

IAEA TECDOC SERIES

IAEA-TECDOC-1886

**Оценка воздействия на
окружающую среду спуска
воды в водоеме-охладителе
Чернобыльской АЭС в качестве
основы для его вывода из
эксплуатации и восстановления**



IAEA

Международное агентство по атомной энергии

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ
НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ СПУСКА
ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В КАЧЕСТВЕ
ОСНОВЫ ДЛЯ ЕГО ВЫВОДА ИЗ
ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ

Членами Международного агентства по атомной энергии являются следующие государства:

АВСТРАЛИЯ	ИСПАНИЯ	ПЕРУ
АВСТРИЯ	ИТАЛИЯ	ПОЛЬША
АЗЕРБАЙДЖАН	ЙЕМЕН	ПОРТУГАЛИЯ
АЛБАНИЯ	КАЗАХСТАН	РЕСПУБЛИКА МОЛДОВА
АЛЖИР	КАМБОДЖА	РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ
АНГОЛА	КАМЕРУН	РУАНДА
АНТИГУА И BARBUDA	КАНАДА	РУМЫНИЯ
АРГЕНТИНА	КАТАР	САЛЬВАДОР
АРМЕНИЯ	КЕНИЯ	САМОА
АФГАНИСТАН	КИПР	САН-МАРИНО
БАГАМСКИЕ ОСТРОВА	КИТАЙ	САУДОВСКАЯ АРАВИЯ
БАНГЛАДЕШ	КОЛУМБИЯ	СВЯТОЙ ПРЕСТОЛ
BARBADOS	КОМОРСКИЕ ОСТРОВА	СЕВЕРНАЯ МАКЕДОНИЯ
БАХРЕЙН	КОНГО	СЕЙШЕЛЬСКИЕ ОСТРОВА
БЕЛАРУСЬ	КОРЕЯ, РЕСПУБЛИКА	СЕНЕГАЛ
БЕЛИЗ	КОСТА-РИКА	СЕНТ-ВИНСЕНТ И ГРЕНАДИНЫ
БЕЛЬГИЯ	КОТ-Д'ИВУАР	СЕНТ-ЛЮСИЯ
БЕНИН	КУБА	СЕРБИЯ
БОЛГАРИЯ	КУВЕЙТ	СИНГАПУР
БОЛИВИЯ,	КЫРГЫЗСТАН	СИРИЙСКАЯ АРАБСКАЯ
МНОГОНАЦИОНАЛЬНОЕ	ЛАТВИЯ	РЕСПУБЛИКА
ГОСУДАРСТВО	ЛАОССКАЯ НАРОДНО-	СЛОВАКИЯ
БОСНИЯ И ГЕРЦЕГОВИНА	ДЕМОКРАТИЧЕСКАЯ	СЛОВЕНИЯ
БОТСВАНА	РЕСПУБЛИКА	СОЕДИНЕННОЕ КОРОЛЕВСТВО
БРАЗИЛИЯ	ЛЕСОТО	ВЕЛИКОБРИТАНИИ И
БРУНЕЙ-ДАРУССАЛАМ	ЛИБЕРИЯ	СЕВЕРНОЙ ИРЛАНДИИ
БУРКИНА-ФАСО	ЛИВАН	СОЕДИНЕННЫЕ ШТАТЫ
БУРУНДИ	ЛИВИЯ	АМЕРИКИ
ВАНУАТУ	ЛИТВА	СУДАН
ВЕНГРИЯ	ЛИХТЕНШТЕЙН	СЪЕРРА-ЛЕОНЕ
ВЕНЕСУЭЛА,	ЛЮКСЕМБУРГ	ТАДЖИКИСТАН
БОЛИВАРИАНСКАЯ	МАВРИКИЙ	ТАИЛАНД
РЕСПУБЛИКА	МАВРИТАНИЯ	ТОГО
ВЬЕТНАМ	МАДАГАСКАР	ТРИНИДАД И ТОБАГО
ГАБОН	МАЛАВИ	ТУНИС
ГАИТИ	МАЛАЙЗИЯ	ТУРКМЕНИСТАН
ГАЙАНА	МАЛИ	ТУРЦИЯ
ГАНА	МАЛЬТА	УГАНДА
ГВАТЕМАЛА	МАРОККО	УЗБЕКИСТАН
ГЕРМАНИЯ	МАРШАЛЛОВЫ ОСТРОВА	УКРАИНА
ГОНДУРАС	МЕКСИКА	УРУГВАЙ
ГРЕНАДА	МОЗАМБИК	ФИДЖИ
ГРЕЦИЯ	МОНАКО	ФИЛИППИНЫ
ГРУЗИЯ	МОНГОЛИЯ	ФИНЛЯНДИЯ
ДАНИЯ	МЬЯНМА	ФРАНЦИЯ
ДЕМОКРАТИЧЕСКАЯ	НАМИБИЯ	ХОРВАТИЯ
РЕСПУБЛИКА КОНГО	НЕПАЛ	ЦЕНТРАЛЬНОАФРИКАНСКАЯ
ДЖИБУТИ	НИГЕР	РЕСПУБЛИКА
ДОМИНИКА	НИГЕРИЯ	ЧАД
ДОМИНИКАНСКАЯ	НИДЕРЛАНДЫ	ЧЕРНОГОРИЯ
РЕСПУБЛИКА	НИКАРАГУА	ЧЕШСКАЯ РЕСПУБЛИКА
ЕГИПЕТ	НОВАЯ ЗЕЛАНДИЯ	ЧИЛИ
ЗАМБИЯ	НОРВЕГИЯ	ШВЕЙЦАРИЯ
ЗИМБАБВЕ	ОБЪЕДИНЕННАЯ РЕСПУБЛИКА	ШВЕЦИЯ
ИЗРАИЛЬ	ТАНЗАНИЯ	ШРИ-ЛАНКА
ИНДИЯ	ОБЪЕДИНЕННЫЕ	ЭКВАДОР
ИНДОНЕЗИЯ	АРАБСКИЕ ЭМИРАТЫ	ЭРИТРЕЯ
ИОРДАНИЯ	ОМАН	ЭСВАТИНИ
ИРАК	ПАКИСТАН	ЭСТОНИЯ
ИРАН, ИСЛАМСКАЯ	ПАЛАУ	ЭФИОПИЯ
РЕСПУБЛИКА	ПАНАМА	ЮЖНАЯ АФРИКА
ИРЛАНДИЯ	ПАРАГВАЙ	ЯМАЙКА
ИСЛАНДИЯ	ПАПУА — НОВАЯ ГВИНЕЯ	ЯПОНИЯ

Устав Агентства был утвержден 23 октября 1956 года на Конференции по выработке Устава МАГАТЭ, которая состоялась в Центральных учреждениях Организации Объединенных Наций в Нью-Йорке. Устав вступил в силу 29 июля 1957 года. Центральные учреждения Агентства находятся в Вене. Главной целью Агентства является достижение «более скорого и широкого использования атомной энергии для поддержания мира, здоровья и благосостояния во всем мире».

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ
НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ СПУСКА
ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В КАЧЕСТВЕ
ОСНОВЫ ДЛЯ ЕГО ВЫВОДА ИЗ
ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ

УВЕДОМЛЕНИЕ ОБ АВТОРСКОМ ПРАВЕ

Все научные и технические публикации МАГАТЭ защищены положениями Всемирной конвенции об авторском праве, принятой в 1952 году (Берн) и пересмотренной в 1972 году (Париж). Впоследствии авторские права были распространены Всемирной организацией интеллектуальной собственности (Женева) также на интеллектуальную собственность в электронной и виртуальной форме. Для полного или частичного использования текстов, содержащихся в печатных или электронных публикациях МАГАТЭ, должно быть получено разрешение, которое обычно оформляется соглашениями типа роялти. Предложения о некоммерческом воспроизведении и переводе приветствуются и рассматриваются в каждом случае в отдельности. Вопросы следует направлять в Издательскую секцию МАГАТЭ по адресу:

Группа маркетинга и сбыта (Marketing and Sales Unit)

Издательская секция

Международное агентство по атомной энергии

Венский международный центр,

а/я 100,

A1400 Вена, Австрия

Факс: +43 1 26007 22529

Тел.: +43 1 2600 22417

Эл. почта: sales.publications@iaea.org

Веб-сайт: <https://www.iaea.org/publications>

За дополнительной информацией просьба обращаться по адресу:

Секция по выводу из эксплуатации и экологической реабилитации

Международное агентство по атомной энергии

Венский международный центр

PO Box 100

1400 Vienna, Austria

эл. почта: Official.Mail@iaea.org

© IAEA , 2021

Отпечатано МАГАТЭ в Австрии

Ноябрь 2021 года

ISBN 978-92-0-425920-9 (печатный формат)

ISBN 978-92-0-426020-5 (формат pdf)

ISSN 2414-5181

ПРЕДИСЛОВИЕ

Многие государства-члены сталкиваются с трудностями при выводе ядерных установок из эксплуатации и восстановлении подвергшихся радиоактивному загрязнению площадок. В соответствии с положениями своего Устава МАГАТЭ уполномочено содействовать обмену научными и техническими сведениями о применении атомной энергии в мирных целях. Усилия МАГАТЭ, предпринимаемые в ответ на потребности государств-членов, занимающихся проблемами радиоактивного загрязнения окружающей среды, направлены на обеспечение надлежащего рассмотрения экологических вопросов, причем соответствующие проблемы анализируются и решаются безопасным, технически рациональным и эффективным образом.

Одним из важных механизмов обмена опытом и содействия использованию передовой практики в области вывода из эксплуатации и восстановления окружающей среды является обмен информацией между специалистами посредством публикаций. В настоящей публикации представлены техническая и научная информация и данные, касающиеся радиационного мониторинга, радиоэкологических исследований, эксплуатации и вывода из эксплуатации водоема-охладителя на Чернобыльской атомной электростанции, который подвергся сильному загрязнению радиоактивным материалом в результате выброса во время аварии на 4-м энергоблоке этой АЭС.

В 2012–2013 годах МАГАТЭ оказывало содействие проекту по выводу из эксплуатации этого водоема-охладителя путем проведения ряда экспертных миссий, семинаров-практикумов и мероприятий по анализу методами моделирования и оценки рисков в поддержку технико-экономического обоснования и подготовки оценок воздействия на окружающую среду. Основное внимание в настоящей публикации уделяется оценке радиологических последствий спуска воды в водоеме-охладителе в качестве основы для планирования мероприятий по выводу из эксплуатации и восстановлению. В этой публикации также обобщен практический опыт, накопленный за первые несколько лет осуществления проекта по выводу из эксплуатации водоема-охладителя, который был начат в 2014 году и все еще продолжается.

Хотя представленные международным научным сообществом выявленные факты, выводы и рекомендации конкретно касаются водоема-охладителя на Чернобыльской атомной электростанции, они также будут полезны для всех государств. Многие вопросы и проблемы безопасности, связанные с выводом из эксплуатации этого водоема-охладителя, аналогичны проблемам, возникающим в процессе вывода из эксплуатации и восстановления аналогичных объектов и площадок; а уроки аварии на Чернобыльской атомной электростанции могут послужить руководством для лиц, ответственных за принятие решений.

МАГАТЭ с благодарностью отмечает украинских экспертов, ответственных за разработку и пересмотр этой публикации, а также вклады международного научного сообщества. Сотрудником МАГАТЭ, ответственным за настоящую публикацию, являлся Х. Монкен-Фернандес из Отдела ядерного топливного цикла и технологии обращения с отходами.

РЕДАКЦИОННОЕ ПРИМЕЧАНИЕ

Настоящая публикация подготовлена на основе оригинального материала, представленного соавторами, и не редактировалась редакционным персоналом МАГАТЭ. Ответственность за выраженные в ней мнения несут соавторы, и эти мнения необязательно отражают точку зрения МАГАТЭ или его государств-членов.

Ни МАГАТЭ, ни его государства-члены не несут ответственности за последствия, которые могут возникнуть в результате использования настоящей публикации. В настоящей публикации не затрагиваются вопросы ответственности — юридической или иного рода — за действия или бездействие со стороны какого-либо лица.

Использование тех или иных названий стран или территорий не означает какого-либо суждения со стороны издателя — МАГАТЭ — относительно правового статуса таких стран или территорий, их органов и учреждений либо относительно определения их границ.

Упоминание названий конкретных компаний или продуктов (независимо от того, указаны ли они как зарегистрированные) не означает какого-либо намерения нарушить права собственности и не должно рассматриваться как одобрение или рекомендация со стороны МАГАТЭ.

Авторы несут ответственность за получение необходимого разрешения, с тем чтобы МАГАТЭ могло воспроизводить, переводить или использовать материал из источников, уже защищенных авторскими правами.

МАГАТЭ не несет ответственности за постоянство и точность приводимых в настоящей публикации адресов сайтов внешних или третьих сторон и не гарантирует того, что информационное наполнение таких сайтов является или останется точным и релевантным.

СОДЕРЖАНИЕ

1.	ВВЕДЕНИЕ	1
1.1.	ИСТОРИЯ ВОПРОСА	1
1.2.	ЦЕЛЬ	3
1.3.	ОБЛАСТЬ ПРИМЕНЕНИЯ	4
1.4.	СТРУКТУРА ДОКЛАДА	4
2.	ТЕХНИЧЕСКОЕ ПРОЕКТИРОВАНИЕ И УСЛОВИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ.....	6
2.1.	ОПИСАНИЕ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОГО И ТЕХНИЧЕСКОГО ПРОЕКТА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ	6
2.1.1.	Общее описание и история эксплуатации водоема-охладителя	6
2.1.2.	Гидротехнический проект водоема-охладителя	8
2.1.3.	Озабоченность в отношении геотехнической стабильности дамбы водоема-охладителя.....	11
2.1.4.	Водный баланс водоема-охладителя.....	12
2.1.5.	Батиметрия и донные отложения	15
2.1.6.	Температурный режим и гидрохимия	19
2.1.7.	Технологическое водохранилище для замены водоема-охладителя	20
2.2.	УСЛОВИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ.....	21
2.2.1.	Климат.....	22
2.2.2.	Геология и гидрогеология.....	22
2.2.3.	Гидрологический режим реки Припять.....	26
2.2.4.	Водная среда водоема.....	27
3.	РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ.....	28
3.1.	МЕХАНИЗМЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ И РАДИОНУКЛИДЫ, ПРЕДСТАВЛЯЮЩИЕ ИНТЕРЕС.....	28
3.1.1.	Радиоактивное загрязнение водоема до аварии на Чернобыльской АЭС	28
3.1.2.	Радиоактивные выбросы в водоем в ходе аварии.....	28
3.1.3.	Радионуклиды, представляющие интерес	29
3.1.4.	Горячие частицы топлива в водоеме-охладителе	29
3.2.	ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ.....	29
3.2.1.	Перераспределение радиоактивности в системе «вода — донные отложения» в ранний период.....	29
3.2.2.	Особенности пространственного распределения радионуклидов в донных отложениях	30
3.2.3.	Запас радионуклидов в донных отложениях.....	35
3.2.4.	Идентификация радионуклидов в донных отложениях.....	39
3.2.5.	Отношения активности радионуклидов в донных отложениях	41

3.3.	СИСТЕМА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД	42
3.3.1.	Поведение ¹³⁷ Cs в системе поверхностных вод	42
3.3.2.	Поведение ⁹⁰ Sr в системе поверхностных вод	44
3.3.3.	Концентрации радионуклидов в поровых растворах донных отложений и на поверхности раздела «донные отложения — толща воды»	46
3.4.	СИСТЕМА ГРУНТОВЫХ ВОД.....	48
3.4.1.	Общая характеристика процесса миграции грунтовых вод из водоема.....	48
3.4.2.	Особенности загрязнения грунтовых вод в различных местах периметра водоема.....	53
3.4.3.	Сорбционные свойства почв дамбы водоема-охладителя	55
3.5.	РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕКИ ПРИПЯТЬ В РЕЗУЛЬТАТЕ ФИЛЬТРАЦИИ ИЗ ВОДОЕМА И СВЯЗАННЫЕ С НИМ ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЕ МЕРЫ.....	57
3.5.1.	Радиоактивные потоки из водоема в реку Припять	57
3.5.2.	История восстановления грунтовых вод	58
3.6.	ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНОЙ БИОТЫ.....	61
3.6.1.	Высшие водные растения.....	61
3.6.2.	Моллюски	62
3.6.3.	Рыба.....	64
3.6.4.	Запас активности в различных компонентах водной биоты	65
3.7.	ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ ТЕРРИТОРИИ	66
3.7.1.	Плотности поверхностного загрязнения окружающей территории радионуклидами	66
3.7.2.	Площадки временной локализации и хранения радиоактивных отходов	68
4.	АПРИОРНАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ	70
4.1.	СПУСК ВОДЫ В ВОДОЕМЕ КАК ВАРИАНТ ОКОНЧАТЕЛЬНОГО ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ	70
4.1.1.	Спуск воды в водоеме как вариант окончательного вывода из эксплуатации	70
4.1.2.	Обзор потенциальных последствий для окружающей среды снижения уровня воды в водоеме	71
4.1.3.	Риски, связанные с прорывом дамбы водоема-охладителя.....	72
4.2.	ПРОГНОЗИРОВАНИЕ СКОРОСТИ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ И КОНЕЧНЫХ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ	73
4.2.1.	Инструмент моделирования: региональная модель потока грунтовых вод Чернобыльской запретной зоны.....	74
4.2.2.	Методика моделирования спуска воды в водоеме	78
4.2.3.	Прогнозируемые значения скорости спуска воды в водоеме для различных климатических сценариев.....	79

4.2.4.	Конечные гидрогеологические условия для различных сценариев	81
4.3.	АНАЛИЗ РИСКОВ АТМОСФЕРНОГО ВЫНОСА РАДИОАКТИВНОСТИ	83
4.3.1.	Атмосферное ресуспендирование высохших донных отложений.....	83
4.3.2.	Пожар сухой загрязненной растительности на осушенном дне водоема	90
4.4.	МОЩНОСТИ ДОЗЫ ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ОТ ВЫСОХШИХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ.....	92
4.5.	ПОВЫШЕННАЯ ПОДВИЖНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ В ВЫСОХШИХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ.....	93
4.6.	ВЛИЯНИЕ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ НА ВЫНОС РАДИОНУКЛИДОВ В РЕКУ ПРИПЯТЬ И ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ НА ПЛОЩАДКЕ ЧАЭС.....	94
4.6.1.	Вынос радионуклидов в грунтовых водах в реку Припять	94
4.6.2.	Влияние спуска воды в водоеме-охладителе на гидрогеологические условия прилегающих опасных участков и объектов.....	99
4.7.	ПОСЛЕДСТВИЯ ТРАНСФОРМАЦИИ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ.....	101
4.7.1.	Влияние на качество воды	102
4.7.2.	Воздействие на высшую водную растительность и фитопланктон	102
4.7.3.	Воздействие на зообентос	103
4.7.4.	Влияние на сообщество макробеспозвоночных	104
4.7.5.	Воздействие на рыб	104
5.	СТРАТЕГИЯ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ.....	105
5.1.	СРАВНЕНИЕ КОНТРОЛТРУЕМОГО И «ЕСТЕСТВЕННОГО» РЕЖИМОВ СНИЖЕНИЯ УРОВНЯ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ.....	105
5.2.	РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ КОНЕЧНОГО СОСТОЯНИЯ ДЛЯ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ....	108
5.2.1.	Нормативно-правовая база вывода из эксплуатации водоема-охладителя.....	108
5.2.2.	Радиологические критерии конечного состояния	110
5.3.	ОБЩАЯ ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОСТЬ И СРОКИ ВЫПОЛНЕНИЯ ЗАПЛАНИРОВАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ВЫВОДУ ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВОССТАНОВЛЕНИЮ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ	112
5.4.	ПРОГРАММА МОНИТОРИНГА СОБЛЮДЕНИЯ.....	115
5.4.1.	Цели программы мониторинга	115
5.4.2.	Содержание программы мониторинга.....	115
5.4.3.	Возможности проведения радиоэкологических исследований....	117

5.5.	ПОДХОДЫ К РЕАБИЛИТАЦИИ ДЛЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ.....	119
5.5.1.	Сравнительный анализ вариантов реабилитации для загрязненных донных отложений	119
5.5.2.	Фитостабилизация осушенных участков дна водоема.....	121
5.5.3.	Общие выводы по реабилитационным мероприятиям в отношении загрязненных донных отложений	121
6.	ПРОГНОЗЫ НА ОСНОВЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ФАКТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ СНИЖЕНИЯ УРОВНЯ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В 2014–2017 ГОДАХ.....	123
6.1.	ОБЗОР ПРОЦЕССА СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В 2014–2017 ГОДАХ.....	123
6.2.	СРАВНЕНИЕ ПРОГНОЗОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ФАКТИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ СБРОСА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ	125
6.2.1.	Скорость спуска воды	125
6.2.2.	Топография дна.....	129
6.2.3.	Ресуспендирование радиоактивных аэрозолей.....	130
6.2.3.	Скорости растворения топливных частиц в донных отложениях	132
6.2.4.	Мощности дозы от обнаженных донных отложений.....	137
6.2.5.	Концентрации радионуклидов в воде остаточных озер.....	141
6.2.6.	Динамика зарастания дна водоема растительностью	141
6.2.7.	Последствия для водной экосистемы водоема	146
6.3.	ИЗВЛЕЧЕННЫЕ УРОКИ	150
6.4.	ОСТАЮЩИЕСЯ ВОПРОСЫ.....	151
7.	ИТОГИ И ВЫВОДЫ	153
	ДОБАВЛЕНИЕ I.....	157
	ДОБАВЛЕНИЕ II	159
	ДОБАВЛЕНИЕ III.....	161
	III.1. МАКРОФИТЫ	161
	III.2. ВОДОРОСЛИ.....	162
	III.3. ФИТОПЛАНКТОН.....	163
	III.4. БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ	163
	III.5. РЫБА.....	164
	СПРАВОЧНЫЕ МАТЕРИАЛЫ.....	167

1. ВВЕДЕНИЕ

1.1. ИСТОРИЯ ВОПРОСА

Водоем-охладитель Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) представляет собой искусственное водохранилище, которое было создано в пойме реки Припять на юго-востоке от этой электростанции. При вводе в эксплуатацию энергоблоков № 3 и № 4 ЧАЭС площадь этого водоема равнялась около 22 км², а его объем составлял приблизительно 150×10⁶ м³. Рабочий уровень воды в этом водоеме на 7 м превышал уровень воды в соседней реке Припять. Во время строительства в дамбе и песчаном дне водоема не была предусмотрена гидроизоляция с низкой водопроницаемостью. Такое инженерное решение привело к большим потерям на фильтрацию из водоема, составлявшим приблизительно 100×10⁶ м³/год. Уровень воды в водоеме поддерживался посредством постоянного подкачивания воды из реки Припять.

В ходе чернобыльской аварии водоем-охладитель подвергся серьёзному загрязнению, связанному с радиоактивными выпадениями на поверхность водоема, а также вследствие выброса сильно загрязненной воды из энергоблока № 4 (воды из системы аварийного охлаждения реактора, воды, используемой для пожаротушения, и т.д.). Впоследствии основная часть радиоактивных загрязняющих веществ (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, PU и изотопов Am) накапливалась в донных отложениях этого водоема.

В течение первого десятилетия после аварии на Чернобыльской АЭС выбросы загрязненных грунтовых вод из водоема-охладителя представляли собой один из основных источников загрязнения прилегающей реки Припять радионуклидом ⁹⁰Sr, и был предпринят ряд попыток (в значительной степени безуспешных) локализовать радиоактивность в пределах водоема. Впоследствии радиоактивные выбросы из водоема со временем уменьшились вследствие естественного процесса снижения радиоактивности в системе поверхностных вод водоема-охладителя. Кроме того, в ходе анализа оценки радиологического воздействия были установлены в целом низкие дозы облучения, связанные с путем облучения от грунтовых вод водоема-охладителя, что является следствием значительного разбавления радиоактивности в системе рек Припять-Днепр. Поэтому проекты по восстановлению, касающиеся воздействия грунтовых вод на водоем-охладитель, были приостановлены.

После закрытия ЧАЭС и остановки последнего реакторного энергоблока № 3 в 2000 году не было необходимости поддерживать водоем-охладитель в прежнем объеме в качестве технологического водохранилища охлаждающей воды.

С начала 1990-х годов был проведен ряд международных и украинских национальных исследовательских проектов и технико-экономических обоснований восстановления с целью анализа различных аспектов проблемы водоема-охладителя, а также разработки стратегии и технических подходов к выводу из эксплуатации и восстановлению водоема-охладителя [1–8]. Перечень (в формате таблицы) и краткое описание основных проектов, осуществляемых с целью сбора данных и разработки стратегий вывода из эксплуатации и восстановления для водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, приведены в добавлении I.

Было признано, что поддержание уровня воды в водоеме не является целесообразным вариантом долгосрочного управления, особенно ввиду необходимости постоянного пополнения водоема водой из реки Припять с помощью насосной станции, а также связанных с этим высоких эксплуатационных и связанных с обслуживанием затрат. Кроме того, ввиду проблем с геотехнической стабильностью существует риск прорыва дамбы водоема. Поэтому в качестве основного варианта вывода из эксплуатации водоема-охладителя на Чернобыльской АЭС был определен спуск воды в этом водоеме (в «естественном» или контролируемом режиме).

Прогнозируемым последствием спуска воды в водоеме является обезвоживание и воздействие на атмосферу сильно загрязненных донных отложений. Эти высохшие донные отложения могут являться источником ресупендирования и атмосферной дисперсии радиоактивных аэрозолей. Поэтому важным вопросом при анализе вывода из эксплуатации и восстановления водоема-охладителя были оценка рисков и разработка подходов к обращению с загрязненными донными отложениями.

В 2013 году ЧАЭС (эксплуатирующая организация площадки) заключила с Институтом проблем безопасности АЭС (ИПБ АЭС) Украинской национальной академии наук контракт о подготовке технико-экономического обоснования вывода из эксплуатации водоема-охладителя в рамках комплексной программы по выводу АЭС из эксплуатации [8]. В результате осуществления проекта по выводу из эксплуатации был разработан официальный доклад, содержащий ТЭО (технико-экономическое обоснование) и материалы ОВОС (оценки воздействия на окружающую среду) вывода из эксплуатации водоема-охладителя, которые были подготовлены в соответствии с соответствующими нормативными требованиями Украины. На предварительном этапе радиологические критерии конечного состояния вывода из эксплуатации водоема-охладителя и сценариев воздействия на окружающую среду, которые должны быть оценены в докладе по ОВОС, были согласованы ЧАЭС и регулирующими органами. Доклад подлежал официальному рассмотрению регулирующими органами по радиационной безопасности Украины, и он был утвержден в 2014 году.

Технико-экономическое обоснование, разработанное ИПБ АЭС [8], было основано на перечисленных выше предыдущих мероприятиях по мониторингу, моделированию и анализу восстановительных мероприятий для водоема-охладителя (см. добавление I). Проект осуществлялся при широком участии экспертов, представляющих различные украинские исследовательские организации и институты Украинской академии наук. МАГАТЭ оказывало помощь проекту по выводу из эксплуатации водоема-охладителя посредством ряда миссий экспертов, семинаров-практикумов и путем прямого финансирования ряда аналитических исследований по моделированию и оценке рисков в поддержку подготовки документов по технико-экономическому обоснованию и ОВОС.

Вывод из эксплуатации водоема-охладителя был начат в 2014 году, когда была отключена насосная станция водоема, а уровень воды в водоеме начал снижаться вследствие потерь в результате фильтрации и испарения. Наблюдения, проведенные после этого, позволяют сравнивать прогнозы моделирования и фактическую динамику гидрологических, радиоэкологических и экологических параметров водоема-охладителя в процессе снижения уровня воды.

Проблемы подобного рода возникали на других ядерных объектах, например, на водоеме «Пар Понд» на площадке Саванна Ривер [9], озере Карачай на объекте «Маяк» [10], в ходе аварии на площадке ТОМСК-5 в России [4] и т.д.

Поэтому, как ожидается, опыт мониторинга, радиоэкологических исследований, а также анализа восстановительных и связанных с выводом из эксплуатации мероприятий в отношении водоема-охладителя ЧАЭС может представлять большой интерес для научно-технического сообщества, в частности для разработки проектов НИОКР для аналогичных подвергшихся радиоактивному загрязнению объектов/площадок и водных систем.

1.2. ЦЕЛЬ

Целью данной публикации является сбор и распространение соответствующей технической и научной информации и данных, касающихся радиационного мониторинга, радиоэкологических исследований и мероприятий по решению проблем водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. В частности, основное внимание в настоящем докладе уделяется оценке экологических и радиологических условий после снижения уровня воды в этом водоеме в качестве основы для обоснования стратегии вывода из эксплуатации и восстановления этого водоема.

Особое внимание уделяется анализу необходимости корректирующих действий по снижению текущих или потенциальных доз для лиц из населения и сотрудников ЧАЭС в связи с радиологическими последствиями спуска воды в данном водоеме. Анализируемые в настоящем докладе последствия включают дисперсию в атмосфере высохших радиоактивно загрязненных донных отложений, фильтрацию загрязненных грунтовых вод в реку Припять, внешнее облучение и другие последствия.

Целью доклада является также обобщение практического опыта первых нескольких лет реализации проекта по выводу из эксплуатации водоема-охладителя, который был начат в 2014 году и продолжается до настоящего времени. В частности, в докладе сравниваются полученные путем моделирования прогнозы динамики осушения водоема-охладителя и связанные с этим радиологические и экологические последствия с фактически наблюдаемыми последствиями спуска воды в водоеме-охладителе, а также кратко излагаются извлеченные уроки.

1.3. ОБЛАСТЬ ПРИМЕНЕНИЯ

В докладе рассматриваются имеющиеся данные мониторинга, научно-технические доклады и публикации по изучению характеристик и моделированию, проведенному в период после Чернобыльской аварии в связи с проблемой радиоактивного загрязнения ЧАЭС, а также данные предыдущих оценок радиологического воздействия на человека и окружающую среду, связанного с выводом из эксплуатации водоема-охладителя.

Предметом особого интереса является использование оценки риска в качестве основы для обоснования подходов (стратегии, технологий) к выводу из эксплуатации водоема-охладителя, планирования корректирующих действий, которые должны быть осуществлены на площадке, а также практического опыта реализации программы по выводу из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, имеющегося на момент подготовки настоящего доклада.

1.4. СТРУКТУРА ДОКЛАДА

Доклад состоит из семи основных разделов, ряда приложений и списка справочной литературы.

В разделе 1 (настоящем разделе) описываются история проблемы, цели, область применения и структура доклада.

В разделе 2 представлена информация о техническом проектировании и условиях окружающей среды водоема-охладителя.

В разделе 3 представлена информация о радиоактивном загрязнении водоема-охладителя, включая основные связанные с окружающей средой объекты и компоненты водоема-охладителя, такие как донные осадки, система поверхностных вод, система грунтовых вод и водная биота. Представлены данные об уровнях загрязнения окружающей территории и прилегающих к ней мест хранения радиоактивных отходов (т.е. о «радиологическом контексте» водоема-охладителя). Обсуждены механизмы радиоактивного загрязнения реки Припять вследствие фильтрации воды из водоема-охладителя и история соответствующих мер по восстановлению, касающихся грунтовых вод.

Раздел 4 посвящен представлению данных и результатов оценки радиологических и экологических последствий, связанных со спуском воды в водоеме-охладителе. Среди других тем обсуждены прогнозируемая скорость спуска воды в водоеме-охладителе и гидрогеологические условия в конечном состоянии. Проанализированные радиологические последствия включают атмосферный перенос радиоактивности из обнаженных донных отложений и сценарий пожара загрязненной растительности на осушенных донных отложениях. Другие пути облучения включают внешнее облучение от осушенных донных отложений и вынос радионуклидов грунтовыми водами в реку Припять. Обсуждаются также потенциальные последствия спуска воды для экосистемы водоема-охладителя (качество воды, водная растительность, среда обитания и т.д.) и связанные с этим «экологические» риски.

В разделе 5 представлена стратегия вывода из эксплуатации и восстановления водоема-охладителя, разработанная украинскими учеными и инженерами на основе результатов анализов оценки радиологического воздействия, обсужденных в разделе 4. В отдельных параграфах основное внимание уделяется радиологическим критериям конечного состояния для водоема-охладителя, общей последовательности и срокам осуществления деятельности по выводу из эксплуатации и программы мониторинга соблюдения требований. Особое внимание уделяется анализу технологических подходов к восстановлению загрязненных донных отложений водоема-охладителя.

Раздел 6 посвящен анализу практического опыта вывода из эксплуатации водоема-охладителя в 2014–2017 годах. Прогнозы априорного моделирования сравниваются с фактическими последствиями спуска воды из водоема-охладителя, включая временную динамику соответствующих гидрологических параметров и параметров излучения (например, скорость спуска воды в водоеме и т.д.). Представлены извлеченные уроки, а также очерчены нерешенные вопросы.

И наконец, в разделе 7 кратко изложены основные выводы доклада.

В добавлениях к докладу содержится дополнительная вспомогательная информация и данные.

2. ТЕХНИЧЕСКОЕ ПРОЕКТИРОВАНИЕ И УСЛОВИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Основными источниками информации и данных по данному разделу являются доклады и публикации [4, 5, 8]. В случае использования других источников, ниже приводятся прямые ссылки на них.

2.1. ОПИСАНИЕ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОГО И ТЕХНИЧЕСКОГО ПРОЕКТА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

2.1.1. Общее описание и история эксплуатации водоема-охладителя

Водоем-охладитель Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) был спроектирован для обеспечения охлаждающей водой теплообменного оборудования электростанции, а также подачи воды для ряда других технологических нужд (например, в хранилище отработавшего ядерного топлива, для целей пожаротушения и т.д.).

Водоем-охладитель представляет собой искусственное водохранилище, которое было сооружено в пойме реки Припять на юго-востоке от электростанции. Периметр водоема-охладителя образуется либо первой террасой реки Припять, расположенной над поймой, либо, по большей части его периметра, дамбой высотой ~6 м, построенной из местной песчаной почвы (РИС. 1).

Водоем-охладитель был сооружен в 1976 году. Первоначально площадь поверхности водоема-охладителя составляла 12,7 км², и он обеспечивал охлаждение энергоблока № 1 ЧАЭС (введенного в эксплуатацию в 1977 года) и энергоблока № 2 (введенного в эксплуатацию в 1978 года) (РИС. 1).

Объем водоема был увеличен в 1981 году, когда был построен новый сегмент дамбы, окружающий дополнительный участок поймы реки Припять. Это было вызвано необходимостью обеспечения дополнительной охлаждающей способности для энергоблока № 3 (введен в эксплуатацию в 1983 году) и энергоблока № 4 (введен в эксплуатацию в 1984 году) ЧАЭС. В результате этого водоем-охладитель достиг своих окончательных размеров, и площадь его поверхности составила 22,9 км². Некоторые основные данные о размерах этого водоема приведены в ТАБЛИЦЕ 1.

ТАБЛИЦА 1. ТЕХНИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

Длина, км	Средняя ширина, км	«Нормальный уровень воды» в водоеме, м (над уровнем моря, н.у.м.).	Площадь поверхности при нормальном уровне воды, км ²	Объем, млн. м ³	Средняя глубина, м	Максимальная глубина, м
11,5	2,2	111,0	22,9	151	6,6	18,5

В ТАБЛИЦЕ 2 приведены краткие данные по истории эксплуатации водоема-охладителя в связи с эксплуатацией ЧАЭС.

После того, как в декабре 2000 года был остановлен последний энергоблок № 3 ЧАЭС, не было никакой технологической необходимости сохранять этот водоем для выполнения функции отвода тепла в процессе выработки электроэнергии на электростанции.

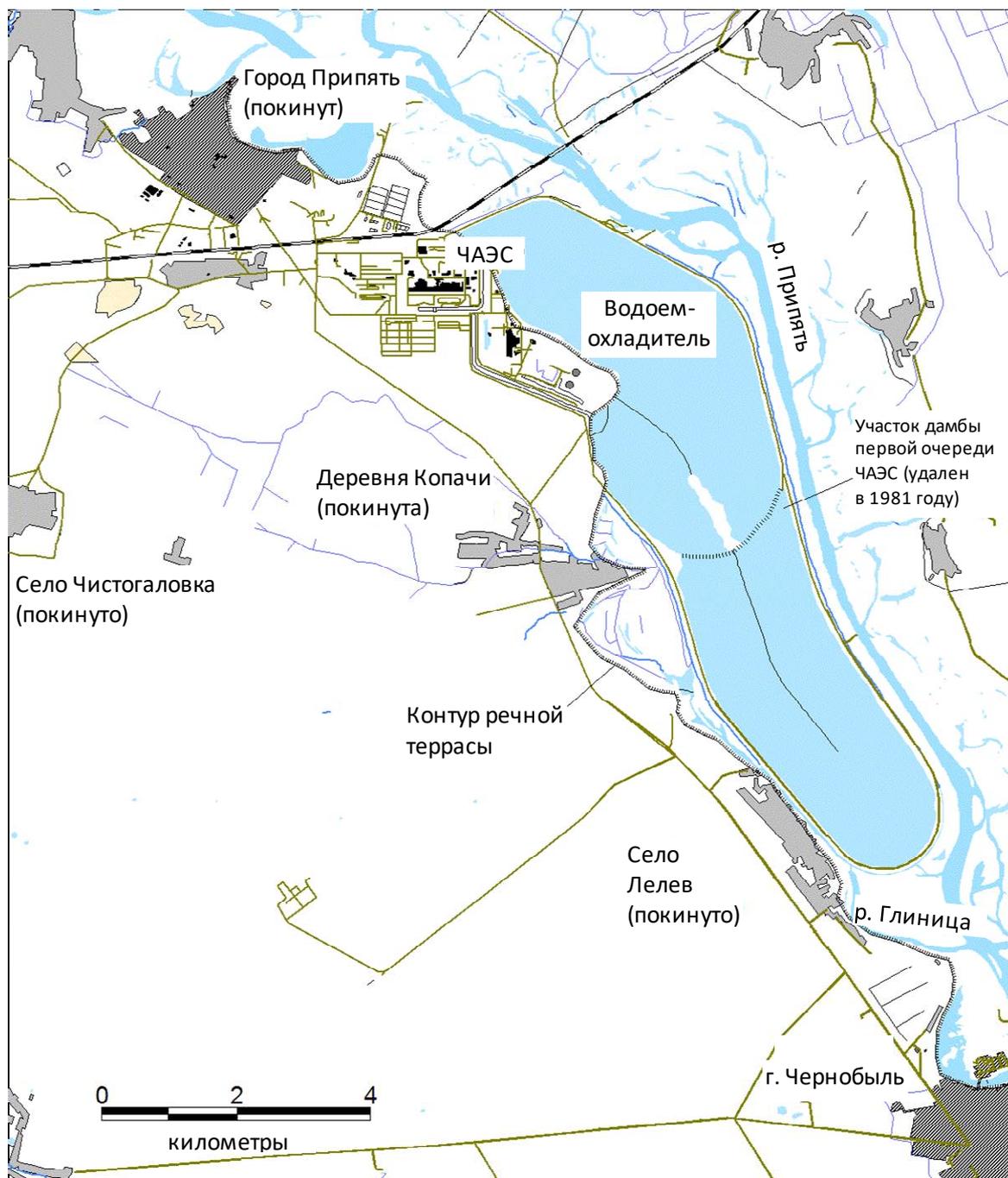


РИС. 1. Карта, показывающая расположение водоема-охладителя относительно ЧАЭС.

ТАБЛИЦА 2 1. ИСТОРИЯ ЭКСПЛУАТАЦИИ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС

Дата	Событие
1976 год	Ввод в эксплуатацию первого участка водоема-охладителя (12,7 км ²) с целью обеспечить отвод тепла для первой очереди ЧАЭС (энергоблоки № 1 и № 2)
1981 год	Увеличение площади водоема-охладителя (до 22.9 км ²) с целью обеспечить отвод тепла для второй очереди ЧАЭС (энергоблоки № 3 и № 4)
26 апреля 1986 года	Чернобыльская авария
11 октября 1991 года	После пожара в турбинном цехе остановлен энергоблок № 2 ЧАЭС
30 ноября 1996 года	Был остановлен энергоблок № 1 ЧАЭС
15 декабря 2000 года	Остановлен последний действующий энергоблок № 3 ЧАЭС
2013 год	Путем изоляции части водозаборного и сбросного каналов водоема-охладителя отсечными насыпями с целью замещения водоема-охладителя было создано водохранилище подачи технологической воды для ЧАЭС (для пожарных и других технологических потребностей)
Май 2014 года	Остановлена работа насосной станции, пополнявшей водоем-охладитель водой реки Припять; начался процесс понижения уровня воды в водоеме-охладителе

2.1.2. Гидротехнический проект водоема-охладителя

Уровень воды в водоеме в период его эксплуатации поддерживался равным 110,5–111,0 м н.у.м., что приблизительно на 7 м выше среднегодового уровня воды в прилегающей реке Припять, расположенной в непосредственной близости от водоема. Полоса земли между дамбой водоема-охладителя и рекой Припять имеет ширину 200–400 м и длину ~11 км (РИС. 2).

Уровень воды в водоеме контролировался путем постоянной подпитки водой из реки Припять для компенсации потерь на фильтрацию и испарение. Вопрос водного баланса водоема-охладителя более подробно обсуждается в следующем разделе.

Подпитка водой из реки Припять осуществлялась насосной станцией, оснащенной 4 электронасосами, каждый из которых имел производительность 11400 м³/час. Эта насосная станция расположена в северо-восточном углу водоема (так называемая станция БНС-3; РИС. 2).

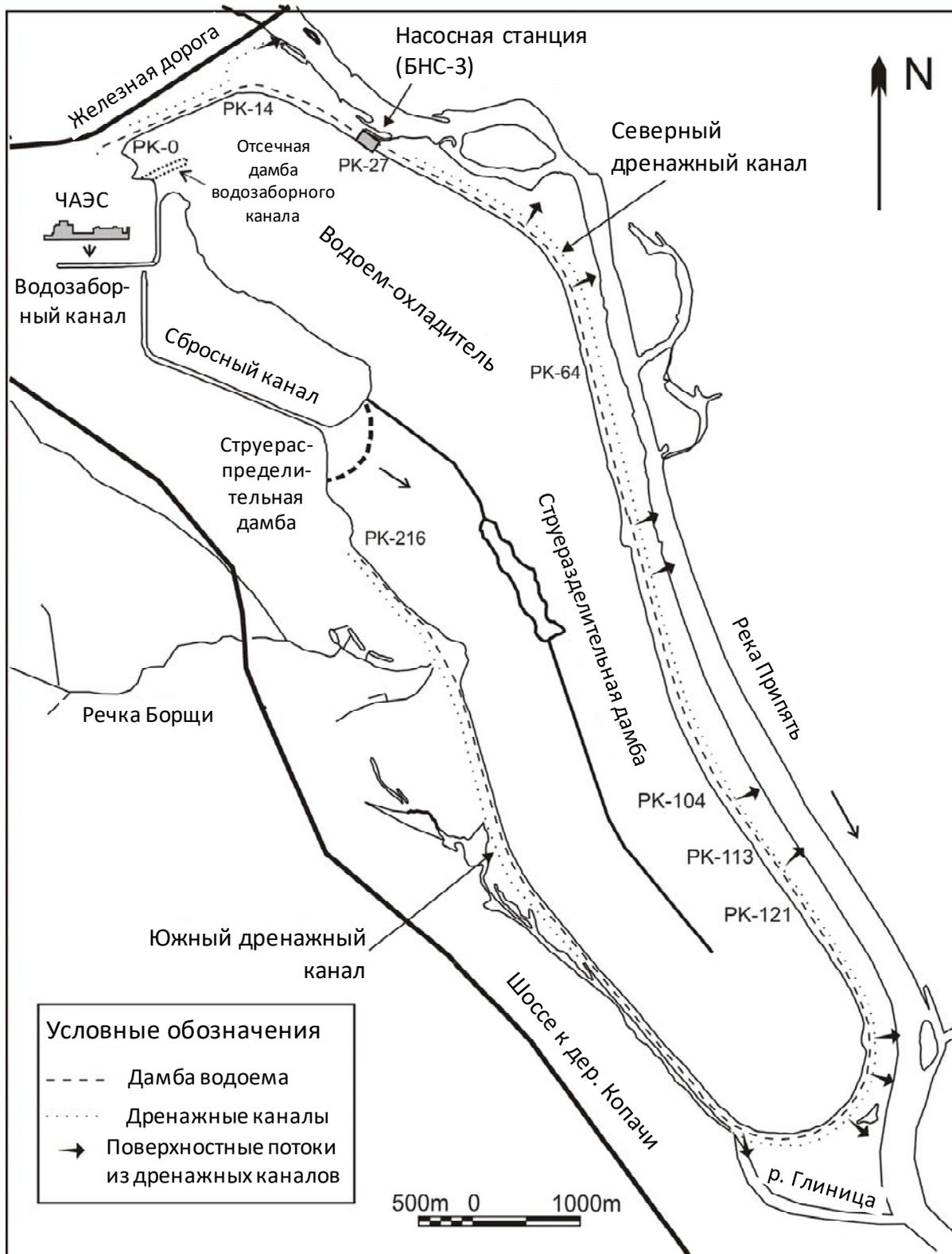


РИС. 2. Схема, иллюстрирующая технический проект водоема-охладителя ЧАЭС.

Дамба водоема-охладителя была создана намывным способом из местных аллювиальных песков пойменной равнины реки Припять. Средняя высота дамбы составляет около 6 м от уровня поймы реки Припять, а ширина 70–100 м. Гребень дамбы имеет высоту 112 м н.у.м. Внутренний («мокрый») откос дамбы (со стороны водоема) имеет наклон 1:30–1:40; внешний откос имеет наклон 1:3 и облицован камнем. По периметру дамбы имеются координатные отметки (железобетонные столбы), именуемые «пикетами» (РК) и имеющие нумерацию от РК-0 до РК-216 (РИС. 2 и РИС. 3).

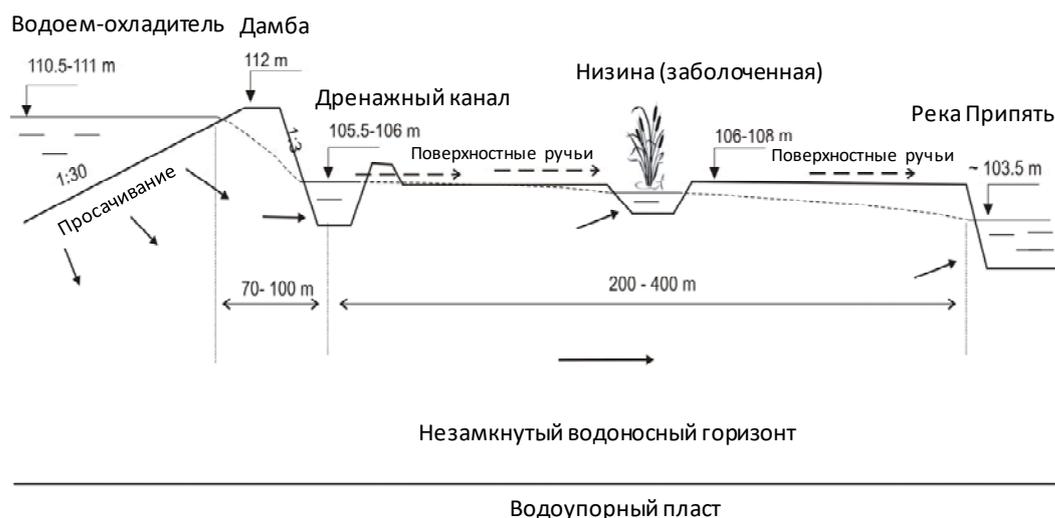


РИС. 3. Схематическое поперечное сечение дамбы водоема-охладителя в направлении реки Припять (не в масштабе).

Во время строительства дамба и дно водоема не были изолированы с использованием какой-либо внутренней облицовки с низкой водопроницаемостью. Такая конструкция привела к высокой фильтрации из водоема к реке Припять, причем годовые потери на фильтрацию оценивались в пределах от 1/2 до 2/3 объема водоема-охладителя [11].

В основании дамбы были вырыты дренажные каналы для сбора и отвода фильтрационной воды из водоема. Эти каналы состоят из двух основных сегментов: северного дренажного канала и южного дренажного канала (РИС. 2). Уровень воды в каналах составлял 105–106 м н.у.м., что на 1,5–2 м выше среднего уровня воды в реке Припять. Дренажная вода из северного дренажного канала сбрасывалась в реку Припять в виде десятков поверхностных потоков. Дренажная вода из южного дренажного канала естественным образом стекала в реку Глиница (приток реки Припять). Между северным дренажным каналом и рекой Припять располагалась цепь небольших озер (низин) и заболоченных территорий, где собиралась вода, поступающая путем поверхностного стока (через ручьи) из дренажного канала, а также в результате подповерхностной фильтрации из водоема (РИС. 3).

Дамба водоема-охладителя была оборудована системой пьезометрических скважин для контроля распределения давления воды и, таким образом, технического состояния дамбы. Кроме того, была разработана специальная система мониторинга грунтовых вод для мониторинга подповерхностной миграции радионуклидов от водоема-охладителя к реке Припять. В частности, в РК-14, РК-64, РК-113 и РК-121 дамбы водоема-охладителя были установлены профили наблюдательных скважин для мониторинга миграции радионуклидов (РИС.2). Данные мониторинга грунтовых вод будут более подробно рассмотрены и проанализированы в разделе 3.4 настоящего доклада.

Охлаждение воды в водоеме происходило посредством конвективного теплообмена с атмосферой. Охлаждающая вода подавалась к теплообменному оборудованию электростанции через водозаборный канал длиной 1.5 км, выложенный бетонными плитами. Нагретая вода сбрасывалась в сбросный канал, состоящий из закрытого (грунтового) канала с облицовкой (длиной 1.15 км) и открытого канала (длиной 2.4 км). Оба канала облицованы бетонными плитами. Перед поступлением в водоем вода проходила через водораспределительную насыпь, представляющую собой круговую насыпь с проемами для равномерного распределения выходящих потоков горячей воды по поверхности водоема. Дальнейшая циркуляция воды в водоеме определялась струеразделительной дамбой, расположенной вдоль продольной оси водоема (РИС. 2).

После аварии на Чернобыльской АЭС рядом с зоной водозабора водозаборного канала в северной (наиболее сильно загрязненной) части водоема была создана специальная «отсечная насыпь водозаборного канала» длиной 500 м с целью снижения притока более загрязненной воды в технологические контуры охлаждения ЧАЭС (РИС. 2).

2.1.3. Озабоченность в отношении геотехнической стабильности дамбы водоема-охладителя

С самого начала эксплуатации в 1976 году на участке дамбы водоема-охладителя, расположенном в непосредственной близости от насосной станции, наблюдались суффозионный процесс и развитие зон преференциальной интенсивной фильтрации. В частности, такие каналы концентрированной фильтрации развились в зоне контакта между бетонными элементами насосной станции и окружающим грунтом, такой как зона под бетонной плитой фундамента насосной станции. Дефекты дамбы, вызванные фильтрацией грунтовых вод, неоднократно устранялись в 1981–2004 годах путем засыпки суффозионных пустот песком, камнями и закачки в них цементного раствора. Однако в заключении проведенной в 2004 году инженерной экспертизы стабильности дамбы указывается, что реализованные меры по снижению отрицательного воздействия могут лишь отсрочить или снизить интенсивность опасного процесса фильтрации грунтовых вод, а обсужденный суффозионный процесс создает существенный риск для долгосрочной стабильности дамбы [8].

Кроме того, существовал риск размывания дамбы прилегающей рекой Припять. В результате событий, связанных с высоким уровнем воды в реке (т.е. с высоким весенним паводком 1999 года), в окрестностях водоема-охладителя наблюдалось значительное размывание берега реки Припять с расчетной скоростью размывания берега ~1 м/год [4].

После 2004 года из-за бюджетных трудностей ЧАЭС работы по ремонту дамбы не проводились в необходимом масштабе, что создало риск развития аварийной ситуации, ведущей к прорыву дамбы.

Поэтому геотехническая стабильность дамбы водоема-охладителя рассматривалась в качестве серьезной проблемы в рамках упомянутого выше анализа мероприятий по выводу из эксплуатации водоема-охладителя и восстановительных мероприятий, особенно в долгосрочной перспективе (когда обслуживание дамбы будет приостановлено).

2.1.4. Водный баланс водоема-охладителя

Вопрос водного баланса водоема-охладителя важен, так как точное знание потерь воды из водоема и их возможных изменений со временем является необходимым условием для прогнозирования скорости спуска воды в водоеме в процессе вывода водоема-охладителя из эксплуатации.

Потери воды из водоема-охладителя включают в себя два основных компонента: потери на испарение и потери на фильтрацию (просачивание) (РИС. 4).

Когда энергоблоки № 1–3 ЧАЭС все еще эксплуатировались в 1989–1991 годах, повышенная температура в водоеме-охладителе приводила к увеличению скорости испарения с поверхности воды, которая, по оценкам, составляла $Q_e=1300–1500$ мм/год или $(30–35) \times 10^6$ м³/год для всего объема водоема [11]. После остановки всех энергоблоков и снятия тепловой нагрузки от ЧАЭС чистая скорость испарения воды из водоема снизилась до примерно $Q_e=200–300$ мм/год ($\sim 4.4–6.6$) $\times 10^6$ м³/год, и это характерная чистая скорость испарения для природных водоемов в данном районе [5].

Оценить потери на фильтрацию из водоема более трудно, так как этот параметр невозможно измерить напрямую.

Водный баланс водоема-охладителя был проанализирован ранее в нескольких публикациях и докладах [4, 11–13].

Ниже приведены самые последние оценки баланса воды в водоеме-охладителе (в частности, в отношении потерь на фильтрацию), полученные на основе целенаправленных экспериментальных исследований, проведенных в 2001 году в рамках финансируемого ЕС проекта по анализу мероприятий по восстановлению, связанных с водоемом-охладителем [5].

Водный баланс водоема-охладителя можно описать следующим уравнением [4, 11]:

$$Q_t = Q_e + Q_f,$$

где Q_t — чистая общая скорость потерь воды из водоема, Q_e — чистые потери на испарение (т.е. разница между чистым испарением с поверхности водоема и

дождями), а Q_f — потери на фильтрацию из водоема. В свою очередь, потери на фильтрацию включают в себя две компоненты:

$$Q_f = Q_d + Q_b,$$

где Q_d — расход оттока воды, связанный с фильтрацией в дренажные каналы, а Q_b — расход подповерхностного оттока через дно водоема, не перехваченного дренажными каналами (РИС. 4).

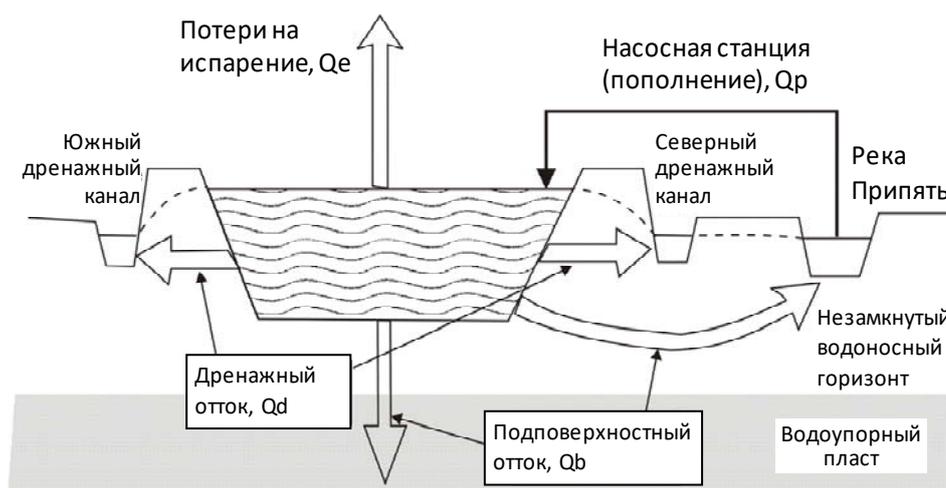


РИС. 4. Водный баланс водоема-охладителя ЧАЭС.

Для поддержания уровня воды в водоеме-охладителе необходимо, чтобы выполнялось следующее условие:

$$Q_p = Q_t,$$

где Q_p — это скорость пополнения водоема водой, закачиваемой из реки Припять.

Как уже упоминалось, самым неопределенным параметром из перечисленных выше компонент водного баланса водоема является расход оттока через дно водоема (Q_b), так как этот параметр невозможно измерить напрямую.

Однако этот параметр можно определить по балансу воды в водоеме:

$$Q_b = Q_t - Q_e - Q_d$$

В приведенном выше уравнении потери на испарение из водоема Q_e можно оценить с помощью моделей испарения в атмосферу (например, уравнения Пенмана), используя измеренные метеорологические параметры. Расход оттока в дренажные каналы (Q_d) может быть оценен путем мониторинга расхода в ручьях, отходящих от дренажных каналов, с использованием стандартных гидрологических методов измерения.

Общий объем потерь воды из водоема (Q_t) можно определить двумя альтернативными способами:

- 1) по потреблению электроэнергии насосной станцией, или
- 2) по наблюдениям за скоростью спуска воды в водоеме в периоды, когда насосная станция была отключена (например, для обслуживания оборудования), и, следовательно, не было пополнения воды в водоеме.

Однако метод, основанный на данных о потреблении электроэнергии насосами, может привести к большим ошибкам из-за засорения водозаборных решеток насосной станции, что приведет к значительно завышенной оценке общего объема потерь (Q_t) и, в конечном счете, потерь на фильтрацию (Q_b) [11]. Поэтому наиболее достоверные оценки баланса охлаждающей воды были получены с помощью наблюдений за скоростью спуска воды в водоеме в ходе контролируемого эксперимента [5, 13].

Эксперимент по контролируемому спуску воды в водоеме для оценки потерь на фильтрацию был проведен в июле-августе 2001 года, когда насосная станция была целенаправленно закрыта на 13,5 суток. За этот период снижение уровня воды в водоеме составило 24 см. Результаты эксперимента кратко изложены в ТАБЛИЦЕ 3.

ТАБЛИЦА 3. РЕЗУЛЬТАТЫ ЭКСПЕРИМЕНТА ПО ОЦЕНКЕ ПОТЕРЬ НА ФИЛЬТРАЦИЮ ИЗ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ 26.07.2001–09.08.2001 (по данным [13])

Параметр	Значение
<i>Исходные данные</i>	
Площадь поверхности водоема-охладителя, км ²	22
Продолжительность эксперимента, суток	13,5.
Снижение уровня воды, см	24±1
Испарение (слой воды) (Q_c), см	6,9±1,5
Расход оттока в дренажные каналы (Q_d), м ³ /с	2,0±0,2
<i>Результирующие оценки параметров</i>	
Общие потери на фильтрацию (Q_f), м ³ /с	3,2±0,3
Потери на подповерхностную фильтрацию, которая не была перехвачена дренажными каналами (Q_b), м ³ /с.	1,2±0,4

По результатам эксперимента общие потери на фильтрацию из водоема (в условиях среднего уровня воды в водоеме 110,8 м н.у.м.) были оценены как $Q_f = 3,2 \pm 0,3$ м³/с ($\sim 101 \times 10^6$ м³/г.), тогда как подповерхностная фильтрация, не перехваченная дренажными каналами, была оценена как $Q_b = 1,2 \pm 0,3$ м³/с ($\sim 38 \times 10^6$ м³/г.). Таким образом, около 60% потерь на фильтрацию были перехвачены дренажными каналами, тогда как около 40% фильтрации из водоема поступало грунтовым путем непосредственно в реку Припять.

Можно заметить, что в условиях поддержания в водоеме «нормального уровня воды» (~111 м н.у.м.) при отсутствии тепловой нагрузки на водоем от работающих реакторов потери на фильтрацию из водоема ($\sim 101 \times 10^6 \text{ м}^3/\text{г}$) по существу преобладали над потерями на испарение ($\sim 5 \times 10^6 \text{ м}^3/\text{у}$).

2.1.5. Батиметрия и донные отложения

2.1.5.1. Рельеф дна водоема-охладителя (батиметрия)

Рельеф дна водоема-охладителя был изучен в ходе детального углубленного обследования, проведенного в 2001 году [5, 14]. Он также уточнялся в последующие годы [6, 8].

В 2001 году с помощью эхолота было определено распределение глубины на детальном наборе разнесенных на 200 м профилей, расположенных вдоль водоема, с расстоянием между точками выборки в разных профилях $\sim 30\text{--}50 \text{ м}$ (РИС. 5). Результирующее распределение топографии дна, полученное с помощью пространственной интерполяции отдельных измерений, показано на РИС. 6.

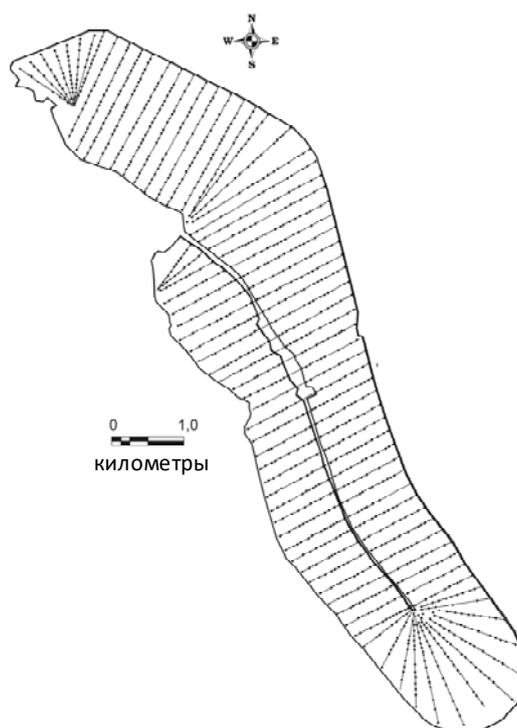


РИС. 5. Точки проведенного в 2001 году эхо-зондирования дна водоема-охладителя (общее количество точек измерения 2217).

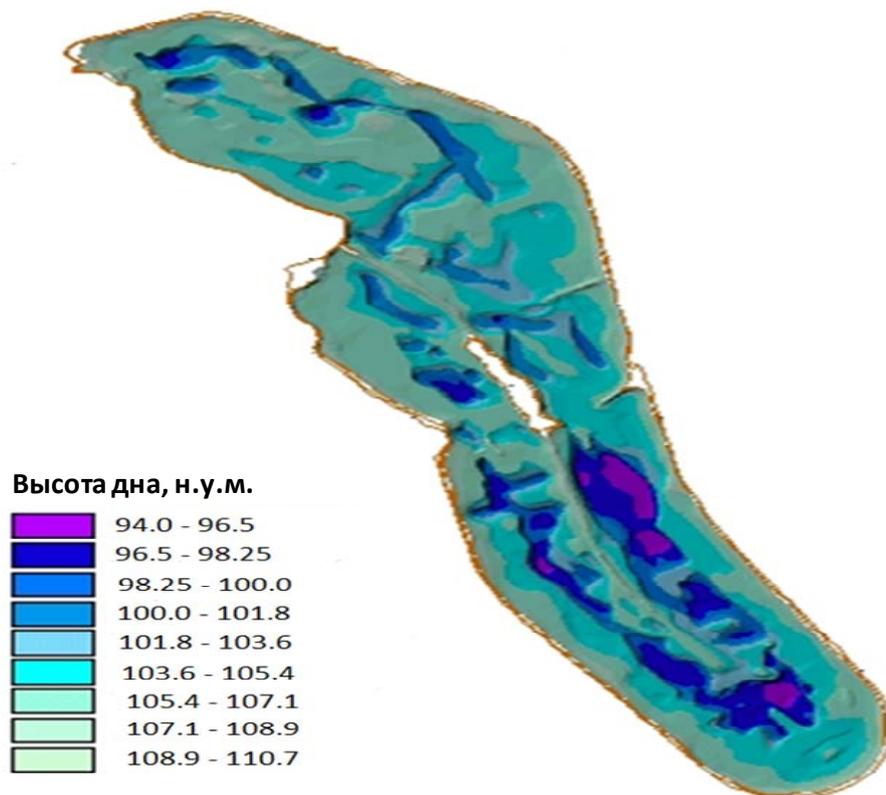


РИС. 6. Топография дна водоема-охладителя (на основе исследований, проведенных в 1999–2001 годах).

Рельеф дна водоема-охладителя довольно сложен. Значительная часть дна в диапазоне глубины до 7 м представляет собой поверхность бывшей поймы (глубина 4–7 м), а также внутреннего откоса дамбы водоема-охладителя (глубина 0–4 м). Более глубокие части дна водоема глубиной до 16–17 м связаны со старым руслом реки Припять (существовавшим здесь до постройки водоема), бывшими пойменными озёрами, а также с песчаными карьерами, которые использовались для строительства дамбы водоема-охладителя намывным способом (в южной части водоема). Кроме того, топография дна отражает остатки находящейся под водой дамбы в средней части водоема, связанной с первой очередью водоема-охладителя.

Информация о распределении глубины водоема-охладителя на основе последних исследований приведена в ТАБЛИЦЕ 4. Видно, что участки с глубиной 7,5 м и меньше занимают около 70% (~15,8 км²) площади водоема-охладителя. В случае спуска воды в водоеме-охладителе в ходе вывода из эксплуатации эти участки могут оказаться обнаженными.

График зависимости площади водной поверхности водоема-охладителя от уровня воды в водоеме представлен на РИС. 7.

ТАБЛИЦА 4. СООТВЕТСТВИЕ МЕЖДУ РАЗЛИЧНЫМИ ДИАПАЗОНАМИ ГЛУБИНЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ, ТИПАМИ ДОННЫХ ОСАДКОВ И СООТВЕТСТВУЮЩИМИ ЗОНАМИ ДНА (по данным [15])

Диапазон глубины, м	Преобладающий тип донных отложений	Площадь дна, км ²	Доля общей площади дна водоема-охладителя, %
0–3,5	Песок	2,1	9,6
3,5–7,5	Илистый песок	13,7	62,6
7,5–10	Ил с примесью песка (песчанистый ил)	2,1	9,6
10–12	Ил	1,7	7,8
>12	Ил	2,3	10,5

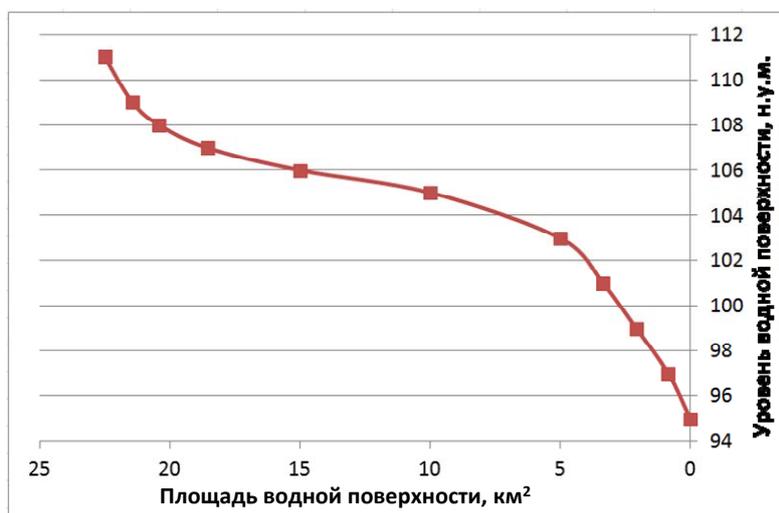


РИС. 7. Зависимость площади водной поверхности водоема-охладителя от уровня воды в водоеме (по данным исследований, проведенных в 1999–2001 годах).

2.1.5.2. Типы донных отложений и их распределение

Анализы, проведенные в [4, 16], показывают, что после строительства водоема-охладителя происходила активная трансформация первичных затопленных почв и образование донных отложений, включая процесс ресуспенсирования частиц ила, осаждения и миграции материала ила с мелководных на более глубоководные участки (процесс трансседиментации).

В период эксплуатации ЧАЭС скорости циркуляции потока охлажденной воды в водоеме составляли в среднем 0,01–0,02 м/с [4]. После закрытия ЧАЭС водные потоки в водохранилище определялись только естественными экологическими условиями, такими как сильные ветры, вызывающие волновой процесс. Волны и

волноиндуцированные глубокие компенсаторные течения в мелководье водохранилища (глубиной до 5–7 м) способствовали вымыванию мелкозернистых донных отложений и их осаждению в более глубоких участках дна водоема. Частицы ила, оседающие на небольших глубинах, могут неоднократно подвергаться ресуспендированию и в конечном итоге осесть на глубине 8–10 м или более [16].

Донные почвы на малой глубине обычно представлены песчаными материалами с некоторой примесью иловых фракций. На глубине более 7 м в более глубоких углублениях дна доминируют илистые отложения (см. ТАБЛИЦУ 4).

В результате процесса трансседиментации толщина слоя ила на малой глубине (например, до 5–7 м) была относительно небольшой (1–5 см), при этом на большой глубине (>10 м) она часто достигала от нескольких десятых сантиметров до 1 м [4, 5, 16, 17].

На РИС. 8 показана карта распределения различных типов донных отложений в водоеме-охладителе на основе анализов Украинского гидрометеорологического института (УкрНИГМИ).

Были использованы следующие определения различных типов отложений, основанные на проценте частиц ила (т.е. частиц диаметром <0,01 мм).

1. Песок: менее 1% частиц <0,01 мм;
2. Илистый песок: 1–5% частиц <0,01 мм;
3. Песчанистый ил: 5–10% частиц <0,01 мм;
4. Ил: >10% частиц <0,01 мм.

На основании анализа балансов массы различных источников иловых материалов, поступающих в водоём (например, поступления с водой из реки Припять, ветрового переноса, био-производства и т.д.), в [16] был сделан вывод, что основным фактором накопления ила в водоеме-охладителе в период после аварии был процесс трансседиментации, вызванный продолжающимися трансформациями первичных затопленных почв дна водоема.

Согласно оценке Ольховика и др. [18], скорость накопления ила в водоеме составляет $1,7 \pm 0,6$ г/(см² год). Положение пика активности в кернах донных отложений, отобранных из водоема-охладителя в 1999 году, позволяет предположить, что в течение периода после аварии скорость накопления отложений на разных участках дна водоема составляла 1,5–7,5 см/год или, с точки зрения потока массы, 0,6–2,5 г/(см² год) [16]. Аналогичная оценка скорости накопления илистых отложений в водоеме, составляющая 5 см/год, была получена Пирнач [19] на основе анализа пикового содержания ¹³⁷Cs в пробах твердой фазы, отобранных из водоема-охладителя в 2002 году.

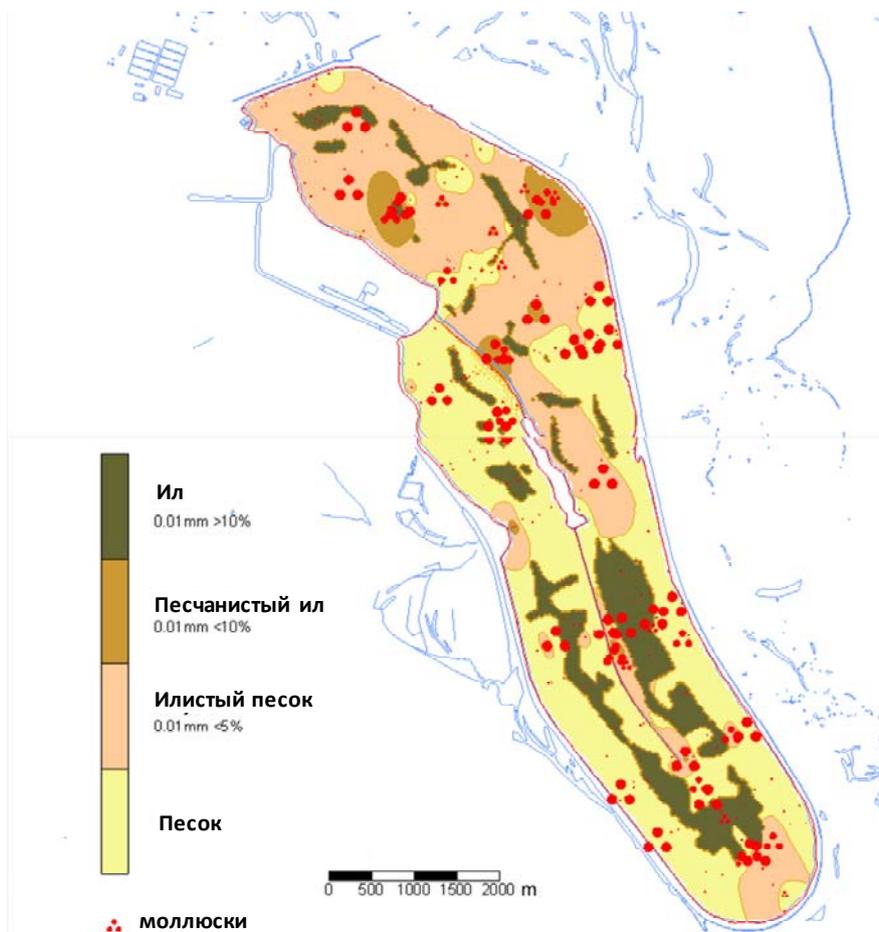


РИС. 8. Карта распределения различных типов донных отложений в водоеме-охладителе на основе анализов Украинского гидрометеорологического института (на основе [7]).

2.1.6. Температурный режим и гидрохимия

В то время, когда энергоблоки № 1, № 2 и № 3 ЧАЭС находились в эксплуатации, температура воды, сбрасываемой через сбросный канал, в течение года изменялась в диапазоне (12,5–37,5) °С. При круговом движении от сбросного канала к водозаборному каналу вода охлаждалась в среднем на ~10°С. Температура воды в водозаборном канале водоема была на 1–3 °С выше температуры воды в реке Припять [4].

После остановки последнего реактора ЧАЭС в 2000 году температурный режим водоема стал сходным с температурный режимом природных водоемов. Такой температурный режим характеризуется весенне-летней прямой температурной стратификацией (более высокие температуры в верхних слоях) в водной массе и обратной температурной стратификацией зимой, что характерно для большинства водоемов умеренных широт [20].

Химический состав воды в водоеме-охладителе был аналогичен химическому составу воды в реке Припять, которая служила источником пополнения водоема для компенсации потерь на фильтрацию и испарение. Данные по химическому

составу воды водоема-охладителя в 1991–2002 годах. (период эксплуатации ЧАЭС) и 2012–2013 годах. (период после эксплуатации), а также данные по химическому составу реки Припять приведены в ТАБЛИЦЕ 5. Суммарная концентрация растворенных твердых веществ в воде водоема колебалась от 250 до 350 мг/л, а основными ионами в воде были ионы кальция и бикарбоната [20].

Основные концентрации ионов в водоеме после закрытия ЧАЭС существенно не изменились и были близки к составу в реке Припять. Наблюдаемое снижение концентраций SO_4^{2-} , NH_4^+ и PO_4^{3-} в системе поверхностных вод водоема можно объяснить остановкой сбросов сточных вод (например, из прачечных и пунктов дезактивации) с ЧАЭС после остановки последнего реакторного блока в 2000 году [8].

ТАБЛИЦА 5. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В И РЕКЕ ПРИПЯТЬ (по данным [20])

Место отбора проб, период наблюдения	рН	Компонент химического состава, мг/л.							
		Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Cl^-	NH_4^+	PO_4^{3-}
Водоем-охладитель, 1991–2002 годы	7,7–8,8	40–60	7–16	10–20	20–120	130–230	20–30	0,7–1,5	0,1–1,5
Водоем-охладитель, 2012–2013 годы	7,3–8,1	36–45	12–23	6–16	20–28	140–170	20–28	0,1–0,3	0,01
Река Припять, 2013 год	7,45	47	7	15	27	150	20	0,38	0,03.

2.1.7. Технологическое водохранилище для замены водоема-охладителя

Для начала вывода из эксплуатации водоема-охладителя необходимо было сначала создать альтернативный источник снабжения ЧАЭС технологической водой и водой для пожарных целей.

Проект по созданию нового технологического водохранилища был разработан в 2011 году. Проект предусматривал создание меньшего водохранилища на основе водозаборного и сбросного каналов водоема-охладителя (РИС. 9). Дно этих каналов изначально было выложено бетонными плитами (на момент сооружения водоема-охладителя).



РИС. 9. Схема технологического водохранилища для замены водоема-охладителя с перекрытием водозаборного и сбросного каналов водоема-охладителя.

В соответствии с проектом эти каналы были отделены от основного водного объема водоема с помощью двух «отсечных дамб» с гидравлическими затворами, позволяющими регулировать уровень воды. Эксплуатационный уровень воды в новом технологическом водохранилище составляет $111,0 \pm 0,5$ м н.у.м.; площадь водной поверхности водохранилища составляет ≈ 27 га; объем воды составляет $\approx 1,2 \times 10^6$ м³ [8].

Пополнение нового технологического водохранилища обеспечивалось 6 скважинами для отбора грунтовых вод глубиной 35 м, добывающими воду из незамкнутого водоносного горизонта в песчаных четвертичных отложениях (РИС. 9). Суммарный дебет скважин для отбора грунтовых вод составляет 240 м³/час.

Строительство новой системы снабжения технологической водой началось в 2012 году и было завершено в августе 2013 года [8].

2.2. УСЛОВИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В этом разделе представлена краткая информация об условиях окружающей среды водоема-охладителя, что дает возможность обсудить вопросы радиоактивного загрязнения и анализа мер по восстановлению в последующих разделах. Основными источниками информации и данных по данному разделу являются доклады [4, 5, 8].

2.2.1. Климат

Чернобыльская АЭС расположена в районе с умеренно-континентальным климатом, который формируется в процессе взаимодействия западных (морских) и восточных (континентальных) воздействий. Среднегодовая температура воздуха составляет +6,6°C. Средняя относительная влажность воздуха — 75–80%.

Самый холодный месяц — январь со среднемесячной температурой -6,8°C. Самый тёплый месяц — июль со среднемесячной температурой 19,2°C.

Территория характеризуется положительным балансом атмосферных вод: среднегодовые осадки превышают испарение. Атмосферные осадки в основном происходят в теплое время года (с июня по август). Среднегодовое количество осадков составляет около 600 мм. Во влажные годы количество осадков может достигать 829 мм; а в засушливые (засушливые) годы оно может снижаться до 336 мм.

Среднегодовая скорость ветра составляет 4,2 м/с. Распределение скорости ветра по частоте: 0–3 м/с (47,8%); 4–7 м/с (41,9%); 8–11 м/с (7,7%); >12 м/с (2,6%).

Основные метеорологические параметры района исследования кратко изложены в добавлении II. Дополнительные сведения о метеорологических условиях и параметрах площадки ЧАЭС приведены в [4].

2.2.2. Геология и гидрогеология

2.2.2.1. Региональная геологическая и гидрогеологическая обстановка

Геологическая структура исследуемой площадки, описываемая ниже, основана на данных в [21, 22].

Изучаемые территории расположены в тектоническом отношении в пределах северо-западной части Украинского кристаллического щита (нижележащая порода). Кровля нижележащей породы располагается на уровне от 20 до 80 м н.у.м., а толщина осадочного покрова колеблется от 130 до 190 м.

Осадочный покров состоит из морских и континентальных пород всех систем мезозойской и кайнозойской эратем, которые в некоторой степени простираются на восток и юго-восток. Геологические структуры осадочного покрова (снизу вверх) следующие. Верхне-среднеюрские формации представлены песками, глинами, мергелями, алевролитом и известняком. Меловые отложения на юрских формациях представлены тремя свитами: формации сеноманской свиты (K₂cm) состоят из водонасыщенного трещиноватого песчаника и песков, застилаемых малопроницаемыми мергель-известковыми формациями туронской, коньякской и сантонской свит (K₂t-cn-st). Общая толщина меловой формации составляет около 100 м. Меловые отложения застилаются насыщенными глауконит-кварцевыми песками каневской (P₂kn) и бучакской (P₂bc) эоценовых свит, выше которых лежат

малопроницаемые карбонатные алеврито-глинистые формации (чаще всего в литературе называемые мергелем и глиной) киевской свиты эоцена (P_{2kv}). Поверх киевских формаций лежат песчаные аллювиальные неогеновые (N₂) и четвертичные формации плейстоцена и голоцена (Q₁₋₄) (РИС. 10 А и В). Толщина четвертичных песчаных аллювиальных формаций составляет около 25–30 м.

Четвертичные песчаные формации представляют собой геологическую среду ближней зоны, которая представляет наибольший интерес для анализа гидрогеологических условий водоема-охладителя ЧАЭС. Упомянутые залежи содержат незамкнутый водоносный горизонт, на который непосредственно влияет фильтрация воды из водоема. Песчаные залежи каневской и бучакской свит эоцена содержат замкнутый водоносный горизонт. Эти формации более подробно описаны ниже.

Подробные сведения по геологии площадки можно найти в [21–23].

2.2.2.2. Локальная геологическая и гидрогеологическая обстановка

Речная пойма на площадке водоема-охладителя образована песчаными аллювиальными отложениями реки Припять общей толщиной 18–20 м. В этих отложениях находятся незамкнутые водоносные горизонты в четвертичных отложениях, которые являются первым водоносным горизонтом от поверхности.

Аллювиальные отложения представлены мелко- и среднезернистыми кварцевыми песками (средний размер песочного зерна составляет 0,1–0,25 мм). Пласты четвертичных отложений в основном состоят из отложений фаций руслового аллювия, которые представлены светло-серыми и желтовато-серыми мелкозернистыми кварцевыми песками. Аллювиальные отложения старорусловых фаций часто встречаются в бывших руслах реки Припять, а также в виде линз в слоях отложений русловых фаций. Эти отложения представлены мелкозернистыми илистыми темно-серыми песками и песчаными суглинками. Отложения вымывных (базальных) фаций эпизодически встречается в нижней части геологического профиля. Эти отложения представлены крупно- и среднезернистыми серыми песками с гравием и галькой (содержание до 5%). Толщина базального слоя варьируется от 0,5 м до 3 м [12]. Пример геологического среза пластов четвертичных аллювиальных отложений на площадке водоема-охладителя представлен в ТАБЛИЦЕ 6.

Аллювиальные четвертичные отложения поймы реки Припять характеризуются в целом высокими значениями гидравлической проницаемости. Гидравлическая проницаемость среднезернистых песков по оценкам составляла от 9,6 до 27 м/сутки (со средним значением 20 м/сутки). Мелкозернистые пески характеризовались значениями гидравлической проницаемости от 0,8 до 11,8 м/сутки (со средним значением 5 м/сутки). Рекомендуемое усредненное по вертикали значение гидравлической проницаемости для аллювиальных песчаных отложений на площадке водоема-охладителя составляет 12–15 м/сутки [12].

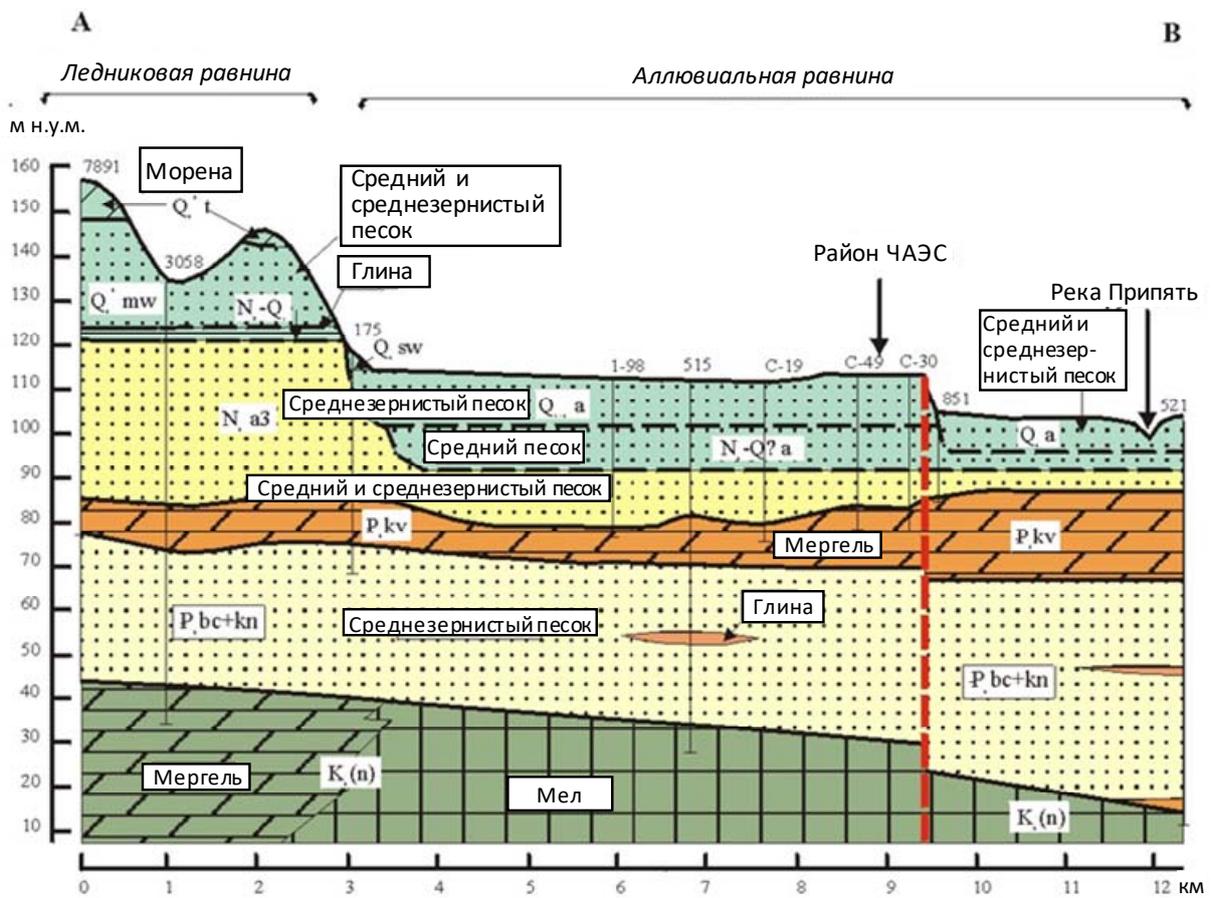
Залежи известковой глины киевской свиты эоцена образуют первый региональный водоупорный пласт, который разделяет незамкнутые водоносные горизонты и замкнутые водоносные горизонты в песчаных отложениях эоцена. Толщина слоя мергеля Киевского яруса в районах, прилегающих к водоему-охладителю, составляет 8–12 м. Согласно результатам насосных испытаний и калибровочных исследований моделей, гидравлическая проницаемость слоя мергеля находится в диапазоне от 2×10^{-4} до 2×10^{-2} м/сутки, причем более высокие значения являются более типичными для зон поймы реки [12, 21]. Замкнутые водоносные горизонты состоят из морских отложений бучакской и каневской свит эоцена, представленных мелкозернистыми песками с пропластками из песчаника, алевролита и глины. Общая толщина водоносного горизонта колеблется от 30 до 48 м. Гидравлическая проницаемость отложений эоцена по оценкам составляет 2,5–3 м/сутки [21].

ТАБЛИЦА 6. ГЕОЛОГИЧЕСКИЙ РАЗРЕЗ АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НА ПЛОЩАДКЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ (РК-127 ДАМБЫ, СКВАЖИНА № 5Р) (по данным [12])

Интервал глубины, м	Описание геологической колонки
0–1,8	Засыпанный землей среднезернистый песок и гравий
1,8–4,5	Мелко- и среднезернистый кварцевый песок коричневатого-красного цвета
4,5–19,5	Мелко- и среднезернистый кварцевый песок светло-серого цвета
19,5–20	Крупнозернистый кварцевый белый песок
20–21	Мелкозернистый песок с примесью сине-зеленого мергеля
>21	Плотный мергель



(А)



(В)

РИС. 10. Геологическая структура площадки ЧАЭС; (А) линия геологического разреза, (В) геологический разрез площадки ЧАЭС по линии с юго-запада на северо-восток (по данным [23]).

2.2.3. Гидрологический режим реки Припять

Водоем-охладитель ЧАЭС был расположен в непосредственной близости от реки Припять, и мог влиять на качество речной воды путем фильтрации загрязненных грунтовых вод или путем прямого сброса воды в случае разрушения дамбы.

Река Припять — крупнейшая река, пересекающая Чернобыльскую зону отчуждения (ЧЗО). Площадь водосборного бассейна реки выше по течению от города Чернобыль составляет около 106 000 км². Протяжённость реки Припять в пределах ЧЗО составляет 780 км. Река Припять впадает в Киевское водохранилище, которое является одним из водохранилищ на реке Днепр.

Река Днепр является основным водоемом Украины, причем численность населения в ее бассейне составляет около 30 миллионов человек (т.е. около 60% населения Украины).

Во время сооружения водоема-охладителя было спрямлено ранее существовавшее русло реки Припять, а вдоль дамбы водоема-охладителя было создано 11-километровое необлицованное русло. Средняя ширина созданного речного русла колеблется от 125 до 180 метров, а средняя глубина — от 3 до 5 м [4].

Основным источником пополнения речной воды является талая вода. Наибольший сток воды в реке отмечается в течение весеннего периода с апреля по май, причем на период весеннего паводка приходится от 70% до 80% годового стока воды. Минимальный сток наблюдается в зимний период.

Среднегодовой расход воды в окрестностях города Чернобыля составляет 420 м³/с. Максимальный расход воды (с вероятностью 1%) составляет около 6000 м³/с (что соответствует уровню воды 110 м н.у.м.). Минимальный среднесуточный расход воды в реке составляет ~60 м³/с при уровне воды 102,2 м н.у.м. [24].

Во время пиковых высоких уровней воды (например, при наводнении) максимальная скорость воды в реке может превышать 2 м/с в русле реки и достигать 1 м/с или более на затопленных участках поймы.

Дамба водоема-охладителя рассчитана на максимальный уровень воды в реке Припять 111,3 м н.у.м., что соответствует условиям стока с повторением 1 раз в 1000 лет, с расходом 9000 м³/с.

Следует отметить, что грунтовые воды, просачивающиеся из водоема-охладителя, значительно разбавляются при смешивании с водой в системе рек Припять-Днепр. По оценкам, фильтрационная вода из водоема составляет менее 1% от среднегодового расхода воды, составляющего 420 м³/с в реке Припять около Чернобыля, и только 0,02% от среднегодового расхода 1400 м³/с в реке Днепр под Киевом [11].

2.2.4. Водная среда водоема

До снижения уровня воды водоем-охладитель представлял собой высокопроизводительную водную экосистему с высокой степенью биоразнообразия водной жизни различных трофических уровней и экологических групп. В водоеме-охладителе присутствовали значительные количества водяных растений (макрофитов), фитопланктона и зоопланктона, фито и зооперифитона, зообентоса и рыбы.

В экосистему водоема-охладителя входили оба вида, населявших старое русло реки Припять, а также виды, целенаправленно введенные в водоем-охладитель для целей рыбоводства.

Одно из неоднократно выраженных опасений заключалось в том, что снижение уровня воды в водоеме может привести к «экологической катастрофе», которая приведет к массовой гибели рыбы, моллюсков и т.д. и приведет к ухудшению экологической ситуации в оставшемся водохранилище [4, 8, 20].

Изучение трансформации водной экосистемы водоема-охладителя в результате вывода этого водоема из эксплуатации представляется интересной и сложной задачей как с прикладной, так и с научной точки зрения.

Институт гидробиологии (ИГБ) Национальной академии наук Украины провел в 2012–2013 годах исследования, посвященные изучению условий водной среды в водоеме-охладителе (например, количества биомассы и биологической продуктивности различных видов) перед началом спуска воды в водоем [25]. Результаты этих исследований кратко изложены в добавлении III.

3. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

3.1. МЕХАНИЗМЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ И РАДИОНУКЛИДЫ, ПРЕДСТАВЛЯЮЩИЕ ИНТЕРЕС

3.1.1. Радиоактивное загрязнение водоема до аварии на Чернобыльской АЭС

Ранее, до аварии на Чернобыльской АЭС, радиоактивное загрязнение водоема-охладителя было связано с неаварийными выбросами жидких и аэрозольных загрязнителей на атомной электростанции. По данным обзора имеющихся данных, приведенного в [4, 20, 26] концентрация активности ^{137}Cs в воде водоема в 1985 году составляла 30–37 Бк/м³, при этом концентрация активности ^{90}Sr составляла 2–20 Бк/м³. Уровни загрязнения радионуклидом ^{137}Cs донных отложений в водоеме в 1981 году были следующими: для песка — 25 Бк/кг; для ила — $4,7 \times 10^3$ Бк/кг.

Следует отметить, что в 1982 году на ЧАЭС произошла довольно серьезная радиационная авария, в результате которой произошел выброс радиоактивных веществ в атмосферу. Однако информация о загрязнении водоема-охладителя в результате вышеупомянутой аварии отсутствует, и в любом случае уровни загрязнения были значительно ниже по сравнению с активностью, поступившей в водоем в ходе чернобыльской аварии 26 апреля 1986 года [4].

3.1.2. Радиоактивные выбросы в водоем в ходе аварии

Радиоактивное загрязнение водоема-охладителя в ходе аварии на Чернобыльской АЭС, произошедшей 26 апреля 1986 года, было вызвано двумя основными факторами [4, 12, 27]:

- осадением радиоактивных выпадений из атмосферы на водную поверхность водоема-охладителя, и
- сбросом в водоем примерно 5000 м³ сильно загрязненной воды из системы аварийного охлаждения энергоблока № 4 ЧАЭС, а также воды, используемой в ходе тушения пожара, которая затопила подвальные помещения электростанции.

Интенсивное загрязнение, связанное с выбросом жидких радиоактивных загрязнителей на станции, подтверждается наличием важных «горячих точек» загрязнений донных отложений, расположенных в зоне устья сбросного канала [4, 5].

Вайсс и др.[4] далее утверждают, что «как известно, в ходе мероприятий по дезактивации на площадке Чернобыльской АЭС в водоем могло быть сброшено загрязненное оборудование». Однако в вышеупомянутой ссылке и/или в других упомянутых выше источниках справочной литературы, которые известны авторам настоящего доклада, не было предоставлено никаких доказательств этого заявления.

3.1.3. Радионуклиды, представляющие интерес

В ранний период после аварии высокая удельная активность в воде водоема и отложениях определялась в основном короткоживущими продуктами деления, такими как ^{131}I , ^{140}Ba , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{95}Nb , ^{95}Zr и др. В начале мая 1986 года суммарная удельная бета-активность воды в водоеме составляла около 4×10^4 Бк/л, причем 80–90% активности было связано с ^{131}I ; суммарная радиоактивность радионуклидов в водоеме составляла по оценке 5×10^{15} Бк [28].

После распада короткоживущих радионуклидов основными радиологически важными радионуклидами в воде водоема стали ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Что касается загрязнения донных отложений, то важными формирующими дозу радионуклидами являются также трансурановые долгоживущие альфа-излучающие радионуклиды (ТУН), которые присутствуют в радиоактивных выбросах из разрушенного энергоблока № 4: это ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu и ^{241}Am , который является дочерним продуктом ^{241}Pu . Упомянутые ТУН обычно имеют низкую подвижность в системе поверхностных и грунтовых вод водоема, однако они могут представлять опасность в случае высыхания донных отложений после спуска воды в водоеме.

3.1.4. Горячие частицы топлива в водоеме-охладителе

Радиоактивные загрязняющие вещества, содержащиеся в выбросах в водоём, первоначально рассматривались как связанные с «конденсацией» аэрозольных горячих частиц (обогащенных летучими радионуклидами, такими как ^{137}Cs и ^{106}Ru), а также с горячими частицами из матрицы диспергированного ядерного топлива энергоблока № 4 ЧАЭС. В частности, изотопы ^{90}Sr , Pu и ^{241}Am первоначально содержались в выбросах в водоем почти исключительно в виде топливных горячих частиц [29].

Последующее миграционное поведение радионуклидов в водоёме-охладителе в значительной степени определялось скоростями высвобождения радионуклидов из частиц топлива в подвижные (например, водорастворимые, ионообменные) формы [11, 13, 29]. Данный вопрос будет далее обсуждаться и анализироваться в настоящем докладе.

3.2. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

3.2.1. Перераспределение радиоактивности в системе «вода — донные отложения» в ранний период

В первые дни после аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивность воды в водоёме-охладителе была связана в основном с взвешенными горячими частицами. По данным обследований, γ -активность воды в водоеме в середине мая 1986 года в северной (наиболее загрязненной) части водоёма-охладителя составляла около 10^4 Бк/л, в то время как суммарный запас радионуклидов в водоёме-охладителе в то время оценивался равным ~ 2000 ТБк.

Осаждение горячих частиц, сорбция растворенных радионуклидов донными отложениями и радиоактивный распад короткоживущих радионуклидов привели к резкому снижению активности воды в водоёме. К концу 1986 года γ -активность воды в водоеме снизилась до $\sim 10^2$ Бк/л [26, 30].

К концу 1986 года около 95% ^{137}Cs и 99% ^{90}Sr в системе водоёма-охладителя содержалось в донных отложениях [4].

3.2.2. Особенности пространственного распределения радионуклидов в донных отложениях

В период после аварии была проведена серия выборочных обследований радиоактивного загрязнения донных отложений в водоёме-охладителе, в том числе отбор кернов донных отложений и их радиометрический анализ [4–6, 8, 27, 28, 31].

В 1999–2012 годах были проведены наиболее систематические и комплексные обследования с использованием новейшей аппаратуры для отбора проб донных отложений.

В ходе обследования, проведенного в 1999 году, отбор проб осуществлялся в 10 различных местах, представляющих различные диапазоны глубины и различные типы донных отложений в водоёме-охладителе. В каждом месте было определено вертикальное распределение радионуклидов в отобранных кернах [4, 16].

В 2001 году было проведено более масштабное обследование донных отложений, когда керны отложений были отобраны в 83 местах; из них 44 керна были дополнительно разделены на отдельные диски и были проанализированы на предмет содержания радионуклидов. Для остальных кернов было предоставлено визуальное описание (например, литология отложений, толщина слоя ила и т.д.) [5]. В 2002–2005 годах [6] и в 2012 году [15] были отобраны дополнительные керны для уточнения структур загрязнения донных отложений в водоеме.

Было установлено, что механизмы накопления и перераспределения радионуклидов в донных отложениях водоёма-охладителя тесно связаны с механизмами глубинной, генезической и гидродинамической эволюции соответствующих типов донных отложений [5, 6, 16].

Уровни загрязнения и схемы вертикального распределения радионуклидов в отложениях существенно различались в мелководных и глубоководных участках водоема (например, глубина >11 м, с стабильным накоплением ила).

3.2.2.1. Мелководные участки (0–7 м)

В указанном диапазоне глубины было обнаружено несколько типов донных отложений: песок, илистый песок и песчаный ил (см. раздел 2.1.5.2).

Песчаные залежи без примесей ила были обнаружены в диапазоне глубины от 0 до 3,7 м. На этих участках основное радиоактивное загрязнение обычно содержалось в верхних 10–15 см диапазона глубины отложений (РИС. 11).

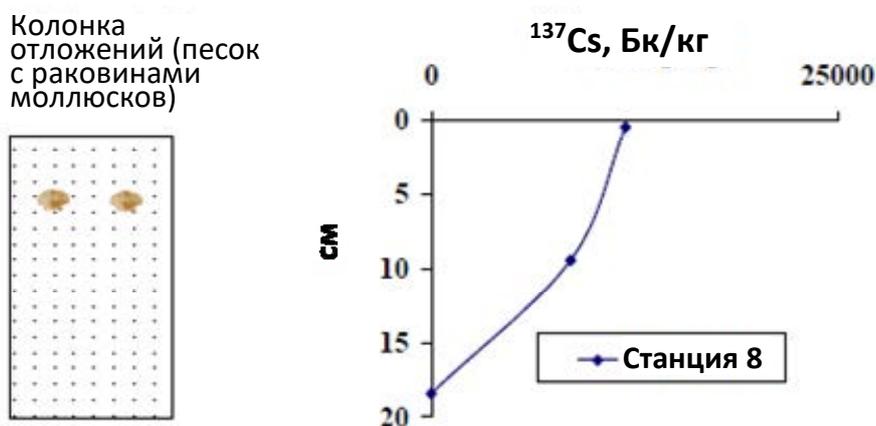


РИС. 11. Вертикальное распределение ^{137}Cs в песчаных отложениях на мелководном участке водоёма-охладителя в 2001 году (по данным [5]).

Илистые пески (см. определение типов осадков в разделе 2.1.5.2) в основном присутствовали в диапазоне глубины от 3,7 до 5 м, а песчанистые илы были широко распространены на глубине >5 м. В диапазоне глубины 5–7,5 м толщина слоя ила на песке (или преобразованного первичного грунта дна водоема) обычно не превышала 1–6 см.

В случае описанных выше типов донных отложений примерно 80–90% активности радионуклидов обычно концентрировались в верхнем 5 см слое отложения. В более глубоких слоях содержание радионуклидов уменьшалось до уровней, наблюдаемых до аварии (РИС. 12).

Следует отметить, что на некоторых мелководных участках имелись горячие точки загрязнения с гораздо более высоким уровнем загрязнения, чем средние значения для соответствующего диапазона глубины отложения. В частности, такие загрязненные горячие точки были обнаружены в северной части водоема (предположительно загрязненной атмосферными радиоактивными выпадениями на поверхность воды) и в зоне сбросного канала водоема (предположительно загрязненной жидкими выбросами в водоем в ходе аварии) [5].

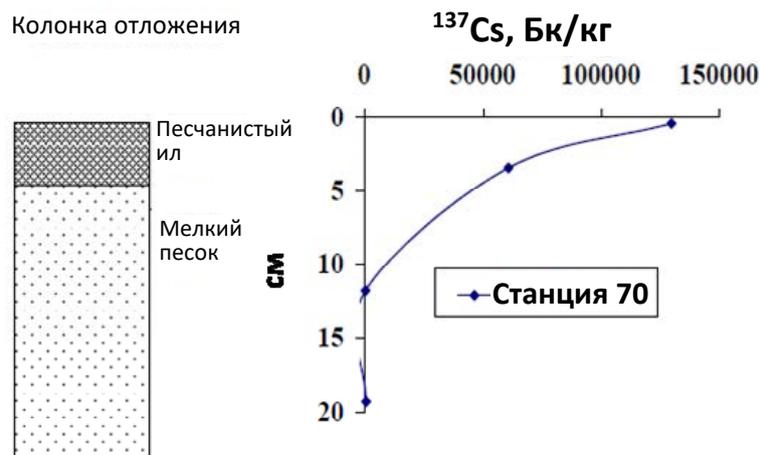


РИС. 12. Вертикальное распределение ^{137}Cs в песчаных отложениях с тонким слоем ила на мелководье водоёма-охладителя в 2001 году (по данным [5]).

3.2.2.2. Глубоководные участки

Части дна водоема с глубинами в диапазоне 7,0–10,0 м обычно представляют собой наклонные берега реликтовых русел реки Припять и/или бывших песчаных карьеров. В связи с геометрическим наклоном илистый материал на этих участках дна обычно не накапливается. Стабильное накопление ила обычно проходило на глубине >10 м.

Для глубоководных участков характерны самые высокие уровни накопления радионуклидов в донных отложениях. Здесь вертикальные профили радиоактивного загрязнения кернов ила характеризовались относительно равномерным распределением активности ^{137}Cs в слоях отложений, образовавшихся после аварии на Чернобыльской АЭС (РИС. 13). На таких участках залежи ила содержали самые высокие концентрации активности в ^{137}Cs в диапазоне от 250 до 700 Бк г⁻¹ [5, 16].

Профили активности других радионуклидов (^{90}Sr , ^{241}Am и изотопов Pu) в донных отложениях обычно показывали корреляцию с распределением ^{137}Cs [16, 19]. Пример комбинированного профиля распределения по глубине активности ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{241}Am в илистых донных отложениях водоёма-охладителя из глубоководного участка в южном секторе водоема показан на РИС. 14).

Было установлено, что хотя на различных участках водоема удельная активность ^{137}Cs в иле на глубоководных участках водоёма-охладителя характеризовалась в целом сходными уровнями загрязнения (в диапазоне 360–700 Бк/г), удельная активность ^{90}Sr в иловых материалах на тех же участках в пределах всего водоема варьировалась в гораздо более широком диапазоне (4–48 Бк/г, т.е. различалась на порядок величины). Таким образом, геохимические факторы и механизмы, регулирующие накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr в илистых отложениях на глубоководных участках водоёма-охладителя, вероятно, были различными и специфическими для конкретных радионуклидов [5].

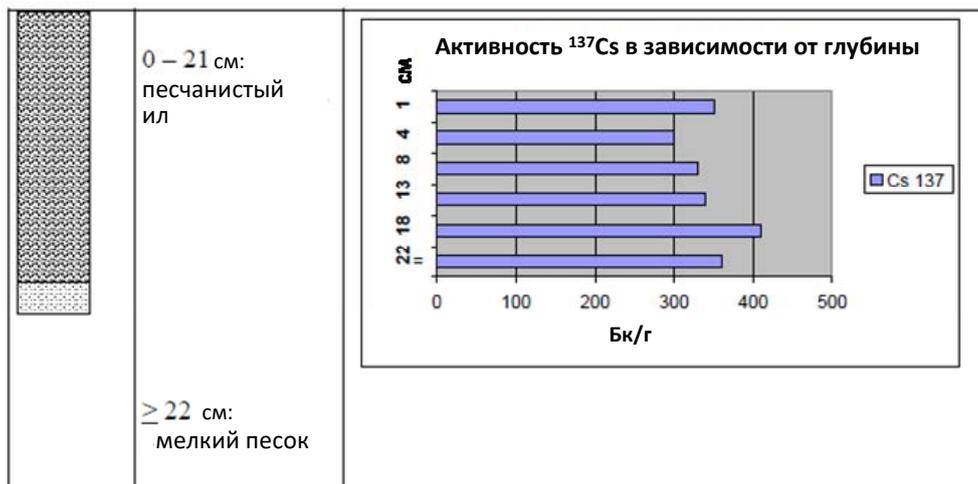


РИС. 13. Вертикальное распределение ¹³⁷Cs в илистых отложениях на глубоководном участке водоёма-охладителя (глубина 11 м) в 1999 году (по данным [5]).

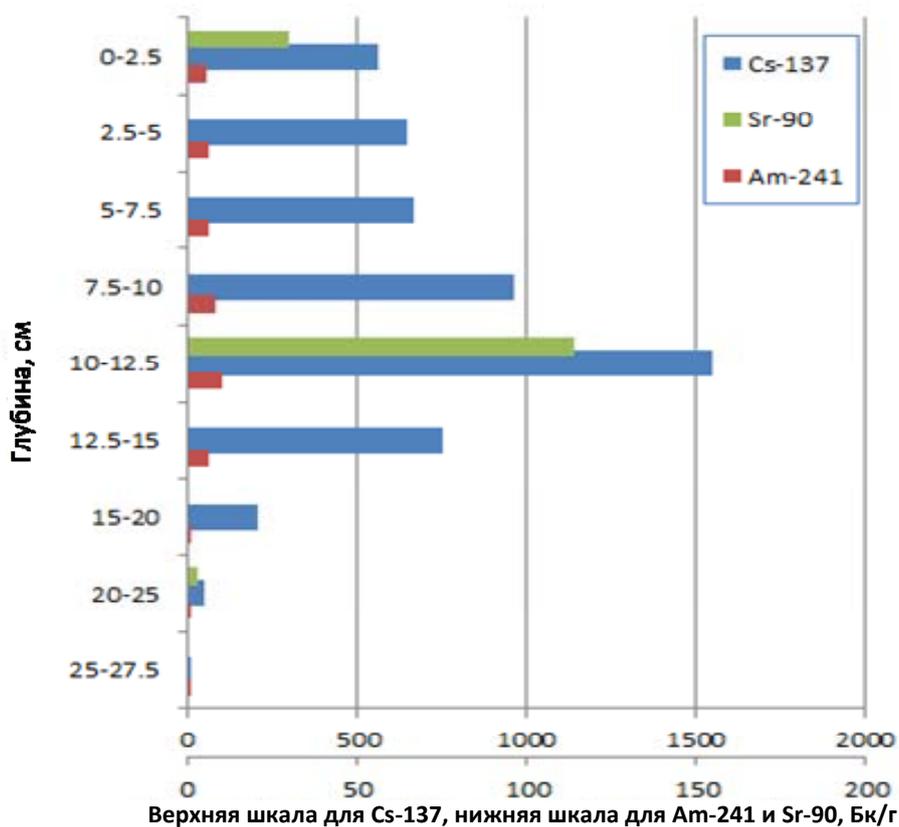


РИС. 14. Вертикальное распределение радионуклидов в илистых донных отложениях водоёма-охладителя из глубоководного участка в южном секторе водоема (глубина >12 м) в 2002 году (пробоотборная станция St.2) (по данным [19]).

Обычно наблюдалась статистически значимая корреляция между толщиной слоя ила, содержащего ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239, 240}\text{Pu}$, и плотностью загрязнения донных отложений, как показано на РИС. 15 [5, 16]. Очевидно, это связано с адсорбцией упомянутых радионуклидов на иловых частицах из колонны воды в водоеме и их последующим перераспределением (в результате процесса трансседиментации) в более глубоководные участки водоема.

Для ^{90}Sr в 1999–2001 годах наблюдалась только слабая положительная корреляция плотности загрязнения с толщиной слоя ила (РИС. 15). Это говорит о том, что сорбция на частицы ила и последующее осаждение в глубоководные участки были менее важным механизмом распределения для ^{90}Sr в водоеме по сравнению с радиоактивными и трансурановыми радионуклидами (благодаря более низким значениям коэффициента распределения сорбции ^{90}Sr , K_d , в материале ила).

Вероятно, также имело место накопление радионуклидов путем осаждения в виде небольших горячих частиц (возможно, прикрепленных к частицам-носителям в иле), а отношения ^{90}Sr и TRU (трансурановых элементов) в колонках донных отложений часто оказывались близкими к соответствующим отношениям в ядерном топливе энергоблока № 4.

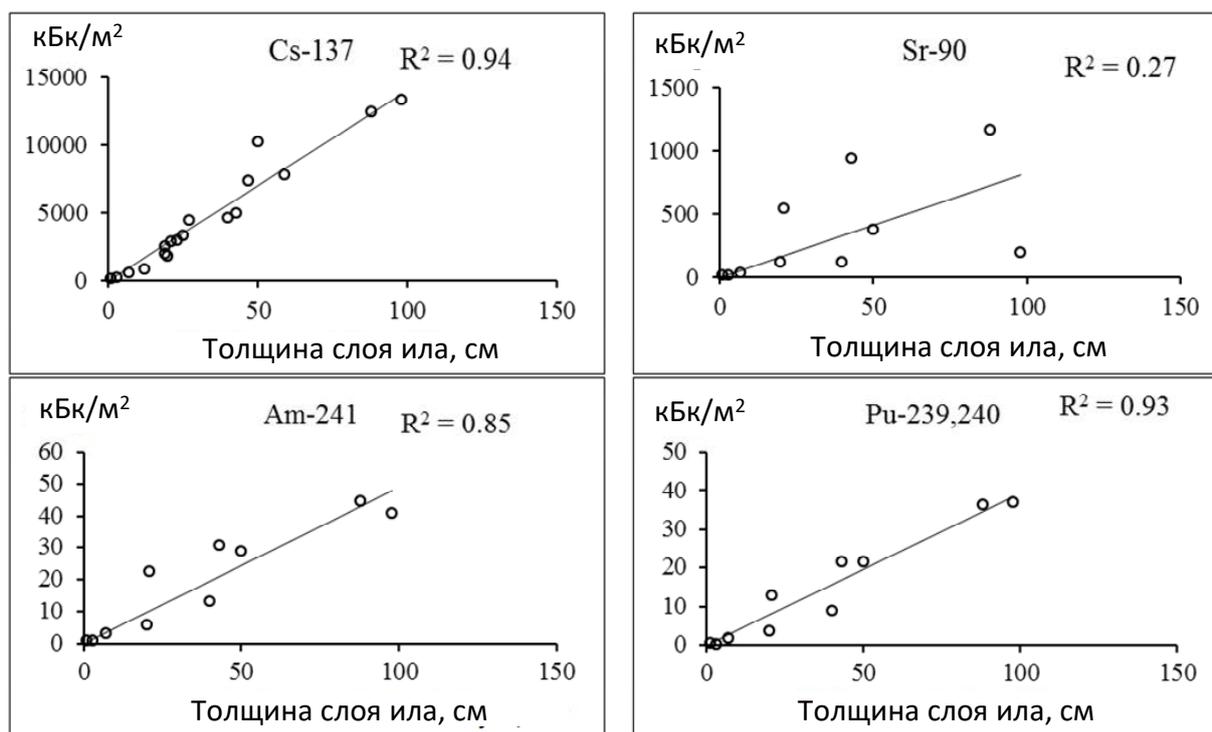


РИС. 15. Корреляция между толщиной илистых отложений и плотностями загрязнения донных отложений основными радионуклидами в 1999 году (по данным [16]).

3.2.3. Запас радионуклидов в донных отложениях

В ТАБЛИЦЕ 7 приведены сведения об оценках суммарной активности радионуклидов в донных отложениях водоёма-охладителя по данным различных обследований (для целей сравнения все данные об активности скорректированы с учетом распада на 2012 год).

Можно заметить, что в оценках запаса радиоактивности для донных отложений водоёма-охладителя по результатам различных обследований имеются заметные расхождения, свидетельствующие о трудностях в точной оценке такой суммарной радиоактивности вследствие «пятнистого» характера загрязнения донных отложений (см. ТАБЛИЦУ 7).

В раннем исследовании загрязнения донных отложений, проведенном в 1986–1989 годах, не учитывалась должным образом топография донных отложений и использовались упрощенные схемы интерполяции, и поэтому полученные оценки запаса радионуклидов в донных отложениях были довольно приблизительными [6, 16].

Серия систематических обследований донных отложений водоёма-охладителя в 1999–2012 годах привела к созданию в Украинском гидрометеорологическом институте (УкрНИГМИ) базы данных результатов этих обследований. К 2012 году в эту базу данных были включены данные о примерно 1000 пробах донных отложений, которые были отобраны различными организациями из водоёма-охладителя [15, 32].

ТАБЛИЦА 7. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ОПРЕДЕЛЕНИЮ ХАРАКТЕРИСТИК РАСПРЕДЕЛЕНИЯ И ЗАПАСА РАДИОНУКЛИДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС (ВСЕ ДАННЫЕ ОБ АКТИВНОСТИ СКОРРЕКТИРОВАНЫ С УЧЕТОМ РАСПАДА НА 2012 ГОД)

Год проведения обследования	Доклад, подтверждающий обследование	Запас ^{137}Cs , ТБк	Запас ^{90}Sr , ТБк	Запас $^{239,240}\text{Pu}^*$, ТБк	Запас ^{241}Am , ТБк
1986	Егоров и др. [27]	90–158**	41***	н.д.	н.д.
1989	Ши [31]	100	16,5	0,8	н.д.
2001	Бакли и др. [5]	164±32	24±9	0,53±0,19	1,1±0,4
2005	Смит и др. [6]	236±47	36±9	0,73±0,25	н.д.
2012	Войцехович и др. [16]	260±80	55±11	1,6±0,6	3±1

Примечания: * в дополнение к трансурановым радионуклидам, перечисленным в ТАБЛИЦЕ 7, донные отложения водоёма-охладителя содержат также ^{238}Pu , активность которого можно оценить по активности $^{239+240}\text{Pu}$ с использованием коэффициента 0,42 (для 2012 года) (т.е. изотопного отношения Pu в топливе энергоблока № 4 ЧАЭС [5]); ** более низкое оцененное значение запаса дают ЕГОРОВ и др. [27] на основе результатов обследования донных отложений, при этом верхнее значение было

рассчитано при условии, что весь ^{137}Cs , измеренный в мае 1986 года в водной колонке, был осажден в донных отложениях; *** активность ^{90}Sr оценивается по запасу ^{144}Ce , предполагая, что отношение активности радионуклидов характерно для топлива энергоблока № 4.

Для интерпретации результатов отбора проб донных отложений в водоёме-охладителе, выполненного в 2005 и 2012 годах, был разработан специальный алгоритм пространственной интерполяции данных точечных измерений активности на всю площадь водоема [6, 15, 32]. Эта методология учитывала топографию дна, а также наличие различных типов донных отложений и механизмов накопления отложений. Данные для мелководных (глубина 0–8 м) и глубоководных участков (глубина >8 м) обрабатывались отдельно, с тем чтобы избежать больших пространственных градиентов концентраций активности на границах между этими участками.

В частности, при анализе запаса ^{137}Cs в донных отложениях и картировании распределения радионуклидов в водоёме-охладителе, проведенных в [15], использовались данные радиометрических анализов 130 колонок донных отложений, охватывавших всю толщину загрязненного нижнего слоя отложения. При оценке запаса ^{90}Sr использовался в качестве основы детальный набор данных для ^{137}Cs . Запас ^{90}Sr в донных отложениях был пересчитан с использованием экспериментально определенных отношений активности $^{90}\text{Sr}:^{137}\text{Cs}$ в донных отложениях конкретных участков.

Эти отношения активности $^{90}\text{Sr}:^{137}\text{Cs}$ (варьирующиеся от 1:1 до 1:10) были определены в 40 пробах, и в нескольких подзонах было проведено зонирование дна водоема по вышеуказанным отношениям. Аналогичный подход применялся и в отношении изотопов TRU. Использование такого метода привело к более высоким оценкам запасов радионуклидов в донных отложениях для обследований, проведенных в 2005 и 2012 годах, по сравнению с предыдущими аналогичными оценками (см. ТАБЛИЦУ 7). Поскольку целью была консервативная оценка запаса активности в донных отложениях, эти данные следует рассматривать как оценки верхнего уровня [33].

Результаты последней оценки запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях водоёма-охладителя для различных глубин, проведенной в ходе технико-экономического обоснования вывода из эксплуатации водоема [15], приведены в ТАБЛИЦЕ 8 и показаны на РИС. 16 и РИС. 17. Более 50% активности ^{137}Cs и ^{90}Sr сосредоточено на участках глубиной более 10 м, хотя эти участки составляют лишь 18,1% площади поверхности дна водоема. Относительно мелководные участки, которые, как ожидается, будут осушены после спуска воды (т.е. в диапазоне глубины от 0 до 7,5 м), занимают почти 70% дна водоема, однако они содержат лишь около 20% запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr .

ТАБЛИЦА 8. ЗАПАСЫ АКТИВНОСТИ ^{137}Cs И ^{90}Sr В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС НА КОНТРОЛЬНУЮ ДАТУ 2012 ГОДА (по данным [15])

Диапазон глубины, м	Площадь дна, км ² Процентная доля для определенного диапазона глубины		^{137}Cs		^{90}Sr	
	км ²	%	ТБк	%	ТБк	%
0–3,5	2,1	9,6	10	4	2	4
3,5–7,5	13,7	62,6	43	16	10	18
7,5–10,0	2,1	9,6	65	25	13	24
10,0–12,0	1,7	7,8	61	24	13	25
>12,0	2,3	10,5	81	31	16	29
Итого	21,9	100	260	100	54	100

В ТАБЛИЦЕ 9 приведены расчетные средние значения плотности загрязнения ^{137}Cs донных отложений на различной глубине водоема-охладителя в диапазоне глубин мелководья (т.е. от 0 до 7,5 м). Следует отметить, что в зоне сбросного канала водоема имеется «горячая точка» с высоким уровнем загрязнения донных отложений, где уровень загрязнения значительно выше, чем на соседних участках (РИС. 16 и РИС. 17). Средние плотности загрязнения донных отложений на этом участке составляли: для ^{137}Cs — 9250 кБк/м²; для ^{90}Sr — 5800 кБк/м² [15].

Средние плотности загрязнения донных отложений суммой изотопов ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu на мелководных участках водоема составляют около 10–20 кБк/м², в то время как в указанной выше «горячей точке» загрязнение Pu достигает 59 кБк/м² [5, 15].

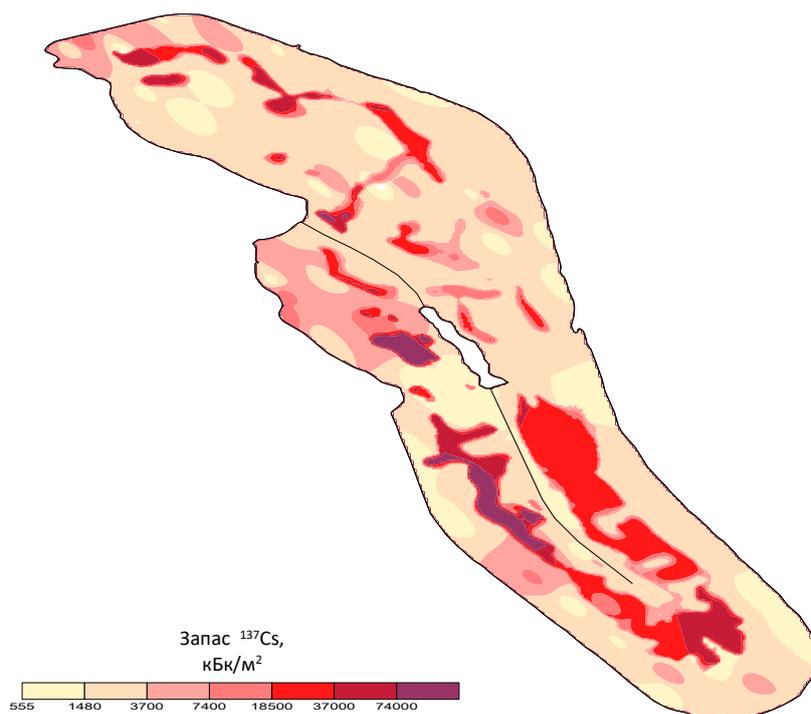


РИС. 16. Распределение ^{137}Cs в донных отложениях водоема-охладителя (по данным УкрНИГМИ).

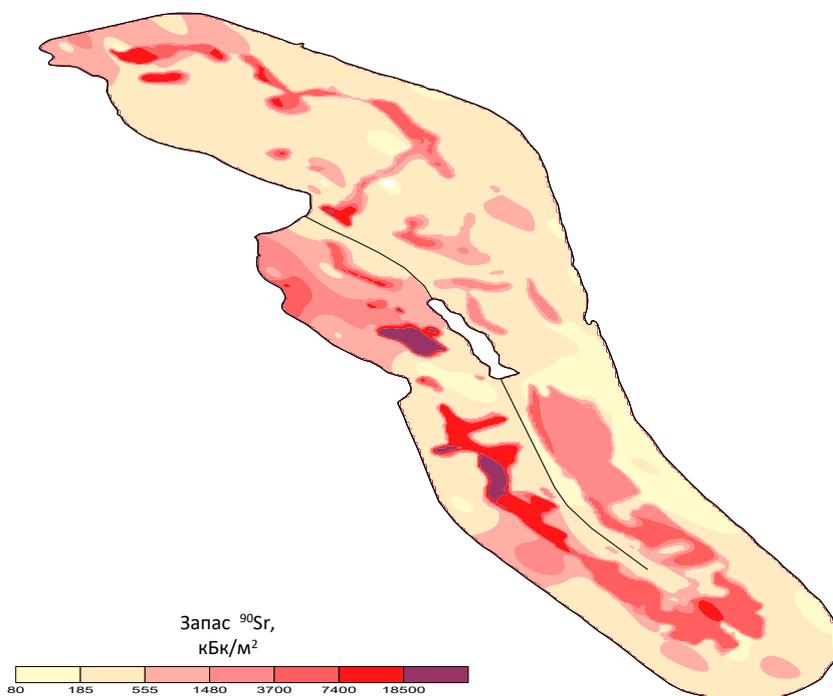


РИС. 17. Распределение ^{90}Sr в донных отложениях водоема-охладителя (по данным УкрНИГМИ).

ТАБЛИЦА 9. СРЕДНИЕ ПЛОТНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ^{137}Cs НА РАЗЛИЧНОЙ ГЛУБИНЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В 2012 ГОДУ (по данным [15])

Диапазон глубины, м	Тип отложений	Среднее загрязнение донных отложений ^{137}Cs , кБк/м ²
0–3,7	Пески	1470±450
3,7–5	Илистые пески	1925±650
5,0–7,5	Песчанистый ил	2520±750

3.2.4. Идентификация радионуклидов в донных отложениях

Физическая и химическая идентификация радионуклидов в донных отложениях водоема-охладителя изучалась в 1999 году методом последовательных экстракций. Обменные формы определялись путем экстракции уксуснокислым аммонием. «Фиксированные» формы определялись путём экстракции пробы с использованием смеси концентрированной соляной и азотной кислоты. Параллельно для определения вклада «горячих» частиц (ГЧ) ядерного топлива в β -активность исследуемой пробы отложения применялась автордиография с использованием рентгеновской пленки. Активность каждой ГЧ оценивалась с помощью эмпирической калибровочной зависимости между диаметром изображения, создаваемого частицей на пленке, и ее β -активностью [16]. Результаты анализов для ^{137}Cs и ^{90}Sr представлены соответственно в ТАБЛИЦЕ 10 и ТАБЛИЦЕ 11.

ТАБЛИЦА 10. ХИМИЧЕСКАЯ ИДЕНТИФИКАЦИЯ ^{137}Cs В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В 1999 ГОДУ (по данным [16]).

Идентификатор пробы	Глубина, м	Тип отложения	Активность, Бк/г	Химические формы радионуклида, %		
				Водорастворимые	Обменные	Необменные формы
VO-1	4,0	Илистый песок	25,2	2,5	8,4	89,1
VO-4	13,0	Ил	429	0,15	2,5	97,4
VO-8	14,8	Ил	505	0,12	1,44	98,4
VO-9	14,1	Ил	464	0,1	1,5	98,4
VO-10	11,0	Ил	428	0,17	2,4	97,4

Видно, что содержание подвижных химических форм (водорастворимых, обменных) радионуклидов во всех пробах было довольно низким (менее 10%). Содержание

подвижных форм радионуклидов в иле на глубоководных участках (порядка 1–2%) было ниже, чем в песчаных отложениях на мелководье.

По данным автордиографии, активность ^{90}Sr в донных отложениях в основном ассоциируется с нерастворенными частицами топлива (>90%). Данные автордиографических исследований хорошо согласовались с результатами определения «необменных» форм ^{90}Sr методом последовательной экстракции (см. ТАБЛИЦУ 11).

ТАБЛИЦА 11. ХИМИЧЕСКАЯ ИДЕНТИФИКАЦИЯ ^{90}Sr В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В 1999 году (по данным [16])

Идентификатор пробы	Глубина, м	Тип отложения	Активность, Бк/г	Химические формы радионуклида, %			Активность в ФР, %
				Водорастворимые	Обменные	Необменные формы	
VO-1	4,0	Илистый песок	2,23	2,0	5,7	92,3	90±8
VO-4	13,0	Ил	38,2	1,1	1,4	97,5	91±6
VO-8	14,8	Ил	86,2	0,4	0,6	99,0	92±7
VO-9	14,1	Ил	87,4	0,35	0,98	98,7	96±4
VO-10	11,0	Ил	50,3	0,4	1,3	98,3	47±7

Для ^{137}Cs , который первоначально вероятно присутствовал в мобильных формах, связанных с конденсацией компонента радиоактивных выпадений и жидких выбросов активности с площадки энергоблока № 4, низкое содержание мобильных форм в донных отложениях к 1999 году можно объяснить вторичной фиксацией на глиняных минералах, которая является хорошо известным механизмом поглощения этого радионуклида [16].

Низкое содержание подвижных химических форм ^{90}Sr в илистых отложениях на глубоководных участках свидетельствует о низкой степени растворения UO_2 частиц топливной матрицы в этих отложениях, вызванной бескислородной средой и близкими к нейтральным или слегка щелочными значениями pH [34]. (Диапазон значений pH для донных отложений в водоеме-охладителе составлял 7,3–8,5 [4]).

Более благоприятные условия оксигенации на мелководье (способствующие растворению ГЧ), вероятно, были причиной более высокого содержания мобильных форм ^{90}Sr в донных отложениях на мелководных участках (например, проба VO-1; см. ТАБЛИЦУ 11). Однако здесь ^{90}Sr мог легко выщелачиваться из тонкого слоя донных отложений в водную колонну водоема, что удерживает количество подвижных форм на относительно низких уровнях.

Об аналогичных результатах по идентификации радионуклидов в донных отложениях, отобранных на глубоководных участках водоема в 2002 году, сообщалось в [19]. Для ^{137}Cs количество водорастворимых форм составляло 0,02–0,03%, а количество обменных форм — 2,2–2,9%; для ^{90}Sr количество водорастворимых форм составляло 0,05–0,1%; количество обменных форм составляло 0,2–0,3%.

Процак и Одинцов [29] исследовали идентификацию радионуклидов в донных пробах, отобранных с глубины 5–7 м в северной части водоема-охладителя в 2012 году. Изученные пробы донных отложений представляли собой илистый песок. Их результаты в целом соответствуют данным, рассмотренным выше [16]. Основная часть радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , изотопы Pu) в донных отложениях (>98%) была обнаружена в необменной («фиксированной») форме. Интерпретации данных исследований по последовательной экстракции приводит к выводу, что около 70–80% ^{90}Sr и ^{241}Am в донных отложениях связаны с частицами топлива.

Результаты автордиографического анализа показали, что основная активность в донных отложениях связана с частицами топлива диаметром ~3 мкм и более. Было обнаружено, что около 7% активности в донных отложениях связано с «сверхстабильными» горячими частицами, которые не распались даже после обработки смесью нагретых концентрированных соляных и азотных кислот.

3.2.5. Отношения активности радионуклидов в донных отложениях

Важной особенностью радиоактивного загрязнения водоема-охладителя является то, что запас ^{137}Cs в водоеме примерно в 5 раз выше по сравнению с запасом ^{90}Sr (см. ТАБЛИЦУ 8).

Вышеуказанное высокое отношение активности ^{137}Cs к активности ^{90}Sr в водоеме контрастирует с характером радиоактивного загрязнения на окружающей территории, где значение отношения активности ^{137}Cs к активности ^{90}Sr обычно варьировалось в диапазоне от 1:1 до 2:1. Хорошо известно, что загрязнение ближней зоны ЧАЭС в основном вызвано так называемым «топливным компонентом» радиоактивных выпадений в Чернобыле (т.е. выбросом частиц ядерного топлива микронных размеров энергоблока № 4 ЧАЭС при первоначальном взрыве и последующем пожаре реактора). Отношения активности различных радионуклидов в «топливном компоненте» близки к составу ядерного топлива энергоблока № 4 ЧАЭС на момент аварии [35]. Данные о типичных отношениях активности радионуклидов в чернобыльских отходах, загрязненных частицами топлива, приведены в ТАБЛИЦЕ 12.

Активность ^{90}Sr и трансурановых радионуклидов в ближнем поле ЧАЭС первоначально была связана в основном с частицами топлива в радиоактивных выпадениях. Как уже говорилось, более летучий ^{137}Cs содержался в выбросах из поврежденного Чернобыльского реактора в основном в так называемом компоненте «конденсации» (радионуклидном конденсате на аэрозольных частицах-носителях), который доминирует в структурах поверхностного загрязнения на больших расстояниях от ЧАЭС [35].

ТАБЛИЦА 12. ОТНОШЕНИЯ АКТИВНОСТЕЙ РАДИОНУКЛИДОВ В РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДАХ, СОДЕРЖАЩИХ ТОПЛИВО, НА ПЛОЩАДКЕ ЧАЭС В 2000 ГОДУ (по данным [36])

Радионуклид	Отношение к активности ^{137}Cs в %
^{137}Cs	100
^{90}Sr	84
^{238}Pu	0,6
^{239}Pu	0,5
^{240}Pu	0,8
^{241}Pu	48
^{241}Am	1,6

Причина гораздо более высокого запаса ^{137}Cs в водоеме по сравнению с активностью ^{90}Sr не полностью понятна. Одним из возможных объяснений является выброс в водоем сильно загрязненной воды из основного контура поврежденного реактора, воды, используемой для пожаротушения и т.д., которая была обогащена ^{137}Cs [26, 27, 37].

Альтернативным объяснением является гипотетическая конденсация выброса высокотемпературной газообразной активности из реактора на «завесе водяного пара», которая якобы существовала над водоемом в момент аварии [6, 29, 33].

Другое интересное наблюдение — обеднение содержания ^{90}Sr по сравнению с содержанием трансурановых радионуклидов из донных отложений. Теоретическое значение отношения активности $^{90}\text{Sr}:^{241}\text{Am}$ для топлива энергоблока № 4 равно 28 (для 2012 года). В то же время, в донных отложениях в водоеме-охладителе общее отношение активности обедненных $^{90}\text{Sr}:^{241}\text{Am}$ составляло ~20 (к 2012 году), что указывает на то, что около 30% ^{90}Sr мигрировало за пределы системы водоема-охладителя [13, 15].

Оценка снижения содержания ^{90}Sr в донных отложениях на основе анализа отношения активности радионуклида к активности TRU радионуклидов в целом соответствует независимому расчету выбросов ^{90}Sr из водоема-охладителя по пути грунтовых вод на основе данных мониторинга грунтовых вод [13].

3.3. СИСТЕМА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

3.3.1. Поведение ^{137}Cs в системе поверхностных вод

После распада короткоживущих радионуклидов радиоактивное загрязнение водной колонны в водоеме-охладителе определялось в основном ^{137}Cs and ^{90}Sr (см. раздел 3.1).

Средняя концентрация активности ^{137}Cs в воде водоема-охладителя составляла летом 1986 года, согласно разным источникам, от 300 до 1000 Бк/л [26, 28]. К 1987 году концентрация активности ^{137}Cs снизилась до ~ 70 Бк/л. На РИС. 18 показана последующая динамика средней концентрации активности ^{137}Cs в воде водоема в 1987–2013 годах.

Быстрое снижение содержания ^{137}Cs в слое воды водоема связано с сорбцией взвешенных частиц, за которыми следует осаждение [6, 26, 20]. Эффективному удалению ^{137}Cs из слоя воды способствовали высокие коэффициенты сорбции ^{137}Cs на взвешенных частицах. Согласно оценке Ольховика и др. [18], K_d ^{137}Cs для взвешенных частиц в водоеме-охладителе составляет около 3000 л/кг.

Еще одним фактором, вызывающим снижение концентрации радионуклидов в воде водоема, было разбавление большими объемами воды, закачиваемой из реки Припять для компенсации потерь на фильтрацию и испарение (см. раздел 2.1.4). В период после аварии концентрации активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде реки Припять всегда были соответственно в 10 и 50 раз ниже, чем в воде водоема [20].

К 2000 году концентрация ^{137}Cs в водоеме уменьшилась до $\sim 2 \pm 1$ Бк/л и достигла квазистойчивого состояния с продолжающейся тенденцией к снижению. «Экологический период полураспада» ^{137}Cs в слое воды водоема за период 1998–2010 годов оценивался в 8,5 лет [20].

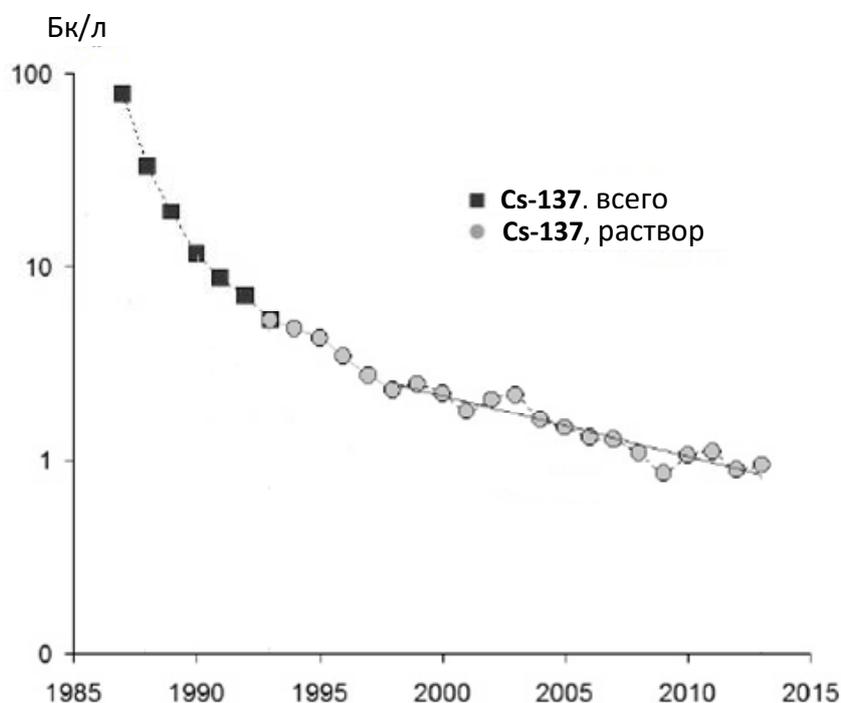


РИС. 18. Среднегодовые значения концентрации активности ^{137}Cs в воде водоема-охладителя в 1987–2013 годах. (данные Екоцентра, Чернобыль, по данным [20]).

Интересной особенностью поведения ^{137}Cs в водоеме-охладителе было сезонное изменение его концентрации в слое воды (РИС. 19).

Сезонное изменение содержания ^{137}Cs в слое воды относится несколькими авторами [6, 20] на счет повторной мобилизации растворенного радиоактивного цезия из донных отложений в аноксических условиях в летние месяцы (РИС. 19).

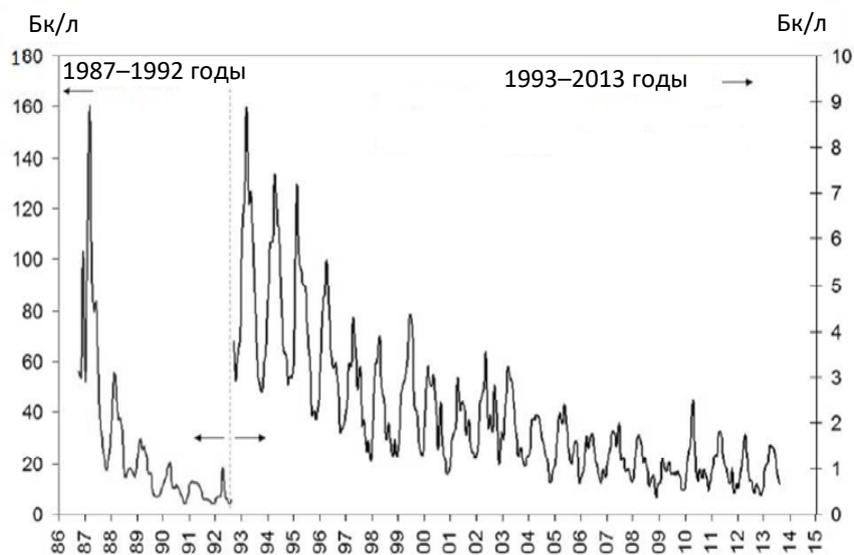


РИС. 19. Месячные значения концентрации активности ^{137}Cs в воде водоема-охладителя в 1986–2013 годах (данные Екоцентра, Чернобыль) (по данным [20]).

Характер изменения активности ^{137}Cs , по-видимому, связан с сезонным переходом между аэробными/анаэробными состояниями на поверхности раздела глубоководья/отложений. Восстанавливающие условия в летние месяцы (из-за более высокой температуры воды и интенсификации окисления органического вещества) приводили к повышению аммиачно-ионной концентрации в придонных слоях воды. Увеличение концентрации NH_4^+ вызывало ремобилизацию ^{137}Cs из донных отложений, так как ионы NH_4^+ вытесняли ^{137}Cs из центров обмена в донных отложениях. Приведенное выше объяснение было подтверждено результатами мониторинга сезонных изменений вертикальных профилей химических видов (растворенный кислород, аммиак) и ^{137}Cs в слое воды водоема [20].

Описанная выше концептуальная модель поведения ^{137}Cs в водоеме-охладителе была также успешно реализована Дворжаком и др. [38] с использованием компьютерного кода WASP6 Агентства по охране окружающей среды США для контроля качества воды [39].

3.3.2. Поведение ^{90}Sr в системе поверхностных вод

Поведение ^{90}Sr в поверхностной воде водоема отличалось от поведения ^{137}Cs . Следует напомнить, что ^{90}Sr первоначально поступил в водоем-охладитель в основном в виде «горячих» частиц ядерного топлива с матрицей UO_2 .

В период с 1987 по 1988 годы концентрация ^{90}Sr в воде водоема значительно увеличилась (т.е. с 7,4 Бк/л до 16 Бк/л) (РИС. 20). Это увеличение может быть вызвано высвобождением ^{90}Sr из разрушающихся частиц топлива, содержащихся в донных отложениях водоема [13, 26, 40].

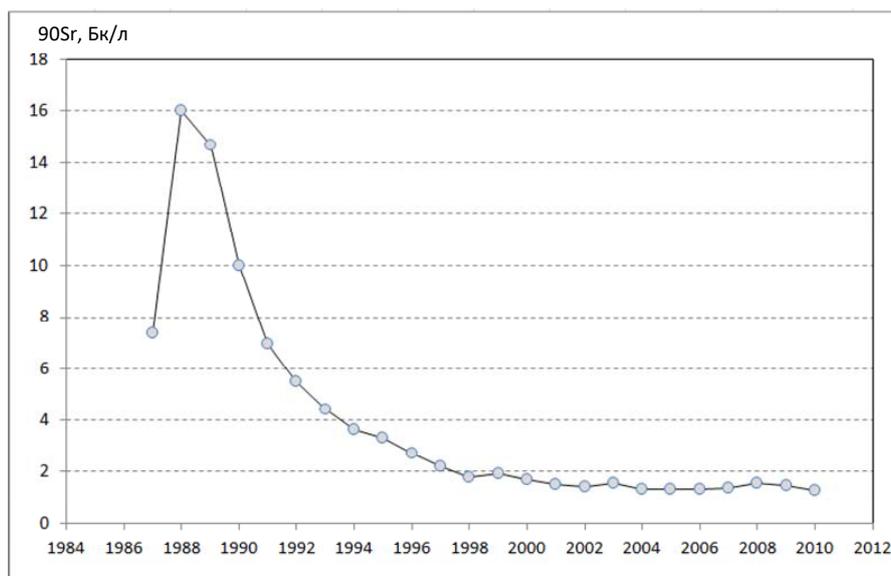


РИС. 20. Среднегодовые показатели концентрации активности ^{90}Sr в воде водоема-охладителя в 1987–2011 годах (по данным Экоцентра, Чернобыль).

Бугай и Скальский [41] провели расчеты баланса ^{90}Sr в воде водоема с использованием данных мониторинга активности ^{90}Sr в воде водоема и в воде реки Припять (которая постоянно закачивалась в водоем для компенсации потерь), а также оценки потерь на фильтрацию и испарение воды из водоема. Это позволило оценить поступление ^{90}Sr в воду водоема, предположительно вызванное растворением частиц топлива и/или другие поступления и механизмы обмена с донными отложениями (РИС. 21).

На основании расчетов баланса, в течение первых лет после аварии наблюдалось максимальное поступление ^{90}Sr в толщу воды. В 1987–1988 и 1988–1989 годах, по оценкам, поступление активности ^{90}Sr в систему поверхностных вод водоема составляло соответственно $2,4 \times 10^9$ Бк/год и $1,4 \times 10^9$ Бк/год. К 2008–2010 годам поступление ^{90}Sr в систему поверхностных вод уменьшилось до $1-1,5 \times 10^8$ Бк/год (РИС. 21).

График функции поступления ^{90}Sr («чника радиоактивности») в воду водоема (РИС.21) показывает две отличительные экспоненциальные тенденции: «быструю» (первые ~5 лет) и «медленные» (последующие периоды) компоненты. Описанный выше характер выщелачивания ^{90}Sr из донных отложений соответствует модели, которая предполагает наличие в радиоактивных выпадениях чернобыльской аварии (и соответственно в донных отложениях водоема-охладителя) частиц топлива, которые характеризовались различными темпами растворения (или высвобождения под воздействием атмосферных условий) [42]: 1) сильно окисленные (в ходе пожара реактора) и относительно лучше растворимые частицы топлива с матрицей оксида урана, и 2) слабо окисленные и менее растворимые частицы топлива с матрицей оксида урана (образовавшиеся при первоначальном взрыве). Кроме того, выпадения в близкой зоне ЧАЭС содержали определенную часть (~10%) весьма стабильных практически нерастворимых частиц топлива с матрицей, включающей циркониевые сплавы.

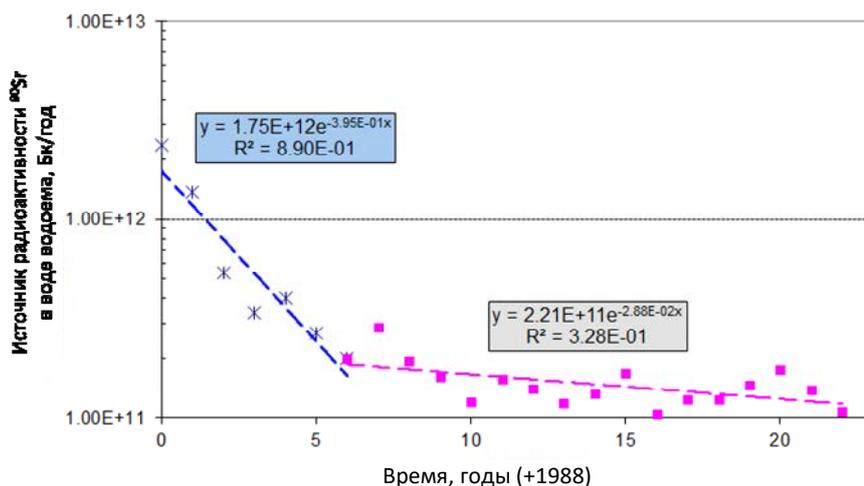


РИС. 21. Оценка источника поступления радиоактивности ^{90}Sr в толщу воды водоема в 1988–2010 годах (например, обмен с донными отложениями) (по данным [41]).

На основе значений коэффициентов эмпирических экспоненциальных трендов, показанных на РИС. 21, скорости растворения вышеупомянутых видов частиц топлива в донных отложениях водоема-охладителя были оценены следующим образом: $\alpha_1 = 0,4\text{--}0,5 \text{ год}^{-1}$ («быстрая компонента») и $\alpha_2 \approx 0,01 \text{ год}^{-1}$ («медленная» компонента) [41]. Эти эмпирические константы скорости растворения согласуются с данными [42] о скорости высвобождения ^{90}Sr из загрязненного топливными компонентами материала отходов из площадки хранения отходов «Рыжий лес» в Чернобыльской зоне, расположенной в непосредственной близости от ЧАЭС и водоема-охладителя. Следует отметить, что исследования, о которых сообщалось в [29], показали наличие очень стабильных частиц топлива в донных отложениях водоема-охладителя (аналогично площадке «Рыжий лес»), что далее предполагает, что обе площадки были загрязнены аналогичными частицами топлива в радиоактивных выпадениях.

Основным механизмом, регулирующим снижение концентрации активности ^{90}Sr в водоеме в период после аварии (РИС. 20), было разбавление водой, закачиваемой из реки Припять. Удаление из воды в результате сорбции взвешенных частиц было менее важным механизмом для ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs ввиду гораздо более низких значений коэффициентов распределения сорбции (K_d) ^{90}Sr на частицах ила. В результате проведения испытаний на партии илистых отложений из водоема с использованием изотопного индикатора ^{85}Sr было получено расчетное значение K_d , составляющее 20 мл/г [5].

3.3.3. Концентрации радионуклидов в поровых растворах донных отложений и на поверхности раздела «донные отложения — толща воды»

В ходе нескольких исследований были проанализированы концентрации активности радионуклидов в поровых растворах донных отложений водоема [5, 19, 20].

Канивец и др. [20] в 2002–2003 годах изучили вертикальное распределение концентраций активности радионуклидов в воде водоема-охладителя вблизи ее поверхности раздела с донными отложениями (ТАБЛИЦА 13).

Эти данные ясно показывают, что на концентрации радионуклидов в слоях воды, расположенных вблизи дна водоема, повлияли повышенные концентрации активности радионуклидов в поровых растворах донных отложений.

ТАБЛИЦА 13. ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИЙ АКТИВНОСТИ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ «ВОДА — ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ» ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В 2002–2003 ГОДАХ (по данным [20])

Бывшая «холодная» часть водоема, около РК50, глубина 6,5 м.								
Расстояние от дна, м	Активность радионуклидов, Бк/л							
	октябрь 2002 года		февраль 2003 года		май 2003 года		август 2003 года	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
5,5	2,8	1,2	1,41	1,25	1,41	0,97	2,5	1,0
2,0	2,8	1,2	2,54	1,43	2,7	1,1	2,0	1,1
0,05	3,2	1,6	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	5,5	1,5
-0,05*	2,8	2,4	н.д.	2,1	н.д.	н.д.	35,0	3,8

Бывшая «теплая» часть водоема, около РК216, глубина 11,0 м								
Расстояние от дна, м	Активность радионуклидов, Бк/л							
	октябрь 2002 года		февраль 2003 года		май 2003 года		август 2003 года	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
9,0	2,2	1,2	1,9	1,5	2,35	1,57	3,3	1,3
2,0	2,8	1,2	3,0	1,75	2,0	1,56	3,9	1,8
0,05	4,24	1,86	27,0	2,1	11,2	2,28	6,0	2,8
-0,05*	31,6	7,8	33,3	3,2	33,0	2,2	38,0	4,0

Примечание: * поровый раствор из верхнего 5 см слоя донных отложений.

Пирнах [19] обнаружил, что поровые растворы донных отложений, отобранные из глубоководных участков водоема в 2002 году, содержали ¹³⁷Cs с концентрациями активности до 1117 Бк/л (со средним значением 40–50 Бк/л), а концентрация активности ⁹⁰Sr достигала 116 Бк/л (при средних значениях ~8–10 Бк/л). Максимальная концентрация радионуклидов в поровых растворах обычно располагалась вблизи пика радиоактивности в профилях донных отложений, связанных с аварией 1986 года. В то же время концентрация ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в поверхностных водах водоема составляла соответственно 0,9 Бк/л и 1,7 Бк/л.

Таким образом, упомянутые выше исследования свидетельствуют о том, что донные отложения могли представлять собой источник радионуклидов в поверхностных водах в результате диффузного обмена загрязненных поровых вод отложений с водой водоема.

Канивец и др. [20] выдвинули дальнейшее предположение о том, что водное тело водоема загрязнено ^{137}Cs в основном вследствие диффузионного обмена с илистыми отложениями в глубоководных участках водоема. В противоположность этому, по результатам наблюдений, концентрация активности ^{90}Sr в воде водоема обычно была выше на мелководье по сравнению с глубоководными участками. Это говорит о том, что источник ^{90}Sr в донных отложениях, вероятно, располагался на мелководных участках (например, частицы топлива в донных отложениях на мелководных участках, где более благоприятные условия насыщения кислородом способствовали их растворению и последующему высвобождению радионуклидов из матрицы UO_2 в толщу воды водоема).

3.4. СИСТЕМА ГРУНТОВЫХ ВОД

3.4.1. Общая характеристика процесса миграции грунтовых вод из водоема

Загрязненные радионуклидами поверхностные воды водоема-охладителя и поровые растворы донных отложений представляли собой источник загрязнения грунтовых вод в окрестностях водоема-охладителя, а также источник выноса радиоактивности по пути грунтовых вод в прилегающую реку Припять.

В частности, радионуклиды из водоема проникали в незамкнутый водоносный горизонт в четвертичных аллювиальных песчаных отложениях между водоемом-охладителем и рекой Припять (РИС. 3). Фильтрационная вода из водоема-охладителя проникала в дренажные каналы, в то время как часть потока грунтовых вод направлялась по грунтовому пути в реку Припять (РИС. 3 и РИС. 4).

3.4.1.1. *Гидравлические параметры геологических залежей на площадке водоема-охладителя*

Для анализа и интерпретации данных о миграции радионуклидов в грунтовые воды важно знать информацию о гидравлических свойствах почв дамбы и геологии месторождений на площадке водоема-охладителя. Эта информация также необходима для параметризации потоков грунтовых вод и моделей переноса радионуклидов для водоема-охладителя. В 1999–2001 годах была проведена комплексная программа экспериментальных гидрогеологических исследований водоема-охладителя [13]. Эта программа включала лабораторные испытания методом фильтрационной колонки проб кернов бурения дамбы водоема охлаждения, полевые гидравлические слаг-тесты на скважинах и тесты в одиночных скважинах методом изотопного разбавления. Эксперименты с использованием радиоактивных изотопов были завершены в 4 местах дамбы водоема-охладителя между водоемом-охладителем и рекой Припять (на РК-64, РК-104, РК-113 и РК-121). На каждом месте тесты проводились путем отбора проб в

скважинах с 2–3 интервалами по глубине (от 7 до 20 м) в незамкнутом водоносном горизонте в четвертичных отложениях. Эксперименты заключались в введении в скважину индикатора (родамина) и последующем измерении эволюции (снижения) концентрации индикатора во времени в скважине в результате разбавления горизонтальным потоком грунтовых вод, проходящим через фильтр скважины. Полученные таким образом кривые снижения концентрации индикатора в скважинах позволили оценить с помощью соответствующего теоретического уравнения поровую скорость потока грунтовых вод [43]. Результаты экспериментов с индикаторами представлены в ТАБЛИЦЕ 14.

Данные тестов с индикаторами для скважины 9Р не согласуются с данными для других скважин и данными слаг-тестов. Это могло быть вызвано вертикальным (а не горизонтальным) потоком в стволе скважины, вызванным стратифицированной структурой отложений и возникающим градиентом гидравлического напора между различными слоями. Поэтому данные скважины 9Р не использовались для расчета средних оценок гидравлических параметров, перечисленных в ТАБЛИЦЕ 14.

Испытания с использованием индикатора позволили получить средние значения скорости порового потока в незамкнутом водоносном горизонте в четвертичных аллювиальных отложениях между водоемом-охладителем и рекой Припять в диапазоне 0,32–0,64 м/сутки, а также соответствующие средние значения гидравлической проницаемости в диапазоне от 4,2 до 8,4 м/сутки. Эти данные в достаточной степени согласуются с результатами слаг-тестов, которые показали средние значения гидравлической проницаемости $K=4,5$ м/сутки (см. ТАБЛИЦУ 14). Лабораторные испытания методом фильтрационной колонки показали среднее значение гидравлической проницаемости $K=6,5$ м/день, что в целом согласуется с результатами полевых испытаний.

3.4.1.2. Подвижность в грунтовых водах радионуклидов, содержащихся в аварийном выбросе на Чернобыльской АЭС

Наиболее подвижным радионуклидом в грунтовых водах в зоне влияния водоема-охладителя был ^{90}Sr [11, 13, 21]. Максимальная концентрация ^{90}Sr в грунтовых водах по северному периметру дамбы водоема (РК-14) достигла 81 Бк/л в 1999 году [4], что в 40 раза превышало украинский норматив для питьевой воды по ^{90}Sr , равный 2 Бк/л [44].

ТАБЛИЦА 14. РЕЗУЛЬТАТЫ ИСПЫТАНИЙ МЕТОДОМ ИНДИКАТОРОВ В НЕЗАМКНУТОМ ВОДОНОСНОМ ГОРИЗОНТЕ МЕЖДУ ВОДОЕМОМ-ОХЛАДИТЕЛЕМ И РЕКОЙ ПРИПЯТЬ (по данным [13])

Место измерения	Номер скважины	Интервал глубины, м	Эксперименты с использованием индикаторов		Слаг-тесты
			V_{real} , м/день*	К, м/день**	К, м/день**
РК-64	7Р	6,6–7,6	0,23–0,46	4,6–9,2	2,6
	9Р***	12,4–13,4	2,2–4,4	44,0–88,0	0,8
РК-104	2	17,0–18,0	0,47–0,94	4,7–9,4	4,1
	2А	12,2–13,7	0,13–0,26	1,3–2,6	3,2
	2Б	9,0–10,5	0,7–0,14	7,0–14,0	5,8
РК-113	3Р1	6,0–7,0	0,26–0,52	3,1–6,2	4,2
	3Р2	15,8–16,8	0,08–0,16	1,0–1,9	2,0
	3Р3	18,4–19,4	0,35–0,7	4,2–8,4	4,0
РК-121	121/ 3	5,6–6,6	0,34–0,68	7,7	9,9*
Среднее (без скважины 9Р)	н.д.	н.д.	0,32–0,64	4,2–8,4	4,5

Примечания: * расчетная скорость потока грунтовых вод; ** расчетная гидравлическая проницаемость; *** данные для скважины 9Р не включены в расчеты средних оценок параметров, полученные в ходе испытаний с использованием индикаторов.

Концентрация ^{137}Cs в грунтовых водах в период после аварии составляла порядка 0,01–0,1 Бк/л или менее, при этом суммарная активность ^{239}Pu и ^{240}Pu составляла 0,001 Бк/л или менее [4, 41]. Приведенные выше значения на несколько порядков ниже нормативов для питьевой воды по этим радионуклидам. Это объясняется гораздо более высокой сорбцией и замедлением высвобождения ^{137}Cs и изотопов Pu (по сравнению с ^{90}Sr) почвами дамбы и водоносного горизонта.

Поэтому основной проблемой была миграция ^{90}Sr из водоема-охладителя в грунтовые воды и в прилегающую реку Припять, в то время как другие радионуклиды эффективно задерживались местными геологическими барьерами.

3.4.1.3. Роль донных отложений в загрязнении грунтовых вод

Данные мониторинга свидетельствуют о том, что донные отложения в водоеме-охладителе, очевидно, сыграли важную роль не только в загрязнении системы поверхностных вод водоема (см. раздел 0), но и в загрязнении грунтовых вод.

Максимальные концентрации ^{90}Sr в грунтовых водах в северной части водоема (т.е. 81 Бк/л на РК-14 в 1999 году [4]) были выше максимальных концентраций в поверхностных водах водоема в течение всего периода наблюдения (т.е. 16 Вк/л в 1988 году; см. раздел 3.3.2).

Аналогичная картина наблюдалась на РК-113 на дамбе водоема-охладителя, где концентрация ^{90}Sr в грунтовых водах достигла 30–35 Бк/л в 1989 году. Данные о повышенных концентрациях ^{90}Sr в грунтовых водах (по сравнению с поверхностными водами) имеют тот же порядок величины, что и уровни загрязнения, наблюдаемые в поровых растворах донных отложений (см. раздел 0).

Повышенные концентрации ^{90}Sr в грунтовых водах, вероятно, вызваны дополнительным выщелачиванием радионуклида в поровые воды из частиц топлива, содержащихся в донных отложениях, в процессе фильтрации через зону поверхности раздела «донные отложения — водоносный горизонт» [13, 40].

3.4.1.4. Особенности гидродинамики фильтрации воды из водоема

Для интерпретации результатов мониторинга грунтовых вод важно понимать особенности процесса оттока грунтовых вод из водоема.

На РИС. 22 показана гидродинамическая сеть в сечении водоносного горизонта между водоемом-охладителем и рекой Припять, полученная посредством моделирования движения грунтовых вод с использованием кода MODFLOW [45]. Эта модель соответствует условиям (например, геометрии приповерхностной системы и т.д.) РК-113 дамбы водоема.

По результатам моделирования около 78% фильтрации из водоема перехватывается дренажным каналом, а около 22% фильтрации поступает непосредственно в реку Припять.

Время перемещения грунтовых вод от водоема-охладителя до дренажного канала оценивалось в 2–3 месяца (для различных путей перемещения). Прямая фильтрация грунтовых вод из водоема в незамкнутый водоносный горизонт и в реку Припять занимает 1,5–3 года, а фильтрация через замкнутый водоносный горизонт в отложения эоцена занимала 30 лет и более.

На РИС. 23 показан график расчета распределения вертикальной скорости потока воды через дно водоема на различных расстояниях от береговой линии водоема (точка $x=0$) на основе моделирования грунтовых вод. Эти графики показывают, что интенсивный поток через дно водоема имел место только в пределах ограниченного горизонтального интервала в 30–40 м от береговой линии водоема. На больших расстояниях скорость инфильтрационного потока через водоем упала до весьма низких значений. Поэтому выщелачивание радионуклидов из донных отложений в грунтовые воды было возможно только в зоне дна вблизи береговой линии, в то время как донные отложения на более глубоководных участках водоема не были активно вовлечены в процесс миграции в геологических структурах.

Следует отметить, что в некоторых местах дамбы водоема-охладителя (например РК-14 — РК-27) расстояние между водоемом-охладителем и рекой Припять увеличивается до 350–500 м (что в 1,5–2 раза больше, чем в точке РК-113). Поэтому скорости грунтовых вод в таких местах были пропорционально ниже, что привело к увеличению времени перемещения грунтовых вод от водоема до реки Припять до 3–5 лет.

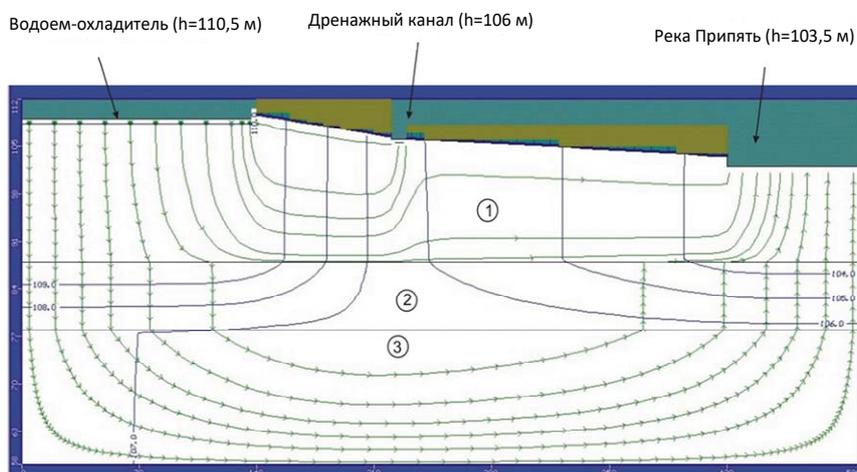


РИС. 22. Двухмерная схема потоков грунтовых вод в поперечном сечении водоносного горизонта (линии постоянного напора и линии путей потоков) в системе «водоем-охладитель — дренажный канал — река Припять». Расстояние между стрелками соответствует перемещению грунтовых вод за 1 год. Обозначения: (1) незамкнутый водоносный горизонт в четвертичных аллювиальных песчаных отложениях ($K_f=10$ м/сутки); (2) слой водоупорного мергеля эоцена ($K_f=0,005$ м/сутки); (3) замкнутый водоносный горизонт в песчаных отложениях эоцена ($K_f=5$ м/сутки) (по данным [41]).

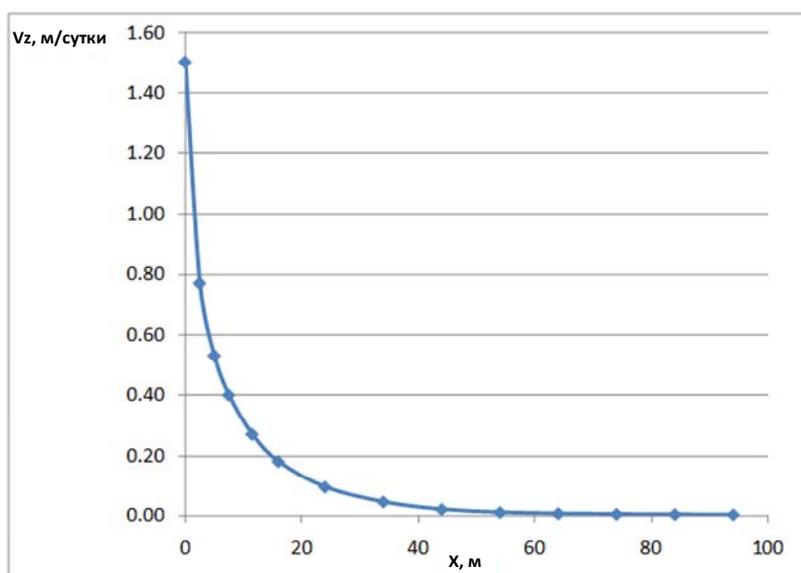


РИС. 23. Распределение скорости вертикального потока воды через дно водоема на различных расстояниях от береговой линии (точка $x=0$) на основе моделирования грунтовых вод, по данным [41].

3.4.2. Особенности загрязнения грунтовых вод в различных местах периметра водоема

3.4.2.1. Система мониторинга грунтовых вод

Наблюдения в рамках мониторинга грунтовых вод на площадке водоема-охладителя проводились в период после аварии службой мониторинга Чернобыльской зоны отчуждения.

Наблюдения в рамках мониторинга грунтовых вод проводились на отдельных скважинах и многоуровневых профилях скважин, установленных в нескольких местах дамбы водоема-охладителя (на РК-14, РК-32, РК-64, РК-104, РК-113 и РК-121) (РИС. 2). В некоторых таких местах (РК-14, РК-113) были установлены кластеры многоуровневых скважин глубиной 7–20 м, проникающих в незамкнутый водоносный горизонт на разных расстояниях от водоема, формируя профили скважин для мониторинга, ориентированных на реку Припять.

Подробное описание системы мониторинга с техническими характеристиками скважин приведено в [4].

3.4.2.2. Загрязнение грунтовых вод в водоносном горизонте между водоемом-охладителем и рекой Припять

На РИС. 24 и РИС. 25 показаны типичные графики временной зависимости концентрации активности ^{90}Sr в грунтовых водах в различных местах дамбы между водоемом-охладителем и рекой Припять.

На участке дамбы вдоль реки Припять с РК-32 по РК-127 в период с 1991 по 1995 годы наблюдались максимальные концентрации ^{90}Sr в грунтовых водах (до 20 Бк/л) для различных скважин (см. РИС. 24).

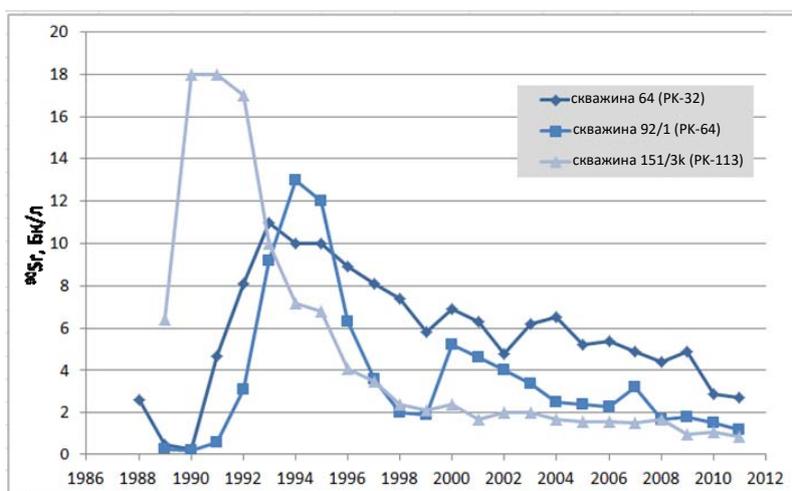


РИС. 24. Загрязнение грунтовых вод ^{90}Sr на РК-32, РК-64 и РК-113 дамбы водоема-охладителя в 1988–2011 годах (по данным Экоцентра, Чернобыль).

В течение последующего периода наблюдалось снижение концентрации ^{90}Sr в грунтовых водах, вызванное снижением активности ^{90}Sr в источнике миграции радионуклидов в поверхностных водах водоема-охладителя. Наблюдаемая изменчивость пиковых значений и времен поступления ^{90}Sr в различные скважины может быть объяснена различной глубиной отдельных скважин, а также изменчивостью гидравлических и сорбционных свойств отложений водоносного горизонта в разных местах.

К 2010 году концентрации активности ^{90}Sr в грунтовых водах в указанных местах варьировались в диапазоне от 0,9 до 3,2 Бк/л, что было близко к уровням загрязнения поверхностных вод в охлаждающем водоеме.

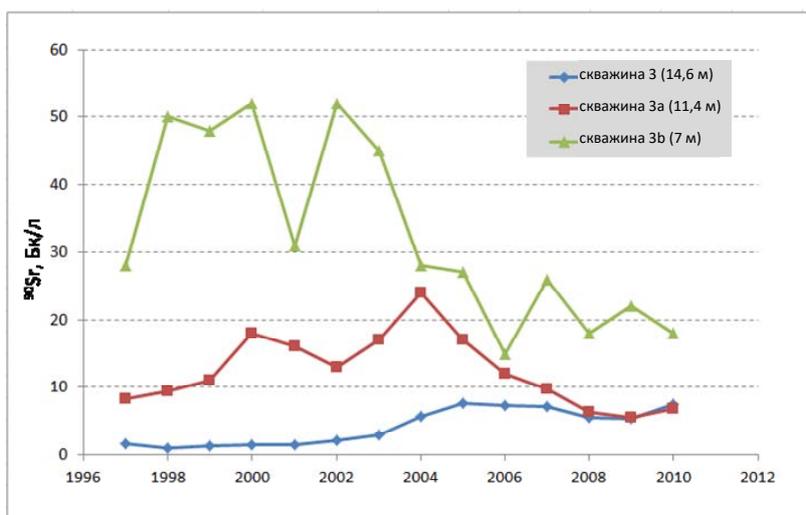


РИС. 25. Загрязнение грунтовых вод ^{90}Sr в РК-14 дамбы водоема-охладителя в 1997–2011 годах (по данным Екоцентра, Чернобыль).

Концентрации активности ^{90}Sr в грунтовых водах в северной части водоема-охладителя (РК-14) были заметно выше по сравнению с значениями в РК-32 и РК-113 (РИС. 25). Здесь концентрация активности ^{90}Sr в скважине № 3b достигала в 1999–2002 годах 50–52 Бк/л. Более высокий уровень загрязнения грунтовых вод в этой зоне, вероятно, связан с более высокой плотностью загрязнения дна ^{90}Sr в северной части водоема и соответственно более высокими показателями выщелачивания радиоактивности в грунтовые воды из донных отложений. Позднее поступление в колодцы пиковых концентраций ^{90}Sr объясняется более низкими скоростями потока грунтовых вод в этом зоне (так как в этом месте водоем-охладитель отделен от реки Припять более широкой полосой суши). В соответствии с общими гидродинамическими моделями фильтрации воды из водоема в реку Припять (см. раздел 3.4.1.4), мониторинг отбора проб в скважине верхней части водоносного горизонта (скважине № 3b) характеризовался более ранним временем поступления и более высокими значениями концентрации активности ^{90}Sr в грунтовых водах.

3.4.2.3. Загрязнение фильтрационной воды в дренажных каналах

Данные загрязнения ^{90}Sr воды северных и южных дренажных каналов водоема-охладителя представлены на РИС. 26.

Динамика изменения во времени активности ^{90}Sr в воде дренажных каналов соответствовала общей тенденции изменения концентрации ^{90}Sr в охлаждающем водоеме. Концентрация активности ^{90}Sr в воде дренажных каналов была несколько выше, чем в водоеме-охладителе. Это можно объяснить замедлением ^{90}Sr в ходе фильтрации грунтовых вод через дамбу.

Несколько повышенные концентрации ^{90}Sr в воде южного дренажного канала можно объяснить дополнительным выщелачиванием радионуклида из «горячей точки» загрязненного донного отложения, расположенной в устье сбросного канала водоема.

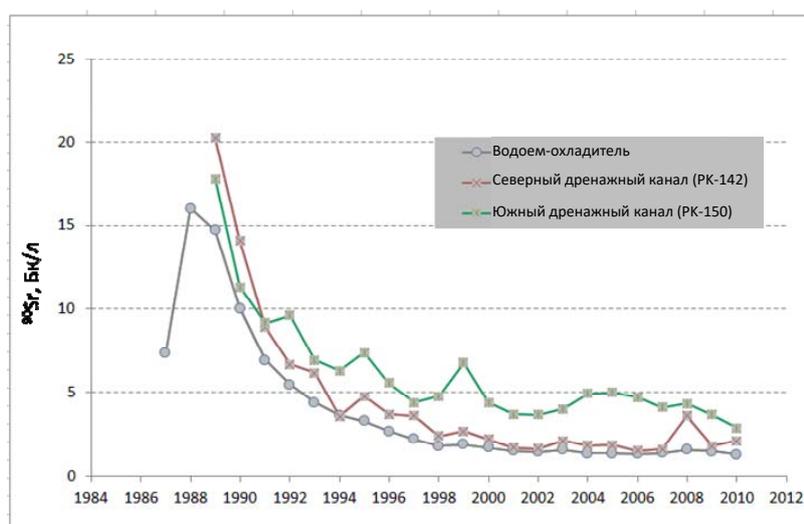


РИС. 26. Загрязнение ^{90}Sr дренажных каналов водоема-охладителя в 1987–2011 годах (по данным Экоцентра, Чернобыль).

3.4.3. Сорбционные свойства почв дамбы водоема-охладителя

Имеющиеся данные мониторинга грунтовых вод в скважинах, расположенных между водоемом-охладителем и рекой Припять, позволили оценить коэффициенты замедления ^{90}Sr и коэффициенты распределения сорбции в почвах водоносных горизонтов на основе анализа кривых прорыва ^{90}Sr в наблюдательных скважинах [13]. Соответствующие оценки представлены в ТАБЛИЦЕ 15.

Время перемещения грунтовых вод в колодцы (без замедления) оценивались с помощью модели потока грунтовых вод в водоеме-охладителе, основанной на MODFLOW (РИС. 22).

Оценки значений K_d для ^{90}Sr и для различных скважин и участков (РК-64, РК-113) хорошо согласуются. Среднее значение коэффициента замедления для ^{90}Sr составляет $R=5,5$, а среднее значение K_d составляет ≈ 1 л/кг. Эти оценки соответствуют

низким значениям сорбционных параметров ^{90}Sr для почв, приведенных в литературе [46]. Низкие параметры сорбции вызваны литологическим составом и минералогическим составом местных аллювиальных отложений (среднезернистые кварцевые пески, см. раздел 2.2.2.2), а также относительно высокой концентрацией Са в воде водоема (т.е. 30–50 мг/л), который конкурирует со ^{90}Sr за ионообменные участки в почвенной матрице.

С учетом замедления вследствие сорбции время миграции ^{90}Sr из водоема в дренажные каналы оценивается в 1–2 года. Время подповерхностного выноса ^{90}Sr в реку Припять в различных местах дамбы водоема-охладителя оценивается от 8–12 лет (РК-32 и РК-127) до 16–20 лет (РК-14 и РК-20) [13].

ТАБЛИЦА 15. ОЦЕНКА ПАРАМЕТРОВ ЗАМЕДЛЕНИЯ И СОРБЦИИ ^{90}Sr НА ОСНОВЕ ДАННЫХ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ГРУНТОВЫХ ВОД МЕЖДУ ВОДОЕМОМ-ОХЛАДИТЕЛЕМ И РЕКОЙ ПРИПЯТЬ (по данным [13])

Скважина	Дата макс. концентрации ^{90}Sr в скважине (мм/гг)	Время миграции ^{90}Sr , мес	Расстояние до водоема, м	Время движения грунтовых вод*, месяцы	Коэффициент замедления (R)	Kd, мл/г
РК-113						
№ 151/1-1/к	03/89	35	90	4	8,6	1,3
№ 151/2-2/к	03/89	35	150	9	3,8	0,5
№ 151/3-3/к	09/90	53	200	13	4,1	0,5
№ 151/4к	01/92	69	260	16	4,3	0,6
РК-64						
№ 92/1	06/93	86	200	13	6,6	1,0
№ 92/2	01/94	93	240	17	5,5	0,8
Средний					5,5	0,8
Минимальный					3,8	0,5

Примечание: * оценка моделирования

Исследования по последовательной экстракции в загрязненных песчаных отложениях из водоносного горизонта между водоемом-охладителем и рекой Припять показали, что около 90% ^{90}Sr находится в ионообменной форме (то есть может быть извлечен с помощью 0,1М раствора CaCl_2) [47].

Проведенные на месте испытания на разделение «почва — поровый раствор» проб отложений из загрязненного водоносного горизонта дали значения Kd для ^{90}Sr , равные 3–7 мл/г [48]. Эти значения заметно выше, чем значения, рассчитанные по скорости

шлейфа ^{90}Sr (см. ТАБЛИЦУ 15). Это может быть результатом частично необменного процесса сорбции ^{90}Sr ; некоторые радионуклиды, которые были адсорбированы в почву из раствора с исторически более высокой концентрацией (на ранней стадии миграции из водоема), оказались удержанными в отложениях, что привело к более высоким значениям «наблюдаемых» на месте значений K_d для ^{90}Sr [11].

По данным [18] значение K_d для ^{90}Sr в почвах дамбы оценивается в 150–300 л/кг, что соответствует коэффициенту замедления $R = 800-1600$. Это свидетельствует о том, что ^{137}Cs по сути был неподвижен в подповерхностной среде.

3.5. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕКИ ПРИПЯТЬ В РЕЗУЛЬТАТЕ ФИЛЬТРАЦИИ ИЗ ВОДОЕМА И СВЯЗАННЫЕ С НИМ ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЕ МЕРЫ

3.5.1. Радиоактивные потоки из водоема в реку Припять

Водоем-охладитель представлял в период после аварии один из важных в Чернобыльской зоне источников миграции ^{90}Sr в реку Припять. Однако в первые годы после аварии на Чернобыльской АЭС потенциальные риски загрязнения реки Припять радиоактивностью из водоема-охладителя были значительно переоценены, что привело к неоправданным, дорогостоящим и неэффективным восстановительным мерам. Вопрос о восстановительных мерах будет более подробно рассмотрен в следующем разделе.

Оценки интегральных выбросов ^{90}Sr с грунтовыми водами из водоема-охладителя в реку Припять (в том числе сбросы из дренажных каналов посредством подповерхностного выноса) в период с 1989 по 2010 год представлены на РИС. 27.

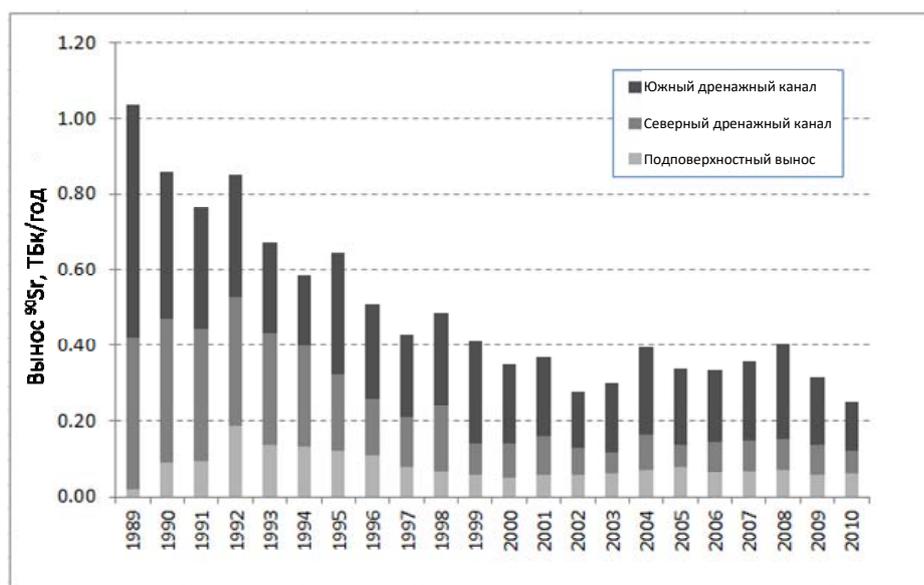


РИС. 27. Вынос ^{90}Sr грунтовыми водами из водоема-охладителя в реку Припять в 1989–2010 годах (по данным [41]).

Данные о выбросах ^{90}Sr с дренажной водой основаны на наблюдениях Экоцентра (Чернобыль) о скорости стока воды и концентрациях активности радионуклидов в дренажных каналах водоема.

Оценка выноса ^{90}Sr из водоема в подповерхностном потоке грунтовых вод была основана на данных мониторинга концентраций активности ^{90}Sr в наблюдательных скважинах и использовании измеренных скоростей потока грунтовых вод в водоносном горизонте между водоемом-охладителем и рекой Припять. Скорости грунтовых вод в водоносном горизонте измерялись в ходе одноточечных индикаторных тестов на разбавление, в ходе которых средние значения скорости составляли 0,32–0,64 м/сутки (см. раздел 3.4.1.1). При расчете выбросов ^{90}Sr из водоема использовалась верхняя граница оценки скорости потока (0,64 м/сутки).

С 1989 по 2010 год выбросы ^{90}Sr из водоема-охладителя в реку Припять сократились в четыре раза (с ≈ 1 до 0,26 ТБк/год), с сохраняющейся тенденцией к снижению. Можно заметить, что основным путем выхода была фильтрация загрязненных грунтовых вод в дренажные каналы, в то время как подповерхностный путь был менее значимым при выносе ^{90}Sr из водоема.

В период после аварии на водоем-охладитель приходилось от 5% (например, в 1991 и 1993 годах) до 22% (в 1992 году) общего выноса ^{90}Sr по реке Припять в систему низовых рек Днепра (в зависимости от гидрологических условий конкретного года и вкладов других источников, таких как загрязненные пойменные почвы во время весенних наводнений и т.д.). В 2010 году выбросы из водоема составили $\sim 10\%$ от выноса ^{90}Sr по реке Припять [11, 41].

3.5.2. История восстановления грунтовых вод

ЧАЭС расположена в бассейне водосбора верховьев системы рек Припять-Днепр, поэтому потенциальная угроза от гидрологического выноса радионуклидов в расположенные ниже по течению населенные пункты (включая Киев) была одной из основных проблем с первых дней после аварии на Чернобыльской АЭС.

Практически сразу же после аварии на Чернобыльской АЭС правительство Советского Союза приступило к осуществлению широкомасштабных инженерно-технических мер по защите системы реки Днепр от вторичного загрязнения радионуклидами выпадений в результате чернобыльской аварии, в том числе создания «улавливателей отложений» в реках, цеолитовых «фильтрующих вставок» на ручьях и малых реках, а также создания вокруг ЧАЭС нескольких «завес» из дренажных скважин и барьеров «стена в грунте» с целью изоляции реки Припять от загрязненных грунтовых вод [11, 49, 50].

В рамках перечисленных мер аварийного реагирования между водоемом-охладителем и рекой Припять был сооружена дренажная завеса для защиты реки от фильтрации радиоактивно загрязненной воды из водоема (РИС. 28А). Длина дренажной завесы составляла 13,5 км, и она включала в себя 177 насосных скважин до уровня четвертичного аллювиального водоносного горизонта (глубина 20 м; диаметр 240 мм).

Проектная суммарная производительность откачивающих насосов дренажной завесы составляла 103×10^6 м³/год. Так как технология обработки такого большого объема радиоактивно загрязненной воды еще не была доступна, было запланировано (в качестве временной меры) возвращать откачиваемую воду в водоем-охладитель. Параллельно с этим были начаты НИОКР по разработке технологий обработки больших объемов загрязненной воды. Однако, поскольку к концу 1986 года в охлаждающем водоеме не было обнаружено серьезного загрязнения грунтовых вод, дренажная завеса была переведена в режим ожидания.

В 1988–1989 годах подвижность ⁹⁰Sr в системе поверхностных вод и грунтовых вод водоема-охладителя увеличилась вследствие растворения в донных отложениях водоема топливных частиц (см. разделы 3.3, 3.4). Поэтому в 1989–1990 годах были начаты новые работы по анализу восстановительных мер с целью решения проблемы и оценки необходимости ввода в эксплуатацию дренажной завесы [12]. Новые анализы выявили серьезные недостатки инженерного проектирования дренажной завесы. Анализ методом моделирования показал, что около 30% дебита дренажной воды будет представлять собой воду, просачивающуюся из реки Припять (РИС. 28А). Этот дополнительный объем воды, закачиваемой в водоем, может быть больше, чем потери на испарение из водоема. Другие потенциальные негативные последствия включали в себя прогнозируемое увеличение концентрации растворенных солей в системе поверхностных вод водоема, «заблокированных» дренажной завесой, а также интенсификацию миграции радионуклидов из донных отложений в более глубоководные участки водоема. Учитывая эти риски и опасения, дренажная завеса никогда не вводилась в эксплуатацию [11, 50].

В качестве альтернативной системы защиты в 1991 году было начато создание дренажной системы «с открытыми каналами» между водоемом-охладителем и рекой Припять (РИС. 28В). Помимо предотвращения фильтрации из водоема в реку Припять, эта система должна была собирать дренажную воду из Северного дренажного канала и возвращать перехваченную воду в водоем с помощью насосных станций, установленных по периметру дренажного контура. В связи с ограниченностью средств на осуществление восстановительных мер дно и откосы открытого дренажного канала не были должным образом укреплены. В течение следующих нескольких лет эрозия построенного канала привела эту систему в нерабочее состояние. Ввиду высоких затрат на ремонт и техническое обслуживание дренажной системы с открытыми каналами она также не была введена в эксплуатацию.

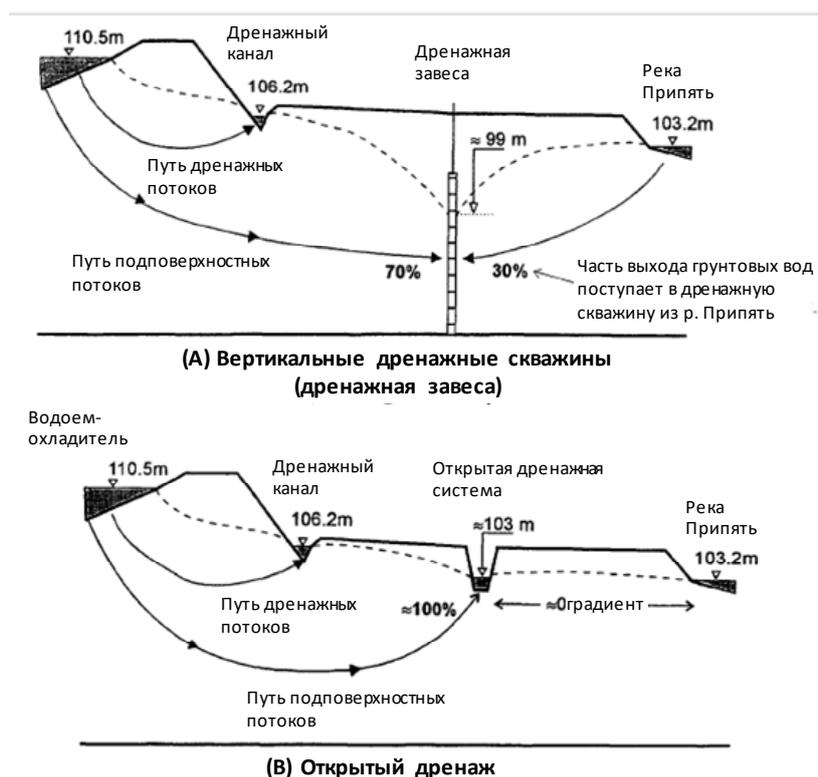


РИС 28. Инженерная система «гидравлического барьера», разработанная для перехвата фильтрации загрязненных грунтовых вод из водоема, по данным [50].

Ретроспективный анализ описанных выше восстановительных мероприятий выявил ряд стратегических ошибок в их проектировании [11, 50]:

- начало восстановительных работ на площадке ЧАЭС всего через 1 месяц после аварии в условиях повышенного облучения работников не было оправдано, так как миграция радионуклидов в грунтовые воды была относительно медленным процессом вследствие сорбции и замедления на отложениях водоносных горизонтов; имелся резерв времени для реализации (при необходимости) защитных конструкций в менее острых условиях облучения;
- как дренажная завеса, так и система открытых каналов имели целью уменьшить влияние поверхностного пути миграции к реке Припять. Однако последующие более точные оценки показали, что этот путь имеет незначительную важность по сравнению с прямыми сбросами дренажной воды из дренажных каналов водоема (см. раздел 3.5.1.); этот просчет был результатом отсутствия хорошего понимания гидрогеологической системы водоема-охладителя;
- в ходе ранее проведенного анализа восстановительных мероприятий в критериях восстановления для водоема-охладителя обычно учитывались стандарты качества питьевой воды без проведения анализов по оценке дозы в конкретных местах. Более поздние оценки дозы [51] показали, что

выбросы ^{90}Sr из водоема в реку Припять лишь незначительно влияют на облучение населения, проживающего ниже по течению, в котором доминируют другие пути распространения и источники активности; в то время как дозы, связанные с гидрологическим выносом, даже для критических групп (например, рыбаков в Киевском водохранилище на реке Днепр) в 1990-х годах были значительно ниже контрольного уровня 1 мЗв/год.

3.6. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНОЙ БИОТЫ

Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС представлял собой высокопродуктивную водную экосистему с разнообразием высших водных растений, фито- и зоопланктона, фито- и зооперифитона, зообентоса и рыбы (см. добавление III). После Чернобыльской аварии водоем-охладитель был одним из наиболее загрязненных водоемов в Чернобыльской зоне отчуждения. Высокий уровень загрязнения воды и донных отложений водоема-охладителя привел к радиоактивному загрязнению водной среды обитания водоема.

Основное внимание в исследованиях радиоактивного загрязнения биоты в период после аварии было уделено макрофитам (высшим водным растениям и крупным водорослям), моллюскам и рыбе. Представленные ниже данные о радиоактивном загрязнении водной биоты в водоеме-охладителе основаны главным образом на обзоре по данной теме, подготовленном ИГБ [25] для технико-экономического обоснования вывода из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльской АЭС.

3.6.1. Высшие водные растения

Систематические радиоэкологические мониторинговые исследования водных видов водоема-охладителя проводятся с начала 1990-х годов [52–54].

В 1993–2013 годах активность ^{137}Cs в доминирующих видах высших водных растений в водоеме-охладителе, как правило, значительно уменьшалась. Для *Ceratophyllum demersum* активность снизилась с 1500 до 500–600 Бк/кг; для *Myriophyllum spicatum* активность снизилась с 5000 до 2500 Бк/кг. Наблюдаемое снижение активности радионуклидов в растениях в целом коррелирует с уменьшением содержания ^{137}Cs в воде водоема, которое уменьшилось с 1990-х годов примерно в 3 раза (см. раздел 3.3.1). Пример динамики активности ^{137}Cs в *Ceratophyllum demersum* в 1998–2013 годах показан на РИС. 29.

Активность ^{90}Sr в высших водных растениях в тот же период показала относительную стабильность. Для *Ceratophyllum demersum* активность ^{90}Sr варьировалась в диапазоне 100–150 Бк/кг; для *Myriophyllum spicatum* 200–250 Бк/кг; для *Phragmites australis* 500–800 Бк/кг. Пример динамики активности ^{90}Sr в *Ceratophyllum demersum* в 1998–2013 годах показан на РИС. 30.

3.6.2. Моллюски

Двустворчатые моллюски преобладают по массовой группе водных видов в водоеме-охладителе. Оболочка составляет 50–70% массы моллюска. Он состоит из карбоната кальция, и интенсивно накапливает ^{90}Sr , являющийся химическим аналогом Са. Данные о радиоактивности моллюсков в водоеме показаны ниже с использованием данных для *Dreissena*, который является доминирующим видом моллюсков в водоеме-охладителе. Данные [25, 55] о содержании ^{137}Cs в мягких тканях *Dreissena* в водоеме-охладителе в 1986–1999 годах. свидетельствуют о довольно быстром снижении содержания радионуклидов в этом моллюске в первые годы после аварии, с стабилизацией в последующие годы (РИС. 31).

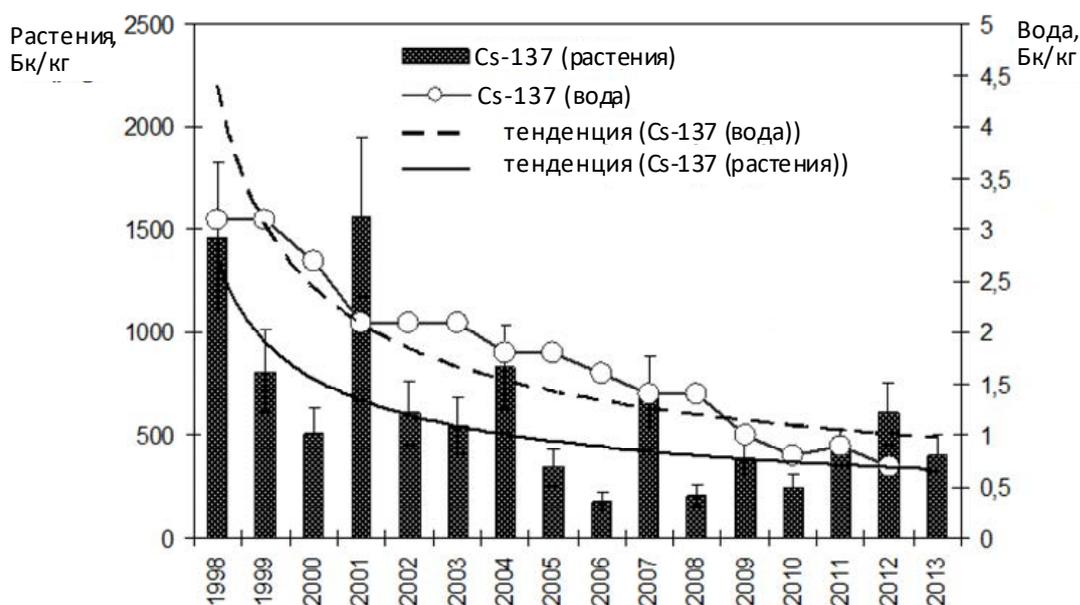


РИС 29. Временная динамика активности ^{137}Cs в *Ceratophyllum demersum* в бывшей «холодная зона» водоема-охладителя в 1998–2013 годах (по данным [25])

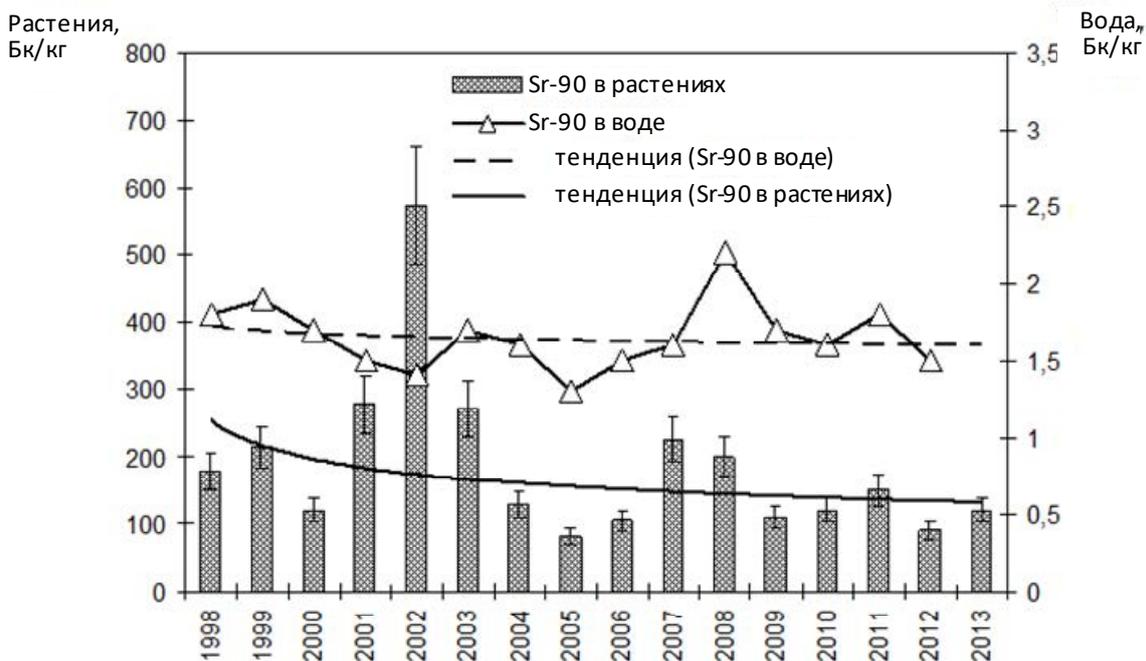


РИС 30. Временная динамика активности ^{90}Sr в *Myriophyllum spicatum* в бывшей «холодной зоне» водоема-охладителя в 1998–2013 годах (по данным [25]).

Данные о динамике удельной деятельности ^{90}Sr и ^{137}Cs в *Dreissena* за 17-летний период (1996–2013 годы) на основе исследований [54, 56, 57] показывают колебания с тенденцией к снижению удельной активности в течение периода наблюдения (до 2 раз) (РИС. 32). Активность ^{137}Cs снизилась с ~1000–1500 Бк/кг до ~500–1000 Бк/кг, а активность ^{90}Sr снизилась с ~2000 Бк/кг до ~1000 Бк/кг.

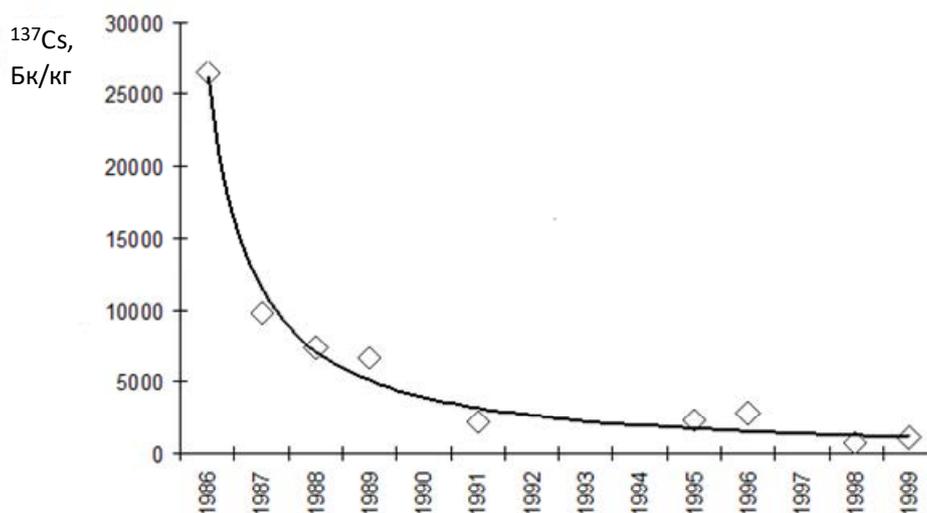


РИС 31. Временная динамика содержания ^{137}Cs в мягких тканях моллюсков *Dreissena* в водоеме-охладителе в 1986–1999 годах (по данным [55]).

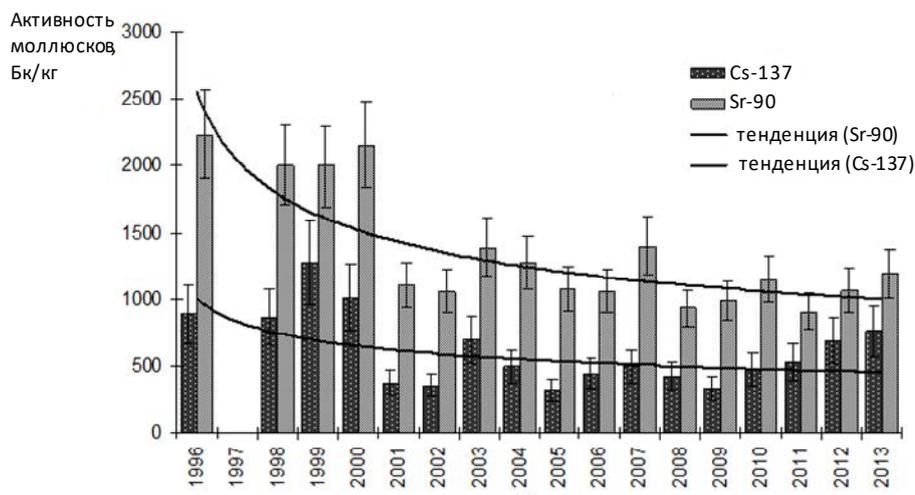


РИС 32. Временная динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в *Dreissena* в водоеме-охладителе в 1999–2013 годах (по данным [25]).

Наблюдаемая динамика активности радионуклидов в моллюсках в водоеме-охладителе может быть объяснена снижением активности в воде, а также изменениями теплового и гидрохимического режима водоема-охладителя после останова последнего реактора ЧАЭС в 2000 году [25].

3.6.3. Рыба

В течение 1986–1987 годов концентрация ^{137}Cs в мышцах рыб в водоеме-охладителе достигала 90–613 кБк/кг, что превышало уровень до аварии примерно в 10^4 раз. В течение 1987–1988 годов уровень радиоактивности рыбы значительно снизился, достигнув относительно стабильных уровней в 1993–1995 годах [58–62].

В качестве примера на РИС. 33 показана динамика активности ^{137}Cs в мышцах толстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*) в 1987–1995 годах.

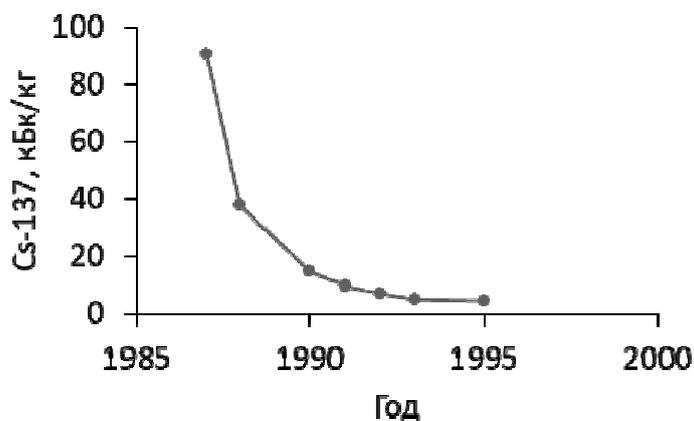


РИС 33. Временная динамика концентрации ^{137}Cs в мышцах толстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*) в 1987–1995 годах (по данным [59]).

Исследования рыбы в водоеме-охладителе, проведенные в 1997–2005 годах [54, 63], показали, что активность ^{90}Sr в рыбе колебалась от 27 до 680 Бк/кг (в среднем 220 Бк/кг).

Активность ^{137}Cs в рыбе колебались от 930 до 10 500 (в среднем 3950) Бк/кг. Максимальная концентрация активности ^{137}Cs наблюдалась у хищных видов рыб, у которых активность примерно в 4 раз превышала аналогичный показатель для нехищных рыб. Таким образом, было продемонстрировано влияние трофического уровня видов на накопление ^{137}Cs у рыб в водоеме-охладителе.

Результаты наблюдений за 2006–2011 годы [64] показывают, что среднее содержание радионуклидов в рыбе за указанный период существенно не изменилось. Для большинства видов рыб, не являющихся хищниками, удельная активность ^{137}Cs не превышала 2000 Бк/кг, однако для некоторых хищных видов, таких как окунь (*Perca fluviatilis*), активность ^{137}Cs достигла 9200 Бк/кг. Активность ^{90}Sr варьировалась от 86 до 245 Бк/кг.

Содержание ^{90}Sr в рыбе в водоеме-охладителе в 2006–2011 годах почти всегда превышало предельный допустимый уровень в украинских продуктах питания (35 Бк/кг) в среднем в 6 раз (максимально — в 20 раз). Содержание ^{137}Cs в рыбе превышало предельный допустимый уровень (150 Бк/кг) в среднем в 26 раз (максимально — в 70 раз).

3.6.4. Запас активности в различных компонентах водной биоты

ИГБ [25] провел оценку запасов радионуклидов в основных компонентах водоема, связанных с биотой, в 2012–2013 годах (ТАБЛИЦА 16).

По этим оценкам, основные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs связаны с зообентосом и зоопериферитомом, а также с раковинами погибших моллюсков *Dreissena* в донных отложениях. Для ^{137}Cs важные части запаса также связаны с высшими водными растениями (13,4%) и рыбой (10,1%).

Суммарный запас ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах, «связанных с биотой», в 2012–2013 годах оценивался соответственно в 30–37 ГБк и ~46 ГБк. Тем не менее, основные запасы активности радионуклидов в системе водоема-охладителя связаны с донными отложениями (260±80 ТБк ^{137}Cs и 55±11 ТБк ^{90}Sr , см. раздел 3.2.3) и водой (~150±30 ГБк ^{137}Cs и аналогичный запас ^{90}Sr , см. раздел 3.3) водоема-охладителя.

ТАБЛИЦА 16. ОЦЕНКИ ЗАПАСОВ РАДИОНУКЛИДОВ В ОСНОВНЫХ СВЯЗАННЫХ С БИОТОЙ КОМПОНЕНТАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В 2012–2013 ГОДАХ
(по данным [25])

Виды (компоненты)	^{90}Sr		^{137}Cs	
	ГБк	%	ГБк	%
Макрофиты:				
Полупогруженные растения	0,62	н.д.	3,43	н.д.
Погруженные растения	0,11	н.д.	0,87	н.д.
Нитевидные водоросли	0,008	н.д.	0,21	н.д.
Итого	0,74	1,6	4,5	13,4
Фитоперифитон	0,021	0,05	0,15	0,45
Фитопланктон	0,011–0,025*	0,04	0,6–1,4*	2,95
Зоопланктон	0,018–0,2*	0,24	0,22–2,42*	3,9
Зообентос	14,9	32,5	9,8	29,2
Зооперифитон	3,25	7,1	2,35	7,0
Рыбы	0,05–0,17	0,24	1,5–5,3	10,1
Раковины <i>Dreissena</i> **	26,7	58,2	11,0	32,9
Всего	45,6–46,0	100	30,2–36,9	100

Примечания: * запасы радионуклидов в фито- и зоопланктоне рассчитываются с использованием коэффициентов переноса, приведенных в базе данных ERICA Assessment Tool 1.0 (версия ноября 2012 года);

**раковины погибших моллюсков, содержащиеся в донных отложениях водоема-охладителя

3.7. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ ТЕРРИТОРИИ

3.7.1. Плотности поверхностного загрязнения окружающей территории радионуклидами

При рассмотрении вариантов восстановления водоема-охладителя важно понимать общий радиологический контекст окружающей территории.

Северная часть водоема, примыкающая к промышленной площадке ЧАЭС, расположена в сильно загрязненной зоне со средней плотностью загрязнения поверхности 5–10 МБк/м² радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr , и около 0,1–0,2 МБк/м² радионуклидами $^{239+240}\text{Pu}$ (РИС. 34). Здесь радиоактивные выпадения были вызваны главным образом так называемым «Северным» (или «Белорусским») радиоактивным следом, содержащим топливные горячие частицы.

Территория, окружающая южную часть водоема, характеризуется гораздо более низким уровнем поверхностного загрязнения (например, плотность поверхностного загрязнения ^{137}Cs 0,5–1 МБк/м²). В данном случае загрязнение было связано с «южным» следом выброса, связанным с конденсацией аэрозольных частиц.

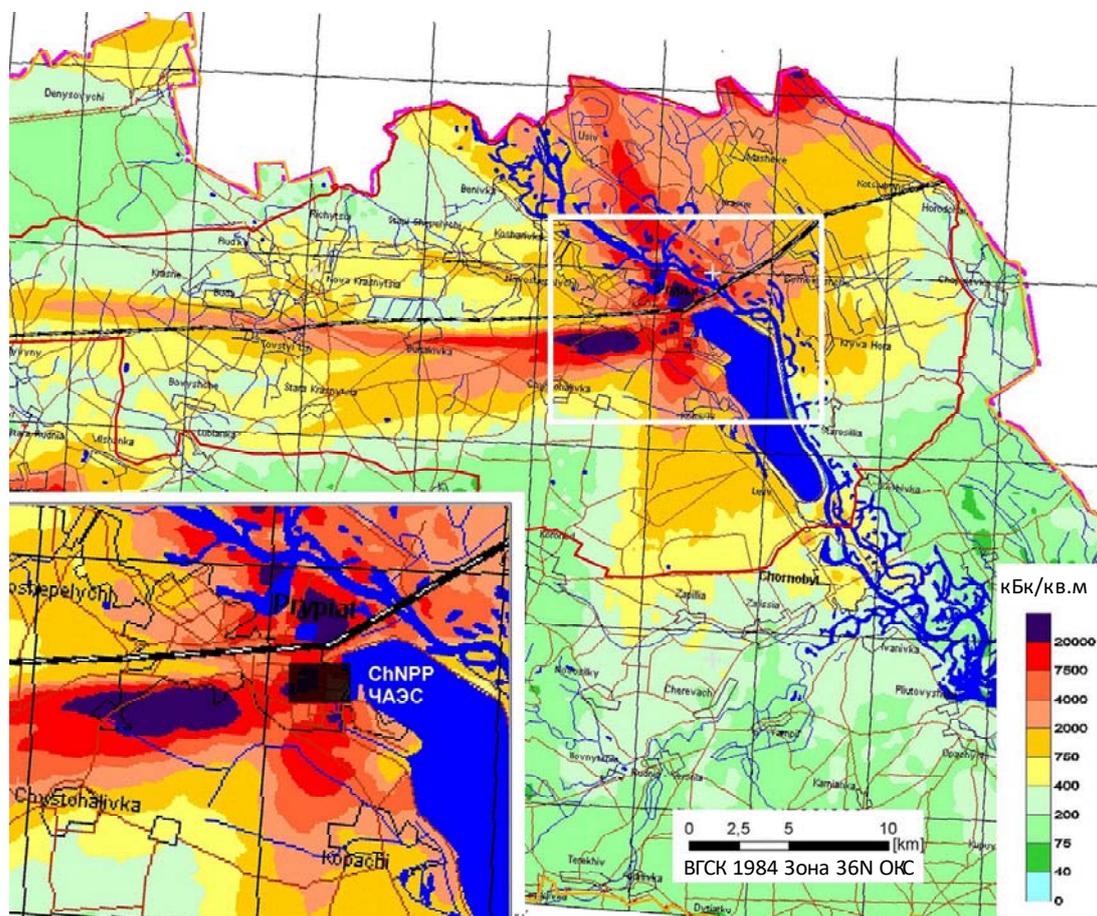


РИС 34. Загрязнение территории 10-километровой зоны ЧАЭС ^{137}Cs (на 1997 год) (по данным Украинского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии).

Характер радиоактивного загрязнения донных отложений водоема-охладителя «горячей точкой» в северной части водоема в некоторой степени коррелирует с характером загрязнения поверхности. Однако на него, скорее всего, повлияли также и жидкие выбросы с промышленной площадки ЧАЭС (отраженные в «горячей точке» в устье сбросного канала) и вторичное перераспределение ила (содержащего горячие частицы) на более глубоководные участки водоема (РИС. 16).

Уровень загрязнения донных отложений водоема в среднем сравним с уровнем загрязнения окружающей территории. Средняя плотность поверхностного загрязнения отложений ^{137}Cs в мелководной части водоема (менее 7,5 м), подверженных высыханию в случае спуска воды в водоеме-охладителе, оценивалась в 3 МБк/м², в то время как максимальное загрязнение «горячих точек» в этой зоне достигало 10 Мбк/м² [5].

3.7.2. Площадки временной локализации и хранения радиоактивных отходов

Важным аспектом планирования восстановления водоема-охладителя было то, что водоем-охладитель, как крупный гидротехнический объект, значительно влиял на гидрогеологические условия на всей территории ЧАЭС. Саркофаг, покрывающий разрушенный энергоблок № 4 ЧАЭС, а также ряд площадок хранения и захоронения радиоактивных отходов расположены в непосредственной близости от водоема-охладителя.

Водоем-охладитель оказывал влияние на уровень грунтовых вод на площадке саркофага в течение 1992–2012 годов, который колебался от ~109,5 до 111 м н.у.м. Нижние отметки пола помещения машинного зала и реакторного отделения АЭС составляют соответственно 108,8 м и 110 м н.у.м., что ниже указанных выше уровней грунтовых вод. Это привело к проникновению грунтовых вод в подвальные помещения электростанции с расчетным объемом 3500 м³/год. грунтовые воды необходимо было откачивать и (ввиду высокой концентрации активности) они должны были рассматриваться службами АЭС как жидкие радиоактивные отходы низкого уровня активности [8].

На РИС. 35 показана карта расположения пунктов хранения и захоронения радиоактивных отходов в 10 км зоне ЧАЭС. В двух «старых» пунктах захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) — «Подлесном» и «3-я очередь», показанных на карте, содержатся радиоактивные отходы повышенной активности, образовавшиеся в ходе работ по дезактивации на площадке саркофага в 1986–1988 годах. Особую озабоченность вызывали условия хранения отходов в ПЗРО «3-я очередь» (с оценочным запасом активности $7,5 \times 10^{13}$ Бк в 2000 году), который представляет собой грунтовое бетонное хранилище и расположен в непосредственной близости от водоема-охладителя на искусственном «острове», образованном водоемом и сбросным каналом. Обследование этого объекта, проведенное в 1996 году, показало, что подвал объекта был затоплен грунтовыми водами [65].

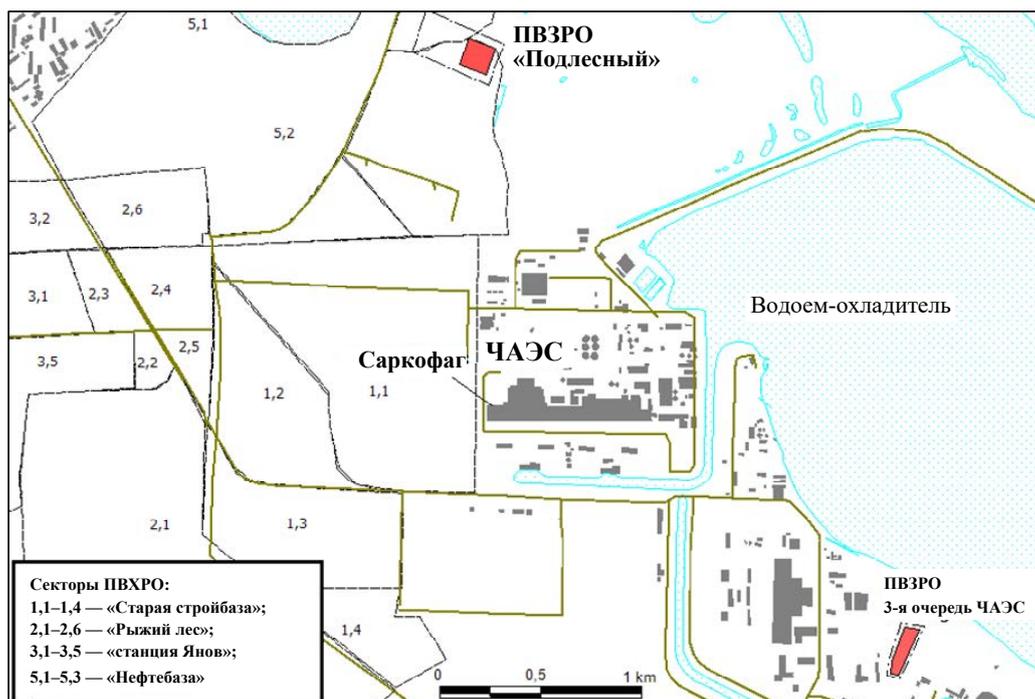


РИС. 35. Пункты временного хранения радиоактивных отходов (ПВХРО) и пункты захоронения радиоактивных отходов (ПВЗРО), расположенные в окрестностях водоема-охладителя ЧАЭС.

Так называемые «пункты временного хранения радиоактивных отходов» (ПВХРО) представляют собой траншеи с отходами от работ по очистке, проведенных на ЧАЭС в 1987–1988 годах (например, почвой, растительностью, строительным мусором и т.д.). Общее количество этих траншей (разбитых на «секторы») (РИС. 35) составляет около 800. Объем низкоактивных отходов, хранящихся в ПВХРО, составлял по оценкам $\sim 1,4 \times 10^6$ м³, а общая активность хранящихся отходов составляла по оценкам $3,5 \times 10^{14}$ Бк [66].

Многие из секторов ПВХРО находятся в зонах неблагоприятных гидрогеологических условий, и в период после аварии они являлись источниками интенсивной миграции радионуклидов в грунтовые воды.

Поэтому в ранее проведенном анализе восстановительных мер в отношении водоема-охладителя часто подчеркивалась важность координации стратегии вывода из эксплуатации водоема-охладителя с стратегией управления другими радиационно-опасными установками и объектами, расположенными в зоне влияния водоема [4, 5].

4. АПРИОРНАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ

4.1. СПУСК ВОДЫ В ВОДОЕМЕ КАК ВАРИАНТ ОКОНЧАТЕЛЬНОГО ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ

4.1.1. Спуск воды в водоеме как вариант окончательного вывода из эксплуатации

С закрытием ЧАЭС и остановкой реакторов нет необходимости поддерживать прежний объём водоема-охладителя в качестве технологического водохранилища для конденсаторов турбин и оборудования для отвода тепла в генераторном зале АЭС и т.п. [4].

Поддержание уровня воды в водоеме не является жизнеспособной долгосрочной альтернативой, особенно ввиду высоких затрат на техническое обслуживание и эксплуатацию. Содержание водоема было связано со значительными расходами в размере около 600 000 долларов США в год, которые включали расходы на энергоснабжение, заработную плату персонала, расходы на содержание дамб и т.д. (как в 2011 году [8]). Кроме того, уже к 2012 году истек срок службы большей части оборудования насосной станции, и для замены этого оборудования требовались большие инвестиции.

Другие негативные аспекты поддержания рабочего уровня воды в водоеме-охладителе (т.е. ~110,5–111,0 м н.у.м.) включали [4, 7, 8]:

- риск прорыва дамбы водоема-охладителя (см. раздел 4.1.3);
- продолжение выноса радиоактивности в реку Припять вследствие фильтрации из водоема (см. раздел 3.5);
- негативное влияние водоема на гидрогеологические условия в прилегающих районах, например, создание высоких уровней грунтовых вод на площадке саркофага и прилегающих к ней пунктах хранения и захоронения радиоактивных отходов (см. раздел 3.7.2).

Поэтому практически во всех предыдущих проектах исследований, предшествовавших проектированию, и технико-экономических обоснованиях окончательным вариантом вывода из эксплуатации Чернобыльского водоема был признан спуск воды в водоеме (в естественном или контролируемом режиме) [1, 2, 4–8].

Однако спуск воды в водоеме в качестве варианта его вывода из эксплуатации влечет за собой новые потенциальные риски. Основными средами, вызывающими озабоченность [2, 4, 5], являются донные отложения, в которых накопился основной запас радиоактивности в системе водоема-охладителя (см. раздел 3.2).

Поэтому особое внимание при проектировании мероприятий по выводу из эксплуатации и восстановлению водоема-охладителя было уделено оценке рисков, связанных с загрязненными донными отложениями, и разработке проектов восстановительных мероприятий для решения этой проблемы.

Более систематический обзор потенциальных последствий для окружающей среды спуска воды в водоеме приведен в следующем разделе.

4.1.2. Обзор потенциальных последствий для окружающей среды снижения уровня воды в водоеме

Ресуспендирование и атмосферный перенос сильно загрязненных донных отложений на высохших участках дна водоема обычно рассматривались в качестве основного фактора риска при ранее проведенном анализе вывода из эксплуатации и восстановления водоема-охладителя.

Аналогичный аварийный сценарий имел место в 1967 году на объекте в г. Челябинск-65 в Южно-Уральском регионе СССР, когда сильные ветры привели к рассеиванию радиоактивно загрязненных донных отложений озера Карачай, которое использовалось ПО «Маяк» для сбросов жидких радиоактивных отходов. Это привело к рассеиванию примерно $2,2 \times 10^{14}$ Бк (6000 Ки) радиоактивных веществ на площади около 1800 км² [10].

К другим выявленным потенциальным последствиям и факторам риска спуска воды в водоеме для охлаждения относятся [4–8]:

- опасность возгорания высохшей растительности, возникающей на сильно загрязненных донных отложениях, и атмосферной дисперсии радиоактивности;
- внешнее облучение персонала ЧАЭС от обнаженных донных отложений;
- повышение подвижности радионуклидов, содержащихся в топливных частицах в открытых донных отложениях, вследствие изменения биогеохимической среды;
- инфильтрационный и связанный с грунтовыми водами вынос радиоактивности из обнаженных донных отложений в реку Припять;
- массовое вымирание биомассы (рыбы, моллюсков) в водоеме, ведущее к ухудшению экологической ситуации на площадке («катастрофические экологические последствия»).

Эти потенциальные последствия и факторы риска более подробно анализируются в последующих разделах данной главы.

4.1.3. Риски, связанные с прорывом дамбы водоема-охладителя

Как указано в разделе 2.1.3, исторически имелись достаточно серьезные проблемы геотехнической стабильности дамбы водоема-охладителя, связанные с суффозией почвы на участке дамбы в районе насосной станции, а также с размыванием берега реки Припять в периоды паводков.

Анализ потенциальных радиологических последствий прорыва дамбы водоема-охладителя был проведен в [5]. В моделированном сценарии аварии предполагалось, что в дамбе образуется брешь и в направлении вниз по течению от водоема по руслу реки Припять до системы реки Днепр происходит дисперсия радиоактивно загрязненной воды и отложений. Предполагалось, что этом поверхностный поток воды также ремобилизует (вымывает) радионуклиды из соседних загрязненных пойменных почв реки Припять.

Моделирование распространения поверхностного потока из водоема проводилось с использованием двумерной модели анализа потоков и переноса COASTOX, гидродинамический модуль которой основан на полном уравнении Сен-Венанта, в то время как модуль переноса радионуклидов обеспечивал моделирование концентрации радионуклидов в воде с учетом смешивания загрязненного потока из водоема с водой реки Припять, вымывания радионуклидов из пойменных почв и т.д. Воздействие на систему реки Днепр моделировалось с помощью модели 1-D RIVTOX, которая обеспечивает расчет усредненной по сечению концентрации радионуклидов в речной воде и отложениях.

В качестве критической группы были рассмотрены рыбаки и другие проживающие ниже по течению жители, использующие воду из системы рек Припять-Днепр. Модели COASTOX и RIVTOX являются базовыми модулями Европейской системы RODOS для принятия решений в ядерных аварийных ситуациях [67]. Эти модели были сконфигурированы и использовались ранее для оценки гидрологического переноса радионуклидов в выпадениях Чернобыльской аварии в системе рек Припять-Днепр [68].

Моделирование показало, что расход воды при прорыве дамбы может достигать 2200 м³/с. Однако затопление почв будет в значительной степени ограничено поймой Припяти вдоль речного русла в окрестностях водоема. Для смоделированного сценария «худшего случая» (т.е. для предполагаемой ширины прорыва дамбы 150 м) прогнозируемая результирующая концентрация ⁹⁰Sr в Киевском водохранилище возрастала на 0,45 Бк/л, а в других низовьях вдоль реки Днепр она возрастала на 0,2–0,35 Бк/л (РИС. 36). Прогнозируемые концентрации ¹³⁷Cs в Днестре составляли порядка 0,01 Бк/л (или меньше). Оценочные максимальные индивидуальные дозы для критической группы (рыбаков в Киевском водохранилище) оценивались в 70 мкЗв/год [5].

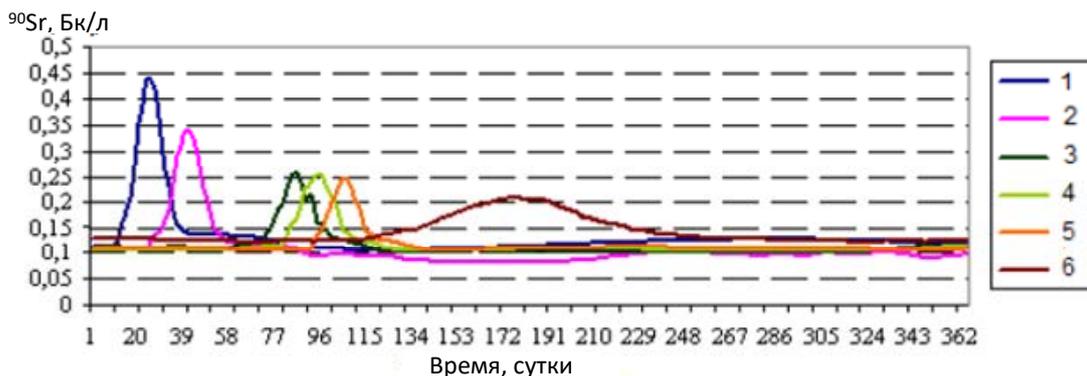


Рис. 36. Моделированные концентрации активности ^{90}Sr в существовавшем каскаде водохранилищ на реке Днепр после прорыва дамбы водоема-охладителя: 1 — Киевское; 2 — Каховское; 3 — Кременчугское; 4 — Днепродзержинское; 5 — Днепропетровское; 6 — Каховское (по данным [5]).

Таким образом, моделирование показало в целом низкий радиологический риск для населения, проживающего ниже по течению, вызванный возможным прорывом дамбы водоема-охладителя.

Однако такая авария также может привести к физическим рискам, связанным с затоплением окружающих территорий. Кроме того, такая авария резко прервет подачу технологической воды на АЭС (в отсутствие какой-либо замены), что приведет к риску возникновения дальнейших аварийных ситуаций, вызванных прекращением технологического водоснабжения. Ожидаются также негативное отношение общественности к такой аварии и связанные с этим социальные последствия [8].

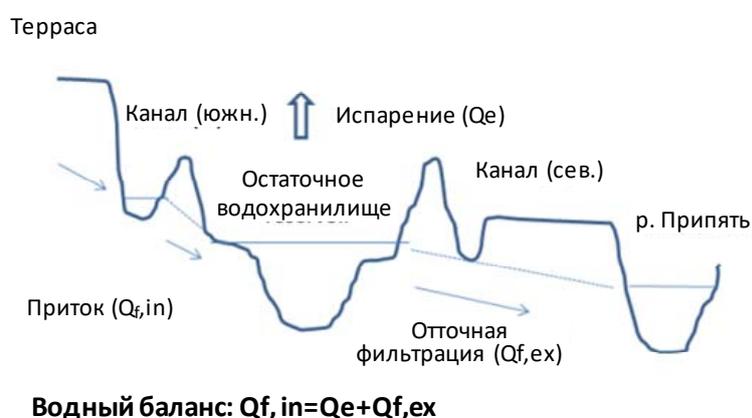
4.2. ПРОГНОЗИРОВАНИЕ СКОРОСТИ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ И КОНЕЧНЫХ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ

Для оценки последствий спуска воды в водоеме важно понимать временную динамику этого процесса, а также результирующую конфигурацию береговой линии водоема (или остаточных озёр) и обнаженных участков донных отложений в различных климатических условиях.

При естественных дренажных условиях (при условии, что подача воды из реки Припять для пополнения водоема прекращается) снижение уровня воды в водоеме будет определяться потерями на фильтрацию и потерями на испарение из водоема (Рис. 37А). Эти потери воды будут меняться во времени вследствие изменения площади водоема (потерь на испарение) и изменения граничных условий гидравлической системы (в случае потерь на фильтрацию). Снижение уровня воды в водоеме будет продолжаться до тех пор, пока не будет достигнуто новое квазиравновесное состояние для остаточного водохранилища (водохранилищ), при котором приток воды в водохранилище (приток грунтовой воды, осадки, поверхностный сток) будет сбалансирован с оттоком (отточной фильтрацией грунтовых вод, испарением) (Рис. 37В).



(А) Начальное состояние водоема (до снижения уровня)



(В) Конечное состояние

РИС. 37. Схема, иллюстрирующая спуск воды в водоеме и связанные с этим влияющие факторы и водные балансы.

4.2.1. Инструмент моделирования: региональная модель потока грунтовых вод Чернобыльской запретной зоны

Прогнозное моделирование спуска воды в водоем-охладитель проводилось с использованием региональной модели потоков грунтовых вод в Чернобыльской зоне отчуждения (ЧЗО), разработанной в Институте геологических наук (ИГН) [69].

Эта модель была разработана и постоянно совершенствуется ИГН с 1986 года и использовалась для ряда проектов, включая оптимизацию гидрогеологической сети мониторинга в ЧЗО, оценку выноса радионуклидов в речную сеть, оценку безопасности хранилищ радиоактивных отходов в ЧЗО и т.п. [47, 70–72].

Модель была разработана с использованием конечно-разностного числового кода MODFLOW [45] с использованием пред/постпроцессорного программного обеспечения Visual MODFLOW [73].

Фильтрационная область модели охватывает территорию около 30×30 км (РИС. 38). Границы модели фильтрации — реки Припять, Уж, Сахан и Илья.

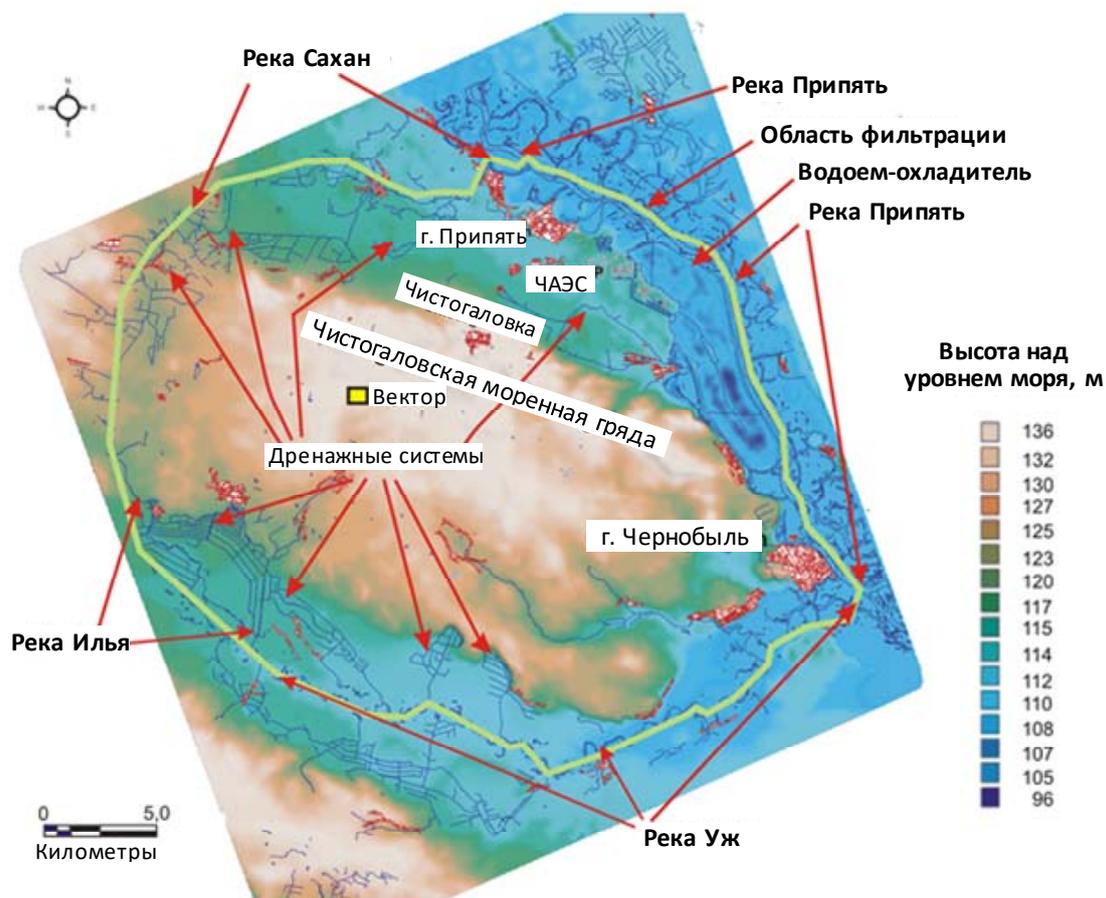


РИС. 38. Географическая зона, охватываемая моделью потока грунтовых вод в ЧЗО, и соответствующие граничные условия.

Расчетная сетка региональной модели имеет переменный размер сетки по осям X и Y. Представление области потоков модели потоков грунтовых вод в ЧЗО на числовой сетке показано на РИС. 39. Размер численных ячеек модели варьируется от 20 м x 20 м до 500 м x 500 м.

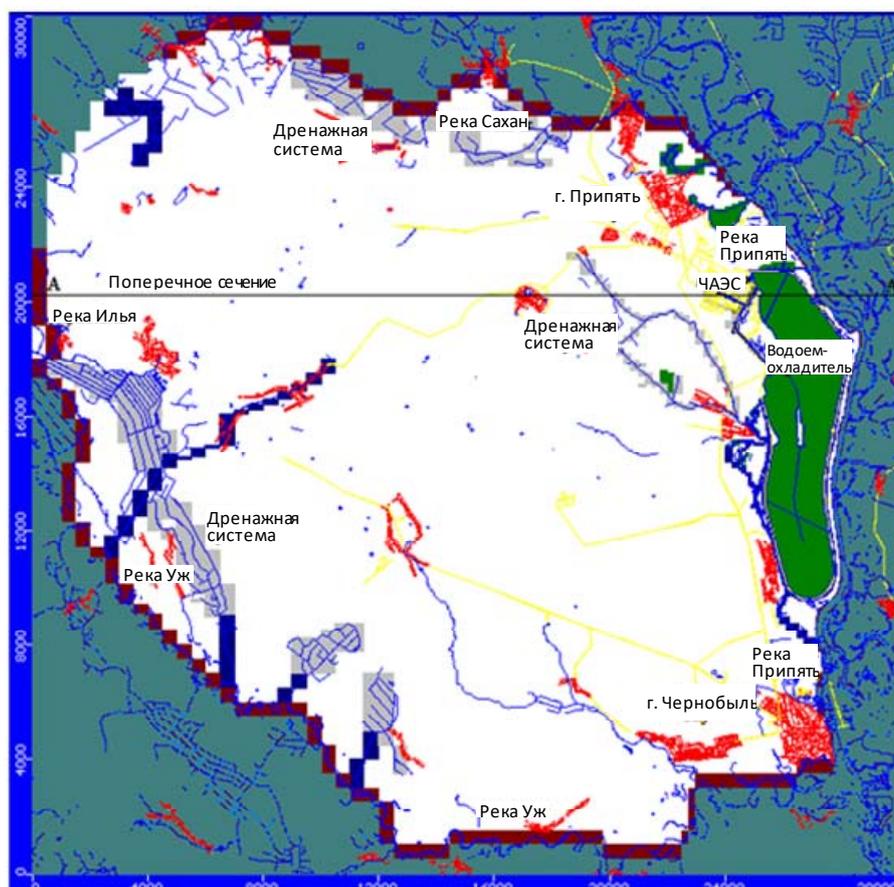


РИС. 39. Представление области потоков модели потоков грунтовых вод ЧЗО на численной сетке.

Эта модель охватывает два водоносных горизонта, принадлежащих к «зоне активного водообмена»: верхний незамкнутый в отложениях четвертичного-неогенового периода и нижний замкнутый водоносный горизонт в отложениях эоцена (РИС. 40). Незамкнутый водоносный горизонт отделен от замкнутого водоносного горизонта слабопроницаемым слоем, состоящим из глин и мергелей киевской свиты палеогена (подробные сведения о гидрогеологии площадки см. в разделе 2.2.2).

Общая калибровка модели была выполнена с использованием данных наблюдений уровней воды в контрольных скважинах, расположенных в ЧЗО. Соответствующими параметрами являлись значения гидравлической проницаемости водоносных горизонтов и фильтрационных, а также значения скорости инфильтрационной подпитки атмосферными осадками.

Данные эксперимента по контролируемому спуску воды в водоеме-охладителе (для оценки потерь на фильтрацию), проведенного в июле-августе 2001 года (см. раздел 2.1.4), использовались для калибровки модели по конкретным значениям гидравлической проницаемости геологических отложений дамбы и пойменных почв в окрестностях водоема-охладителя [74].

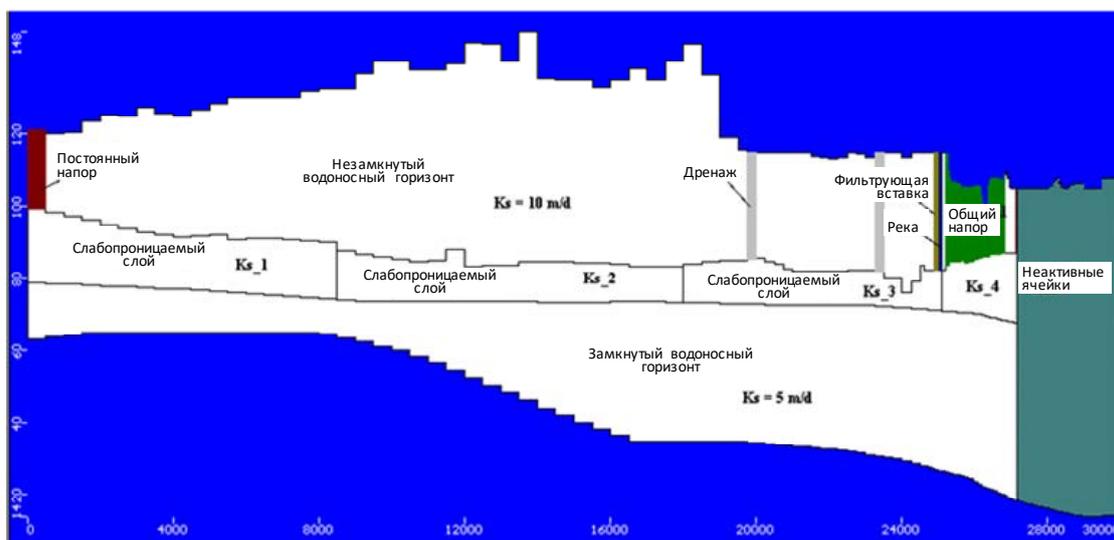


РИС. 40. Вертикальный разрез области потоков модели по линии А-А (линия разреза показана на РИС. 39).

Результаты калибровки модели изложены в ТАБЛИЦЕ 17. Было достигнуто хорошее согласие между моделированием и экспериментальными данными в отношении скорости сброса дренажных каналов водоема. Однако модель дала на ~20% меньший общий объем потерь на фильтрацию из водоема по сравнению с экспериментальными данными. Это может быть связано с тем, что экспериментальные данные, вероятно, включали концентрированные утечки через каналы суффляции на участке дамбы рядом с насосной станцией (см. раздел 2.1.3). Полученные значения гидравлической проницаемости (K_f) таковы: $K_f=10$ м/сутки для незамкнутого водоносного горизонта в четвертичных отложениях и $K_f=5$ м/сутки для замкнутого водоносного горизонта в эоценовых отложениях. Эти значения в разумных пределах соответствуют результатам гидравлических тестов, и они ближе к более высоким оценочным значениям гидравлической проницаемости по результатам полевых индикаторных тестов (см. раздел 3.4.1.1).

ТАБЛИЦА 17. СРАВНЕНИЕ ПОТЕРЬ НА ФИЛЬТРАЦИЮ НА ОСНОВЕ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ДАННЫХ И КАЛИБРОВКИ МОДЕЛИ ПОТОКОВ ГРУНТОВЫХ ВОД (по данным [74])

Источник данных	Дренажные каналы, м ³ /сутки	Общие потери на фильтрацию, м ³ /сутки
Эксперимент	176 000	290 000
Моделирование	179 000	232 000

Подробное описание региональной модели потоков грунтовых вод в ЧЗО можно найти в [72].

При анализе вывода из эксплуатации и восстановления водоема-охладителя описанная выше региональная модель потоков грунтовых вод использовалась для решения ряда задач моделирования: оценки временной динамики спуска воды в водоеме (раздел 4.2.3); прогнозирования конечных гидрогеологических условий (раздел 4.2.4); и для оценки влияния спуска воды в водоеме на гидрогеологические условия на других прилегающих опасных участках (раздел 4.6.2).

4.2.2. Методика моделирования спуска воды в водоеме

Ожидается, что спуск воды в водоеме-охладителе будет проходить в два этапа [74]:

1. Снижение уровня воды в водоеме с начальной величины (110,5–111,0 м) до примерно 106,0 м. На этом этапе должна быть сохранена целостность водной поверхности всего водохранилища. Когда уровень воды в водоеме упадет ниже ~107,0 м, дренажные каналы высохнут, а фильтрация по подповерхностному пути из водоема в реку Припять значительно увеличится.
2. Снижение уровня воды в отдельных остаточных водохранилищах в районе водоема с 106 м до ~104,5±1 м. Уровни воды в отдельных водохранилищах будут различаться в зависимости от баланса потоков притока и оттока грунтовых вод, испарения, осадков и т.д. (см. РИС. 37).

В условиях поддержания рабочего уровня в водоеме потери на фильтрацию значительно доминировали над потерями на испарение (см. раздел 2.1.4). Поэтому на ранних стадиях спуска воды в водоеме динамика процесса определяется прежде всего величиной потерь на фильтрацию и их изменением во времени. Потери на фильтрацию уменьшаются во времени вследствие комбинированного воздействия двух факторов: а) снижения воды в водоеме (и связанного с этим снижения разницы в гидравлическом напоре между водоемом и рекой Припять) и б) отступления береговой линии водоема и соответствующего увеличения длины пути потока от водоема до реки Припять.

Бугай и Скальский [74] смоделировали динамику спуска воды в водоеме, используя следующее обычное дифференциальное уравнение, описывающее баланс воды в водоеме.

Потери воды из водоема можно рассчитать следующим образом:

$$dV = -Q(h,t) dt,$$

где dV — изменение объема воды в водоеме (м^3); $Q(h,t)$ — потери воды из водоема, ($\text{м}^3/\text{день}$); dt — интервал времени (сутки).

Потери воды из водоема могут быть более подробно описаны как

$$Q(h,t) = Q_f dt + Q_e dt - V_p dt,$$

где Q_f — потери на фильтрацию ($\text{м}^3/\text{сутки}$); Q_e — потери на испарение ($\text{м}^3/\text{сутки}$); и V_p — осадки ($\text{м}^3/\text{сутки}$).

Подставляя выражение

$$dV = S(h) dh,$$

где $S(h)$ — площадь поверхности водоема (m^2), а dh — снижение уровня воды (м) в течение интервала времени dt , мы приходим к следующему обычному дифференциальным уравнению, описывающему динамику уровня воды в водоеме во времени

$$S(h) dh = -Q(h) dt,$$
$$\frac{dh}{dt} = -\frac{Q(h)}{S(h)},$$

Приведенное выше уравнение необходимо дополнить начальным условием

$$H|_{t=0} = H_0,$$

где H_0 — начальный уровень воды в водоеме в момент времени $t=0$.

Описанное выше нелинейное дифференциальное уравнение можно численно решить (например, используя методы Рунге-Кутты с линеаризацией или используя схему расчета типа «прогноз-коррекция») для расчета уровня воды в водоеме $h(t)$ в зависимости от времени.

Таким образом, для прогнозирования снижения уровня воды в водоеме необходимо знать функции $Q(h)$ (потери воды из водоема) и $S(h)$ (площадь водоема), которые зависят от уровня воды в водоеме.

Площадь поверхности воды в водоеме в зависимости от уровня воды в водоеме может быть определена с помощью цифровой модели рельефа (ЦМР) дна водоема (см. раздел 2.1.5.1, РИС. 7).

С целью оценки $Q(h)$ потери на фильтрацию из водоема оценивались для разных значений уровня воды в водоеме (h) с использованием описанной выше модели (раздел 4.2.1) региональных потоков грунтовых вод в Чернобыльской зоне.

После определения зависимости уровня воды от времени можно установить положение береговой линии и площадь поверхности водоема в зависимости от времени.

4.2.3. Прогнозируемые значения скорости спуска воды в водоеме для различных климатических сценариев

Скорость спуска воды в водоеме-охладителе была смоделирована для двух климатических сценариев («нормального» и «сухого сценария»), которые различались скоростью испарения и гидрогеологическими граничными условиями (ТАБЛИЦА 18) [74].

«Нормальный» сценарий соответствует среднегодовым метеорологическим и гидрологическим условиям Чернобыльской зоны отчуждения (см. раздел 2.2.1).

«Сухой» сценарий соответствует экстремальным условиям: минимальному количеству осадков, максимальному испарению открытой воды, минимальным значениям скорости инфильтрации, минимальным уровням воды в речной сети. Этот сценарий следует рассматривать в качестве «огИБающего» сценария.

ТАБЛИЦА 18. МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ И ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ДЛЯ «НОРМАЛЬНОГО» И «СУХОГО» СЦЕНАРИЕВ МОДЕЛИРОВАНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

Параметр	«Нормальный» сценарий	«Сухой» сценарий
Испарение с поверхности воды (с учетом осадков), мм/год	200	700
Инфильтрационное питание грунтовых вод в пойме реки Припять, мм/год	200	0
Уровень воды в реке Припять, м н.у.м.	103,2	102

Потери на фильтрацию из водоема в зависимости от уровня воды в водоеме, оцененные с помощью модели регионального потока грунтовых вод Чернобыльской зоны, показаны на РИС. 41. При снижении уровня воды в водоеме примерно на 3 метра (со 111 до 108 м н.у.м.) прогнозируется снижение потерь на фильтрацию примерно в 5 раз. При падении уровня воды ниже ~106 м н.у.м. водоем-охладитель разделяется на несколько изолированных водоемов. При этом уровне воды потери на фильтрацию из водоема сопоставимы с потерями на испарение, и дальнейшее снижение уровня воды будет в значительной степени определяться метеорологическими условиями.

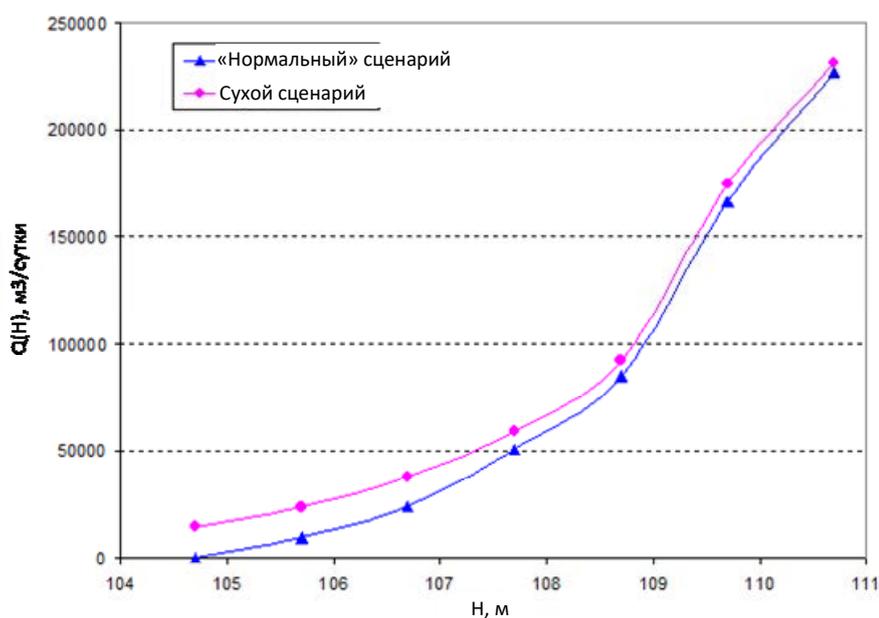


РИС. 41. Оценочные потери на фильтрацию из водоема в зависимости от уровня воды в водохранилище (по данным [74]).

На РИС. 42 показаны расчетные графики снижения уровня воды в водоеме в зависимости от времени в условиях естественного дренажа. Ожидаемое время снижения уровня воды в водоеме до 105 м н.у.м. варьируется по моделированным сценариям от 3 до 6 лет.

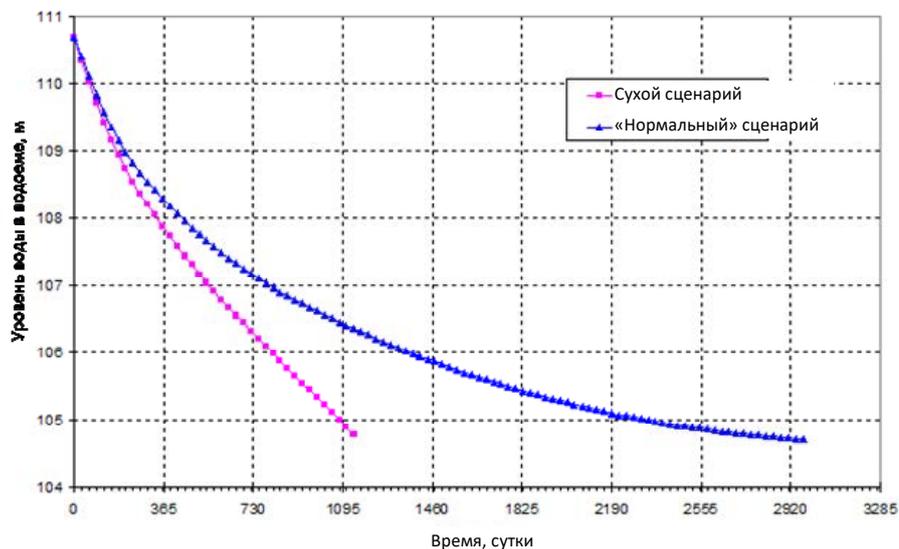


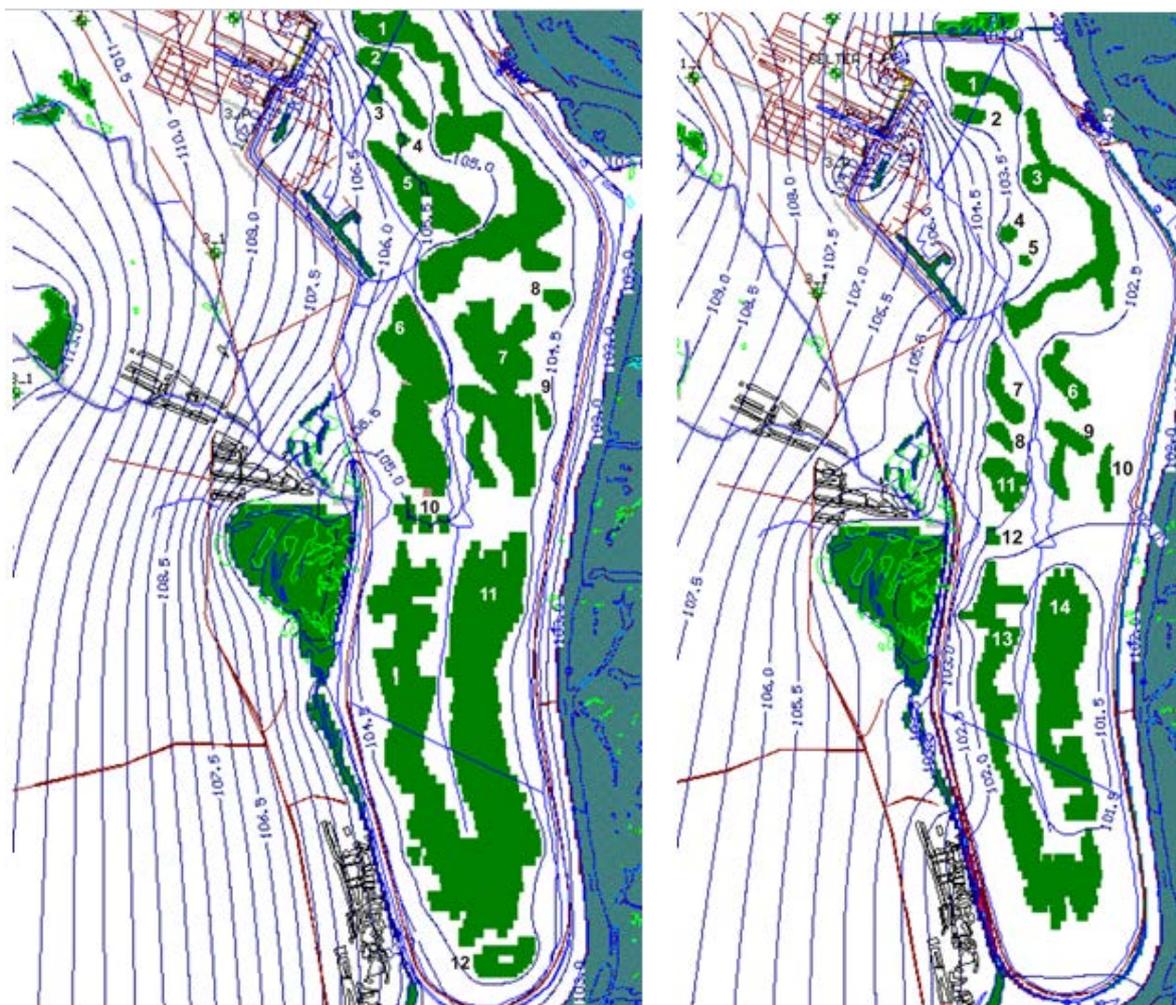
РИС. 42. Прогнозируемая динамика спуска воды в водоеме-охладителе для различных климатических условий (по данным [74]).

4.2.4. Конечные гидрогеологические условия для различных сценариев

Уровень воды в остаточных озерах в зоне дна водоема и соответствующая конфигурация береговой линии были определены с помощью модели потока грунтовых вод, описанной в разделе 4.2.1. Уровни воды были установлены «методом проб и ошибок», с тем чтобы соблюдались критерии водного баланса для остаточных озер (т.е. чтобы достигалось равновесие между притоком грунтовых вод в озёра и оттоком грунтовых вод и скоростью испарения; РИС. 37В).

Это было сделано для двух метеорологических сценариев, предполагающих «нормальные» и «сухие» условия (см. ТАБЛИЦУ 18).

Результаты моделирования показаны на РИС. 43 А и В. Можно видеть, что прогнозируемые уровни воды и конфигурация береговой линии остаточных озер значительно различаются в зависимости от предполагаемого метеорологического сценария.



(А) «Нормальный» климатический сценарий

(В) «Сухой» климатический сценарий

РИС. 43. Полученный путем моделирования прогноз конечных (равновесных) уровней воды в остаточных озерах в районе водоема-охладителя (по данным [41]).

Для «нормального» сценария уровень воды в остаточных озерах варьируется от 105,5 м н.у. на северо-западе дна водоема до 104,7 м в южной части бывшего водоема. Площадь обнаженных донных отложений составляет ~14,4 км² (РИС. 43А).

Для «сухого» сценария уровень воды в остаточных озерах варьируется от 103,3 м н.у.м. на северо-западе водоема до 101,2 м в южной части водоема. Площадь обнаженных донных отложений составляет ~18,6 км² (РИС. 43А).

Результаты моделирования грунтовых вод для «нормальных» и «сухих» климатических условий могут быть интегрированы с целью получения ожидаемого распределения различных ландшафтных территорий (сухих, постоянно затопленных водой, и «переходных» водно-болотных угодий) в водоеме-охладителе после его осушения (РИС. 44).

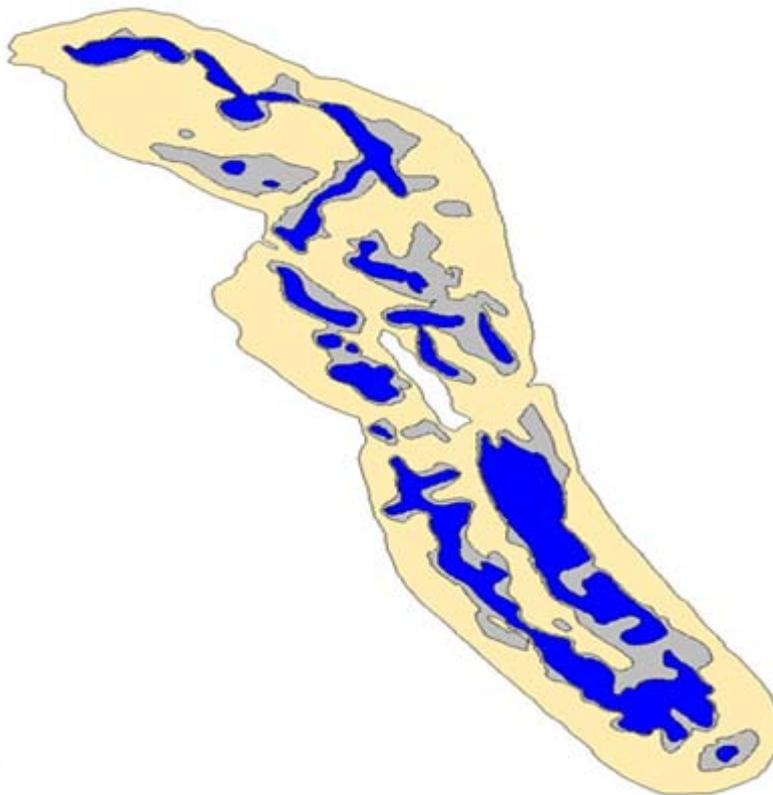


РИС. 44. Зоны прогнозируемой топографии дна водоема-охладителя после осушения: полностью осушенные (желтые); полностью покрытые водой (синие); а промежуточная зона (серая) должна рассматриваться как водно-болотные угодья в влажные времена года и подвергаться осушению и воздействию воздуха в засушливые времена (по данным [6]).

4.3. АНАЛИЗ РИСКОВ АТМОСФЕРНОГО ВЫНОСА РАДИОАКТИВНОСТИ

4.3.1. Атмосферное ресуспендирование высохших донных отложений

Систематический и комплексный анализ методом моделирования ветрового выноса высохших донных отложений водоема-охладителя проводился в 2001–2003 годах [5, 14, 37].

Эти исследования были дополнительно уточнены в ходе технико-экономического обоснования вывода из эксплуатации водоема-охладителя [8, 75].

4.3.1.1. Экспериментальные исследования атмосферного ресуспендирования донных отложений из высохших водоемов в 30 км зоне

Описанные выше модельные исследования были дополнены экспериментальной программой, направленной на оценку параметров, определяющих вторичный вынос радиоактивных аэрозолей из высохших донных отложений в реальных условиях Чернобыльской зоны отчуждения [37].

Экспериментальные исследования ресуспендирования высохших донных отложений были проведены в 2001 году на участке на левом берегу реки Припять, расположенном в 1–2 км к северо-востоку от ЧАЭС на осушенной ранее заболоченной территории. Донные отложения на заболоченной территории были похожи на те, которые встречаются на мелководье в водоеме-охладителе. Экспериментальные исследования включали измерение концентраций активности радионуклидов в воздухе и состава рассеянных в воздухе аэрозолей (с использованием кониметров), а также измерение скорости осаждения радиоактивных аэрозолей на горизонтальные планшеты. В список проанализированных радионуклидов вошли ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$.

Было установлено, что [37]:

- коэффициенты ресуспендирования для всех радионуклидов были практически одинаковыми и составляли около $5 \times 10^{-10} \text{ м}^{-1}$;
- средние скорости сухого осаждения радиоактивных аэрозолей были одинаковыми для всех радионуклидов со значениями порядка 2 см с^{-1} ;
- активностный медианный аэродинамический диаметр (АМАД) для всех радионуклидов составлял около 15 мкм (ТАБЛИЦА 19).

Одинаковые (или весьма близкие) значения коэффициентов ресуспендирования, скоростей осаждения и размерного состава аэрозолей для различных радионуклидов показывали, что все эти радионуклиды, вероятно, присутствовали в одной и той же химической и физической форме, т.е. в форме горячих топливных частиц [37]:

Этот вывод исследований ресуспендирования радиоактивных аэрозолей для донных отложений согласуется с данными о составе радионуклидов в донных отложениях водоема-охладителя (см. раздел 3.2.4), которые показывают, что ^{90}Sr и изотопы трансурановых элементов в донных отложениях водоема-охладителя были в основном связаны с горячими топливными частицами.

Для оценки потенциального атмосферного воздействия, связанного с высохшими донными отложениями водоема-охладителя, были применены производные параметры.

ТАБЛИЦА 19. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОСТИ В СООТВЕТСТВИИ СО ЗНАЧЕНИЯМИ АЭРОДИНАМИЧЕСКОГО ДИАМЕТРА ДЛЯ ВЫСОХШИХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ (СРЕДНИЕ ЗНАЧЕНИЯ) (по данным [37])

Активностный медианный аэродинамический диаметр (АМАД), мкм	Доля аэрозоля в радиоактивном загрязнении
<0,9	0,017
0,9–2,4	0,012
2,4–6,8	0,099
6,8–15	0,175
15–32	0,460
>32	0,237

4.3.1.2. *Сценарии атмосферного выноса высохших донных отложений из водоема-охладителя*

Моделирование атмосферного выноса радиоактивности из водоема-охладителя проводилось по двум сценариям, описанным ниже [37].

Сценарий 1: атмосферный вынос в течение года при «нормальных» среднегодовых метеорологических условиях. Использовалось значение коэффициента ресуспендирования, равное $5 \times 10^{-10} \text{ м}^{-1}$ (см. предыдущий раздел).

Сценарий 2: пылевая буря в летний период продолжительностью 3 суток со скоростью ветра 15 м/с. Предполагалась категория D устойчивости атмосферы. В этом сценарии используется консервативное значение коэффициента ресуспендирования $1 \times 10^{-7} \text{ м}^{-1}$.

Предполагаемые параметры пылевой бури были основаны на данных метеорологических данных Чернобыльской зоны отчуждения [76]. Вероятность такого сценария составляет приблизительно $0,01 \text{ у}^{-1}$ [75].

При расчетах атмосферного выноса предполагалась максимальная площадь высохших донных отложений водоема-охладителя $\approx 18 \text{ км}^2$ (см. раздел 4.2.4).

Дно осушенного водоема-охладителя рассматривалось как плоский участок с неоднородным распределением загрязнения, основываясь на данных исследований по картированию донных отложений (см. раздел 3.2.3).

В число конечных точек вычислений входят:

- дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu и ^{241}Am , и

- дозы для контрольных лиц, вызванные вдыханием радиоактивных аэрозолей, которые подверглись ресуспендированию из осушенных частей водоема-охладителя.

Расчеты проводились для референтного взрослого человека (например, сотрудника), находившегося на территории промышленной площадки ЧАЭС и в городе Чернобыль.

4.3.1.3. *Методология моделирования атмосферной дисперсии радиоактивности*

Атмосферный перенос аэрозолей моделировался с использованием стандартной гауссовской модели дисперсии [77, 78].

Для целей расчета осушенное дно водоема-охладителя было разделено на квазиоднородные (с точки зрения плотности загрязнения верхнего слоя отложения) элементарные участки размером 25 м x 25 м (точечные источники). Концентрации радионуклидов в воздухе рассчитывались путем интеграции по всем осушенным участкам (т.е. суперпозиции большого количества точечных источников), а также путем интеграции по размерному составу аэрозолей.

Осушенным и примыкающим поверхностям был присвоен параметр шероховатости 10 см.

Эффективная интенсивность точечного источника радиоактивного выброса (т.е. участка 25 м x 25 м) была рассчитана с использованием следующего выражения;

$$q = K_a \times A_o \times S \times U,$$

где A_o — средняя плотность поверхностного загрязнения верхнего слоя (0–1 см) донных отложений (кБк/м²), U — скорость ветра (м/с), S — площадь источника (м²), а K_a — коэффициент ресуспендирования (м⁻¹).

4.3.1.4. *Дозиметрическая модель*

Расчеты доз, вызванных ингаляционным поступлением ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am, были выполнены с использованием дозовой модели дыхательных путей человека, представленной в публикации МКРЗ № 66 [79]. Предполагаемый референтный объем вдыхаемого воздуха для взрослого человека составлял 2,25 м³/год. Рассматриваемые радионуклиды не достигают равновесного состояния в организме за моделированные короткие периоды их поступления в организм, и по этой причине была рассчитана эффективная эквивалентная доза за 50 лет (ЭЭД за 50 лет). (Этот последний подход соответствует рекомендациям Украинского регулирующего документа НРБУ-97 [80]). Для каждого радионуклида процессы перераспределения в организме человека были описаны с использованием биокинетических моделей, представленных в публикации МКРЗ № 30 [81].

4.3.1.5. Результаты расчетов атмосферного переноса

Результаты расчетов атмосферного переноса для сценария 1 («нормальные» условия ветра) и сценария 2 («пылевая буря») обобщены в ТАБЛИЦЕ 20 (вторичное загрязнение территории в результате осадения из атмосферы) и в ТАБЛИЦЕ 21 (результатирующие ингаляционные дозы для референтных лиц). С целью оценки дополнительного загрязнения в городе Чернобыль среднее значение было рассчитано для 5 точек, равномерно покрывающих территорию города; для территории промышленной площадки ЧАЭС было использовано среднее значение для 6 точек, расположенных на расстояниях от 25 м до 200 м от водоема-охладителя.

На РИС. 45–47 приведены примеры графиков, показывающих дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs вследствие атмосферного выноса загрязненных донных отложений из осушенных участков водоема для различных сценариев. Характер загрязнения территории другими радионуклидами, как правило, коррелирует с загрязнением ^{137}Cs .

Можно заметить, что дополнительное вторичное загрязнение территории вследствие ветрового переноса радионуклидов из высохших донных отложений будет весьма низким по сравнению с существующим загрязнением территории, образовавшимся в 1986 году.

Дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs на площадке ЧАЭС в рамках «нормального» сценария оценивается в $6,4 \text{ Бк/м}^2$, в то время как существующие уровни загрязнения территории, прилегающей к водоему-охладителю, ^{137}Cs составляют по порядку величины от $\sim 100 \text{ кБк/м}^2$ до $\sim 1 \text{ МБк/м}^2$ (см. раздел 3.7.1).

ТАБЛИЦА 20. ОЦЕНОЧНЫЕ УРОВНИ ВТОРИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ В РЕЗУЛЬТАТЕ ОСАЖДЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ, ПЕРЕНОСИМЫХ ВЕТРОМ СО ДНА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ (по данным [75])

Радионуклид	ЧАЭС		г. Чернобыль	
	«Нормальный» сценарий	Пылевая буря	«Нормальный» сценарий	Пылевой шторм
^{137}Cs , Бк/м ²	6,4	37	0,08	5
^{90}Sr , Бк/м ²	1,5	7,4	0,02	1
$^{238, 239, 240}\text{Pu}$, Бк/м ²	0,07	0,33	9×10^{-4}	0,05
^{241}Am , Бк/м ²	0,08	0,4	0,001	0,06

ТАБЛИЦА 21. РАСЧЕТНАЯ ИНГАЛЯЦИОННАЯ ЭЭД ЗА 50 ЛЕТ ДЛЯ ПЕРСОНАЛА, СВЯЗАННАЯ С АТМОСФЕРНЫМ ПЕРЕНОСОМ РАДИОАКТИВНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ ВЕТРОМ СО ДНА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ, мкЗв (по данным [75])

Сценарий	Место нахождения	
	ЧАЭС	г. Чернобыль
«Нормальный» сценарий	0,52	0,009
Пылевая буря	3,0	0,34

Уровни загрязнения в результате пылевых бурь могут быть на порядок выше по сравнению с «нормальными» условиями, но пылевая буря может потенциально добавить только 0,02% год⁻¹ или менее к существующему уровню загрязнения окружающей территории [75].

Расчетная ингаляционная ЭЭД за 50 лет для персонала, связанная с атмосферным переносом радиоактивных аэрозолей ветром со дна водоема-охладителя для всех сценариев, находилась в диапазоне единиц микрозивертов, который является безопасным диапазоном доз.

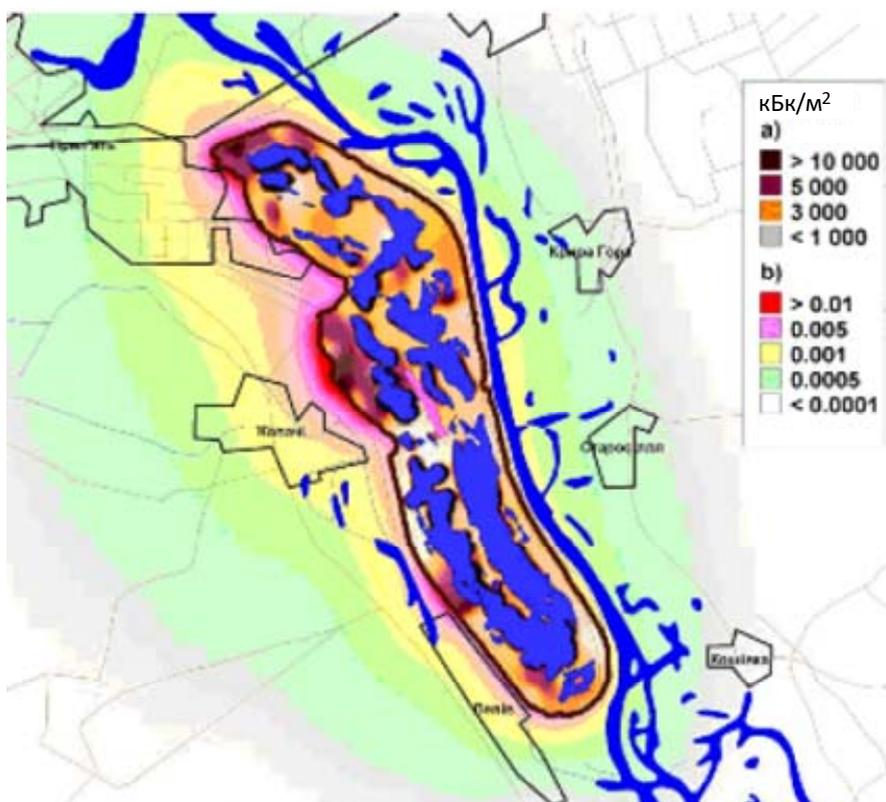


РИС. 45. Дополнительное загрязнение территории ¹³⁷Cs, связанное с атмосферным переносом загрязненных донных отложений из осушенных участков водоема для «нормального» сценария:

а) плотность поверхностного загрязнения осушенного участка водоема; б) плотность поверхностного загрязнения окружающей территории (по данным [75]).

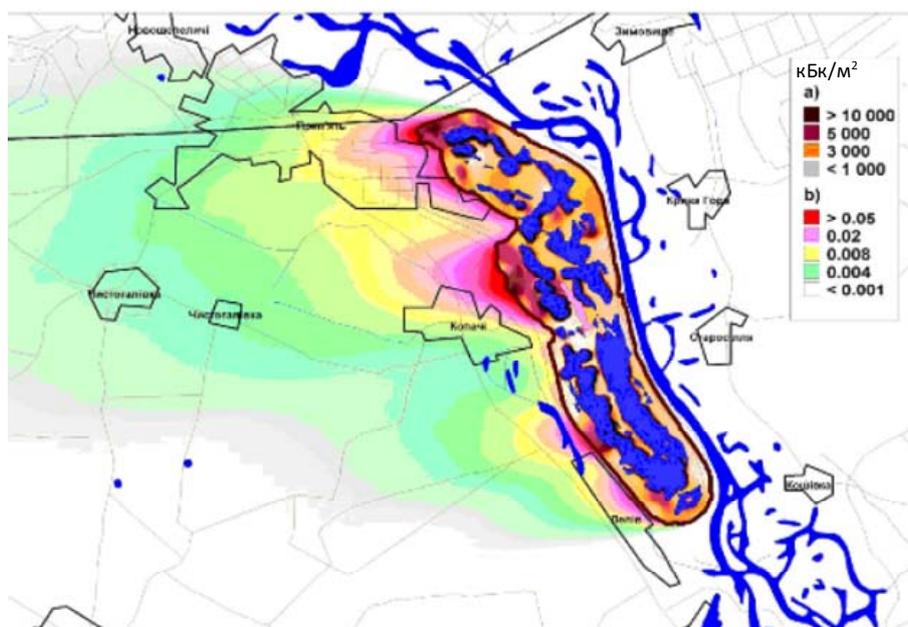


РИС. 46. Дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs , связанное с атмосферным переносом загрязненных донных отложений из осушенных участков водоема для сценария «пылевой бури» при направлении ветра в сторону ЧАЭС: а) плотность поверхностного загрязнения осушенного участка водоема; б) плотность поверхностного загрязнения окружающей территории (по данным [75]).

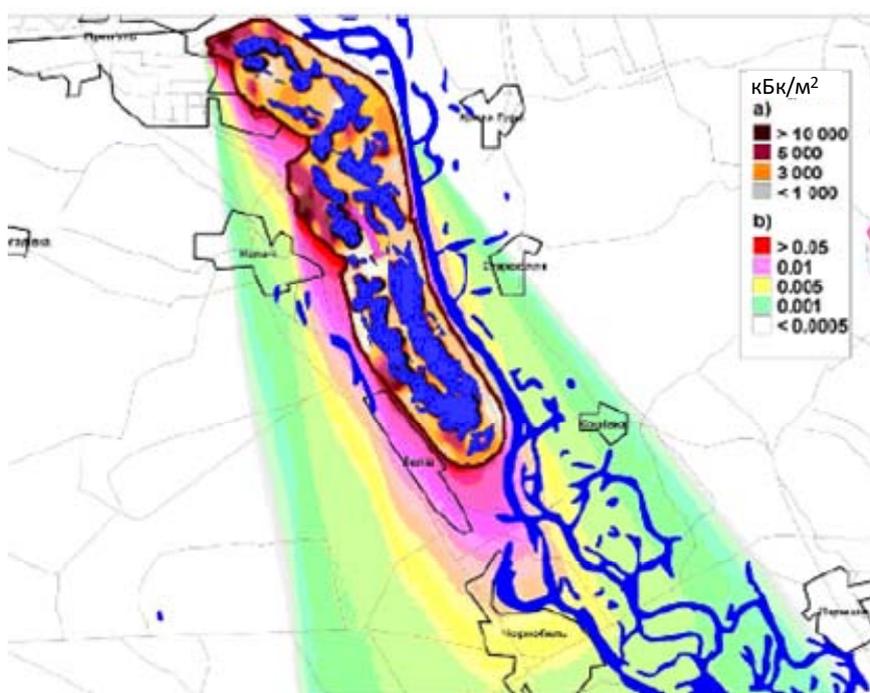


РИС. 47. Дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs , связанное с атмосферным переносом загрязненных донных отложений из осушенных участков водоема для сценария «пылевой бури» при направлении ветра в сторону города Чернобыля: а) плотность поверхностного загрязнения осушенного участка водоема; б) плотность поверхностного загрязнения окружающей территории (по данным [75]).

4.3.2. Пожар сухой загрязненной растительности на осушенном дне водоема

4.3.2.1. Сценарий пожара сухой растительности на осушенном дне водоема

Одним из потенциально опасных сценариев атмосферного переноса радиоактивности является пожар сухой растительности на поверхности загрязненных отложений в водоеме-охладителе в течение сухого периода года [37, 75].

Смоделированный сценарий предполагал возгорание загрязненной растительности на высохших донных отложениях и ветровой перенос радиоактивных продуктов горения биомассы (пепла, остатков не полностью сгоревших фрагментов биомассы). Предполагалась скорость ветра 1 м/с в направлении ЧАЭС или города Чернобыля, а также категория D устойчивости атмосферы. Предполагаемая продолжительность события составила 5 дней.

4.3.2.2. Методология и параметры моделирования

Аналогично сценарию ветрового выноса высохших донных отложений, для моделирования атмосферного переноса радиоактивности вследствие пожара сухой растительности на высохшем дне водоема использовалась гауссовская модель, а при расчетах атмосферного переноса предполагалась максимальная площадь высохших донных отложений водоема-охладителя $\approx 18 \text{ км}^2$ (см. раздел 4.2.4).

Согласно справочным данным [82], плотность растительной биомассы на осушенном участке дна водоема-охладителя предположительно составляла $0,2 \text{ кг/м}^2$ для постоянно осушенных зон и 2 кг/м^2 для сезонных подтопляемых зон дна водоема (см. раздел 4.2.4).

Параметры конкретных радионуклидов для сценария пожара сухой растительности перечислены в ТАБЛИЦЕ 22.

Предполагалось, что доля биомассы, которая при пожаре вновь поступает в атмосферу, составляет 1%. Это последнее значение и данные АМАД для радиоактивных аэрозолей (ТАБЛИЦА 22) основаны на экспериментальных данных по травянистым пожарам в Чернобыльской зоне [83]. Коэффициенты переноса радионуклидов на растительность основаны на данных [46].

ТАБЛИЦА 22. ПАРАМЕТРЫ КОНКРЕТНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ДЛЯ СЦЕНАРИЯ ПОЖАРА СУХОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ВЫСОХШЕМ ДНЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

Радионуклид	АМАД, мкм	Коэффициент переноса на растительность (Бк/кг)/(Бк/кг)
^{137}Cs	12	5,0
^{90}Sr	23	7,3
Изотопы Pu	10	$3,9 \times 10^{-3}$
^{241}Am	10	$4,8 \times 10^{-2}$

4.3.2.3. Результаты расчетов атмосферного переноса

Результаты расчетов атмосферного переноса представлены в ТАБЛИЦЕ 23. Пример графика, показывающего дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs вследствие атмосферного переноса радиоактивности в случае лугового пожара на осушенных участках водоема, представлен на РИС. 48.

В случае лугового пожара на осушенном дне водоема расчетное вторичное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr территории, примыкающей к ЧАЭС, вследствие осаждения радиоактивных аэрозолей (см. ТАБЛИЦУ 23), оказывается более высоким по сравнению с другими рассмотренными сценариями атмосферного переноса радиоактивности (ТАБЛИЦА 22), однако даже в этом случае оно по-прежнему в 1500–3000 раз ниже минимальных существующих уровней загрязнения территории, примыкающей к водоему.

Полученные в результате этого ингаляционные дозы для персонала также находятся в диапазоне пренебрежимо малых (мкЗв) значений (см. ТАБЛИЦУ 23).

ТАБЛИЦА 23. РАСЧЕТНОЕ ВТОРИЧНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ ВСЛЕДСТВИЕ ОСАЖДЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ И ИНГАЛЯЦИОННЫЕ ДОЗЫ ДЛЯ ПЕРСОНАЛА ПРИ ПОЖАРЕ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ДНЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ (по данным [75])

Место	ЧАЭС	г. Чернобыль
Вторичное загрязнение территории	н.д.	н.д.
^{137}Cs , Бк/м ²	58	12
^{90}Sr , Бк/м ²	55	8,5
$^{238}, ^{239}, ^{240}\text{Pu}$, Бк/м ²	$4,5 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-5}$
^{241}Am , Бк/м ²	$7,5 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-3}$
Ингаляционная ЭЭД за 50 лет для персонала, мкЗв/год	1,9	0,3

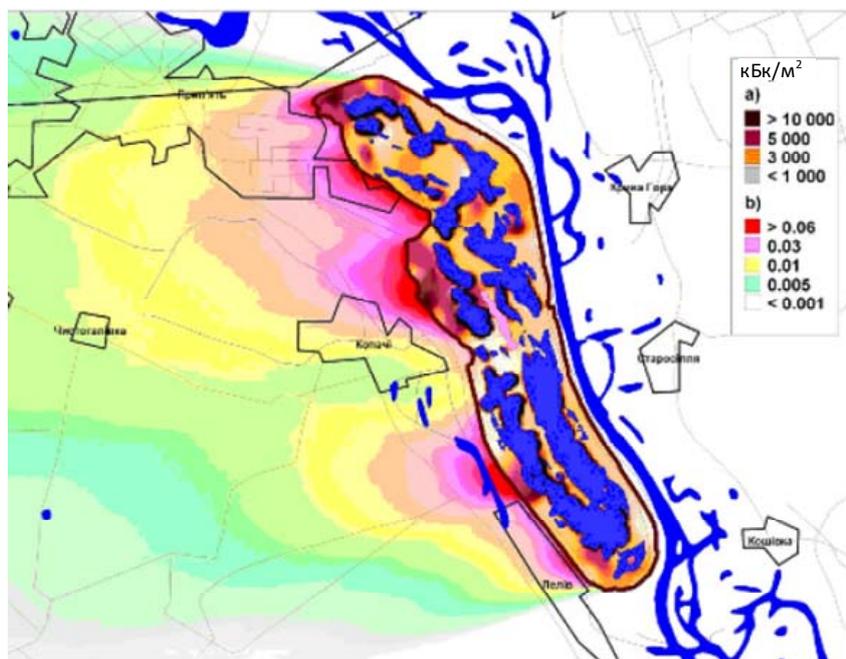


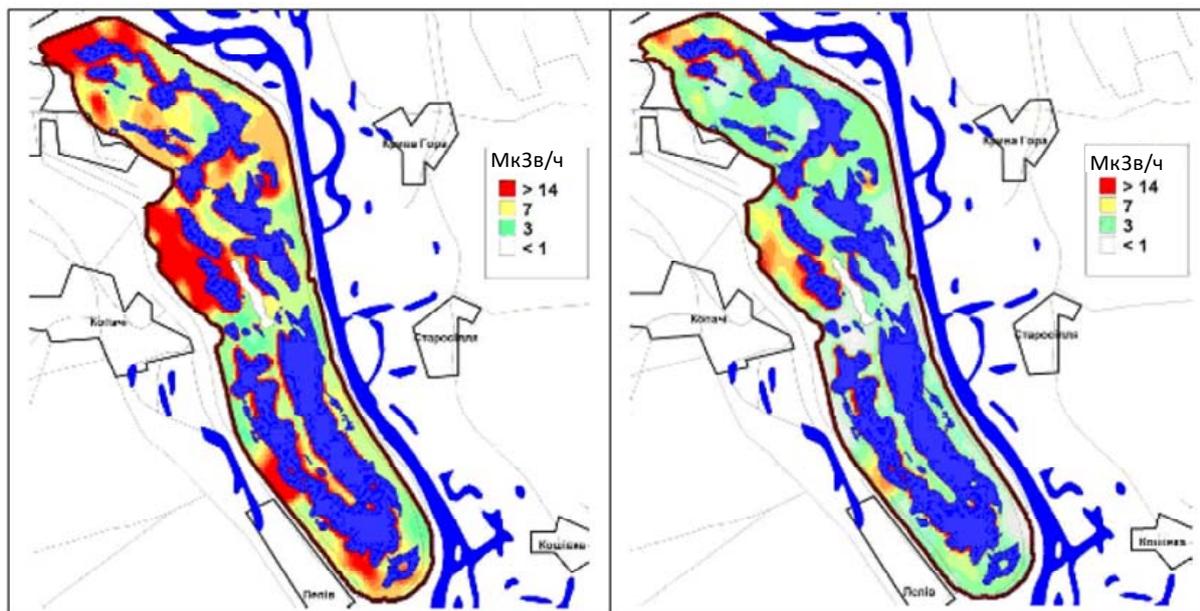
РИС. 48. Дополнительное загрязнение территории ^{137}Cs вследствие атмосферного переноса радиоактивности в случае пожара на осушенном дне водоема, для направления ветра в сторону ЧАЭС: а) плотность поверхностного загрязнения осушенного участка водоема; б) плотность поверхностного загрязнения окружающей территории (по данным [75]).

4.4. МОЩНОСТИ ДОЗЫ ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ОТ ВЫСОХШИХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

После спуска воды в водоеме высохшие донные отложения будут представлять собой источник потенциального внешнего облучения персонала ЧАЭС и прилегающих объектов.

Оценка мощности дозы внешнего гамма-излучения на осушенном дне водоема-охладителя на высоте 1 м над поверхностью почвы была проведена в [75]. Карты загрязнения донных отложений, описанные в разделе 3.2.3, использовались в качестве входных данных для расчетов дозы. Результаты показаны на РИС. 49. При оценке дозы использовались две модели, предполагающие различные типы вертикального распределения активности в донных отложениях на основе коэффициентов преобразования доз, разработанных в [84]. Первая наиболее консервативная модель предполагала, что запас активности содержится в поверхностном слое донных отложений (РИС. 49А). Вторая, более реалистичная модель предполагала, что запас активности равномерно распределен в верхнем 5 см слое донных отложений (РИС. 49В).

На основании расчетов наиболее высокие мощности дозы внешнего облучения от донных отложений ожидаются в северо-западной части осушенного дна водоема и в зоне, близкой к устью сбросного канала водоема-охладителя. Ожидалось, что на большинстве сильно загрязненных участков осушенного дна водоема может быть оправдано осуществление восстановительных мер [75].



(А) Мощность дозы внешнего облучения для модели поверхностного распределения активности

(В) Мощность дозы внешнего облучения для модели распределения активности в 5 см слое.

РИС. 49. Расчетное распределение мощности дозы внешнего гамма-излучения на осушенном дне водоема-охладителя на высоте 1 м над поверхностью почвы (по данным [75])

4.5. ПОВЫШЕННАЯ ПОДВИЖНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ В ВЫСОХШИХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

Как было обсуждено в разделе 3.2.4, запас активности изотопов ^{90}Sr , ^{241}Am и Pu в донных отложениях водоема-охладителя был, по данным исследований, проведенных в 1999–2012 годах, в основном связан с нерастворенными частицами ядерного топлива [6, 16, 19, 29, 34, 37].

Низкая растворимость топливных частиц в донных отложениях водоема-охладителя была обусловлена анаэробными условиями, вызванными окислением органического вещества в донных отложениях [6, 34, 37].

Ожидалось, что в результате спуска воды в водоеме скорость растворения топливных частиц в подвергающихся воздействию атмосферы донных отложениях может значительно возрасти вследствие доступа атмосферного кислорода, а также вследствие подкисления почв в результате воздействия биогеохимического процесса в обнаженных отложениях [6, 29, 34, 37].

Булгаков и др. [34] прогнозировали уровень подкисления высохших отложений по данным справочной литературы о снижении рН почвы во времени после известкования почвы. На основании этих исследований было предсказано значительное увеличение растворения топливных частиц в открытых воздействию атмосферы отложениях водоема по сравнению с уровнем в затопляемых отложениях (РИС. 50).

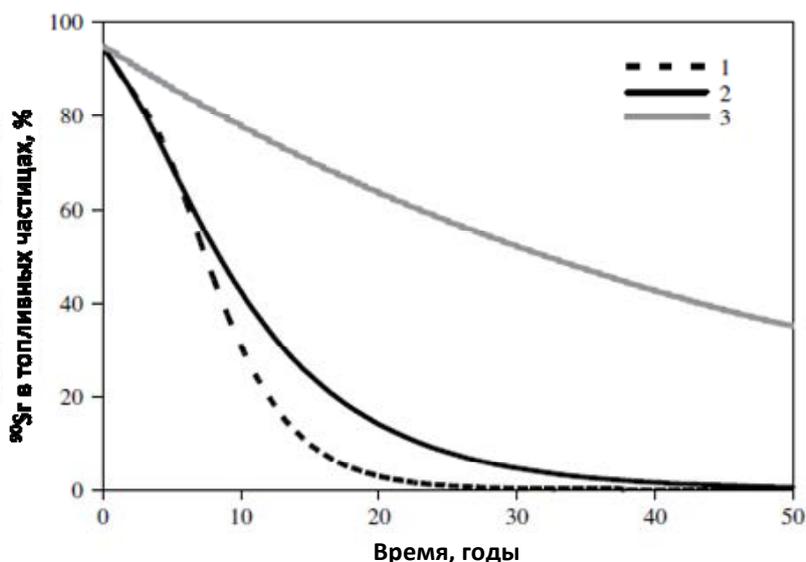


РИС. 50. Прогнозирование доли ^{90}Sr , сохраняющейся в топливных частицах, в зависимости от времени после снижения уровня воды в водоеме-охладителе. 1 — открытые отложения в основной части водоема; 2 — открытые отложения в прилегающей к ЧАЭС части водоема; 3 — затопляющие отложения [34].

В качестве фактора, который может приводить к увеличению переноса радиоактивности на растительность, а также способствовать выносу радионуклидов в грунтовых водах к реке Припять, рассматривалась возможность повышения интенсивности высвобождения радионуклидов в мобильные химические формы из донных отложений водоема.

4.6. ВЛИЯНИЕ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ НА ВЫНОС РАДИОНУКЛИДОВ В РЕКУ ПРИПЯТЬ И ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ НА ПЛОЩАДКЕ ЧАЭС

4.6.1. Вынос радионуклидов в грунтовых водах в реку Припять

4.6.1.1. Изменения гидродинамики движения грунтовых вод при спуске воды в водоеме

Для прогнозирования процесса миграции радионуклидов в грунтовых водах в условиях спуска воды в водоеме важно понимать соответствующие изменения гидродинамики движения грунтовых вод.

Для анализа закономерностей движения грунтовых вод при спуске воды в водоеме Бугай и Скальский [41] использовали двухмерную модель разреза потока грунтовых вод, описывающую процесс фильтрации в системе «водоем-охладитель — дренажные каналы — реки Припять/Глиница». Эта модель охватывает геологический разрез, ориентированный перпендикулярно оси водоема, с общей горизонтальной протяженностью 2600 м (РИС. 51).

Модель потока грунтовых вод включает (сверху вниз) незамкнутый водоносный горизонт в четвертичных аллювиальных отложениях, слой водоупорного мергеля эоцена и замкнутый водоносный горизонт в песчаных отложениях эоцена (подробнее о гидрогеологии участка см. в разделе 2.2.2). Модель потока грунтовых вод была разработана с помощью программного обеспечения Visual MODFLOW [73].

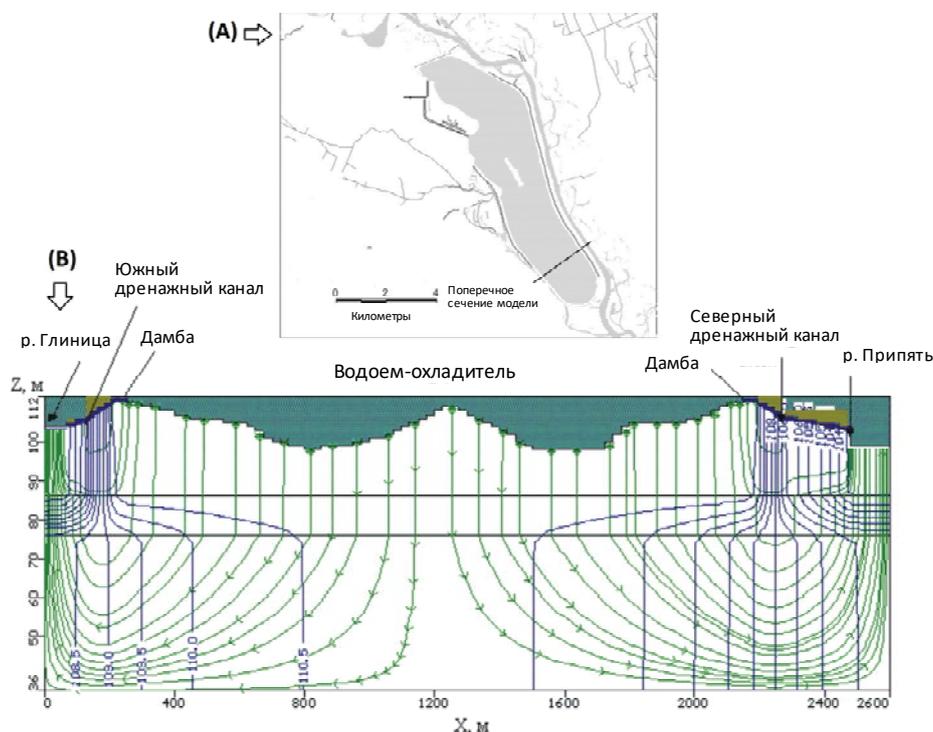


РИС. 51. Двухмерная модель разреза, описывающая процесс движения грунтовых вод в системе «водоем-охладитель — дренажные каналы — река Припять/река Глиница». (А) — положение разреза модели; (В) — диаграмма движения потоков в области, охватываемой моделью (изолинии гидравлического напора синего цвета и линии путей движения потоков зеленого цвета), соответствующая уровню воды в водоеме $H=110,8$ м н.у.м. (по данным [41]).

Иллюстративные расчеты движения грунтовых вод проводились по трем значениям уровня воды в водоеме-охладителе: 110,8 н.у.м. (рабочий уровень воды), 106 н.у.м. (промежуточный уровень в водоеме в процессе снижения уровня) и 104,7 н.у.м. (долгосрочный уровень в остаточном озере после частичного осушения водоема, близкий к «равновесному» состоянию, см. раздел 4.2). Результаты расчетов приведены в ТАБЛИЦЕ 24 и ТАБЛИЦЕ 25.

Развитие гидродинамических условий при спуске воды в водоеме определяется двумя ключевыми факторами: 1) снижением разницы в гидравлическом напоре между водоемом и контурами дренажа (реки Припять и Глиница), и 2) отступлением береговой линии водоема, а также увеличением расстояния между уменьшающимся водоемом и дренажными контурами.

Отступление береговой линии водоема можно проиллюстрировать следующими числовыми значениями: для уровня воды в водоеме $H_p=110,8$ м среднее расстояние до реки Припять составляет 270 м; для уровня воды в водоеме 106 м расстояние до реки Припять увеличивается до 450 м; для уровня воды в водоему 104,7 м расстояние до реки Припять достигает 570 м (для рассматриваемого сечения водоема).

ТАБЛИЦА 24. ЗАВИСИМОСТЬ ПОТЕРЬ НА ФИЛЬТРАЦИЮ ОТ УРОВНЯ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ (по данным [41])

Уровень воды в водоеме, м н.у.м.	Фильтрация воды на 1 м длины дамбы, м ² /день			
	р. Припять (103,4 м н.у.м.)	Северный дренажный канал (106,2 м н.у.м.)	р. Глиница (104 м н.у.м.)	Южный дренажный канал (105,5 м н.у.м.)
110,8	4,2	8,1	6,1	7,8
106	1,6	н.д.	1,3	н.д.
104,7	0,75	н.д.	0,47	н.д.

В результате в процессе спуска воды в водоеме происходит значительное уменьшение потерь на фильтрацию из водоема в реку Припять (т.е. в ≈ 10 раз для $H_p=106$ м н.у.м. и в ≈ 20 раз для $H_p=104,7$ м н.у.м.; см. ТАБЛИЦУ 24). Параллельно снижаются скорости фильтрации грунтовых вод и увеличиваются времена перемещения грунтовых вод из водоема-охладителя в реки Припять и Глиница. В частности, время перемещения воды из водоема в реки увеличивается с 2 месяцев (для рабочих условий водоема) до 20–40 лет (для уровня водоема 104,7 м н.у.м.). (См. ТАБЛИЦУ 25).

Соответственно, можно ожидать значительного уменьшения потоков активности в грунтовых водах и увеличения времени грунтового перемещения радионуклидов из водоема-охладителя в речную систему [41].

ТАБЛИЦА 25. ЗАВИСИМОСТЬ СКОРОСТЕЙ ДВИЖЕНИЯ ГРУНТОВЫХ ВОД ИЗ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В КОНТУРЫ СБРОСА ОТ УРОВНЯ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ (по данным [41])

Уровень воды в водоеме, м н.у.м.	Поровая скорость потока грунтовых вод, м/год (время перемещения грунтовых вод указано в скобках)			
	р. Припять (103,4 м н.у.м.)	Северный дренажный канал (106,2 м н.у.м.)	р. Глиница (104 м н.у.м.)	Южный дренажный канал (105,5 м н.у.м.)
110,8	162 м/год (20 месяцев)	420 м/год (2 месяца)	195 м/год (8 месяцев)	420 м/год (2 месяца)
106	64 м/год (7 лет)	н.д.	54 м/год (7 лет)	н.д.
104,7	25 м/год (23 года)	н.д.	13,5 м/год (37 лет)	н.д.

4.6.1.2. Оценка миграции радионуклидов в грунтовых водах из высохших донных отложений в реку Припять

В случае осушения донных отложений водоема-охладителя изменчивая и более агрессивная биохимическая и геохимическая среда (повышенный доступ кислорода, подкисление отложений и т.д.; см. раздел 4.5) может способствовать более высоким скоростям растворения топливных частиц, содержащихся в донных отложениях, и последующей миграции радионуклидов в грунтовые воды.

Консервативная оценка выноса радионуклидов в грунтовые воды из высохших донных отложений была проведена в [41]. При моделировании использовалось инструментальное средство NORMALYSA (NORM and Legacy Site Assessment) (<http://project.facilia.se/normalysa/software.html>) [85] на базе программной платформы Ecolego 6 (<http://ecolego.facilia.se/ecolego/show/Software>).

Расчеты проводились для ^{90}Sr , который является радионуклидом, имеющим первоочередное значение с точки зрения путей распространения грунтовых вод (см. раздел 3.4.1.2). Общая схема миграции радионуклидов в грунтовые воды из осушенных донных отложений водоема-охладителя в реку Припять показана на РИС. 52. На этом рисунке показан схематический разрез водоносного горизонта между остаточным озером и рекой Припять. Предполагается, что радионуклиды из загрязненного слоя донных отложений проникают через ненасыщенную зону в водоносный горизонт и переносятся горизонтальным потоком в водоносном горизонте в направлении реки Припять.

Для моделирования высвобождения радиоактивности из осушенных донных отложений использовалась модель выщелачивания радионуклидов из почвы, описанная в [86]. Эта модель предполагала, что весь запас радионуклидов, содержащийся в загрязненном слое почвы (донном отложении), находился в подвижной (обменной) форме. Перенос радионуклидов в ненасыщенной зоне и водоносном горизонте моделировался с помощью уравнения адвекции-диффузии с учетом поглощения радионуклидов почвенной матрицей (с использованием модели K_d) и радиоактивного распада.

В расчетах движения грунтовых вод использовались следующие консервативные значения K_d для ^{90}Sr : 10 л/кг для донных отложений и 1 л/кг для почв ненасыщенной зоны и водоносного горизонта. Предполагалось, что скорость инфильтрации воды составляет 0,2 м/год, что является типичным значением для пойменных районов реки Припять [69].

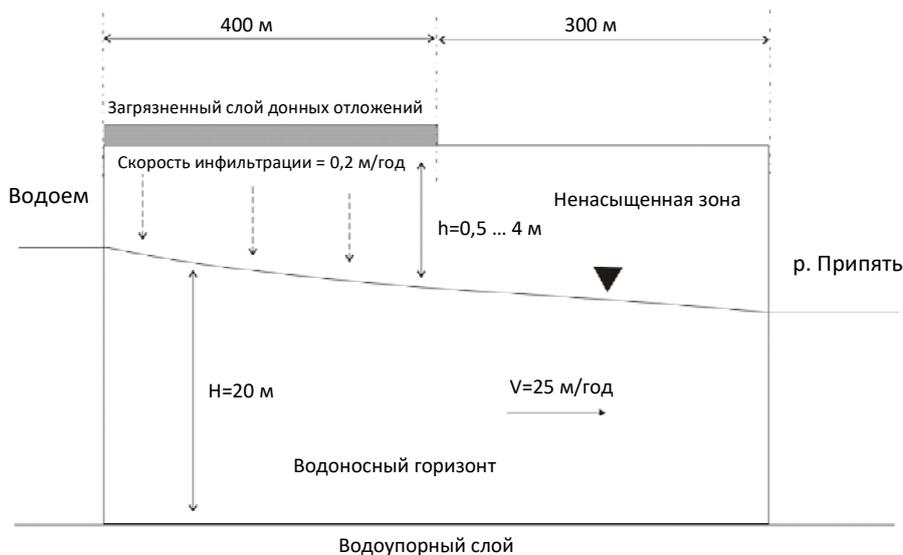


РИС. 52. Схематическое представление выноса ^{90}Sr в грунтовых водах из осушенных донных отложений водоема-охладителя в реку Припять (по данным [41]).

Площадь дна водоема была разделена на ряд отсеков в соответствии с плотностью загрязнения донных отложений ^{90}Sr (от $3,7 \times 10^5$ до $9,3 \times 10^5$ Бк/м²) и толщиной ненасыщенной зоны. Результаты расчетов показаны на РИС. 53.

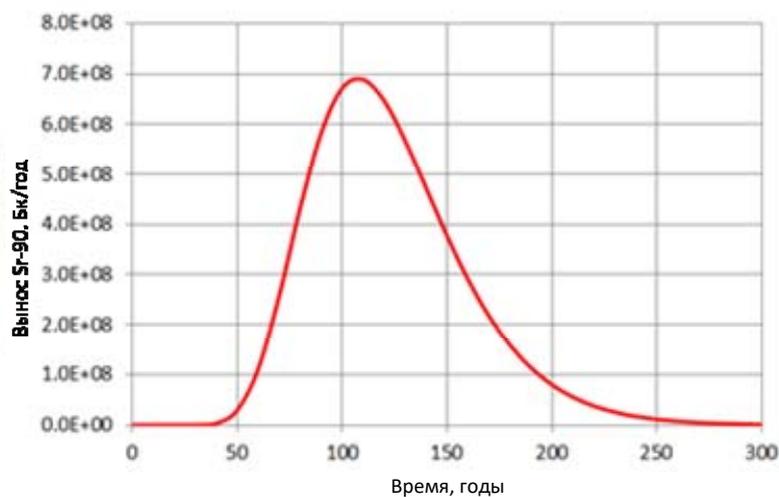


РИС. 53. Полученный путем моделирования консервативный прогноз выноса ^{90}Sr в грунтовых водах из осушенных донных отложений в реку Припять (по данным [41]).

Максимальный вынос ^{90}Sr в реку Припять из осушенных донных отложений, по прогнозам, будет иметь место через 110 лет после дренирования водоема, а максимальный поток активности ^{90}Sr оценивался в 0,7 ГБк/год. Это менее 0,3% расчетного выноса ^{90}Sr из водоема-охладителя в реку Припять в 2010 году (см. раздел 3.5.1).

4.6.1.3. *Расчеты выноса радионуклидов из остаточных озер на дне водоема-охладителя в реку Припять*

В [41] были проведены расчеты переноса в реку Припять радионуклидов из остаточных озер водоема-охладителя. При анализе движения грунтовых вод использовалось инструментальное программное средство NORMALYSA, а методология моделирования была аналогична методологии, описанной в предыдущем разделе.

На основе предположения о том, что топливные частицы, содержащиеся в донных отложениях в остаточных озерах, будут растворяться со скоростью $\approx 0,016 \text{ год}^{-1}$ (т.е. 1,6% запаса в год) и приводить к высвобождению ^{90}Sr в толщу воды, максимальная концентрация ^{90}Sr в воде остаточных водохранилищ была консервативно оценена в 40–70 Бк/л. (Указанное выше значение коэффициента скорости растворения было оценено на основе балансов ^{90}Sr в воде водоема в 2000–2012 годах; об аналогичном диапазоне значений сообщалось в [34]). Это значение было также использовано в качестве значения концентрации источника при моделировании выноса радионуклидов в грунтовых водах в реку Припять.

По результатам консервативного анализа движения грунтовых вод максимальный вынос ^{90}Sr из остаточных озер в реку Припять составит менее 3,2 ГБк/год. Это менее 1,2% расчетного выноса ^{90}Sr из водоема-охладителя в реку Припять в 2010 году (см. раздел 3.5.1).

Поэтому можно сделать вывод, что источники радиоактивности в осушенных донных отложениях водоема-охладителя и в донных отложениях остаточных озёр не представляют значительного риска радиоактивного загрязнения реки Припять [8, 41].

4.6.2. Влияние спуска воды в водоеме-охладителе на гидрогеологические условия прилегающих опасных участков и объектов

Ожидается, что спуск воды в водоеме-охладителе значительно повлияет на гидрогеологические условия (уровни грунтовых вод и структуры потоков) в районе водоема. После вывода водоема из эксплуатации гидрогеологические условия будут эволюционировать в сторону естественных условий, существовавших на этой территории до строительства ЧАЭС.

Приведенное ниже обсуждение воздействия осушения водоема на гидрогеологические условия на площадке ЧАЭС основано на анализе методом моделирования с использованием региональной модели движения грунтовых вод Чернобыльской зоны отчуждения (см. раздел 4.2.1), приведенной в [41].

Расчетные значения снижения уровня грунтовых вод для конкретных объектов («Саркофаг», пункты захоронения и хранения радиоактивных отходов) приведены в ТАБЛИЦЕ 26. Описание обсужденных выше радиационно-опасных объектов приведено в разделе 3.7.2. На РИС. 54 показано прогнозируемое распределение снижения уровня грунтовых вод в незамкнутом водоносном горизонте вблизи водоема-охладителя, связанное с осушением водоема.

Максимальное снижение уровня грунтовых вод прогнозируется на промышленной площадке ЧАЭС и на ПВЗРО «Третья очередь ЧАЭС» (1,7–5 м). В результате этого гидрогеологические условия на объекте «Саркофаг», как ожидается, улучшатся, а инфильтрация грунтовых вод в подвальные помещения ЧАЭС, как ожидается, уменьшится (см. раздел 3.7.2).

Ожидается, что условия хранения радиоактивных отходов в хранилище «3-я очередь ЧАЭС» также улучшатся, а уровень грунтовых вод, по прогнозам, снизится ниже подвала этого объекта (следует напомнить, что этот пункт хранения был затоплен грунтовыми водами после аварии; см. раздел 3.7.2).

Ожидается, что направления движения грунтовых вод изменятся. Хотя в условиях перед спуском воды в водоеме основным контуром сброса грунтовых вод была река Припять, во вновь установившихся условиях контурами сброса во многих случаях будут остаточные озёра в пределах дна водоема-охладителя.

В целом, спуск воды в водоеме-охладителе, как ожидается, окажет положительное влияние на защитные возможности местной гидрогеологической среды в отношении радиоактивных материалов, хранящихся на пунктах приповерхностного захоронения и хранения на площадке ЧАЭС. Во-первых, на всей площадке увеличится толщина ненасыщенной зоны (РИС. 54). Во-вторых, время перемещения радиоактивных загрязняющих веществ из остаточных озер в направлении реки Припять увеличится, а активность потоков в грунтовых водах будет значительно ниже по сравнению с условиями, существовавшими до спуска воды в водоеме [41].

ТАБЛИЦА 26. РАСЧЕТНОЕ СНИЖЕНИЕ УРОВНЯ ГРУНТОВЫХ ВОД НА РАДИОАКТИВНО- ОПАСНЫХ ПЛОЩАДКАХ ВБЛИЗИ ЧАЭС ПОСЛЕ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ (по данным [41])

Объект/Площадка	Снижение уровня грунтовых вод, м
«Саркофаг»	1,7–4,0
ПВЗРО «3-я очередь ЧАЭС»	1,7–5,0
ПВХРО «Станция Янов»	0,2–0,5
ПВХРО «Рыжий лес»	0,2–0,5
ПВХРО «Старая стройбаза»	0,5–1,0
ПВХРО «Новая стройбаза»	0,5–4,0

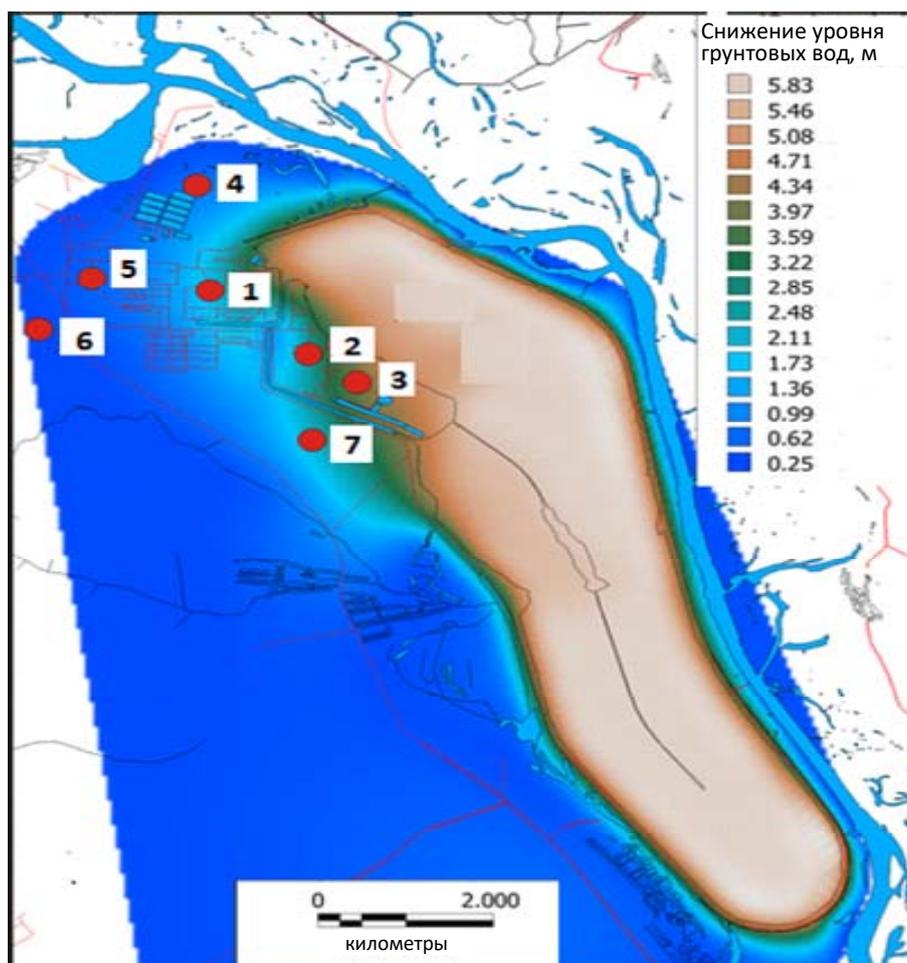


РИС. 54. Прогнозируемое снижение уровня грунтовых вод в незамкнутом водоносном горизонте в четвертичных отложениях после спуска воды в водоеме-охладителе для «нормального» климатического сценария:

1 — Саркофаг; 2 — промышленная площадка 3-й очереди ЧАЭС; 3 — ПВЗРО «3-я очередь ЧАЭС»; 4 — ПВЗРО «Подлесный»; 5 — ПВХРО «Старая стройбаза»; 6 — ПВХРО «Рыжий лес»; 7 — ПВХРО «Новая стройбаза» (по данным [41]).

4.7. ПОСЛЕДСТВИЯ ТРАНСФОРМАЦИИ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

Согласно прогнозам, водная поверхность водоема сократится до $\approx 30\%$ первоначальной площади водоема в случае сценария «нормальных» климатических условий и до $\approx 25\%$ первоначальной площади водоема в случае сценария «сухих» условий (см. раздел 4.2). Спуск воды приводит к изменению глубины, морфологии, интенсивности водообмена, гидрохимического и температурного режимов остаточных озер.

Таким образом, снижение уровня воды в водоеме-охладителе, как ожидается, окажет значительное влияние на водную экосистему этого водохранилища [6, 8, 25]. В частности, возможно вымирание и/или существенное сокращение численности ряда водных организмов.

Некоторые авторы были обеспокоены тем, что гибель больших количеств биомассы и разложение образующихся при этом органических веществ могут оказывать потенциально негативное влияние на качество воды в остаточных водохранилищах (особенно в условиях быстрого неконтролируемого снижения уровня воды в водоеме) [6, 20, 25].

4.7.1. Влияние на качество воды

Смит и др. [6] оспорили, что увеличение плотности биомассы в новых озерах приведет к более интенсивному образованию аммония, особенно в донных отложениях, где концентрация аммония увеличивается до значений, характерных для эвтрофических озёр. Рост концентрации аммония может приводить к увеличению содержания калия (т.е. конкурирующего с аммонием иона в донных отложениях) в водной толще. Согласно прогнозам, рост концентрации аммония в донных отложениях наряду с уменьшением самоочистки (вследствие прекращения перекачки воды из реки Припять и снижения эксфильтрации), приведет к повышению концентрации активности ^{137}Cs в воде остаточных озер. Ожидалось также, что снижение скорости самоочистки озер вызовет постепенное увеличение концентрации активности ^{90}Sr в воде.

В докладе ИГБ [25] указывается на вероятное влияние на качество воды разложения «избыточных» органических материалов в остаточных озерах, что, как ожидалось, приведет к снижению концентрации кислорода в водной толще. Кроме того, ожидается, что тепловой режим вновь образованных озёр также изменится вследствие более быстрого нагрева и более высоких температур воды в весенне-летний период (вызванных меньшим объемом и глубиной водохранилищ) и в результате более быстрого охлаждения в осенне-зимний период.

4.7.2. Воздействие на высшую водную растительность и фитопланктон

Согласно оценке ИГБ [25], отступление береговой линии водоема приведет к существенному сокращению высшей водной растительности (полупогруженных и подводных видов), а также к вымиранию фитоперифитона на валунах и каменной облицовке, которые находились в зоне, близкой к береговой линии водоема ниже рабочего уровня воды.

Высшие водные растения в основном распространены до глубин 2,5–3,0 м. Ожидается, что в начальный период спуска воды на 2,0–2,5 м большинство подводных растений на осушенных территориях вымрет. Снижение уровня воды и отступление береговой линии, скорее всего, повлияет в первую очередь на полупогруженные растения (тростник обыкновенный). Однако большинство этих растений, скорее всего, вновь заполнит береговую линию вновь образованных озёр [6, 25].

Спуск воды в водоеме будет способствовать более быстрому нагреванию водных масс в остаточных озерах, и это может при определенных обстоятельствах дать толчок развитию сине-зеленых водорослей. Как уже говорилось, дополнительный приток и разложение органических веществ в водных пластах может привести к увеличению

минеральных форм азота (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) и растворенного неорганического фосфора. В целом, это может привести к интенсификации процессов фотосинтеза и увеличению биомассы фитопланктона [25].

Изменение гидрохимических и тепловых условий в водохранилище может привести к появлению новых видов высших водных растений и фитопланктона с преобладанием видов, наиболее приспособленных к новым условиям. Ожидается, что режим производства фитопланктона в остаточных водохранилищах стабилизируется в течение 3–4 лет после формирования квазистойчивого водного режима во вновь образованных водохранилищах [25].

4.7.3. Воздействие на зообентос

Отступление береговой линии водоема-охладителя повлияет на значительную часть зообентоса, например, на мидии, прикрепляющиеся к твердому основанию (валунам и каменной облицовке). Согласно исследованиям ИГБ [25] >95% запаса биомассы зообентоса в водоеме-охладителе образовано мидиями *Dreissena*.

Значительная часть мидий *Dreissena* на осушенных территориях погибнет, так как они не смогут мигрировать достаточно быстро, не отставая от снижения уровня воды в водоеме. Кроме того, береговая линия и дно остаточных водоемов будут формироваться песчаными отложениями, которые не являются подходящими местами обитания для мидий *Dreissena*. Поэтому ожидается значительное сокращение численности видов *Dreissena* и других видов зообентоса, связанных с *Dreissena* [6, 25].

По оценкам ИГБ [25] осушенные территории могут содержать до ≈ 6300 тонн органических веществ, образовавшихся в результате вымирания зообентоса и зооперифитона: ≈ 1600 тонн на глубинах до 3 м и ≈ 4600 тонн на глубинах 3–6 м (ТАБЛИЦА 27).

В случае, если описанные выше органические материалы будут вымываться в недавно образованные озера, это может существенно повлиять на баланс питательных веществ и содержание кислорода в водной толще [6].

ТАБЛИЦА 27. РАСЧЕТНОЕ КОЛИЧЕСТВО ОРГАНИЧЕСКОГО СУБСТРАТА ЗООБЕНТОСА И ЗООПЕИФИТОНА (ВЛАЖНЫЙ ВЕС) В ОСУШЕННОЙ ЗОНЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ (по данным [25])

Диапазон глубины	Зообентос, тонн	Зооперифитон, тонн	Итого, тонн
1–3 м	400	1217	1617
3–6 м	4677	н.д.	4677
Всего	н.д.	н.д.	6294

4.7.4. Влияние на сообщество макробеспозвоночных

В [6] проанализированы потенциальные последствия трансформации экосистемы водоема-охладителя при спуске воды в нем на сообщество водных видов макробеспозвоночных. Остаточные озера будут иметь гораздо меньшие размеры и водообмен в них будет гораздо менее интенсивным. Скорее всего, в этих озерах будет меньше волнового воздействия и будут более благоприятные прибрежные зоны (береговые зоны озер), которые будут представлять собой улучшенную среду обитания для макробеспозвоночных. Поэтому ожидается, что разнообразие водных макробеспозвоночных в новообразованных озерах увеличится по сравнению с условиями в водоеме-охладителе до снижения уровня. Смит и др. [6] полагают, что среднее богатство таксонов увеличится с 23 (как в 2005 году) до примерно 40–50 видов.

4.7.5. Воздействие на рыб

При эксплуатации популяции видов рыб в водоеме-охладителе были гораздо более разнообразными, чем в других озерах меньших размеров в данном районе, ввиду его большей площади, а также (в прошлом) вследствие притока нагретой воды [6].

Ожидалось, что после падения уровня воды в водоеме резко сократится как численность отдельных популяций, так и количество видов рыб в новообразованных озерах [6, 25].

К факторам, которые, как ожидается, повлияют на популяции рыб, относятся:

- уменьшение питательной базы рыб вследствие сокращения прибрежных зон;
- уменьшение подходящих зон нереста;
- ухудшение кислородного режима;
- более высокая внутривидовая и межвидовая конкуренция (в небольших озерах);
- после прекращения притока в водоем воды сократится численность рыб, которым для размножения нужна проточная вода.

Скорее всего, будет более частым вымирание рыбы, вызванное низким содержанием растворенного в воде кислорода в летний и зимний периоды.

Поэтому вследствие указанных выше изменений количество видов рыб в водоеме может уменьшиться с 40 (как в 2005 году) до всего 22–25. Существует высокая вероятность потери двух видов, находящихся под угрозой исчезновения (украинской миноги, *Eudontomyzon mariae*, и подуста, *Chondrostoma nasus*), которые в настоящее время занесены в Красную книгу редких видов Украины [6].

5. СТРАТЕГИЯ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ

5.1. СРАВНЕНИЕ КОНТРОЛТРУЕМОГО И «ЕСТЕСТВЕННОГО» РЕЖИМОВ СНИЖЕНИЯ УРОВНЯ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ

Как уже говорилось в разделе 4.1, спуск воды в водоеме был определен в рамках предварительных исследовательских проектов и технико-экономических обоснований в качестве основного варианта вывода из эксплуатации водоема Чернобыльской АЭС [1–8].

Анализ рисков, связанных с последствиями спуска воды в водоеме-охладителе, рассмотренный в разделе 4 настоящего доклада, показал, что:

- даже консервативные сценарии, связанные с атмосферным ресуспендированием загрязненных донных отложений, приводят к весьма низким уровням вторичного загрязнения окружающей территории и низким ингаляционным дозам для контрольных лиц (ниже значимых уровней) (раздел 4.3.1);
- такой же вывод справедлив для сценария пожара высушенной растительности на загрязненных донных отложениях в осушенных зонах водоема (раздел 4.3.2);
- несмотря на то, что после спуска воды в водоеме подвижность радионуклидов в обнаженных донных отложениях может увеличиться вследствие растворения топливных частиц (см. раздел 4.5), прогнозируемый объем выноса ^{90}Sr в реку Припять уменьшится по крайней мере приблизительно в 100 раз (по сравнению с ситуацией до спуска воды в водоеме) ввиду изменения граничных условий (раздел 4.6);
- в целом, спуск воды в водоеме, как ожидается, окажет положительное влияние на гидрогеологические условия саркофага и прилегающих к нему пунктов захоронения и хранения радиоактивных отходов (раздел 4.6.2).

Потенциальные негативные последствия спуска воды в водоеме-охладителе включали возможность образования определенных локальных «горячих точек» сильно загрязненных донных отложений с повышенной мощностью дозы гамма-излучения в осушенных зонах северной части водоема и вблизи устья сбросного канала (раздел 4.4).

Проблема также заключалась в «экологическом риске», связанном с возможностью вымирания больших объемов биомассы водных организмов с результирующим негативным воздействием разложения органических веществ на качество воды в остаточных озерах (раздел 4.7).

Таким образом, исследования по оценке рисков подтвердили, что спуск воды в водоеме в целом приемлем с точки зрения радиологической безопасности и выгоден с точки зрения ряда важных соображений (например, гидрогеологических аспектов; выноса радионуклидов в р. Припять) стратегии вывода водоема из эксплуатации. Тем не менее,

при снижении уровня воды в водоеме необходимо обеспечивать постоянный мониторинг и надлежащее управление выявленными рисками потенциальных негативных радиологических и экологических последствий.

В новейших технико-экономических обоснованиях стратегии вывода из эксплуатации водоема-охладителя [7, 8] приводятся дополнительные сравнения преимуществ и недостатков вариантов спуска воды в водоеме-охладителе в 1) «естественном режиме» или 2) «контролируемом режиме».

«Естественный режим» спуска воды из водоема предполагает, что снижение уровня воды в водоеме происходит под влиянием только «естественных» факторов окружающей среды, таких как потери на фильтрацию и испарение.

«Контролируемый режим» (или «поэтапный режим») предполагает, что уровень воды в водоеме снижается поэтапно в рамках последовательности дискретных интервалов. В промежутках между интервалами спуска уровень воды в водоеме поддерживается с помощью насосной станции, что позволяет осуществлять мониторинг и оценку условий в водоеме и, при необходимости, принимать корректирующие меры (РИС. 55).

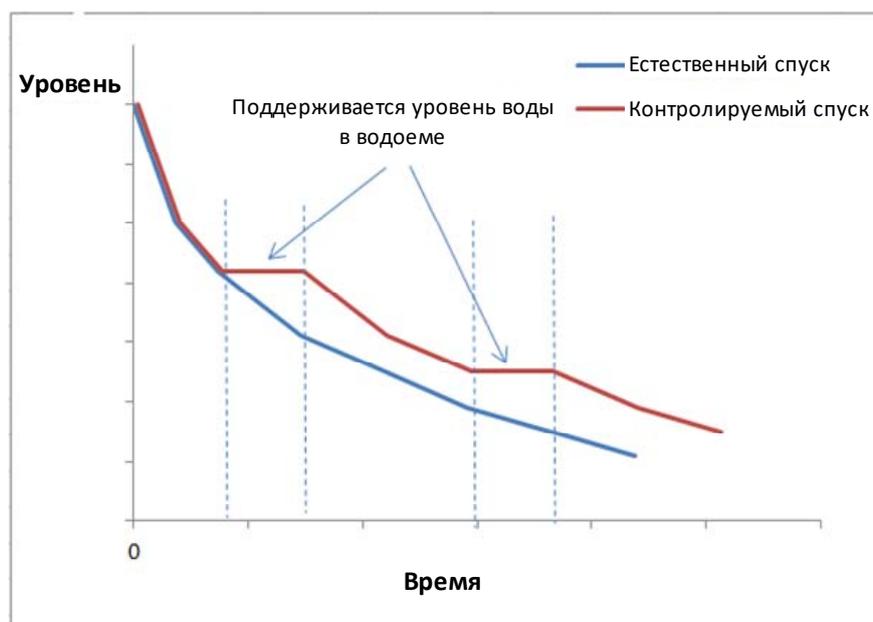


РИС. 55. Схема спуска воды в водоеме-охладителе в «естественном» и «контролируемом» режимах.

Сравнение перечисленных выше вариантов «естественного» и «контролируемого» спуска воды в водоеме-охладителе приведено в ТАБЛИЦЕ 28.

«Естественный» спуск являлся технологически более простым и более дешевым вариантом осуществления. Однако этот вариант сопряжен с более высокими потенциальными рисками негативных экологических и, возможно, радиологических последствий.

С другой стороны, «контролируемый» спуск (хотя и более дорогостоящий) являлся более гибким и безрисковым вариантом вывода из эксплуатации водоема-охладителя. В этом случае спуск воды должен был происходить в рамках последовательности этапов, причем скорость и продолжительность каждого следующего этапа должна была корректироваться на основе результатов мониторинга и опыта предыдущего этапа.

Поэтому в ИПБ АЭС [8] был сделан вывод, что это является предпочтительной стратегией вывода водоема из эксплуатации.

Рекомендуемая контролируемая скорость спуска воды, направленная на минимизацию «экологических рисков» (т.е. рисков вымирания водных видов и ухудшения качества воды вследствие разложения органических веществ), составила ~1 м в год в течение первых 2 лет вывода из эксплуатации водоема-охладителя; было рекомендовано начать спуск воды ранней весной в условиях относительно низкой температуры поверхностной воды и хорошей оксигенации толщи воды водоема [8].

ТАБЛИЦА 28. СРАВНЕНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ВАРИАНТОВ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В ХОДЕ ЕГО ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ (по данным [8])

Сценарий спуска воды в водоеме	Позитивные факторы	Негативные факторы
Естественное снижение уровня	<p>Прямые расходы на осуществление</p> <p>Нет необходимости в обслуживании/ремонте дамбы и насосной станции</p> <p>Технологически самый простой</p> <p>Минимизирует воздействие на радиоактивное загрязнение реки Припять</p>	<p>Экологические риски вымирания «избыточной биомассы»</p> <p>Риск более медленной, чем ожидалось, биологической преемственности осушенных территорий</p> <p>Возможность появления непредвиденных радиологических и экологических факторов/рисков</p> <p>Экономические риски, связанные с дорогостоящими реабилитационными мерами, предпринимаемыми для смягчения потенциальных негативных последствий</p>
Управляемое снижение уровня	<p>Создает улучшенные условия для естественного процесса снижения уровня в осушаемых зонах</p> <p>Минимизирует риски негативных радиологических и экологических последствий</p> <p>Позволяет при необходимости осуществлять корректирующие действия и допускает пересмотр стратегии</p>	<p>Более высокие эксплуатационные расходы (расходы на электроэнергию для работы насосной станции, зарплаты персоналу, ремонт дамбы и т.д.)</p> <p>Риск прорыва дамбы</p> <p>Продолжение выноса радионуклидов в реку Припять</p>

Стратегия вывода водоема из эксплуатации, разработанная в [8], предполагала проведение, при необходимости, дополнительных восстановительных мероприятий с целью ликвидации в осушенной зоне дна водоема возможных «горячих точек» активности, не соответствующих установленным радиологическим критериям конечного состояния.

В следующих разделах доклада обсуждаются критерии конечного состояния для водоема и возможные восстановительные мероприятия в отношении загрязненных донных отложений.

5.2. РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ КОНЕЧНОГО СОСТОЯНИЯ ДЛЯ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

5.2.1. Нормативно-правовая база вывода из эксплуатации водоема-охладителя

Деятельность по выводу из эксплуатации водоема-охладителя ЧАЭС была весьма специфической, и очевидным образом ощущалось отсутствие украинских нормативно-правовых документов, официально регламентирующих различные аспекты этой деятельности [8]. Одна из особых трудностей заключается в том, что водоем-охладитель расположен на территории Чернобыльской зоны отчуждения с высоким уровнем радиоактивного загрязнения чернобыльскими выпадениями.

Поэтому при разработке проекта по выводу из эксплуатации водоема-охладителя проектный институт ИПБ АЭС ссылался на соответствующие документы и рекомендации МАГАТЭ по выводу из эксплуатации ядерных установок и восстановлению радиоактивно загрязненных площадок [87–91]. На начальном этапе вывода из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльская АЭС (оператор водоема) согласовала с соответствующими регулирующими органами Украины (Министерством здравоохранения (МЗУ) и Государственной инспекцией ядерного регулирования Украины (ГИЯРУ)), так называемый документ «Техническое решение» [92], в котором были определены критические события и сценарии, которые необходимо было оценить в ходе анализа ОВОС, а также в качестве радиологических критериев конечного состояния для проекта по выводу из эксплуатации водоема-охладителя.

5.2.1.1. *Цель вывода из эксплуатации водоема-охладителя*

Цель вывода из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльской АЭС определена в [8] как: «Безопасное завершение его (водоема-охладителя) эксплуатации как «технологического объекта» АЭС; снижение уровня воды в водохранилище в результате естественного процесса фильтрации и испарения. Целью является также поддержка условий для естественной реабилитации (восстановления) преобразованной экосистемы в пределах ее района. Радиологические воздействия преобразованной экосистемы водоема-охладителя после вывода из эксплуатации не должны отличаться от радиологических воздействий с окружающих территорий (загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС)».

Ожидалось, что в результате вывода из эксплуатации водоема-охладителя вследствие естественного дренажа воды из водоема будут выполнены следующие условия [92]:

- не будет необходимости выделять финансовые ресурсы на эксплуатацию водоема-охладителя в качестве технологического водохранилища;
- будут устранены риски, связанные с прорывом дамбы водоема;
- будут эффективно уменьшены потоки радиоактивности из водоема по водному пути распространения в реку Припять;
- уровень грунтовых вод на прилегающих территориях понизится, что снизит риск миграции радионуклидов в грунтовые воды из соседних пунктов захоронения и хранения радиоактивных отходов.

5.2.1.2. Концепция ограниченного снятия ограничений на использование площадки

Водоем-охладитель расположен в так называемой «ближней зоне» ЧАЭС, которая характеризуется высоким уровнем радиоактивного загрязнения чернобыльских выпадений. Закон Украины о Чернобыльской зоне отчуждения [93] не предусматривает проведения дезактивации или очистки этой территории, и фактически этот закон устанавливает режим ограниченного использования этой территории.

Поэтому было целесообразно применить стратегию ограниченного использования/снятия ограничений в отношении вывода из эксплуатации водоема-охладителя [8].

5.2.1.3. Критические события и сценарии, которые должны быть рассмотрены в докладе об ОВОС, касающемся вывода из эксплуатации водоема-охладителя

В документе «Техническое решение» [92] был согласован с регулирующими органами вопрос о том, что важнейшие события, которые должны быть рассмотрены в ОВОС проекта по выводу из эксплуатации водоема-охладителя, должны включать:

- сценарий атмосферного ресуспендирования и переноса высушенных донных отложений водоема при нормальных и неблагоприятных метеорологических условиях, и
- сценарий атмосферного переноса радиоактивности в случае пожара сухой загрязненной растительности на осушенном дне водоема.

Параметры этих сценариев (например АМАД радиоактивных аэрозолей, значения коэффициента ресуспендирования, метеорологические параметры и т.д.) были также согласованы с регулирующими органами. Обсужденные значения параметров соответствуют значениям параметров, указанным в разделе 4.3 настоящего доклада.

5.2.2. Радиологические критерии конечного состояния

В документе «Техническое решение» [92] определены критерии конечного состояния для водоема-охладителя на основании следующих ниже соображений.

Планов по очистке территории Чернобыльской запретной зоны, с тем чтобы обеспечить ее неограниченное использование даже после вывода из эксплуатации энергоблоков № 1, № 2 и № 3 ЧАЭС. Поэтому было разумно установить для вывода водоема-охладителя из эксплуатации радиологические критерии конечного состояния, которые были бы аналогичны существующим критериям радиационной безопасности в Чернобыльской зоне отчуждения.

В программе вывода ЧАЭС из эксплуатации [94], утвержденной Министерством по чрезвычайным ситуациям и согласованная с МЗУ и ГИЯРУ, конечное состояние ЧАЭС определено как «коричневое поле». Радиационные параметры конечного состояния для вывода ЧАЭС из эксплуатации были дополнительно представлены в документе [95], в котором установлены следующие критерии конечного состояния для мощности дозы гамма-облучения (МДО):

- Значение МДО на 2012 год было установлено равным 14 мкЗв/ч для «зоны усиленного режима» (т.е. сильно загрязненной промышленной площадки ЧАЭС с ограниченным доступом), и 7 мкЗв/ч для «зоны свободного режима» (т.е. зоны, прилегающей к ЧАЭС с тем же режимом доступа, что и 10 км зона ЧАЭС).

Существующие «контрольные уровни» объемной активности радионуклидов в воздухе Чернобыльской зоны отчуждения в соответствии с документом [96] перечислены в ТАБЛИЦЕ 29.

ТАБЛИЦА 29. КОНТРОЛЬНЫЕ УРОВНЕЙ ОБЪЕМНОЙ АКТИВНОСТИ РАДИОАКТИВНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ В ВОЗДУХЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ (по данным [96])

Радионуклид	Контрольный уровень концентрации активности, Бк/м ³
⁹⁰ Sr	$3,0 \times 10^{-3}$
¹³⁷ Cs	$1,0 \times 10^{-2}$
Трансурановые радионуклиды (сумма ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu и ²⁴¹ Am)	$2,0 \times 10^{-3}$

Мощность дозы гамма-облучения — это легко измеряемый параметр, который также соотносится с плотностью поверхностного загрязнения ¹³⁷Cs. Плотности загрязнения донных отложений другими радионуклидами обычно хорошо соотносятся с данными

для ^{137}Cs (см. раздел 3.2.2). Концентрации активности радиоактивных аэрозолей в воздухе также обычно коррелируют с уровнями загрязнения поверхности почвы. Поэтому в качестве основных радиологических критериев конечного состояния для вывода из эксплуатации водоема-охладителя были определены (и согласованы с регулирующими органами) критерии, сформулированные в виде уровней мощности дозы гамма-облучения [92]. Эти критерии согласовались с обсужденными выше общими критериями конечного состояния для вывода ЧАЭС из эксплуатации.

Для более загрязненного «северного сектора» (зона 1) водоема-охладителя критерий конечного состояния был установлен равным 14 мкЗв/ч; для менее загрязненного «южного сектора» (зона 2) водоема критерий конечного состояния был установлен равным 7 мкЗв/ч [92] (РИС. 56). Указанные выше критерии конечного состояния для вывода водоема-охладителя из эксплуатации следует интерпретировать как усредненные данные для участка размером 100 м x 100 м с центром в точке отбора проб. Измерения мощности гамма-дозы должны проводиться на высоте 1 м над землей. Контрольные уровни для радиоактивных аэрозолей в воздухе при выводе водоема-охладителя из эксплуатации установлены такими же, как уровни для Чернобыльской зоны отчуждения (ТАБЛИЦА 29).

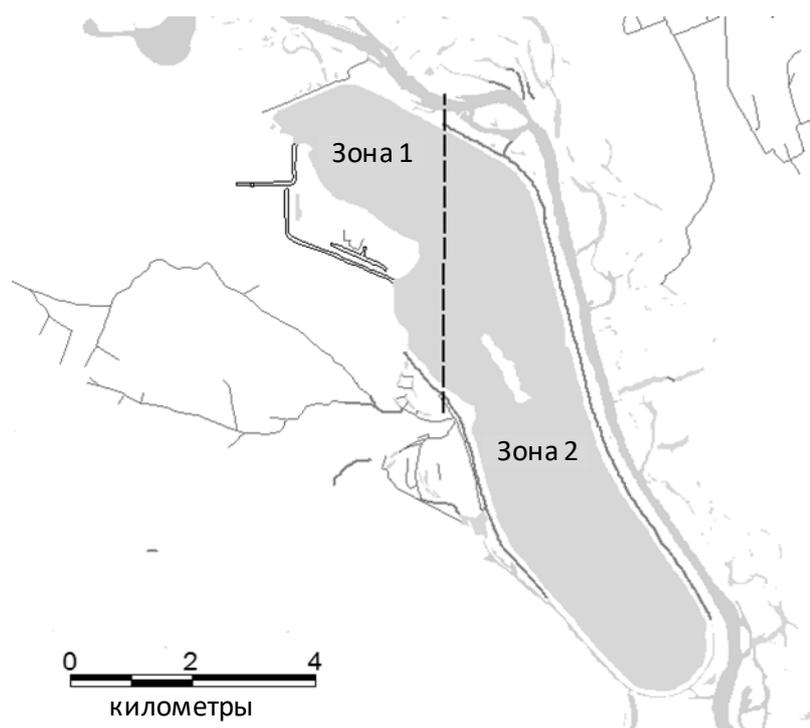


РИС. 56. Разбиение зеркала водоема-охладителя на «северный сектор» (зона 1) и «южный сектор» (зона 2) по радиологическим критериям конечного состояния.

5.3. ОБЩАЯ ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОСТЬ И СРОКИ ВЫПОЛНЕНИЯ ЗАПЛАНИРОВАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ВЫВОДУ ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И ВОССТАНОВЛЕНИЮ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

В технико-экономическом обосновании [8] разработан следующий общий план действий по выводу из эксплуатации, мониторингу и восстановлению (при необходимости) водоема-охладителя (ТАБЛИЦА 30).

ТАБЛИЦА 30. ЭТАПЫ И СРОКИ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС (по данным [8])

№	Этапы	Содержание фазы
1	Подготовительный этап	Создание предварительных условий и проектной документации для вывода из эксплуатации водоема-охладителя
1.1	Подготовительный этап (фаза 1)	Сбор и обобщение данных о водоеме-охладителе и разработка концепции вывода из эксплуатации водоема-охладителя (включая данные и результаты предыдущих национальных и международных проектов по определению характеристик и предпроектным исследованиям). <i>Эта фаза была в основном завершена в 2006 году путем подготовки доклада о сборе данных [7]</i>
1.2	Подготовительный этап (фаза 2)	Разработка и утверждение технико-экономического обоснования и доклада об ОВОС при выводе водоема-охладителя из эксплуатации. Разработка программы радиационно-экологического мониторинга (ПРЭМ). Разработка и реализация проекта по альтернативному техническому водоснабжению ЧАЭС (с использованием существующих водозаборного и сбросного каналов водоема-охладителя; см. раздел 2.1.7). Обеспечение рабочего состояния и технического обслуживания насосного оборудования насосной станции БНС-3 и дамбы водоема-охладителя. <i>Эта фаза была завершена в 2013 году путем подготовки и согласования с регулируемыми органами доклада о технико-экономическом обосновании [8].</i>
2	Фаза вывода водоема-охладителя из эксплуатации (осушения)	
2.1	Первая фаза снижения уровня воды на 2 м (2 года)	Начало снижения уровня воды в водоеме-охладителе (предварительная дата начала — весна 2014 года). Уровень воды необходимо снизить в течение первого года на 1 м в весенне-летний период (с разбивкой на два интервала по 0,5 м). Затем уровень воды должен поддерживаться на постоянном уровне в осенне-зимний период.

№	Этапы	Содержание фазы
		<p>В течение второго года необходимо продолжить цикл снижения уровня воды.</p> <p>В промежутке между периодами снижения уровня воды необходимо выполнять программу мониторинга (см. раздел 5.4).</p> <p>В случае несоответствия критериям конечного состояния на осушенных территориях могут быть осуществлены корректирующие меры (см. раздел 5.5).</p> <p>В конце цикла снижения уровня воды необходимо обновить и пересмотреть гидрологические и радиологические прогнозы по спуску воды из водоема-охладителя с использованием данных наблюдений и опыта, накопленного в ходе этой фазы.</p> <p>Во время этого цикла насосная станция БНС-3 должна поддерживаться в рабочем состоянии.</p>
2.2	<p>Вторая фаза снижения уровня воды с 2 м до ~4–5 м по сравнению с первоначальным уровнем воды (3 года)</p>	<p>В ходе этой фазы снижение уровня воды может быть обусловлено естественными факторами (потери на фильтрацию, испарение).</p> <p>Однако снижение уровня воды может быть приостановлено в случае возникновения непредвиденных неблагоприятных радиологических или экологических условий.</p> <p>Должно быть продолжено выполнение программы мониторинга (см. раздел 5.4). В течение этого периода должны быть созданы новые гидрологические наблюдательные станции и мониторинговые скважины, которые будут адаптированы к новым условиям уровня поверхностных и грунтовых вод.</p> <p>В случае несоответствия критериям конечного состояния на осушенных территориях могут быть осуществлены корректирующие меры (см. раздел 5.5).</p> <p>Во время этого цикла насосная станция БНС-3 должна поддерживаться в рабочем состоянии.</p>
2.3	<p>Третья фаза снижения уровня воды от ~4–5 м до ~7 м по сравнению с исходным уровнем воды (~2–3 года)</p>	<p>В ходе этой фазы снижение уровня воды может быть обусловлено естественными факторами (потери на фильтрацию, испарение).</p> <p>В течение этого периода водоем-охладитель разделится на несколько небольших водоемов.</p> <p>Должно быть продолжено выполнение программы мониторинга (см. раздел 5.4). На различных водоемах могут быть созданы индивидуальные наблюдательные пункты.</p> <p>В случае несоответствия критериям конечного состояния на осушенных территориях должны быть приняты корректирующие меры (см. раздел 5.5).</p> <p>В том случае, если данные мониторинга не будут указывать на необходимость приостановки снижения уровня воды в водоеме, насосная станция БНС-3 может быть демонтирована.</p>

№	Этапы	Содержание фазы
3.	<p>Период перехода от спуска воды в водоеме к стабилизации вновь созданной водной экосистемы</p> <p>(от ~5–6 лет до ~8–9 лет с начала спуска воды из водоема)</p>	<p>В течение этого периода уровни воды в остаточных озерах стабилизируются и будут коррелировать с гидрологическими условиями в реке Припять и с метеорологическими факторами.</p> <p>В течение этого периода должны быть проведены дополнительные исследования и радиологическое картирование осушенных участков водоема. Программа мониторинга может быть пересмотрена и оптимизирована. Могут быть проведены научные исследования различных последствий спуска воды в водоеме.</p> <p>На основе вышеприведенных исследований могут быть реализованы корректирующие действия (при необходимости), а также разработана программа институционального контроля с соответствующими программами мониторинга и наблюдения.</p> <p>К концу этого периода может быть принято решение об изменении административного статуса этой территории (например, она может стать резервом на территории зоны отчуждения). Параллельно управление этой территорией может быть передано какой-либо другой организации, связанной с Администрацией Чернобыльской зоны отчуждения.</p> <p>Будет подготовлен отчет о соответствии площадки критериям конечного состояния вывода из эксплуатации и критериям радиационной безопасности. Фактически это означает завершение вывода из эксплуатации водоема-охладителя.</p>
4.	<p>Период долгосрочного институционального контроля</p>	<p>После передачи территории бывшего водоема-охладителя новому владельцу площадки (см. предыдущий пункт), эта организация будет осуществлять институциональный контроль над этой территорией, включая мониторинг и наблюдение, согласно соответствующим программам, согласованным с регулирующими органами.</p>

5.4. ПРОГРАММА МОНИТОРИНГА СОБЛЮДЕНИЯ

5.4.1. Цели программы мониторинга

Технико-экономическое обоснование [8] предусматривает дальнейшее развитие общего планирования программы радиационного и экологического мониторинга, направленной на контроль безопасной трансформации водоема-охладителя в ходе его вывода из эксплуатации, которая изложена ниже.

Целью программы мониторинга является предоставление информации, необходимой для принятия решений в ходе вывода водоема из эксплуатации путем «контролируемого снижения уровня воды».

Целью программы мониторинга является проверка соответствия радиационных (и других) параметров осушенных участков дна водоема и остаточных водохранилищ заданным критериям конечного состояния, а также предоставление информации, необходимой для обоснования и планирования реабилитационных (корректирующих) мероприятий (при необходимости).

Программа мониторинга должна также предоставлять общественности и другим заинтересованным сторонам информацию о радиационной безопасности, экологических и экологических условиях и других аспектах, представляющих интерес в связи с выводом водоема-охладителя из эксплуатации.

5.4.2. Содержание программы мониторинга

5.4.2.1. Общие принципы

Программа мониторинга при выводе из эксплуатации водоема-охладителя должна быть основана и в максимальной степени использовать уже существующие сети наблюдательных пунктов мониторинга (например, колодцы мониторинга грунтовых вод и т.д.) и графики мониторинга общей программы радиационного мониторинга Чернобыльской зоны отчуждения, которая осуществляется государственной службой мониторинга (Экоцентр).

Общая программа мониторинга Чернобыльской зоны, которая осуществляется Экоцентром, предусматривает мониторинг поверхностных и грунтовых вод водоема-охладителя. На 4 станциях, установленных в окрестностях водоема-охладителя, измеряются мощность дозы гамма-излучения, интенсивности осаждения радиоактивных аэрозолей и проводится мониторинг радиоактивности воздуха.

В технико-экономическом обосновании [8] предусмотрены, помимо программы мониторинга Экоцентра, работа дополнительных станций мониторинга и проведение дополнительных наблюдений, о которых говорится ниже. Было отмечено, что некоторые наблюдательные сети (например, мониторинговые скважины) необходимо будет адаптировать к новым условиям (например, пониженному уровню грунтовых вод), возникшим в результате спуска воды в водоеме.

5.4.2.2. Содержание программы мониторинга

Радиоактивное загрязнение донных отложений (почв) на осушенных участках

Основным интересующим параметром является мощность дозы внешнего гамма-излучения от осушенных участков дна водоема. Подробные обследования мощности дозы на осушенных участках должны дополняться отбором проб донных отложений и анализом кернов в конкретных местах (например, в «горячих точках»).

Мониторинг качества воздуха

Данные мониторинга качества воздуха (данные о радиоактивных аэрозолях) имеют ключевое значение для оценки доз облучения при ингаляционном поступлении, а также для обеспечения радиационной безопасности персонала, работающего в окрестностях водоема-охладителя.

Существующая в районе водоема система радиационного мониторинга воздуха (включающая 4 наблюдательные станции в северной и восточной частях водоема) должна быть расширена как минимум на 3 передвижные станции мониторинга воздуха, с тем чтобы обеспечить более эффективное покрытие осушенных участков в западном и южном секторах дна водоема-охладителя. Скорости осаждения радиоактивных аэрозолей должны измеряться в одних и тех же местах. Наблюдения должны проводиться с еженедельной частотой выборки (которая в настоящее время практикуется в сети мониторинга Экоцентра).

Параллельно должны проводиться стандартные метеорологические наблюдения, позволяющие интерпретировать данные мониторинга качества воздуха и прогнозировать рассеивание радиоактивных аэрозолей в атмосфере.

Мониторинг поверхностных вод

Мониторинг поверхностных вод должен включать контроль концентраций активности радионуклидов в грунтовых водах (^{137}Cs , ^{90}Sr) с частотой выборки один раз в квартал. Параллельно должны определяться основные химические параметры поверхностных вод (рН, Eh, основные ионы, растворенный кислород, температура).

После того как водоем-охладитель разделится на несколько водоемов, наблюдения должны охватывать основные индивидуальные остаточные водоемы.

Мониторинг грунтовых вод

Программа мониторинга грунтовых вод должна стать продолжением существующей программы мониторинга водоема-охладителя, проводимой Экоцентром. Существующие профили мониторинговых скважин между водоемом-охладителем и рекой Припять должны расширяться таким образом, чтобы следовать за отступающей береговой линией водоема-охладителя. Для получения данных о загрязнении грунтовых вод на участках осушенных донных отложений необходимо установить

дополнительные мониторинговые скважины. На таких участках потенциально ожидается высокая концентрация поровой воды в осадочных породах в бывших «застойных» зонах грунтовых водоносных горизонтов под дном водоема. В замкнутом водоносном горизонте в эоценовых отложениях необходимо установить дополнительные мониторинговые скважины, с тем чтобы оценить изменения условий водообмена между незамкнутым водоносным горизонтом в четвертичных отложениях и замкнутым водоносным горизонтом вследствие спуска воды в водоеме.

Аналогично мониторингу поверхностных вод, программа мониторинга грунтовых вод должна включать контроль концентраций активности радионуклидов в грунтовых водах (^{137}Cs , ^{90}Sr) и основные химические параметры с частотой выборки один раз в квартал.

Гидробиологический мониторинг

Целью гидробиологического мониторинга является предоставление информации о санитарно-экологических условиях и параметрах водоема-охладителя, с тем чтобы избежать (путем контроля скорости спуска воды) эвтрофикации и ухудшения качества воды в новообразованных водоемах, которое может привести к негативным последствиям, таким как массовое вымирание рыб и других водных видов.

Ученые ИГБ разработали список гидрохимических и гидробиологических параметров с рекомендуемыми диапазонами значений для мониторинга «экологических условий» в водоеме. Список этих параметров приведен в добавлении III. Отбор проб следует проводить с сезонной периодичностью.

Мониторинг преемственности растительности

Важным аспектом безопасного вывода из эксплуатации водоема-охладителя является формирование достаточно плотного растительного покрова на осушенных участках водоема-охладителя. Такой растительный покров снижает риск атмосферного ресуспендирования высохших донных отложений и развития процесса поверхностной эрозии.

Поэтому программа мониторинга предусматривает регулярное обследование растительного покрова на осушенных участках водоема. Результаты обследования должны обеспечивать улучшение прогнозирования биологической преемственности на осушенных территориях, а также планирования реабилитационных мероприятий (при необходимости). Обследования следует проводить ежегодно (например, в начале вегетационного сезона).

5.4.3. Возможности проведения радиоэкологических исследований

Анализ вывода из эксплуатации водоема-охладителя [7, 8] показал, что вывод из эксплуатации водоема-охладителя путем (контролируемого) спуска воды открывает интересные и уникальные возможности для проведения радиоэкологических исследований.

К числу интересующих направлений радиоэкологических исследований относятся:

- изучение процесса физической и био-геохимической трансформации частиц ядерного топлива и форм нахождения радионуклидов в обнаженных донных отложениях;
- изучение процесса, регулирующего динамику гидрохимических параметров и связанную с ними динамику радионуклидов в воде и/или водных организмах остаточных водоемов;
- различные процессы трансформации водной экосистемы в процессе спуска воды в водоеме;
- разработка и тестирование технологий реабилитации радиоактивно загрязненных донных отложений; и т.д.

Обновленный и расширенный набор данных мониторинга водоема-охладителя можно использовать в различных мероприятиях по взаимному сравнению радиоэкологических моделей. Например, набор данных по водоему-охладителю ранее использовался в 1991–1996 годах в разработанных МАГАТЭ моделях тестирования проектов BIOMOVIS-II, описывающих перенос и судьбу ^{137}Cs в системе «вода-отложения», накопление в биоте и результирующие дозы для биологических видов и людей в водных экосистемах [97].

5.5. ПОДХОДЫ К РЕАБИЛИТАЦИИ ДЛЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

5.5.1. Сравнительный анализ вариантов реабилитации для загрязненных донных отложений

Потенциальные технологические варианты реабилитации радиоактивно загрязненных донных отложений водоема-охладителя были проанализированы ранее в нескольких докладах [1, 2, 4, 5].

Основные технологические возможности в отношении радиоактивно загрязненных донных отложений (после спуска воды из водоема) включали:

- вариант «ничего не делать» (или «естественное ослабление», т.е. естественное разрастание на осушенных участках растительности);
- удаление (путем проведения дноуглубительных, земляных работ) радиоактивно загрязненных донных отложений и их перемещение на внешний пункт захоронения низкоуровневых радиоактивных отходов;
- укрытие загрязненных донных отложений чистым почвенным слоем;
- иммобилизация обнаженных отложений на месте с использованием химических веществ (например, пылеподавителей);
- перенос (вымывание) загрязненных отложений в оставшийся водоем с использованием распыления воды под высоким давлением, бульдозерных работ или дноуглубительных работ;
- применение методов фитостабилизации;
- «частичная (или выборочная) реабилитация», т.е. Реабилитация наиболее загрязненных «горячих точек» отложений с помощью одного из перечисленных выше методов.

В ходе анализа, проведенного в [5], было высказано предположение о том, что поскольку доступ персонала и населения к осушенным участкам водоема будет в целом ограничен, а риски вне площадки, связанные с ресуспендированием донных отложений, невелики, мероприятия по крупномасштабной дезактивации осушенных участков дна водоема, не оправданны.

Поэтому вариант «никаких действий» был определен в качестве предпочтительного, если только будущие исследования и/или опыт выполнения мероприятий по реабилитации не покажут, что риски, связанные с ресуспендированием донных отложений, оказываются неприемлемыми. В последнем случае может быть оправдана «частичная реабилитация» некоторых более загрязненных участков дна водоема-охладителя (при расчетной суммарной площади менее 1 км²) [5].

В недавно подготовленном технико-экономическом обосновании вывода из эксплуатации водоема [8] приведена оценка наиболее простых и технологически осуществимых вариантов реабилитации загрязненных донных отложений:

- глубокая вспашка загрязненных участков, позволяющая покрывать загрязненный верхний слой отложений более чистой почвой с глубины вспашки профиля отложений;
- удаление (путем выемки грунта) загрязненных донных отложений и их захоронение в пункте приповерхностного захоронения радиоактивных отходов (ПВЗРО) «Буряковка» в Чернобыльской зоне (на расстоянии 14 км от водоема);
- укрытие методом гидравлического намыва загрязненных участков донных отложений песком из русла реки Припять (или из местного карьера в зоне водоема-охладителя);
- укрытие загрязненных участков слоем почвы с использованием механических земляных работ (с использованием чистого песка из местного карьера на площадке ЧАЭС).

Анализ затрат показал, что:

1. Захоронение загрязненного донного осадочного материала (почвы) на ПВЗРО «Буряковка» является самым дорогим методом, который ограничит масштабное применение этого метода. Этот метод может применяться только в отношении более высокоактивных источников, которые могли потенциально содержаться в выбросах в водосбросный канал водоема-охладителя в ходе аварии. (При условии, что такие источники могли быть найдены в ходе вывода из эксплуатации водоема-охладителя).

2. Дешевым методом является глубокая вспашка донных отложений с добавлением удобрений, а также семян многолетних трав. Этот метод может применяться в случае, когда толщина загрязненного слоя отложений не превышает глубины вспашки.

3. Если метод вспашки неприменим, можно использовать следующие методы (исходя из соображений затрат):

- в случае, когда площадь загрязненной «горячей точки» не превышает 0,5 га, загрязненная зона должна быть механически покрыта слоем почвы из имеющегося карьера;
- если площадь загрязненной «горячей точки» превышает 0,5 га, будет экономически оправдано использование метода гидравлического заполнения загрязненной зоны. Песок для засыпки почвы можно брать со дна водоема-охладителя или (если это не возможно) из реки Припять.

Предварительный анализ [8] показал, что нет необходимости в проведении крупномасштабных реабилитационных мероприятий в отношении донных отложений, за исключением, возможно, конкретных горячих точек, расположенных в северном секторе водоема (РК-5) и/или вблизи устья сбросного канала (РК-215).

5.5.2. Фитостабилизация осушенных участков дна водоема

Предполагается, что часть осушенного дна водоема-охладителя будет занята «переходными» водно-болотными ландшафтами, расположенными между постоянно сухими склонами и остаточными водоемами (см. раздел 4.2.4; РИС. 44).

Такие «переходные» водно-болотные угодья потенциально могут пересыхать в летние периоды засухи и наполняться водой во время влажных сезонов. Для предотвращения высыхания таких зон и образования потенциальных источников ресуспендирования радиоактивных аэрозолей из высохших донных отложений можно использовать технологии фиторемедиации. В частности, для стабилизации осушенного дна водоема можно использовать плантации ивы.

В рамках проекта РНУТОР [3, 98] была протестирована возможность использования плантаций ивы для стабилизации загрязненных почв в Чернобыльской зоне и снижения рисков ресуспендирования радионуклидов.

Подвергнутый тестированию метод предусматривал посадку плетеных ковриков из ивняка на поверхности частично осушенного небольшого водоема и на переходных формах микрорельефа в пойме реки Припять. Посадка срезанного ивняка продемонстрировала после первого сезона выращивания положительные результаты, так как она благоприятствовала сохранению влаги в почве и способствовала устойчивости почвы к ветровой эрозии. К 2013 году в контрольных районах наблюдается устойчивый растительный покров из ивы.

На практике применение описанной выше технологии на больших участках может быть ограничено соображениями затрат, а также необходимостью добавлять удобрения на песчаных донных участках с низким содержанием органических веществ [8]. Стоимость применения этого метода составила около 6000 долл. США/га (по ценам 2001 года).

5.5.3. Общие выводы по реабилитационным мероприятиям в отношении загрязненных донных отложений

В целом анализы, проведенные в [8], показали, что, вероятнее всего (с учетом имеющихся данных и результатов анализа сценариев осушения водоема-охладителя), крупномасштабные реабилитационные мероприятия в отношении обнаженных донных отложений не будут оправданы.

Однако на конкретных участках, где персоналу ЧАЭС может потребоваться проведение работ, в частности, в северном секторе водоема (ПК-5), и вблизи устья сбросного канала (РК-215) при определенных условиях могут быть проведены реабилитационные работы, направленные на снижение значений мощности дозы внешнего гамма-излучения и уменьшение последствий ресуспендирования радиоактивных аэрозолей.

Предпочтительной (наиболее дешевой, простой) технологией реабилитационных мероприятий является глубокая вспашка донных отложений с добавлением минеральных удобрений, органического субстрата (дерна) и добавление семян многолетних трав.

Решение о необходимости реабилитации донных отложений должно приниматься на основе результатов повторных измерений мощности дозы гамма-излучения и исследования уровня загрязнения обнаженных донных отложений в осушенных районах водоема в ходе снижения уровня воды. В каждом конкретном случае должны проводиться обоснование и анализ «затрат и выгод» таких мероприятий.

6. ПРОГНОЗЫ НА ОСНОВЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ФАКТИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ СНИЖЕНИЯ УРОВНЯ ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В 2014–2017 ГОДАХ

6.1. ОБЗОР ПРОЦЕССА СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В 2014–2017 ГОДАХ

Вывод из эксплуатации водоема-охладителя был начат в мае 2014 года, когда была отключена насосная станция водоема и уровень воды в водоеме начал снижаться вследствие потерь на фильтрацию и испарение.

По технологическим причинам спуск воды в водоеме в течение первых 3 лет продолжался в непрерывном (а не в пошаговом или «контролируемом» режиме) режиме. Летом-осенью 2014 года уровень воды в реке Припять находился на исторически низком уровне около 101–102 м н.у.м. Такие низкие уровни в реке Припять не позволили работать насосной станции водоема-охладителя, так как уровень воды в приемной камере был слишком низким. Однако, поскольку предписанные радиологические и экологические параметры не были нарушены в процессе осушения водоема в первые и последующие годы, не было необходимости в срочном порядке вводить насосную станцию в эксплуатацию, с тем чтобы приостановить спуск воды для выполнения корректирующих действий.

В период с мая 2014 года по середину лета 2016 года уровень воды в водоеме снизился примерно на ≈ 4 м. После того, как в августе 2016 года уровень воды в водоеме достиг отметки около 106,5 м н.у.м., водоем разделился на три отдельных водоема с разными уровнями воды (РИС. 57). Водохранилище в южной части водоема отделено от остальной части водоема бывшей дамбой первой очереди водоема-охладителя, которая вышла на поверхность в ходе сброса воды в водоеме. Два других водохранилища, расположенные в северной части водоема, отделены друг от друга струеразделительной дамбой и бывшей дамбой первой очереди водоема-охладителя. К середине лета 2017 года осушенная площадь дна водоема-охладителя достигла $\approx 40\%$ от первоначальной площади поверхности водоема (РИС. 58).

Программа мониторинга, осуществленная в ходе спуска воды в водоеме, в целом выполнялась в соответствии с первоначальным планом, описанным в разделе 5.4.2. Имеющиеся данные мониторинга позволяют сравнивать прогнозы моделирования и фактическую динамику гидрологических, радиоэкологических и экологических параметров водоема-охладителя в процессе спуска воды. Такие сравнения представлены в следующем подразделе настоящей главы.

Сравнение выполняется по следующим параметрам:

- скорости снижения уровня воды (поверхностные воды, грунтовые воды);
- батиметрия водоема;

- ресуспендирование радиоактивных аэрозолей с осушенных участков дна водоема;
- скорости растворения топливных частиц в обнаженных донных отложениях;
- мощности дозы от обнаженных донных отложений;
- концентрации радионуклидов в воде остаточных водохранилищ;
- динамика зарастания дна водоема растительностью, и
- последствия для водной экосистемы водоема.

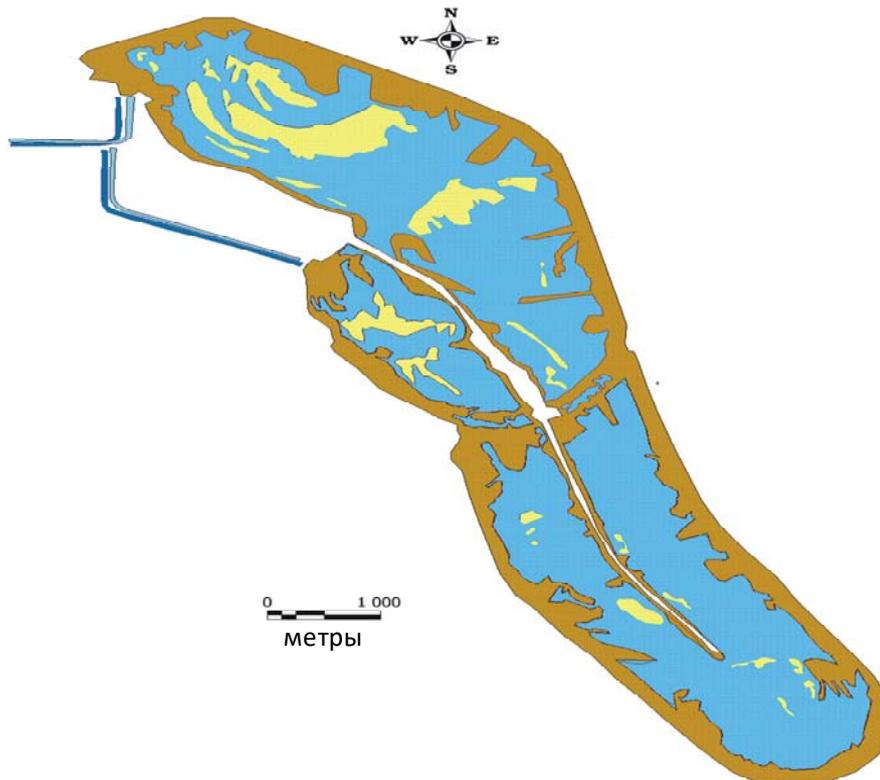


РИС. 57. Схема обнаженных участков дна водоема в августе 2016 года на основе анализа спутниковых фотографий (сервис «Google Earth Vision»). (Обнаженные береговые зоны выделены коричневым цветом; обнаженные внутренние мелководные зоны и «острова» выделены желтым цветом).



РИС. 58. Вид осушенного дна водоема-охладителя со стороны бывшей насосной станции (с северо-восточного угла водоема, октябрь 2017 года) (воспроизведено с разрешения Д.Бугая, ИГН).

6.2. СРАВНЕНИЕ ПРОГНОЗОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ФАКТИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ СБРОСА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ

6.2.1. Скорость спуска воды

6.2.1.1. Режим уровня поверхностных вод водоема

Динамика спуска воды в водоеме наряду с прогнозами моделирования показана на РИС. 59). (Методика моделирования описана в разделе 4.2).

В течение первого года уровень воды в водоеме снижался темпами, близкими к «нормальному» сценарию климатического моделирования. В 2015–2016 годах скорость спуска воды начала показывать, что чувствительность к климатическим условиям была выше в теплые времена года и ниже в холодные времена года. Фактический уровень воды в водоеме в этот период был ограничен графиками моделирования, соответствующими «нормальному» и «сухому» сценариям (РИС. 59).

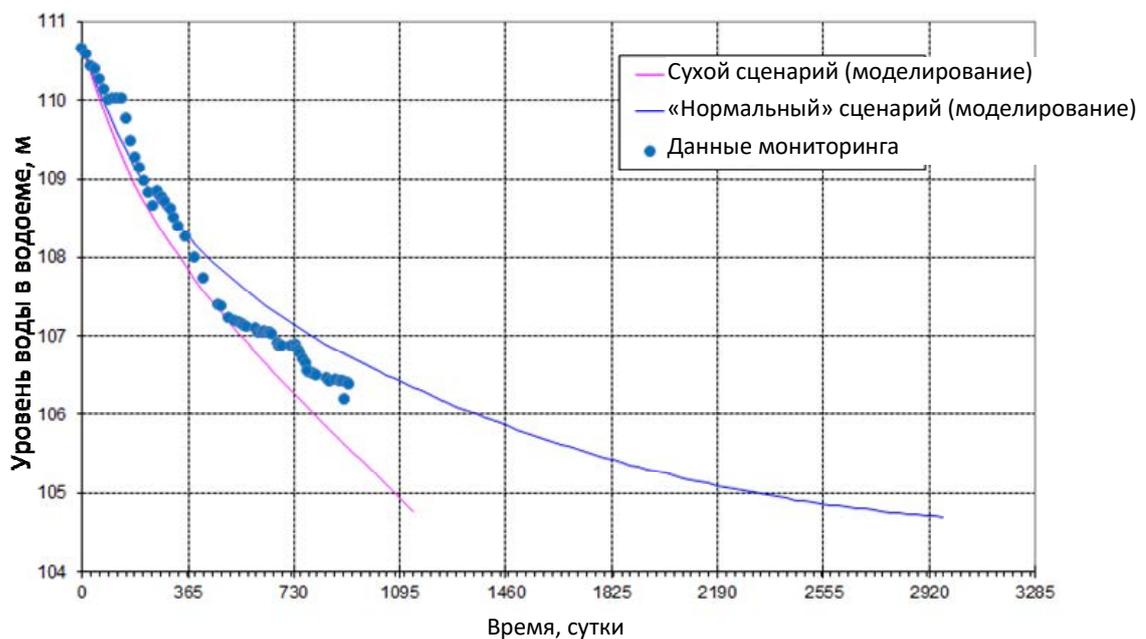


РИС. 59. Скорость спада воды в водоеме: сравнение прогнозов моделирования и данных мониторинга.

В течение 2015 года годовой уровень осадков составил 608 мм (близко к среднегодовому уровню), тогда как 2016 год был «засушливым» с годовым уровнем осадком 403 мм (по данным Чернобыльской метеостанции; данные по среднегодовым метеорологическим параметрам см. в добавлении II).

В целом наблюдалось разумное согласие фактической динамики сброса уровня с оценкой априорного моделирования, описанной в разделе 4.2.

Во второй половине 2016 года и в 2017 году уровень поверхностных вод в изолированных водоёмах, расположенных в северных и южных частях водоема-охладителя, продолжал постепенно снижаться, приближаясь к прогнозируемым уровням конечного состояния для «нормального» климатического сценария (т.е. 105,5 м н.у.м. в северо-западной части дна водоема и 104,7 м в южной части бывшего водоема; см. раздел 4.2.4.) (РИС. 60).

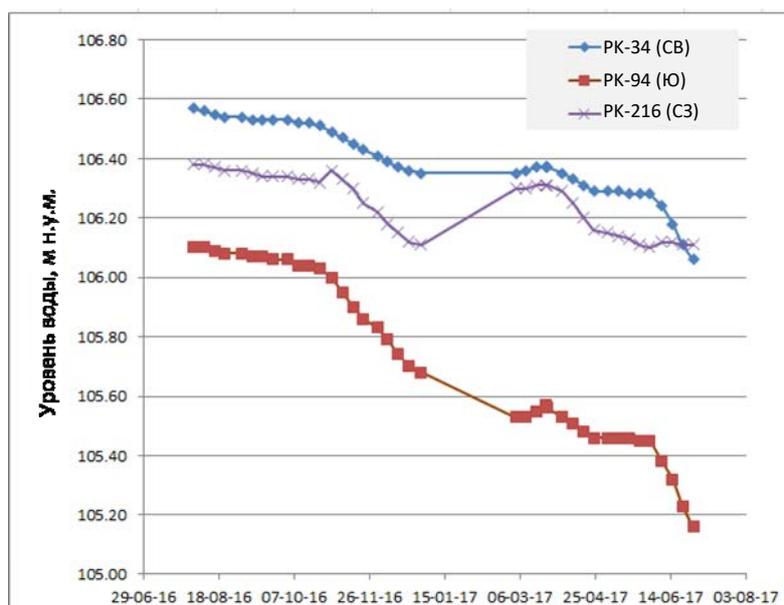


РИС. 60. Динамика уровня воды в отдельных водоемах в северо-восточной, северо-западной и южной частях водоема-охладителя в течение 2016–2017 годов (данные ЧАЭС).

В течение 2016–2017 годов уровень воды в северной части водоема был на 0,5–1 м выше, чем в южной части водоема. Это качественно и количественно согласуется с прогнозами моделирования (см. раздел 4.2.4).

6.2.1.2. Режим уровня грунтовых вод

Как и ожидалось, сброс уровня водоема-охладителя привел к снижению уровня грунтовых вод в его окрестностях, в том числе на промышленной площадке ЧАЭС.

Данные о снижении уровня грунтовых вод в отдельных мониторинговых скважинах, расположенных на промышленной площадке ЧАЭС в 2013–2017 годах, приведены в ТАБЛИЦЕ 31 и показаны на РИС. 61. Глубина зеркала грунтовых вод увеличилась в среднем примерно на 1,8–2 м.

Пример гидрографа скважины № 12-2А, расположенной рядом с саркофагом (~1500 м западнее от водоема), показан на РИС. 62. Здесь уровень грунтовых вод снизился в 2014–2017 годах на ~1,5 м.

Уровень грунтовых вод около ПВЗРО «3-я очередь», который расположен в непосредственной близости от водоема-охладителя (см. раздел 3.7.2), снизился в 2014–2016 на 3,5 м (РИС. 63). В течение следующего периода в большинстве мониторинговых скважин зеркало грунтовых вод опустилось ниже интервала проверки, так что дальнейшие наблюдения были невозможны. Система мониторинга для этого участка требует модернизации путем бурения скважин, приспособленных к новым гидрогеологическим условиям.

Эти рассмотренные выше изменения уровней грунтовых вод на промышленной площадке ЧАЭС и вблизи водоема-охладителя в целом согласуются с априорными прогнозами моделирования грунтовых вод (см. раздел 4.2.4).

ТАБЛИЦА 31. СНИЖЕНИЕ УРОВНЯ ВОДЫ В ОТДЕЛЬНЫХ ПЬЕЗОМЕТРАХ НА ПРОМЫШЛЕННОЙ ПЛОЩАДКЕ (ЭНЕРГОБЛОКИ №1 И №2) ЧАЭС В 2013–2017 ГОДАХ (данные ЧАЭС)

Номер пьезометра	Средний уровень в 2013 году, м н.у.м.	Средний уровень в 2017 году, м н.у.м.	Разница уровней, м
P-42	110,00	108,02	1,98
P-52	110,80	108,99	1,80
P-55	110,92	109,08	1,83
P-57	109,52	107,64	1,88
P-60	109,41	107,30	2,12
P-66	110,43	108,68	1,74

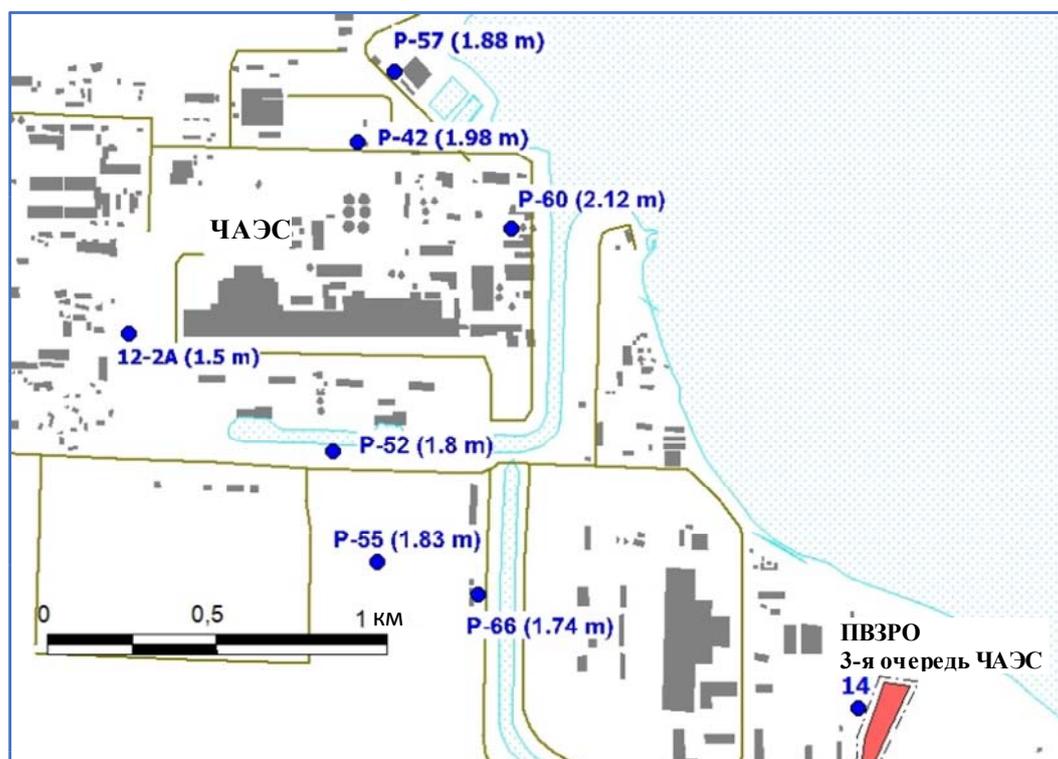


РИС. 61. Схема расположения отдельных пьезометров на промышленной площадке ЧАЭС и средние значения снижения уровня грунтовых вод в 2013–2017 годах (данные ЧАЭС, ИПБ АЭС).

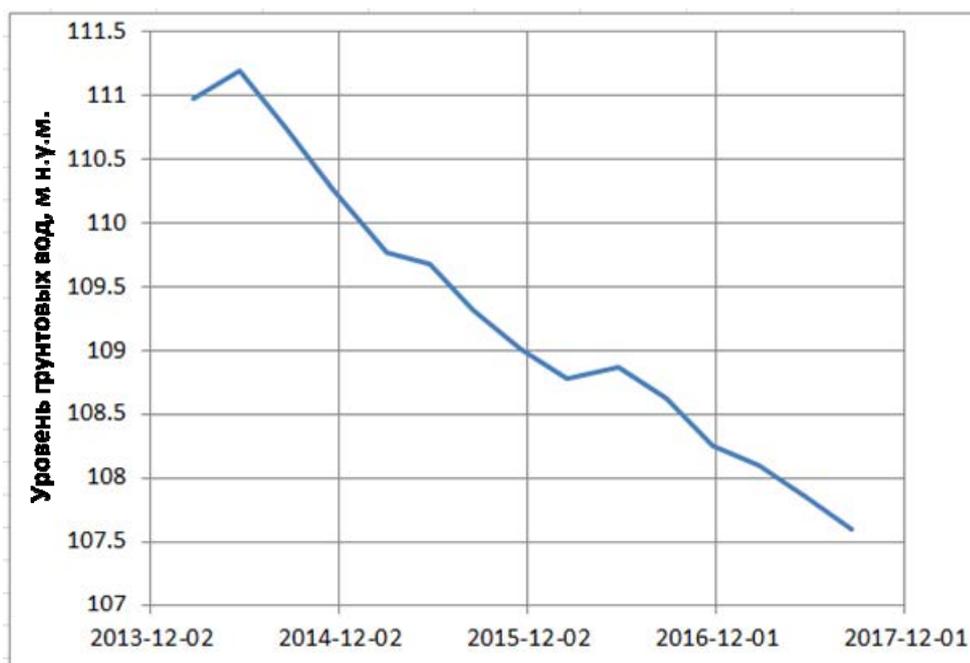


РИС. 63. Режим уровня грунтовых вод в скважине № 14 на ПВЗРО «3-я очередь ЧАЭС» в 2013–2016 годах (данные ГСП «Экоцентр»).

6.2.2. Топография дна

Выявленная в ходе снижения уровня воды топография дна водоема-охладителя, которую можно видеть на спутниковой фотографии водоема-охладителя, сделанной в августе 2016 года (РИС. 57), показывает некоторые заметные различия по сравнению с априорными предсказаниями с использованием трехмерной численной модели, основанной на результатах батиметрического обследования, проведенного в 2001 году (описано в разделе 2.1.5.1).

На спутниковой фотографии можно ясно видеть четко очерченную геометрию бывших русел реки Припять, дамбы 1-й очереди водоема-охладителя и другие детали рельефа дна (РИС. 57).

Некоторые из упомянутых выше деталей топографии дна водоема по существу неотличимы от трехмерной численной модели рельефа дна водоема, построенной на основе батиметрических данных (см. раздел 2.1.5.1).

На РИС. 64 представлено дальнейшее сравнение спутниковых фотографий водоема в августе 2017 года с изолиниями уровня $Z=105,5$ м н.у.м. согласно трехмерной численной модели топографии дна водоема. Неполное соответствие модели спутниковым данным наблюдается в основном в северо-западном углу площади дна водоема.

Упомянутые выше неточности в трехмерной численной модели дна водоема, основанные на результатах батиметрического исследования 2001 года, могли быть

вызваны рядом причин, в том числе: разреженной масштабной сеткой (которая не могла выявить мелкие детали рельефа дна), ошибками позиционирования точек отбора проб (например, в северо-западной части водоема), а также (возможно) неточностями, вызванными использованными методами интерполяции (т.е. интерполяции методом кригинга).

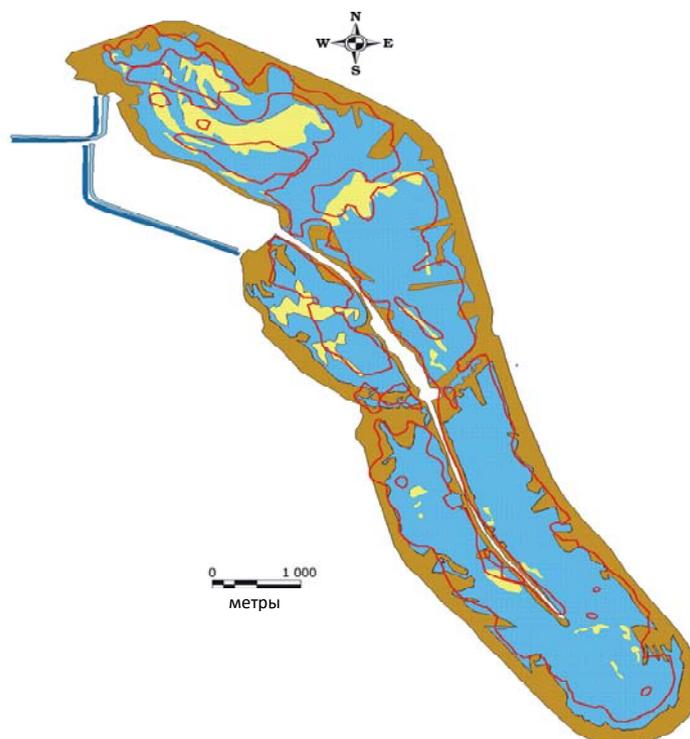


РИС. 64. Сравнение схемы обнаженных участков дна на основе спутниковой фотографии водоема (август 2016 года) с изолинией уровня $Z=105,5$ м н.у.м. согласно трехмерной численной модели топографии дна водоема.

6.2.3. Ресуспендирование радиоактивных аэрозолей

Мониторинговые исследования, проведенные ЧАЭС [99, 100] и ГСП «Экоцентр» (службой радиационного мониторинга Чернобыльской зоны отчуждения), не выявили в 2014–2017 годах какого-либо значительного влияния спуска воды в водоеме-охладителе на активность радиоактивных аэрозолей в воздухе на площадке ЧАЭС и в городе Чернобыле.

Следует отметить, что в течение обсуждаемого периода на осушенных участках дна водоема-охладителя не было пыльных бурь или луговых пожаров, которые потенциально могли привести к заметному увеличению ресуспендирования радиоактивности со дна водоема (см. раздел 4.3).

Данные мониторинга ГСП «Экоцентр» по концентрации в воздухе ^{137}Cs в пунктах мониторинга вблизи водоема-охладителя, а также прогнозы моделирования «нормального сценария» атмосферного переноса радиоактивных аэрозолей

(см. раздел 4.3) приведены в ТАБЛИЦЕ 32. В целом, концентрации радионуклидов в воздухе на площадке ЧАЭС в 2016–2017 годах были сопоставимы с данными за предыдущие годы. Анализ методом моделирования показывает, что увеличение объемной активности радионуклидов в воздухе в «нормальных атмосферных условиях» является довольно низким, и поэтому, вероятно, невозможно выявить влияние ресуспендирования радионуклидов с осушенных участков дна водоема по сравнению с существующими относительно высокими фоновыми концентрациями радионуклидов в местах мониторинга, что объясняется естественными колебаниями активности в воздушной среде и точностью измерений (см. ТАБЛИЦУ 32).

ТАБЛИЦА 32. МАКСИМАЛЬНЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ^{137}CS В ВОЗДУХЕ НА КОНТРОЛЬНЫХ ПУНКТАХ МОНИТОРИНГА ГСП «ЭКОЦЕНТР» В НЕПОСРЕДСТВЕННОЙ БЛИЗОСТИ ОТ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС ДО И ПОСЛЕ СПУСКА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ (данные ГСП «ЭКОЦЕНТР»)

Станция мониторинга	Данные мониторинга ГСП «Экоцентр»			Прогнозы моделирования
	2008–2014 годы	2016 год	2017 год	Увеличение для сценария 1 («нормальные условия»)
Среднегодовая концентрация в воздухе, Бк/м ³				
«ВРП-750»	$2,5 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-5}$
«Нефтебаза»	$6,1 \times 10^{-4}$	$8,7 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$	н.д.
«БНС-3»	$1,7 \times 10^{-4}$	$2,9 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$	н.д.
Средняя за 5 суток концентрация в воздухе, Бк/м ³				
«ВРП-750»	$\leq 2,1 \times 10^{-2}$	$\leq 4,4 \times 10^{-2}$	$\leq 4,4 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-5}$
«Нефтебаза»	$\leq 4,7 \times 10^{-3}$	$\leq 1,1 \times 10^{-2}$	$\leq 1,3 \times 10^{-3}$	н.д.
«БНС-3»	$\leq 4,5 \times 10^{-4}$	$\leq 4,4 \times 10^{-3}$	$\leq 5,9 \times 10^{-4}$	н.д.

Примечание: Станция мониторинга «ВРП-750» расположена в 1 км к югу от ЧАЭС; «Нефтебаза» расположена в 2 км к северо-западу от ЧАЭС; «БНС-3» находится в 2,6 км к востоку от ЧАЭС.

Следует отметить, что на площадке ЧАЭС в 2016 году действовали и другие важные факторы, вызывающие образование радиоактивных аэрозолей, в частности строительные работы по возведению Нового безопасного конфайнмента. 15–18 июля 2016 года на наиболее загрязненном участке ЧЗО был также лесной пожар на площади 300 га (территория так называемого «Рыжего леса»).

Относительно высокие значения усредненных за 5 дней концентраций радионуклидов в воздухе, зарегистрированные в 2016 году, были связаны с вышеупомянутыми факторами и не были связаны с ресуспендированием радиоактивных аэрозолей из

участков дна водоема-охладителя во время осушения. Анализ показывает, что эти повышенные концентрации радиоактивных аэрозолей были зарегистрированы на соответствующих станциях мониторинга в условиях отсутствия или легкого ветра (например, скорости ветра менее 1 м/с), а также при направлениях ветра, не связанных с участками водоема-охладителя.

Кроме того, несмотря на расширение осушенной части дна водоема-охладителя в 2017 году, максимальные усредненные за 5 суток значения концентрации ^{137}Cs в воздухе в 2017 году были от 3 до 10 раз ниже, чем в 2016 году (см. ТАБЛИЦУ 32).

По данным отдела радиационного мониторинга ЧАЭС [99, 100], значения интенсивности осаждения ^{137}Cs и ^{90}Sr из атмосферы в ноябре 2016 года — сентябре 2017 года в ближайших периферийных зонах водоема-охладителя составили $0,2 \div 12$ Бк/(м² сут). Эти значения соответствуют прогнозируемым интенсивностям осаждения $0,5 \div 5$ Бк/(м² сут) для плотностей загрязнения донных отложений $1000 \div 10000$ кБк/м², среднему коэффициенту ресупендирования 5×10^{-10} м⁻¹ и интенсивности сухого осаждения радиоактивных аэрозолей 1 см/с (см. раздел 4.3).

На основе данных мониторинга, собранных в 2016–2017 годах отделом радиационного мониторинга ЧАЭС, было сделано заключение, что объемная активность радионуклидов в поверхностном слое атмосферы во время вывода из эксплуатации (осушения) водоема-охладителя не вызывала никакого дополнительного увеличения ингаляционных доз для сотрудников на промышленной площадке ЧАЭС и в городе Чернобыль [99, 100].

6.2.4. Скорости растворения топливных частиц в донных отложениях

В 2012–2016 годах был проведен модельный эксперимент по оценке динамики растворения топливных частиц и форм нахождения радионуклидов в осушенных (обезвоженных) донных отложениях водоема-охладителя [101].

Около 150 л донных отложений было собрано в северо-западной части водоема-охладителя с нескольких точек отбора проб в интервале глубины от 4 до 7 м. Собранные донные отложения были размещены внутри «кассеты» размером 1 м х 1 м без дна, установленной на пляже водоема-охладителя (РИС. 65).

В ходе эксперимента внутри кассеты периодически производился отбор проб обнаженных донных отложений, а анализ состава радионуклидов проводился методом последовательных экстракций (ТАБЛИЦА 33). Результаты этого эксперимента представлены на РИС. 66 и кратко излагаются ниже.

В начале эксперимента основная часть радионуклидов (>98 %) присутствовала в донных отложениях в необменных формах, тогда как 70% ^{90}Sr и более 80% ^{241}Am и изотопов плутония предположительно были связаны с топливными частицами (РИС. 66).

В ходе экспозиции в естественных условиях в течение 4 лет наблюдалось увеличение водорастворимых форм ^{90}Sr (с коэффициентом до ~ 5). Тем не менее, суммарное увеличение содержания ^{90}Sr в водорастворимой форме было относительно небольшим (до 0,6% от общего содержания). Содержание водорастворимых форм других радионуклидов со временем существенно не изменялось и оставалось довольно низким в течение всего эксперимента ($<0,1\%$ от общего содержания).



РИС. 65. Кассета с обнаженными донными отложениями водоема-охладителя (октябрь 2012 года) (воспроизведено с разрешения В. Протсака, УкрНИИСХР).

Количество обменного ^{90}Sr увеличилось в ходе эксперимента с $\sim 1\%$ до $\sim 10\%$ от общего содержания. Содержание обменных форм других радионуклидов существенно не изменилось и составило менее 2% от общего содержания.

ТАБЛИЦА 33. ПРОЦЕДУРА ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОГО ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ, ПРИМЕНЯЕМАЯ К ДОННЫМ ОТЛОЖЕНИЯМ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

№	Выщелачивающий агент и условия	Химические формы радионуклидов
I	Дистиллированная вода, 24 часа, $t=20^\circ\text{C}$.	Водорастворимые
II	1 М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (NH_4Ac); 24 часа, $t=20^\circ\text{C}$.	Обменные
III	1 М HCl ; 24 часа, $t=20^\circ\text{C}$.	Кислоторастворимые
IV	0,2 М $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ + 0,1 М $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ (раствор Тамма); pH 3,2; 2 часа, $t=20^\circ\text{C}$.	Связанные с аморфными оксидами и гидроксидами Fe и Al в виде минерально-органических комплексов
V	8 М HNO_3 ; 24 часа, $t=20^\circ\text{C}$	Слаборастворимые и связанные с топливными частицами (U_xO_y + матрица UO_2)

№	Выщелачивающий агент и условия	Химические формы радионуклидов
VI	Нагрев до 550°C в течение 6 часов с последующим выщелачивание смесью кислот 8 М HNO ₃ + 10 М HCl, 2 часа, 95°C.	Связанные с органическими компонентами донных отложений и топливными частицами (матрица UO ₂)
VII	Смесь кислот 8 М HNO ₃ + 4 М HF, 2 часа, 95°C.	Прочно удерживаемые минеральными компонентами донных отложений и связанные с частицами топлива с цирконийсодержащей матрицей (U _x Z _y O _z)
VIII		Нерастворимые остатки

В целом, на экспериментальной временной шкале в 4 года наблюдались относительно небольшие изменения содержания подвижных форм (водорастворимых + обменных) радионуклидов в обезвоженных и обнаженных в природных условиях донных отложениях водоема-охладителя. Наблюдаемое нарастание подвижных форм ⁹⁰Sr может быть интерпретировано как результат относительно «медленного» процесса растворения топливных частиц с матрицей UO₂ (обсуждение различных типов топливных частиц в чернобыльских выпадениях см. в разделе 3.3.2 настоящего доклада).

Для донных отложений на экспериментальной площадке в течение всего периода эксперимента были характерны слегка щелочные значения pH (например, pH ~7,7; РИС. 67). Такие геохимические условия благоприятствовали низкой скорости растворения топливных частиц. Это наблюдение не поддерживает гипотезу, что спуск воды из водоема может привести к повышению кислотности донных отложений, способствуя растворению топливных частиц [34].

Наблюдаемое увеличение водорастворимых и обменных форм ⁹⁰Sr на ~10 % в течение 4 лет соответствует значению эффективного периода полураспада для топливных частиц в обнаженных донных отложениях, составляющему 25 лет. Это последнее значение в два раза больше ранее оцененного значения (РИС. 50 в разделе 4.5).

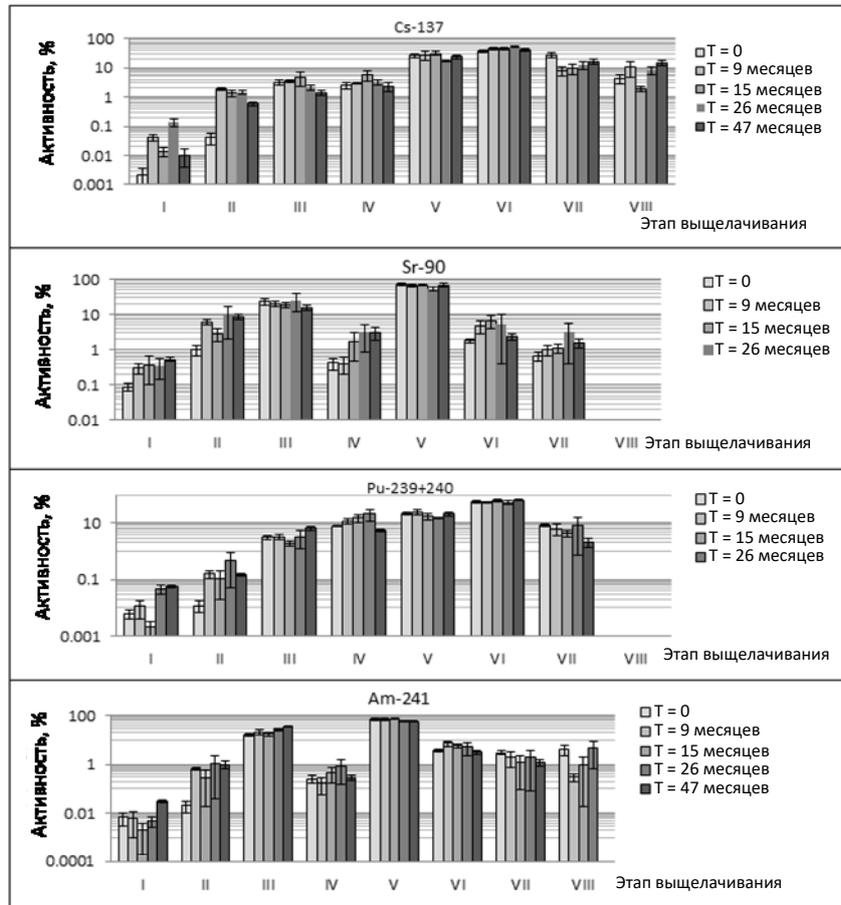


РИС. 66. Динамика химических форм ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в обнаженных донных отложениях водоема-охладителя, определенная с помощью процедуры последовательного выщелачивания, описанной в ТАБЛИЦЕ 33 (по данным [101]).

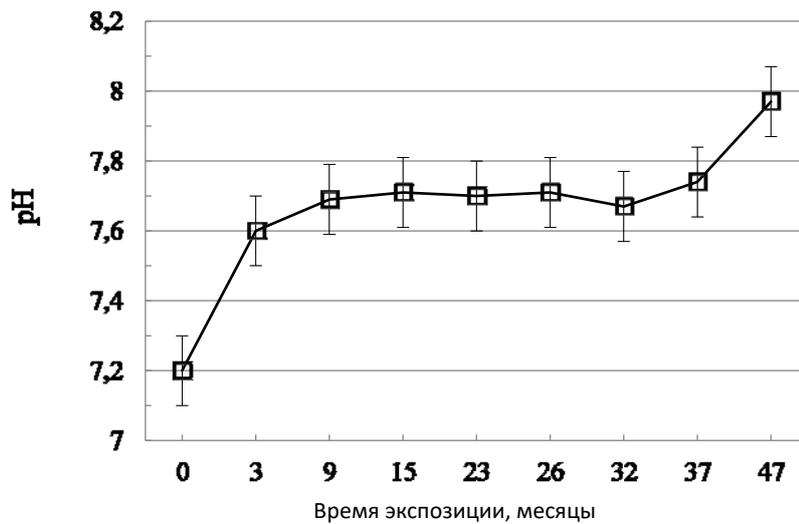


РИС. 67. Динамика рН обнаженных донных отложений водоема-охладителя (по данным [101]).

Рентгенологические исследования подтвердили наличие чернобыльских топливных частиц в донных отложениях водоема-охладителя (РИС. 68). Было установлено, что большинство топливных частиц имеют размер 3 мкм и меньше, однако их вклад в общую активность донных отложений составляет лишь несколько процентов. Основная часть активности в донных отложениях связана с топливными частицами размером ~20 мкм. Поэтому можно сделать вывод о том, что будущая эволюция во времени мобильных форм радионуклидов будет определяться процессами разрушения и выщелачивания радионуклидов из таких относительно крупных (несколько десятков мкм) топливных частиц.

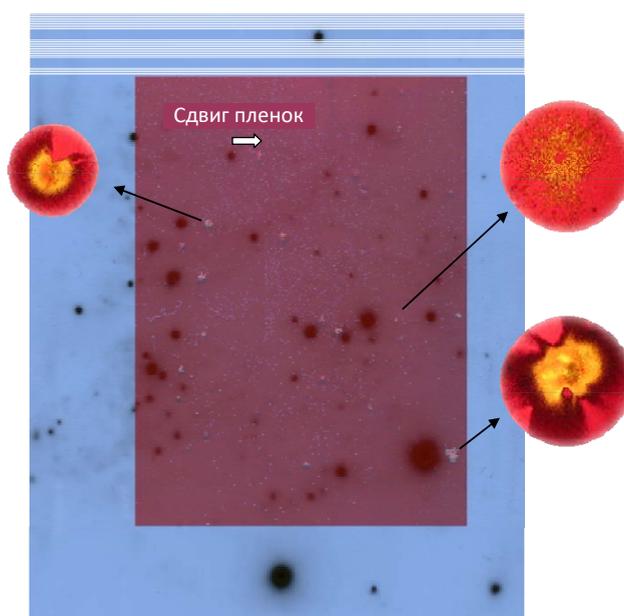


РИС. 68. Рентгеновская пленка и пленка LR 115 для радиографии с α -дорожками после совместной экспозиции на пробе донных отложений водоема-охладителя, показывающие треки топливных частиц (воспроизведено с разрешения В. Процака, УкрНИИСХР).

Подводя итог, можно сказать, что результаты описанного выше эксперимента [101] позволяют предположить, что подвижность радионуклидов в открытых донных отложениях водоема-охладителя может быть заметно ниже, чем прогнозировалось ранее (см. раздел 4.5).

Значительная часть активности радионуклидов не может быть извлечена из твердой фазы донных отложений даже при применении «крайне агрессивных» лабораторных условий выщелачивания. Это может свидетельствовать о том, что часть ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{137}Cs связана с весьма химически устойчивыми топливными частицами. Ожидается, что эта часть радионуклидов не перейдет в мобильную форму в естественных условиях по крайней мере в течение нескольких десятилетий. Еще одной причиной относительно низкой скорости растворения топливных частиц в донных отложениях является относительная стабильность во времени геохимических условий, характеризующихся слабощелочными значениями pH. Потенциально мобильная

доля радионуклидов (которые могут перейти в мобильную форму в течение следующих 5–10 лет) оценивается менее чем в 30% от общего содержания радионуклидов в донных отложениях. Следует отметить, что потенциально участвовать в процессах гидрологической миграции и поглощении растительностью могут только радионуклиды, представленные в мобильных формах.

6.2.5. Мощности дозы от обнаженных донных отложений

Согласно априорной оценке, наиболее высокие мощности дозы внешнего гамма-излучения от обнаженных донных отложений водоема-охладителя, загрязненных ^{137}Cs , ожидалось на северо-западе водоема и в зоне, близкой к устью сбросного канала водоема-охладителя (см. раздел 4.4, РИС. 49). С целью оценки достоверности выполненных прогнозов исследовательская группа УкрНИИСХР (под руководством В. Каспарова) провела в 2017 году в полевых условиях измерения мощности дозы внешнего гамма-излучения (МДВИ) в соответствующих местах осушенного дна водоема-охладителя (РИС. 69).

Участок измерения № 1 был выбран в зоне, где в северо-западной части осушенного дна водоема в 2017 году наблюдались максимальные значения мощности дозы внешнего гамма-излучения. Он расположен на расстоянии 100 м к юго-западу от зоны, где прогнозировались максимальные уровни плотности загрязнения осушенных донных отложений ^{137}Cs (РИС. 69).

Результаты обследования мощности дозы гамма-излучения на участке № 1 показаны на РИС. 70). Как было предсказано, максимальные значения МДВИ в этой зоне были выше, чем контрольный критерий восстановления конечного состояния 14 мкЗв/ч, установленный для северной части водоема (см. раздел 5.2.2). В то же время максимальные измеренные значения мощности дозы внешнего гамма-излучения ~ 50 мкЗв ч⁻¹ примерно в два раза выше, чем априорные оценки (см. раздел 4.4).

Расхождение приблизительно в 2 раза между априорными прогнозами и апостериорными экспериментальными данными может быть объяснено несколькими факторами. Следует отметить, что, как оказалось, ^{137}Cs относительно равномерно распределен в 20-сантиметровом слое осушенных донных отложений на участке № 1 (РИС. 71), в то время как в априорной оценке предполагалось, что ^{137}Cs концентрируется только в 5-сантиметровом верхнем слое.

Одна из других возможных причин заключается в том, что карта распределения ^{137}Cs в донных отложениях, используемая для расчета мощности дозы внешнего излучения, была основана на относительно разреженной сетке отбора проб донных отложений, так что некоторые локальные небольшие «горячие точки» могли быть пропущены.

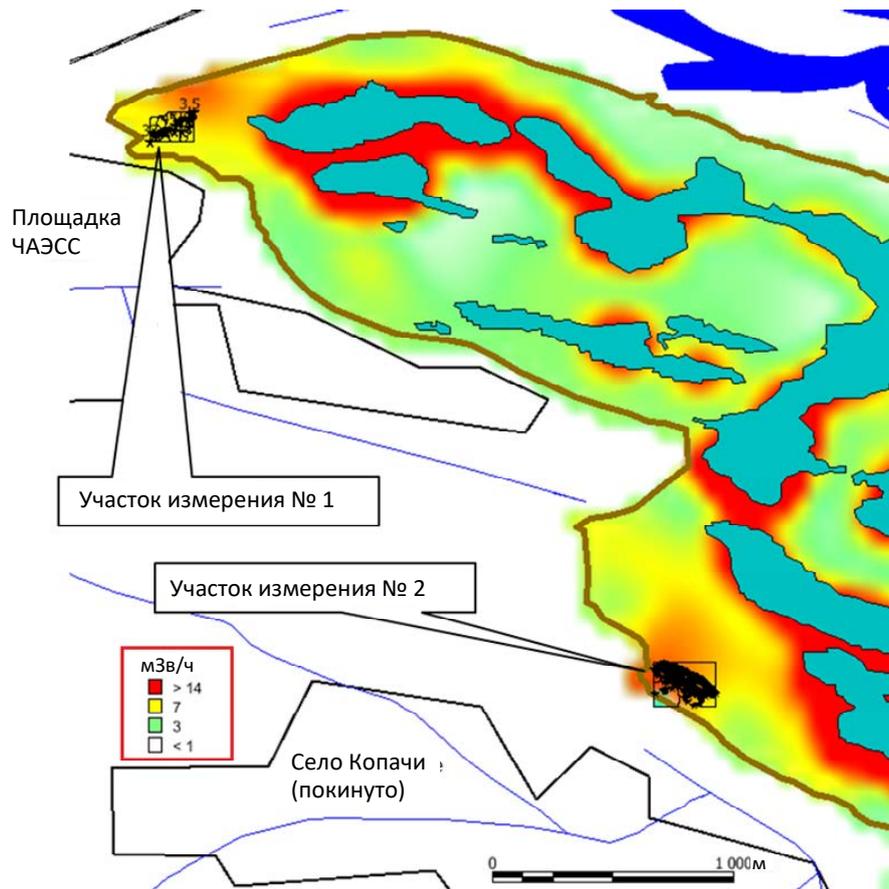


РИС. 69. Расположение участков полевых измерений для проверки априорных оценок мощности дозы внешнего излучения от обнаженных донных отложений водоема-охладителя. На заднем плане показано расчетное распределение мощности дозы внешнего гамма-излучения на высоте 1 м над донными отложениями (для модели, предполагающей, что активность ^{137}Cs равномерно распределена в верхнем 5-сантиметровом слое).

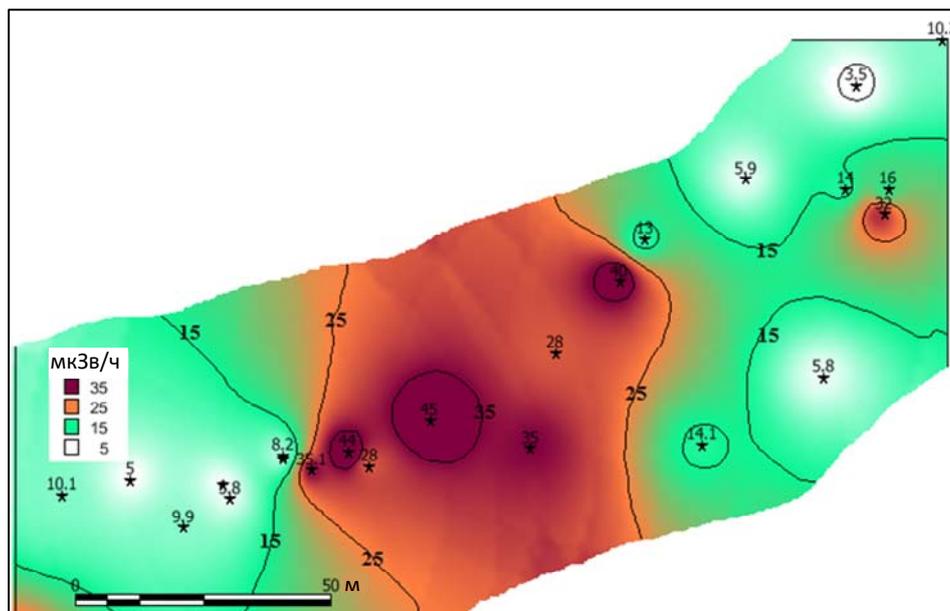


РИС. 70. Распределение мощности дозы внешнего гамма-излучения на участке № 1 в 2017 году (по данным УкрНИИСХР).

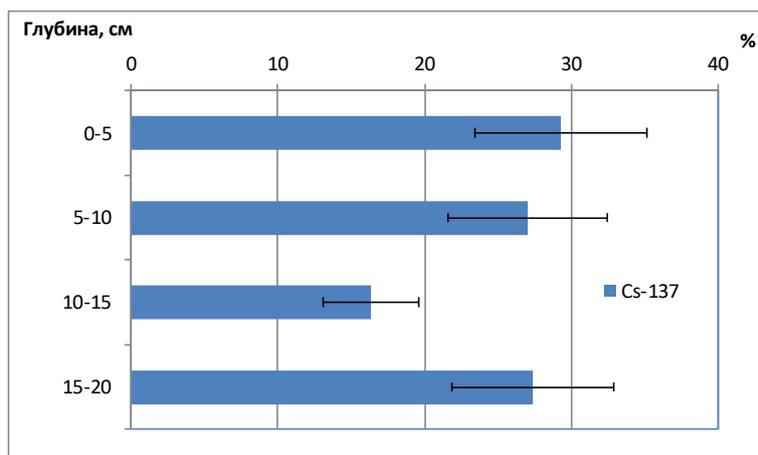


РИС. 71. Типичное вертикальное распределение ^{137}Cs (в % от общего запаса в профиле) в донных отложениях на участке № 1 в 2017 году (по данным УкрНИИСХР).

Кроме того, нельзя исключить перераспределение активности радионуклидов в осушенных зонах дна в процессе спуска воды в 2014–2017 годах (например, в результате воздействия волн). Максимальные значения МДВИ наблюдались на участках илистых донных отложений темного цвета, которые, вероятно, обладали весьма хорошей способностью фиксировать ^{137}Cs из раствора и могли потенциально быть связаны с «ловушками» мелкозернистых отложений, образовавшимися на отступающей береговой линии в ходе снижения уровня воды.

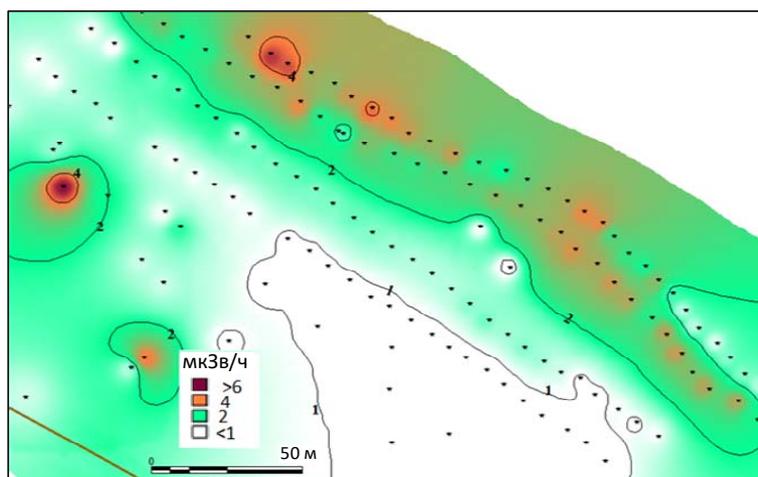


РИС. 72. Распределение мощности дозы внешнего гамма-излучения на участке № 2 в 2017 году (по данным УкрНИИСХР).

Распределение мощности дозы внешнего гамма-излучения в зоне дна водоема рядом с устьем сбросного канала (участок измерения № 2) показано на РИС. 72. Здесь измеренные значения МДВИ, как правило, хорошо соответствуют первоначальным оценкам и не превышают контрольный критерий конечного состояния 7 мкЗв ч^{-1} для южного сектора водоема-охладителя. На этом участке основная часть активности ^{137}Cs была сосредоточена в верхнем 5-сантиметровом слое отложений (РИС. 73) (что подтверждает предположения, используемые при априорных расчетах).

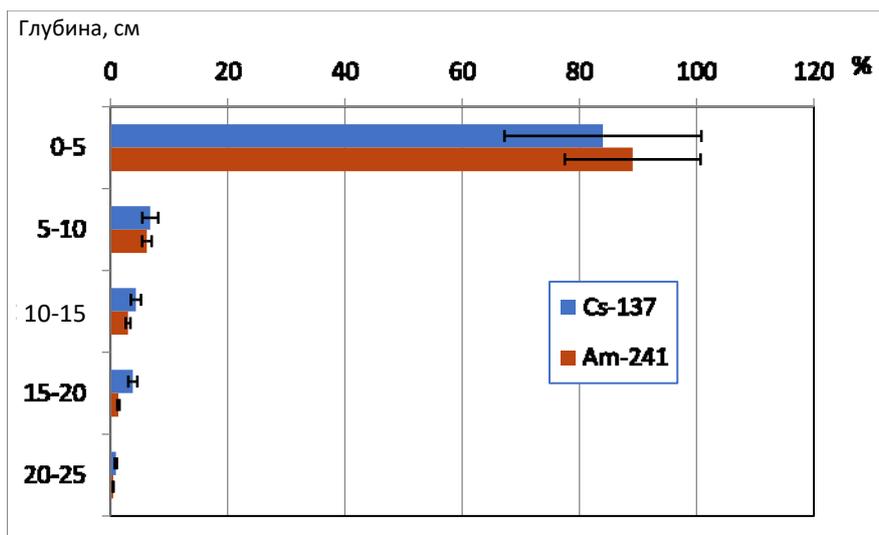


Рис. 73. Типичное вертикальное распределение ^{137}Cs (в % от общего запаса в профиле) в донных отложениях на участке № 2 в 2017 году (по данным УкрНИИСХР).

Следует напомнить, что критерии МДВИ для конечного состояния должны интерпретироваться как усредненные данные для участка размером $100\text{ м} \times 100\text{ м}$ с центром в точке отбора проб (см. раздел 5.2.2). В этом случае средние значения МДВИ, вероятно, будут значительно ниже, чем указанные выше максимальные значения точек в локальных «горячих точках».

На ЧАЭС мониторинг мощностей дозы облучения осуществлялся на нескольких внешних участках по периметру водоема-охладителя в 2008–2013 годах (до снижения уровня воды) и после осушения донных отложений водоема-охладителя в ноябре 2016 года — августе 2017 года. Результаты этого мониторинга показывают, что осушение донных отложений не оказывало влияния на значения МВДИ и не увеличивало риск дополнительного облучения персонала на внешних участках, прилегающих к периметру водоема-охладителя.

Таким образом, можно сделать вывод о том, что измеренные значения мощности дозы облучения в осушенных зонах дна в целом в разумных пределах согласовались с априорными оценками (например, в пределах различия в ~ 2 раза или менее).

Несмотря на то, что измеренные значения мощности дозы облучения в северной части водоема-охладителя относительно высоки, а некоторые значения точечных измерений превышают первоначальные оценки моделирования, эти измеренные значения гамма-дозы по-прежнему сопоставимы с уровнями загрязнения, наблюдаемыми в некоторых других местах ЧЗО (например, на участке «Рыжий лес» и на левом берегу поймы реки Припять уровни мощности дозы гамма-излучения достигают 100 мкЗв ч^{-1}).

Как было упомянуто выше, максимальные значения мощности дозы внешнего гамма-излучения наблюдались в местах с илистыми донными отложениями темного цвета. Такие участки характеризуются высокой плодородностью почвы, вызванной

литологическим составом материала и высоким содержанием органического вещества, что привело к быстрому росту и густым травам и растительному покрову на этих участках. Это снижает риск вторичного ресуспендирования радиоактивных аэрозолей с дна водоема при ветре.

6.2.6. Концентрации радионуклидов в воде остаточных озер

Мониторинг поверхностных вод водоема-охладителя ЧАЭС проводился в 2014–2017 годах рядом организаций и институтов, включая ЧАЭС, ГСП «Экоцентр», ИГБ и УкрНИГМИ.

На основе данных мониторинга всех учреждений, концентрации радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr) в воде остаточных водоемов показывают с 2015 года тенденцию к росту. Такое увеличение может быть объяснено изменением водного баланса водоема-охладителя после вывода из эксплуатации (то есть остановкой перекачки относительно «чистой» воды из реки Припять, уменьшением потерь на фильтрацию и т.д.), а также обменом радиоактивностью между загрязненными донными отложениями и толщей поверхностных вод.

По данным ЧАЭС [100], в третьем квартале 2017 года в поверхностных водах водоема было отмечено увеличение активности ^{90}Sr до 4,2 Бк/л в южном секторе и 8 Бк/л в северном секторе, в то время как во всех частичных водоемах активность ^{137}Cs увеличилась до 4 Бк/л в северном секторе и до 6,5 Бк/л в южном секторе. Об аналогичных тенденциях роста активности ^{90}Sr в поверхностных водах остаточных озер в 2017 году сообщает ГСП «Экоцентр». Для сравнения, в 2012–2013 годах среднегодовые концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водоема были заметно ниже и составляли $1-1,5 \pm 0,5$ Бк/л (см. раздел 3.3).

Однако следует отметить, что ЧАЭС и ГСП «Экоцентр» проводят отбор проб поверхностных вод в мелководных близких к береговой линии зонах озер, и поэтому результаты отбора проб могут быть потенциально чувствительны к усилению перемешивания воды в таких зонах, вызванному воздействием ветра/волн и т.д.

Приведенные выше измеренные максимальные концентрации ^{90}Sr в воде остаточных озер до сих пор оказываются более низкими, чем априорно оцененная максимальная долгосрочная концентрация ^{90}Sr в воде остаточных водоемов, составляющая от 40 до 70 Бк/л (на основе консервативного анализа [41]; см. раздел 4.6.1.3).

6.2.7. Динамика зарастания дна водоема растительностью

Растительный покров осушенных участков водоема-охладителя сформировался в ходе его осушения в 2014–2017 годах в соответствии с почвенными условиями, в первую очередь зависящими от литологии, плодородия и режима влажности осушенных донных отложений.

Обработка изображений, полученных со спутника Сентинел 2 (начиная с 11.08.2017 года) позволила выявить на осушенной площади дна водоема, составляющей 943,3 га (то есть 42% первоначальной площади водной поверхности водоема), 3 вида новых территорий с точки зрения растительного покрова (РИС. 74) [102]:

- низменные заболоченные участки, заросшие болотными травами, кустарниковыми и древесными растениями (510,7 га или 54% площади осушенного дна);
- песчаные участки, покрытые раковинами, обычно малоразросшиеся (240,8 га, или 26%);
- Возвышенные песчаные участки новообразованной территории (191,8 га, или 20%).

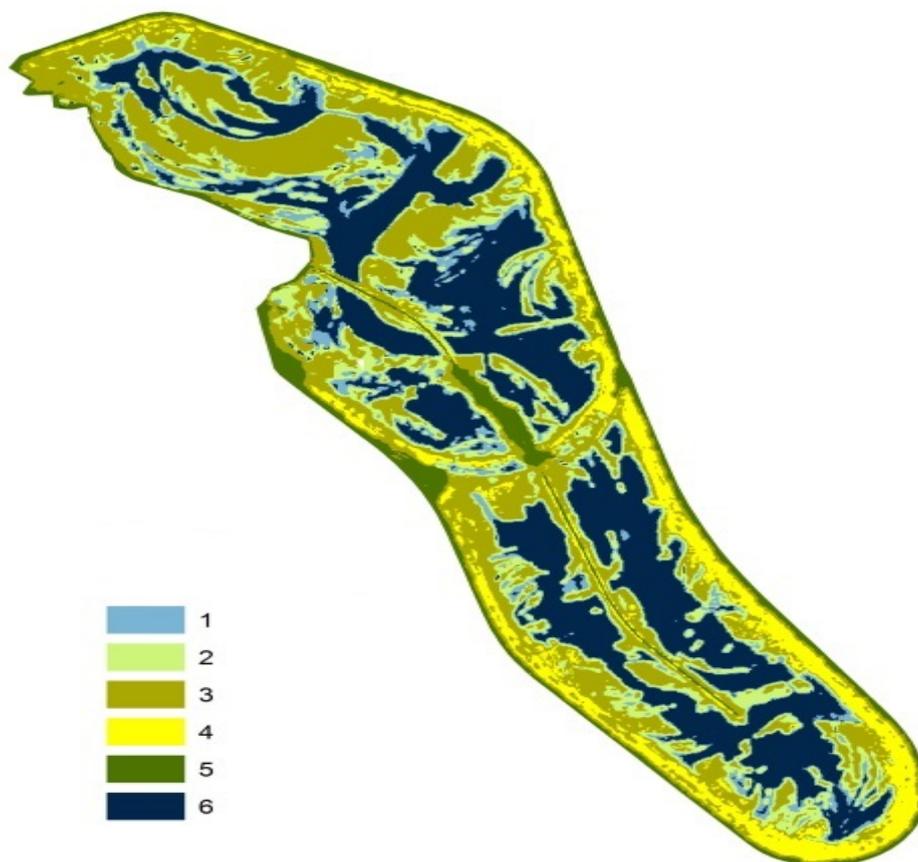


РИС. 74. Карта распределения земельных участков с различными типами отложений и растительного покрова в пределах осушенного дна водоема, сфотографированная спутником «Сентинел 2» 11.08.2017: 1 — участки мелководья (не заросшие); 2 — участки мелководья, заросшие макрофитами; 3 — водно-болотные угодья; 4 — песчаные участки с раковинами, 5 — возвышенные гребни; 6 — глубоководные участки (по данным [102]).

Плодородные илистые и песчано-илистые участки осушенных донных отложений наиболее интенсивно заросли травянистыми, кустарниковыми и древесными растениями (РИС. 75).

При постепенном снижении уровня воды в водоеме-охладителе близкие к береговой линии зоны линейно и густо заросли травянистыми, кустарниковыми и древесными растениями вследствие ветрового осадения семян (в частности, семян ивы и берёзы) на водную поверхность водоема с последующим ветровым и волновым выносом плавающих семян на отступающие береговые линии (РИС. 76А). По мере постепенного снижения уровня воды развивалась корневая система деревьев, делающая грунтовые воды доступными для деревьев и позволяющая им расти на этих песчаных участках. Искусственно высаженные в экспериментальных целях ивы [103] также хорошо растут на осушенных песчаных участках (РИС. 76В).

Возвышенные песчаные участки новообразованной территории (гребни) имеют наименьшую растительность (которая соответствует априорным прогнозам [8]), так как эти участки пригодны только для роста ксерофитов (РИС. 77А). Эти участки представляют собой бывшие склоны дамбы, образованные промытыми крупнозернистыми песками, и характеризуются низкими уровнями загрязнения. Вследствие грубого литологического состава коэффициент ресуспендирования отложений с ветром для этих участков довольно низок, в то время как скорость сухого осадения высока. В связи с этим такие участки не представляют существенной радиологической опасности для сотрудников ЧАЭС по пути внешнего облучения или вследствие ресуспендирования радиоактивных аэрозолей.

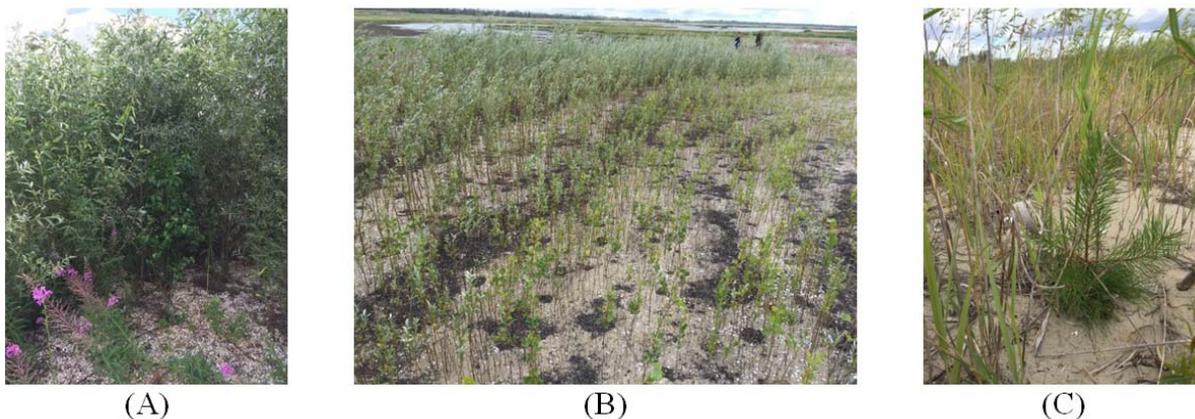


РИС. 75. Илистые и песчано-илистые участки северной части осушенного дна водоема-охладителя, заросшие (по состоянию на 2017 год): (А) ивой (*Salix*); (В) деревьями повислой березы (*Betula pendula*), и (С) одиночными шотландскими соснами (*Pinus sylvestris*) (фото публикуется с разрешения В. Кашапарова, УкрНИИСХР).



РИС. 76. Участки бывшей береговой линии осушенного дна водоема-охладителя, заросшие ивами: (А) естественным образом благодаря ветровому переносу семян на поверхность воды, (В) в результате искусственной посадки (фотография публикуется с разрешения В. Процака и В. Кашипарова, УкрНИИСХР).

То же самое заключение относится к покрытым раковинами мёртвых моллюсков *Dreissena* песчаным участкам, на которых нет растительности или она сильно разрежена (РИС. 77В). Удельная активность ^{90}Sr в раковинах составляет несколько тысяч беккерелей на килограмм. Однако такие раковины не представляют радиационной опасности с точки зрения ветрового переноса и ингаляционного поступления в организм ввиду их физических размеров. Толстый слой раковин (до 50 см) экранирует гамма-излучение от расположенных под ним сильно загрязнённых донных отложений и предотвращает ветровой перенос радионуклидов, тем самым обеспечивая «естественное защитное покрытие».



*РИС. 77. Участки с редкой растительностью на осушенном дне водоема-охладителя (по состоянию на 2017 год): (А) возвышенные песчаные участки вновь образованной территории (гребни) и (В) песчаные участки, покрытые мёртвыми раковинами моллюсков *Dreissena* (фотография публикуется с разрешения В. Процака и В. Кашипарова, УкрНИИСХР).*

Илистые донные отложения обычно характеризуются наивысшими уровнями радиоактивного загрязнения ввиду их осадочного происхождения, наличия мелкодисперсных частиц пыли с высокой площадью поверхности (и соответствующим химическим сродством к радионуклидам), а также высоким содержанием органического вещества (до 50% от общего веса). В результате интенсивного и плотного зарастания илистых участков дна водоема растительностью (РИС. 78), вероятность ресуспендирования радиоактивных аэрозолей ветром на этих участках существенно снижена. Наличие густой растительности (например, к 2017 году ивы в северной части водоема-охладителя достигли высоты 3–4 м) делает эти участки менее доступными для сотрудников, что также является важным фактором радиационной безопасности.



РИС. 78. Илистые осушенные участки дна водоема, сильно заросшие растительностью (по состоянию на 2017 год) (фотография публикуется с разрешения В. Процака, УкрНИИСХР).

По данным УкрНИИСХР, в 2017 году удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в листьях ивы, растущей в наиболее загрязненной северной части осушенного дна водоема, достигала соответственно около 50 кБк/кг и 20 кБк/кг. Эти значения сопоставимы с уровнями загрязнения растительности, наблюдаемыми в других сильно загрязненных районах 10-километровой зоны ЧАЭС (например, на участке «Рыжий лес») (или даже ниже их).

В целом процесс зарастания дна водоема-охладителя растительностью в целом соответствует оптимистическим прогнозам, сформулированным в технико-экономическом обосновании вывода из эксплуатации водоема-охладителя ЧАЭС [8].

6.2.8. Последствия для водной экосистемы водоема

На основании результатов мониторинговых исследований, проведенных ИГБ (РИС. 79), основные гидрохимические и гидробиологические параметры водной экосистемы водоема-охладителя оставались в 2014–2017 годах в основном в пределах санитарно-экологических требований к качеству воды для мезо-эвтрофических и эвтрофических условий, которые были выбраны в качестве контрольных уровней «экологически безопасного» функционирования водоема на этапе его вывода из эксплуатации и постепенного перехода к экосистеме водно-болотных угодий (см. добавление IV). В целом, к 2107 году не наблюдалось «катастрофических» изменений гидрохимических и экологических параметров, что позволило обеспечить режим постоянного спуска воды [102].

В частности, параметры прозрачности воды, растворенного кислорода, а также содержания различных форм азота (аммиак, нитриты, нитраты) в основном соответствуют заранее определенным диапазонам (см. пример временной последовательности параметров на РИС. 80, РИС. 81). Исключением в отношении ряда параметров была бывшая «холодная» часть водохранилища в летний период 2017 года. Это было связано с интенсивным «цветением водорослей», которое будет подробнее обсуждено ниже.

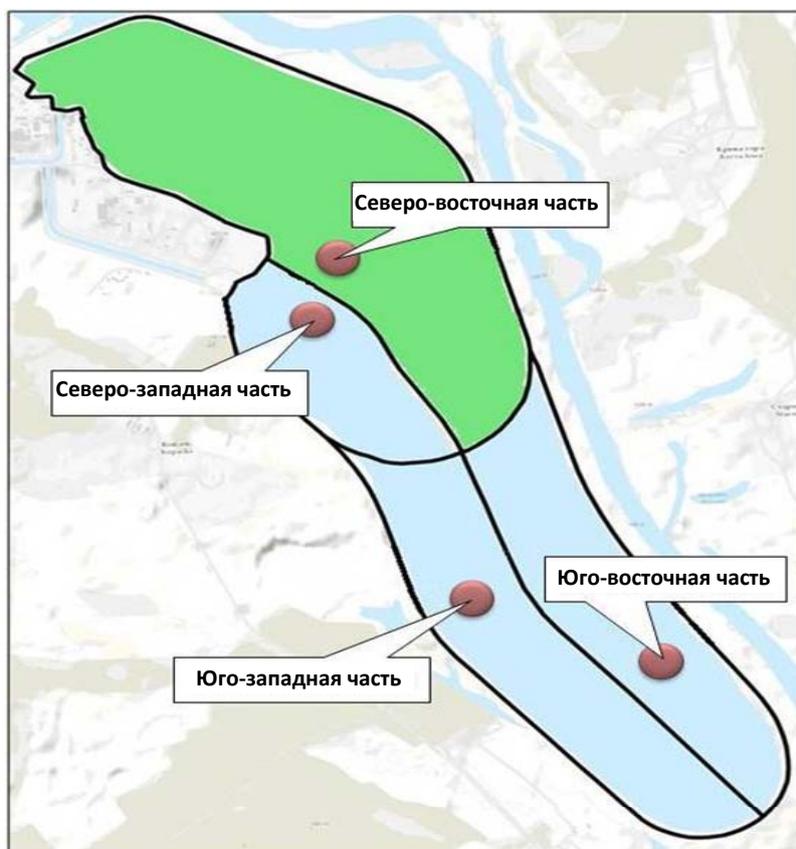


РИС. 79. Точки отбора проб, использованные ИГБ для мониторинга качества воды в водоеме-охладителе в ходе его вывода из эксплуатации. Часть водоема, на которую повлияло «цветение водорослей» летом 2017 года, окрашена в зеленый цвет.

Вследствие обезвоживания бывших прибрежных зон и образования новых зон произошло вымирание значительной части бывших сообществ водных растений, зообентоса и зооперифитона в прибрежной зоне. Количество видов донной растительности и обрастающих организмов по сравнению с предыдущими годами уменьшилось. Значительно снизилась роль двустворчатых моллюсков в экосистеме.

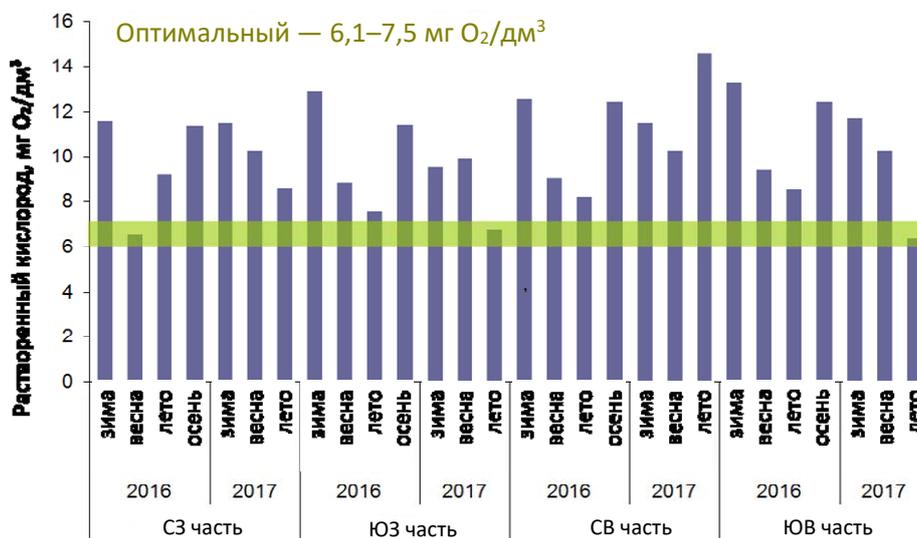


РИС. 80. Сезонная динамика содержания растворенного кислорода в различных частях водоема-охладителя в 2016–2017 годах (по данным наблюдений ИГБ).

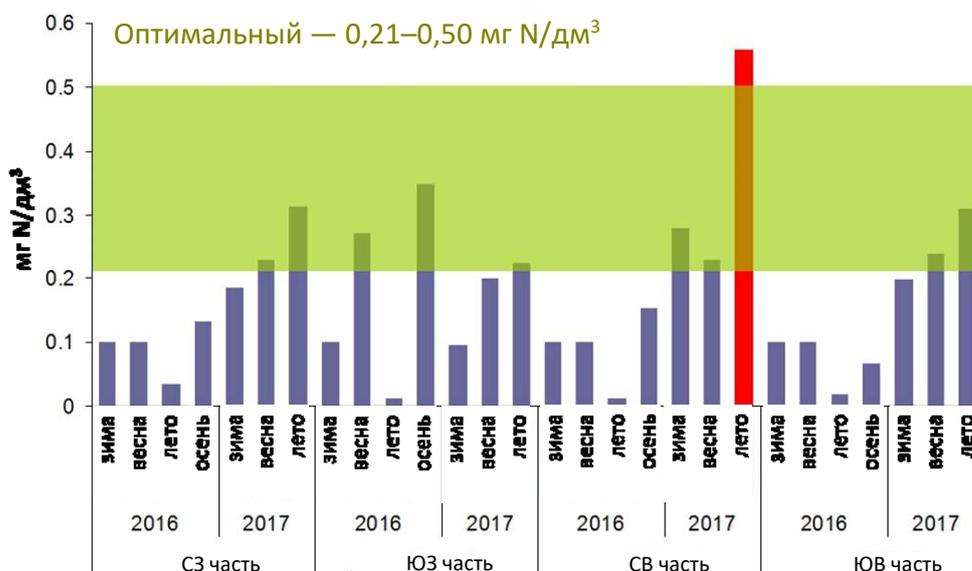


РИС. 81. Сезонная динамика содержания азота (в составе аммиака) в различных частях водоема-охладителя в 2016–2017 годах (по данным наблюдений ИГБ).

В настоящее время виды беспозвоночных, доминирующие в зообентосе в некоторых местах, свидетельствуют о процессе эвтрофикации водоема-охладителя. Индекс сапробности по отношению к беспозвоночным видам бентоса и перифитона соответствует зоне β -мезасапробности (эвтрофические воды) (РИС 82).

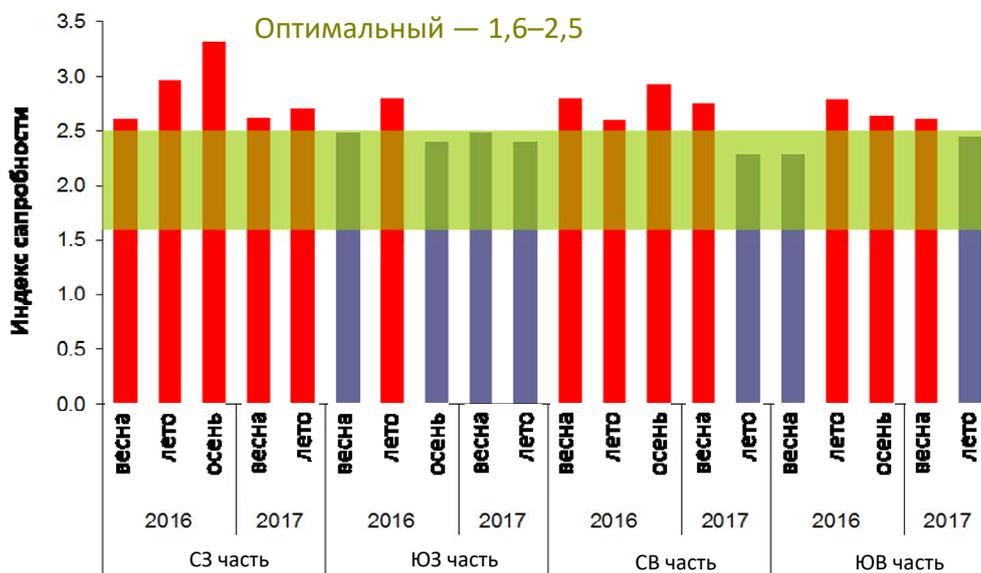


РИС 82. Сезонная динамика индекса сапробности Пантле-Букка (по отношению к зообентосу в различных частях донных отложений водоема-охладителя в 2016–2017 годах (по данным наблюдений ИГБ).

Загрязнение экосистемы водоема-охладителя органическими веществами вследствие вымирания большого количества высших водных растений и зообентоса прибрежных районов (в первую очередь двусторчатых моллюсков) подтверждается также увеличением параметров окисляемости перманганата и бихромата водных сред, особенно в весенне-летние периоды (РИС. 83).

Характерной особенностью качества воды в остаточных водоемах бывшего водоема-охладителя летом 2017 года было массовое развитие сине-зеленых водорослей (цианобактерий), гораздо более интенсивное, чем в предыдущие годы. На основе количественных параметров биомассы, разнообразия и структуры доминантных видов такое массовое развитие фитопланктона в водной зоне водоема-охладителя можно описать как «цветение водорослей». Наибольшая интенсивность «цветения» наблюдалась в изолированной СВ части водоема (РИС. 84), где количество фитопланктона в начале августа 2017 года достигало 85–200 тыс. видов/дм³.

Видовой состав цианобактерий, наблюдавшихся в водоеме-охладителе летом 2017 года, полностью соответствовал составу, наблюдавшемуся во время наиболее интенсивного «цветения водорослей» в водоемах каскада реки Днепр. В среднем большинство индикаторных видов летнего фитопланктона (72%) в остаточных водоемах соответствовало «умеренно загрязненным» водам [102].

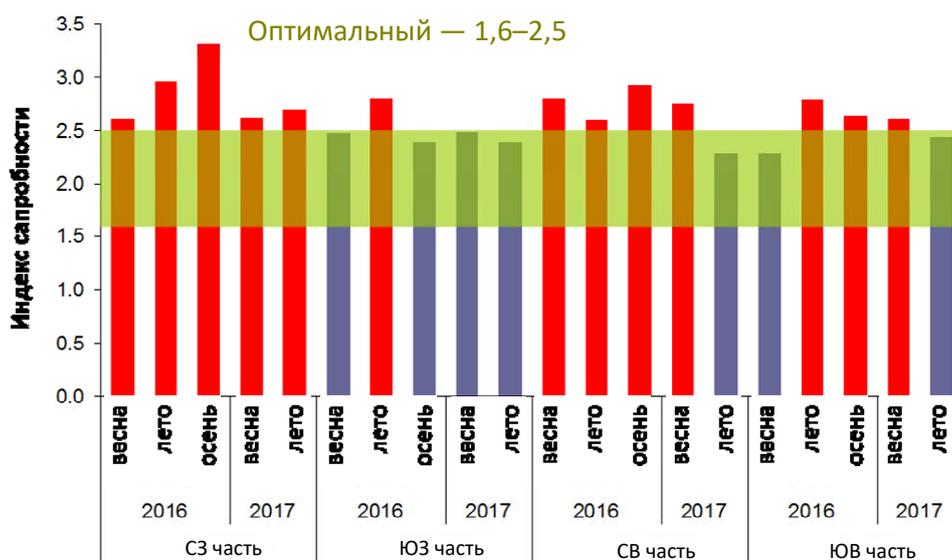


РИС. 83. Сезонная динамика параметра окисляемости перманганата в различных частях водоема-охладителя в 2016–2017 годах (по данным наблюдений ИГБ).

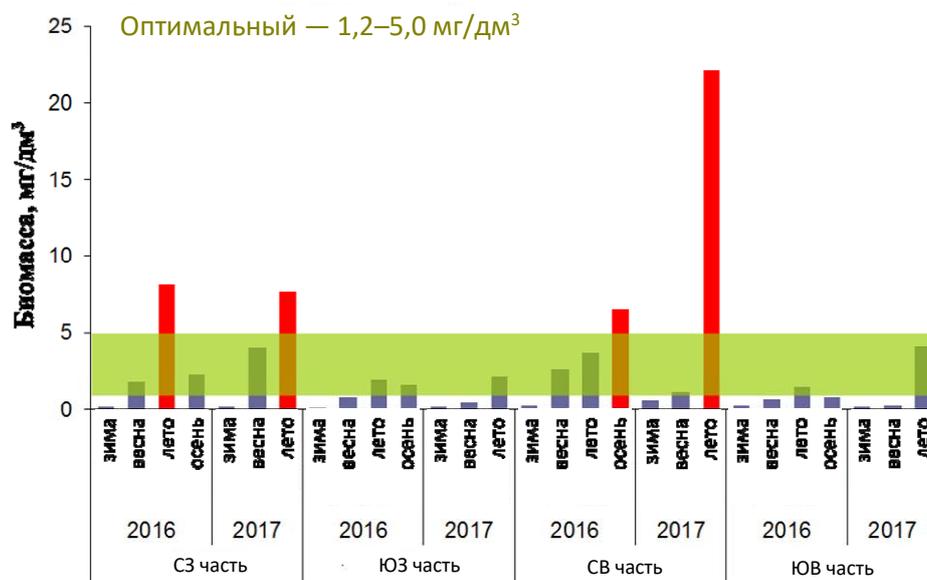


РИС. 84. Сезонная динамика биомассы фитопланктона в различных частях водоема-охладителя в 2016–2017 годах (по данным наблюдений ИГБ).

6.3. ИЗВЛЕЧЕННЫЕ УРОКИ

Можно подвести следующие предварительные итоги четырехлетнего опыта вывода из эксплуатации водоема-охладителя:

- Поведение водоема-охладителя в ходе начальной фазы (4 года) спуска уровня воды в основном соответствовало априорным ожиданиям и модельным прогнозам.
- Можно сделать вывод о том, что ранее выполненные обширные исследования по определению характеристик и моделированию привели к в целом адекватному концептуальному пониманию основных гидрологических, радиологических и экологических процессов и параметров водоема-охладителя.
- Наблюдалось хорошее согласие между модельными прогнозами и фактическими данными в отношении скорости снижения уровня поверхностных вод в водоеме и скоростей снижения уровня грунтовых вод в прилегающих зонах.
- Радиологические воздействия водоема в основном находились в пределах установленных референтных (или «контрольных») уровней: в частности, спуск воды в водоеме не привел к ресуспендированию радиоактивных аэрозолей из осушенных участков дна, приводящему к неприемлемым рискам для персонала ЧАЭС и жителей Чернобыля.
- Высохшие донные отложения с наивысшим уровнем радиоактивного загрязнения также являются отложениями с более высоким содержанием органических веществ, и поэтому на них быстро разрастается новая развивающаяся растительность, которая стабилизирует загрязненный верхний слой почвы, препятствуя ветровому ресуспендированию.
- До сих пор не было замечено никаких катастрофических последствий для экосистемы водоема (например, массового вымирания водных видов, приводящего к ухудшению экологической ситуации), что позволило установить режим постоянного спуска воды.
- Опыт первых четырех лет также свидетельствует о том, что было бы интересно получить более глубокие знания о ряде параметров конечного состояния и процессе системы водоема-охладителя.
- Топография дна водоема-охладителя, выявленная в ходе спуска воды, оказалась в определенных отношениях заметно отличающейся от данных априорных прогнозов, основанных на трехмерной численной модели, основанной на результатах батиметрического исследования, проведенного в 2001 году. Указанные выше неточности могли быть вызваны рядом причин, в том числе: разреженной измерительной сеткой, ошибками позиционирования точек отбора проб, а также неточностями, вызванными используемыми методами интерполяции (т.е. интерполяции методом кригинга).

- Наличие в северной части осушенного дна водоема небольших локальных горячих точек с повышенными мощностями дозы гамма-излучения (примерно в два раза превышающих ожидаемые) указывает на то, что либо эти активные горячие точки не были охвачены относительно разреженной сеткой отбора проб донных отложений, либо это связано с несоответствием модельных допущений в отношении структуры вертикального распределения радиоактивности в слое донных отложений (использованных при расчетах мощности дозы внешнего излучения) и фактических данных. Также не может быть исключена возможность перераспределения активности радионуклидов на осушенных участках дна в процессе спуска воды в 2014–2017 годах (например, под воздействием волн).
- Процесс растворения топливных частиц в обнаженных донных отложениях (по данным полевого эксперимента) развивается медленнее, чем ожидалось, предположительно вследствие низкореактивной щелочной геохимической среды и характера остаточных топливных частиц в донных отложениях (т.е. относительно стабильных и/или крупных топливных частиц с неокисленной матрицей UO_2 или весьма химически устойчивой матрицей, включающей циркониевые сплавы).

Вывод из эксплуатации водоема-охладителя все еще находится на ранней фазе, и важно продолжить и расширить программу мониторинга, с тем чтобы получить максимальную информацию и опыт в рамках данного проекта НИОКР.

6.4. ОСТАЮЩИЕСЯ ВОПРОСЫ

На нынешнем этапе вывода водоема-охладителя из эксплуатации в повестке дня возникают новые вопросы, связанные с краткосрочной и долгосрочной оценкой и управлением этой радиоактивно загрязненной площадкой.

Например, варианты краткосрочного управления, недавно рассмотренные ЧАЭС, включают в себя дальнейшее использование (частично) осушенного участка водоема для создания станций с солнечными батареями. Вместе с тем следует подчеркнуть, что аспекты радиационной безопасности и другие технические и экономические аспекты такого землепользования еще не были тщательно проанализированы.

Представляет также интерес анализ долгосрочного переноса и судьбы радионуклидов в системе водоема-охладителя, а также анализ связанных с ними радиологические последствий и рисков (в том числе рисков на площадке). В настоящее время украинские компетентные органы разрабатывают долгосрочную стратегию управления сильно загрязненной 10-километровой зоной вокруг ЧАЭС, включая ЧАЭС, пункты хранения радиоактивных отходов, установки по переработке отходов, загрязненные выпадениями горячие точки на поверхности почвы, водоемы и т.д. Одним из вариантов

управления является создание здесь специальной «промышленной зоны» для проведения работ по обращению с радиоактивными отходами, их переработке и захоронению.

В этой связи вызывает интерес понимание роли водоема-охладителя как источника радиоактивных загрязняющих веществ и рисков в контексте 10-километровой зоны, и улучшение понимания и оценки долгосрочных ограничений, связанных с наличием больших запасов радионуклидов (включая ТУЭ) в донных отложениях водоема-охладителя.

7. ИТОГИ И ВЫВОДЫ

В ходе Чернобыльской аварии водоем-охладитель Чернобыльской АЭС подвергся серьезному загрязнению, связанному с радиоактивными выпадениями на поверхность водоема, а также вследствие выброса сильно загрязненной воды из энергоблока № 4 (воды из системы аварийного охлаждения реактора, воды, используемой для пожаротушения, и т.д.). Впоследствии основная часть радиоактивных загрязняющих веществ (^{137}Cs , ^{90}Sr , изотопов Pu и Am) накапливалась в донных отложениях этого водоема. Основная часть запаса активности в водоеме (особенно ^{90}Sr и изотопов трансурановых элементов) первоначально была связана с горячими частицами ядерного топлива.

Важным аспектом проблемы водоема-охладителя было то, что этот водоем являлся источником миграции ^{90}Sr в систему рек Припять-Днепр. Кроме того, будучи крупным гидротехническим объектом, водоем-охладитель оказывал значительное влияние на гидрогеологические условия на всей площадке ЧАЭС. В частности, высокий уровень воды в водоем-охладителе создавал условия для затопления грунтовыми водами ЧАЭС, Саркофага, а также ряда пунктов захоронения и хранения радиоактивных отходов, расположенных в его окрестностях.

С начала 1990-х годов был осуществлен ряд международных и украинских национальных исследовательских проектов и подготовлены технико-экономические обоснования реабилитационных мероприятий с целью анализа различных аспектов проблемы водоема-охладителя, а также разработки стратегии и технических подходов к выводу водоема-охладителя из эксплуатации и проведению реабилитационных мероприятий. Результаты этих проектов, которые рассматриваются в настоящем докладе, обеспечили научно-техническую базу для понимания радиологических рисков, связанных с этим водоемом, и для разработки стратегии проектирования, исследований и разработок для этой сложной радиоактивно загрязненной водной системы.

После закрытия ЧАЭС и остановки последнего реакторного блока № 3 в 2000 году не было необходимости поддерживать водоем-охладитель в прежнем объеме в качестве технологического водохранилища охлаждающей воды.

Было признано, что поддержание уровня воды в водоеме не является целесообразным вариантом долгосрочного управления, особенно ввиду необходимости постоянного пополнения водоема водой из реки Припять с помощью насосной станции, а также связанных с этим высоких эксплуатационных и связанных с обслуживанием затрат. Кроме того, ввиду проблем с геотехнической стабильностью существует риск прорыва дамбы водоема.

Поэтому в качестве основного варианта вывода из эксплуатации водоема-охладителя на Чернобыльской АЭС был определен спуск воды в этом водоеме (в «естественном» или контролируемом режиме). Прогнозируемым последствием спуска в водоеме является

обезвоживание и воздействие на атмосферу сильно загрязненных донных отложений. Эти высохшие донные отложения могут потенциально являться источником ресуспендирования и атмосферной дисперсии радиоактивных аэрозолей.

Согласно прогнозам гидрогеологического моделирования, в течение 3–6 лет после прекращения пополнения водоема водой из реки Припять уровень воды в водоеме упадет на 6–7 метров, после чего он достигнет новых «гидрологических равновесных» условий.

Проведенный методами оценки рисков анализ последствий спуска воды в водоеме показал, что:

- даже консервативные сценарии атмосферного ресуспендирования загрязненных донных отложений приводят к весьма низким уровням вторичного загрязнения окружающей территории и низким ингаляционным дозам для контрольных лиц (ниже уровней, вызывающих озабоченность);
- такой же вывод относится к сценарию пожара высохшей растительности на загрязненных донных отложениях в осушенных зонах водоема;
- несмотря на то, что подвижность радионуклидов в обнаженных донных отложениях после спуска воды в водоеме может увеличиться вследствие растворения топливных частиц (в изменившихся био-геохимических условиях), вынос ^{90}Sr в реку Припять будет по существу исключен ввиду изменения гидрогеологических граничных условий.

Потенциальные негативные последствия спуска воды в водоеме-охладителе, помимо атмосферного переноса радиоактивности, включали возможность образования определенных локальных «горячих точек» сильно загрязненных донных отложений с повышенной мощностью дозы гамма-излучения на осушенных участках. Проблемой также являлся «экологический риск», связанный с возможностью вымирания больших количеств биомассы водных организмов, что привело к негативным последствиям разложения органических веществ для качества воды в остаточных озерах.

Таким образом, исследования по оценке рисков подтвердили, что спуск воды в водоеме в целом приемлем с точки зрения радиологической безопасности и выгоден с точки зрения ряда важных соображений (например, гидрогеологических аспектов; выноса радионуклидов в р. Припять) стратегии вывода водоема из эксплуатации. Однако при спуске воды в водоеме необходимо обеспечивать постоянный мониторинг и надлежащее управление выявленными рисками потенциальных негативных радиологических и экологических последствий.

Технико-экономическое обоснование вывода водоема из эксплуатации, подготовленное украинскими учеными в 2013 году при поддержке МАГАТЭ, показало, что «контролируемый» (или поэтапный) спуск воды в водоеме (регулируемый насосной станцией) является предпочтительной стратегией вывода из эксплуатации по сравнению с «естественным» (непрерывным) спуском воды под воздействием потерь на испарение и на фильтрацию.

Технико-экономический анализ показал, что, скорее всего, крупномасштабные реабилитационные мероприятия в отношении обнаженных донных отложений не будут оправданными, поскольку риски, связанные с наличием обнаженных донных отложений (например, атмосферный перенос радиоактивности), невелики, а радиологические риски на площадке сопоставимы с рисками, связанными с загрязненной окружающей местностью.

Водоем-охладитель расположен в так называемой «ближней зоне» ЧАЭС, которая характеризуется высоким уровнем радиоактивного загрязнения чернбыльскими выпадениями и доступ в которую ограничен. Поэтому радиологические критерии конечного состояния для вывода из эксплуатации водоема были установлены как «коричневое поле». Эти критерии были согласованы с общими критериями конечного состояния для вывода ЧАЭС из эксплуатации.

Вывод из эксплуатации водоема-охладителя был начат в мае 2014 года, когда была отключена насосная станция водоема и уровень воды в водоеме начал снижаться вследствие потерь на фильтрацию и испарение.

По технологическим причинам спуск воды в водоем в течение первых 3 лет продолжался в непрерывном (а не в пошаговом или «контролируемом» режиме) режиме. Летом–осенью 2014 года вода в реке Припять находилась на исторически низком уровне около 101–102 м н.у.м. Такие низкие уровни воды в реке Припять не позволили работать насосной станции водоема-охладителя, так как уровень воды в приемной камере был слишком низким.

Программа мониторинга, осуществленная в ходе вывода из эксплуатации, показала, что предписанные контрольные уровни радиологических и экологических параметров не были нарушены в процессе осушения дна водоема и поэтому не было необходимости в срочном прерывании (или приостановлении) спуска воды для выполнения корректирующих действий.

В целом, поведение водоема-охладителя на начальном этапе (4 лет) спуска воды в основном соответствовало априорным оценкам и прогнозам моделирования. Связанные с водоемом радиологические последствия до сих пор оставались в основном в пределах предписанных референтных (или «контрольных») уровней; в частности, спуск воды в водоем не вызывал увеличения ресуспендирования радиоактивных аэрозолей из осушенных участков дна. Так как высохшие донные отложения с наивысшим уровнем радиоактивного загрязнения обычно также представляли собой отложения с более высоким содержанием органических веществ, на них быстро вновь развилась растительность, стабилизовавшая загрязненный верхний слой почвы, препятствуя ветровому ресуспендированию.

До сих пор не наблюдалось никаких «катастрофических» последствий для экосистемы водоема (например, массового вымирания водных видов, приводящего к ухудшению экологической ситуации), что позволило установить режим непрерывного спуска воды.

Опыт первых 4 лет также свидетельствует о том, что было бы интересно получить более глубокие знания о ряде параметров и процессов конечного состояния системы водоема-охладителя (например, топографии дна водоема, процессе растворения топливных частиц в обнаженных донных отложениях, процессе, регулирующем формы нахождения радионуклидов и их концентрации в воде остаточных водоемов и т.д.).

Вывод из эксплуатации водоема-охладителя все еще находится на ранней фазе, и пока еще слишком рано делать окончательные выводы. Важно продолжать и расширять программу мониторинга, с тем чтобы получать максимальную информацию и опыт от этого сложного проекта в области исследований и разработок.

Вывод из эксплуатации водоема-охладителя предлагает интересные и уникальные возможности радиоэкологических исследований, в том числе исследования процесса физической и био-геохимической трансформации частиц ядерного топлива и радионуклидов в обнаженных донных отложениях; изучение процесса, регулирующего динамику гидрохимических параметров и связанную с ними динамику радионуклидов в воде и/или водных организмах остаточных водоемов; процесс трансформации/адаптации водной экосистемы водоема и т.д.

Опыт мониторинга, радиоэкологических исследований, а также анализа реабилитационных и связанных с выводом из эксплуатации мероприятий в отношении водоема-охладителя ЧАЭС может представлять большой интерес для научно-технического сообщества, в частности для разработки проектов НИОКР для аналогичных подвергшихся радиоактивному загрязнению площадок и водных систем.

ДОБАВЛЕНИЕ I

КРАТКАЯ ИНФОРМАЦИЯ ОБ ОСНОВНЫХ ПРЕДЫДУЩИХ ПРОЕКТАХ ПО ВЫВОДУ ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И РЕАБИЛИТАЦИИ ВОДОЕМА- ОХЛАДИТЕЛЯ

В следующей ниже таблице 34 приводится описание проблем, рассмотренных в рамках проектов различными организациями.

ТАБЛИЦА 34. КРАТКАЯ ИНФОРМАЦИЯ О ПРОЕКТАХ, НАПРАВЛЕННЫХ НА ВЫБОР И РАЗРАБОТКУ СТРАТЕГИЙ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И РЕАБИЛИТАЦИИ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

№	Название исследования, организация и ссылка на доклад	Описание вопросов, рассмотренных в проекте
1	Анализ вариантов защиты окружающей среды в связи с локализацией радионуклидов в донных отложениях водоема-охладителя и в пойменных почвах зоны ЧАЭС; НТЦ КОРО, г. Жёлтые Воды [1]	Скрининговый анализ радиологических рисков, связанных с радионуклидами, содержащимися в донных отложениях водоема-охладителя ЧАЭС, включая сценарий атмосферного ресуспендирования в случае снижения уровня воды в водоеме. Предварительный анализ технологических вариантов обращения с загрязненными донными отложениями
2	Технологические подходы к выводу из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльской АЭС; Тихоокеанская северо-западная национальная лаборатория, США [2]	Описание водоема-охладителя и характера и степени радиоактивного загрязнения. Обсуждение предварительных результатов моделирования и оценки рисков. Определение целей реабилитационных мероприятий в отношении водоема-охладителя. Скрининг технологических решений о проведении реабилитационных мероприятий в отношении водоема-охладителя на основе опыта аналогичных проектов США.
3	РНУТОР: Оценка возможностей ивовых зарослей в точки зрения фито-реабилитации загрязненных пахотных земель и затопляемых равнинных зон; Бельгийский центр ядерных исследований SCK•CEN, Мошь [3]	Оценка в рамках проекта возможности применения методов фиторемедиации (в частности, высаживания ивы) с целью реабилитации (стабилизации) осушенных донных отложений водоема-охладителя.
4	Сбор и анализ данных, связанных с загрязнением водоема-охладителя Чернобыльской АЭС; GRS (Общество по обеспечению безопасности ядерных установок и реакторов, ФРГ) [4]	Сбор основной информации о водоеме-охладителе ЧАЭС, включая подробные технические характеристики водоема. Сбор данных по геологии, гидрологии, гидрогеологии, экологии и радиоактивному загрязнению водоема. Обзор радиологических проблем, связанных с водоемом, и возможных подходов к его выводу из эксплуатации и проведению реабилитационных мероприятий. Определение основных вопросов, которые должны быть рассмотрены в рамках проекта по анализу последующих работ в области НИОКР. Проект включал в себя полевые работы по отбору проб донных отложений и мониторингу грунтовых вод водоема.

№	Название исследования, организация и ссылка на доклад	Описание вопросов, рассмотренных в проекте
5	Разработка и оценка стратегий реабилитационных мероприятий в отношении водоема-охладителя Чернобыльской АЭС; компания «NNC Ltd», Соединенное Королевство [5]	<p>Проект по осуществлению последующих мероприятий в рамках исследования GRS (2000). Работы по проекту включали комплексное батиметрическое обследование, определение характеристик радиоактивного загрязнения донных отложений и гидрогеологических характеристик водоема-охладителя. Был оценен запас радиоактивности в донных отложениях. Были проведены систематические анализы методами оценки риска для водоема-охладителя, включая моделирование грунтовых вод и оценку риска атмосферного переноса донных отложений для сценария осушения водоема.</p> <p>Проводились систематический анализ и оценка стратегий реабилитационных мероприятий для водоема-охладителя с использованием многофакторного анализа.</p>
6	Радиоэкологическое исследование водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и вариантов реабилитации (RESPOND); ЦЭГ, Соединенное Королевство [6]	<p>Проект был посвящен исследованию радиоэкологических условий водоема-охладителя. В частности, были проанализированы растворение топливных частиц в системе водоема-охладителя, параметры взаимодействия радионуклидов с донными и взвешенными отложениями, а также поглощение радиоактивных материалов и радиологическое воздействие на рыб и водную биоту. Одной из важных целей была оценка потенциального воздействия реабилитационных мероприятий (снижения уровня воды) на экологию водоема-охладителя</p>
7	Экологическое обоснование возможности вывода из эксплуатации водоема-охладителя, а также сбор исходных данных для технико-экономического обоснования (предпроектный анализ), ООО «Экомонитор», Киев [7]	<p>Проект представляет собой предварительное технико-экономическое обоснование вывода из эксплуатации водоема-охладителя. Он предусматривает сбор и обобщение данных о водоеме-охладителе (условиях окружающей среды, радиоактивном загрязнении) и разработку концепции вывода из эксплуатации водоема-охладителя путем спуска воды (включая данные и результаты предыдущих национальных и международных проектов по определению характеристик и предпроектных исследований).</p>
8	Технико-экономическое обоснование вывода из эксплуатации водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, ИПБ АЭС, Киев [8]	<p>Проект представляет собой всестороннее официальное исследование, содержащее технико-экономическое обоснование и оценку воздействия на окружающую среду вывода из эксплуатации водоема-охладителя, подготовленное согласно соответствующим нормативным требованиям Украины. Технико-экономическое обоснование было подготовлено ИПБ АЭС (подрядчиком) для ЧАЭС (эксплуатирующей организации площадки). В ходе предварительной фазы радиологические критерии конечного состояния для вывода из эксплуатации водоема-охладителя и сценарии воздействия на окружающую среду, которые должны быть оценены в докладе по ОВОС, были согласованы ЧАЭС с регулирующими органами. Доклад подлежал официальному рассмотрению и одобрению органами регулирования радиационной безопасности Украины.</p>

ДОБАВЛЕНИЕ II

МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ПЛОЩАДКИ ЧАЭС

Основные метеорологические параметры Чернобыльской зоны [8] представлены в таблице 35, а многолетние средние характеристики направления, скорости и частоты возникновения ветра по данным чернобыльской метеорологической станции приведены в таблице 36.

ТАБЛИЦА 35. ОСНОВНЫЕ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ [8]

Метеорологический параметр	Значение
Средняя годовая температура	6,6°С
Наиболее теплые месяцы года и их средняя температура	Июль, 19°С
Абсолютный максимум температуры воздуха	39°С
Абсолютный минимум температуры воздуха	-35°С
Продолжительность периода при температуре воздуха ниже 0°С.	121 день
Продолжительность периода при температуре воздуха ниже -5°С.	63 дня
Даты перехода средней дневной температуры отметки 0°С весной и осенью	20.03–20.09
Среднегодовые осадки	600 мм
Осадки в теплое время года	400 мм
Даты формирования и таяния стабильного снежного покрова	22.12–14.03
Средняя высота снежного покрова	17 см
Глубина промерзания почвы (средняя, максимальная)	0,74 м; 1,11 м
Преобладающие направления ветра (частота в %)	СЗ (16), З (15)
Среднегодовая скорость ветра	4,2 м/с
Максимальная скорость ветра (вероятность 5%)	24 м/с

ТАБЛИЦА 36. СРЕДНЕГОДОВЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ НАПРАВЛЕНИЯ, СКОРОСТИ И ЧАСТОТЫ ВЕТРА (ЧЕРНОБЫЛЬСКАЯ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКАЯ СТАНЦИЯ)

Направление	С	СВ	В	ЮВ	Ю	ЮЗ	З	СЗ
Скорость, м/с.	3,8	3,0	3,1	3,7	3,7	3,8	4,0	4,2
Частота, %	7	9	9	13	6	18	15	23

ДОБАВЛЕНИЕ III

ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ

В настоящем добавлении приведены результаты исследований водной среды обитания водоема-охладителя, проведенных Институтом гидробиологии (ИГБ) Национальной академии наук Украины в 2012–2013 годах [25].

III.1. МАКРОФИТЫ

По результатам геоботанических исследований водоема в 2003 году [104], высшие водные растения были распространены на площади около 292 га, из которых 23 га прибрежной водной территории были заселены полупогруженными растениями, а 269 га — погруженными растениями. По результатам того же исследования, зеленые нитевидные водоросли покрывали около 27 гектаров водоема. Полупогруженные растения распространялись в основном на глубинах до 1,0–1,2 м, а подводные растения и нитевидные водоросли распространялись на глубинах до 4,0–4,5 м. Фитомасса полупогруженных растений оценивалась в 837 тонн, а масса подводных растений и нитевидных водорослей оценивалась соответственно в 100 тонн и 7 тонн. В исследованиях Института гидробиологии (ИГБ) Национальной академии наук Украины в 2012–2013 годах было выявлено в водоеме-охладителе 17 видов макрофитов, относящихся к 13 семействам (*Poaceae*, *Typhaceae*, *Araceae*, *Iridaceae*, *Vitaceae*, *Haloragaceae*, *Ceratophyllaceae*, *Najadaceae*, *Potamogetonaceae*, *Nymphaeaceae*, *Hydrocharitaceae*, *Lemnaceae*, *Salviniaceae*).

Практически по всему периметру прибрежной зоны водоема-охладителя произрастают полупогруженные растения семейства тростника обыкновенного (лат. *Phragmites*). Ширина полосы зарослей полупогруженных растений колебалась от 1 м (вдоль струеразделительной дамбы с относительно крутыми склонами) до 30 м и более (на мелководных участках водоема с глубиной воды менее 1 м, например, вдоль северного и восточного участков дамбы водоема-охладителя). Средняя ширина составляла 6–12 м. Общая высота тростника может достигать 1,5–3,9 м, а плотность может достигать от 68 до 456 стеблей на м².

Результаты оценки фитомассы тростника и филаментных водорослей в период вегетации в 2013 году кратко изложены в ТАБЛИЦЕ 37.

ТАБЛИЦА 37. ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОСПРОИЗВОДСТВА МАКРОФИТОВ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В 2013 ГОДУ [25]

Виды макрофитов	Площадь произрастания (гектары)	Фитомасса (тонн сухой массы)	Воспроизводство (т/год сухой массы)
Полупогруженные растения	39	1870	2244
Погруженные растения	36	51	204
Нитевидные водоросли	7	7,6	76

III.2. ВОДОРΟΣЛИ

Растительность, в том числе плавающие листья и свободно плавающие растения, не занимает значительной площади водной поверхности водоема-охладителя, за исключением некоторых небольших мелководных участков в северной (бывшей «холодной») части водоема-охладителя. Согласно данным, собранным учеными ИГБ, до аварии на Чернобыльской АЭС и в начальный период после аварии в водоеме-охладителе насчитывалось более 300 видов водорослей.

Преобладали зелёные (в основном протококковые) диатомовые и сине-зелёные водоросли. В 2012–2013 годах было выявлено 154 видов водорослей различных таксономических групп. В последние годы наблюдается большое разнообразие диатомных водорослей (53% от общего таксономического разнообразия), зеленых (27%) и синих-зеленых водорослей (16%).

В водоеме-охладителе были выявлены 129 видов перифитона и 90 видов эпифитона. Биомасса фитообрастания полупогруженных растений (*Phragmites australis*) в вегетационные периоды варьировалась от 2,1 до 126 мг/г воздушно-сухой массы. Биомасса эпифитона погруженных растений по оценкам составляла от 19 до 146 мг/г воздушно-сухой массы. Гидробиологи использовали эти данные для оценки приблизительного запаса обрастания полупогруженными растениями, который составил до 10 тонн влажной биомассы и около 8 тонн для погруженных растений (в общей сложности до 18 тонн влажной массы). На момент проведения обследования общая масса фитообрастания не превышала 0,1 % от общей воздушно-сухой массы макрофитов.

Основными субстратами для перифитона являются каменные сваи погруженной части склонов дамбы водоема-охладителя на глубине около 1 м. Общая масса перифитона по оценкам составляла до 2 тонн влажной массы, что соответствует менее 0,2 тонны воздушно-сухой массы или только 0,01% от общего запаса макрофитов.

В то же время, учитывая высокую интенсивность фитообрастания в вегетационный период, фитоэпифитон воздушно-водных растений может производить до 3700 тонн влажной биомассы в год, а фитоэпифитон для погруженных растений и перифитона — около 2950 и 740 тонн в год, соответственно. Общая биомасса, которая может образовывать обрастающие водоросли, составляла по оценкам до 7400 тонн в год для влажной биомассы или приблизительно до 700 тонн при пересчете в воздушно-влажную массу.

III.3. ФИТОПЛАНКТОН

Виды фитопланктона в водоеме-охладителе весьма разнообразны. Ранее опубликованные данные показывают, что влажная биомасса фитопланктона в разные времена года оценивалась в диапазоне от 3 до 130 г/м³. Средняя биомасса в вегетационный период и среднегодовая биомасса оценивались соответственно в 47 г/м³ и 31 г/м³. В исследованиях, проведенных в 2012–2013 годах, было выявлено 23 видов фитопланктона. Среди них доминировали сине-зелёные, эвгленовые, диатомовые и зелёные водоросли, что подтверждает ранее проведенные исследования. Общая биомасса фитопланктона в водоеме-охладителе в период вегетации 2012–2013 годов оценивалась в диапазоне от 183 до 418 тонн. На основании данных, собранных в рамках исследований ИГБ, в период вегетации в 2012–2013 годах сформированная фитопланктоном влажная биомасса составляла от 66 до 150 тонн в год.

III.4. БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ

Зоопланктон

Ранее проведенные исследования наряду с данными, собранными в 2013 году, показали, что для водоема-охладителя характерно чрезвычайно большое разнообразие беспозвоночных (зоопланктона и зообентоса). Структура зоопланктона в основном состояла из планктонной фауны, типичной для озерных экосистем. Биомасса зоопланктона в среднем составляла 0,3–1 мг/л в течение вегетационного периода. На одной из мониторинговых станций были выявлены от 23 до 29 видов зоопланктона, а на другой станции — от 15 до 28 видов.

Зообентос

Зообентос в водоеме-охладителе отличался значительным разнообразием и был представлен в основном личинками *Chironomids*, *Oligochaetas*, *Gammaridaes* и мягких бентосов и моллюсков разных видов с преобладающими колониями *Dreissena*. В ходе эксплуатации ЧАЭС общая биомасса *Dreissena* в водозаборном канале и дамбах в зонах, не подвергавшихся воздействию сбросов нагретой воды, составляла 2500 тонн. Максимальная плотность биомассы *Dreissena*, обнаруженная в водозаборном канале, составляла до 20 кг/м².

В 2012–2013 годах плотность *Dreissena* была максимальной на относительно мелководных (глубина менее 2 м) участках водоема, где плотность биомассы (за исключением раковин моллюсков) достигала 4–5 кг/м². Остаточные раковины *Dreissena* наблюдались во многих частях дна водоема.

Группы зообентоса имели полидоминирующую структуру, включавшую *Oligochaetes*, личинки *Chironomids*, *Hydra*, *Ostracods* *Cancers* и *Gammarids*. Общая биомасса определялась главным образом 22 збровыми мидиями, а биомасса «мягкого» зообентоса — *Gammarids*, *Korofiidy*, *Oligochaetes*, и личинки *Chironomids*. Основным субстратом для зооперифитона в водоеме является склон дамбы до глубины около 3 м.

В 2012–2013 годах общая биомасса зообентоса в водоеме-охладителе на глубине до 7 м по сравнению с ранее полученными данными в бывшей «теплой» части водоема увеличилась и составляла около 5662 тонн, а в бывшей «холодной» части — около 11 260 тонн, в общей сложности до 16920 тонн, а раковин и органических веществ около 5076 тонн влажной массы.

Зоооперифитон

По данным обследований, проведенных в ноябре 2012 года и мае 2013 года, общая биомасса зооперифитона в водоеме-охладителе по оценкам составляла от 3000 до 4000 тонн влажной массы.

III.5. РЫБА

До аварии на Чернобыльской АЭС в водоеме-охладителе насчитывалось 33 вида рыб, относящихся к 7 семействам, в том числе 19 видов семейства пескарей (карпов), и только 1–2 вида в каждой из нескольких других семейств окуней, сомов, щуки др. Большинство видов рыб попали в водоем-охладитель из реки Припять, а также из пойменных озёр во время строительства водоема. Некоторые виды рыб (белый и пестрый толстолобик, канальный сом, форель и большеротый буффало) были выпущены в водоем-охладитель в 1983–1985 годах с целью рыбоводства. Поскольку не проводилось детальной оценки нынешней ситуации (по состоянию на 2013 год) с видами рыб в водоеме-охладителе, текущий обзор основан на данных, собранных в 1994–1998 годах. По результатам экспертной оценки разнообразия видов рыб, плотность биомассы рыбы в водоеме-охладителе составляла от 250 до 750 кг/га, а общая биомасса рыб колебалась от 500 до 1500 тонн. Ожидается, что во время снижения уровня воды в водоеме значительная часть популяции рыб погибнет. В настоящее время трудно прогнозировать ожидаемые изменения в биомассе и разнообразии рыб.

ДОБАВЛЕНИЕ IV

СПРАВОЧНЫЕ САНИТАРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В ПРОЦЕССЕ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ

Параметры качества воды и их диапазон в водоеме-охладителе в процессе вывода из эксплуатации описаны в таблице 38.

ТАБЛИЦА 38. СПРАВОЧНЫЕ САНИТАРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ В ПРОЦЕССЕ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ [8]

Параметры	Рекомендуемый диапазон значений
Гидрофизические	
Прозрачность воды	$\geq 0,65$ м
Взвешенное вещество	11–20 мг/дм ³
Гидрохимические	
рН	6,5–8,3
Азот (аммиак)	0,21–0,5 мг N/дм ³
Азот (нитриты)	0,006–0,001 мг N/дм ³
Азот (нитраты)	0,31–0,5 мг N/дм ³
Фосфор (фосфаты)	0,0031–0,1 мг P/дм ³
Растворенный кислород	6,1–7,5 мг O ₂ / дм ³
Насыщение кислородом	71–130%
Перманганатная окисляемость	5,1–10,0 мг O/дм ³
Бихроматная окисляемость	16–30 мг O/дм ³
Гидробиологические	
Биомасса фитопланктона	1,1–5 мг/дм ³
Индекс самоочищения-самозагрязнения (A/R)	0,8–1,5
Бактериологические	
Количество бактерий-планктона	1,6–2,5 млн/ дм ³
Био-индикация сапробности (индексы сапробности)	
Пантле-Букка (фитопланктон и зообентос)	1,6–2,5
Пантле-Букка (зоопланктон)	1,6–2,0
Гуднайта-Уитлея	46–70

СПРАВОЧНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

- [1] SCIENTIFIC AND TECHNICAL CENTER ON COMPLEX TREATMENT OF RADIOACTIVE WASTES (STC KORO), Analysis of the environmental protection options in relation to containment of radionuclides in the bottom sediments of the cooling pond and in the floodplain soils of the ChNPP zone, Research report to Ministry of Chernobyl Affairs, STC KORO, Zovty Vody (in Russian) (1992)
- [2] LAST, V.G., BRYANT, J.L., BAGAASEN, L.M., Technological approaches for decommissioning the Chernobyl cooling pond, Report on Contract DE-AC06-76RLO1830, Pacific Northwest National Laboratory (1997).
- [3] VANDENHOVE, H., et al., PHYTOR: Evaluation of Willow Plantations for the Phytorehabilitation of Contaminated Arable Land and Flood Plain Areas. Intermediary report 1 for the EC-INCO-COPERNICUS project under contract ERB IC15-CT98 0213, Internal report BLG 838, SCK·CEN, Mol (1999).
- [4] WEISS, D., et al., Collection and analysis of information and data related to the contamination of the Chernobyl cooling pond, Final Report on CEC-contract No. B7-5350/99/6241/MAR/C2, Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH (2000).
- [5] BUCKLEY, M.J., et al., Drawing up and evaluating remediation strategies for the Chernobyl cooling pond, Final Report, Issue 01, Rep. no. C6476/TR/01, NNC Limited, Manchester (2002).
- [6] SMITH, J.T., et al., Radio-ecological study of the Chernobyl cooling pond and options for remediation (RESPOND). Final report, INTAS-2001-0556, Centre for Ecology and Hydrology (CEH), UK (2005).
- [7] CENTER OF MONITORING STUDIES AND ENVIRONMENTAL TECHNOLOGIES (ECOMONITOR), Ecological justification of possibility of decommissioning of the cooling pond, and compilation of input data for the technical and economic feasibility study (pre-design analyses), Ecomonitor LLC, Kiev (in Russian) (2006).
- [8] INSTITUTE OF PROBLEMS OF SAFETY OF NUCLEAR POWER PLANTS, Technical and economic feasibility study of the decommissioning of the cooling pond of Chernobyl NPP, vol.1, Rep. reg. no.0112U005382, IPSNPP, Chernobyl (in Ukrainian) (2013).
- [9] DEPARTMENT OF ENERGY, Shutdown of the river water system at the Savannah River Site. Draft environmental impact statement, DOE, Savannah River Office, Aiken (1996).
- [10] IZRAEL, Yu.A., et al., “Radioactive contamination of Urals region by Mayak Production Association”, in Radioactivity under nuclear explosions and accidents (Proc.Int.Conf., Moscow, 2000), Gidrometeoizdat, St.Petersburg 411–424 (in Russian) (2000).
- [11] BUGAI, D., et al., The cooling pond of the Chernobyl nuclear power plant: a groundwater remediation case history, Water. Resour. Res., 33, 667 (1997).

- [12] KIEV STATE UNIVERSITY, Modelling and prediction of radionuclide transport from the cooling pond in order to justify engineering measures to protect Pripyat River from contamination, Rep.reg. no. 01890077809, KSU, Kiev (in Russian) (1990).
- [13] BUGAI, D., et al., Experimental hydrogeological studies and filtration analyses for the Chernobyl cooling pond, Bulletin of the Ecological Status of Chernobyl Exclusion zone, 1, 42 (in Ukrainian) (2005).
- [14] DUTTON, L.M. C.D, et al., Assessment of remediation strategies for the Chernobyl cooling pond, in Proc. Conf. EUROSAFE-2002, Berlin, Germany (2002).
- [15] VOITSEKHOVITCH, O.V., et al., Preparation of the sections of the feasibility study on decommissioning of the cooling pond of ChNPP. Report on contract no.100–13, Ukrainian Hydrometeorological Istitute, Kiev 116 pp. (in Ukrainian) (2013).
- [16] KANIVETS, V.V., VOITSEKHOVITCH, O.V., Radioactive contamination of bottom sediments of the cooling pond of ChNPP, Proc.of Ukr.Hydro.Met.Inst., 248, 154 (in Russian), (2000).
- [17] KAZAKOV, S.V., Management of radiation conditions of the cooling ponds of NPP-s, Tehnika Publishers, Kiev (in Russian) (1995).
- [18] OLKHOVIK, Y.A. et al., “Radionuclide behaviour in the system ‘silt – water’ of the cooling pond”, Proc. of the All Union Symp. On the Consequences of the accident on Chernobyl NPP – Chernobyl-88, 1988, Vol.5, Ministry of Nuclear Energy of USSR, SPA “Combinat”, Chernobyl, 83–91 (in Russian) (1989).
- [19] PIRNACH, L.S., Radioactive contamination of the bottom sediments of the cooling pond of ChNPP. II. Distribution of ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr in the solid phase of sediment, Nucl. Phys. Ener., 12, 385 (in Russian) (2011).
- [20] KANIVETS, V.V., et al., ^{137}Cs and ^{90}Sr in the water of the cooling pond of ChNPP, Nucl. Phys. Ener., 15, 370 (in Ukrainian) (2014).
- [21] DZHEPO, S.P., SKAL'SKII, A.S., “Radioactive contamination of groundwater within the Chernobyl exclusion zone”, Chernobyl disaster and groundwater (SHESTOPALOV, V., Ed.) A.A. Balkema, 25–69 (2002).
- [22] MATOSHKO, A.V., et al., Sedimentological study of the Chernobyl NPP site to schematize radionuclide migration conditions, Env.Geol., 46, 820 (2004).
- [23] MATOSHKO, A.V. Schematisation and zoning of sedimentary cover of the Chernobyl exclusion zone for hydrogeological monitoring, Probl. of Chern. Exclusion Zone, 4, 95 (in Russian) (1995).
- [24] HERSONSKY, E.S., HERSONSKAYA, E.V., Hydrographic and statistical characteristics of the rivers of Chernobyl Exclusion Zone, Probl. of Chern. Exclusion Zone, 7, 167 (in Russian) (2001).

- [25] INSTITUTE OF HYDRO-BIOLOGY (IHB), Assessment of current conditions and levels of radioactive contamination of components of biocenosis of the cooling pond of Chernobyl NPP, prognosis of changes and development of recommendations regarding regime of water level drawdown in the process of its decommissioning. Final report on Contract no.23/12 from 11.09.2012 (GUDKOV, D.I., Sci.Superv.), IHB, Kiev, (in Ukrainian) (2013).
- [26] ZARUBIN, O.L., Dynamics of radionuclide contents in the water of the cooling pond of ChNPP (1978–2004), Nucl.Phys.Ener., 17 1 (2006) 73 (in Russian)
- [27] EGOROV, Yu.A., et al., “Radiation condition of the cooling pond of ChNPP in May 1986”, Proc. of the All Union Symp. On the Consequences of the accident on Chernobyl NPP – Chernobyl–88, 1988, Vol.6, Ministry of Nuclear Energy of USSR, SPA “Combinat”, Chernobyl, 76–84 (in Russian) (1989).
- [28] TEPLOV, P.V., et al., “Study of radiation situation on the Chernobyl NPP after the accident”, Proc. of the All Union Symp. On the Consequences of the accident on Chernobyl NPP – Chernobyl–88, 1988, Vol.1, Ministry of Nuclear Energy of USSR, SPA “Combinat”, Chernobyl, 40–133 (in Russian) (1989).
- [29] PROTSAK, V.P., ODINTSOV, O.O., Assessment of speciation of Chernobyl radionuclides in bottom sediments of the cooling pond of ChNPP, Nucl. Phys. Ener., 15, 259 (in Ukrainian) (2014).
- [30] SOBOTOVICH, Y.V., OLSHTINSKI, S.P., Geochemistry of Technogenesis, Naukova Dumka Publishers, Kiev, (in Russian) (1991).
- [31] STATE HYDROLOGICAL INSTITUTE (SHI), Study of contamination of water and bottom sediments, water masses dynamics and radionuclide transport in the cooling pond of the Chernobyl NPP, Contr. No.10/2, State Hydrological Institute (SHI), Leningrad, (in Russian) (1989).
- [32] LAPTEV et al., 2005. Present structure and physico-chemical forms of radioactive contamination of Chernobyl NPP cooling pond. Paper presented at RANEXA-05 Conference “Radioactivity from nuclear explosions and accidents”, Moscow, December (2005).
- [33] LAPTEV, G., Ukrainian Hydro-Meteorological Institute, pers. comm. (2017)
- [34] BULGAKOV, A., et al., Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options, J.Env.Radioact. 100, 329 (2009).
- [35] KASHPAROV, V.A., LUNDIN, S.M., ZVARICH, S.I. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout, Sci. Tot. Env., 317, 105 (2003).
- [36] INTER-DISCIPLINARY SCIENTIFIC AND TECHNICAL CENTER “SHELTER”, Analysis of safety for Object ‘Shelter’ and forecast of future developments, ISTC “Shelter”, Chernobyl, (in Russian) (1996).
- [37] KASHPAROV, V.A., et al., Assessment of the hazard of the secondary wind transport of radioactive aerosols following partial drainage of the cooling pond, Bulletin of the Ecological Status of the Exclusion Zone, 1 (2003) 67 (in Ukrainian)
- [38] DVORZHAK, A., et al. Mathematical modelling of ecological characteristics of the Chernobyl cooling pond, Paper presented at the World Conf. on Ecol. Restoration, Zaragosa, September (2005).

- [39] AMBROSE, R.B., WOOL, T.A., WASP7 Stream Transport Model Theory and User's Guide. Supplement to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation, EPA/6000/R-09/100, US EPA, Athens, GA (2009)
- [40] BUGAI, D., et al., Migration of radionuclides of accidental release of ChNPP from the cooling pond to Pripyat River, *Geologichny Zhurnal*, 1, 92 (in Russian) (1995).
- [41] BUGAI, D.A., SKALSKYY, A.S., Numerical modelling of hydrogeological conditions resulting from the Chernobyl NPP cooling pond decommissioning and remediation, Report on the IAEA Contract no.201301006-EG, Geo-Eco-Consulting Ltd., Kiev, (in Russian) (2013).
- [42] KASHPAROV, V.A., et al., Radionuclide migration in the experimental polygon of the Red Forest waste site in the Chernobyl zone – Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transformation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota, *Appl.Geochem.*, 27, 1348 (2012).
- [43] OGILVY, N.A., FEDOROVICH, D.I., Electrolytic method of determination of groundwater flow velocity, Nedra, Moscow, (in Russian) (1964).
- [44] MINISTRY OF HEALTH OF UKRAINE, State hygienic normative. Permissible levels of content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in foodstuffs and drinking water, Hygienic normative GN 6.6.1.1–30-2006, Ministry of Health of Ukraine, (in Ukrainian) (2006).
- [45] MCDONALD, M.G., HARBAUGH, A.W., A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model, USGS Open-File Report 83-875, U.S. Geological Survey (1984).
- [46] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, Technical Report Series No.472, IAEA, Vienna (2010).
- [47] INSTITUTE OF GEOLOGICAL SCIENCES, Scientific supervision of the groundwater monitoring program and experimental studies of radionuclide migration in the Chernobyl exclusion zone, Research Report to the Ministry of Chernobyl Affairs, IGS, Kiev, (in Russian) (1993).
- [48] GUDZENKO, V.V., et al., On determination of the distribution coefficient of radionuclides in the system “water – soil matrix”, *Probl. Chern.Exclusion Zone*, 1, 93 (in Russian) (1994).
- [49] VOITSEKHOVITCH, O.V., et al., Present concept on current water protection and remediation activities for the areas contaminated by 1986 Chernobyl accident, *Health Phys.*, 71, 19 (1996).
- [50] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Technical options for the remediation of contaminated groundwater, IAEA-TECDOC-1088, IAEA, Vienna (1999).
- [51] BERKOVSKI, V.G., et al. Internal doses to Ukrainian population using Dnieper River water, *Health.Phys.*, 71, 37 (1996).
- [52] GUDKOV, D.I., et al. Radionuclide accumulation by higher aquatic plants within the Chernobyl NPP exclusion zone, *Plant Physiol. Biochem.*, 38, 261 (2000).

- [53] GUDKOV, D.I., et al., “Radioactive contamination of aquatic ecosystem within the Chernobyl NPP exclusion zone: 15 years after accident”, Protection of the Environment from Ionising Radiation. The Development and Application of a System of Radiation Protection for the Environment, IAEA-CSP-17, IAEA, Vienna 224–231 (2003).
- [54] GUDKOV, D.I., et al. “Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident exclusion zone”, 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future (BURLAKOVA, E.B., NAIDICH, V.I., Eds.), Nova Science Publishers Inc., New York, 265–285 (2006).
- [55] LUKASHEV, D.V., VOVK, P.S., Ecology and radioecology of bivalve mollusks of the cooling pond of ChNPP, Chernobyl, 67 pp. (in Russian) (1999).
- [56] GUDKOV, D.I., et al., “Aquatic ecosystems within the Chernobyl NPP exclusion zone: The latest data on radionuclide contamination and absorbed dose for hydrobionts”, Equidosimetry – Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology, Series C: Environmental Security, Vol. 2. (BRECHIGNAC, F., and DESMET, G., Eds.) Springer, Dordrecht, 333–342 (2005).
- [57] GUDKOV, D.I., et al. Freshwater mollusks in the exclusion zone of the Chernobyl NPP: dynamics of radionuclide content, dose loads, and cytogenetic and hematological investigations, *Hydrobiol. J.*, 46, 74–90 (2010).
- [58] KRYSHEV, I.I., “Radioactive contamination of aquatic ecosystem following the Chernobyl accident”, Proc. 3rd All-union Mtg on results of mitigation of Chernobyl Accident, Zeleny Mys, 1992. Vol.2, Part 2, 225–237 (in Russian) (1992).
- [59] VOVK, P.S., PROSTATINOV, V.E. State of the ecosystem of the cooling pond of ChNPP in conditions of radioactive contamination, Chernobyl, 44 pp. (in Russian) (1997).
- [60] ZARUBIN, O.L., “Dynamics of contents of cesium-137 in some fish species of the cooling pond of ChNPP”, Proc. yearly Sci. Conf. Inst.Nucl.Res., Kiev, 357–360 (in Ukrainian) (1997).
- [61] ZARUBIN, O.L., ZALISKY, O.O., Radioactive contamination of ichthyofauna of the cooling pond of ChNPP and its consequences (1980–2000), *Problems of Chernobyl*, 7, 235 (in Ukrainian) (2001).
- [62] RYABOV, I.N., radioecology of fish in water reservoirs in the zone of influence of the accident at Chernobyl NPP, KMK Sci.Publ., Moscow, 215 pp. (in Russian) (2004).
- [63] GUDKOV, D.I. et al., Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPS, *Hydrobiol. J.*, 44 87 (2008).
- [64] KAGLYAN, A.E., et al., Radionuclides in aborigine species of fish in Chernobyl Exclusion Zone, *Nucl.Phys.Ener.*, 13, 306 (in Russian) (2012).

- [65] ANTROPOV, V. M., Review and analysis of solid long-lived and high level radioactive waste arising at the Chernobyl Nuclear Power Plant and the restricted zone, report on DG Environment Project No B7-5350/99/51983/MAR/C2, NNC Limited, Manchester (2001).
- [66] MOLITOR, N., et al. “Recent safety assessment findings on management of wastes from Chornobyl accident”, Proc. of INUDECO-2017 Conference, Slavutich, 2017, Chernobyl NPP (2017).
- [67] ZHELEZNYAK, M., HELING, R., RASKOB, W., Hydrological dispersion module of the decision support system RODOS, Radioprotection-Colloques (Proc. ECORAD-2001 Conf., Aix-en-Provence, France, 2001) 37, C1, C1-683 (2002).
- [68] ZHELEZNYAK, M., et al., Mathematical modeling of radionuclide dispersion in the Pripyat-Dnieper aquatic system after the Chernobyl accident, *Sci. Tot. Env.*, 112, 89 (1992).
- [69] SKALSKYY, A.S., KUBKO, Y.I. “Filtration models of the Chernobyl NPP site”, in *Water Exchange and Chernobyl Accident, Vol.2, Modeling of water exchange and radionuclide migration in hydrogeology structures*, (SHESTOPALOV, V., Ed.), Ukrainian National Academy of Sciences, Kiev, 448–481 (in Russian) (2000).
- [70] INSTITUTE OF GEOLOGICAL SCIENCES, Development of the main elements of hydrogeological and radiation monitoring and of the hydrogeological model of the 30km exclusion zone. Rep. No. UA01012201P, IGS, Kiev, (in Russian) (1992).
- [71] INSTITUTE OF GEOLOGICAL SCIENCES, Operational and predictive assessments of hydrogeological conditions of the Exclusion Zone and development of recommendations on improving of groundwater monitoring, Report on contr. 4/6-95, IGS, Kiev, (in Russian) (1997).
- [72] BUGAI, D.A., DEWIERE, L., Geology structure and hydrogeology conditions of the Chernobyl Pilot Site, Rapport DEI/SARG no.04-16, Institute for Radioprotection and Nuclear Safety (IRSN), Fontenay-aux-Roses (2004).
- [73] GUIGER, N., FRANZ, T., User’s manual for Visual MOFLOW, Waterloo Hydrogeologic Inc. (1996).
- [74] BUGAI, D., SKALSKII, A.S., Results of the hydrogeological modelling of the cooling pond of ChNPP, Report on Contract No.C6476/D0427 Am 01, Geoxpert Ltd., Kiev, (in Russian), (2002).
- [75] KASHPAROV, V.A., et al., Risk assessments and review of the earlier developed strategies of rehabilitation in the process of realization of the project of decommissioning of the cooling pond of the Chernobyl NPP, Report on IAEA Contract # 201105085-EG dd. 4.11.2011, Geo-Eco Consulting, Kiev (2011).
- [76] GARGER, E.K., HOFFMAN, F.O., MILLER, C.W., Model testing using Chernobyl data: III. Atmospheric resuspension of radionuclides in Ukrainian regions impacted by Chernobyl fallout, *Health. Phys.*, 70, 18 (1996).
- [77] GUSEV, N.G., BELYAEV, V.A., Radioactive releases in the biosphere. Reference book, Energoizdat, Moscow, (in Russian) (1991).

- [78] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment, Safety Report Series No.19, IAEA, Vienna (2001).
- [79] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION (ICRP), Human respiratory tract model for radiological protection. Publication 66, Ann. ICRP 24 (1–3) (1994).
- [80] MINISTRY OF HEALTH OF UKRAINE, Radiation safety standards of Ukraine, NRB-97. Ministry of Health of Ukraine, Kiev, (in Ukrainian) (1998).
- [81] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION (ICRP), Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP Publication 30 (Part 1). Ann. ICRP 2 (3–4) (1979).
- [82] SIRENKO, L.A., et al. Vegetation and bacterial community of the Dnieper river and of its water reservoirs, Naukova Dumka, Kiev, (in Russian) (1989).
- [83] YOSCHENKO, V.I., et al., Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: Part I. Fire experiments, J. Env.Rad., 86, 143 (2006).
- [84] ECKERMAN, F.K., and RYMAN, C., External exposure to radionuclides in air, waster, and soil. Federal Guidance Report no. 12 / EPA-402-R-93-081, Oak Ridge Natl. Lab., TN (1993).
- [85] BUGAI, D., AVILA, R., “NORMALYSA tool for Safety Assessment and Uranium Residues Management (Overview of IAEA MODARIA project WG-3 activities)”, paper presented at the IAEA CGULS meeting, Dushabe, Tadjikistan, 1–5 June (2015).
- [86] BAES, C.F.III, SHARP, R.D., A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants in assessment models, J.Eviron. Qual., 12 17 (1983).
- [87] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Remediation of areas contaminated by past activities and accidents, IAEA Safety Standards Series No. WS-R-3, IAEA, Vienna (2003).
- [88] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Decommissioning of nuclear fuel cycle facilities, IAEA Safety Standards Series No. WS-G-2.4, IAEA, Vienna (2005)
- [89] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Release of sites from regulatory control on termination of practices, IAEA Safety Standards Series No. WS-G-5.1, IAEA, Vienna (2006)
- [90] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Remediation Process for Areas Affected by Past Activities and Accidents, AEA Safety Standards Series No. WS-G-3.1, IAEA, Vienna (2007)
- [91] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Safety assessment for the decommissioning of facilities using radioactive material, Safety Standards Series No. WS-G-5.2, IAEA, Vienna (2009).
- [92] CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT, Decision on definition of critical events, that have to be considered when developing project design documentation for decommissioning of the cooling pond of ChNPP, and requirements regarding the radiation end-state criteria of the territory, ChNPP (2012) (in Ukrainian)

- [93] SUPREME COUNCIL OF UKRAINE, Law of Ukraine “On the legal regime of the territory, which was contaminated due to Chernobyl accident”, from 27.02.1991 no.791a-XII, (in Ukrainian) (1991).
- [94] CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT, Program of decommissioning of ChNPP, Inv. no.47 TO from 22.04.2008 (in Russian) (2008).
- [95] CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT, Levels of restricted release for the industrial site of ChNPP and materials from the regulatory control (radiation-hygienic criteria of the end state of the industrial site of ChNPP in the course of decommissioning), 2008, Order of SSE ChNPP no.247 from 02.04.2009 and no.276 from 09.04.2009, (in Ukrainian) (2009).
- [96] MINISTRY OF EMERGENCIES OF UKRAINE, Main control levels, release levels, and action levels with respect to radioactive contamination of objects in the Exclusion zone and zone of unconditional (obligatory) resettlement, MEU, (in Ukrainian) (2008).
- [97] KRYSHEV, I.I., et al., Model Testing Using Chernobyl Data: II. Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of the Chernobyl Nuclear Power Plant Cooling Pond, *Health Phys.*, 70, 13(1996).
- [98] VICTOROVA, N., et al., Phytoremediation of Chernobyl contaminated land, *Rad. Prot. Dosim.*, 92, 59 (2000).
- [99] DUBAS, V., Radiation control in the process of decommissioning of ChNPP cooling pond, Paper presented at the workshop “Chernobyl NPP Cooling Pond at Decommissioning Stage: Ecosystem and Radioecological Research”, October 12, 2017, Institute of Hydrobiology, Kiev (in Russian) (2017).
- [100] LANSKI, F., Overview of ChNPP cooling pond decommissioning. Paper presented at the workshop “Chernobyl NPP Cooling Pond at Decommissioning Stage: Ecosystem and Radioecological Research”, October 12, 2017, Institute of Hydrobiology, Kiev (2017).
- [101] PROTSAK, V.P., ODINTSOV, O.O., ZHURBA M.A., et al. Dynamics of physico-chemical forms of radionuclides in the bottom sediments of cooling pond of the ChNPP after their drying: 1. Model experiment, *Nucl.Phys.Ener.*, in press (in Ukrainian)
- [102] GUDKOV, D., Dynamics of parameters of quality of the aquatic medium and radioactive contamination of components of the ecosystem of the cooling pond of ChNPP. Paper presented at the workshop “Chernobyl NPP Cooling Pond at Decommissioning Stage: Ecosystem and Radioecological Research”, October 12, 2017, Institute of Hydrobiology, Kiev (in Russian) (2017).
- [103] PASKEVICH, S., Characteristic of the vegetation cover and animal habitat at drained bottom areas of the cooling pond of ChNPP. Paper presented at the workshop “Chernobyl NPP Cooling Pond at Decommissioning Stage: Ecosystem and Radioecological Research”, October 12, 2017, Institute of Hydrobiology, Kiev (in Ukrainian) (2017).
- [104] DYACHENKO, T.N., NASVIT, O.I., Macrophytes of the cooling pond of Chernobyl NPP, *Hydrobiol.J.* 41 (3) 9 (in Ukrainian) (2005).

СОКРАЩЕНИЯ И АББРЕВИАТУРЫ

АМАД	Активностный медианный аэродинамический диаметр
АЭС	Атомная электростанция
БИОМОВС	Исследование по валидации модели оценки биосферы
Верховная Рада	Верховная Рада Украины
ГГИ	Государственный гидрологический институт, Санкт-Петербург, Россия
ГИЯРУ	Государственная инспекция ядерного регулирования Украины
ИГБ	Институт гидробиологии Национальной академии наук Украины
ИГН	Институт геологических наук, Киев, Украина
ИПБ АЭС	Институт проблем безопасности атомных электростанций Национальной академии наук Украины
КГУ	Киевский государственный университет
МАГАТЭ	Международное агентство по атомной энергии
МДО	Мощность дозы облучения
МЗУ	Министерство здравоохранения Украины
МКРЗ	Международная комиссия по радиологической защите
МНТЦ	Междисциплинарный научно-технический центр «Укрытие»,
МЧСУ	Министерство чрезвычайных ситуаций Украины
МЭ США	Министерство энергетики США
НИОКР	Научно-исследовательские и опытно-конструкторские работы
НТЦ КОРО	Научно-технический центр дезактивации и комплексного обращения с радиоактивными отходами, Желтые Воды, Украина
ОВОС	Оценка воздействия на окружающую среду
ПВЗРО	Пункт временного захоронения радиоактивных отходов
ПВХРО	Пункты временного хранения радиоактивных отходов

РМПШ	Радиоактивный материал природного происхождения
СЛАМИТ	Славутичская лаборатория международных исследований и технологий
ТУН	Трансурановые радионуклиды
ЦМР	Цифровая модель рельефа
ЧАЭС	Чернобыльская АЭС
ЧЗО	Чернобыльская зона отчуждения
ЭКОМОНИТОР	Центр мониторинговых исследований и экологических технологий, Киев
ЭРВЭ	Экологическая реабилитация и вывод из эксплуатации
ЭЭД	Эффективная эквивалентная доза
РК	Опорная координатная отметка (железобетонный столб), называемая «пикетом», на дамбе водоема-охладителя

СОСТАВИТЕЛИ И РЕЦЕНЗЕНТЫ

Bugai, D.	Институт геологических наук, Киев, Украина
Dubas, V.	Чернобыльская АЭС, Украина
Dyachenko, T.	Институт гидробиологии, Киев, Украина
Faybishenko, B.	Национальная лаборатория Лоуренса Беркли, Беркли, США
Gudkov, D.	Институт гидробиологии, Киев, Украина
Kanivets, V.	Украинский гидрометеорологический институт, Киев, Украина
Kashparov, V.	Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, Киев, Украина
Kireev, S.	Государственное специализированное предприятие «Экоцентр», Чернобыль, Украина
Krasnov, V.	Институт проблем безопасности атомных электростанций, Украина
Lanskih, F.	Чернобыльская АЭС, Украина
Laptev, G.	Украинский гидрометеорологический институт, Киев, Украина
Monken-Fernandes, H.	Международное агентство по атомной энергии
Nasvit, O.	Государственное агентство по управлению зоной отчуждения, Киев, Украина
Obrizan, S.	Государственное специализированное предприятие «Экоцентр», Чернобыль, Украина
Oskolkov, B.	Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивных отходов и радиэкологии, г. Славутич, Украина
Protasov, A.	Институт гидробиологии, Киев, Украина
Protsak, V.	Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, Киев, Украина
Scherbak V.	Институт гидробиологии, Киев, Украина
Skalskyu, A.	Институт геологических наук, Киев, Украина
Voitsekhovitch, O.	Украинский гидрометеорологический институт, Киев, Украина
Zheleznyak, M.	Институт радиоактивности окружающей среды, университет Фукусимы, Япония
Zub, L.	Институт эволюционной экологии, Киев, Украина



IAEA

Международное агентство по атомной энергии

№ 26

ЗАКАЗ В СТРАНАХ

Платные публикации МАГАТЭ могут быть приобретены у перечисленных ниже поставщиков или в крупных книжных магазинах.

Заказы на бесплатные публикации следует направлять непосредственно в МАГАТЭ. Контактная информация приводится в конце настоящего перечня.

СЕВЕРНАЯ АМЕРИКА

Bernan / Rowman & Littlefield

15250 NBN Way, Blue Ridge Summit, PA 17214, USA

Тел.: +1 800 462 6420 • Факс: +1 800 338 4550

Эл. почта: orders@rowman.com • Сайт: <http://www.rowman.com/bernan>

ОСТАЛЬНЫЕ СТРАНЫ

Просьба связаться с местным поставщиком по вашему выбору или с вашим основным дистрибьютером:

Eurospan Group

Gray's Inn House

127 Clerkenwell Road

London EC1R 5DB

United Kingdom

Торговые заказы и справочная информация:

Тел.: +44 (0)176 760 4972 • Факс: +44 (0)176 760 1640

Эл. почта: eurospan@turpin-distribution.com

Индивидуальные заказы:

www.eurospanbookstore.com/iaea

Дополнительная информация:

Тел.: +44 (0)207 240 0856

Факс: +44 (0)207 379 0609

info@eurospangroup.com

Сайт: www.eurospangroup.com

Заказы на платные и бесплатные публикации можно направлять напрямую по адресу:

Группа маркетинга и сбыта (Marketing and Sales Unit)

Международное агентство по атомной энергии

Vienna International Centre, PO Box 100, 1400 Vienna, Austria

Тел.: +43 1 2600 22529 или 22530 • Факс: +43 1 26007 22529

Эл. почта: sales.publications@iaea.org • Сайт: www.iaea.org/publications

Международное Агентство по Атомной Энергии
Вена