЗ АПК является наличия трех погребенных русел – палеодолин. Четвертичные отложения, заполняющие их русла, имеют пестрый состав: пески от пылеватых до гравелистых, супеси, суглинки и глины. Максимальная глубина вреза палеодолин достигает 45 м в пределах проектируемой площадки ЛАЭС-2.

3. В районе СЗ АПК наименее защищенными от техногенного загрязнения являются подземные воды первых от поверхности *четвертичного (Q)* и *воронковско-ломоносовского (ломоносовского) (Vvr-Є₁lm)* водоносных горизонтов. *Вендский водоносный комплекс (V)*, залегающий на кристаллическом фундаменте, перекрыт мощной толщей вендских глин.

3. ИЗУЧЕНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО СОСТАВА ПОЧВ, ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

В третьей главе приводится доказательство *первого защищаемого положения*. Территория исследования входит в ближнюю зону воздействия ЛАЭС-2, имеющую радиус 30-км согласно СП 151.13330.2012. Согласно вышесказанному, в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 можно выделить естественные и техногенные источники поступления радиоактивных элементов, влияющие на радиационное состояние подземных и поверхностных вод, а также почв и донных отложений. Среди них основными являются: горные породы, последствия аварии на Чернобыльской АЭС, а также работа ОИАЭ Северо-западного атомно-промышленного комплекса (СЗ АПК).

Данная часть диссертации посвящена анализу многолетнего радиационного мониторинга поверхностных и подземных вод, почв, донных осадков Копорской губы и рек, а также выделению участков, наиболее подверженных техногенному радионуклидному загрязнению. Представленная характеристика основана на фондовых и опубликованных источниках, полевом материале, а также результатах лабораторных исследований по определению удельных активностей техногенных радионуклидов в подземных водах, донных отложениях и коэффициента сорбционного распределения в донных осадках Копорской губы и русловых отложениях.

3.1. Гидрохимическая характеристика поверхностных и подземных вод района исследований

3.1.1. Химический состав поверхностных вод

Наиболее значимыми водными объектами 30-км зоны ЛАЭС-2 являются реки Систа, Воронка, Коваши; озера Копанское, Глубокое и Лубенское, Шепелевское, а также Копорская губа Финского залива. В работе проанализировано свыше 345 проб на определение химического состава

поверхностных вод. Полученные значения гидрохимических показателей проб воды рассматриваемых поверхностных водных объектов сравнивались с предельно допустимыми концентрациями (ПДК).

В таблице 3.1 приведен солевой состав поверхностных вод 30-км зоны ЛАЭС-2, опробование которых проводилось СПБО ИГЭ РАН в период с 2007 по 2015 гг.

Согласно многолетним наблюдениям *озерные воды* территории относятся к пресным со средней минерализацией от 0,03 до 0,07 г/дм³. По химическому составу воды сульфатно-гидрокарбонатные кальциевые. По величине рН воды нейтральные (значения в среднем близки к 6,7). *Речные воды* района относятся к пресным со средней минерализацией в пределах 0,3–0,6 г/дм³. По химическому составу воды гидрокарбонатные кальциевые. По величине рН воды нейтральные (значения в среднем близки к 8).

Воды Копорской губы и Финского залива, а также *сбросных и заборных вод ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2* близки по составу и относятся к солоноватым. По химическому составу хлоридно-натриевые, со средней минерализацией в пределах 1,5-3,8 г/дм³ в Копорской губе и 2,6-3,8 г/дм³ в водах сбросных и заборных каналов ЛАЭС. По величине рН воды нейтральные, значения близки к 7,7.

Морские воды по солевому составу сильно отличаются от речных и озерных. Минерализация морских вод примерно в 6 раз выше, чем в поверхностных. На солесодержание прибрежных вод непосредственно в районе сбросных каналов ЛАЭС оказывает влияние сток рек и сгонно-нагонные явления. Согласно первому фактору происходит разбавление поверхностными водами, что приводит к снижению минерализации, второй фактор приводит к росту концентрации солей.

3.1.2. Химический состав подземных вод

Наибольшая плотность работ и многолетний ряд данных по наблюдениям за гидрохимическим режимом подземных вод приурочены к территории СЗ АПК. Опробование подземных вод четвертичного,

Таблица 3.1 – Показатели химического состава речных и морских вод в период с 2007 по 2015 гг. в 30-км зоне ЛАЭС-2 (по данным опробования СПБО ИГЭ РАН)

Содержание	Т	pH	Cl	SO ₄	HCO ₃	Na	K	Mg	Ca	Общая жесткость	Минерализация
	°C		мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³	мг-экв/дм ³	мг/дм ³
Финский залив											
максимальное	18,8	7,5	1273	160,5	58,55	716,5	30,05	85,6	41,7	9,120312	2365,9
минимальное	14,8	7,2	667	102,95	46,8	380	16,45	49,6	28	5,476153	1290,8
среднее значение	16,8	7,4	898,7	127,0	54,1	502,2	21,2	62,2	33,5	6,8	1698,8
Копорская губа											
максимальное	20,6	8,2	2067,2	417,5	114,7	1195,0	45,5	157,7	59,4	15,9	4056,9
минимальное	10,7	7,1	859,7	97,8	48,9	454,0	16,7	56,3	32,4	6,2	1565,7
среднее значение	16,6	7,8	1472,1	215,8	69,4	841,9	34,2	103,2	47,5	10,9	2784,1
Водозаборы и водосбросы ЛАЭС											
максимальное	23,9	8,1	2332,3	370,0	84,2	1246,2	59,7	183,8	64,1	18,3	4340,2
минимальное	8,5	7,2	1218,0	148,5	55,9	646,3	25,9	86,5	40,5	9,1	2221,5
среднее значение	17,3	7,7	1747,5	239,2	68,3	970,9	41,3	128,7	52,2	13,2	3248,1
Озера											
максимальное	22,5	7,5	16,7	24,1	23,0	6,4	4,2	2,4	17,2	1,1	94,1
минимальное	6,6	5,4	3,8	6,4	4,6	2,7	0,6	1,0	2,5	0,2	21,6
среднее значение	15,9	6,7	7,5	12,3	10,6	4,1	1,3	1,5	5,2	0,4	42,5
Реки											
максимальное	18,5	8,5	410,1	90,7	299,7	117,9	11,3	27,8	70,1	5,8	1027,6
минимальное	7,1	7,3	7,3	8,9	103,7	3,3	1,6	10,4	24,6	2,1	159,7
среднее значение	12,4	8,0	72,6	25,8	210,0	26,7	3,5	19,6	48,1	4,0	406,2

ломоносовского горизонтов и вендского водоносного комплекса проводилось в период с 1997 по 2015 гг. Схема опробования представлена на рисунке 3.1.

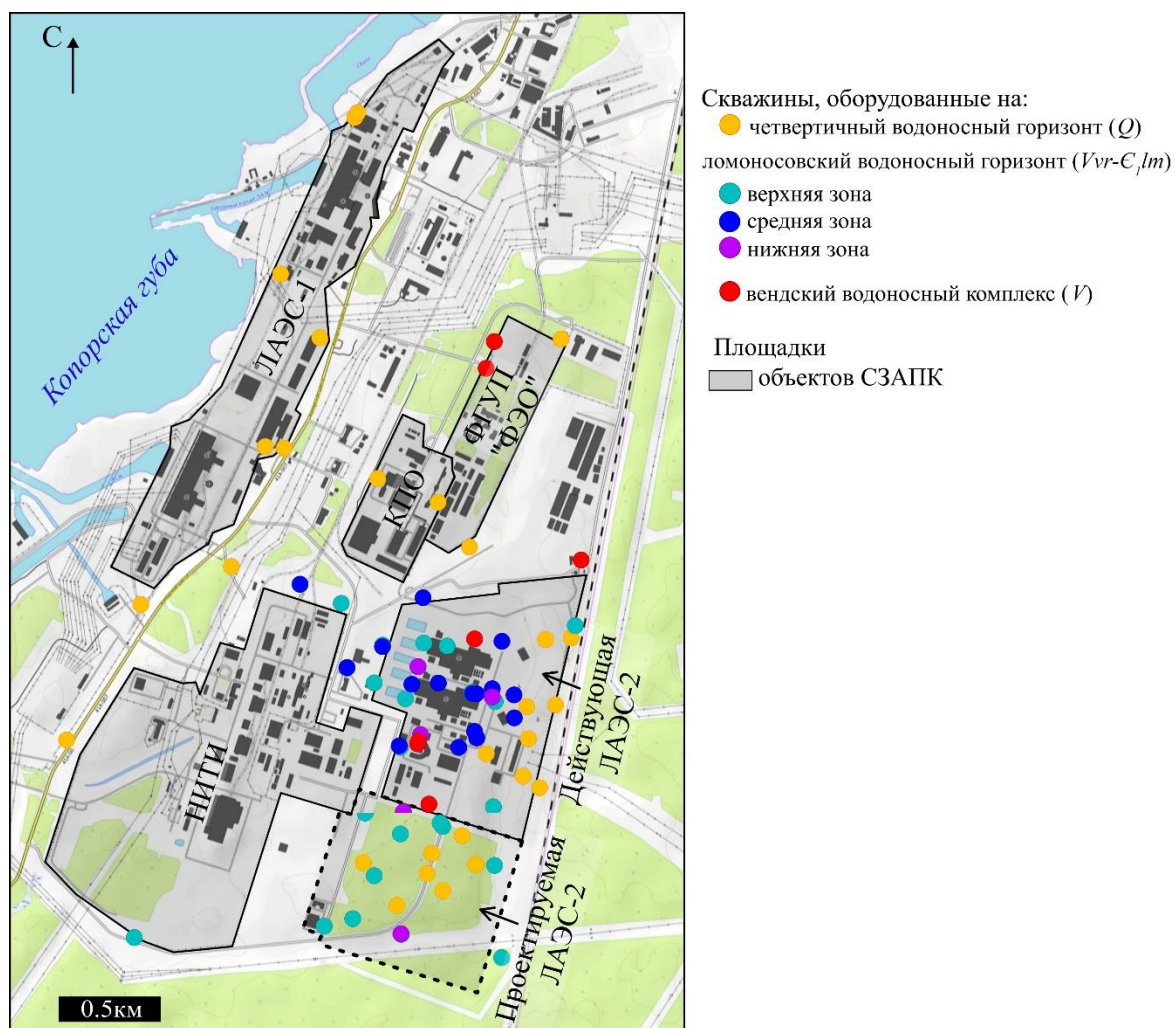


Рисунок 3.1 – Места гидрохимического опробования подземных вод на территории СЗАПК

Подземные воды *четвертичного комплекса* являются пресными с минерализацией от 0,09 до 0,9 г/дм³ (при среднем значении 0,3 г/дм³). По степени жесткости – умеренно жесткие, рН изменяется от 5 до 9 (средняя величина 7,4). По химическому составу вода гидрокарбонатная натриево-кальциевая (таблица 3.2).

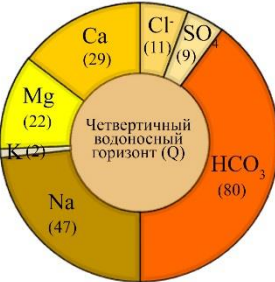
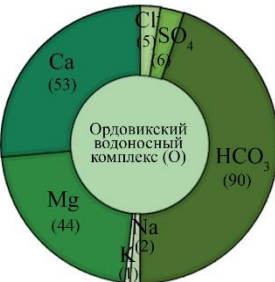
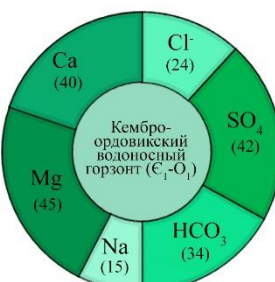
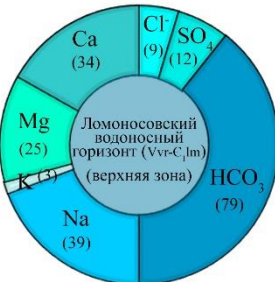
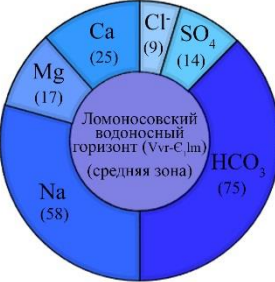
Воды *ордовикского комплекса* имеют минерализацию от 0,3 до 0,7 г/дм³ (среднее 0,5 г/дм³) и являются пресными. По степени жесткости – умеренно жесткие, рН изменяется от 7 до 8. По химическому составу – гидрокарбонатная кальциево-магниевая (таблица 3.2).

Кембро-ордовикский водоносный горизонт в пределах 30-км зоны опробовался в д. Котлы. Воды являются пресными (минерализация 0,5 г/дм³), умеренно жесткие, pH 8. По химическому составу – сульфатно-гидрокарбонатная магниевая-кальциевая вода (таблица 3.2).

Подземные воды *верхней зоны ломоносовского водоносного горизонта* являются пресными с минерализацией от 0,04 до 0,6 г/дм³ (при среднем значении 0,2 г/дм³). По степени жесткости – умеренно жесткие, pH изменяется от 4 до 9 (средняя величина 6,9). По химическому составу – гидрокарбонатная натриево-кальциевая (таблица 3.2). Воды *средней зоны* являются пресными с минерализацией от 0,09 до 0,3 г/дм³ (при среднем значении 0,2 г/дм³). По степени жесткости – умеренно жесткие, pH изменяется от 3 до 9 (средняя величина 7). По химическому составу – гидрокарбонатная натриево-кальциевая (таблица 3.2). Подземные воды *нижней зоны* пресные с минерализацией от 0,2 до 0,6 г/дм³ (при среднем значении 0,4 г/дм³). По степени жесткости – умеренно жесткие, pH изменяется от 6 до 9 (средняя величина 7,7). По химическому составу – гидрокарбонатная натриевая (таблица 3.2).

Подземные воды *вендского водоносного комплекса* являются пресными с минерализацией от 0,5 до 1,3 г/дм³ (при среднем значении 1,1 г/дм³). По степени жесткости – умеренно жесткие, pH изменяется от 7 до 9 (средняя величина 7,9). По химическому составу – хлоридная натриевая (таблица 3.2-3.3). В водах вендского водоносного комплекса отмечается повышенное содержание таких микроэлементов, как Ba, Fe, Mn.

Таблица 3.2 – Усредненный макрокомпонентный состав подземных вод

п.п	Водоносный горизонт	Солевой состав (экв-%)	Формула Курлова	Гидрохимический тип
1	Четвертичный водоносный горизонт		$M_{0,3} \frac{HCO_3 80 Cl 11 SO_4 9}{Na 47 Ca 29 Mg 22} pH7$	гидрокарбонатная натриево-кальцевая вода
2	Ордовикский водоносный комплекс		$M_{0,5} \frac{HCO_3 89 SO_4 6 Cl 5}{Ca 53 Mg 44} pH7$	гидрокарбонатная кальцево-магниевая вода
3	Кембро-ордовикский водоносный горизонт		$M_{0,4} \frac{SO_4 42 HCO_3 34 Cl 24}{Mg 45 Ca 40 Na 15} pH$ 8	сульфатно-гидрокарбонатная магниевая кальцевая вода
4	Ломоносовский водоносный горизонт			
	Верхняя зона		$M_{0,2} \frac{HCO_3 79 SO_4 12 Cl 9}{Na 39 Ca 34 Mg 25} pH7$	гидрокарбонатная натриево-кальцевая вода
	Средняя зона		$M_{0,2} \frac{HCO_3 75 SO_4 14 Cl 9}{Na 58 Ca 25 Mg 17} pH7$	гидрокарбонатная натриево-кальцевая вода

Продолжение таблица 3.2

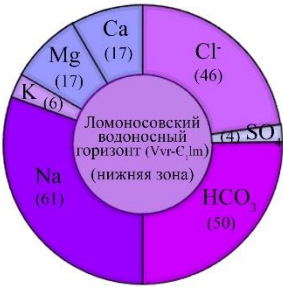
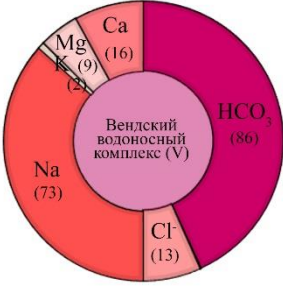
п.п	Водоносный горизонт	Солевой состав (экв-%)	Формула Курлова	Гидрохимический тип
	Нижняя зона		$M_{0,4} \frac{HCO_3 50 Cl 46}{Na 61 Ca 17 Mg 16 K 6} pH 8$	гидрокарбонатная натриевая вода
5	Вендский водоносный комплекс		$M_{1,1} \frac{Cl 86 HCO_3 13}{Na 73 Ca 16 Mg 9} pH 8$	хлоридная натриевая вода

Таблица 3.3 – Характеристика химического состава подземных вод 30-км зоны ЛАЭС-2 (в мг/дм³)

Горизонт		Статистические показатели	Макрокомпоненты								Микрокомпоненты										
			pH	Сух.ост	Cl	SO ₄	HCO ₃	Na	K	Mg	Ca	F	Fe общ	Mn	Cu	Zn	Pb	Cd	Sr	B	Ba
ПДК		6-9		350	500		200		50			1,5	0,1		1	0,01	0,001	7	0,5	0,7	
Четвертичный (Q)	макс.	9	988	993	218	372	187	4	50	84	1,7	335,0	9,3	0,07	17,0	0,1	0,0005	5,0	0,5	0,3	
	мин.	5	93	3	3	20	0	2	1	4	0,1	0,1	0,01	0,001	0,001	0,001	0,0002	0,01	0,1	0,1	
	среднее	7	294	63	30	187	51	3	13	27	0,8	11,4	1,0	0,01	0,4	0,005	0,0003	1,3	0,2	0,2	
	медиана	7	261	16	17	189	44	3	11	24	0,8	3,4	0,4	0,01	0,02	0,005	0,0002	0,2	0,1	0,2	
	всего определений	220	115	221	222	222	70	7	222	222	128	216	135	133	133	133	78	79	25	3	
Ордовикский (O)	макс.	8	736	29	51	479	51	9	50	124	1,1	0,8	0,9	0,5	0,8	0,9	0,7	0,8	-	0,7	
	мин.	7	274	2	2	28	0	1	3	2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	0,1	
	среднее	7	516	10	16	232	8	3	29	54	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	-	0,3	
	медиана	8	513	9	13	268	3	3	31	63	0,3	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	-	0,2	
	всего определений	18	47	19	19	19	19	14	19	19	11	16	16	16	16	16	15	11	-	13	
Кембро-ордовикский (Є ₁ -O ₁)		д. Котлы	8	456	14	35	35	21	-	33	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ломоносовский (V _{лр} -Є ₁ Im)	верхняя зона	макс,	9	612	255	128	354	141	6	32	52	2	443	22	0,1	0,8	0,03	0,001	1	1	0,3
		мин,	4	36	1	0,1	3	1	0,4	1	2	0,1	0,1	0,003	0,001	0,001	0,001	0,0002	0,1	0,1	0,1
		среднее	7	202	19	22	128	28	3	9	21	1	15	2	0,01	0,03	0,005	0,0003	0,1	0,1	0,2
		медиана	7	193	9	16	128	22	4	10	20	1	4	1	0,01	0,01	0,01	0,0002	0,1	0,1	0,2
		всего определений	275	165	281	281	281	101	24	281	281	142	270	162	150	150	150	93	36	36	11
	средняя зона	макс,	9	339	128	260	305	64	-	24	70	2	448	17	0,3	1	0,2	0,002	1	1	-
		мин,	3	98	2	2	12	14	-	1	4	0,1	0,1	0,01	0,001	0,002	0,001	0,0002	0,1	0,1	-
		среднее	7	183	10	24	121	37	-	8	16	1	30	2	0,01	0,05	0,01	0,0004	0,2	0,2	-
		медиана	7	167	7	15	97	44	-	7	15	1	2	1	0,01	0,01	0,01	0,0003	0,1	0,1	-
		всего определений	94	33	94	94	94	14	-	94	94	59	91	59	59	59	59	24	6	6	-
	нижняя зона	макс,	9	598	231	90	354	126	11	41	84	2	81	4	0,02	0,5	0,02	0,001	1	1	-
		мин,	6	179	5	2	82	21	11	5	8	0,2	0,1	0,01	0,001	0,003	0,001	0,0002	0,3	0,3	-
		среднее	8	367	103	16	179	76	11	11	20	1	5	0,5	0,01	0,02	0,005	0,0003	1	1	-
		медиана	8	317	96	12	183	67	11	10	16	1	1	0,1	0,01	0,01	0,01	0,0002	1	1	-
		всего определений	72	27	72	72	72	15	1	72	72	41	69	40	40	41	41	24	7	7	-
Вендский (V)	макс.	9	1302	897	9	440	464	21	44	86	1	49	2	0,05	0,01	0,03	0,0002	1	1	14,2	
	мин.	7	527	277	0,2	3	157	7	1	16	1	0,01	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0001	0,2	0,1	0,1	
	среднее	8	1076	561	3	146	312	12	20	60	1	4	0,2	0,01	0,004	0,004	0,0001	0,5	0,3	3,1	
	медиана	8	1132	578	2	152	304	11	20	58	1	1	0,1	0,01	0,004	0,001	0,0001	0,3	0,2	1,6	
	всего определений	18	21	26	26	26	26	25	26	26	10	26	21	19	19	18	12	16	21	18	

3.2. Содержание радионуклидов в поверхностных водах района исследований

Существенное влияние на формирование радиационной обстановки в районе ЛАЭС, в том числе в Копорской губе Финского залива, оказала авария на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) [44]. Содержание радионуклидов в поверхностных водных объектах 30-км зоны СЗАПК до и после аварии на ЧАЭС приведены в работе [110]. Так, до аварии на ЧАЭС (1985 г.) удельные активности радионуклидов в поверхностных водах составляли первые тысячные Бк/кг, в 1987 г. они возросли в 10-20 раз, а в 1990 г. удельные активности практически приблизились к уровням дочернобыльского периода (таблица 3.4). В целом активности не превышали уровни вмешательства по питьевой воде [112], однако после аварии на ЧАЭС наблюдаются немного повышенные удельные активности, чем до неё.

Таблица 3.4 – Статистические данные по содержанию техногенных радионуклидов в поверхностных водах в районе СЗАПК до и после аварии на ЧАЭС [108]

Год	Пункт отбора	Удельная активность, Бк/кг		
		Cs-137	Cs-134	Sr-90
1985	р. Коваши	0,003-0,0056	–	0,0063-0,0085
	р. Воронка	0,003-0,0056		0,0044-0,0085
	р. Систа	0,0019-0,0037		0,0044-0,0063
	Копорская губа Финского залива	0,006-0,029		0,004-0,015
1987	р. Коваши	0,056-0,059	0,0185-0,0204	0,0063-0,0137
	р. Воронка	0,022-0,074	0,0204-0,037	0,0037-0,0167
	р. Систа	0,044-0,096	0,0074-0,037	0,0052-0,0255
	Копорская губа Финского залива	0,15-0,48	0,089-0,19	0,004-0,03
1990	р. Коваши	0,0078-0,0204	<0,0004	0,0063-0,021
	р. Воронка	0,0037-0,011		0,0081-0,0152
	р. Систа	0,0044-0,0137		0,0056-0,0237
	Копорская губа Финского залива	0,019-0,093	0,003-0,0063	0,012-0,023

Реки Систа и Коваши, входящие в 30-км зону ЛАЭС-2, являются основным и резервным, соответственно, источниками хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Сосновый Бор. Службой радиационной безопасности ЛАЭС-1 ежегодно отбираются пробы воды на содержание в

реках Систа, Коваши и в озере Бабинское (контрольная точка) техногенных радионуклидов: Cs-137, Sr-90, Co-60 и тритий (таблица 3.5).

Таблица 3.5 – Статистические данные по содержанию техногенных радионуклидов в поверхностных водах 30-км зоны ЛАЭС-2 (период наблюдений 2002-2020 гг.) [88-105]

Радионуклид	Число определений	Среднее, Бк/кг	Мин., Бк/кг	Макс., Бк/кг	УВВ* по НРБ-99/2009, Бк/кг [112]
<i>р. Систа</i>					
Cs-137	18	0,05	0,01	0,10	11
Sr-90	4	0,55	0,10	1,00	4,9
Co-60	12	0,05	0,01	0,10	40
Тритий	12	32,93	5,00	170,00	7600
<i>р. Коваши</i>					
Cs-137	15	0,05	0,01	0,10	11
Sr-90	4	0,55	0,10	1,00	4,9
Co-60	12	0,05	0,01	0,10	40
Тритий	12	32,93	5,00	170,00	7600
<i>оз. Бабинское</i>					
Cs-137	15	0,05	0,01	0,10	11
Sr-90	4	0,55	0,10	1,00	4,9
Co-60	12	0,05	0,01	0,10	40
Тритий	12	32,93	5,00	170,00	7600
<i>Примечание: * – Уровень вмешательства в питьевой воде.</i>					

По результатам опробования концентрация определяемых радионуклидов в воде в основном ниже предела обнаружения для используемых средств измерений. В период с 2002 по 2020 гг. удельная активность определяемых радионуклидов в поверхностных водах рассматриваемого района находится на одном уровне и составляет Cs-137 от 0,01 до 0,1 Бк/кг, Sr-90 – от 0,1 до 1,0 Бк/кг, Co-60 – от 0,01 до 0,1 Бк/кг, тритий от 5 до 170 Бк/кг, что на три порядка ниже УВ для питьевой воды по НРБ-99/2009.

3.3. Содержание радионуклидов в подземных водах района исследований

3.3.1. Содержание естественных радионуклидов в подземных водах

В рамках радиационного мониторинга (2003-2015 гг.) на территории исследуемого района проводилось радиологическое опробование

распространенных здесь подземных вод *четвертичного и ломоносовского горизонтов, а также вендского комплекса* (рисунок 3.2) [35, 39]. В настоящей работе подземные воды ломоносовского и четвертичного водоносных горизонтов, в пределах рассматриваемого участка слабо изолированных друг от друга и имеющих схожий химический облик (см. главу 3.1), рассматриваются совместно. Основные определяемые радионуклиды и их концентрации в подземных водах представлены в таблице 3.6. Полученные значения практически не изменяются из года в год, поэтому были рассчитаны средние значения за период наблюдений.

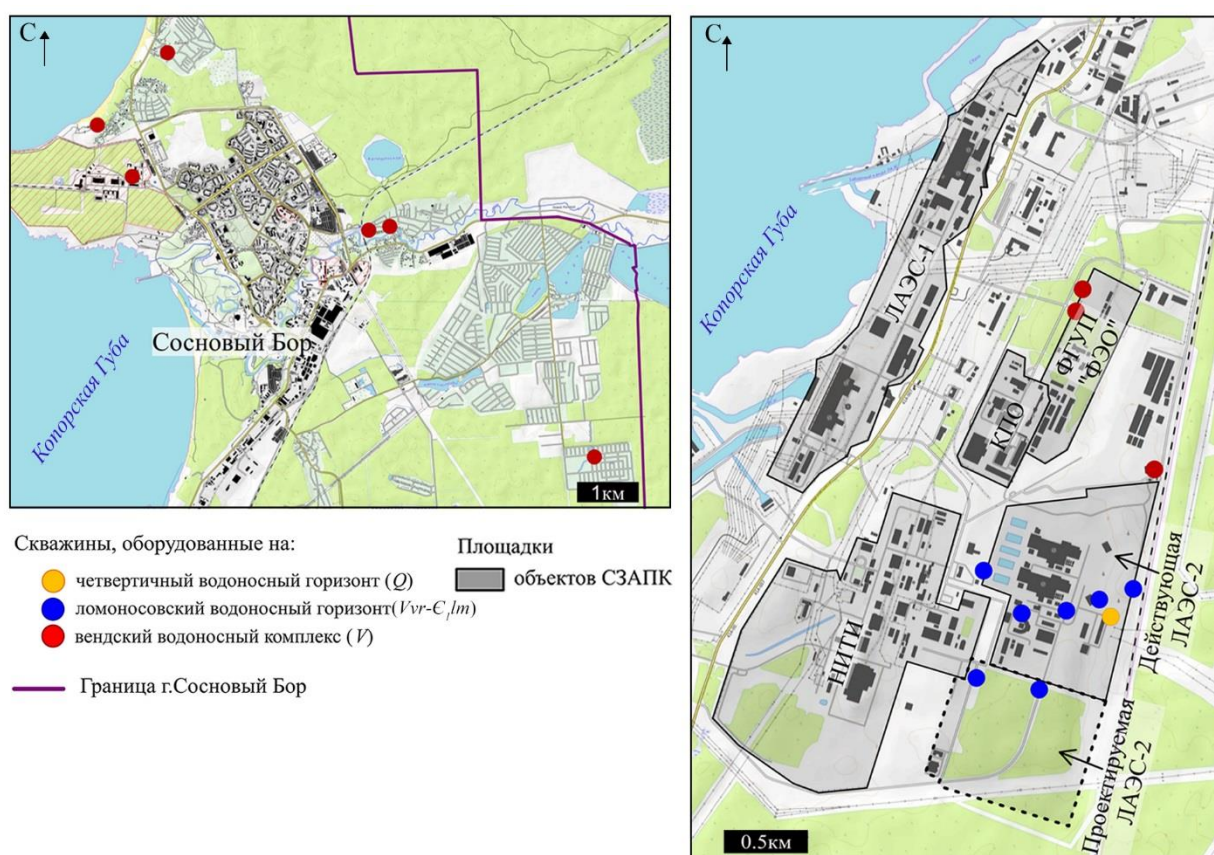


Рисунок 3.2 – Места отбора проб на содержание в подземных водах четвертичного, ломоносовского водоносного горизонта и вендского водоносного комплекса природных радионуклидов

Удельные активности естественных радионуклидов в *четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах* за весь период наблюдений не превышают нормативных значений по СанПиН 2.6.1.2523-09 (НРБ-99/2009) [112]. Полученные результаты указывают на повышенную естественную радиоактивность *вендского водоносного комплекса*, в том числе, повышенное

Таблица 3.6 – Статистические данные по содержанию естественных радионуклидов в подземных водах Сосновоборского промышленного района (период наблюдений 2003-2015 гг.)

Радионуклид	Число определений	Среднее*, Бк/кг	Мин.*, Бк/кг	Макс.*, Бк/кг	УВ _В ** по НРБ-99/2009, Бк/кг [112]
<i>Четвертичный и ломоносовский водоносные горизонты</i>					
район ЛАЭС-2					
$\Sigma\alpha$	27	0,11	0,032	0,28	0,2
$\Sigma\beta$	27	0,21	0,03	0,67	1
Ra-224	4	0,007	0,002	0,018	2,1
Ra-226	9	0,06	0,017	0,097	0,49
Ra-228	17	0,03	0,009	0,071	0,2
Pb-210	17	0,01	0,002	0,06	0,2
Po-210	9	0,004	0,002	0,01	0,11
Rn-222	14	10,1	3	28	60
Th-232	8	0,003	0,002	0,006	0,6
K-40	9	0,18	0,04	0,59	-
U-238	4	0,007	0,005	0,012	3
U-234	3	0,011	0,007	0,02	2,8
<i>Вендский водоносный комплекс</i>					
район ЛАЭС-2					
$\Sigma\alpha$	11	0,44	0,07	1,84	0,2
$\Sigma\beta$	11	0,89	0,33	1,98	1,0
Ra-224	6	0,44	0,03	1,25	2,1
Ra-226	9	0,24	0,02	0,53	0,49
Ra-228	12	0,34	0,01	1,10	0,2
Pb-210	11	0,01	0,002	0,01	0,2
Po-210	9	0,01	0,002	0,02	0,11
Rn-222	7	8,00	5,00	14,00	60
Th-232	3	0,003	0,002	0,004	0,6
K-40	11	0,44	0,07	1,84	-
U-238	11	0,89	0,33	1,98	3
U-234	6	0,44	0,03	1,25	2,8
район г. Сосновый Бор					
$\Sigma\alpha$	7	1,12	0,10	3,90	0,2
$\Sigma\beta$	7	2,58	0,95	4,80	1
Ra-224	4	2,53	1,40	3,10	0,49
Rn-222	1	9,30	9,30	9,30	60
K-40	1	1,40	1,40	1,40	-
Примечание: * – Среднее, медиана, максимальные и минимальные значения рассчитаны только по результатам определений со значениями выше детектируемой активности; ** – Уровень вмешательства в питьевой воде; Жирным шрифтом (курсив) обозначен верхний предел измеренных значений, превышающих УВ _В .					

содержание Ra-228 (среднее значение по скважинам 0,65-0,67 Бк/кг), альфа-активности (до 3,87 Бк/кг) и бета-активности (до 3,18 Бк/кг). Указанные показатели превышают уровень вмешательства (УВ) по НРБ 99/2009.

Сравнивая результаты опробования вендского водоносного комплекса в районе г. Сосновый Бор и промышленной зоне, где расположены объекты СЗ АПК, стоит отметить, что содержания природных радионуклидов превышают УВ и имеют один порядок.

В таблице 3.7 приведены корреляционные связи между измеренными радиологическими показателями в водах вендских отложений.

Таблица 3.7 – Корреляционные связи между радиологическими характеристиками подземных вод вендских отложений

	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	Rn-222	Ra-226	Ra-228	Pb-210	Po-210
$\Sigma\alpha$	1,00						
$\Sigma\beta$	0,76	1,00					
Rn-222	0,42	0,20	1,00				
Ra-226	0,94	0,76	0,48	1,00			
Ra-228	0,70	0,80	0,26	0,77	1,00		
Pb-210	-0,21	-0,21	0,05	-0,18	-0,28	1,00	
Po-210	0,06	-0,19	0,36	0,00	-0,12	0,14	1,00

Из представленных результатов видно, что суммарная α -активность подземных вод вендского водоносного комплекса в большей степени представлена Ra-226, суммарная β -активность Ra-228. Концентрации в воде Ra-226 и его дочернего радионуклида Rn-222 имеют низкую степень связи друг с другом (коэффициент корреляции – 0,48). Это можно объяснить принципиально различными механизмами их мобилизации подземными водами из породной матрицы. Оба покидают кристаллическую решетку материнских минералов за счет диффузии, однако для первого (радия) определяющими являются химические условия среды, а для второго (радона) – дисперсность твердого материала (породы и минералов) [6]. Для радия, находящегося в растворе, существенными оказываются механизмы сорбции-десорбции и соосаждения с барием, в то время как радон совершенно нечувствителен к этим процессам [6].

Низкая связь Pb-210 и Po-210 является следствием наличия промежуточного изотопа Bi-210 и эффектом большей доступности заключительных членов цепочки распада для выщелачивания [107]. Низкий коэффициент корреляции $k = 0,05$ для пары Rn-222 – Pb-210 указывает на то, что свинец выщелачивается непосредственно из породы, а не является продуктом распада цепочки $Ra-226 \rightarrow Rn-222 \rightarrow Po-218 \rightarrow Pb-214 \rightarrow Bi-214 \rightarrow Po-214 \rightarrow Pb-210 \dots$ в воде [107].

Высокая связь концентраций изотопов Ra-226 и Ra-228, несмотря на их отношение к разным радиоактивным рядам (U-238 и Th-232 соответственно), показывает, что содержание радия в воде контролируется не только наличием в водовмещающих породах минералов материнских радионуклидов, но и химическим составом воды [107]. При этом соотношение их удельных активностей является важным показателем соотношения U-238 и Th-232 в породе.

Полученные результаты показывают, что в верхних (четвертичном и ломоносовском) водоносных горизонтах содержание природных радионуклидов в разы ниже уровня вмешательства. Также отмечается, что это содержание ниже, чем в вендском водоносном комплексе.

Высокие содержания природных радионуклидов в вендском водоносном комплексе можно объяснить следующим образом:

1. Подземные воды вендского комплекса в региональном плане характеризуются повышенной радиоактивностью. Она связана в первую очередь с минералами урана и тория (циркон, уртит, титанит и т.д.), встречающимися как в кристаллических породах фундамента, так и непосредственно в вендских водовмещающих породах.

2. Вендский водоносный комплекс изолирован от четвертичного и ломоносовского горизонтов мощной толщей вендских глин и характеризуется затрудненным водообменом, что приводит к накоплению и удержанию природных радионуклидов.

3. В четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах концентрация растворенного бария составляет $0,0002 \text{ г/дм}^3$, а сульфата приблизительно $0,03 \text{ г/дм}^3$. В вендском водоносном комплексе концентрация Ba и SO_4 – $0,003 \text{ г/дм}^3$. При этом минерализация в верхних горизонтах составляет $0,2 \text{ г/дм}^3$, а вендском – 1 г/дм^3 . Ввиду того, что радий является геохимическим аналогом бария и изоморфно должен входить Ba-содержащие минералы (барит BaSO_4 , карбонат BaCO_3), высокие концентрации Ba в подземной воде вендского комплекса будут ассоциироваться с повышенными содержаниями растворенного радия.

4. Повышенная концентрация K-40 в вендском водоносном комплексе связана с его содержанием как в кристаллических породах фундамента, так и в водовмещающих породах.

Исходя из представленных результатов для подземных вод рассматриваемого района характерна естественная радиоактивность:

— в четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах по радю (Ra-224 $<0,01 \text{ Бк/кг}$, Ra-226 $<0,1 \text{ Бк/кг}$, Ra-228 $<0,3 \text{ Бк/кг}$), свинцу (Pb-210 $<0,01 \text{ Бк/кг}$), полонию (Po-210 $<0,04 \text{ Бк/кг}$), радону (Rn-222 $<10 \text{ Бк/кг}$), торию (Th-232 $<0,03 \text{ Бк/кг}$), калию (K-40 $<0,2 \text{ Бк/кг}$), урану (U-238 $<0,07 \text{ Бк/кг}$, U-234 $<0,01 \text{ Бк/кг}$);

— в вендском водоносном комплексе по радю (Ra-224 $<1,3 \text{ Бк/кг}$, Ra-226 – $0,02\text{--}3,1 \text{ Бк/кг}$, Ra-228 – $0,01\text{--}1,1 \text{ Бк/кг}$), свинцу (Pb-210 $<0,01 \text{ Бк/кг}$), полонию (Po-210 $<0,02 \text{ Бк/кг}$), радону (Rn-222 – $5\text{--}14 \text{ Бк/кг}$), калию (K-40 – $0,35\text{--}1,4 \text{ Бк/кг}$).

3.3.2. Содержание техногенных радионуклидов в подземных водах

3.3.2.1. Фоновое содержание техногенных радионуклидов в подземных водах

До начала строительства объектов СЗ АПК данные о фоновом содержании техногенных радионуклидов в подземных водах района Ленинградской АЭС были крайне ограничены, поэтому в качестве ориентира принимались значения, полученные по речным водам и единичным данным

опробования подземных вод. Для Sr-90 и Cs-137 они не превышали единиц и десятков мБк/кг [108].

В период с 2010 по 2015 гг. на площадке ЛАЭС-2 и прилегающих территориях проводились исследования, которые позволили получить данные о величинах активности Cs-137, Sr-90, трития, суммарной бета- и альфа-активности (рисунок 3.3). На момент проведения опробования на площадке ЛАЭС-2 велись работы по строительству станции и потенциальные радиоактивные источники загрязнения отсутствовали.

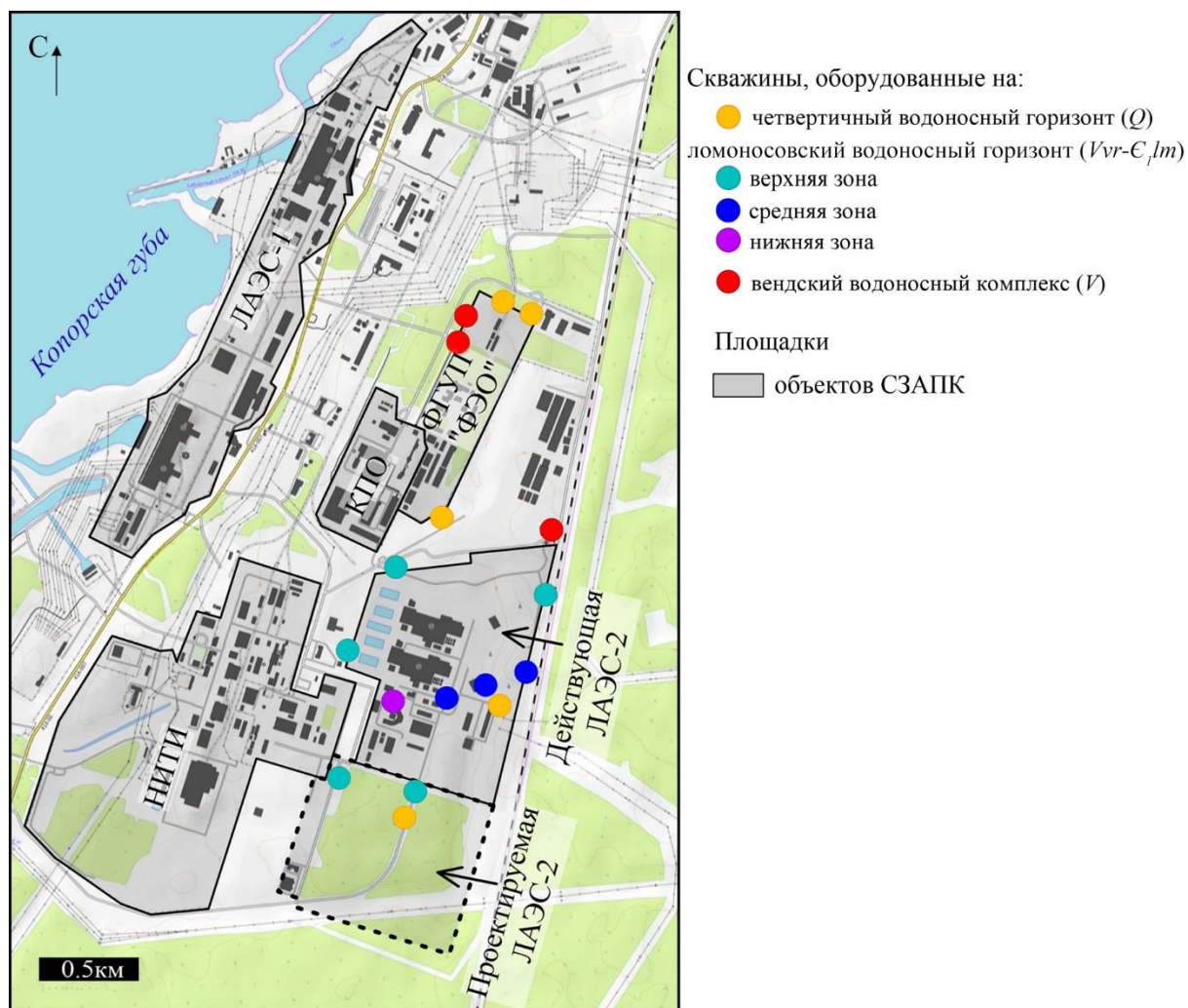


Рисунок 3.3 – Места отбора проб на фоновое содержание в подземных водах четвертичного, ломоносовского водоносного горизонта и вендского водоносного комплекса техногенных радионуклидов

Радиологическое опробование подземных вод выполнялось в 18 скважинах, оборудованных на четвертичный, ломоносовские водоносные горизонты и вендский водоносный комплекс. Основные определяемые

радионуклиды и их концентрации представлены в таблице 3.8. Из представленных данных видно, что в целом в подземных водах содержание техногенных радионуклидов не превышает допустимых значений.

Таблица 3.8 – Статистические данные по содержанию техногенных радионуклидов в подземных водах района г. Сосновый Бор (период наблюдений 2010-2015 гг.)

Радионуклид	Число определений	Среднее, Бк/кг	Мин., Бк/кг	Макс., Бк/кг	УВВ по НРБ-99/2009, Бк/кг [112]
<i>Четвертичный водоносный горизонт</i>					
$\Sigma\alpha$	8	0,11	0,03	0,19	0,2
$\Sigma\beta$	8	0,21	0,1	0,45	1,0
Cs-137	8	0,01	0,002	0,04	11
Sr-90	7	0,02	0,0036	0,11	4,9
Тритий	21	8,7	1,02	56	7600
<i>Ломоносовский водоносный горизонт</i>					
$\Sigma\alpha$	28	0,11	0,02	0,28	0,2
$\Sigma\beta$	28	0,22	0,03	0,67	1,0
Cs-137	26	0,010	0,002	0,03	11
Sr-90	29	0,009	0,001	0,027	4,9
Тритий	39	6,2	0,18	99,7	7600
<i>Вендский водоносный комплекс</i>					
$\Sigma\alpha$	0,44	0,24	0,07	1,84	0,2
$\Sigma\beta$	0,89	0,83	0,33	1,98	1,0
Cs-137	10	0,016	0,005	0,05	11
Sr-90	11	0,030	0,004	0,16	4,9
Тритий	13	71,5	0,07	870	7600

Таким образом, в районе расположения строящейся ЛАЭС-2 для техногенных радионуклидов характерны следующие фоновые значения: тритий – 1,0-4,0 Бк/кг; Sr-90 – 0,004-0,030 Бк/кг; Cs-137 – 0,003–0,040 Бк/кг. Фон по β -активности, на основании вышеизложенного, принимается равным 0,03–1,0 Бк/кг, α -активности – 0,02-0,2 Бк/кг.

Распределение всего массива определений радионуклидов по интервалам значений, соответствующим различной степени превышения природного фона (загрязнения) подземных вод (рисунок 3.4) показывает, что по техногенным радионуклидам, формирующим основные поля загрязнения (Cs-137, Sr-90, тритий), более 60% замеров находятся в пределах сотых и первых десятых долей, т.е. соответствуют фоновым концентрациям, а около 20% превышают их.

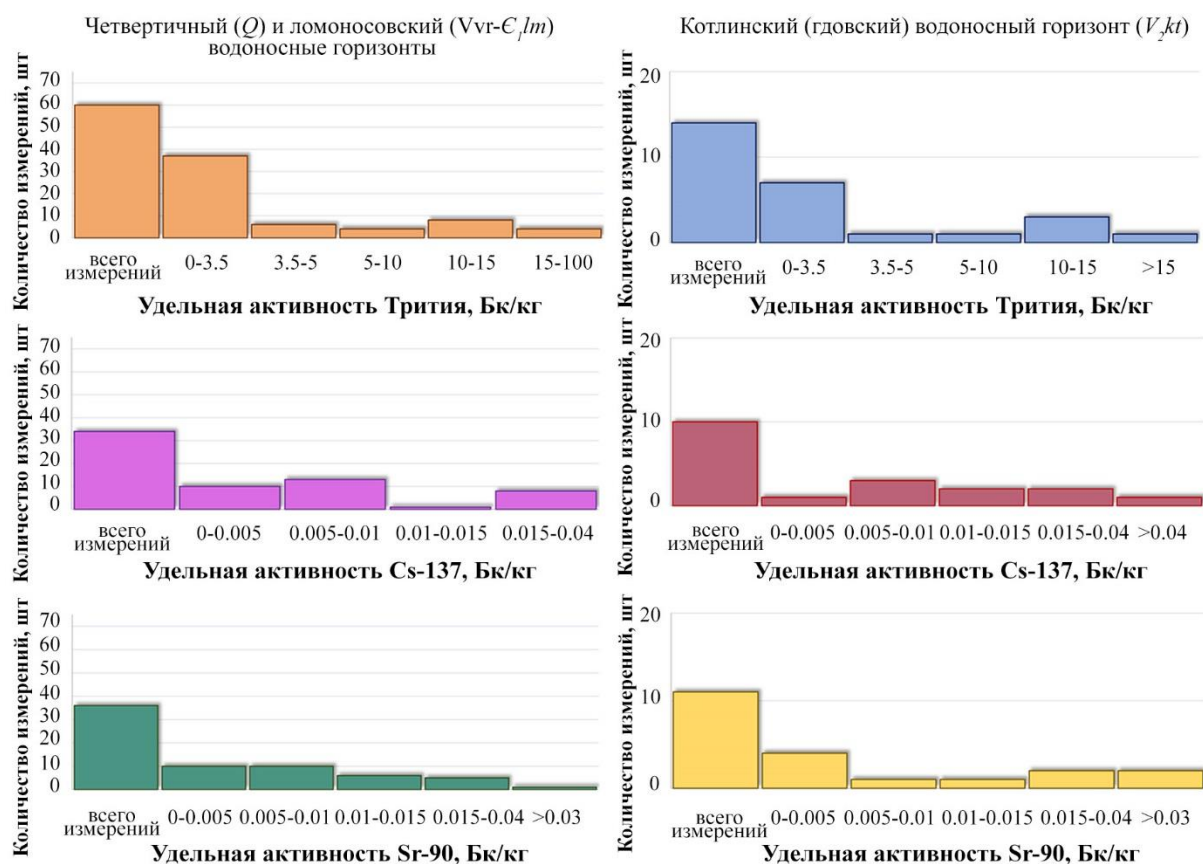


Рисунок 3.4 – Гистограммы распределения содержания Cs-137, Sr-90, трития в подземных водах по результатам опробования 2010-2015 гг. на площадке ЛАЭС-2 и смежных территориях

Средние значения Cs-137 и Sr-90 в целом лежат в пределах фоновых концентраций. Средняя объемная активность трития не превышает 3,5 Бк/кг в 60% исследуемых скважинах, и в 16% скважинах – 10 Бк/кг. При этом высокие значения обусловлены единичными замерами, после чего значения вернулись на уровень фоновых значений.

Обобщая вышеизложенное можно сделать вывод, что подземные воды территории ЛАЭС-2 (на период проектирования и строительства) не подвержены радионуклидному загрязнению. Это связано с тем, что площадка ЛАЭС-2 располагается выше по потоку (общее направление потока подземных вод исследуемой территории – северо-западное, западное (см. главу 2.5)), а также концентрации регистрируемых значений техногенных радионуклидов лежат в пределах фона, характерного для данного района. Поэтому при дальнейшем анализе территорию площадки ЛАЭС-2 можно рассматривать как «фоновую».

3.3.2.2. Содержание техногенных радионуклидов в подземных водах СЗ АПК

Изучение содержания техногенных радионуклидов в подземных водах будет проводиться в пределах СЗ АПК, как одного из источника радиационного воздействия на природные объекты. На территории рассматриваемых ОИАЭ организована система мониторинга подземных вод, которая постоянно модернизируется. Основные регистрируемые радионуклиды здесь представлены изотопами Cs-137, Sr-90, Co-60 и тритием, также отбираются пробы на содержание суммарной α - и β -активностей, которые являются скрининговым показателем. Определение последних показателей необходимо рассматривать как экспресс-метод, который позволяет в оперативном режиме качественно (не количественно) отследить возможные аварийные утечки в подземные воды техногенных α - и β -излучающих радионуклидов.

Нормативы качества (уровни вмешательства) подземных вод по радиационным показателям, согласно СанПиН 2.6.1.2523-09 (НРБ-99/2009) составляют для: трития – 7600 Бк/кг; Sr-90 – 4,9 Бк/кг; Cs-137 – 11 Бк/кг; Co-60 – 40 Бк/кг; суммарной α - и β -активностей 0,2 Бк/кг и 1 Бк/кг соответственно.

Филиал «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «ФЭО» (ранее ЛСК «Радон») с приповерхностными хранилищами твердых РАО (ФГУП «ФЭО») не производит сбросов радиоактивных стоков в окружающую среду. Все стоки, загрязнённые радиоактивными веществами, проходят стадию переработки и хранятся как радиоактивные отходы в твердом состоянии.

В конце 80-х годов на территории ФГУП «ФЭО» рядом с действующими хранилищами радиоактивных отходов (РАО) в пробах подземных вод начали фиксировать высокие значения техногенных радионуклидов. Уже в начале 90-х гг., в период максимальных протечек [108], в ближайших к хранилищам скважинах максимальная активность трития составила $4 \cdot 10^7$ Бк/кг, Sr-90 –

$5 \cdot 10^3$ Бк/кг, Cs-137 – $0,65 \cdot 10^3$ Бк/кг. Остальные радионуклиды (Sb-125, Co-60 и др.) фиксировались в грунтовых водах со значительно более низкой объемной активностью (в пределах 4–30 Бк/кг). Для предотвращения утечек и контакта РАО с подземными водами провели инженерные мероприятия, благодаря которым наметилась положительная динамика изменения радиационного состояния подземных вод. Опробование скважин на территории ФГУП «ФЭО» в 2017 г. дало следующие значения удельной активности в 26 скважинах (Бк/кг): α -активность – 0,9, β -активность – 5,3, тритий – $6,7 \cdot 10^4$, Cs-137 – 0,5, Co-60 – 0,013.

Более детально история радиоактивного загрязнения подземных вод площадки и её современное состояние будет рассмотрено в главе 4.

Ещё одним возможным источником радиационной опасности является **комплекс по переработке отходов (КПО)**, включающий действующее временное хранилище жидких РАО (ХЖО) ЛАЭС. Хранилище отработавшего ядерного топлива, рассчитано на хранение 37320 ОТВС (отработавших тепло-выделяющих сборок). На 2009 г. в бассейнах выдержки ХОЯТ находилось 32393 ОТВС. Годовое образование жидких радиоактивных отходов (ЖРО) на ЛАЭС (без переработки) составляет от $4 \cdot 10^4$ до $12 \cdot 10^4$ м³ (по обеим очередям ЛАЭС), кроме того, на ХЖО поступают жидкие радиоактивные отходы от других организаций [72]. На 2020 г. на ХЖО ЛАЭС хранилось 3784 м³ ЖРО с общей активностью $1,03 \cdot 10^{15}$ Бк [83].

В 2009 г. СПбО ИГЭ РАН на площадке КПО было проведено опробование 8 скважин (рисунок 3.5). Согласно полученным результатам радиационный фон подземных вод на данном участке повышен. За время наблюдений здесь неоднократно фиксировалось повышенная суммарная β -активность подземных вод, повышенное содержание трития, Sr-90, Cs-137 и Cs-134. Максимальных величин (превышающих для трития и бета-активности УВ по НРБ-99/2009), как и на территории ФГУП «ФЭО», эти показатели достигли в 1991 г., что позволяет предположить единый источник загрязнения. Опробование ряда скважин КПО в 2009 г. показало повышенное содержание

третия в нескольких наблюдательных скважинах, расположенных вдоль границы с ФГУП «ФЭО». Содержание Cs-137 и Sr-90 в большинстве опробованных скважин в 2009 г. было также несколько выше фоновых значений (таблица 3.9).

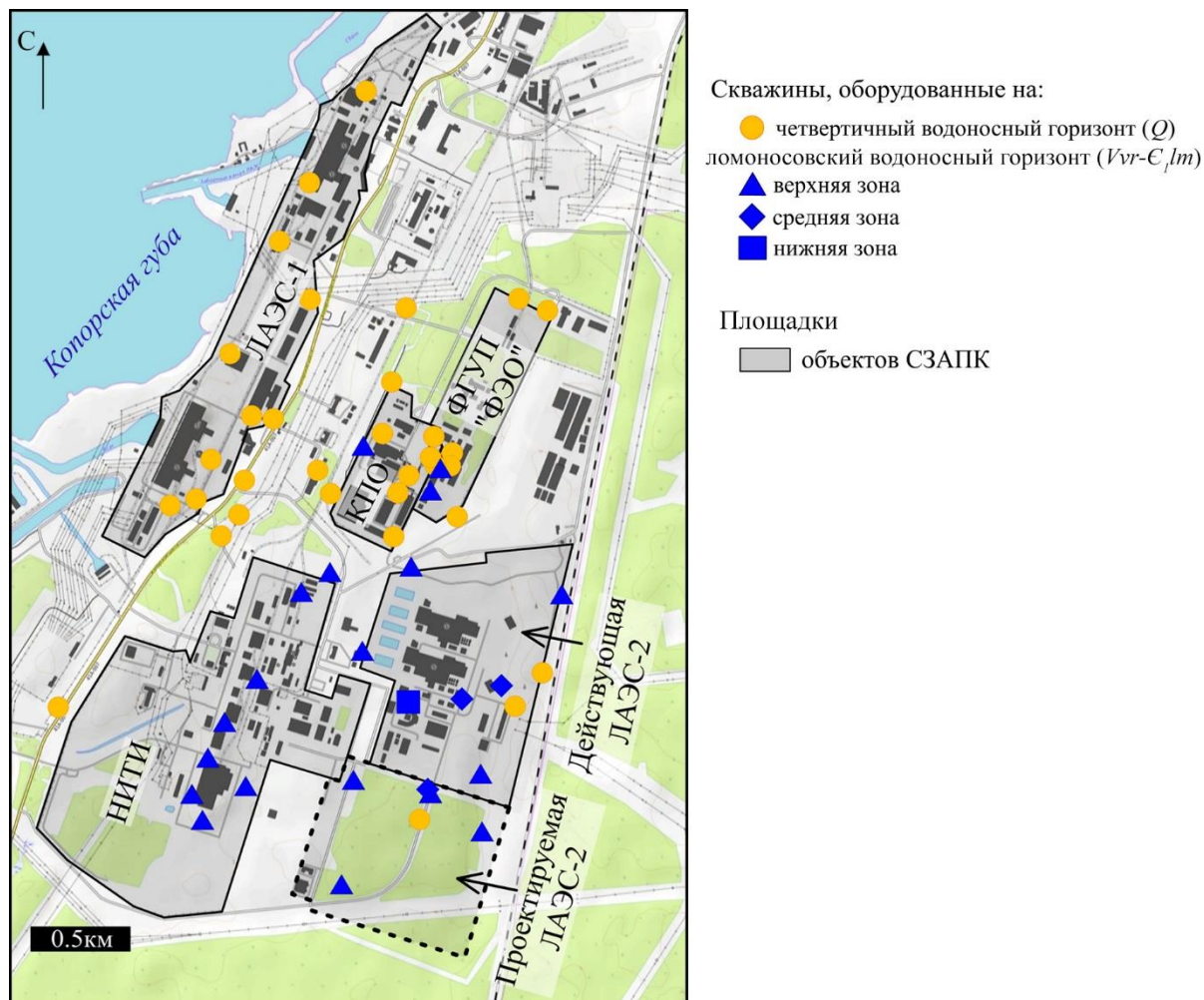


Рисунок 3.5 – Места отбора проб на содержание в подземных водах техногенных радионуклидов (2009-2015 гг.)

Учитывая локализацию наиболее интенсивного загрязнения подземных вод на ФГУП «ФЭО» вдоль его западной границы при преобладающем направлении потока подземных вод в сторону Финского залива, весьма вероятен перенос радионуклидного загрязнения в этом направлении на соседнюю территорию – КПО.

Ленинградская АЭС (ЛЭЭС-1) с четырьмя реакторами типа РБМК-1000 и всей транспортно-технологической инфраструктурой обеспечивает доставку

и хранение ядерного топлива, хранение отработавшего ядерного топлива, обращение с радиоактивными отходами.

Таблица 3.9 – Статистические данные по содержанию техногенных радионуклидов в грунтовых водах площадок СЗ АПК (2009-2015 гг.)

Радионуклид	Число определений	Среднее, Бк/кг	Мин., Бк/кг	Макс., Бк/кг	УВ _В по НРБ-99/2009, Бк/кг [99]
<i>КПО ЛАЭС (2009 г.)</i>					
Cs-137	2	1,15	0,1	2,2	11
Sr-90	8	0,13	0,01	0,67	4,9
Тритий	3	$1,6 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^3$	$4,7 \cdot 10^5$	7600
<i>ЛАЭС-1 (2009 г.)</i>					
Cs-137	3	0,13	0,13	0,14	11
Sr-90	9	0,05	0,01	0,13	4,9
Co-60	3	0,12	0,1	0,13	40
<i>между площадками КПО ЛАЭС и ЛАЭС-1 (2009-2015 гг.)</i>					
Cs-137	29	0,17	0,002	4,7	11
Sr-90	28	0,02	0,003	0,1	4,9
Тритий	93	59	0,02	1460	7600
<i>НИТИ (2009-2010 гг.)</i>					
Cs-137	7	0,024	0,023	0,027	11
Sr-90	8	0,017	0,014	0,022	4,9
Тритий	8	5	5	5	7600

Наблюдения за составом и режимом подземных вод на площадке ЛАЭС-1 выполняются их службами радиационной безопасности в соответствии с утвержденными регламентами. На территории промплощадки ЛАЭС-1 в 1991 г. отмечалось превышение удельных активностей Cs-137 (до 6 раз) и Sr-90 (до 45 раз) над фоновыми уровнями. Локальное повышение активности трития наблюдалось в районе площадки первой очереди (170 – 180 Бк/кг). В начале 2000-х гг. в грунтовых водах присутствовали Cs-137 и Sr-90, причем удельные активности последнего превышали природный фон в 2–5 раз [108].

В 2009 г. СПБО ИГЭ РАН на площадке ЛАЭС-1 было проведено опробование 9 скважин (см. рисунок 3.5). По результатам опробования содержание Sr-90 в подземных водах повсеместно ниже УВ по НРБ-99/2009. В большинстве скважин оно близко к фоновым значениям и не превышает сотых долей Бк/кг. Максимальное значение – 0,13 Бк/кг отмечено в одной скважине (см. таблицу 3.9).

На территории *между площадками КПО и ЛАЭС* – в зоне предполагаемого транзита загрязнения от ФГУП «ФЭО» – в начале 1990-х гг. по данным НПО «Радиовый институт» было установлено загрязнение подземных вод тритием (до тысяч Бк/кг), повышенные концентрации Sr-90 (до 67 Бк/кг) и Cs-137 (до 20 Бк/кг) [108]. Опробование СПБО ИГЭ РАН в 2013 г. подтвердило наличие тритиевого загрязнения, не достигающего УВ по НРБ 09/99, но достаточно высокого (на три порядка выше природного фона). Наибольшие значения в 2013 г. – 475,8 и 406,2 Бк/кг – отмечены в скважинах на четвертичный горизонт, расположенных рядом с территорией ЛАЭС. Объемная активность Sr-90 на этом участке незначительно повышена в ряде скважин, содержание Cs-137 – в пределах фоновых содержаний (см. таблицу 3.9).

Научно-исследовательский технологический институт имени А.П. Александрова (НИТИ) с комплексом экспериментальных ядерных установок, в состав которого входят и крупномасштабные стенды для исследования поведения установок в критических ситуациях; здесь же находится установка по переработке ЖРО НИТИ.

Радионуклидный состав вод достоверно представлен здесь Sr-90 в диапазоне объемных активностей от 10 до 30 Бк/м³ (см. таблицу 3.9). Содержание Cs-137 – во всех скважинах ниже минимально детектируемой активности ($1,2 \cdot 10^{-2}$ Бк/кг). Суммарная бета-активность грунтовых вод выше суммы активности обнаруженных радионуклидов. Таким образом, подземная гидросфера на территории НИТИ не загрязнена, в частности, влияние хранилищ ФГУП «ФЭО» на радиоактивность грунтовых вод не прослеживается.

На основании данных радиационного мониторинга подземных вод исследуемой территории построены карты площадного распределения техногенных радионуклидов по скважинам сети мониторинга за период наблюдений 2009-2015 гг. (рисунке 3.6).



Рисунок 3.6 – Распределение содержания техногенных радионуклидов в подземных водах исследуемой территории по данным опробования 2009–2017 гг.

Исходя из вышеизложенного, на рассматриваемой территории по степени загрязнения подземных вод радионуклидами выделяются три зоны (рисунок 3.7):

1 – зона с высоким уровнем загрязнения. К ней относятся территории филиала ФГУП «ФЭО», и частично, КПО, где находятся основные источники поступления радионуклидов в подземные воды рассматриваемого района. Здесь отмечаются превышения УВ по ряду показателей, главным образом, по содержанию трития.

2 – зона со средним уровнем загрязнения. Формируется за счет движения ореола вниз по потоку из зоны с высоким уровнем загрязнения и разбавления загрязненных подземных вод чистыми. Данная зона характеризуется повсеместным повышенным относительно фона содержанием трития и, в

отдельных скважинах – Sr-90. Средний уровень загрязнения наблюдается на территории от КПО в сторону Копорской губы, захватывая площадку ЛАЭС.

3 – зона с низким уровнем загрязнения. К ней относятся территории площадок ЛАЭС-2 и НИТИ, где фиксируются удельные активности радионуклидов, соответствующие фоновыми содержаниями.

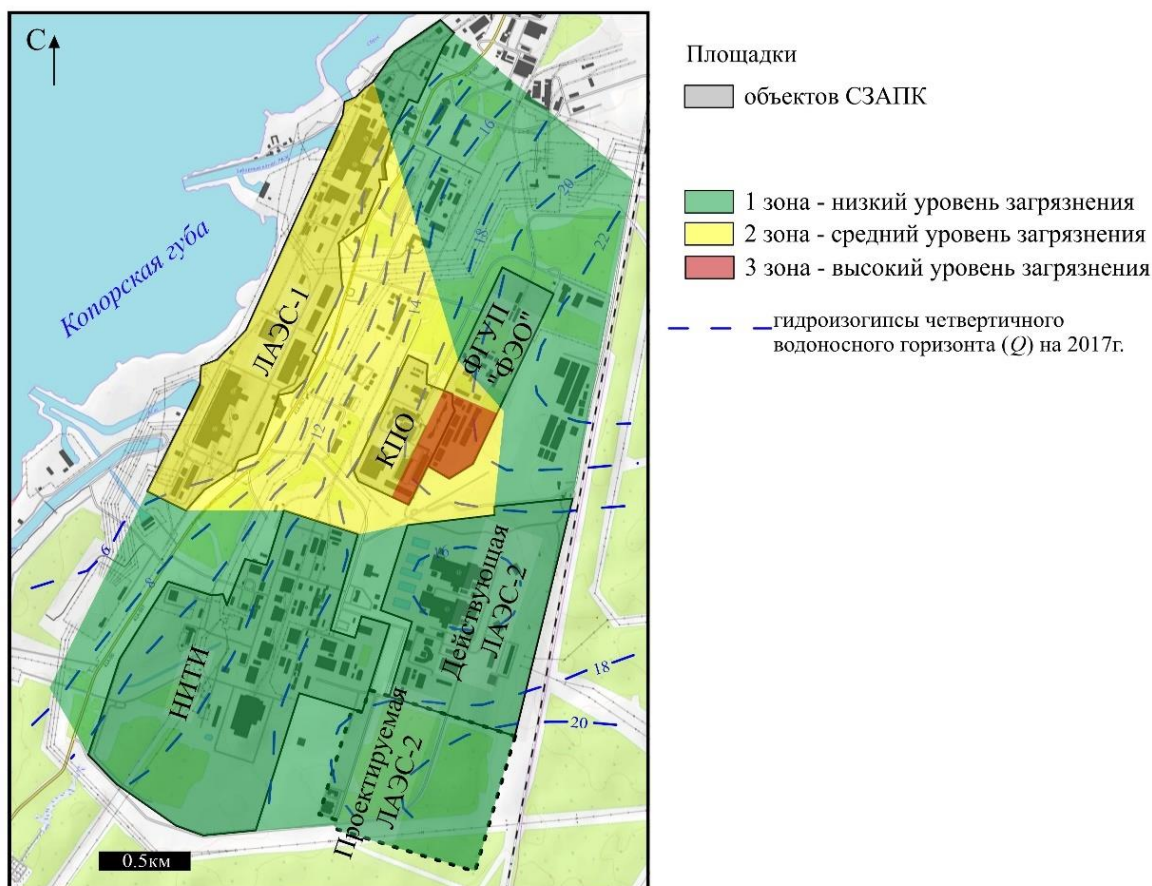


Рисунок 3.7 – Схематическая карта зон, выделенных по степени загрязнения подземных вод в районе СЗ АПК

3.4. Содержание радионуклидов в почвах района исследований

Почва является одним из компонентов природной системы, аккумулирующих и переносящих радионуклиды. В земной коре содержится относительно небольшое количество природных радиогенных элементов, которые не имеют стабильных изотопов и являются радиоактивными. К ним относятся изотопы урана (U-238, U-234), тория (Th-232), и радионуклиды, образованные в процессе их радиоактивного распада – радий (Ra-224, Ra-226, Ra-228), радон (Rn-222), полоний (Po-210), свинец (Pb-210) и др. К тому же сохранилось несколько долгоживущих радионуклидов, имеющих и

стабильные изотопы. Среди них калий (K-40), рубидий (Rb-87) и радионуклиды космогенного происхождения – углерод (C-14), тритий и др. [1]. Радиоактивность почв в значительной степени определяется концентрацией радионуклидов в материнской породе. Почвы, образованные в результате разрушения магматических пород, содержат большее количество урана, радия, тория, калия, чем почвы из ультраосновных и основных пород. Глинистые почвы за счет высокого содержания коллоидных фракций хорошо сорбируют и удерживают различные элементы, чем песчаные [11]. Суммарная активность элементов природного происхождения составляет около 10^{26} Бк, что примерно в 10 раз превышает активность техногенных радионуклидов [111].

Опасными для состояния здоровья населения являются техногенные радионуклиды, которые в отличие от природных, как правило диспергированных в верхней части земной коры и не представляющих опасности, образуют радиотоксичные скопления. Среди основных техногенных источников радиоактивного загрязнения почвенно-растительного комплекса выделяют: глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов в результате испытания ядерного оружия, которые проводились различными странами (США, СССР, Великобритания, Франция, Китай и др.) в период с 1945 по 1996 гг., авария на Чернобыльской АЭС, аварийные и штатные выбросы с предприятий ядерно-топливного цикла [11]. Одним из механизмов, играющего важную роль в миграции радионуклидов является ветровой подъем, за счет которого происходит поднятие частиц почвы с поверхности и перенос на расстояния десятков километров от места выпадения. В почве радионуклиды включаются в различные процессы, среди которых наибольшее значение имеют сорбция и миграция. В результате перемещения в почве и поглощения корнями растений радиоактивные вещества поступают в части растительности, представляющей пищевую или кормовую ценность [3]. Ещё одним механизмом является выпадение атмосферных осадков на земную поверхность. При сильных

ливневых дождях возможен значительный смыв радионуклидов с дневной поверхности в водоем, загрязнение ими рек, озер, водохранилищ – источников питьевой и поливной воды, и дальнейшее их накопление в донных осадках. Также попадающие в почву радионуклиды могут частично вымываться из неё и попадать в грунтовые воды, которые могут быть источником питьевого водоснабжения [3].

На Европейской части территории России существенный вклад в загрязнение воздуха вносит ветровой подъем радиоактивной пыли в регионах, загрязненных в результате Чернобыльской аварии. В результате Чернобыльской катастрофы (1986 г.) на квадратный километр площади водосборного бассейна Копорской губы поступило в среднем около 8,5 ГБк долгоживущего Cs-137, концентрации I-131 в аэрозольной компоненте воздуха г. Сосновый Бор 29-30 апреля (а в питьевой воде – 1-6 мая 1986 г.), достигали допустимой для ограниченной части населения. В последнее время идентифицируется только Cs-137. Согласно данным Росгидромета [88-105] с 1998 г. выпадение Cs-137 имеет тенденцию к уменьшению. В 2020 г. атмосферные выпадения Cs-137 в санитарно-защитной зоне (СЗЗ – 1,5 км вокруг ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2) первой и второй очереди ЛАЭС составили 0,021 Бк/м²·сут [105].

По состоянию на начало 90-х гг. в районе расположения промышленной зоны г. Сосновый Бор загрязнение изотопом Cs-137 составляло более 0,5 Ки/км² (18,5 кБк/м²), возрастая ближе к п. Копорье (более 20 кБк/м²) (рисунок 3.8). По состоянию на 2020 г. в СЗЗ и ЗН (зона наблюдений – 17 км вокруг ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2) ЛАЭС радиоактивное загрязнение почв обусловлено радионуклидом Cs-137 и составляет 2,18 кБк/м² (СЗЗ) и 2,07 кБк/м² (ЗН). Поверхностная загрязненность почв (по Cs-137) находится в пределах естественного глобального фонового уровня (1,1-3,7 кБк/м²) и более чем на порядок ниже величины уровня относительно удовлетворительной экологической ситуации (МПР России) для Cs-137 – $3,7 \cdot 10^4$ Бк/м².

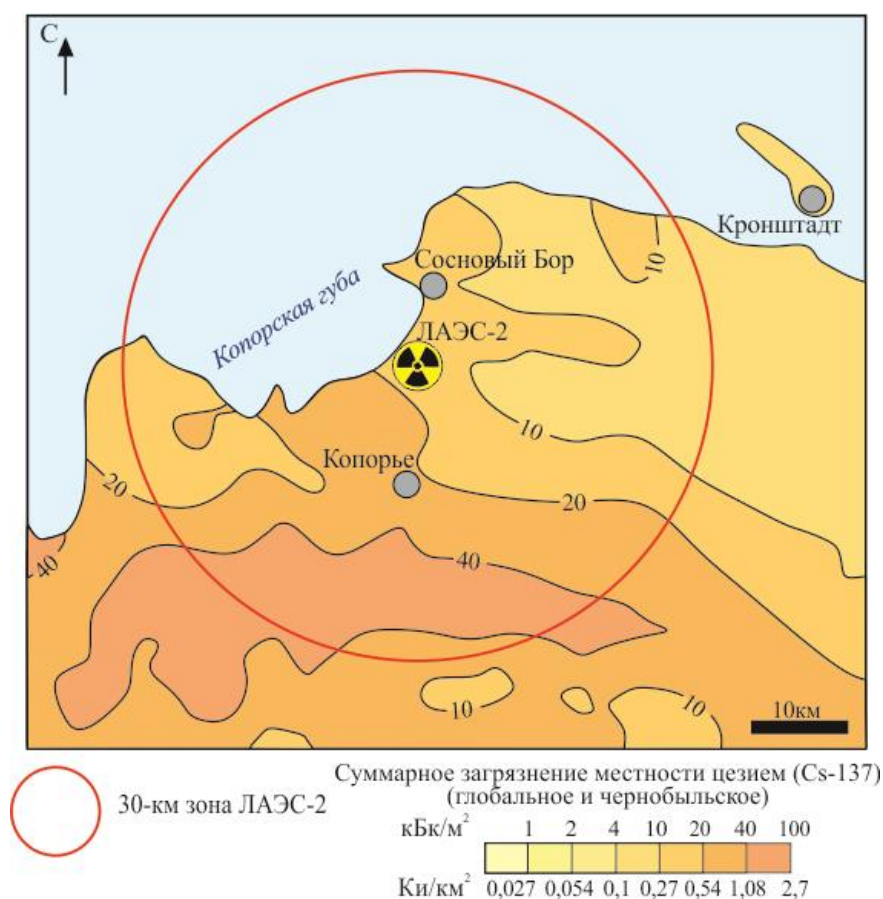


Рисунок 3.8 – Плотность загрязнения дневной поверхности Cs-137 (1998 г)
(выкопировка из [10])

Согласно фоновым материалам в 2011-2014 гг. в пределах 30-км ЛАЭС-2 проводился спектрометрический анализ почв на содержание в них природных и техногенных радионуклидов, результаты которого показали, что максимальные значения приурочены к первым от поверхности слоям (глубина 0-5 см от поверхности). Среднегодовые удельные активности радионуклидов в пробах почв, отобранных в районе ЛАЭС-2, в 2011 году составили Cs-137 – 31 Бк/кг; Ra-226 – 17 Бк/кг, Ra-228 – 21 Бк/кг, K-40 – 357 Бк/кг. В 2012 году содержание радионуклидов выросло и составило: Cs-137 – 173 Бк/кг; Ra-226 – 51 Бк/кг, Ra-228 – 75 Бк/кг, K-40 – 404 Бк/кг. Согласно представленным в таблице 2.11 данным среди естественных радионуклидов в почвах 30-км зоны ЛАЭС-2 преобладает K-40, а среди техногенных – Cs-137. В целом удельные активности природных и техногенных радионуклидов не превышают допустимых значений, при которых почвы могут относиться к радиоактивным отходам (таблица 3.10). Содержание в почве радионуклидов Ra-226,228, Th-

232, Sr-90 менее вариабельно, чем содержание Cs-137, что обусловлено влиянием чернобыльских выпадений (таблица 3.10).

Таблица 3.10 – Статистические данные по содержанию радионуклидов в пробах почв 30-км зоны ЛАЭС-2 (2011-2014 гг.)

Радионуклид	Cs-137	Ra-226	Ra-228	K-40	Th-232
	Бк/кг				
Минимальное	2,5	5,3	6,4	39,2	5,9
Максимальное	700	110	45	980	48
Среднее	109,4	24,6	26,7	563	23,4
Медиана	84,5	20,8	30	600	22
Дисперсия	9677,7	332,6	149,4	59645,8	153,4
Стандартное отклонение	98,4	18,2	12,2	244,2	12,4
Число определений	91	91	33	91	57
Удельная активность из Приложения 5 ОСПОРБ-99/2010* [118]	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^3$
<i>Примечание.* - Предельные значения удельной активности радионуклидов в отходах для отнесения их к радиоактивным отходам</i>					

В пределах территории СЗ АПК максимальные удельные активности Cs-137 в почвах фиксируются около промплощадки ФГУП «ФЭО» (рисунок 3.9). Также высокие значения Cs-137 отмечаются в почвах района п. Копорье. За 2019 г. средние удельные активности составили для: Cs-137 – 28 Бк/кг (1278 Бк/м^2); Sr-90 – 3 Бк/кг (149 Бк/м^2), K-40 – 719 Бк/кг (36450 Бк/м^2). В 2020 г. содержание техногенных и природных радионуклидов снизилось: Cs-137 – 12 Бк/кг (674 Бк/м^2); Sr-90 – 2 Бк/кг (85 Бк/м^2), K-40 – 567 Бк/кг (31007 Бк/м^2). Несмотря на то, что среди техногенных радионуклидов удельная активность Cs-137 преобладает, в целом его содержание находится в пределах фоновых значений ($1,1\text{-}3,7 \text{ кБк/м}^2$), характерных для рассматриваемого региона. Удельные активности рассматриваемых техногенных радионуклидов в почвах не превышают допустимых значений, при которых согласно Приложению 3 СП 2.6.1.2612-10 (ОСПОРБ 99/2010) [118] допускается неограниченное использование твердых материалов.

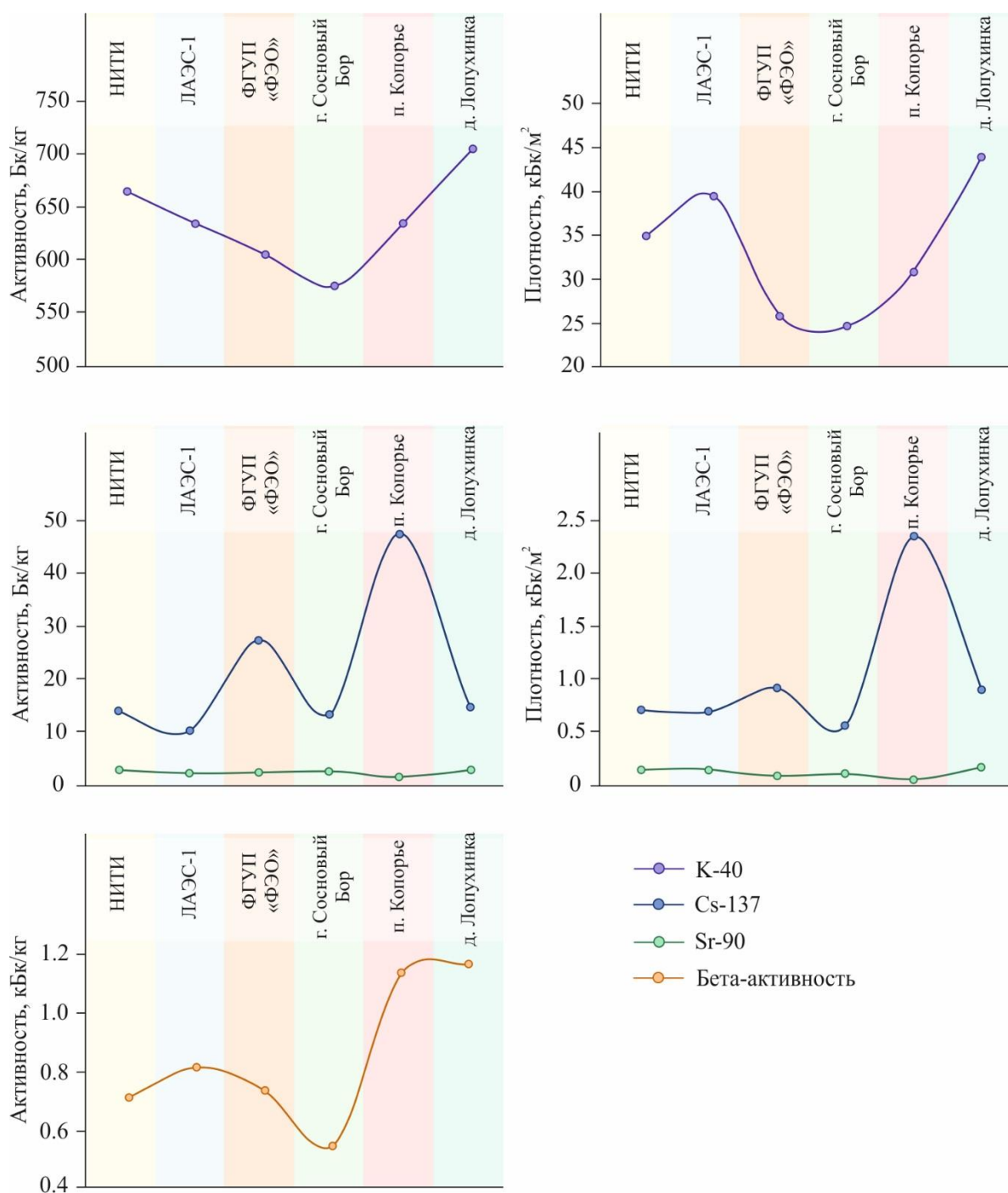


Рисунок 3.9 – Графики изменения удельной активности нуклидов и плотности поверхностного загрязнения почв района исследований в 2020 гг.

В 2021 г. автором совместно с сотрудниками СПбО ИГЭ РАН проведено опробование почв в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 с целью характеристики физических (гранулометрический состав) и сорбционных её свойств. Для этого были выбраны четыре точки, в которых можно охарактеризовать почвенный профиль территории исследований: на северной границе Ижорского плато, вблизи глинта, на территории Предглинтовой низменности,

в районе обширного верхового болота вблизи озера Лубенское и на участке высокой поймы в долине реки Коваши (рисунок 3.10). Пробы почв отбирались из шурфов цилиндром-буром по глубине (от 0,04 до 2 м) с учетом изменения их морфологических признаков: цвета, структуры, гранулометрического состава, наличие включений и новообразований. Отобранные пробы передавались в лабораторию для исследований физических и сорбционных свойств.

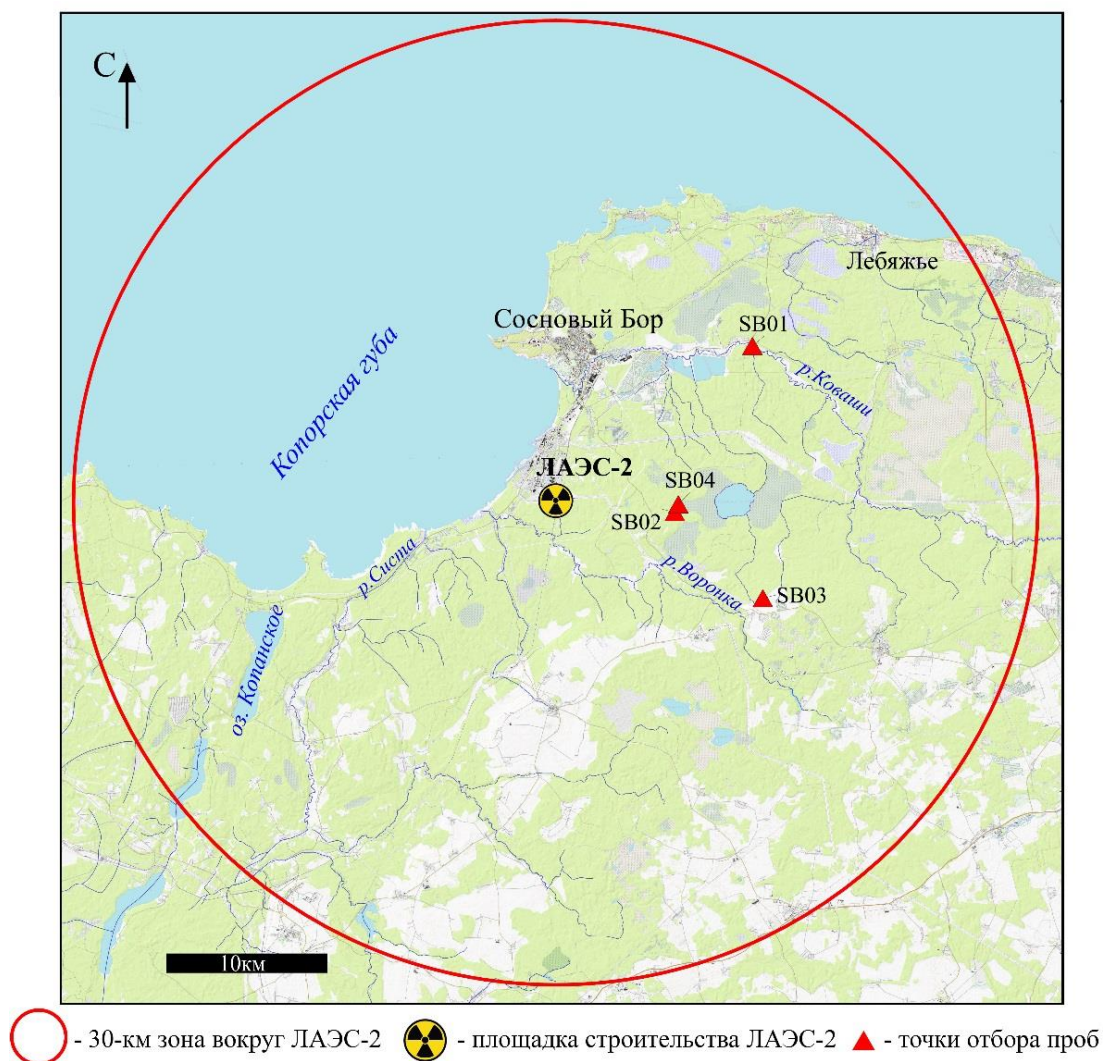


Рисунок 3.10 – Пункты отбора образцов почв в 2021 г.

Гранулометрический состав почв определялся согласно ГОСТ 12536- 2014 «Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава» ситовым методом, для фракций диаметром менее 0,1 мм – ареометрическим. Результаты лабораторных исследований показали, что по степени

неоднородности гранулометрического состава все отобранные образцы почв являются неоднородными (таблица 3.11). По опубликованным данным [55, 85] исследуемые почвы (подзолистые, дерновые и болотные) характеризуются емкостью катионного обмена (ЕКО) в диапазоне от 2 до 20 ммоль-экв/100г почвы, достигая в торфяных 40 ммоль-экв/100г почвы, что характеризует их средний и высокий уровень поглотительной способности.

Таблица 3.11 – Характеристика физических свойств отобранных образцов почв в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2

№ пробы	Кумулятивная кривая гранулометрического состава	Степень неоднородности гранулометрического состава, C_u
SB01		$\frac{d_{60}}{d_{10}} = 17,5$
SB02		$\frac{d_{60}}{d_{10}} = 250$
SB03		$\frac{d_{60}}{d_{10}} = 67$

Наиболее полное отражение сорбционных процессов находится в экспериментальном определении коэффициента сорбционного распределения (K_d) для Cs-137, Sr-90 и др., который в свою очередь используется в прогнозных моделях радиоактивного загрязнения. Эксперименты проводились с использованием воды, отобранной из р. Воронка в районе устья. Средний химический состав воды представлен в таблице 3.12.

Таблица 3.12 – Состав воды, используемой в качестве раствора в сорбционных экспериментах с почвами

Показатель	р. Воронка		
	Макс.	Мин.	Среднее
T, °C	20,9	0	11,5
pH	8,7	7,1	8,04
Cl, мг/л	1921	2,4	106,6
SO ₄ , мг/л	338	3,7	29,7
HCO ₃ , мг/л	350	70,2	216,3
Na, мг/л	660	1,9	27,8
K, мг/л	36,6	1,2	3,4
Mg, мг/л	25,8	9,8	17,3
Ca, мг/л	95,7	5,9	52,8
Общая жесткость, мг-экв/л	6,9	1,1	4,1
Минерализация, мг/л	3427,1	95,1	454,1

Постановке сорбционных экспериментов предшествовал этап многостадийного насыщения грунтов и осадков природными водами до установления природного ионного равновесия. Время обработки каждой исследованной пробы раствором составляло 3–4 суток. Эксперименты проводились по методике, разработанной ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова». Радиоактивные метки вводились в природную воду при строгом контроле постоянства pH, свойственного природным водам. Замеры остаточной активности воды проводились через 1, 3 и 5 сут. Активность радионуклидов в воде измерялась альфа-бета радиометром РКС-021C1. Результаты рассчитаны по нескольким параллельным определениям. Адсорбция радионуклидов на стекле подавлялась растворами стабильных изотопов. Для учета потерь радионуклидов в ходе экспериментов в каждой серии проводился опыт с «холостой» пробой. Измерения удельной активности

Cs-137 проводились с помощью спектрометра «Гамма-1П», Sr-90 – радиометра УФМ-2000.

Формула для расчета коэффициента сорбционного распределения K_d при одноступенчатых (без построения изотермических зависимостей) экспериментах имеет вид [108, 111, 113]:

$$K_d = \frac{C_0 - C_1}{C_1} \cdot \frac{V_1}{m_s}, \quad (3.1)$$

где C_i – исходная активность радионуклида в растворе, приготовленном на основе пластовой воды, перед сорбционным опытом; C_0 – активность радионуклидов в растворе после установления равновесного адсорбционного распределения; V_1 – объем раствора в опыте (мл); m_s – масса навески грунта или донного осадка (г). Априорно предполагается, что процесс имеет линейный характер. Соотношение объема грунтовой воды к массе грунта варьировало от 10 до 40.

Сорбционные опыты проводились с образцами почвы нарушенного сложения, отобранных из шурфов в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 в 2021 г. (см. рисунок 3.10). Согласно лабораторным экспериментам (таблица 3.12) коэффициент сорбции для Cs-137 и Sr-90 изменяется в широких пределах от 113 до $83,5 \cdot 10^3$ мл/г и от 32,4 до $29,1 \cdot 10^3$ мл/г соответственно. Наибольшей сорбционной способностью радионуклида Cs-137 обладают подзолистые почвы, наименьшей – болотные. Что касается радионуклида Sr-90, здесь мы наблюдаем, что максимальная сорбционная способность наблюдается в болотном типе почв, минимальная – подзолистом. В целом на представленных образцах почвы радионуклид Cs-137 сорбируется лучше, чем Sr-90.

3.5. Содержание радионуклидов в донных отложениях района исследований

Донные отложения представляют собой сложную многокомпонентную систему и играют не мало важную роль в биогеохимической судьбе радионуклидов. В зависимости от типа грунтов, слагающих дно водоема, и условий водной среды донные отложения могут быть источником вторичного

Таблица 3.12 – Статистические характеристики K_d (мл/г) для разных радионуклидов

Тип почвы	Номер пробы	Sr-90	Cs-137
Подзолистые (агро-аллювиальная гумусовая глеевая легкосуглинистая на пойменном аллювии)	SB01-16	112,2	83496
	SB01-18	65,6	78714
Подзолистые (подбур оподзоленный супесчаный на щебнистых ледниковых отложениях)	SB02-16	34,9	4870
	SB02-17	32,4	2306
Дерновые (дерново-подзолисто-глеевая среднесуглинистая на остаточно-карбонатной морене)	SB03-16	91,8	28620
	SB03-17	59,6	34564
Болотные (торфяная олиготрофная)	SB04-7	2873,9	126
		2889	113
Количество проб		8	8
Минимальное		32,4	113
Максимальное		2889	83496
Среднее		769,9	29101,1

загрязнения среды радионуклидами, либо их аккумулятором, приводя к облучению бентоса и как следствие человека [46]. Аккумулирующая способность донных отложений водоема по отношению к загрязняющим веществам (в том числе – радионуклидам) определяется их сорбционной способностью, в свою очередь зависящей от гранулометрического и минерального состава осадков, их мощности и геохимических условий (прежде всего pH) среды [30, 124].

На рассматриваемой части акватории Финского залива, в пределах к 30-км зоны ЛАЭС-2, локально отмечается превышение геохимического фона донных осадков по содержанию тяжелых металлов и нефтепродуктов. Так, в прибрежной части акватории в районе г. Сосновый Бор отмечено повышенное содержание цинка, кадмия, свинца [89]. По перечню элементов с повышенной концентрацией и по пространственному положению на акватории выявленные геохимические аномалии имеют техногенный характер [108].

Радиохимические свойства донных осадков восточной части Финского залива освещены в работах [9, 30, 31, 41]. Среднее содержание радионуклидов природного и искусственного происхождения в донных осадках восточной части Финского залива по данным [30] представлено в таблице 3.13.

Таблица 3.13 – Распределение активностей гамма-излучающих радионуклидов (Бк/кг) в алевропелитовых отложениях в центральной и восточной частях Финского залива [30]

Ra-226		Th-232		K-40		Cs-137		Co-60		N*
Аф**	σ***	Аф	σ	Аф	σ	Аф	σ	Аф	σ	-
52	31	75	34	805	303	560	458	5	11	411
Примечание: * - количество проб (N); ** - фоновое медианное значение распределения активностей радионуклидов (Аф); *** - стандартное отклонение (σ)										

Для природного радиационного фона донных отложений восточной части Финского залива характерны аномалии повышенной активности Ra-226 в глубоководных частях акватории, приуроченных к полям распространения железомарганцевых конкреций (ЖМК), которые являются основными концентраторами радия, как предполагается – из морской воды (Аф Ra-226 в ЖМК составляет 629 Бк/кг) [9]. Источником поступления радия являются рудопроявления урана на южном берегу залива и массивы гранитоидов юго-восточного обрамления Балтийского щита. Изотопы Th-232 и K-40 достаточно однородно распределены по всей площади дна и не создают высоких аномалий активности, а их распределение главным образом обусловлено литологией и минеральным составом осадков. Изотоп Co-60 практически отсутствует.

Что касается техногенных радионуклидов, то, к значительному увеличению их активностей привела Чернобыльская авария. По результатам мониторинга Копорской губы в период с 1973 г. по 1985 г. активность Sr-90 в донных отложениях Сбросного канала ЛАЭС-1 в среднем составляла 3,5 Бк/кг, Cs-137 – 4 Бк/кг, а на расстоянии 10-км снизилась до 1,5 Бк/кг (Sr-90) и 1,6 Бк/кг (Cs-137) [44]. По усредненным данным за май-декабрь 1986 г. в донных отложениях Копорской губы в районе расположения ЛАЭС-1 удельная активность Cs-137 составила 49 Бк/кг, что в 12 раз выше уровня дочернобыльского периода [44].

Данные, полученные в результате опробования донных отложений Финского залива в 2020 г. АтланНИРО [149] показали почти двукратное снижение максимальных уровней содержания в них Cs-137, что

свидетельствует о постепенной реабилитации глубоких частей водоема от Чернобыльских выпадений.

Ещё одним важным фактором, который может оказать влияние на распределение техногенных радионуклидов, и прежде всего Cs-137, в акватории и донных отложениях Копорской губы Финского залива, является сброс дебалансных и сточных вод, находящихся в прибрежной зоне ОИАЭ СЗ АПК. Однако, в отчетах по экологической безопасности ЛАЭС, ФГУП «ФЭО» и НИТИ им. А.П. Александрова указывается, что объемы выбросов техногенных радионуклидов в окружающую среду, в том числе и сброс в Копорскую губу, многократно ниже предельно допустимых значений [56-83]. Как следует из представленных в отчетах материалов, сеть мониторинга окружающей среды этих предприятий не включает отбор проб воды и донных отложений акватории Копорской губы, точки отбора проб имеются только в сбросных каналах предприятий.

Результаты многолетнего мониторинга содержания техногенных радионуклидов в донных отложениях сбросных каналов ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2 за 2006-2020 гг. по данным Росгидромета представлены в таблице 2.15 [88-105, 114]. Местами сброса воды для ЛАЭС-1 являются сбросные каналы в Копорскую губу Финского залива, однако при чрезвычайно интенсивном водообмене донные отложения в руслах сбросных каналов отсутствуют. Многократные попытки отбора проб донных отложений в русловой части каналов службой радиационного контроля окружающей среды ЛАЭС-1 не увенчались успехом – в пробах присутствует только минеральный грунт (песок) и отсутствует органическая составляющая. В связи с этим пробы донных отложений отбирались в прибрежных зонах сбросных каналов в местах с умеренной скоростью течения. Как видно из таблицы 3.14, радиохимический состав донных отложений сбросных каналов мало отличаются друг от друга и от значений в контрольном водоеме и стабильны во времени. Приведенные в таблице удельные активности Cs-137 и Co-60

существенно ниже, чем фоновые значения этих радионуклидов в алевропелитовых отложениях Финского залива (см. таблицу 3.13).

Таблица 3.14 – Удельная активность техногенных радионуклидов в осадках водосборных и сбросных каналов по данным службы радиационного контроля НИТИ и ЛАЭС (2006-2020 гг.)

Точка отбора		Удельная активность, Бк/кг сырой массы					
		Σβ-активность	Cs-137	Sr-90	Co-60	K-40	Mn-54
Сбросной канал, начало	макс.	555	55	5,8	2	420	-
	мин.	530	27	1,84	2	393	-
	среднее	542,5	41	3,82	2	406,5	-
	дисперсия	156,3	196	3,9	0	182,3	-
Сбросной канал, конец на территории НИТИ	макс.	520	71	7,2	3,1	460	-
	мин.	310	42	0,9	3,1	280	-
	среднее	435,3	60,3	2,9	3,1	378,8	-
	дисперсия	6517,7	119,7	6,3	0	4829,7	-
Водозаборный канал	макс.	690	71	3,9	-	630	-
	мин.	440	23	1,1	-	450	-
	среднее	520	47	2,4	-	502,5	-
	дисперсия	10150	348,5	1,0	-	5468,8	-
Копорская губа (водоём охладитель) Сбросной канал ЛАЭС-1	макс.	-	41,7	-	2,8	-	1,9
	мин.	-	10,6	-	1,4	-	0,6
	среднее	-	23,0	-	2,1	-	1,3
	дисперсия	-	58,8	-	0,4	-	0,3
Копорская губа (водоём охладитель) Сбросной канал ЛАЭС-2	макс.	-	29,1	-	0,4	-	0,4
	мин.	-	9,1	-	0,3	-	0,3
	среднее	-	16,6	-	0,4	-	0,4
	дисперсия	-	47,8	-	0,002	-	0,002
Финский залив - контрольный водоём	макс.	-	23,2	-	0,4	-	0,5
	мин.	-	9,6	-	0,3	-	0,3
	среднее	-	14,3	-	0,4	-	0,4
	дисперсия	-	10,9	-	0,002	-	0,007
Удельная активность из Приложения 3 ОСПОРБ-99/2010* [118]		-	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	-	$1 \cdot 10^2$
Удельная активность из Приложения 5 ОСПОРБ-99/2010** [118]		-	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$
Удельная активность из Приложения В1 Р52.18.873-2018**** [87]		-	$1,5 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^3$	$1,8 \cdot 10^3$	$9,7 \cdot 10^3$	$8,1 \cdot 10^2$

Продолжение таблицы 3.14

Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг сырой массы					
	Σβ-активность	Cs-137	Sr-90	Co-60	K-40	Mn-54
Примечание: * - Удельные активности техногенных радионуклидов, при которых допускается неограниченное использование твердых материалов; ** - Предельные значения удельной активности радионуклидов в отходах для отнесения их к радиоактивным отходам; **** - Значение контрольного уровня радионуклида в морских донных отложениях, удовлетворяющее радиационному, радиационно-гигиеническому и экологическому критериям ($A_{m,i,min}$) для расчета условия: $\sum_i \frac{A_{m,i,d}}{A_{m,i,min}} \leq 1, \text{ где } A_{m,i,d} - \text{удельная активность } i\text{-ого радионуклида в донных отложениях, Бк/кг.}$						

Результаты гамма спектрометрического анализа проб донных отложений рек Коваши, Воронка и Сита, проводившийся в рамках мониторинга службой радиационного контроля окружающей среды ЛАЭС-1 в период 2009-2014 гг., показал, что радиохимический состав донных отложений рек сопоставим друг с другом (таблица 3.15). Также стоит отметить, удельные активности схожи с содержанием радионуклида Cs-137 в донных отложениях сбросных каналов ЛАЭС-1, ЛАЭС-2 и НИТИ. Помимо этого, полученные значения в донных наносах рек не превышают удельные активности определяемых радионуклидов в алевропелитовых отложениях Финского залива (см. таблицу 3.15).

Таблица 3.15 – Средние значения удельных активностей радионуклидов в донных отложениях поверхностных водных объектов 30-км зоны ЛАЭС-2 (2009-2013 гг.)

Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг сухой массы					
	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40	Cs-137	Sr-90
р.Копорка	35,0	24,0	26,0	535,0	5,8	0,3
р.Воронка	26,0	37,5	12,0	501,7	11,7	0,5
р.Коваши	16,3	15,5	19,0	435,0	11,5	0,3
р.Систа	25,5	26,0	-	325,0	72,5	1,1
оз.Копанское	10,0	13,3	-	630,0	18,2	0,4
оз.Горовалдайское	6,4	11,5	-	430,0	56,0	3,0
оз.Калищенское	6,4	11,5	-	495,0	23,0	0,4
слияние р.Копорка и р. Воронка	25,0	-	19,0	350,0	15,0	-
Ручей (приток р.Коваши)	24,0	-	24,0	530,0	2,0	-
Пруд в р-не г.Сосновый Бор	15,0	-	15,0	430,0	20,0	-
оз.Лубенское	26,0	53,0	-	630,0	11,0	0,3

Продолжение таблицы 3.15

Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг сухой массы					
	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40	Cs-137	Sr-90
Удельная активность из Приложения 3 ОСПОРБ-99/2010* [118]	-	-	-	-	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$
Удельная активность из Приложения 5 ОСПОРБ-99/2010** [118]	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$
Удельная активность из Приложения В1 Р52.18.873-2018*** [87]	$3,3 \cdot 10^1$	$1,3 \cdot 10^1$	-	$9,7 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^3$
Примечание: * - Удельные активности техногенных радионуклидов, при которых допускается неограниченное использование твердых материалов; ** - Предельные значения удельной активности радионуклидов в отходах для отнесения их к радиоактивным отходам; ***** - Значение контрольного уровня радионуклида в морских донных отложениях, удовлетворяющее радиационному, радиационно-гигиеническому и экологическому критериям ($A_{m,i,min}$) для расчета условия: $\sum_i \frac{A_{m,i,d}}{A_{m,i,min}} \leq 1, \text{ где } A_{m,i,d} - \text{удельная активность } i\text{-ого радионуклида в донных отложениях, Бк/кг.}$						

В соответствии с НРБ-99/2009 допустимое значение эффективной дозы, обусловленной суммарным воздействием природных и техногенных источников излучения в донных отложениях, для населения не устанавливается. В Р52.18.873-2018 приводятся рекомендации расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов, не превышение которых обеспечивает экологическую безопасность человека и объектов морской биоты. Также допустимые значения эффективной удельной активности нормируются ОСПОРБ-99/2010 для твердых материалов. Обобщая данные по радионуклидному составу донных отложений, можно отметить, удельные активности техногенных радионуклидов ниже допустимых значений, при которых допускается неограниченное использование твердых материалов. По содержанию природных и техногенных радионуклидов донные отложения также не превышают допустимых значений и не относятся к радиоактивным отходам. В целом в донных отложениях водных объектов наблюдается

стабильная во времени радиационная обстановка в районе 30-км зоны ЛАЭС-2.

В 2021 г. автором совместно с сотрудниками СПБО ИГЭ РАН проведено опробование донных отложений Копорской губы, а также рек Коваши, Воронка, Систа в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 с целью характеристики их радиационного состояния и определения сорбционных свойств. Для этого отбирались пробы донных отложений в сбросных, заборных каналах и прибрежной зоне ОИАЭ СЗ АПК, а также вблизи границы 30-км зоны ЛАЭС-2, где точки опробования можно принимать в качестве контрольных (рисунки 3.11-3.12). Пробы донных отложений отбирались дночерпателем с глубины от 0,5 до 5 м (от поверхности воды), руководствуясь требованиями нормативных документов [32, 49, 106, 112]. Отобранные пробы передавались в лабораторию для радиационных и сорбционных исследований.

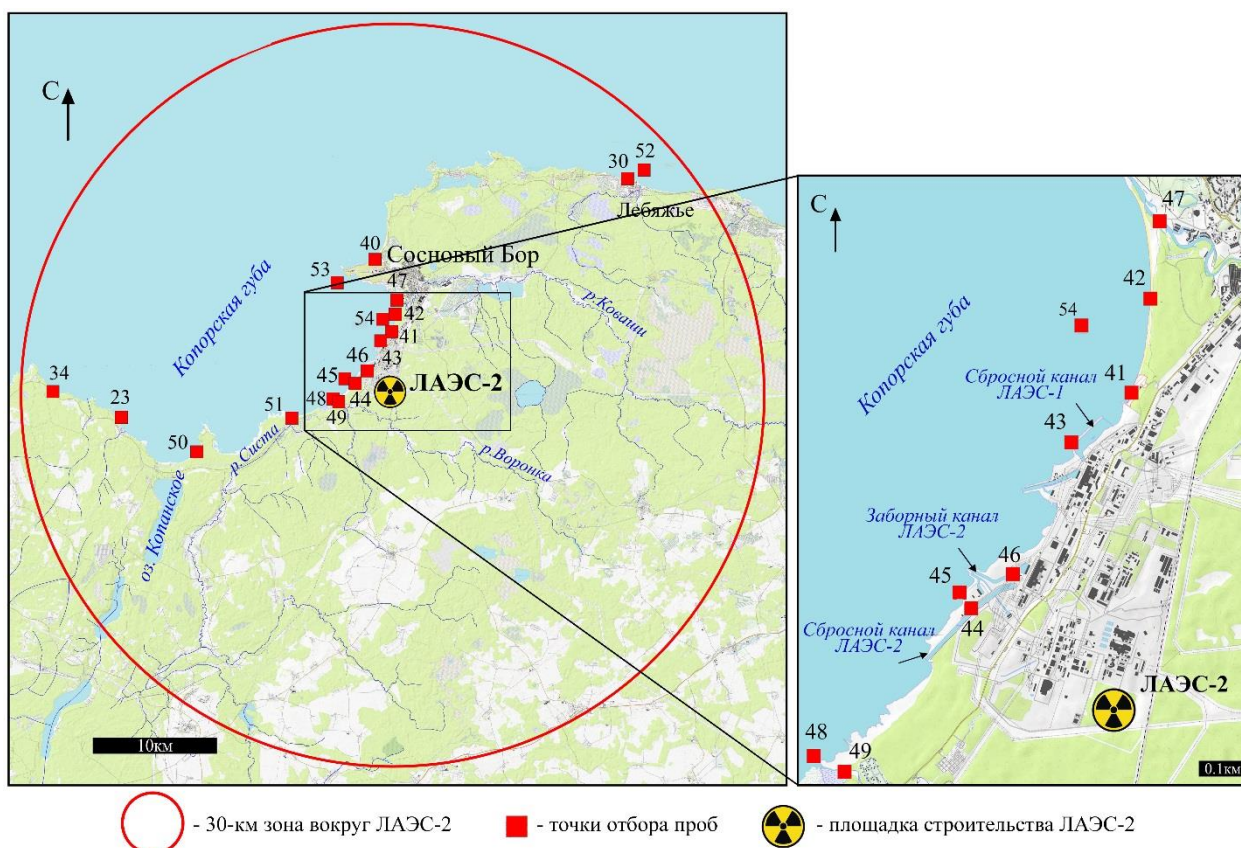


Рисунок 3.11 – Схема размещения точек отбора проб донных отложений в 2021 г. на определение радиологических показателей



Рисунок 3.12 – Отбор проб донных отложений на сбросном канале ЛАЭС-1 (август 2021 г.) – слева; Замер общих показателей качества воды в р. Систа (август 2021 г.) – справа

Определение удельной активности радионуклидов Cs-137, Sr-90, Co-60, Mn-54, K-40 в пробах донных отложений проводилось в радиохимической лаборатории ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова». По результатам измерений среднее содержание радионуклидов в донных отложениях открытых водоемов 30-км зоны ЛАЭС-2 в 2021 г. составляет: Cs-137 – 13,7 Бк/кг, Sr-90 – 2,9 Бк/кг, Co-60 – 2,1 Бк/кг, Mn-54 – 1,2 Бк/кг, K-40 – 314,2 Бк/кг (таблица 3.16). Аномальных значений не выявлено, в целом удельные активности имеют тот же порядок, что и в предыдущие года опробования (см. таблицы 3.14-3.15). Полученные удельные активности существенно ниже, чем фоновые значения этих радионуклидов в алевропелитовых отложениях Финского залива (см. таблицу 3.13) и допустимых значений, при которых допускается неограниченное использование твердых материалов (таблица 3.16). Также донные отложения по содержанию в них природных и техногенных радионуклидов не относятся к радиоактивным отходам согласно ОСПОРБ-99/2010 [118].

Таблица 3.16 – Результаты радиологических показателей донных отложений в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 (удельная активность гамма-излучающих радионуклидов дана на сырую массу)

п.н.	№ пробы	Место отбора	Описание пробы	Удельная активность радионуклида, Бк/кг				
				Cs-137	Co-60	Mn-54	Sr-90	K-40
1	т.н.23*	Копорская губа (р-н д.Старое Гарколово)	песок с органикой	$7,4 \pm 2,2$	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,1$	298 ± 89
2	т.н.30*	Копорская губа (р-н пос.Лебяжье)	глина	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,0$	$2,3 \pm 1,0$	392 ± 118
3	т.н.34*	Копорская губа (р-н сад.Колгомпя)	глина	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,0$	$3,2 \pm 1,5$	331 ± 99
4	т.н.40*	Копорская губа (р-н г.Сосновый Бор)	песок с органикой	$3,6 \pm 1,1$	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,7$	417 ± 125
5	т.н.41	Копорская губа (р-н сбросного канала ЛАЭС-1)	песок с органикой	$4,0 \pm 1,2$	$< 1,0$	$< 1,0$	$1,5 \pm 0,9$	171 ± 51
6	т.н.42	Копорская губа (р-н сбросного канала ЛАЭС-1)	песок с органикой	$3,4 \pm 1,0$	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,9$	301 ± 90
7	т.н.43	Сбросной канал ЛАЭС-1	ил	$49,6 \pm 14,9$	$20,4 \pm 6,1$	$5,7 \pm 1,7$	$1,1 \pm 1,2$	183 ± 55
8	т.н.44	Сбросной канал ЛАЭС-2	ил	$23,9 \pm 7,2$	$< 1,0$	$< 1,0$	$1,0 \pm 0,9$	275 ± 83
			остатки растительной фракции	$27,5 \pm 8,3$	$< 1,0$	$< 1,0$	-	518 ± 155
9	т.н.45	Копорская губа (р-н сбросного канала ЛАЭС-2)	песок с органикой	$2,0 \pm 0,6$	$< 1,0$	$< 1,0$	$2,9 \pm 1,4$	120 ± 36
10	т.н.46	Заборный канал ЛАЭС-2	ил с глиной и песком	$57,3 \pm 17,2$	$5,2 \pm 1,6$	$< 1,0$	$0,7 \pm 0,8$	126 ± 38
11	т.н.47	Р.Коваши (мост)	ил с песком и глиной	$12,5 \pm 3,8$	$< 1,0$	$< 1,0$	$3,3 \pm 2,0$	519 ± 156
			остатки растительной фракции	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,0$	-	722 ± 217
12	т.н.48	Копорская губа (р-н р.Воронка)	ил с песком	$4,6 \pm 1,4$	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,3$	173 ± 52
			остатки растительной фракции	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,0$	-	366 ± 110
13	т.н.49	Р.Воронка (рядом с устьем)	ил с глиной	$2,0 \pm 0,6$	$< 1,0$	$< 1,0$	$4,9 \pm 3,4$	90 ± 27
14	т.н.50*	Копорская губа (гав.Пейпия)	ил с песком	$5,8 \pm 1,7$	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,2$	103 ± 31

п.н.	№ пробы	Место отбора	Описание пробы	Удельная активность радионуклида, Бк/кг				
				Cs-137	Co-60	Mn-54	Sr-90	K-40
15	т.н.51*	Р.Систа (рядом с устьем)	ил	$69,5 \pm 20,9$	$< 1,0$	$< 1,0$	$1,0 \pm 0,9$	255 ± 77
16	т.н.52*	Копорская губа (р-н пос.Лебяжье)	песок с органикой	$1,8 \pm 0,5$	$< 1,0$	$< 1,0$	$2,5 \pm 1,2$	430 ± 129
17	т.н.53*	Копорская губа (р-н г.Сосновый Бор)	песок крупнозернистый с гравием	$2,9 \pm 09$	$< 1,0$	$< 1,0$	$2,2 \pm 0,9$	667 ± 200
18	т.н.54	Копорская губа (р-н г.Сосновый Бор)	песок с органикой	$5,6 \pm 1,7$	$< 1,0$	$< 1,0$	$< 1,6$	141 ± 42
Удельная активность из Приложения 3 ОСПОРБ-99/2010** [118]				$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	-
Удельная активность из Приложения 5 ОСПОРБ-99/2010*** [118]				$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$
Удельная активность из Приложения В1 Р52.18.873-2018**** [87]				$1,5 \cdot 10^3$	$1,8 \cdot 10^3$	$8,1 \cdot 10^2$	$2,5 \cdot 10^3$	$9,7 \cdot 10^3$
<i>Примечание:</i> * - Контрольные точки отбора проб; ** - Удельные активности техногенных радионуклидов, при которых допускается неограниченное использование твердых материалов; *** - Предельные значения удельной активности радионуклидов в отходах для отнесения их к радиоактивным отходам; **** - Значение контрольного уровня радионуклида в морских донных отложениях, удовлетворяющее радиационному, радиационно-гигиеническому и экологическому критериям ($A_{m,i,min}$) для расчета условия: $\sum_i \frac{A_{m,i,d}}{A_{m,i,min}} \leq 1, \text{ где } A_{m,i,d} - \text{удельная активность } i\text{-ого радионуклида в донных отложениях, Бк/кг.}$								

Сорбционные эксперименты проводились с образцами донных отложений, отобранных в местах впадения рек Коваши, Воронка и Систа в Копорскую губы и в самой Копорской губе Финского залива в пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 (см. рисунок 3.11). Сорбционные опыты с донными отложениями выполнялись по методике, разработанной ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» (см. главу 3.4), с использованием морской воды, отобранной из Копорской губы в районе сбросного канала НИТИ (таблица 3.18). Результаты лабораторных сорбционных экспериментов на образцах донных отложений приведены в таблице 3.19.

Таблица 3.18 – Состав воды, используемой в качестве раствора в сорбционных экспериментах с почвами и донными отложениями

Показатель	Копорская губа		
	Макс.	Мин.	Среднее
T, °C	20,6	10,7	16,6
pH	8,2	7,1	7,8
Cl, мг/л	2067,2	859,7	1472,1
SO ₄ , мг/л	417,5	97,8	215,8
HCO ₃ , мг/л	114,6	48,9	69,4
Na, мг/л	1195	453,9	841,9
K, мг/л	45,5	16,6	34,2
Mg, мг/л	157,7	56,3	103,2
Ca, мг/л	59,4	32,4	47,5
Общая жесткость, мг-экв/л	15,9	6,2	10,9
Минерализация, мг/л	4056,9	1565,7	2784,1

Результаты эксперимента показали, что радионуклид Cs-137 сорбируется лучше, чем Sr-90. Среднее значение K_d для Cs-137 составляет $11,4 \cdot 10^3$ мл/г, для Sr-90 – 29,1 мл/г. Наибольшей сорбционной способностью по отношению к радионуклидам Cs-137 и Sr-90 обладает ил, наименьшей – песок с органикой (таблица 3.19).

3.6. Обобщающая характеристика техногенного радионуклидного состава природных сред района исследований

На основании проведенного в третьей главе анализа среди рассматриваемых природных сред максимальному загрязнению техногенными радионуклидами подвержены подземные воды территории

ФГУП «ФЭО». Подробный анализ радиационной ситуации промплощадки будет проведен в главе 4.

Таблица 3.19 – Статистические характеристики K_d (мл/г) для разных радионуклидов

Описание пробы	Код пробы	Sr-90	Cs-137
Песок с органикой	т.н.23	9,5	75
		8,4	66
Глина	т.н.30	9,2	365
		7,6	369
Глина	т.н.34	16,7	3068
Песок с органикой	т.н.40	5,4	20
Песок с органикой	т.н.41	6,3	24
Песок с органикой	т.н.42	5,0	25
Ил	т.н.43	35,7	1973
Ил	т.н.44	20,3	1054
Остатки растительной фракции		34,6	5287
Песок с органикой	т.н.45	5,7	14
Ил с глиной и песком	т.н.46	44,3	4045
Ил с глиной и песком	т.н.47	34	19733
			22949
Остатки растительной фракции	т.н.48	100	10763
Ил с песком		7,8	171
Остатки растительной фракции		55,9	5131
Ил с глиной	т.н.49	104	61102
Ил с песком	т.н.50	11,7	211
Остатки растительной фракции		27,4	156
Ил	т.н.51	135	71563
			87750
Песок с органикой	т.н.52	4,3	17
Песок крупнозернистый с гравием	т.н.53	4,6	23
Песок с органикой	т.н.54	5,4	60
Количество проб		26	26
Минимальное		4,3	14
Максимальное		135	87750
Среднее		29,1	11385,2

Что касается почвенного покрова и донных отложений поверхностных водных объектов 30-км зоны ЛАЭС-2, здесь техногенное радиоактивное загрязнение в основном представлено изотопом Cs-137, в меньшей степени оно характеризуется изотопом Sr-90. Анализируя результаты лабораторных исследований по физическим и сорбционным свойствам почв, наблюдается

прямая зависимость: сорбционная способность образца повышается с ростом содержания в нем глинистой фракции ($d < 0,002$ мм) (рисунок 3.13).

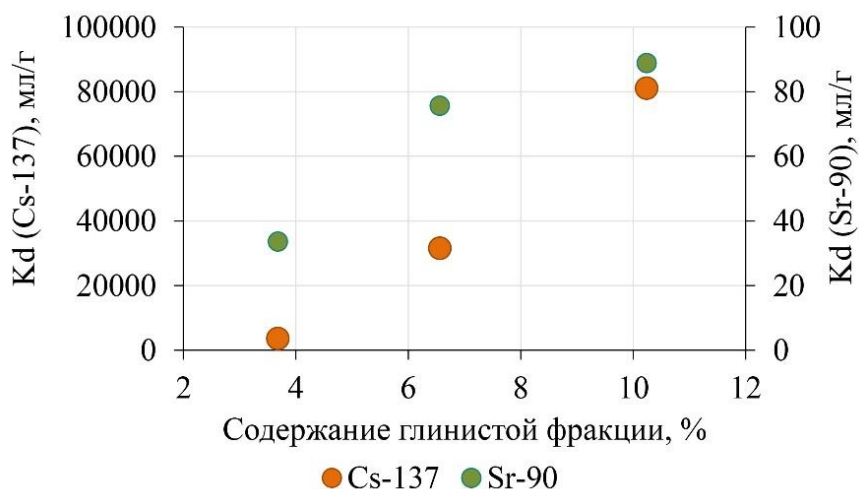


Рисунок 3.13 – Графики зависимости коэффициента сорбционного распределения от содержания глинистой фракции в образцах почв

Результаты лабораторных исследований по радиологическим и сорбционным характеристикам донных отложений показали, что в пробах, отобранных в реках Коваши, Воронка и Систа, удельная активность техногенных радионуклидов и сорбционная способность выше, чем в образцах из Копорской губы Финского залива. Таким образом, наблюдается зависимость: с ростом минерализации удельная активность радионуклидов и сорбционная способность образца снижается (рисунок 3.14). Также наблюдается корреляция между удельной активностью донных осадков и коэффициентом сорбционного распределения (K_d): чем выше сорбционная способность, тем выше удельная активность радионуклида в образце (рисунок 3.14).

Чтобы сопоставить содержание Cs-137, как основного изотопа, которым представлено техногенное загрязнение почв и донных отложений 30-км зоны вокруг ЛАЭС-2, и определить являются ли регистрируемые активности современным поступлением радионуклида в окружающую среду или по-прежнему определяющий вклад вносит Чернобыльский след, построены статистические диаграммы и карта площадного распределения радионуклида в рассматриваемых средах (рисунок 3.15).

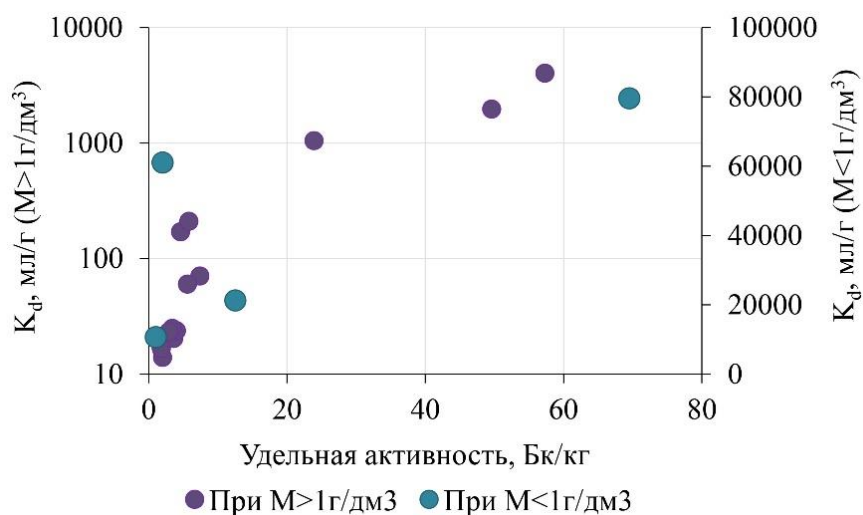


Рисунок 3.14 – Графики зависимости коэффициента сорбционного распределения и удельной активности Cs-137 от минерализации

Для корреляции плотности загрязнения почвы, представленной в работе [10], и удельной активности Cs-137 введена относительная шкала, рассчитанная по формуле Гавшина В.М [23]:

$$P = A \cdot D \cdot H, \quad (3.2)$$

где P – площадная активность, Бк/км²; A – удельная активность почвы Бк/кг; D – плотность почвы, г/см³ (в расчетах принимаем 1,5 г/см³), H – мощность слоя, см (в расчетах принимаем 5 см).

Анализируя данные, представленные на рисунке 3.15, видно, что удельные активности Cs-137 в почвах имеют широкий диапазон: от 7 до 150 Бк/кг, в донных отложениях – менее вариабельны и не превышают 75 Бк/кг. Учитывая геохимические условия рассматриваемых природных сред, установлено, что коэффициент сорбционного распределения Cs-137 в почвах в 1,5 раза выше, чем донных отложениях (K_d для почв 29101 мл/г ($M < 1 \text{ г/дм}^3$), для донных отложений – 18674 мл/г ($M > 1 \text{ г/дм}^3$)). Также стоит отметить, что удельные активности Cs-137 в русловых отложениях в несколько раз превышают активности радионуклида большей части донных осадков Копорской губы.

Анализ статистических (частотных) диаграмм и карты-схемы площадного распределения Cs-137 указывает на некоторое «ослабление» степени загрязненности донных осадков в сравнении с почвами, которое

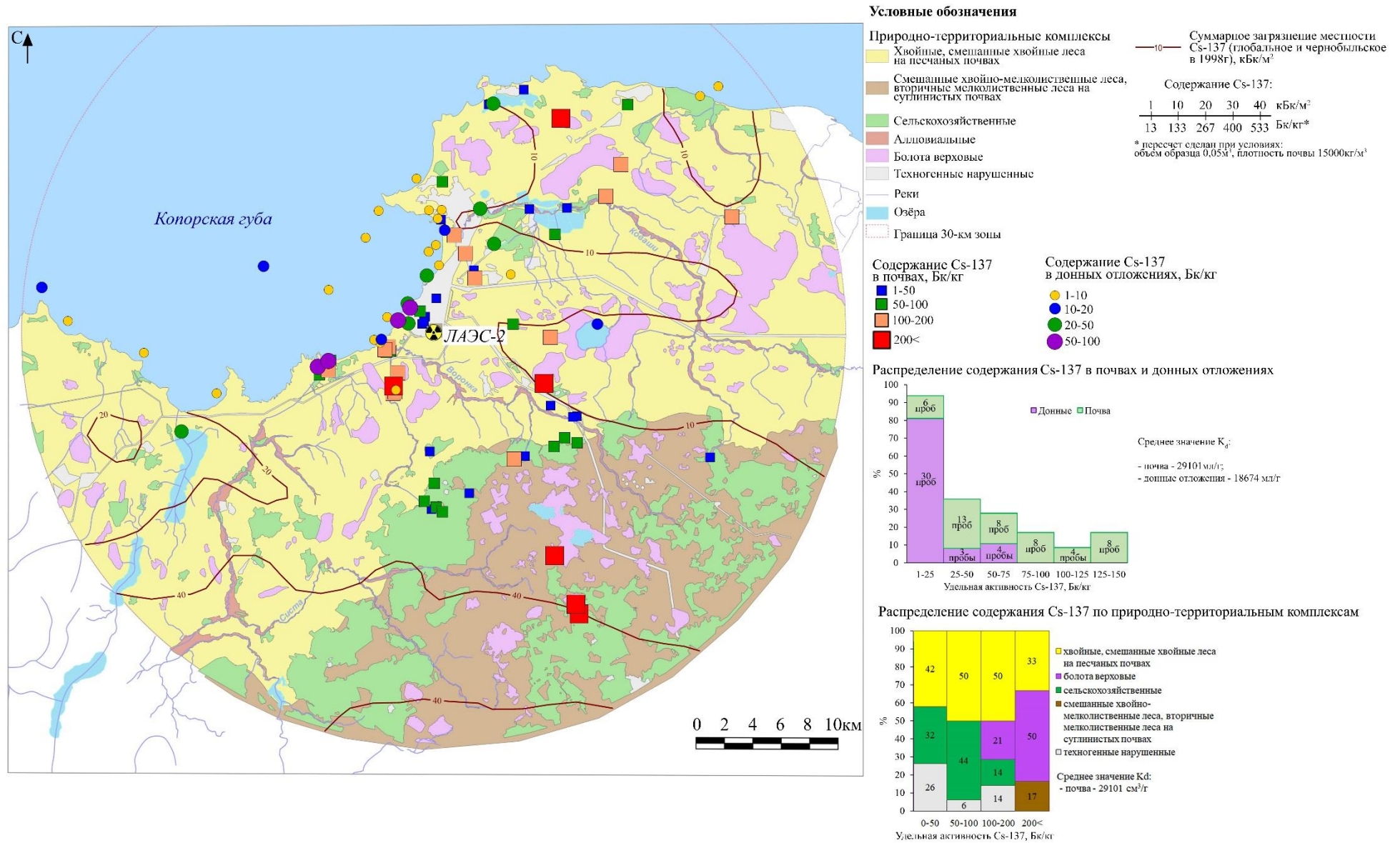


Рисунок 3.15 – Карта-схема площадного распределения Cs-137 в почвах и донных отложениях (2012-2021 гг), совмещенная с картой-схемой природно-территориальных комплексов 30-км зоны Ленинградской АЭС-2

можно объяснить смывом поверхностным стоком дисперсных частиц почвы в пределах «Чернобыльского следа» в водотоки, а затем попаданием в морскую воду, где и происходит частичная десорбция Cs-137 в среде с повышенной ионной силой.

Выводы

На основании проведенного в третьей главе анализа следуют следующие выводы:

1. В пределах 30-км зоны ЛАЭС-2 основными техногенными источниками поступления радионуклидов в окружающую среду являются ОИАЭ СЗ АПК, а также последствия аварии на Чернобыльской АЭС.

2. Для подземных вод рассматриваемого района характерно содержание естественных радионуклидов: U-238,234, Th-232, Ra-224,226,228, Pb-210, Po-210, K-40, Rn-222. Содержание естественных радионуклидов в вендском водоносном комплексе преобладает над их содержанием в четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах, что связано с повышенным содержанием минералов урана и тория в породах фундамента и водовмещающих породах, затрудненным водообменом данного комплекса.

3. Обобщение многолетнего ряда наблюдений показало, что в районе расположения СЗ АПК для подземных вод четвертичного и ломоносовского горизонтов характерны следующие фоновые значения техногенных радионуклидов: суммарная α -активность – 0,02-0,2 Бк/кг, суммарная β - активность – 0,03-1,0 Бк/кг, Cs-137 – 0,003-0,04 Бк/кг, Sr-90 – 0,004-0,03 Бк/кг, тритий – 1,0-4,0 Бк/кг.

4. Обобщение и анализ результатов комплексного радиационного мониторинга подземных вод в районе СЗ АПК позволили установить, что наиболее значимый ореол загрязнения сформирован в «грязной» зоне площадки ФГУП «ФЭО». Здесь, по данным службы радиационного мониторинга предприятия, в конце 1980-х годов был выявлен факт «делокализации» радионуклидов в процессе эксплуатации отдельных приповерхностных хранилищ твердых радиоактивных отходов и поступление

радиоактивных растворов в подземные воды. На смежной территории (от КПО в сторону Копорской губы, захватывая площадку ЛАЭС-1) отмечается средний уровень загрязнения. На площадках размещения ЛАЭС-2 и НИТИ содержание техногенных радионуклидов в подземных водах соответствует фоновым значениям.

5. Анализ данных показал, что загрязнение в большей степени представлено изотопом Cs-137, в меньшей – характеризуется изотопом Sr-90, среди природных радионуклидов преобладает K-40.

6. Изучение гранулометрического состава и сорбционных свойств почв показало прямую зависимость между коэффициентом сорбционного распределения и содержанием глинистой фракции, а также обратную зависимость между K_d и степенью неоднородности. Изучение радиологических и сорбционных свойств донных осадков показало корреляцию между удельной активностью изотопа Cs-137 и K_d в различных геохимических обстановках: в морской воде ($M > 1$ г/дм³) сорбционная способность образца снижается.

7. Анализ статистических (частотных) диаграмм и карты-схемы площадного распределения Cs-137 указывает на некоторое «ослабление» степени загрязненности донных осадков в сравнении с почвами, которое можно объяснить смывом поверхностным стоком дисперсных частиц почвы в пределах «Чернобыльского следа» в водотоки, а затем попаданием в морскую воду, где и происходит частичная десорбция Cs-137 в среде с повышенной ионной силой. Удельные активности Cs-137 в русловых отложениях в несколько раз превышают активности радионуклида большей части донных осадков Копорской губы, что также подтверждает протекания десорбции в среде повышенной ионной силы.

4. ИЗУЧЕНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА ТЕРРИТОРИИ ФГУП «ФЭО»

В четвертой главе приводится доказательство *второго защищаемого положения*. Согласно анализу, представленному в третьей главе, а также опубликованным материалам [36, 38, 108, 141] в подземных водах «грязной» зоны площадки ФГУП «ФЭО» регистрируется максимальное содержание техногенных радионуклидов. В данной части диссертации проведен обзор истории и возникновения радиоактивного загрязнения подземных вод на площадке хранения РАО – ФГУП «ФЭО», чтобы установить является ли радиоактивный ореол «историческим» (т.е. образовался в результате утечек из хранилищ в первые годы его эксплуатации) или утечки радиоактивных растворов в подземную воды продолжают в настоящее время. Основным методом, используемым для изучения распространения радиоактивного загрязнения, является анализ многолетних данных мониторинга за состоянием уровня и радиационного режима подземных вод площадки ФГУП «ФЭО». Анализируется роль геолого-гидрогеологических условий промплощадки в миграции радионуклидов, а также проводится выявление мест утечек активности и оценка динамики радиоактивного ореола загрязнения подземных вод.

4.1. Геолого-гидрогеологические особенности территории ФГУП «ФЭО»

На территории ФГУП «ФЭО» наибольший интерес представляют четвертичный и нижнекембрийский водоносные горизонты, которые в максимальной степени подвержены антропогенному воздействию.

Водоносный горизонт четвертичных отложений (Q) развит повсеместно. Слагают его пески четвертичного надморенного комплекса. Мощность горизонта не превышает 5-7 м. В нижней части горизонт сложен слабопроницаемыми породами (супеси, суглинки) мощностью от 0 до 8 м, представляющими локальный водоупор. Максимальная суммарная мощность

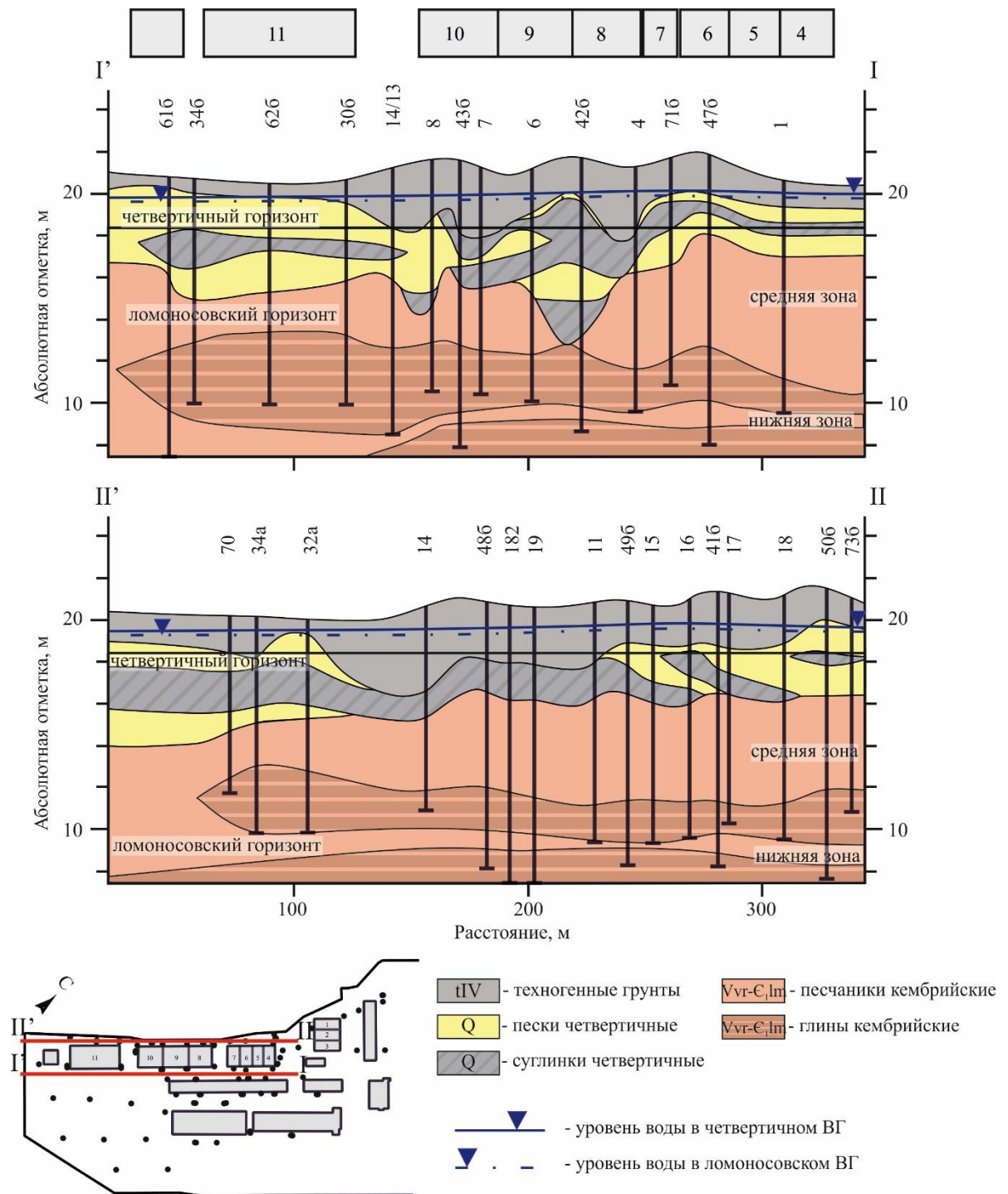
описываемых отложений зафиксирована в руслах палеодолин и составляет 30 м (см. рисунок 2.3).

Подземные воды рассматриваемого водоносного горизонта фиксируются на глубине от 1 до 2,5 м (рисунок 4.1). Атмосферные осадки питают четвертичный водоносный горизонт, что может приводить к подтоплению зданий - хранилищ. Однако по периметру располагается дренажная система, которая принимает часть потока и является областью разгрузки.

Как отмечалось во второй главе особенностью геологического строения рассматриваемой площадки являются погребенные русла – палеодолины. На территории ФГУП «ФЭО» они пересекают площадку в северной и южной частях (см. рисунок 2.3). На севере в разрезе палеодолины встречаются как слабопроницаемые (супеси и суглинки), так и проницаемые (пески от пылеватых до гравелистых) отложения. Мощность четвертичных отложений, заполняющих русло палеодолины, изменяется от 10 м до 30 м. На юге русло палеодолины заполнено преимущественно слабопроницаемыми отложениями (супеси и суглинки), мощностью от 10 м до 20 м.

Воронковско-ломоносовский (ломоносовский) водоносный горизонт (ϵ_1) сложен песками и слабосцементированным песчаникам нижнего отдела кембрийской системы. На исследуемой площадке ФГУП «ФЭО» фиксируются две водоносные зоны (средняя и нижняя) (см. рисунок 2.3). Максимальная мощность водоносного горизонта на данной территории не превышает 12 м. Верхние проницаемые зоны ломоносовского горизонта тесно связаны между собой и имеют единую пьезометрическую поверхность (рисунок 4.1).

Подземные воды рассматриваемого водоносного горизонта фиксируются на глубине от 1 до 3 м. За счет наличия гидрогеологических окон подземные воды из верхнего перетекают в нижний (ломоносовский) водоносный горизонт и питают его.



4.2. Формирование и развитие системы мониторинга подземных вод ФГУП «ФЭО»

Уже более 70 лет на предприятиях СЗ АПК и смежных территориях действует система экологического мониторинга. Свою работу она начала с вводом в эксплуатацию промышленных объектов в г. Сосновый Бор. С 1981 по 1987 гг. НИТИ являлся основной организацией, ответственной за

наблюдения. С 1987 г. режимная сеть НИТИ сократилась в связи с проведением в районе ЛАЭС экологических наблюдений Радиевым институтом им. В.Г. Хлопина. В 1990-1992 гг. в промышленной зоне г. Сосновый Бор и в пределах зоны наблюдения специалистами Радиевого института, НИТИ, Севзапгеологии, ВНИПИЭТ проводились изыскательские работы и комплексное обследование экологического состояния поверхностных и подземных вод. С 1993 по 1995 гг. сотрудниками НИТИ, СПбО Атомэнергопроекта и ВНИПИЭТ проведено обобщение информации по экологическому состоянию окружающей среды в г. Сосновый Бор, разработана система комплексного регионального мониторинга с учетом возведения новых промышленных объектов. В 1997 г. НИТИ и СПбО ИГЭ РАН началось создание базы данных результатов мониторинга состояния геологической среды рассматриваемого района, которая включает информацию по состоянию воздушной, наземной и водной экосистемам.

На территории ФГУП «ФЭО» организована сеть контрольно-наблюдательных скважин (КНС). Все скважины пробурены на исследуемые в данной работе водоносные горизонты: четвертичный и ломоносовский (средняя и нижняя зоны) (см. рисунок 4.1). Наблюдательная сеть на территории исследуемого предприятия формировалась в несколько этапов: 1) в период с 1982 по 1983 гг. пробурено 13 скважин; 2) с 1989 по 1993 гг. – 35 скважин; 3) 2007-2011 гг. – 40 скважин; 4) в 2017 г. пробурено 17 скважин (рисунок 4.2). Часть скважин, которые были пробурены в первый и второй периоды, выведена из эксплуатации в связи с выходом из строя. Они были заменены новыми КНС, пробуренными в следующие этапы. Так, на 2017 г. сеть мониторинга ФГУП «ФЭО» включает 85 КНС.

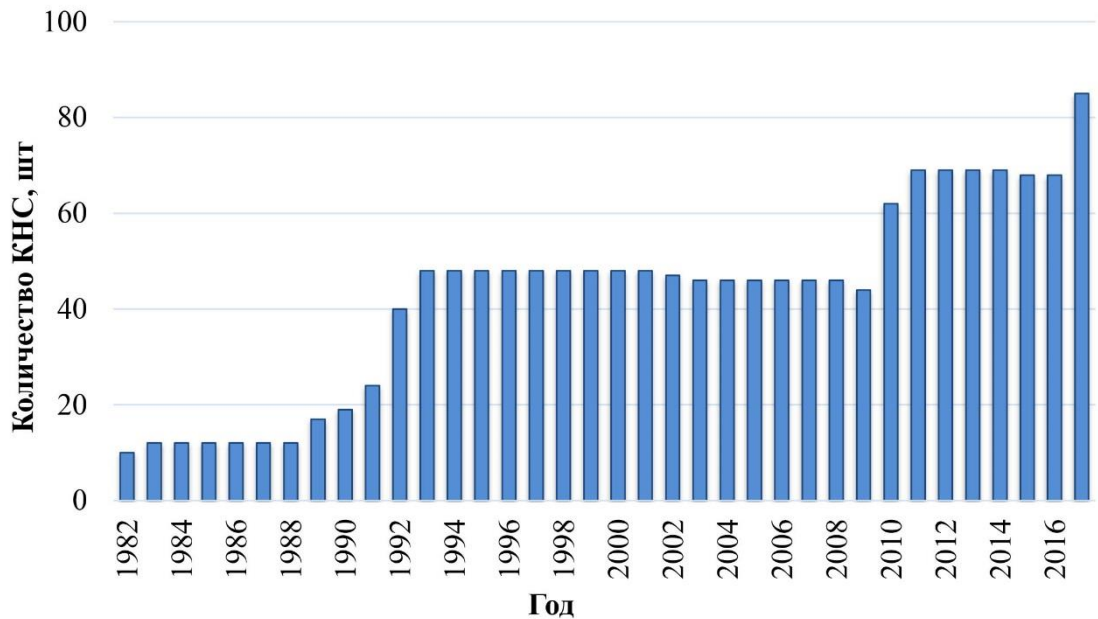


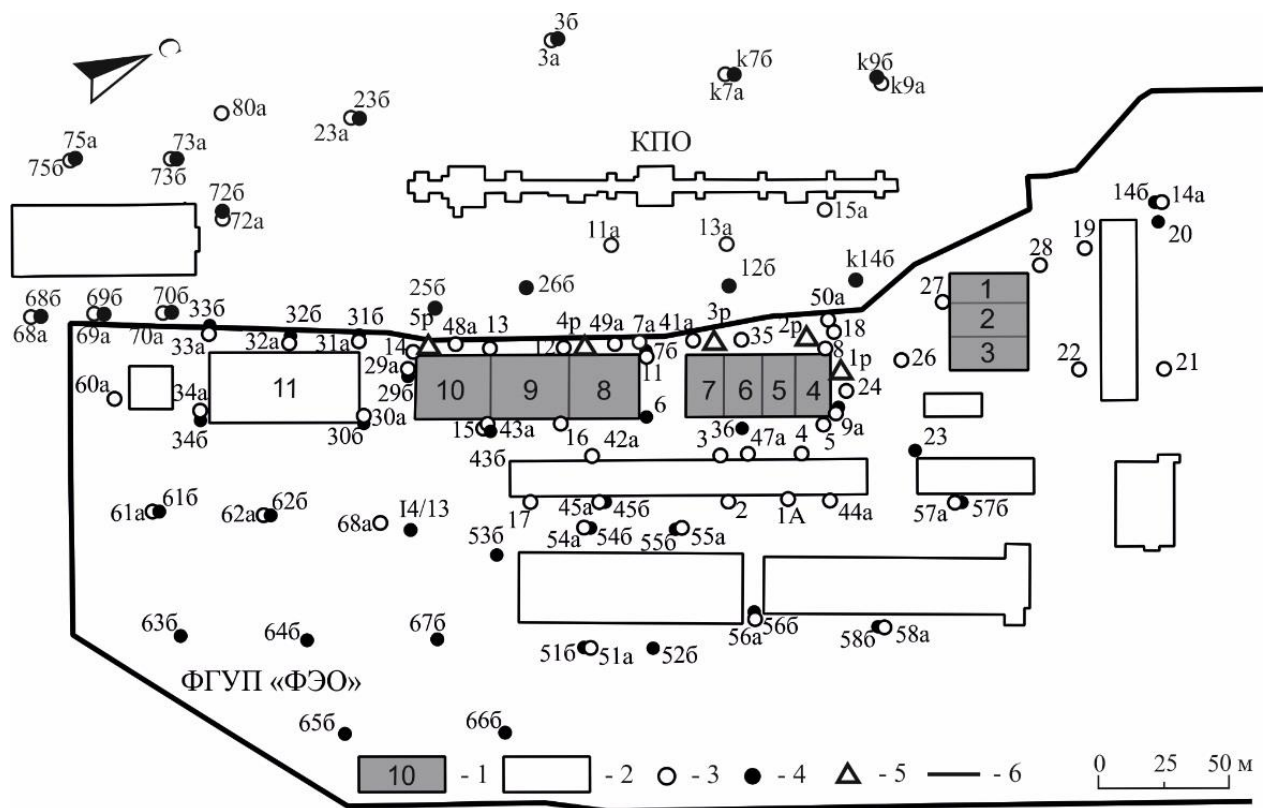
Рисунок 4.2 – Динамика роста числа КНС на ФГУП «ФЭО»

С использованием контрольно-наблюдательной сети осуществляется мониторинг за уровнем и радиационным режимом подземных вод площадки исследований. Замеры уровней и отбор проб воды из скважин для радиологического анализа осуществляется службой радиационной безопасности согласно внутреннему регламенту ФГУП «ФЭО» (рисунок 4.3).

Замеры уровней подземных вод на площадке проводят с периодичностью 1 или 2 раза в год, однако в периоды паводка частота замеров может составлять 1 раз в 3 дня или 1 раз в неделю. Радиационный контроль ведется по следующим показателям суммарная альфа (α)- и бета (β)-активности, тритий, при необходимости цезий (Cs-137), стронций (Sr-90), кобальт (Co-60). Частота отбора проб воды на радиологический анализ варьируется от 1 раза в неделю до 1 раза в квартал.

4.3. Мониторинг уровней подземных вод на территории предприятия ФГУП «ФЭО»

Для прогнозных оценок миграции ореолов загрязнения необходимо определить направление движения подземных вод. Для решения этой задачи необходимо оценить влияние всех природных и техногенных факторов, формирующих структуру фильтрационного потока.



1 - старые здания-хранилища; 2 – новые здания-хранилища; 3 и 4 - мониторинговые скважины, оборудованные на четвертичный (3) и ломоносовский (4) водоносные горизонты; 5 - неглубокие скважины для отбора проб водонасыщенных грунтов; 6 - граница площадки ФГУП «ФЭО»

Рисунок 4.3 – Сеть мониторинга ФГУП «ФЭО» на 2017 г. и прилегающей площадки КПО

Для анализа режима подземных вод были использованы результаты замеров уровней подземных вод с 2003 по 2016 гг., которые осуществляет служба радиационной безопасности площадки ФГУП «ФЭО». Замеры уровней подземных вод в скважинах на территории площадки в этот период проводились в систематическом режиме лишь по отдельным скважинам.

Основным режимобразующим фактором для подземных вод на территории промплощадки являются атмосферные осадки. В годовом цикле выделяются два паводковых (апрель–май и сентябрь–октябрь) и два меженных периода (февраль–март и июль–август). Ввиду отсутствия замеров уровней в зимние месяцы, в многолетнем цикле наблюдений охарактеризованы только паводковые периоды и летняя межень.

Как видно из таблицы 4.1, абсолютные отметки уровней подземных вод в четвертичном водоносном горизонте находятся в пределах от 18,71 до 20,91 м, а максимальные амплитуды колебания уровня – от 0,61 до 1,92 м при среднегодовых значениях 0,26–0,90 м. Максимальные отметки наблюдались в периоды весеннего паводка (первая половина или середина апреля), минимальные – во второй половине июля или начале августа. Скважины с наибольшими максимальными отметками расположены возле зданий 4-10, с наименьшими – возле здания 9.

В четырех скважинах, вскрывающих ломоносовский горизонт, уровни подземных вод фиксировались на абсолютных отметках от 18,43 до 19,63 м. В скважине № 6, по которой велись ежемесячные замеры, среднегодовая амплитуда колебаний уровня составила 0,49 м.

Таблица 4.1 – Изменение уровней подземных вод (2010-2016 гг.)

№ КНС	Максимальный наблюдаемый уровень, м	Минимальный наблюдаемый уровень, м	Максимальная амплитуда изменения уровня, м	Среднегодовая амплитуда изменения уровня, м (2010–2016 гг.)
<i>Четвертичный водоносный горизонт</i>				
5	20,38	19,51	0,87	0,56
7	20,34	19,43	0,91	0,58
8	20,9	19,42	1,48	0,83
9	20,86	19,51	1,35	0,72
24	20,79	19,24	1,55	0,76
41a	20,63	18,71	1,92	0,77
42a	20,44	18,86	1,58	0,90
43a	20,06	18,93	1,13	0,64
47a	20,21	19,49	0,72	0,46
48a	19,87	19,33	0,54	0,26
49a	20,24	19,45	0,79	0,47
50a	20,91	19,26	1,65	0,78
<i>Ломоносовский водоносный горизонт</i>				
6	20,42	19,37	1,05	0,49
336	19,15	18,43	0,72	-
156	20,61	18,80	1,81	-
456	19,63	19,02	0,61	-

В 2017 г. СПбО ИГЭ РАН при проведении полевых работ на площадке ФГУП «ФЭО» для корреляции суточных колебаний уровня с атмосферными

осадками в скважину №43а был помещен автоматический датчик (частота записи уровня 1 раз в 4 часа). По графику (рисунок 4.4) наблюдается тесная взаимосвязь уровня подземных вод с атмосферными осадками. Подъем уровней в середине марта связан со снеготаянием и представляет собой первую фазу весеннего паводка. Начиная с середины апреля прослеживается вторая фаза паводка из-за обильных дождевых осадков на фоне высокого положения уровня подземных вод. В пик весеннего паводка (первые числа мая) уровни достигали абсолютных отметок 20,0 м и более.

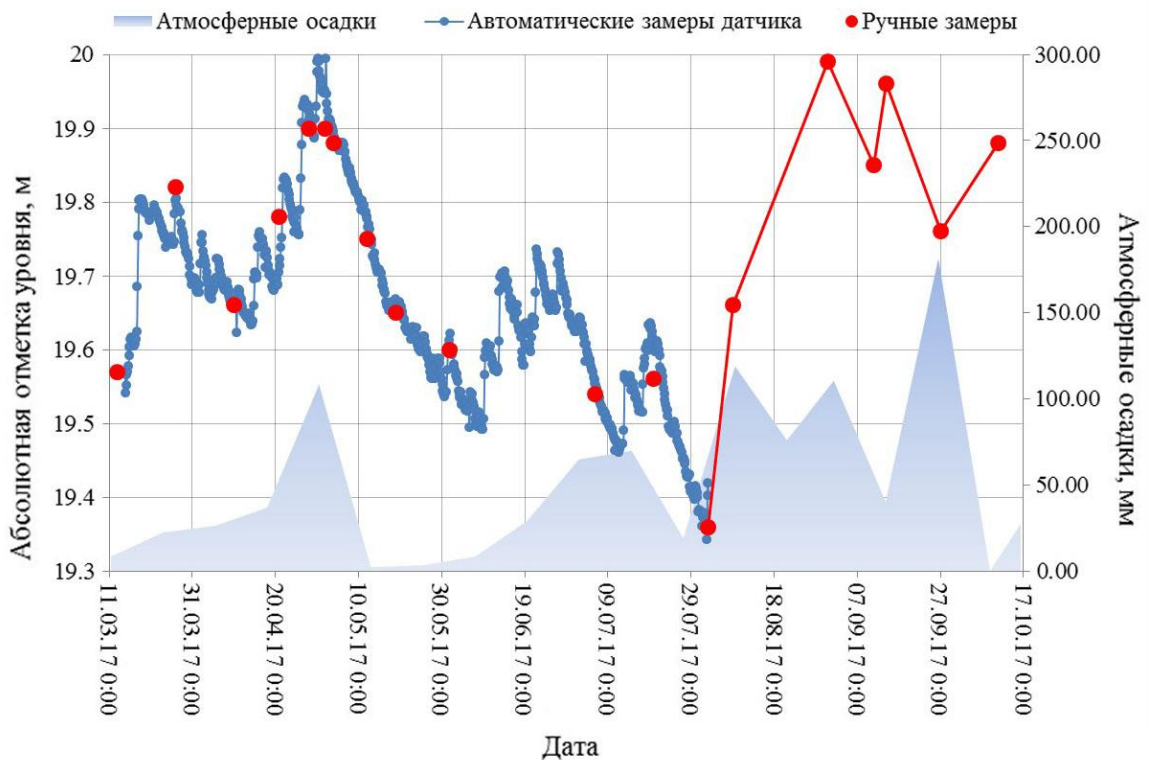
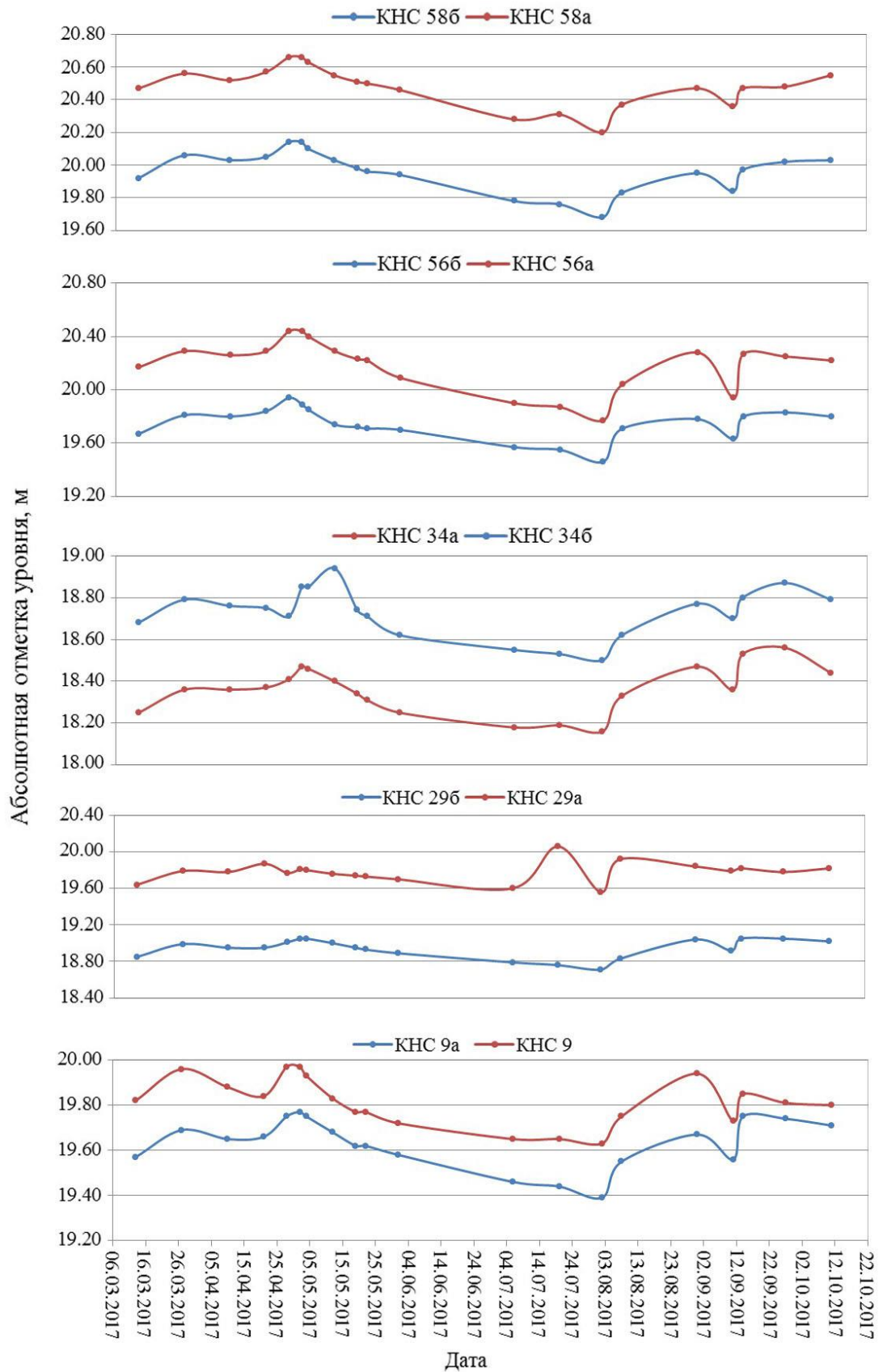


Рисунок 4.4 – Совмещенный график колебания уровня в скважине №43а и атмосферных осадков

Описанный ход изменения уровня характерен для четвертичного водоносного горизонта и обеих зон ломоносовского, что говорит об их тесной гидравлической связи и едином режимообразующем факторе. На типовых графиках изменения уровней в КНС (рисунок 4.5) наблюдается практически синхронное его колебание в парных скважинах, оборудованных на четвертичный водоносный горизонт и среднюю зону ломоносовского.



красным цветом – уровень в четвертичном водоносном горизонте; синим – в
ЛОМОНОСОВСКОМ

Рисунок 4.5 – Типовые графики изменения уровней в КНС в четвертичном и ломоносовском горизонтах в 2017 г.

При рассмотрении миграции ореолов загрязнения, необходимо учитывать направление потока подземных вод не только в плане, но и в разрезе. Вертикальная составляющая потока определяется разницей напоров в смежных водоносных горизонтах, при этом переток будет осуществляться из горизонта с большими напорами. В нашем случае можно говорить о тесной гидравлической связи: перетекание происходит из четвертичного, с большим напором, в ломоносовский водоносный горизонт, с меньшим напором (см. рисунок 4.1).

Качественно степень гидравлического взаимодействия водоносных горизонтов между собой можно оценить также и по гидрохимическому составу. В таблице 4.2 приведен осредненный гидрохимический состав изучаемых водоносных горизонтов на основании данных, представленных в третьей главе.

Таблица 4.2 – Осредненный макрокомпонентный состав подземных вод

П.п.	Водоносный горизонт	Формула Курлова	Гидрохимический тип
1	Четвертичный водоносный горизонт	$M_{0,3} \frac{HCO_3 34 Cl 10 SO_4 7}{Na 25 Ca 14 Mg 11} pH7$	гидрокарбонатная натриево-кальциевая вода
Ломоносовский водоносный горизонт			
2	Средняя зона	$M_{0,2} \frac{HCO_3 35 SO_4 9 Cl 6}{Na 23 Ca 15 Mg 12} pH7$	гидрокарбонатная натриево-кальциевая вода
3	Нижняя зона	$M_{0,4} \frac{HCO_3 27 Cl 20}{Na 33 Ca 9 Mg 8} pH8$	гидрокарбонатная натриево-кальциевая вода

Из таблицы видно, что подземные воды четвертичного горизонта, а также средней зоны ломоносовского горизонта имеют очень близкий макрокомпонентный состав. Это подтверждает тезис о хорошей гидравлической связи этих горизонтов. Макрокомпонентный состав нижней зоны ломоносовского горизонта отличается от верхних горизонтов повышенной минерализацией, а также повышенным содержанием ионов Na и Cl.

Для определения направления потока подземных вод на площадке ФГУП «ФЭО» и прилегающей территории были построены карты

гидроизогипс на весеннюю межень 2015 г. с использованием данных замеров уровней на прилегающей площадке КПО (рисунок 4.6).

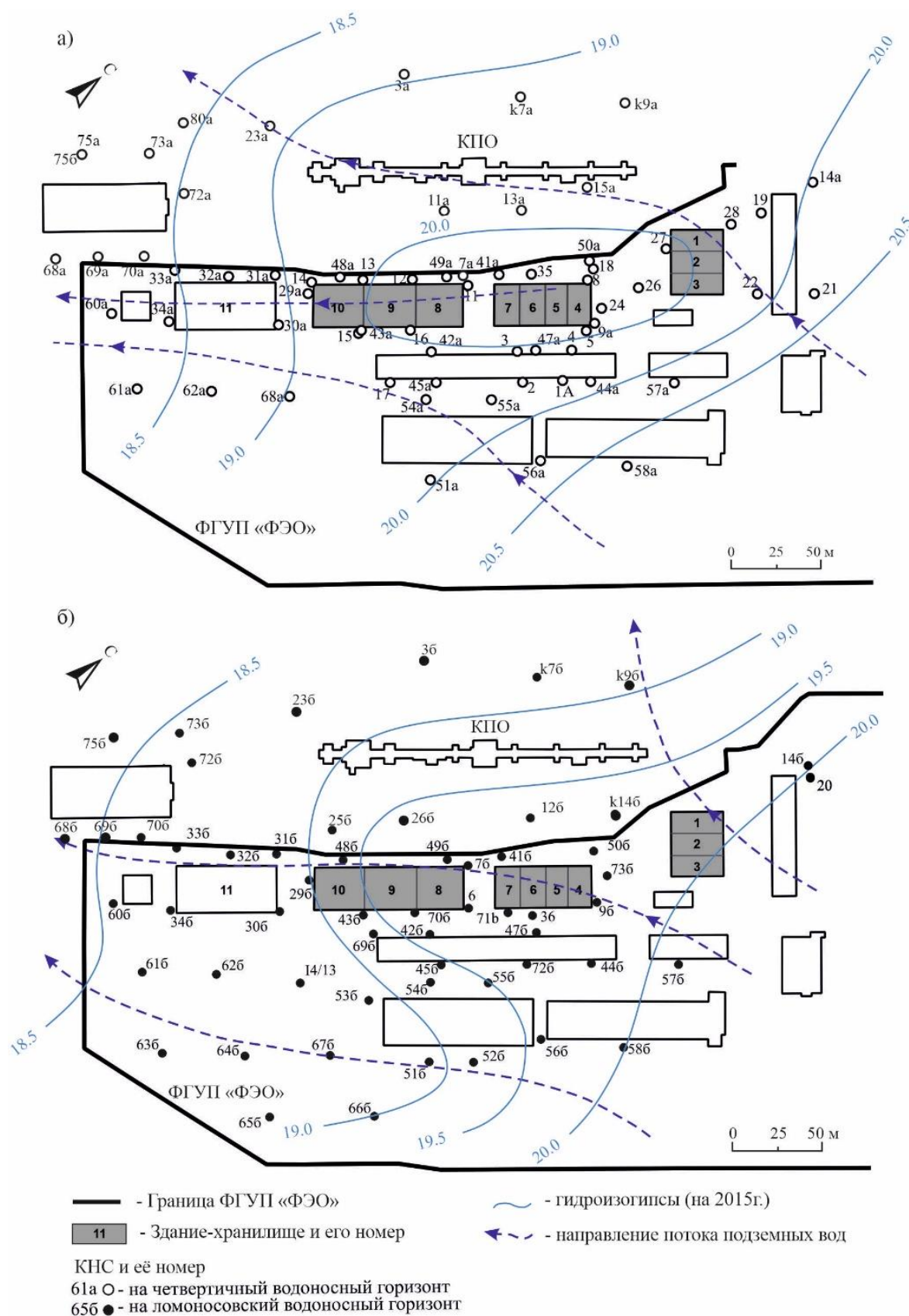


Рисунок 4.6 – Карты линий равных напоров: а – четвертичного (март 2015 г.); б – ломоносовского водоносного горизонта (март 2015 г.)

В целом структура потока контролируется рельефом местности, его региональным направлением, локальными зонами питания и дренирования, а также геологическими особенностями территории. Региональное направление потока направлено в сторону зоны разгрузки (Копорская губа Финского залива) на запад. Поток подземных вод четвертичного водоносного горизонта сонаправлен с региональным вектором – на запад. В районе зданий 4-10 формируется небольшой купол, что может быть связано с дренажной системой, оборудованной вокруг зданий, чтобы избежать подтопления фундаментов. Градиенты потока изменяются от 0,008 до 0,01.

Поверхность подземных вод ломоносовского водоносного горизонта более сглаженная, т.к. дренажная система площадки уже слабо влияет на уровни в горизонте. Тем не менее, в целом, общие закономерности направления потока подземных вод сохраняются теми же, что и в четвертичном горизонте. Максимальные отметки зафиксированы в период весеннего паводка и составили от 18,80 до 20,14 м, минимальные – в период летней межени: от 18,40 до 19,68 м.

4.4. Радиационный мониторинг подземных вод на территории предприятия ФГУП «ФЭО»

4.4.1. История поступления радиоактивных растворов и характеристика источника радиоактивного загрязнения подземных вод

Предприятие ФГУП «ФЭО» осуществляет свою деятельность уже более 55 лет. На территории находятся хранилища низко - и среднеактивных радиоактивных отходов – источников ионизирующего излучения. По завершению на 2020 г. предприятием накоплено более 60 тыс.м³ РАО с общей активностью $3,16 \cdot 10^{16}$ Бк. Из них на долю твердых РАО приходится более 97%, жидких – более 2% [70].

Формирование загрязнения на исследуемой территории началось в конце 1980-х гг. ввиду несовершенства инженерных конструкций зданий хранения РАО и, как следствие, прямого контакта атмосферных осадков с отходами. Можно выделить несколько путей поступления радиоактивных

растворов в подземные воды: 1) ввиду того, что здания-хранилища не были оборудованы кровлей, происходило попадание и накопление в них атмосферных осадков; 2) в результате сезонных колебаний уровня грунтовых вод происходило подтопление хранилищ. Затем поступившая вода вступала в контакт с отходами (через некачественно загерметизированные упаковки или же напрямую), и как следствие происходило выщелачивание радионуклидов из матрицы отходов. Завершающий этап заключался в поступление водной фазы в грунт, а затем и в водоносные горизонты через негерметичные конструкции хранилищ.

Начиная с 90-х годов проводились работы по реконструкции зданий: построены крыши для перехвата и отведения атмосферных осадков, заложен глубокий подземный дренаж по контуру зданий-хранилищ РАО, а вода из доступных каньонов была откачана и переработана. Ввиду плохой гидроизоляции здания-хранилища были герметизированы специальными растворами.

После проведенных мероприятий по усовершенствованию инженерных барьеров служба радиационного контроля начала фиксировать постепенную реабилитацию территории. В наиболее загрязненных скважинах активность за последние 20 лет упала более чем на 4 порядка. Такая картина свидетельствует о высокой эффективности предпринятых мер.

Однако, несмотря на предотвращение дальнейших утечек радиоактивных растворов из зданий-хранилищ, часть растворов попала в окружающую среду и фиксируется в настоящее время.

В период с 1998 по 2017 гг. сотрудниками СПБО ИГЭ РАН были отобраны пробы из каньона здания 4 (см. рисунок 4.3) на определение радионуклидного состава источника загрязнения подземных вод. Как правило, наивысшие уровни активности радионуклидов приурочены именно к воде из каньонов зданий-хранилищ РАО. В составе этих вод обнаруживаются следующие изотопы: тритий, Sr-90, Cs-137, Pu-238, Pu-239,240, а также отмечаются Cs-134 и Co-60 (таблица 4.3). Длительная история эксплуатации

зданий-хранилищ ФГУП «ФЭО» и спектр организаций, поставляющих РАО, вероятно, формируют пестрый состав источников образования РАО.

Таблица 4.3 – Содержание радионуклидов в воде каньона здания-хранилища 4

Год	Удельная активность, Бк/кг				
	Тритий	Cs-137	Co-60	Sr-90	Pu-239, 240/ Pu-238
УВв, Бк/кг [110]	7600	11	40	4,9	0,55/ 0,60
1998	$3,7 \cdot 10^7$	74000 (1036*)	23,3	8500	-
2010	$1,0 \cdot 10^6$	12	-	110	0,1/ 0,25
2011	$2,9 \cdot 10^7$	2217	-	986	-
2013	$2,0 \cdot 10^6$	483	-	13	-
2014	$3,5 \cdot 10^5$	229	-	94	11,8/ 27,2
2015	-	510	-	3300	137/ 349
2017	$7,6 \cdot 10^5$	357	-	359	0,23/ 0,19
<i>Примечание:</i> * удельная активность Cs-134; - нет данных					

Соотношение удельной активности изотопов Pu-238/Pu-239,240 позволит судить об источнике поступления изотопов. Для этого проведен анализ полученных соотношений с данными, приведенными в литературе (таблица 4.4). Достаточно высокие отношения изотопов Pu-238/Pu-239,240 (>1) указывают на «станционное» происхождение отходов, т.е. происхождение плутония связано с топливным циклом на АЭС. Оружейный плутоний, как результат испытания ядерного оружия, характеризуется обычно весьма низкими отношениями Pu-238/Pu-239,240 ($<0,1$). В воде, отобранной из каньона здания-хранилища ФГУП «ФЭО», отношение изотопов Pu-238/Pu-239,240 находится в пределах 0,83-2,55, что указывает на связь обнаруженного плутония с топливным циклом на АЭС.

4.4.2. Изучение альфа- и бета- активности подземных вод

Как ранее говорилось, на площадке ФГУП «ФЭО» осуществляется контроль за техногенными радионуклидами в подземных водах. Одними из контролируемых параметров являются суммарная удельная альфа- и бета-активности. Определение этих показателей необходимо рассматривать как экспресс-метод, который позволяет в оперативном режиме качественно (не количественно) отследить возможные аварийные утечки в подземные воды техногенных альфа- и бета-излучающих радионуклидов.

Таблица 4.4 – Сравнительный анализ изотопных отношений удельных активностей Pu-238/Pu-239,240 взятых из литературных источников

Источник загрязнения территории	Соотношение Pu-238 / Pu-239,240	Ссылка на источник
<i>Ядерное оружие</i>		
Выпадения после испытаний ядерного оружия большой мощности (северное полушарие)	0,020-0,037	[122], [126], [128]
Космическая система SNAP-9A	0,042	[122]
Семипалатинский полигон	0,02-0,03	[43], [15]
Новоземельский полигон	0,024	[144]
Испытание «Майк»	0,015	[122]
Комбинат «Маяк»	0,012	[146]
<i>АЭС</i>		
Чернобыльская АЭС	0,5-0,7	[17]
АЭС Фукусима-Дайичи	0,859-1,62	[136]
Реакторное топливо ЧАЭС	1,4	[8]

Радионуклид Sr-90 ($T_{1/2}$ 29,1 лет), Cs-137 ($T_{1/2}$ 30,17 лет) и Co-60 ($T_{1/2}$ 5,27 лет) подвергаются β - распаду до Y-90, Ba-137 и Ni-60 соответственно [147]. Ввиду того, что Co-60 имеет короткий период полураспада, при интерпретации данных мониторинга предполагается, что β - активность определяется в первую очередь присутствием Sr-90 и в меньшей степени Cs-137. Альфа-активность также включает представителей природных и техногенных радионуклидов (например, изотопы плутония, калия и др.).

Измерения скрининговых параметров (суммарная удельная α - и β - активности) проводились с помощью радиометра УФМ-2000 (НПЦ «ДОЗА», Зеленоград, Россия). Для этого пробы воды упаривали, сушили при 450°C в течение 30 мин. Пределы обнаружения суммарной α - и β -активностей составляют 0,02 и 0,1 Бк/кг соответственно. Подготовка образца (упаривание жидкой пробы и получение сухого остатка) подразумевает, что измерение α - и β -активностей исключает влияние трития. Радиохимический анализ Sr-90 в подземных водах выполнялся с использованием радиометра УМФ-2000 (НПЦ «ДОЗА», Зеленоград, Россия) по методике, разработанной НИТИ им. А.П. Александрова (г. Сосновый Бор). Методика основана на измерении активности Sr-90, находящемся в равновесии с Y-90 (предел обнаружения 10^{-4}

³ Бк/кг). Cs-137 определялся с помощью γ -спектрометра DSРес jr (ORTEC®, США) (предел обнаружения 10^{-3} Бк/кг).

Для качественной оценки рассмотрим изменение скрининговых параметров во времени. Так, согласно рисунку 4.7 всплеск альфа-активности зафиксирован в конце 1980-х годов, но за короткий промежуток времени (1-2 года) активности упали. Начиная с 1991 г. по всем скважинам, пробуренным на четвертичный водоносный горизонт, уровень альфа-активности изменялся от 0,6 до 1,2 Бк/кг и приближен к фоновым значениям. Можно предположить, что значительные выбросы альфа-излучающих радионуклидов в подземные воды отсутствуют.

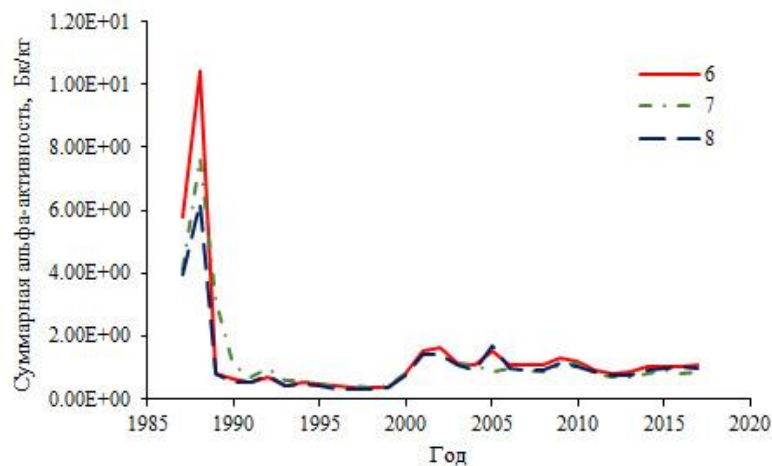


Рисунок 4.7 – Изменение суммарной альфа-активности в КНС за период мониторинга с 1987 по 2015 гг.

Всплеск бета-активности в четвертичном водоносном горизонте также наблюдается в 1990 г. вблизи зданий-хранилищ 8, 9 и 4 (рисунок 4.8). Уже с середины 1990-х гг, в период реконструкции инженерных барьеров, по всем рассматриваемым скважинам наблюдается спад активности. Одновременно с появлением активности в четвертичном горизонте, в следствие гидрогеологических особенностей территории, загрязнение начинает проникать в нижний (ломоносовский) водоносный горизонт (рисунок 4.9). Однако в подземных водах ломоносовского горизонта отмечается отставание по показателям. В целом ореолы суммарной удельной β -активности

компактны и локализуются в непосредственной близости от источников загрязнения.

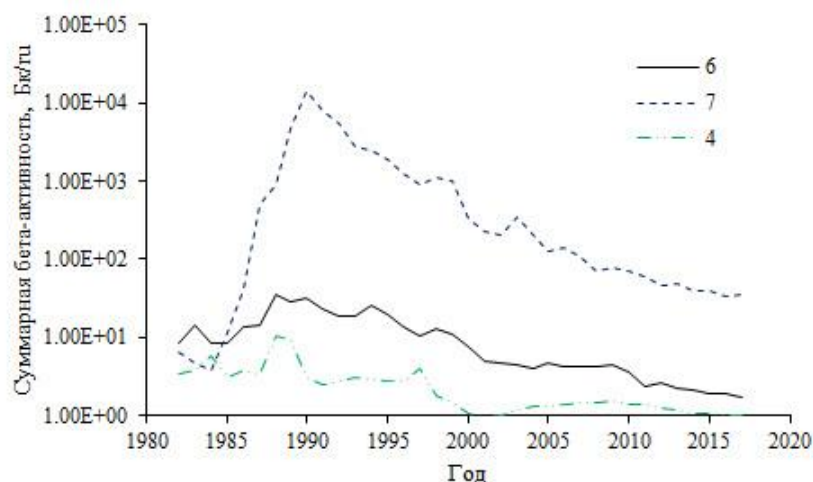


Рисунок 4.8 –Изменение суммарной бета-активности в КНС за период мониторинга с 1982 по 2015 гг.

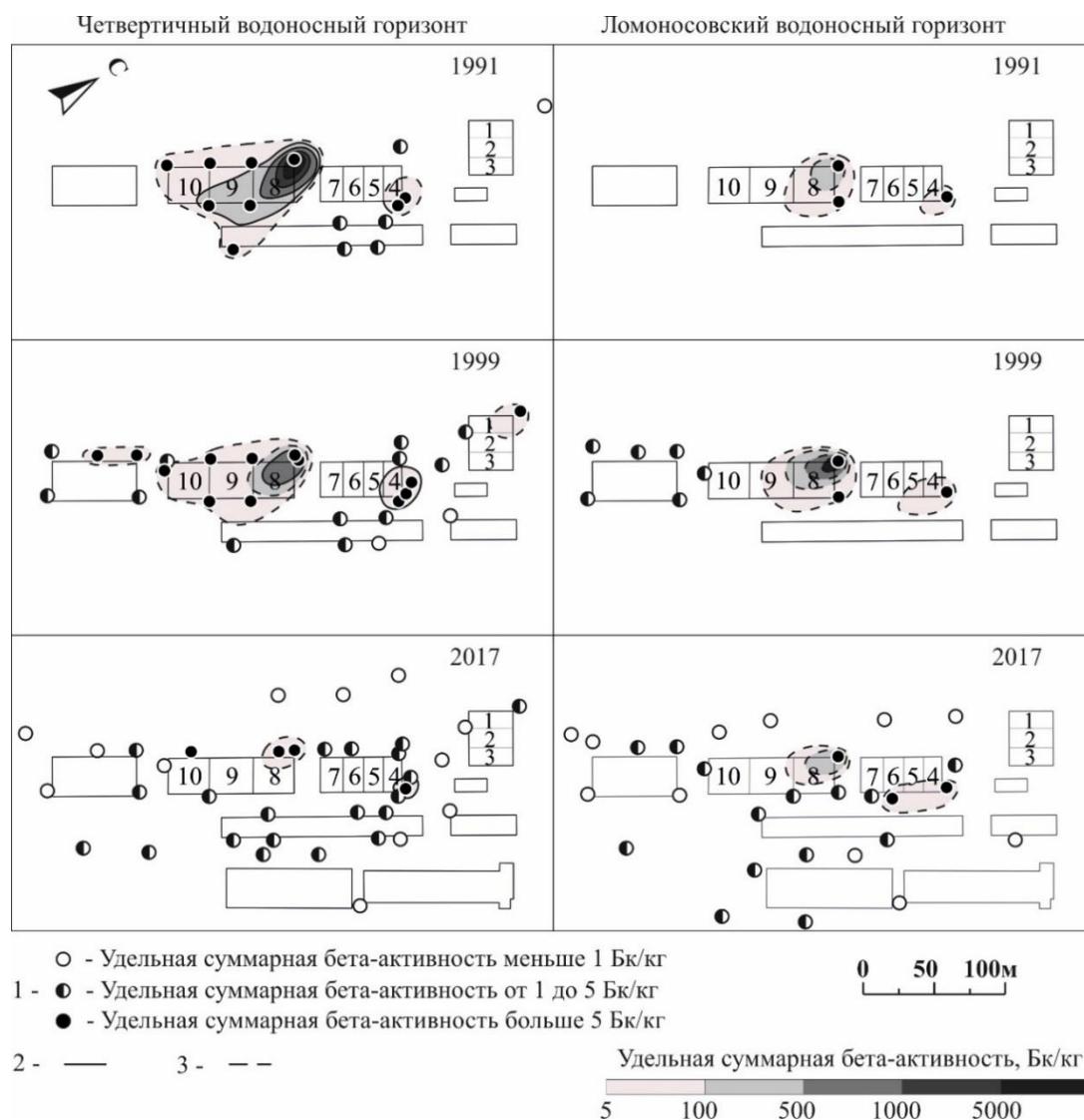
По истечении 30 лет значения суммарной удельной β -активности снизились на несколько порядков, что связано, во-первых, с действием инженерных барьеров, во-вторых, с процессами самоочищения подземных вод: разбавление подземными водами и атмосферными осадками, радиоактивный распад (таблица 4.5) и сорбционные процессы.

Таблица 4.5 – Период полураспада рассматриваемых радионуклидов [112]

Радионуклид	Период полураспада, год	УВ, Бк/кг [112]
$\Sigma\alpha$	-	0,2
$\Sigma\beta$	-	1,0
Co-60	5,25	40
Sr-90	29,12	4,9
Cs-137	30,17	1,3-5
Тритий	12,26	7600

Бета-излучающие радионуклиды подвергаются процессам сорбции на песчано-глинистых частицах вмещающих пород, по этой причине миграция этих радионуклидов протекает медленнее в сравнении с инертными компонентами [140]. Степень сорбции радионуклидов может варьироваться в очень широких диапазонах и напрямую зависеть от литологического типа породы. При этом четвертичные отложения обладают наиболее выраженными

сорбционными характеристиками, в отличие от образцов грунта, представленного в толще ломоносовских песков.



1 – КНС; 2 – подтвержденные контуры ореола; 3 – предполагаемые контуры ореола

Рисунок 4.9 – Ореолы загрязнения по суммарной бета-активности в четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах в 1991, 1999 и 2017 гг.

Из гистограммы, представленной на рисунке 4.10, видно, что в 2017 г. в 40% КНС значения суммарной бета-активности находились в диапазоне от 0,6 (среднее фоновое значение) до 1 Бк/кг (УВ). Эти скважины можно охарактеризовать как незагрязненные. В 45% КНС суммарной бета-активности варьировалась от 1 до 5 Бк/кг (УВ Sr-90) – среднезагрязненные скважины. Максимальному загрязнению подвержены семь КНС.

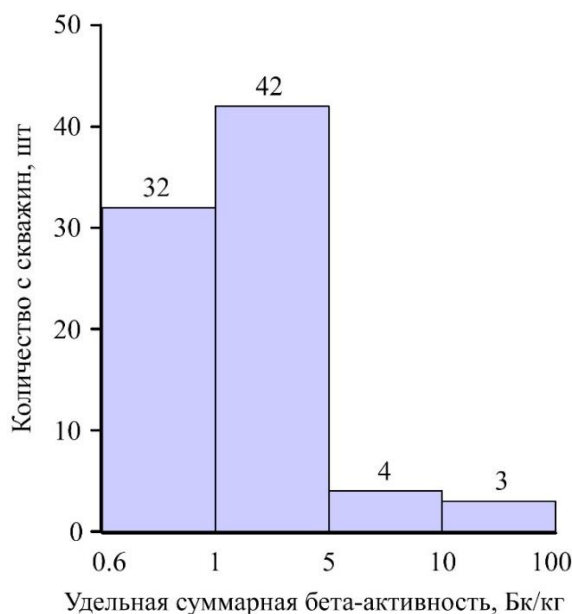


Рисунок 4.10 – Гистограмма распределения суммарной бета-активности по всем КНС в 2017 г.

4.4.3. Изучение тритиевого ореола загрязнения подземных вод

Исходя из вышеописанной методики определения суммарной альфа и бета- активностей в пробах воды, радионуклид тритий исключается. Для определения содержания трития в пробах подземных вод использовался спектрометрический радиометр Tri-Carb® 2910TR (Waltham, США). Предел обнаружения трития составляет 10 Бк/кг. Погрешность измерений составляет 3–25%.

Для качественной оценки загрязнения подземных вод тритием выделим и рассмотрим две группы скважин. Первая группа – располагаются в непосредственной близости от зданий-хранилищ (КНС 9а, 8, 6, 9б) и являются наиболее загрязненными. Вторая группа – располагаются на некотором расстоянии от источника загрязнения (КНС 30а, 32а, 31а, 30б, 32б, 31б) (рисунок 4.11).

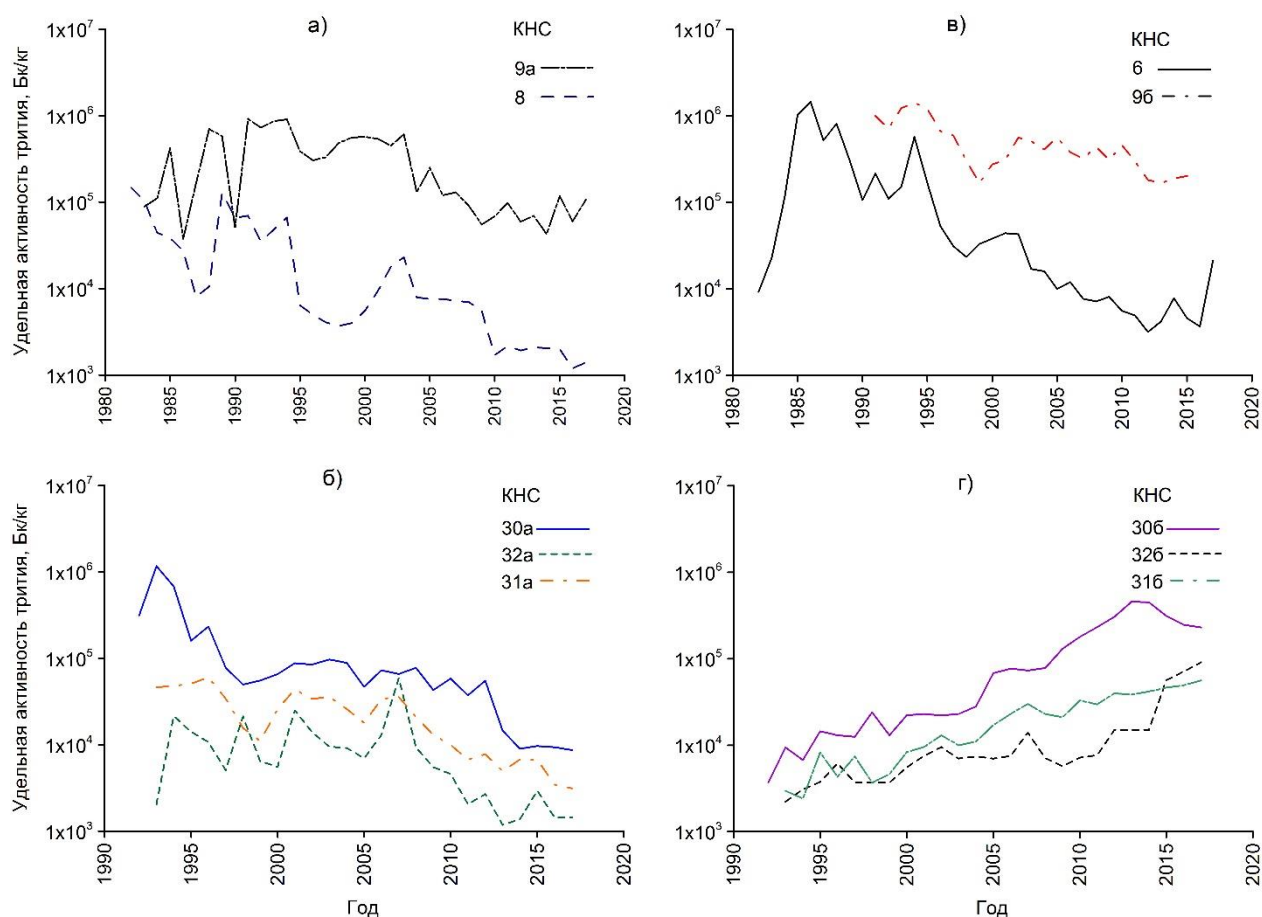


Рисунок 4.11 – Среднегодовое изменение концентрации трития в четвертичном водоносном горизонте (а,б) и ломоносовском водоносном горизонте (в,г)

Согласно представленным графикам видно, что после 1995 г. концентрации трития в скважинах, расположенных вблизи источника загрязнения, имеют устойчивую тенденцию к снижению активности как в четвертичном, так и в ломоносовском водоносных горизонтах (рисунок 4.11 а,б). Максимальное загрязнение подземных вод тритием (более $1 \cdot 10^6$ Бк/кг) зафиксировано в конце 1980-х начале 1990-х годов.

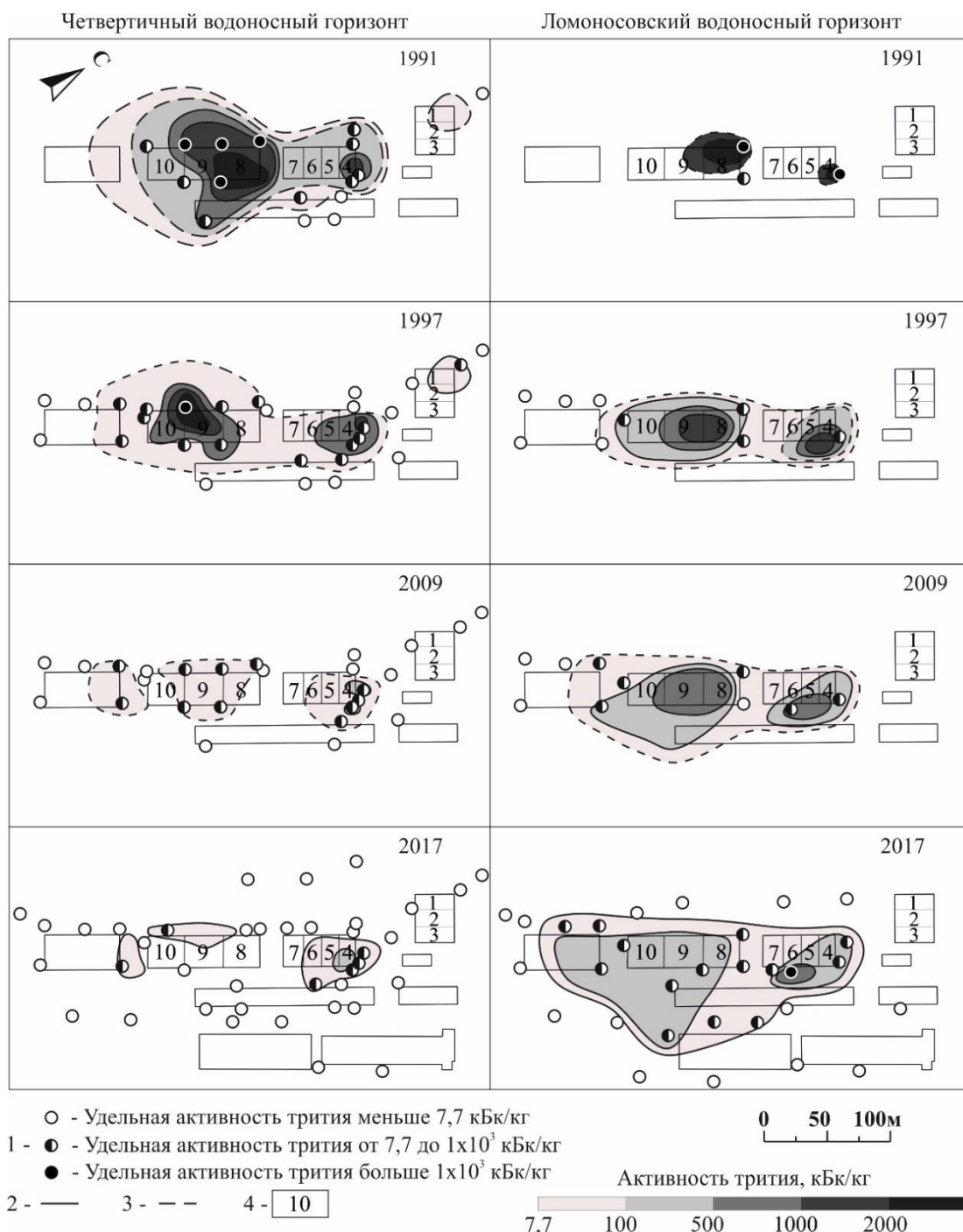
В скважинах, расположенных на некотором расстоянии (20-50 м) от хранилищ, наблюдается расходящаяся тенденция (рисунок 4.11 в,г). Так видно, что в КНС, оборудованных на четвертичный водоносный горизонт, регистрируется снижение активности трития, особенно в период с 2008 по 2017 гг. В ломоносовском водоносном горизонте наблюдается устойчивый рост концентрации радионуклида от $2,2-3,7 \cdot 10^3$ Бк/кг в начале 1990-х годов до $5,6-23 \cdot 10^5$ Бк/кг в 2017 году.

По данным мониторинга на 2017 г. в большинстве скважин регистрируемая активность трития не превышает уровня вмешательства по НРБ-99/2009 (7,6 кБк/кг). Однако в некоторых скважинах регистрируются активности трития, превышающие значения 100 кБк/кг.

Для изучения площадного распределения загрязнения построены карты распространения тритиевого ореола (рисунок 4.12). На ранней стадии загрязнения контуры ореола плохо определяемы ввиду отсутствия КНС на периферии. Однако источник загрязнения (центральная часть ореола) фиксируется четко.

Согласно полученным результатам источником загрязнения подземных вод в 1991 г. выступали здания-хранилища 8 и 9 и в меньшей степени здания 4-5. После того, как в 1990 г провели мероприятия по реконструкции зданий, а также был введен в эксплуатацию подземный дренаж для отвода воды, наблюдается изменение формы, размера и распространения ореола. В 1999 г. регистрируются значения, уже не превышающие 1000 кБк/кг, и отмечается сокращение размеров загрязненной площади. По истечении времени эксплуатируемая дренажная система полностью контролировала конфигурацию тритиевого ореола в четвертичном водоносном горизонте. За всю историю наблюдений на данный момент тритиевый ореол, регистрируемый в подземных водах верхнего горизонта, имеет наименьшую площадь распространения. Можно отметить, что абсолютные активности трития в четвертичном водоносном горизонте падают от года к году. Это свидетельствует о том, что поступление новых порции растворов, содержащих тритий, из зданий-хранилищ в подземные воды отсутствует.

Радиационная обстановка ломоносовского водоносного горизонта отличается от ситуации, наблюдаемой в верхнем (четвертичном). Из разрезов, представленных на рисунке 4.1 видно, что под зданиями 4-10 выделяются зоны, где слабопроницаемые породы не наблюдаются, т.е. проницаемые породы, слагающие четвертичный водоносный горизонт, контактируют с породами ломоносовского водоносного горизонта. В виду наличия



1 – КНС; 2 – подтвержденные контуры ореола; 3 – предполагаемые контуры ореола; 4 – хранилища РАО

Рисунок 4.12 – Ореолы тритиевого загрязнения в четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах в 1991, 1997, 2009 и 2017 гг.

особенностей в геологическом строении исследуемой площадки формируется нисходящий поток фильтрации, приводящий к увеличению показателей активности трития в нижнем водоносном горизонте по причине миграции радионуклида из верхнего (четвертичного). За счёт перетекания загрязненных

вод и их накопления, регистрируется рост активности трития в нижнем (ломоносовском) водоносном горизонте. Из рисунка 4.12 видно, что со временем в нижнем водоносном горизонте площадь тритиевого ореола увеличивается. Так, в 2017 г. в ломоносовском водоносном горизонте активность трития (<100 кБк/кг) преимущественно фиксируется на юго-западе промплощадки. Такое перемещение можно объяснить тем, что контур ореола продвигается вниз по потоку и захватывает другие чистые скважины. Стоит отметить, что регистрируемые в ломоносовском горизонте активности трития по своей абсолютной величине за весь период наблюдений не превышали максимальные активности трития в четвертичном горизонте. Поэтому можно говорить об «историческом» характере загрязнения, проявившемся со временем в нижнем горизонте.

В целом, отличие в поведении тритиевого ореола загрязнения от бета-активности главным образом заключаются в масштабе распространения. Из-за того, что тритий является инертным и менее сорбируемым компонентом, он образует обширные области загрязнения.

Изменение активности трития в рассматриваемых водоносных горизонтах подтверждает вертикальный нисходящий перенос. По графику, представленном на рисунке 4.13, видно, что в начале 1990-х гг. активность трития в четвертичном водоносном горизонте в двое превышала активность этого радионуклида в ломоносовском водоносном горизонте. Однако уже в середине 1990-х гг. ситуация меняется: регистрируется рост загрязнения в нижнем водоносном горизонте, в верхнем наблюдается падение активности. Представленные данные также подтверждают миграцию загрязнения тритием из четвертичного в ломоносовский водоносный горизонт.

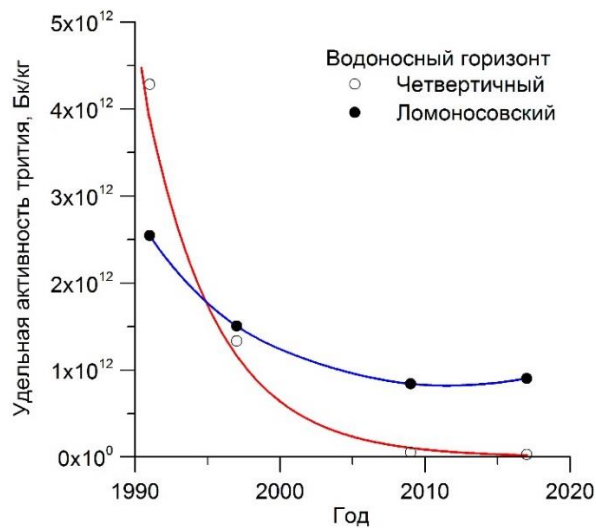


Рисунок 4.13 – График изменения осредненной по площади активности трития во времени

4.5. Количественный анализ данных мониторинга

4.5.1. Обработка данных наблюдений с применением метода статистических (временных) моментов

Общая характеристика моментов

Для решения нестационарных задач дисперсии и массообмена применяется метод статистических (временных) моментов, описанный в работах [19, 129, 132, 133, 138]. Данный метод заключается в возможности обработки данных эксперимента по аналитическим решениям задачи. Метод временных моментов удобен тем, что исключается наиболее трудный в математическом отношении этап создания математической модели процесса массообмена. Связь экспериментальных данных, которые обычно представляются в виде выходной кривой опыта $C = f(t)$, с моментами этой кривой позволяет определить основные параметры математической модели: скорость фильтрации (v , м/год), коэффициент дисперсии (D_L , м²/год) и коэффициент сорбционного распределения (K_d , мл/г).

Исходные данные: 1) результаты эксперимента в виде выходной кривой $C = f(t)$; 2) решение для выбранной математической модели в области изображений $\bar{C} = f(p)$. Связь между этими данными характеризуется начальным и центральным моментами.

Начальные моменты выходной кривой определяются как:

$$m_j = \int_0^{\infty} C(t) \cdot t^j dt, \quad (4.1)$$

где j – порядок начального момента.

Нулевой момент ($j=0$) характеризует массу введенного индикатора (это площадь под кривой изменения концентрации во времени). Первый момент ($j=1$) позволяет рассчитать среднее значение (среднее время пребывания) или математическое ожидание случайной величины. Начальные моменты нормируются нулевым моментом:

$$\mu'_j = \frac{m_j}{m_0}. \quad (4.2)$$

Относительная величина дает положение центра тяжести площади под выходной кривой $C = f(t)$.

$$\frac{m_1}{m_0} = \frac{\int_0^{\infty} C(t) \cdot t dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} = t_{ц}. \quad (4.3)$$

Случайные величины, отсчитываемые от математического ожидания, называются центрированными. Моменты центрированной случайной величины называются *центральными* и определяются как:

$$\mu_j = \frac{1}{m_0} \int_0^{\infty} \left(t - \frac{m_1}{m_0} \right)^j C(t) dt, \quad (4.4)$$

т.е. центральные моменты характеризуют разброс точек выходной кривой $c = f(t)$ относительно её центра тяжести. Согласно уравнению (4.4) первый центральный момент равен 0, второй характеризует дисперсию (степень рассеяние случайной величины относительно среднего времени пребывания (среднего значения)) и определяется как:

$$\mu_2 = \sigma^2 = \mu'_2 - (\mu'_1)^2, \quad (4.5)$$

третий дает асимметрию выходной кривой, четвертый характеризует крутость этой кривой и т.д.

Моменты распределения при импульсном источнике

Рассмотрим условия мгновенного ввода индикатора (загрязнителя) в пласт – импульсный источник. Дифференциальное уравнение, описывающее

процесс размыва индикатора с учетом процесса конвекции, дисперсии, сорбции, имеет вид:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{v}{R} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{D_L}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{1}{R} \lambda C, \quad (4.6)$$

где C – концентрация загрязняющего вещества (мг/л); D_L – коэффициент дисперсии (м²/сут); R – фактор сорбционной задержки (показывает, во сколько раз сорбируемый радионуклид мигрирует в подземных водах медленнее по сравнению с инертным компонентом (тритием)), K_d – коэффициент сорбционного распределения, ρ_b – плотность породы (г/см³), n – пористость; v – средняя скорость фильтрации (м/сут); x – расстояние от источника загрязнения (м); t – продолжительность загрязнения (год); λ – константа скорости разложения первого порядка ($\lambda = \frac{0.693}{T_{1/2}}$ (сут⁻¹), где $T_{1/2}$ – период полураспада радионуклида), которая учитывает разложение вещества как в жидкой, так и в твердой фазах. Уравнение (4.6) имеет следующие начальные и граничные условия:

$$C(x, t = 0) = 0, \quad 0 < x < \infty, \quad (4.7)$$

$$C(x = 0, t) = C_0, \quad 0 < t \leq t_s, \quad (4.8)$$

$$C(x = \infty, t) = 0, \quad 0 < t < \infty. \quad (4.9)$$

Уравнение (4.7) указывает на первоначальное отсутствие химического вещества. Граничное условие (4.8) указывает на наличие импульса химического вещества с концентрацией C_0 на входной границе ($x = 0$) с момента времени $t = 0$ до момента времени $t = t_s$. Условие (4.9) означает нулевой градиент концентрации при $x = \infty$.

Формула моментов для системы 4.6 – 4.9 имеют вид:

$$\mu'_1 = \frac{m_1}{m_0} = \frac{t_s}{2} + \frac{Rx}{a}, \quad (4.10)$$

$$\mu_2 = \frac{t_s^2}{12} + \frac{2D_LR^2x}{a^3}, \quad (4.11)$$

где $a = \sqrt{v^2 + 4D_L\lambda}$.

Моменты распределения при неизвестной заранее форме импульса ввода индикатора

В пункте запуска индикатора или на границе какого-либо загрязняющего источника концентрация раствора в течение конечного интервала времени претерпевает изменения произвольного характера. В данном случае необходимо выполнить условие:

$$\int_0^{\infty} C_0(t) dt = M, \quad (4.12)$$

которое означает, что указанное изменение концентрации обусловлено введением некоторой конечной по величине массы загрязняющего вещества M .

Коэффициент дисперсии определяется по формуле, связывающей значение параметра Пекле и центрального момента второго порядка:

$$\mu_2 = \sigma^2 = \frac{2}{\xi} - \frac{2}{\xi^2} (1 - e^{-\xi}) + \frac{t_s^2}{12}, \quad (4.13)$$

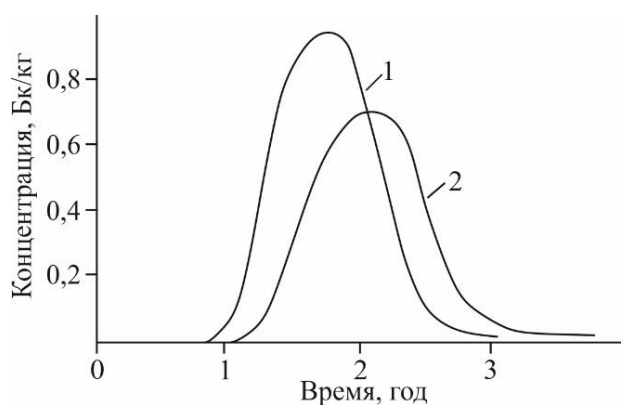
где $\xi = \frac{vx}{D}$ - параметр Пекле, $\frac{t_s^2}{12}$ - отражает вклад граничного условия

Для определения первого момента необходимо опытную кривую (рисунок 4.14) разбить на ряд интервалов от 1 до i и определить для каждого интервала $(t_i - t_{i-1})$ среднюю относительную концентрацию $(\frac{\bar{C}_i + \bar{C}_{i-1}}{2})$. Полученные значения подставляются в формулу для определения первого момента:

$$\mu'_1 = \frac{\sum_1^i \left(\frac{\bar{C}_i + \bar{C}_{i-1}}{2} \right) (t_i - t_{i-1}) t_i}{\sum_1^i \left(\frac{\bar{C}_i + \bar{C}_{i-1}}{2} \right) (t_i - t_{i-1})}, \quad (4.14)$$

Затем определяется второй центральный момент по формуле:

$$\mu_2 = \frac{\sum_1^i (t_i - \mu'_1)^2 \left(\frac{\bar{C}_i + \bar{C}_{i-1}}{2} \right) (t_i - t_{i-1})}{\sum_1^i \left(\frac{\bar{C}_i + \bar{C}_{i-1}}{2} \right) (t_i - t_{i-1})}. \quad (4.15)$$



1 – первый индикатор; 2 – второй индикатор

Рисунок 4.14 – Выходные кривые для различных индикаторов

4.5.2. Количественная оценка параметров переноса радионуклидов в подземных водах методом статистических (временных) моментов

Наиболее точно охарактеризовать радионуклидный состав источника загрязнения подземных вод на исследуемой площадке можно на основании радиохимических анализов проб воды, отобранных из каньонов зданий-хранилищ. Так, на площадке в период с 1998 по 2017 гг. были определены объемные активности растворов в каньоне здания-хранилища 4 (таблица 4.6).

Таблица 4.6 – Сравнение объемной активности растворов каньона и подземных вод в КНС

Год	Объемная активность, Бк/кг		
	Тритий	Cs-137	Sr-90
<i>Каньон</i>			
1998-1999 гг. (максимальные значения)	$3,7 \cdot 10^7$	$7,4 \cdot 10^4$	$8,5 \cdot 10^3$
1998-1999 гг. (средние значения)	$8,1 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^3$
2009 г. (средние значения)	$4,9 \cdot 10^5$	$3,2 \cdot 10^2$	67
2014 г. (средние значения)	$3,5 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^2$	94
2017 г. (средние значения)	$7,6 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^2$	$3,6 \cdot 10^2$
<i>КНС</i>			
1990-1991 гг. (максимальные значения)	$3,7 \cdot 10^7$	$6,7 \cdot 10^2$	$4,4 \cdot 10^3$
1998-1999 гг. (максимальные значения)	$19 \cdot 10^6$	89	$9,3 \cdot 10^2$

Сравнение удельных активностей показывает, что в конце 1990-х гг. концентрации радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в растворах каньона здания-хранилища 4 на один-два порядка выше активностей в КНС. Данная задержка может быть связана с сорбционными свойствами этих радионуклидов. Разница

активности трития в рассматриваемых типах вод не слишком велика, что вероятно связано с низкой сорбционной способностью радионуклида.

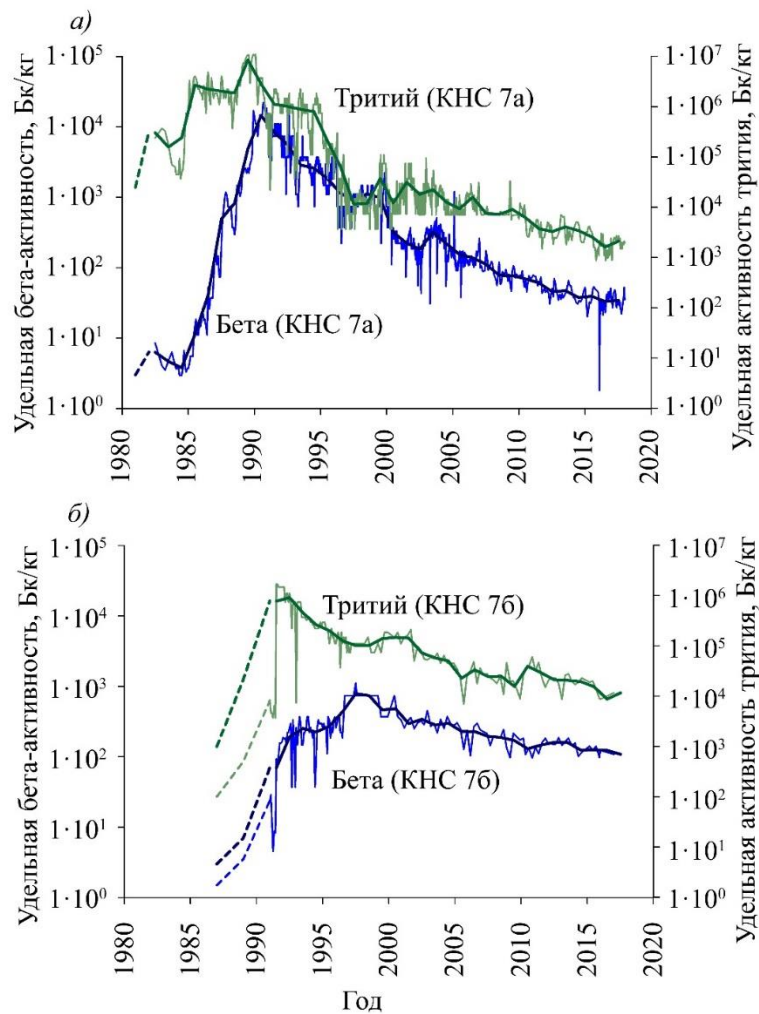
На рисунке 4.15 приведены графики изменения концентрации трития и удельной бета-активности в КНС, оборудованные на четвертичный и ломоносовский водоносные горизонты и расположенные рядом со зданием-хранилищем 8. Согласно представленным данным в верхнем водоносном горизонте максимальные уровни загрязнения радионуклидами зарегистрированы в период с 1989 по 1995 гг., в нижнем – с 1990 по 2000 гг. На графиках видно, что пики бета-активности отстают от пиков трития на несколько лет. Данную задержку можно объяснить сорбционной способностью бета-излучающих элементов по сравнению с тритием.

Применяя метод статистических моментов, можно провести количественный анализ выходных кривых (рисунок 4.15).

Используя среднегодовые данные многолетних наблюдений в скважинах 7а и 7б за показателями удельной суммарной бета-активностью и радионуклидом тритием по формулам (4.14) и (4.15) определим первый момент и второй центральный момент. Результаты вычислений представлены в таблице 4.7.

Таблица 4.7 – Результаты вычислений первого момента и второго центрального момента для удельной бета-активности и трития

Скважина	Показатель	μ'_1 , год	μ_2 , год
<i>Четвертичный водоносный горизонт</i>			
7а	Тритий	10,18	8,7
	β	13,64	14,9
<i>Ломоносовский водоносный горизонт</i>			
7б	Тритий	15,34	24,6
	β	22,34	35,2



Скважины, оборудованные на а – четвертичный водоносный горизонт, б – ломоносовский водоносный горизонт; тонкие линии – ежеквартальные измерения, толстые – среднегодовые

Рисунок 4.15 – Изменение бета-активности и радионуклида трития в КНС вблизи здания-хранилища 8

Полученные значения моментов и решение системы уравнений (4.10) и (4.11) позволяют определить скорость фильтрации (v) и коэффициент дисперсии (D_L) (с использованием радионуклида трития), а также фактор сорбционной задержки (R) (с использованием общих данных) для β -излучающих радионуклидов:

- для трития:

$$a = \frac{2Rx}{2\mu'_1 - t_s}, \quad (4.16)$$

$$D_L = \frac{a^3(12\mu_2 - t_s^2)}{24R^2x} = \frac{Rx^2(12\mu_2 - t_s^2)}{3(2\mu'_1 - t_s)^3}, \quad (4.17)$$

$$v = \sqrt{a^2 - 4D_L \lambda}, \quad (4.18)$$

где R для трития равен 1.

Ввиду того, что точного времени начала утечки радиоактивных растворов из зданий-хранилищ в подземные воды неизвестно, то согласно представленным данным многолетнего мониторинга за радиоактивным составом подземных вод можно предположить, что утечка началась в 1979 г, через несколько лет после ввода в эксплуатации, и продолжалась до конца 1980-х годов. Таким образом продолжительность утечки (t_s) принимаем равной 10 годам. Расстояние (x) от источника загрязнения до скважин 7а и 7б составляет 12 и 15 м соответственно.

Определив значение коэффициента дисперсии по формуле (4.17) и скорость фильтрации (4.18), можно рассчитать параметр микродисперсии (δ_L):

$$\delta_L = \frac{D_L}{v}. \quad (4.19)$$

Используя фактор сорбционной задержки (R), полученный в результате решения системы уравнений (4.16-4.18), определяем коэффициент сорбционного распределения (K_d) для удельной суммарной бета-активности:

$$K_d = \frac{n(R-1)}{p_b}, \quad (4.20)$$

где $n = 0,3$; $p_b = 2,1$ г/см³.

Полученные значения представлены в таблице 4.8.

Таблица 4.8 – Результаты расчета характеристик переноса растворимых веществ с использованием метода статистических моментов

Скважина	Показатель	t_{max}^{abc} , год	v , м/год	D_L , м ² /год	δ_L , м	R	K_d , мл/г
Четвертичный водоносный горизонт							
7а	Тритий	~1987 г.	2,3	0,19	0,08		
	β	~1990 г.				1,66	0,09
Ломоносовский водоносный горизонт							
7б	Тритий	~1991 г.	1,4	1,66	1,18		
	β	~1999 г.				1,58	0,08
Примечание: * - t_{max}^{abc} – приблизительное время пика концентраций							

Согласно результатам вычислений, одномерная идеалистическая модель не полностью согласуется с расчетными значениями v и D_L , полученными с

использованием значений активностей трития в КНС 7а и 7б. Фактор сорбционной задержки (R) удельной бета-активности для скважин 7а и 7б имеют близкие значения. Однако полученный коэффициент сорбционного распределения (K_d) имеет очень низкие значения, которые не характерны для основного β -излучающего радионуклида (Sr-90). Как следует из серийных экспериментов и измерений *in situ*, представленных в работе [110], K_d должен быть значительно выше 0,1 мл/г. Очевидно, что пути миграции загрязняющих веществ от зданий-хранилищ до рассматриваемых КНС, оборудованных на разные горизонты, имеют сложное строение и разное время пребывания. Также стоит отметить, что на условия миграции радионуклидов влияние оказывают минеральный состав вмещающих пород (наличие глинистых и слюдястых минералов, органического вещества и др.), химический состав раствора (раствора-имитанта) и др. [34, 55, 127]. Обобщая, оценка распространения радиоактивного ореола путем обработки скрининговых параметров – β -активности, может привести к некорректным результатам.

Выводы

Обобщая вышеизложенный материал, подведем итоги четвертой главы:

1. Геологические условия площадки свидетельствуют о наличии гидрогеологических окон, которые гидравлически связывают водоносный горизонт четвертичных отложений и ломоносовский. Установленные в результате режимных наблюдений разрывы напоров между этими двумя водоносными горизонтами на отдельных участках определяют появление нисходящего потока подземных вод, т.е. воды верхнего горизонта питают через гидрогеологические окна нижний водоносный горизонт.
2. По данным режимных наблюдений за уровнем подземных вод установлено, что контур депрессионной воронки, образовавшейся в результате работы дренажной системы первой очереди ЛАЭС-2, не захватывает территорию ФГУП «ФЭО».
3. Радиохимические исследования, проведенные в 2017 г., позволили уточнить изотопный состав ореолов загрязнения подземных вод, а также воды

из каньонов зданий-хранилищ. Результаты исследований показали, что в составе радиоактивного загрязнения подземных вод преобладает изотоп трития, в меньшей степени фиксируется Sr-90 и Cs-137, и отмечаются следы Co-60 и Pu-238, 239/240.

4. Данные мониторинга показывают, что поступления радионуклидов из зданий-хранилищ в подземные воды приурочены к периоду с 1980-х по 1990-е года. Проведенные в начале 1990-х годов инженерные мероприятия по реконструкции зданий-хранилищ способствовали прекращению утечки радиоактивных растворов в подземные воды. Это подтверждается режимными наблюдениями за активностью в четвертичном горизонте – начиная с середины 1990-х годов фиксируется постоянное (от года к году) уменьшение активности трития и суммарной β -активности.

5. Под влиянием гидрогеологических условий площадки, формирующих предпосылки для нисходящего потока подземных вод, за последние 20–25 лет ореол загрязнения «мигрировал» из верхнего (четвертичного) горизонта в ломоносовский. Сегодня максимальные значения активности трития и суммарной β -активности фиксируются в ломоносовском водоносном горизонте. В подземных водах ломоносовского горизонта загрязнение появляется с задержкой. Также отмечается, что регистрируемые в ломоносовском горизонте значения активности трития по своей абсолютной величине никогда не превышали максимальные (за весь период наблюдений) значения активности трития в четвертичном горизонте.

6. Анализ суммарной α -активности в 2017 г показывает, что ее величина для всех скважин варьирует в узком диапазоне от 0,6 до 1,2 Бк/кг – это свидетельствует, скорее всего, об отсутствии значимого загрязнения α -излучающими техногенными радионуклидами подземных вод площадки.

7. Установлено, что сформированные ореолы лежат в пределах контура площадки ФГУП «ФЭО». Наибольшее распространение получил тритиевый ореол, который постепенно подходит к южной и юго-западной границам площадки, ореол β -активности имеет меньшие площади

распространения и сосредоточен в непосредственной близости от источника загрязнения – зданий-хранилищ.

8. Для количественной оценки параметров переноса растворенных веществ (радионуклидов), таких как коэффициент дисперсии (D_L) и коэффициент сорбционной задержки (R), связанные с коэффициентом сорбционного распределения (K_d), был использован метод статистических (временных) моментов. Для обработки использовались скважины, по которым имеется наибольший ряд многолетних наблюдений. По результатам расчетов обнаружено, что K_d на порядок ниже и не соответствует значениям, характерным для основного β -излучающего радионуклида – Sr-90. Таким образом, общую β -активность в качестве скринингового параметра следует использовать с осторожностью.

9. В целом, анализ ситуации показал, что регистрируемое на сегодняшний день радиоактивное загрязнение подземных вод является «историческим», современных поступлений радиоактивных растворов обнаружено не было. Таким образом, сегодня территория ФГУП «ФЭО» проходит фазу реабилитации от «исторического» загрязнения. Наблюдаемая картина – это результат предпринятых грамотных действий и инженерных мероприятий, которые были проведены в начале 1990-х годов для устранения причин протечек.

5. ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В УСЛОВИЯХ ВОЗРАСТАЮЩЕЙ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

В пятой главе приводится доказательство *третьего защищаемого положения*. Проведенные во третьей и четвертой главах детальные исследования позволяют построить прогнозные аналитические и численные модели миграции радионуклидов, необходимые для обоснования безопасности проектируемой АЭС.

5.1. Постановка задачи и обоснование метода моделирования

В настоящее время на территории СЗ АПК ведутся работы по проектированию второй очереди ЛАЭС-2. Проектом предусматривается организация дренажного контура на площадке проектируемой ЛАЭС-2. Ввод дренажной системы приведет к изменению гидрогеологических условий, как самой площадки, так и прилегающих территорий. В зону гидродинамического воздействия строительного дренажа попадает площадка ФГУП «ФЭО», на территории которой в четвертичном и ломоносовском водоносных горизонтах существует техногенный ореол радиоактивного загрязнения, сформированный утечками из хранилища низко- и среднеактивных РАО (см. главу 4). Таким образом депрессионная воронка, которая образуется в период строительства от ЛАЭС-2, создает риск распространения радиоактивного ореола на большие территории.

Для исследования миграционных процессов широкое применение получило численное моделирование [2, 27, 130, 135, 139]. Одним из распространенных программных комплексов является PmWIN. Данный комплекс включает несколько расчетных модулей. Для решения поставленной прогнозной задачи миграции радионуклидов при изменении гидродинамических условий территории использовался фильтрационный (Modflow) и транспортный (Modpath) расчетные модули. В основе фильтрационного модуля Modflow лежит дифференциальное уравнение неразрывности потока, которое решается численными методами. Миграционная задача решалась в упрощенной постановке по линиям тока на

модуле Modpath без учета гидродисперсии. Выбор модуля Modpath обусловлен тем, что в работе исследовались: направление движения ореола загрязнения, его действительные скорости, а также времена прихода радионуклидов к зонам разгрузки. Поскольку концентрации радионуклидов в подземных водах не являлись предметом настоящего рассмотрения, то решение полной адвективно-дисперсионной задачи является избыточным и может приводить лишь только к дополнительным неопределенностям. Таким образом моделирование процесса миграции позволит определить возможность подтягивания сформированного техногенного ореола и появления радионуклидов в дренажных водах.

5.2. Результаты моделирования массопереноса техногенных радионуклидов в подземных водах при возрастающей техногенной нагрузке

Цифровая геологическая модель

Этапу гидродинамического моделирования предшествовало создание трехмерной геологической модели, которая в дальнейшем использовалась в качестве основы для создания поверхностей кровли и подошвы каждого из модельных слоев гидродинамической модели.

Участок моделирования включает территорию площадок Северо-Западного атомно-промышленного комплекса, в состав которого входят: ЛАЭС-1, ЛАЭС-2, КПО, НИТИ, ФГУП «ФЭО». Границы локальной модели были приняты следующим образом: северная – по линии тока, южная – по реке Воронка, восточная – по гидроизогипсе, западная – по линии уреза воды Копорской губы Финского залива (рисунок 5.1).

При разработке геологической модели проведен сбор и обобщение материалов по изучению геологического строения исследуемого района, которое проводилось в период с 1962 г. по 2018 г. Доступные паспорта скважин, инженерно-геологические и геолого-технические разрезы были оцифрованы по инженерно-геологическим элементам. В пределах выделенных границ максимальная плотность изученности геолого-

гидрогеологических условий сосредоточена именно в районе площадок СЗ АПК – более 1500 скважин. Наибольшая плотность инженерно-геологических скважин приурочена к площадкам ЛАЭС-2. При проведении полевых и лабораторных работ в период строительства ИОАЭ СЗ АПК в пределах рассматриваемой территории было выделено 14 базовых инженерно-геологических элемента (ИГЭ). Интерполяция поверхностей между отдельными скважинами проводилась с использованием алгоритма кригинга. Полученная трехмерная цифровая геологическая модель позволяет формировать послойные матрицы для последующего создания гидродинамической модели (рисунок 5.2).

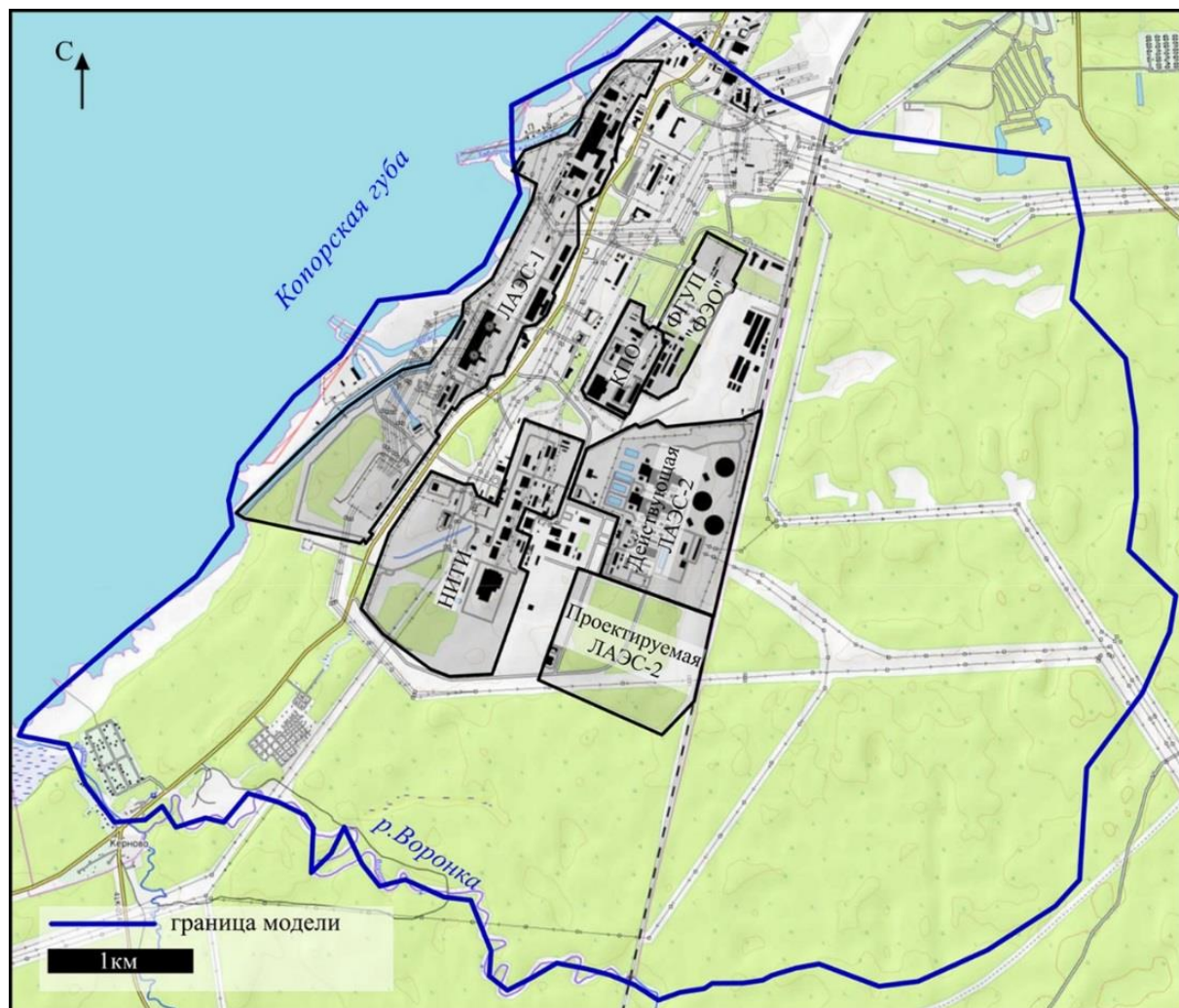


Рисунок 5.1 – Границы геологической модели

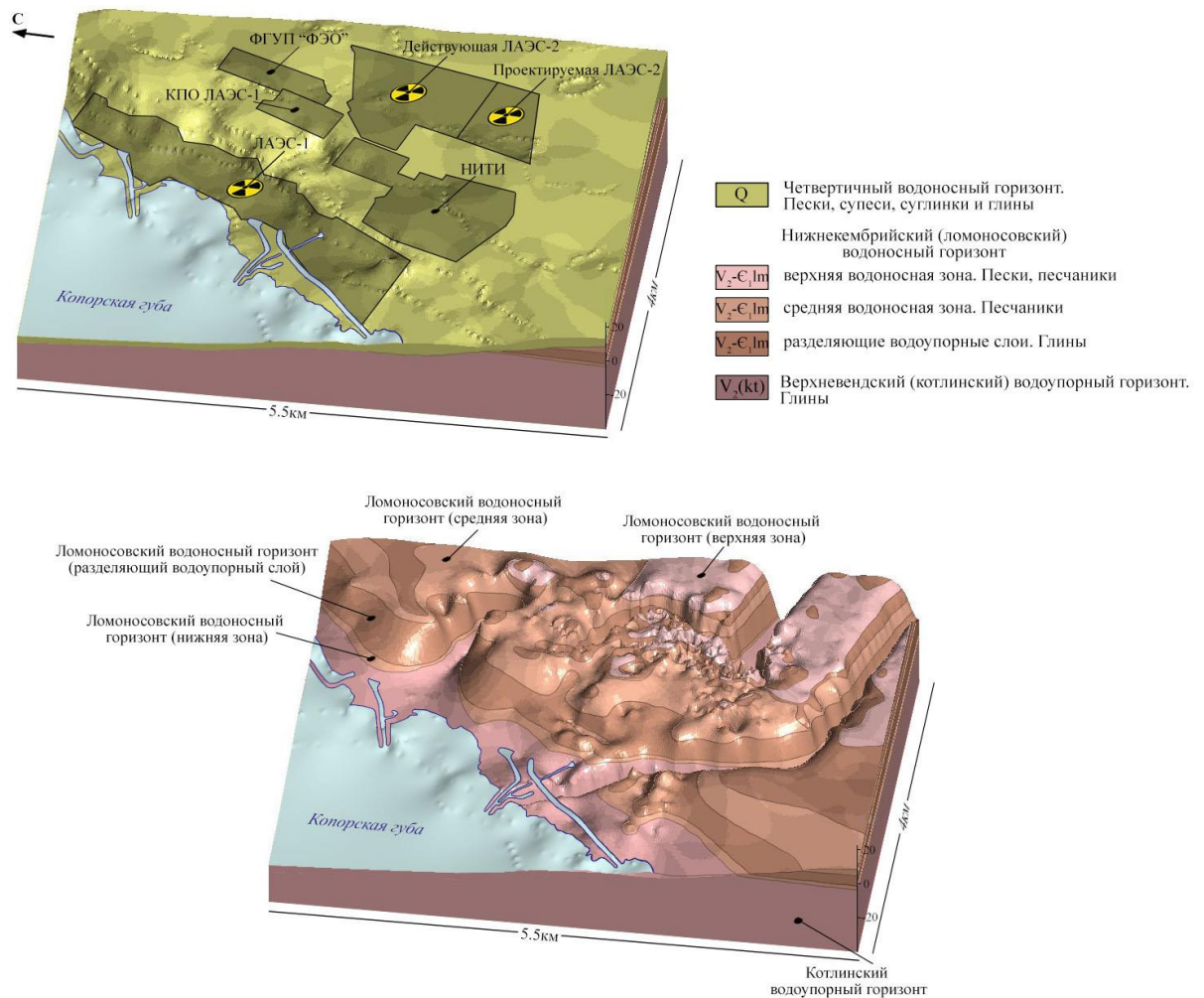


Рисунок 5.2 – Трёхмерный вид геологической модели

Гидродинамическая модель

Гидродинамическая модель включает территорию СЗ АПК, её размер $6,85 \times 8,05$ км, общая площадь составляет $31,2$ км². Внешней границей на западе модельной области служило побережье Копорской губы (I род). Восточная граница модельной области задавалась по удаленной гидроизогипсе с абсолютной отметкой плюс 26 м (I род). В качестве южной границы модели принималась р. Воронка (III род). Северная граница модели задавалась по линии тока грунтового водоносного горизонта, проведенной от побережья Копорской губы севернее ЛАЭС-1 до гидроизогипсы с абсолютной отметкой плюс 26 м (I род). Верхней ограничивающей поверхностью модели является поверхность рельефа, а за нижнюю границу принималась кровля котлинских глин, которая выступает в качестве регионального водоупора. К

внутренним границам модели относятся каналы, ручьи и развитая дренажная сеть предприятий (III род) (рисунок 5.3).

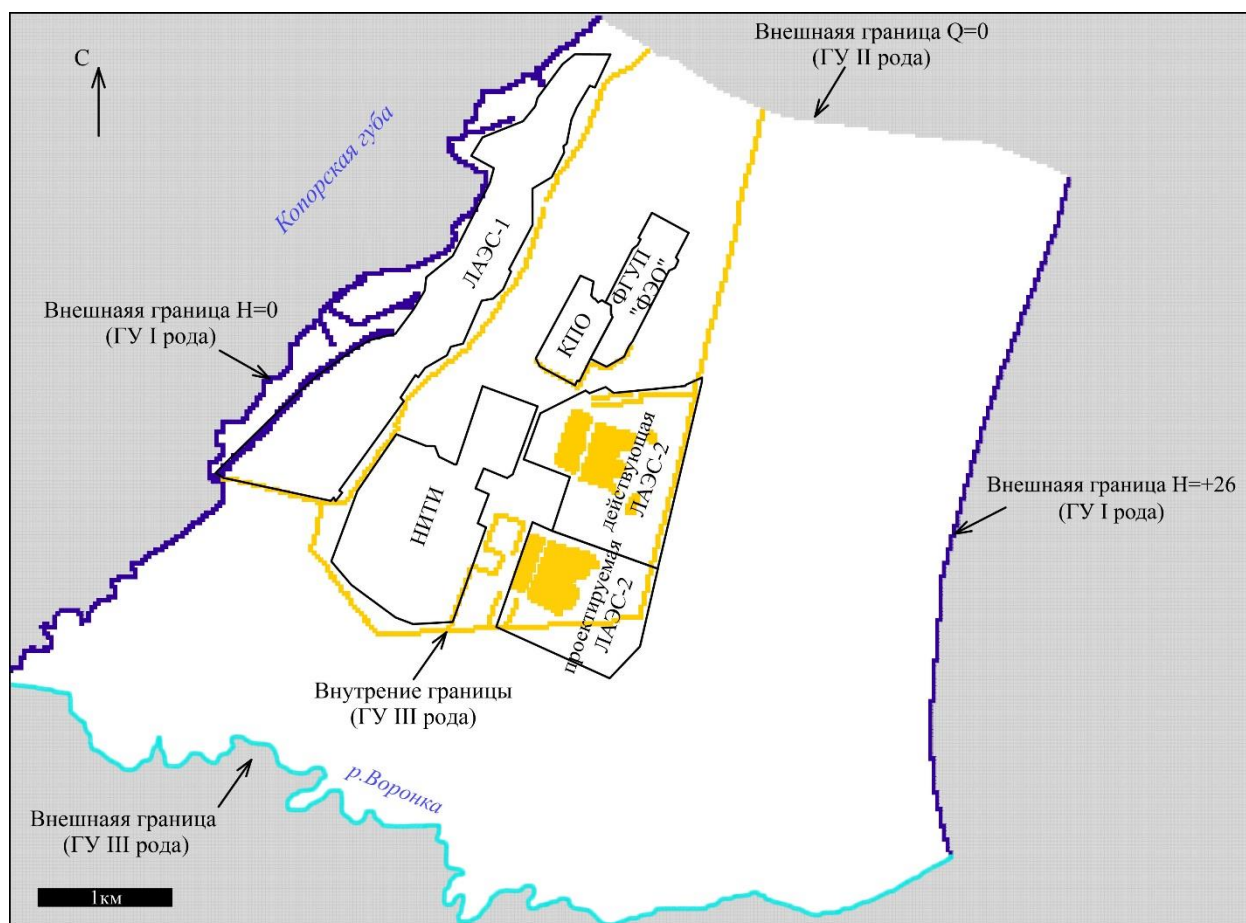


Рисунок 5.3 – Гидродинамический тип границ (в плане) модели фильтрации подземных вод

Конфигурация гидродинамической модели представлена в плане регулярной сеткой с размером блока 25×25 м. По оси X модель разбита на 322 блока, по оси Y на 274.

Гидрогеологический разрез был аппроксимирован девятью модельными слоями: слои 1 и 2 соответствуют четвертичному водоносному горизонту, слои 4, 6 и 8 – трем водоносным зонам ломоносовского горизонта, слои 3, 5 и 7 – разделяющим их относительным водоупорам; 9 – верхневендскому водоупорному горизонту (рисунок 5.4).

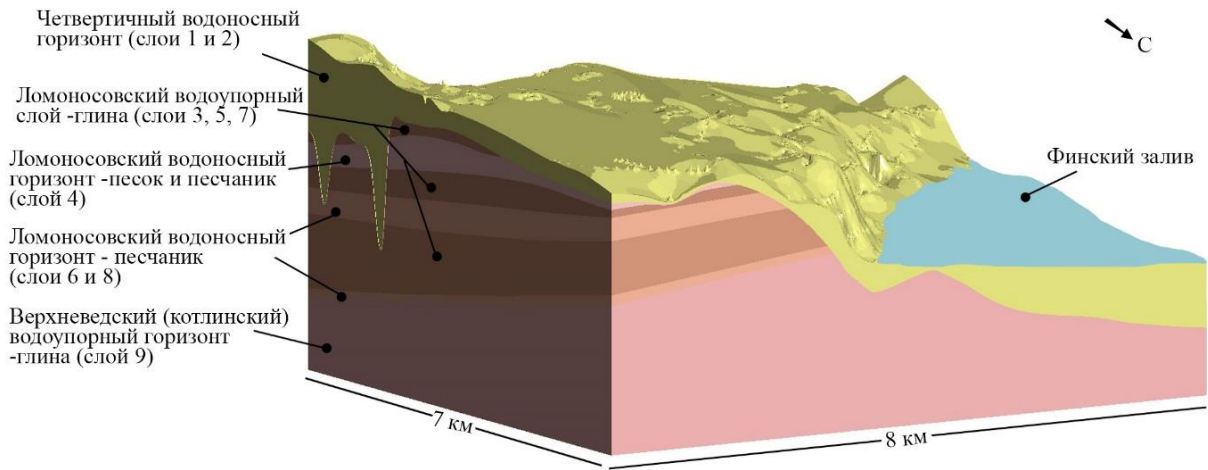


Рисунок 5.4 – Трехмерный вид гидродинамической модели фильтрации подземных вод

Литологическое строение толщи четвертичных отложений на территории исследований сопровождается сильной неоднородностью как в плане, так и по глубине. Линзы песчаных разностей чередуются с супесчаными и суглинистыми, мощность слоя четвертичных отложений резко не выдержана. На локальных участках в местах палеодолин фиксируется значительный рост мощности до 45 м. Палеорусло может быть заполнено как высокопроницаемыми гравелистыми отложениями, так и относительно слабопроницаемыми супесями и суглинками. Сильная литологическая неоднородность четвертичных пород предопределила широкий диапазон значений коэффициентов фильтрации исследуемой толщи (таблица 5.1).

Для верхней водоносной зоны ломоносовского горизонта точность определения параметров осложняется ограниченной площадью его распространения в пределах площадок действующей и проектируемой ЛАЭС-2, а также гидравлической связью с четвертичным водоносным горизонтом. Для средней водоносной зоны можно наблюдать очень схожие значения коэффициента фильтрации, что и для верхней зоны. Коэффициенты фильтрации нижней водоносной зоны обладают более низкими значениями, нежели верхняя или средняя зоны (таблица 5.1).

Таблица 5.1 – Результирующая таблица фактических коэффициентов фильтрации

№ модельного слоя	Тип пород	min, м/сут	max, м/сут	Среднее, м/сут	Кол-во определений
<i>Четвертичные отложения</i>					
1-2	Песок гравелистый, гравийный грунт	0,37	14	4,1	12
	Песок средне- и крупнозернистый	0,14	0,35	0,24	4
	Песок мелкозернистый и пылеватый	0,02	0,9	0,25	11
	Супесь	0,38	0,55	0,47	2
<i>Кембрийские отложения</i>					
4	Верхняя водоносная зона (песок, песчаник)	0,02	2,3	0,94	61
6	Средняя водоносная зона (песчаник)	0,01	2,28	0,88	40
8	Нижняя водоносная зона (песчаник)	0,004	0,72	0,28	8

Выполненная корреляция между точечными значениями коэффициентов фильтрации по отдельным скважинам и литологическими колонками скважин, описанным по единой литологической шкале для всего массива информации, использовалась для формирования матриц фильтрационной неоднородности модельных слоев. Поскольку целый ряд водоносных слоев выклинивается по мере приближения к Копорской губе, то для имитации их геометрии использовался специальный алгоритм сеточной разбивки. Выклинивание слоев воспроизводилось путем задания плановой неоднородности. Таким образом, в одном модельном слое одновременно может находиться несколько литологических разностей с резко различными коэффициентами фильтрации. Начальные значения горизонтального (k_x) и вертикального (k_z) коэффициентов фильтраций, принятые на локальной модели, приведены в таблице 5.2.

Инфильтрационное питание ($2,16 \cdot 10^{-4}$ м/сут (79 мм/год)) равномерно распределялось по площади модельной области, за исключением некоторых локальных областей, связанных с расположением дренажных сетей.

Начальные напоры задавались для всех расчетных слоев по абсолютным отметкам поверхности земли.

Таблица 5.2 – Начальные значения коэффициентов фильтрации, принятые на локальной гидродинамической модели

№ модельного слоя	Водоносный горизонт и водоупор	k_x , м/сут	k_z , м/сут
1-2	Четвертичный водоносный горизонт	0,02-100	0,02-100
3	Ломоносовский водоупорный слой	0,0001	0,0001
4	Ломоносовский водоносный горизонт (верхняя зона)	1,1	1,1
5	Ломоносовский водоупорный слой	0,0001	0,0001
6	Ломоносовский водоносный горизонт (средняя зона)	1,0	1,0
7	Ломоносовский водоупорный слой	0,0001	0,0001
8	Ломоносовский водоносный горизонт (нижняя зона)	0,5	0,5
9	Верхневендский (котлинский) водоупорный горизонт	0,0001	0,0001

Гидравлическая взаимосвязь поверхностных и подземных вод на численной фильтрационной модели контролируется кинетической константой α , которая в свою очередь контролируется коэффициентом фильтрации (k') и мощностью (m') водоупорного ложа:

$$\alpha = \frac{k'}{m'}. \quad (5.1)$$

От кинетической константы α в модели зависит поток (Q_s) через водоупорное ложе:

$$Q = \frac{wLk'}{m'}(h_s - h) = \alpha wL(h_s - h) = C(h_s - h), \quad (5.2)$$

где L – длина реки внутри блока, м; w – ширина реки внутри блока, м; $C = \alpha wL$ – кондактанс, м²/сут.

Кондактанс (C) подбирался на модели в процессе калибровки на основе общей геометрии и структуры потока подземных вод, а также по другим косвенным данным: для р. Воронки $C = 200$ м²/сут; для дренажных канав $C = 1000$ м²/сут.

Калибровка модели

Калибровка модели осуществлялась путем решения обратной задачи, то есть нахождения искомой функции (напоры и расходы подземным вод) за

счет изменения переменных – коэффициентов фильтрации, инфильтрационного питания и величины кондактанс.

Калибровка модели проводилась в стационарной постановке на 2013 г., когда имелась обширная сеть наблюдений за уровнями подземных вод по 26 наблюдательным скважинам, а также был проведен цикл замеров объема дренажных вод в строительный котлован первой очереди ЛАЭС-2. Результаты калибровки модели по напорам и расходам подземных вод приведены в таблице 5.3.

Таблица 5.3 – Результаты калибровки модели

Калибровка по уровням подземных вод			
№ скважины	Абсолютная отметка уровня, м		
	Фактическое значение	Расчетное значение	Разница
1	19,33	18,40	0,93
2	18,46	18,49	0,03
3	16,21	15,46	0,75
4	16,21	15,60	0,61
5	16,21	15,55	0,66
6	19,28	19,91	0,63
7	18,65	18,69	0,04
8	16,75	16,13	2,76
9	19,32	19,71	0,39
10	17,40	16,78	0,62
11	18,57	18,70	0,13
12	18,56	18,01	0,55
13	18,58	18,60	0,02
14	16,28	16,78	0,50
15	20,00	20,42	0,42
16	14,42	14,46	0,04
17	17,26	17,09	0,17
18	17,26	16,90	0,36
19	16,58	16,50	0,08
20	18,77	18,41	0,36
21	5,95	6,16	0,21
22	18,25	17,40	0,85
23	15,28	15,21	0,07
24	15,73	16,47	0,74
25	16,93	16,46	0,47
Калибровка по расходу дренажных вод			
	Расход, м ³ /сут		
	Среднегодовое значение	Расчетное значение	
Дренажная канава	600-650	577	

По результатам калибровки каждый слой принят изотропным по фильтрационным свойствам. В целом, коэффициенты фильтрации четвертичных отложений за пределами палеодолины были увеличены на 25% относительно изначально принятых значений. Значения коэффициентов фильтрации водоносных зон ломоносовского горизонта и разделяющих их глин остались без изменения. Значения параметра кондактанс рек и дренажных канав оставлены без изменения. В результате калибровки модели были скорректированы значения инфильтрационного питания подземных вод путем задания зоны пониженного инфильтрационного питания ($1 \cdot 10^{-5}$ м/сут) в восточной части модельной области. Наличие зоны пониженного инфильтрационного питания обосновывается заболоченной территорией к востоку от промплощадки ЛАЭС-2 с многочисленными мелиоративными каналами. Благодаря наличию большого количества дрен и близкому залеганию уровня грунтовых вод, на данной территории можно ожидать повышенные значения модуля поверхностного стока и пониженное инфильтрационное питание.

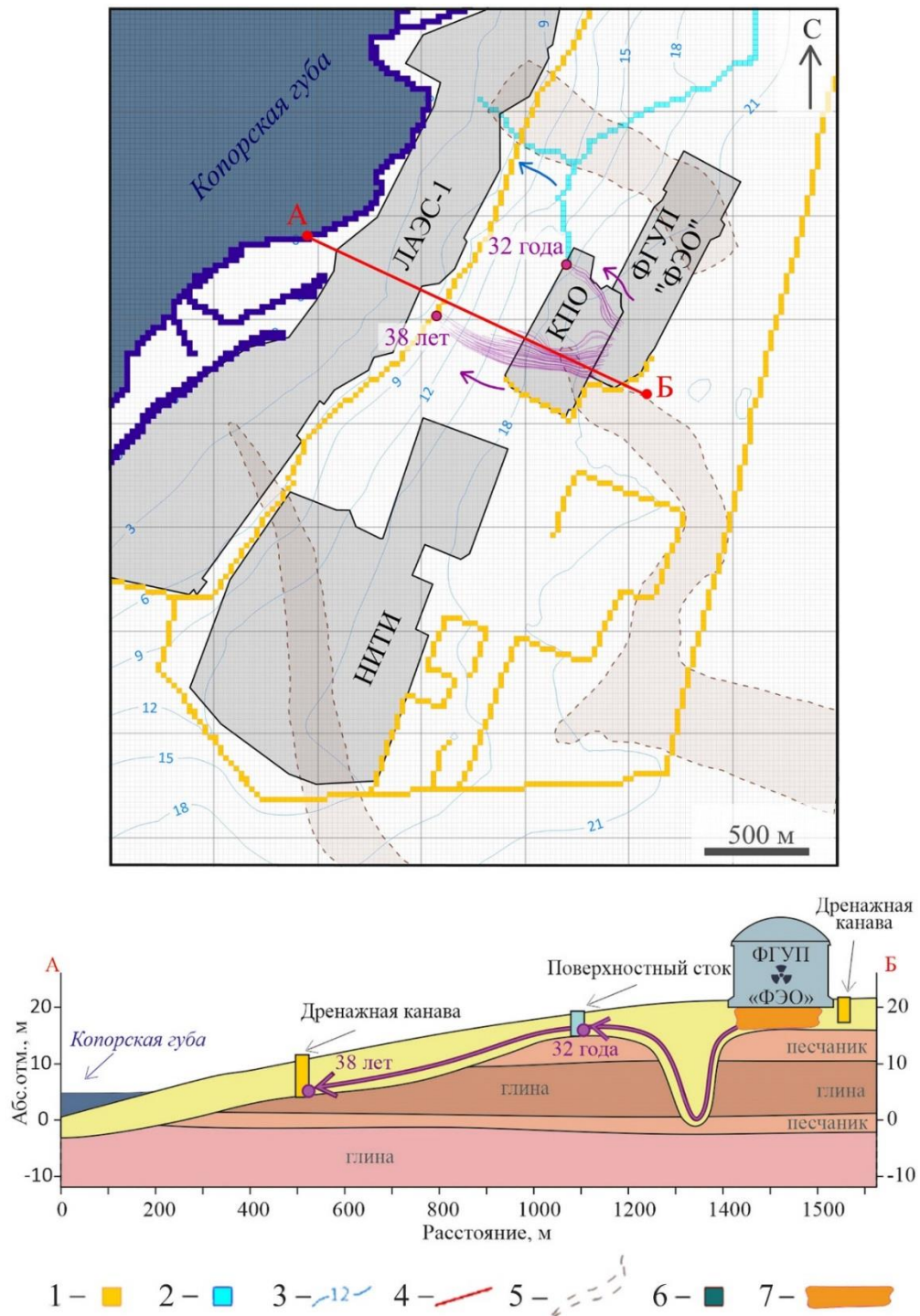
Результаты моделирования

Результаты моделирования миграции «исторического» тритиевого ореола загрязнения отражены в работе [37]. До начала строительных работ на площадке действующей ЛАЭС-2 и ввода её в строй (до 2007 г.) пьезометрическая поверхность подземных вод характеризовалась относительно плавным падением напоров в обоих горизонтах от области питания на востоке к зоне разгрузки вод на западе в Копорскую губу Финского залива (рисунок 5.5). Средний градиент напора около 0,01 м/м, в том числе, и в пределах площадки ФГУП «ФЭО». Линии тока, характеризующие траектории миграции радионуклидов в районе размещения хранилищ РАО, как следует из результатов моделирования, имеют тоже преобладающее направление – с востока на запад (рисунок 5.5). Большая часть потока перехватывается дренажной канавой, расположенной вблизи ЛАЭС-1, часть – канавой, проходящей по периметру площадок ФГУП «ФЭО» и КПО.

Моделирование показало, что ввод в эксплуатацию дренажа первой очереди (действующая) ЛАЭС-2 (2007-2015 гг.) приводит к формированию в пределах модельной области депрессионной поверхности в водоносных горизонтах (рисунок 5.6). Максимальное понижение в центре депрессионной воронки составляет 10-12 м. Также наблюдается небольшое (десятки сантиметров) снижение уровня подземных вод на южной границе площадки ФГУП «ФЭО». Происходящие изменения в подземной гидродинамике оказывают заметное влияние на структуру потока вблизи хранилища РАО (рисунок 5.6), однако, как видно, между двумя площадками по-прежнему сохраняется водораздел, так что основным направлением движения загрязненных подземных вод остается юго-западное и северо-западное направление – в сторону Копорской губы.

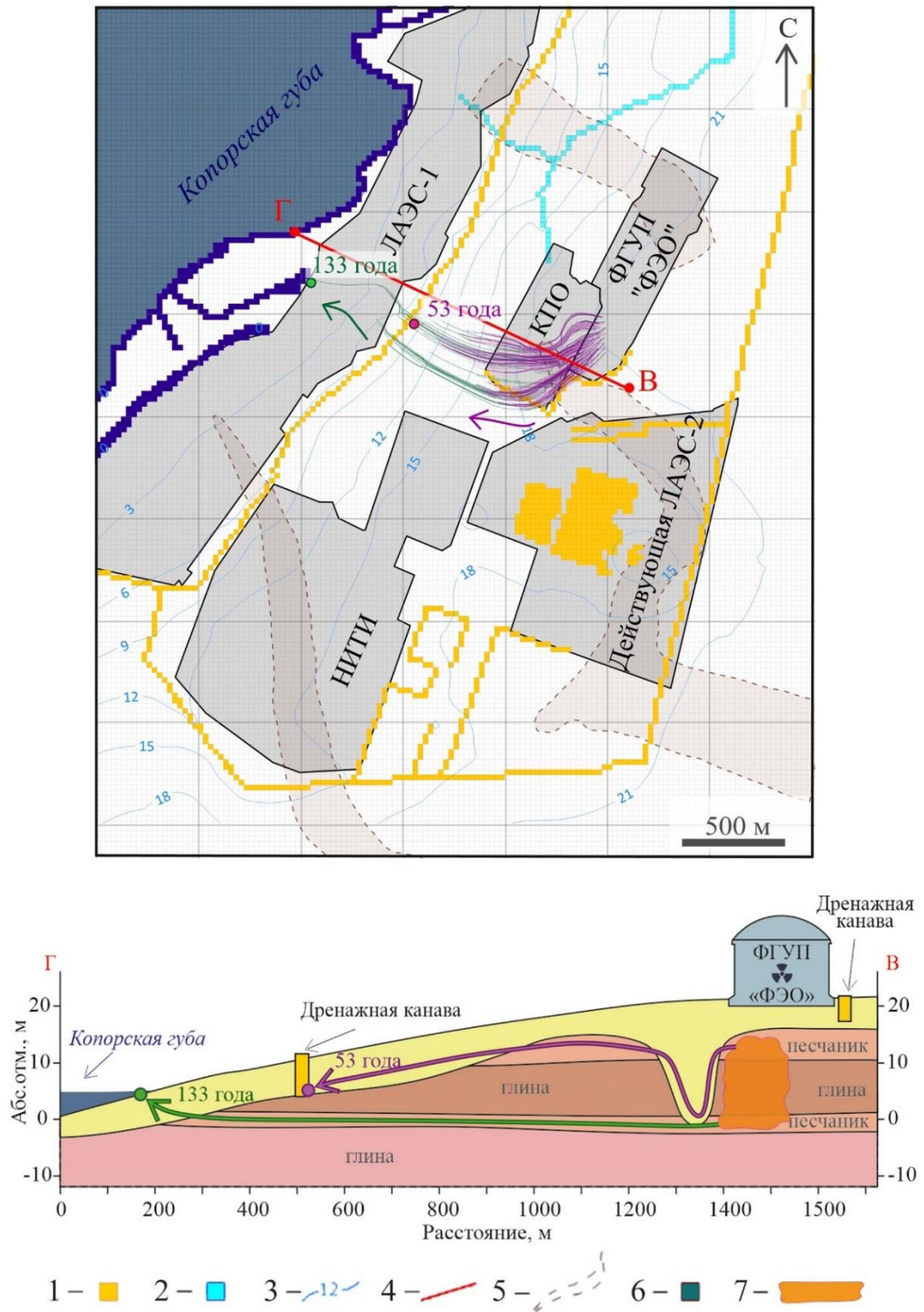
Дренаж второй очереди (проектируемой) ЛАЭС-2 приводит к дополнительной «деформации» сетки движения подземных вод: наблюдается «ответвление» части модельных линий тока от генерального северо-западного направления (рисунок 5.7).

Как показали результаты исследований, представленные в главе 4.5, наиболее мобильным в подземных водах является изотоп трития. На сегодняшний день сформированный обширный ореол загрязнения подземных на площадке ФГУП «ФЭО» вблизи ЛАЭС-2 представлен именно тритием. Поскольку тритий обладает наименьшей сорбционной способностью по отношению к другим изотопам, то скорость его миграции сопоставима со скоростью движения подземных вод. Период полураспада трития составляет 12,3 года.



1 – дрены; 2 – поверхностный водоток; 3 – гидроизогипсы первого от поверхности водоносного горизонта; 4 – линия разреза; 5 – проекция палеодолины на поверхность; 6 – дренажная система первой очереди (действующей) ЛАЭС-2; 7 – радиоактивный раствор. Зеленым цветом отмечены пути миграции в нижнем ломоносовском горизонте, фиолетовым – в среднем ломоносовском и четвертичном горизонтах

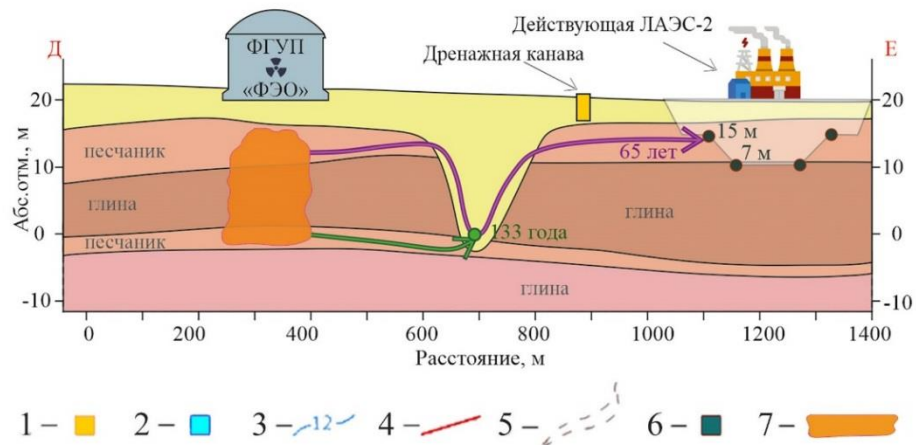
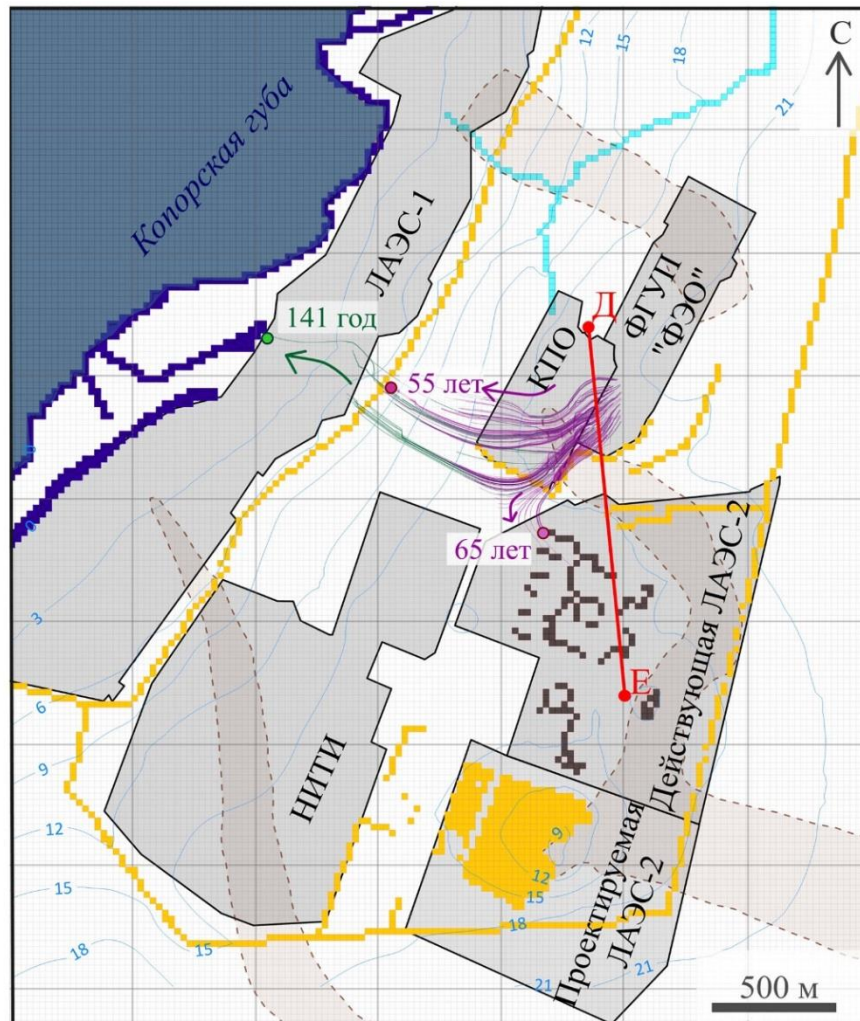
Рисунок 5.5 – Структура фильтрационного потока с элементами сетки движения подземных вод в плане и разрезе: естественный режим (до начала строительства ЛАЭС-2)



1 – дрены; 2 – поверхностный водоток; 3 – гидроизоги́псы первого от поверхности водоносного горизонта; 4 – линия разреза; 5 – проекция палеодолины на поверхность; 6 – дренажная система первой очереди (действующей) ЛАЭС-2; 7 – радиоактивный раствор.

Зеленым цветом отмечены пути миграции в нижнем ломоносовском горизонте,
фиолетовым – в среднем ломоносовском и четвертичном горизонтах

Рисунок 5.6 – Структура фильтрационного потока с элементами сетки движения подземных вод в плане и разрезе: после ввода первой очереди ЛАЭС-2



1 – дрены; 2 – поверхностный водоток; 3 – гидроизогипсы первого от поверхности водоносного горизонта; 4 – линия разреза; 5 – проекция палеодолины на поверхность; 6 – дренажная система первой очереди (действующей) ЛАЭС-2; 7 – радиоактивный раствор.

Зеленым цветом отмечены пути миграции в нижнем ломоносовском горизонте,
фиолетовым – в среднем ломоносовском и четвертичном горизонтах

Рисунок 5.7 – Структура фильтрационного потока с элементами сетки движения подземных вод в плане и разрезе: после ввода второй очереди ЛАЭС-2

Ранее проведенные исследования показали, что в естественных условиях исторический ореол загрязнения движется с региональным потоком по направлению к Копорской губе со скоростями 5-15 м/год. Однако, включение строительного водоотлива и дренажных систем первой очереди ЛАЭС-2 привело к формированию депрессионной воронки и локальному изменению направления движения подземных вод. Это создало предпосылки для подтягивания тритиевого ореола загрязнения к площадке ЛАЭС-2.

Расчеты путей и времени миграции трития на модели проводились по линиям тока. Для оценки скорости миграции была принята следующая величина активной пористости: для четвертичных отложений 0,35; для кембрийских песчаников – 0,3; для кембрийских глин – 0,07.

Прогнозные расчеты в естественных условиях (до начала работы первой очереди ЛАЭС-2) показывают, что условно нейтральный компонент в составе ореола загрязнения бежит в сторону Копорской губы (рисунок 5.5). В районе площадки КПО наблюдается разветвление ореола на 2 части. Такое поведение ореола обусловлено действием локальных факторов: дополнительной инфильтрации в районе КПО, фильтрационной неоднородностью, а также расположением дренажных канав. Время добегания инертного компонента до ближайшей зоны разгрузки, согласно расчетам, составляет чуть более 30 лет (рисунок 5.5). В рассматриваемый период тритиевый ореол загрязнения сосредоточен в основном в четвертичном водоносном горизонте (глава 4.5), который по результатам моделирования и является основным транспортером загрязнения.

Включение дренажной системы первой очереди (действующей) ЛАЭС-2 незначительно влияет на изменение траектории движения тритиевого ореола. Наблюдается незначительное влияние дренажа, что приводит к увеличению времени миграции ореола с 38 до 53 лет до зоны разгрузки (дренажная канава вдоль ЛАЭС-1) (рисунок 5.6). Однако, как показали расчеты, мощности дренажа недостаточно, чтобы изменить движение тритиевого ореола на противоположное направление, т.е. в сторону

первой очереди ЛАЭС-2. Результаты исследований, представленные в главе 4, показали, дренаж на площадке первой очереди ЛАЭС-2 приводит к перераспределению напоров между соседними горизонтами: на территории площадки ФГУП «ФЭО» уровни в ломоносовском горизонте опускаются преимущественно ниже, чем в верхнем (четвертичном) горизонте. Это приводит к тому, что радионуклиды, присутствующие в четвертичном водоносном горизонте, мигрируют через палеодолины, выполняющих функцию «гидрогеологических окон», обеспечивая связь водоносных горизонтов, вглубь водоносной толщи, так что ломоносовский водоносный горизонт становится основным транспортером тритиевого радиоактивного загрязнения (разрез ВГ на рисунке 5.6).

Несмотря на незначительные изменения уровней, в результате включения дренажной системы второй очереди (проектируемой) ЛАЭС-2, тритиевый ореол загрязнения, согласно результатам моделирования, меняет траекторию движения и частично начинается подтягиваться в сторону дренажа первой очереди ЛАЭС-2 (рисунок 5.7). Основная часть ореола по-прежнему мигрирует в сторону Копорской губы. Кроме того, согласно расчетам, время миграции трития до зоны разгрузки в дренажные воды ЛАЭС-2 составит 65 лет, что превышает проектный срок эксплуатации АЭС (60 лет).

Растворенные Sr-90 и Cs-137 в отличие от инертного трассера подвергаются процессу сорбции и удерживаются грунтами. Если теперь в расчетах учесть фактор сорбционной задержки, который был определен по данным мониторинга на площадке ФГУП «ФЭО» и составил $R=1,58-1,66$ (глава 4.5.4), то можно с уверенностью сказать, что эти радионуклиды должны двигаться, по крайней мере, в полтора раза медленнее, т.е. для Sr-90 и Cs-137 характерное время нахождения в водоносных горизонтах составит около 100 лет.

Согласно представленным результатам, можно утверждать, что за время строительства и эксплуатации ЛАЭС-2 при совместной работе дренажных

систем первой и второй очередей не ожидается разгрузки «исторического» ореола радиоактивного загрязнения в дренажные воды ЛАЭС-2.

Однако, в целях контроля подтягивания «исторического» ореола загрязнения рекомендуется расширить мониторинговую сеть за содержанием радионуклидов в подземных водах, включив действующие контрольно-наблюдательные скважины и рассмотрев возможность расположения мониторинговых скважин по линии тока между ФГУП «ФЭО» и ЛАЭС-2.

Выводы

Обобщая вышеизложенный материал, подведем итоги пятой главы:

1. Инертные свойства трития позволяют рассматривать его в качестве трассера, маркирующего пути массопереноса в подземных водах.

2. В естественных условиях «исторический» тритиевый ореол загрязнения подземных вод площадки ФГУП «ФЭО» имеет юго-западное, северо-западное направление миграции – в сторону Копорской губы Финского залива.

3. Результаты моделирования миграции «исторического» тритиевого ореола загрязнения при изменении гидродинамических условий исследуемой территории позволили установить, что при работе дренажа первой очереди (действующей) ЛАЭС-2 основным направлением движения загрязненных подземных вод остается юго-западное и северо-западное направление – в сторону Копорской губы.

4. При включении дренажной системы второй очереди (проектируемой) ЛАЭС-2 стоит ожидать подтягивание «исторического» тритиевого ореола загрязнения с площадки ФГУП «ФЭО» к дренажу первой очереди (действующей) ЛАЭС-2 спустя 65 лет, что превышает проектный срок эксплуатации АЭС (60 лет).

5. Несмотря на незначительные изменения в структуре потока и направлении миграции ореола загрязнения, в целях контроля за состоянием подземных вод территории исследований рекомендуется расширить мониторинговую сеть и организовать отбор проб воды на содержание в ней

радионуклидов, рассмотрев возможность расположения мониторинговых скважин по линии тока между ФГУП «ФЭО» и ЛАЭС-2.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам выполненного исследования можно сделать следующие выводы:

1. Выполненный объем работ, включавший полевой отбор проб и последующую обработку результатов лабораторных экспериментов, позволил впервые для исследуемого района определить параметры взаимодействия образцов почв и донных осадков Копорской губы и русловых отложений с радиоактивными растворами (Sr-90 , Cs-137) и установить зависимость сорбционной способности образца от минерализации контактирующего раствора (пресной и морской воды), в результате чего при попадании частиц почвы в морскую воду происходит частичная десорбция радионуклидов. Определение удельных активностей техногенных радиоактивных изотопов в почвах и донных отложениях, а также обобщение ранее проводившихся исследований позволили установить, что загрязнение рассматриваемых природных сред продуктами деления (Sr-90 , Cs-137) находится на уровне глобального фона, в формировании которого большую роль сыграла авария на Чернобыльской АЭС (в 1986 г.). Локальные аномалии техногенного загрязнения Cs-137 приурочены к донным осадкам сбросных каналов и русловых отложений.

2. Обобщив и проанализировав данные многолетнего радиационного мониторинга подземных вод в пределах и вне промышленных площадок СЗ АПК, удалось установить, что большая часть территории характеризуется содержанием техногенных радионуклидов Sr-90 , Cs-137 и трития в подземных водах на уровне фона, характерного для данного района. Исключение составляет площадка пункта хранения РАО, где сформировался наибольший по площади техногенный ореол загрязнения, представленный тритием и β -излучающими радионуклидами.

3. Существенную роль в миграции ореола радионуклидного загрязнения играют литологические «окна» в разделяющих слабопроницаемых слоях (в том числе приуроченные к палеодолинам) и разрывы напоров выше- и ниже-

залегających горизонтов, что приводит к гидравлической связи подземных вод четвертичного (верхний) и ломоносовского (нижний) горизонтов. В настоящее время максимальные значения удельной активности трития и суммарной β -активности на территории участка загрязнения на площадке ФГУП «ФЭО» фиксируются в ломоносовском водоносном горизонте, где радиоактивный ореол появился с задержкой, что подтверждает «исторический» характер загрязнения и отсутствие современных поступлений радиоактивных растворов.

4. Используя метод статистических (временных) моментов и многолетний ряд радиологических наблюдений по контрольно-наблюдательным скважинам на площадке ФГУП «ФЭО», проведена количественная оценка параметров переноса ($v=1,4-2,3$ м/год, $DL=0,19-1,66$ м²/год, $R=1,58-1,66$) продуктов деления в подземных водах. Полученные расчетные значения K_d оказались на порядок ниже лабораторных значений, характерных для Sr-90 (основной β -излучающий радионуклид).

5. Результаты геофильтрационного моделирования позволили определить пути и время миграции инертного трассера (третия) при изменяющихся гидродинамических условиях. Установлено, что при включении дренажной системы проектируемой ЛАЭС-2 подтягивания «исторического» тритиевого ореола загрязнения с площадки хранения РАО к дренажу действующей ЛАЭС-2 следует ожидать спустя 65 лет. Учитывая фактор сорбционной задержки существующий радиоактивный ореол, представленный сорбируемыми и относительно долгоживущими изотопами Sr-90 и Cs-137, будет мигрировать в направлении ЛАЭС-2 в течение примерно 100 лет прежде, чем радиоактивно загрязненные воды станут частью вод дренажной системы станции. Моделирование подтвердило определяющую роль литологической изменчивости пород в характере гидродинамической связи водоносных горизонтов на локальных участках. Это потребовало привлечения данных радиационного мониторинга подземных вод, что

является новым элементом анализа гидрогеологических условий территории исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абрамов, А.А. Методическое руководство к курсу «Основы радиохимии и радиоэкологии» / А.А. Абрамов, Г.А. Бадун. – Баку: Филиал Химического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова, 2011. – 140 с.
2. Абрамов, В.Ю. Гидрогеологические и геоэкологические риски при прогнозировании качества питьевых подземных вод при эксплуатации (изучение, анализ, прогноз, управление) / В.Ю. Абрамов, Б.В. Боровский, Г.Е. Ершов // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. – 2019. – №1. – С.80-84. DOI: 10.32454/0016-7762-2019-1-80-84
3. Алексахин, Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
4. Алексахин, Р.М. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М. Алексахин., Л.А. Булдакова, В.А. Губанов и др. Под общей ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.
5. Антонов, В.В. Динамика подземных вод. Практикум / В.В. Антонов – Л.: изд. ЛГИ, 1984. – 71с.
6. Антонов, Ю.И. Радиогидрогеология: (Учеб. пособие) / Ю.И. Антонов, В.В. Елизарьева – Днепропетровск: ДГИ, 1978. – 82 с.
7. Арбузов, С.И. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие, 2-е изд / С.И. Арбузов, Л.П. Рихванов. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2010. – 300 с.
8. Арутюнян, Р.В. Ядерное топливо в объекте «Укрытие» Чернобыльской АЭС / Р.В. Арутюнян, Л.А. Большов, А.А. Боровой, Е.П. Велихов, А.А. Ключников – М.: Наука, 2010. – 240 с.
9. Атлас геологических и эколого-геологических карт Российского сектора Балтийского моря – СПб.: Изд-во ВСЕГЕИ, 2010, 78 с. ISBN 978-5-93761-165-9
10. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии / Науч.рук. Ю.А. Израэль. – Люксембург: Бюро по официальным изданиям Европейской Комиссии, 1998. – 108с.

11. Бадрутдинов, О.Р. Радиоактивность экосистем / О.Р. Бадрутдинов, Р.С. Тюменев, Э.А. Шурлев, М.Н. Мукминов – Казань: Казан. ун-т, 2017. – 201с.
12. Баранов, В.И. Радиогеология / В.И. Баранов, Н.А. Титаева - М.: МГУ, 1973 – 245с.
13. Бахур, А.Е. Радиоактивные частицы в почвах Семипалатинского полигона / А.Е. Бахур, В.Т. Дубинчук, Л.А. Березина, Л.И. Мануилова, В.И. Малышев, Б.Р. Берикболов, И.А. Шишков, А.П. Ермилов // Радиация и риск. – 1997. – №9. – С.71-84.
14. Белоусова, А.П. Экологическая гидрогеология: Учебник для вузов / А.П. Белоусова, И.К. Гавич, А.Б. Лисенков, Е.В. Попов. – М.: ИКЦ «Академкнига», 2006. – 397с.
15. Блинова, Л.Д. Радиоэкологический мониторинг атмосферы и гидросферы в районе расположения объектов ядерного комплекса (на примере города Сосновый Бор): автореф. дис. ... канд. физ.-матем. наук: 04.00.23, 11.00.11 / Блинова Лидия Дзахходтовна – Обнинск, 1998. – 23 с.
16. Булатов, В.И. Россия радиоактивная / В.А. Булатов. – Новосибирск: ЦЭРИС, 1996 – 272с.
17. Булгаков, В.Г. Плутоний в районах расположения локальных источников и его вовлеченность в глобальную циркуляцию / В.Г. Булгаков, В.Д. Гниломедов, М.Н. Каткова, Г.И. Петренко, А.С. Сорокина, Б.И. Сынзыныс // Известия высших учебных заведений. Ядерная энергетика. – 2017. – №2. – С.145-156.
18. Вайзер, В.И. Радиационно-экологическая обстановка в районе размещения Обнинского регионального хранилища радиоактивных отходов / В.И. Вайзер, Г.В. Козьмин, А.Н. Васильева, А.В. Бахвалов // Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра «Радиация и риск». – 2012. – Т.21. – №3. – С.97-105.

19. Веригин, Н.Н. Гидродинамические и физико-химические свойства горных пород. / Н.Н. Веригин, С.В. Васильев, В.С. Саркисян, Б.С. Шержуков – М.: «Недра», 1977. – 271с.
20. Виноград, Н.А. Особенности формирования подземных вод основных эксплуатируемых водоносных горизонтов Санкт-Петербурга и окрестностей по данным о химическом и изотопном составе / Н.А. Виноград, И.В. Токарев, Т.А. Строганова // Вестник СПбГУ. Науки о Земле. – 2019. – Т.64. – №4. – С.575–597. DOI: 10.21638/spbu07.2019.405
21. Воронюк, Г.Ю. Водообмен в краевых частях балтийского щита и прилегающих артезианских бассейнах по изотопным и химическим данным (научные и прикладные аспекты). Карельский перешеек / Г.Ю. Воронюк, Г.С. Бородулина, И.А. Крайнюкова, И.В. Токарев // Тр. Карельского научного центра Российской академии наук. – 2016. – №9. – С.46–56. DOI: 10.17076/lim322
22. Гавич, И.К. Гидрогеодинамика / И.К. Гавич. – М.: «Недра», 1988. – 349 с.
23. Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н. и др. Распределение радионуклидов на территории Алтайского края // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Т. 1, кн. 1: Оценка радиоактивного загрязнения территории Алтайского края и доз облучения, сформировавшихся в период ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. – Барнаул, 1993. – С. 34–72.
24. Гатауллин, Р.М. Контейнеры из композиционных материалов на основе бетона для радиоактивных отходов / Р.М. Гатауллин, Н.Н. Давиденко, Н.В. Свиридов, В.Т. Сорокин, И.А. Медеяев, В.И. Калинин, Н.Н. Перегудов, А.В. Дёмин – М.: Энергоатомиздат, 2010. – 176 с.
25. Геология СССР. Том I. Ленинградская, Псковская и Новгородская области. Геологическое описание. Северо-Западное территориальное ГУ. – М.: «Недра», 1971. – 504 с.

26. Гидрогеологическое доизучение листов О-35-VI, О-36-I масштаба 1:200 000 (Лужско-Петербургская площадь). Объяснительная записка / Баскова И.В., Капустина Н.В., Шебеста Е.А., и др. – СПб: ФГУП «Петербургская КГЭ», 2010.

27. Глинский, М.Л. Численное моделирование захоронения жидких промстоков по «Маяк» в глубокие горизонты Теча-Бродской структуры / М.Л. Глинский, А.А. Куваев, С.А. Тер-Саакян, К.В. Белов, С.П. Поздняков // Разведка и охрана недр. – 2012. – №10. – С.55-59

28. Государственная геологическая карта Российской Федерации масштаба 1:200 000. Издание второе. Серия Ильменская. Лист О-35-V (Кингисепп). Объяснительная записка / Л. Б. Скибина, К. С. Бланкфельд, И. Б. Коляно-ва и др.; Минприроды России, Роснедра, СЗ ДПР, ГП «ПКГЭ». – М.: Московский филиал ФГБУ «ВСЕГЕИ», 2021.

29. Григорьева, Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры / Н.А. Григорьева – Екатеринбург: УрО РАН, 2009. – 383 с.

30. Григорьев, А. Г. Основные закономерности распределения. миграции и накопления радионуклидов в донных отложениях Балтийского моря / А.Г. Григорьев, М.В. Владимиров // Балтийский регион. – 2011. – №1(7). – С.62-70.

31. Григорьев, А.Г. Закономерности распределения и накопления радионуклидов в донных отложениях Балтийского моря: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.09 / Григорьев Андрей Глебович – СПб., 2003. – 24с.

32. ГОСТ 17.1.5.01-80. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. – Москва, 1982 - 01-01 (последнее издание от 2002-08-01).

33. Доклад Генерального директора «Авария на АЭС «Фукусима-дайити» // IAEA Международное агентство по атомной энергии. – Вена, 2014 – 278с.

34. Дунаева, А.Н. Физико-химическое моделирование сорбции радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в системе «природные воды - глинистые минералы»: дисс. ... канд. геол.-минерал.: 25.00.09 / Дунаева Анна Николаевна. – М., 2001. – 115 с.

35. Ерзова, В.А. Естественная радиоактивность и фоновое содержание техногенных радионуклидов в подземных водах района Ленинградской АЭС / В.А. Ерзова, С.М. Судариков, В.Г. Румынин, А.А. Шварц // Геоэкология. Инженерная Геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2021. – №4. – С. 53–66. DOI: 10.31857/S0869780921040044

36. Ерзова, В.А. О воздействии объектов северо-западного атомно-промышленного комплекса (СЗАПК) на загрязнение подземных вод (Ленинградская область) / В.А. Ерзова, В.Г. Румынин, С.М. Судариков, А.А. Шварц, К.В. Владимиров // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2021. – Т.332. – №9. – С.30-42. DOI: 10.18799/24131830/2021/9/3351

37. Ерзова, В.А. Прогноз миграции радионуклидов в подземных водах в зоне влияния строительного дренажа Ленинградской АЭС-2 / В.А. Ерзова, В.Г. Румынин, А.М. Никуленков, К.В. Владимиров, С.М. Судариков, М.В. Вилькина // Записки Горного университета. – 2022. (Onlinefirst). DOI:10.31897/PMI.2022.27

38. Ерзова, В.А. Исследование поведения техногенных радиоактивных ореолов на участке исторического загрязнения подземных вод по данным мониторинга / В.А. Ерзова, К.В. Владимиров, В.Г. Румынин // Материалы XV Общероссийской научно-практической конференции изыскательских организаций «Перспективы развития инженерных изысканий в строительстве в Российской Федерации». – Москва – 2019. – С. 388-398.

39. Ерзова, В.А. Содержание природных радионуклидов в подземных водах (район г. Сосновый бор Ленинградской области) / В.А. Ерзова // Труды XXV Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых учёных, посвященного 120-летию горно-геологического

образования в Сибири, 125-летию со дня основания Томского политехнического университета. – 2021. – С. 244-246.

40. Ерзова, В.А. Палеодолина как осложняющий фактор при строительстве ЛАЭС-2 / В.А. Ерзова, Ю.П. Стародубова, О.И. Новицкая, В.Г. Румынин, А.М. Никуленков // Сергеевские чтения. Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения. Выпуск 23. Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии (31 марта –1 апреля 2022 г.). – Москва: изд-во «ГеоИнфо», 2022. – С. 54-69.

41. Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева. Белого и Балтийского морей в 2012 г. - Санкт-Петербург: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2013. – 111 с. – ISBN 978-5-93761-202-1

42. Казанцева, А.С. Исследование природных вод Колвинской седловины гидрохимическими и изотопными методами (Пермский край) / А.С. Казанцева, О.И. Кадебская, Ю.В. Дублянский, В.Н. Катаев // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: геология. – 2022. – №1. – С.77-89. DOI: 10.17308/geology.2022.1/9102

43. Каширский, В.В. О некоторых характерных параметрах радионуклидного загрязнения бывшего Семипалатинского испытательного полигона / В.В. Каширский, Е. В. Романенко, И.О. Зверева, С. Н. Лукашенко // Ядерная и радиационная безопасность. – 2019. – №3(93). – С.14-25. DOI: 10.26277/SECNRS.2019.93.3.002

44. Крышев, И. И. Оценка радиационной безопасности морской среды в районе расположения Ленинградской АЭС по данным многолетнего мониторинга (1973–2019) / И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина, Н.Н. Павлова, И.В. Косых, А.А. Бурякова, А.И. Крышев // Морской биологический журнал Marine Biological Journal. – 2021. – Том 6. – №1. – С.41-57. DOI: 10.21072/mbj.2021.06.1.04

45. Кудельский, А.В. Постчернобыльская гидросфера Беларуси в районах радиоактивных выпадений (ретроспективный обзор) / А.В. Кудельский, Дж.Т. Смит, В.И. Пашкевич // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2012. – № 4. – С. 293–309.
46. Куликов, Н.В. Радиоэкология пресноводных биосистем / Н.В. Куликов, М.Я. Чеботина – Свердловск: УрО АН СССР, 1998. – 130 с.
47. Лам, В. Х.-К. Возраст и условия формирования вод среднеплиоценового водоносного горизонта дельты Меконга (Вьетнам) по результатам радиоуглеродного датирования / В. Х.-К. Лам, А.Б. Лисенков, В.Ю. Лаврушин, К.В. Белов // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. – 2018. – №6. – С.59-65. DOI: 10.32454/0016-7762-2018-6-59-65
48. Лукнер, Л. Моделирование миграции подземных вод / Л. Лукнер, В.М. Шестаков. – М.: Недра, 1986. – 208с.
49. МВК 1.5.5-09. Методика выполнения контроля донных отложений в водных объектах окружающей среды в районах расположения атомных станций с применением пробоотбора. – Москва, 2009.
50. Мироненко, В.А. Изучение загрязнения подземных вод в горнодобывающих районах / В.А. Мироненко, Е.В. Мольский, В.Г. Румынин – Л.: Недра, 1988 – 289 с.
51. Мироненко, В.А. Динамика подземных вод / В.А. Мироненко – М., МГГУ, 1996 – 519 с.
52. Мироненко, В.А. Проблемы гидрогеоэкологии. Монография в 3-х томах / В.А. Мироненко, В.Г. Румынин – М.: Издательство Московского государственного горного университета, 1998-1999.
53. Никуленков, А.М. Экспериментальное обоснование миграционных параметров песчано-глинистых отложений нижнего кембрия и верхнего венда для оценки безопасности эксплуатации хранилищ низко- и среднеактивных отходов (г. Сосновый бор, Ленинградская область): дисс. ... канд. геол.-минерал.: 25.00.07 / Никуленков Антон Михайлович. – СПб, 2011. – 148 с.

54. Нормы безопасности МАГАТЭ. Государственная, правовая и регулирующая основа обеспечения безопасности. Общие требования безопасности №GSR Part 1 (Rev.1). – Международное агентство по атомной энергии, Вена, 2016. – 80с.

55. Орлов, Д.С. Химия почв: Учебник. / Д.С. Орлов. – М.: Изд-во моск. ун-та, 1985 – 376с.

56. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2015 год. Сосновый Бор, ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова», 2016. – 66 с.

57. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2016 год. Сосновый Бор, ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова», 2017. – 65с.

58. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2017 год. Сосновый Бор, ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова», 2018. – 71с.

59. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2018 год. Сосновый Бор, ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова», 2019. – 80с.

60. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2019 год. Сосновый Бор, ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова», 2020. – 75с.

61. Отчет по экологической безопасности ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова» за 2020 год. Сосновый Бор, ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова», 2021. – 74с.

62. Отчет по экологической безопасности за 2011 год филиала «Северо-западный территориальный округ ФГУП «РосРАО». ФГУП «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО», 2012. – 27с.

63. Отчет по экологической безопасности за 2012 год филиала «Северо-западный территориальный округ ФГУП «РосРАО». ФГУП

«Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО», 2013. – 30с.

64. Отчет по экологической безопасности за 2013 год филиала «Северо-западный территориальный округ ФГУП «РосРАО». ФГУП «РосРАО», 2014. – 36с.

65. Отчет по экологической безопасности за 2014 год филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО». ФГУП «РосРАО», 2015. – 27с.

66. Отчет по экологической безопасности за 2015 год. Филиал «Северо-западный территориальный округ федерального государственного унитарного предприятия «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО», 2016. – 28с.

67. Отчет по экологической безопасности за 2016 год. Филиал «Северо-западный территориальный округ федерального государственного унитарного предприятия «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО», 2017. – 30с.

68. Отчет по экологической безопасности за 2017 год. Филиал «Северо-западный территориальный округ федерального государственного унитарного предприятия «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО», 2018. – 32с.

69. Отчет по экологической безопасности за 2018 год. Филиал «Северо-западный территориальный округ федерального государственного унитарного предприятия «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО», 2019. – 40с.

70. Отчет по экологической безопасности филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО» за 2019 год. ФГУП «РосРАО», 2020. – 37с.

71. Отчет по экологической безопасности за 2020 год. Филиал «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «ФЭО», 2021. – 40с.

72. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2009 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», ЛАЭС, 2010. – 27с.

73. Отчет по экологической безопасности Ленинградская атомная станция за 2010 год. АНО «Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли», 2011. – 32 с.

74. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2011 год. ОАО «Концерн Росэнергоатом», ЛАЭС, 2012. – 48с.

75. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2012 год. Росэнергоатом, ЛАЭС, 2013. – 20с.

76. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2013 год. Росэнергоатом, ЛАЭС, 2014. – 46с.

77. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2014 год. Росэнергоатом, ЛАЭС, 2015. – 36с.

78. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2015 год. Росэнергоатом, ЛАЭС, 2016. – 40с.

79. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2016 год. Росэнергоатом, ЛАЭС, 2017. – 36с.

80. Отчет по экологической безопасности Ленинградская АЭС за 2017 год. Росэнергоатом, ЛАЭС, 2018. – 48с.

81. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2018 год. АО «Концерн Росэнергоатом», Ленинградская АЭС, 2019. – 39с.

82. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2019 год. АО «Концерн Росэнергоатом», Ленинградская АЭС, 2020. – 20с.

83. Отчет по экологической безопасности Ленинградской атомной станции за 2020 год. АО «Концерн Росэнергоатом», Ленинградская АЭС, 2021. – 18с.

84. Панкина, Е.Б. Обеспечение экологической безопасности и оптимизация процессов обращения с радиоактивными отходами

транспортных ядерных энергетических установок: автореф. дис. ... канд. техн. наук: 03.00.16 / Панкина Елена Борисовна – Спб., 2004. – 20 с.

85. Пестряков, В.К. Почвы Ленинградской области / под. ред. В.К. Пестрякова. Лениздат, 1973. – 344с.

86. Поляк, Ю.М. Мониторинг Финского залива Балтийского моря: влияние антропогенных факторов на биогеохимические процессы в прибрежной зоне / Ю.М. Поляк, Ю.И. Губелит, Т.Д. Шигаева, Л.Г. Бакина, В.А. Кудрявцева, Г. Дембска, Г. Пазиковска-Сапота // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 2018. – Т. XXIX. – № 2. – С. 99-117. DOI:10.21513/0207-2564-2018-2-99-117

87. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов: рекомендации Р 52.18.873-2018. Росгидромет. – Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2019. – 29 с.

88. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2003 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Санкт-Петербург, ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ, 2004. – 274 с.

89. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Москва, Метеоагентство Росгидромета, 2005. – 288 с.

90. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2005 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Москва, Метеоагентство Росгидромета, 2006. – 274 с.

91. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2006 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Нижний Новгород, «Вектор–ТиС», 2007. – 280 с.

92. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2007 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. ГУ «ВНИИГМИ-МЦД», 2008. – 285 с.

93. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2009. – 297 с.

94. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2010. – 316 с.

95. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2011. – 282 с.

96. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2012. – 298 с.

97. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, В.М. Ким, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2013. – 344 с.

98. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, В.М. Ким, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2014. – 358 с.

99. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, В.М. Ким, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2015. – 350 с.

100. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, В.М. Ким, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2016. – 348 с.

101. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И.

Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, В.М. Ким, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2017. – 398 с.

102. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2018. – 376 с.

103. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2019. – 324 с.

104. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2020. – 343 с.

105. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году / Под ред. В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, И.И. Крышев, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, А.И. Крышев. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2021. – 330 с.

106. РД 52.24.609-2013. Методические указания. Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях». – Москва, 01.07.2000.

107. Рихванов, Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиозащиты: учебное пособие / Л.П. Рихванов – Томск: СТУ, 2009. – 430 с.

108. Румынин, В.Г. Оценка воздействия атомно-промышленного комплекса на подземные воды и смежные природные объекты (г. Сосновый Бор Ленинградской области) / В.Г. Румынин, Е.Б. Панкина, М.Ф. Якушев, А.В. Боронина, Е.Л. Кузнецова, Т.А. Кукушкина, И.Л. Хархордин, А.А. Потапов, И.В. Токарев, П.К. Коносавский, В.Ю. Абрамов,

В.Н. Епимахов, С.А. Переверзева, К.С. Харьковский – СПб.: Изд-во С.-Петерб. Ун-та. 2003. – 248 с.

109. Румынин, В.Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии / В.Г. Румынин – СПб.:Наука, 2011. – 1158с.

110. Румынин, В.Г. Изучение изменчивости сорбционных свойств осадочных отложений Сосновоборского региона Ленинградской области для оценки воздействия атомно-промышленного комплекса на окружающую среду / В.Г. Румынин, Е.Б. Панкина, А.М. Никуленков, М.П. Глухова // Технологии обеспечения жизненного цикла ядерных энергетических установок. – 2015 – №2(2). – С.48-59.

111. Румынин, В.Г. Теория и методы изучения загрязнения подземных вод: Учебник для вузов / В.Г. Румынин – СПб.: Наука, 2020. – 559с.

112. СанПиН 2.6.1.2523-09 (НРБ-99/2009). Нормы радиационной безопасности (НРБ- 99/2009) (утв. постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 07 июля 2009 г. № 47)

113. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2020616584 Российская Федерация. Программа для оценки безопасности пунктов захоронения радиоактивных отходов: № 2020615180: заявл. 04.06.2020: опубл. 18.06.2020 / В.А. Ерзова, С.М. Судариков; заявитель федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Санкт-Петербургский горный университет».

114. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2021620457 Российская Федерация. База данных радиационного мониторинга в районах расположения действующих атомных электростанций России: № 2021620316: заявл. 24.02.2021: опубл. 11.03.2021 / В.А. Ерзова, С.М. Судариков, В.А. Пайор; заявитель федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Санкт-Петербургский горный университет».

115. СП 2.6.1.2612-10 (с изменениями на 16 сентября 2013 года). Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010).

116. СП 2.6.1.2612-10 (с изменениями на 16 сентября 2013 года). Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010).

117. СП 151.13330.2012. Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Часть I. Инженерные изыскания для разработки предпроектной документации (выбор пункта и выбор площадки размещения АЭС) (Разделы 1-6).

118. СП 2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010). (Приложение 3 и 5).

119. СП 151.13330.2012. Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Часть I. Инженерные изыскания для разработки предпроектной документации (выбор пункта и выбор площадки размещения АЭС) (Разделы 1-6).

120. СП 151.13330.2012. Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Часть II. Инженерные изыскания для разработки проектной и рабочей документации и сопровождения строительства (Разделы 7-9, Приложения А-Д).

121. Токарев, А.Н. Радиогидрогеология / А.Н. Токарев, А.В. Щербаков – М.: Госгеолтехиздат, 1956. – 263 с.

122. Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 344с.

123. Федеральный закон от 11.07.2011 N 190-ФЗ (ред. от 21.12.2021) «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации»

124. Шахвердов, В.А. Типы и факторы загрязнения восточной части Финского залива и его береговой зоны / В.А. Шахвердов, М.В. Шахвердова // Известия РГПУ им. А.И. Герцена. – 2015. – №176. – С.101–113

125. Aquilina, L. 25 years after the Chernobyl power plant explosion: management of nuclear wastes and radionuclide transfer in the environment / L. Aquilina, J.M. Matray, J. Lancelot // *Applied Geochemistry*. – 2012. – V.27(7). – P. 1291–1296. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2012.04.010
126. Bunzl, K. Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG) / K. Bunzl, W. Kracke // *Journal of environmental radioactivity*. – 1988. – V.8. – №1. – P.1–14.
127. Brookshaw, D.R. Microbial effects on mineral-radionuclide interactions and radionuclide solid-phase capture processes / D.R. Brookshaw, R.A.D. Patrick, J.R. Lloyd, D.J. Vaughan // *Mineral. Mag.* – 2012. – 76(3). – P.777–806.
128. Cooper, L. Sources of the transuranic elements plutonium and neptunium in arctic marine sediments / L. Cooper, J. Kelley, L. Bond, K. Orlandini, J. Grebmeier // *Mar. Chem.* – 2000. – 69. – P.253-276.
129. Das, B.S. Moment analysis to estimate degradation rate constants from leaching experiments / B.S. Das, G.J. Kluitenberg // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 1996. – 60. – P.1724–1731. DOI:10.2136/SSSAJ1996.03615995006000060017X
130. Fioreze, M. MODFLOW and MODPATH for hydrodynamic simulation of porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A tool for design criteria / M. Fioreze, M.A. Mancuso // *Ecological Engineering*. – 2019. – Vol.130. – P.45-52. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.01.012
131. Gallardo, A.H. The aftermath of the Fukushima nuclear accident: Measures to contain groundwater contamination / A.H. Gallardo, A. Marui // *Science of The Total Environment*. – 2016. – V.547. – P.261–268. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.129
132. Goltz, M. Analytical Modeling of Solute Transport in Groundwater / M. Goltz, J. Huang // John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. – 2017. – P.272. DOI:10.1002/9781119300281

133. Goltz, M.N. Using the method of moments to analyze three-dimensional diffusion-limited solute transport from temporal and spatial perspectives / M.N. Goltz, P.V. Roberts // *Water Resour. Res.* – 1987. – 23(8). – P.1575. 1585. DOI: 10.1029/WR023i008p01575

134. Ho Song, J. An assessment on the environmental contamination caused by the Fukushima accident / J. Ho Song // *Journal of Environmental Management.* – 2018. – V. 206. – P. 846–852. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.11.068

135. Jakimavičiūtė-Maseliienė, V. Modelling of tritium transport in the underground water from hypothetical reactor at the new NPP site in Lithuania / V. Jakimavičiūtė-Maseliienė, V. Cidzikienė // *Progress in Nuclear Energy.* – 2015. – Vol.80. – P.1-6. DOI: 10.1016/j.pnucene.2014.11.018

136. Kierepko, R. $^{238}\text{Pu}/(^{239}+^{240})\text{Pu}$ activity ratio as an indicator of Pu originating from the FDNPP accident in the terrestrial environment of Fukushima Prefecture / R. Kierepko, S.K. Sahoo, M. Hosoda, S. Tokonami, A. Sorimachi, E. Kim, M. Ohno // *Journal of Environmental Radioactivity.* – 2019. – V.196. – P.133-140. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.11.006>

137. Martin-Garin, A. Quantitative assessment of radionuclide migration from nearsurface radioactive waste burial sites: the waste dumps in the Chernobyl exclusion zone as an example / A. Martin-Garin, V. Meir, C. Simonucci, V. Kashparov, D. Bugai // *Woodhead Publishing.* – 2012. – P.570–600. DOI: 10.1533/9780857097194.3.570

138. Pang, L. Application of the method of temporal moments to interpret solute transport with sorption and degradation / L. Pang, M. Goltz, M. Close // *J. Contom. Hyd.* – 2003. – 60. – P.123–134. DOI: 10.1016/S0169-7722(02)00061-X

139. Pietrzak, D. Modeling migration of organic pollutants in groundwater – Review of available software // *Environmental Modelling & Software.* – 2021. – Vol.144. – №105145. DOI: 10.1016/j.envsoft.2021.105145

140. Rumynin, V.G. Geological and physicochemical controls of the spatial distribution of partition coefficients for radionuclides (Sr-90 , Cs-137 , Co-60 , Pu-239,240 and Am-241) at a site of nuclear reactors and radioactive waste disposal (St.

Petersburg region, Russian Federation) / V.G. Rumynin, A.M. Nikulenkova // Journal of Environmental Radioactivity. – 2016. – V.162–163. – P.205-218. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.05.030>.

141. Rumynin, V.G. The status and trends in radioactive contamination of groundwater at a LLW-ILW storage facility site near Sosnovy Bor (Leningrad region, Russia) / V.G. Rumynin, K.V. Vladimirov, A.M. Nikulenkova, K.B. Rozov, V.A. Erzova // Journal of Environmental Radioactivity. – 2021. – V.237. – P.106707. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2021.106707

142. Sakakibara, K. Groundwater age and mixing process for evaluation of radionuclide impact on water resources following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident / K. Sakakibara, S. Iwagami, M. Tsujimura, Y. Abe, M. Hada, I. Pun, Y. Onda // Journal of Contaminant Hydrology. – 2019. – V.223. – P.1–9. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2019.03.006

143. Safety of nuclear power plants: design specific safety requirements // international atomic energy agency. – Vienna, 2016.

144. Smith, J.N. Sedimentation and mixing rates of radionuclides in Barents Sea sediments off Novaya Zemlya / J.N. Smith, K.M. Ellis, K. Naes, S. Dahle, D. Matishov // Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. – 1995. – V.42. – Is.6. – P. 1471-1493. [https://doi.org/10.1016/0967-0645\(95\)00050-X](https://doi.org/10.1016/0967-0645(95)00050-X)

145. Strand, P. On the divergences in assessment of environmental impacts from ionising radiation following the Fukushima accident / P. Strand, S. Sundell-Bergman, J.E. Brown, M. Dowdall // Journal of Environmental Radioactivity. – 2017. – V. 169–170. – P. 159–173. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2016.12.005

146. Trapeznikov, A.V. Radioactive contamination of the Techa River, the Urals / A.V. Trapeznikov, V.N. Pozolotina, M.Y. Chebotina et al. // Health Physics. – 1993. – V.65. – №5. – P.481–488. DOI: 10.1097/00004032-199311000-00002

147. Unno, Y., Sasami, T., Hagiwara, M., Sasaki, S., Yunoki, A., 2014. Radioactivity measurement of Sr/Y-90 mixed with Cs-134 and Cs-137 using large solid angle detectors without chemical separation. J. Nucl. Sci. Technol. 51 (3) <https://doi.org/10.1080/00223131.2013.872584>.

148. Нововоронежская АЭС: опыт использования данных объектного мониторинга состояния недр и математического моделирования для оценки воздействия на грунтовые и поверхностные воды. Атомная энергия, 14.09.2014. <http://www.atomic-energy.ru/articles/2014/09/29/51806>

149. Новости (электронный ресурс)// Атлантический филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. URL: atlant.vniro.ru/index.php/novosti2/item/826-v-laboratorii-radioekologicheskikh-issledovanij-atlantniro-izuchen-radionuklidnyj-sostav-donnykh-osadkov-baltijskogo-morya. (дата обращения: 30.08.2021)

150. Почвенно-географическая база данных России // <https://soil-db.ru/>

151. Цифровая версия Карты почвенно-экологического районирования Российской Федерации масштаба 1:8 000 000 / под ред. И.С. Урусевской; авторы: И.С. Урусевская, И.О. Алябина, С.А. Шоба. 2019. <https://soil-db.ru/map?name=eco>

152. URL: https://niti.ru/?page_id=575

153. URL: <https://radon.ru/about/history/1960-1965/>