

**Институт проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук**

А. А. Саркисов, Ю. В. Сивинцев, В. Л. Высоцкий, В. С. Никитин

**АТОМНОЕ НАСЛЕДИЕ
ХОЛОДНОЙ ВОЙНЫ НА ДНЕ АРКТИКИ
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ТЕХНИКО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ РЕАБИЛИТАЦИИ МОРЕЙ**

Москва 2015

УДК 577.4
ББК 28.081.28
А92

Рецензенты:

кандидат физико-математических наук А. В. Королев,
доктор физико-математических наук Р. В. Арутюнян

Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. Радиоэкологические и технико-экономические проблемы радиационной реабилитации морей / А. А. Саркисов, Ю. В. Сивинцев, В. Л. Высоцкий, В. С. Никитин ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. — М., 2015. — 699 с. : ил. — ISBN 978-5-9907220-0-2 (в пер.).

В книге представлена систематизированная информация о ядерно и радиационно опасных объектах, затонувших и затопленных в морях северо-западной Арктики. Приведены сведения о современной радиоэкологической обстановке в местах их затопления, дан прогноз ее изменения, оценено состояние защитных барьеров, препятствующих поступлению радионуклидов в окружающую морскую среду, и ожидаемый их выход в морскую воду в случае длительного нахождения объектов на дне. Рассмотрены основные направления и способы реабилитации морских акваторий, оценены экономические затраты на ее реализацию, возможности утилизации на предприятиях Северо-Западного региона включая обращение с отработавшим ядерным топливом, радиоактивными отходами и окончательную их изоляцию.

Для специалистов в области радиационной безопасности и защиты окружающей среды, радиоэкологии и океанологии, а также для лиц, занимающихся вопросами последствий затопления радиоактивных отходов и гибели атомных подводных лодок в Мировом океане.

ISBN 978-5-9907220-0-2

© Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2015
© А. А. Саркисов, Ю. В. Сивинцев, В. Л. Высоцкий, В. С. Никитин, 2015

Содержание

Об авторах	6
Сокращения и обозначения	7
Предисловие	9
Введение. Экономические и экологические проблемы Арктики	11
Глава 1. Основные характеристики ядерно и радиационно опасных объектов, затонувших и затопленных в арктических морях.....	30
1.1. Объекты с отработавшим ядерным топливом.....	30
1.1.1. Затонувшая АПЛ «Комсомолец»	30
1.1.2. Затонувшая АПЛ «К-159»	35
1.1.3. Затопленные ядерно опасные объекты	40
1.2. Затопление радиационно опасных объектов	49
1.2.1. Затопление объектов без ОЯТ.....	49
1.2.2. Затопление твердых радиоактивных отходов	53
1.3. Относительная радиационная опасность затонувших и затопленных объектов	58
1.4. Динамика изменения активности в объектах затопления	67
1.5. Оценка полноты и достоверности имеющейся информации	70
Глава 2. Радиоэкологическая обстановка в местах гибели и затопления ядерно и радиационно опасных объектов	96
2.1. Содержание техногенных радионуклидов в арктических морях	97
2.2. Радиоактивность морской среды в районах гибели и затопления АПЛ	112
2.2.1. Затонувшая АПЛ «Комсомолец»	112
2.2.2. Затонувшая АПЛ «К-159»	120
2.2.3. Затопленная АПЛ «К-27»	135
2.3. Радиоактивность морской среды в районах захоронения радиоактивных отходов.....	140
2.3.1. Новоземельская впадина Карского моря	146
2.3.2. Залив Цивольки архипелага Новая Земля	149
2.3.3. Залив Степового архипелага Новая Земля.....	152
2.3.4. Залив Абросимова архипелага Новая Земля	166
2.4. Сравнительный анализ содержания радионуклидов в районах захоронения ЯРОО и прилегающих морях.....	173
2.5. Дозовые нагрузки, создаваемые затопленными ЯРОО, на биоту и население	186

Глава 3. Прогноз выхода техногенных радионуклидов из затопленных и затонувших объектов в морскую воду	191
3.1. Подходы и оценка состояния защитных барьеров затопленных и затонувших объектов.....	191
3.1.1. Оценка состояния защитных барьеров затопленных объектов ..	191
3.1.2. Оценка состояния защитных барьеров затонувших объектов.....	197
3.2. Консервативная оценка выхода радионуклидов в морскую воду из затопленных объектов.....	202
3.3. Взвешенная оценка поступления радионуклидов в морскую воду из затопленных и затонувших объектов	209
3.3.1. Разрушение защитных барьеров в морской воде	216
3.3.2. Динамика выхода радионуклидов из объектов с ОЯТ.....	221
3.3.3. Поступление радионуклидов из объектов без ОЯТ	229
3.3.4. Радиоэкологическая опасность объектов затопления.....	234
3.4. Объекты, рекомендуемые к рассмотрению в интересах реабилитации морских акваторий	236
3.4.1. Весогабаритные характеристики основных объектов, затопленных и затонувших в арктических морях	236
3.4.2. Объекты, рекомендуемые к подъему и утилизации	241
Глава 4. Реабилитация морских акваторий	244
4.1. Нормативно-правовые аспекты реабилитации морских акваторий... ..	244
4.2. Международный опыт реабилитации морских акваторий.....	253
4.2.1. Подъем и обследование контейнеров с ТРО	253
4.2.2. Подъем подводных лодок	256
4.3. Варианты реабилитации морских акваторий	267
4.3.1. Безопасное захоронение затопленных объектов на месте.....	269
4.3.2. Типовые технологические схемы подъема затопленных объектов	277
4.3.3. Подъем разрушающихся затопленных объектов.....	284
4.3.4. Реабилитация донных отложений, загрязненных радиоактивными веществами	285
4.4. Концепция подъема АПЛ	294
4.4.1. Состав судоподъемного комплекса.....	298
4.4.2. Технология морской части операции.....	300
4.4.3. Ориентировочный график выполнения работ.....	320
4.4.4. Основные этапы утилизации затопленных и затонувших ядерно и радиационно опасных объектов	321
4.5. Техничко-экономическая оценка различных вариантов реабилитации морских акваторий.....	334

Глава 5. Утилизация объектов	345
5.1. Производственная база утилизации	345
5.2. Инфраструктура обращения с ОЯТ	356
5.3. Инфраструктура обращения с ТРО	367
5.4. Инфраструктура обращения с реакторными отсеками	375
5.5. Окончательное захоронение радиоактивных отходов.....	382
5.5.1. Предварительные критерии приемки радиоактивных отходов для захоронения.....	383
5.5.2. Предварительное обоснование и выбор вероятных площадок захоронения РАО.....	392
5.5.3. Предварительные оценки и рекомендации по выбору перспективных участков для сооружения регионального могильника РАО	395
5.5.4. Предварительная оценка радиационной безопасности.....	399
5.5.5. Предварительная оценка затрат на создание хранилища окончательной изоляции радиоактивных отходов	405
Выводы.....	413
Заключение.....	417
Приложение 1. Основные результаты инвентаризации МАГАТЭ 2013—2014 гг. по затоплениям РАО и объектов с радиоактивными материалами в Мировом океане.....	418
Приложение 2. Проект подъема АПЛ «К-159» (концептуальный подход) ..	434
Приложение 3. Критические ситуации, возможные при подъеме АПЛ «К-159»	437
Приложение 4. Выгрузка атомной установки ОК-150 и модернизация атомного ледокола «Ленин» на машиностроительном предприятии «Звездочка»	445
Приложение 5. Боксовая модель прогноза загрязнения морской среды РАО, затопленными в заливах Новой Земли	455
Приложение 6. Радиоактивность морской воды, донных отложений и биоты в арктических морях и районах расположения радиационно опасных объектов	459
Приложение 7. Полное коррозионное разрушение затопленных ядерно и радиационно опасных объектов	485
Приложение 8. Скорость выхода техногенных радионуклидов из затопленных ядерно и радиационно опасных объектов в морскую воду.....	552
Приложение 9. Подъем АПЛ «Курск»	658
Литература.....	663

Об авторах



Саркисов Ашот Аракелович

академик РАН, советник Российской академии наук, лауреат международной премии «Глобальная энергия», руководитель научного направления, ИБРАЭ РАН



Сивинцев Юрий Васильевич

доктор физико-математических наук, профессор, главный научный сотрудник и советник дирекции НИЦ «Курчатовский институт», эксперт и советник МАГАТЭ



Высоцкий Валентин Леонидович

доктор технических наук, заведующий лабораторией ИБРАЭ РАН



Никитин Владимир Семенович

доктор технических наук, генеральный директор ФГУП «Крыловский государственный научный центр»

Сокращения и обозначения

ААНИИ	— Арктический и антарктический научно-исследовательский институт
АПЛ	— атомная подводная лодка
АЛ	— атомный ледокол
АЭС	— атомная электростанция
БКВ	— береговой комплекс выгрузки
ВМС	— Военно-морские силы
ВМФ	— Военно-морской флот
ВРК	— внутриреакторные конструкции
ВЦН	— вспомогательный циркуляционный насос
ГНС	— грузонесущие связи
ГЦН	— главный циркуляционный насос
ДЭПЛ	— дизель-электрическая подводная лодка
ЖВЗ	— железо-водная защита
ЖМТ	— жидкометаллический теплоноситель
ЖРО	— жидкие радиоактивные отходы
КН	— коэффициент накопления
МАГАТЭ	— Международное агентство по атомной энергии
МВЗ	— металло-водная защита
МКРЗ	— Международная комиссия по радиологической защите
МПГ	— Международный полярный год
ММФ	— Министерство морского флота
МСМ	— Министерство среднего машиностроения
МСП	— Министерство судостроительной промышленности
МЧС	— Министерство Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий
МЭД	— мощность эквивалентной (экспозиционной) дозы
НАО	— низкоактивные отходы
НИС	— научно-исследовательское судно

НРБ	— нормы радиационной безопасности
ОВЧ	— отработавшая выемная часть
ОТВС	— отработавшая тепловыделяющая сборка
ОЯТ	— отработавшее ядерное топливо
ПДК	— предельно допустимая концентрация
ПДС	— предельно допустимый сброс
ПДХ РО	— пункт долговременного хранения реакторных отсеков
ПЗРО	— пункт захоронения радиоактивных отходов
ППУ	— паропроизводительная установка
ПТБ	— плавучая техническая база
РАО	— радиоактивные отходы
РО	— реакторный отсек
РХБЗ	— радиационная, химическая и биологическая защита
САО	— среднеактивные отходы
СБЧ	— специальная боевая часть
СПК	— судоподъемный комплекс
СРБ	— служба радиационной безопасности
СРЗ	— судоремонтный завод
СУЗ	— система управления и защиты
СФ	— Северный флот
СЦР	— самопроизвольная (спонтанная) цепная реакция
ТВС	— тепловыделяющая сборка
ТПА	— телеуправляемый подводный аппарат
ТРО	— твердые радиоактивные отходы
ТУЭ	— трансураниевые элементы
ЦГБ	— цистерна главного балласта
ЯРОО	— ядерно и радиационно опасные объекты
ЯЭУ	— ядерная энергетическая установка
ЕРА	— Агентство по охране окружающей среды (Environmental Protection Agency)

Предисловие

Проблемы экологической безопасности приобретают особое значение для арктического региона благодаря трем фундаментальным факторам: прогрессивно возрастающей экономической роли Арктики, связанной с открытыми огромными запасами углеводородного сырья, ожидаемой в обозримой перспективе существенной интенсификации внутрироссийских и межконтинентальных арктических транспортных коммуникаций, а также исключительной чувствительности природного ландшафта к антропогенным воздействиям.

Определенный экологический ущерб, нанесенный арктической природе в XX столетии, был связан с масштабными испытаниями ядерного оружия, сбросами радиоактивных отходов в море радиохимическими производствами европейских стран, захоронением в морях ядерно и радиационно опасных объектов военного и ледокольного флотов, а также обеспечивающей их инфраструктуры.

В настоящее время испытания ядерного оружия прекращены, сбросы радиоактивных отходов радиохимических предприятий резко уменьшены. Массовый вывод из эксплуатации атомных подводных лодок и их утилизация практически завершены. Угрозы долгие годы, исходившие от радиоизотопных термоэлектрических генераторов, ликвидированы, все они демонтированы и утилизированы.

Радиоэкологическая реабилитация арктического региона явилась одной из сложнейших в современной истории экологических проблем глобального масштаба. Решение ее задач потребовало организации широкого международного сотрудничества, привлечения многих организаций и учреждений, активного участия Российской академии наук. К настоящему времени проблема близка к своему успешному завершению.

Однако все еще остается нерешенной ликвидация последствий, осуществлявшихся Советским Союзом/Россией в Арктике, преимущественно, в 60-70-е годы прошлого столетия, массовых затоплений радиоактивных отходов и объектов с отработавшим ядерным топливом, а также затонувших и затопленных в последующем в регионе атомных подводных лодок.

На актуальность решения этой проблемы было обращено внимание международного сообщества и Правительства РФ по результатам разработки Стратегического мастер-плана, связанного с утилизацией и реабилитацией выведенных из эксплуатации объектов атомного флота и обеспечивающей инфраструктуры в Северо-Западном регионе России. Эта фундаментальная программа, в соответствии с которой осуществляется весь комплекс работ по утилизации и экологической реабилитации, был создан российскими специалистами при финансовой поддержке ЕБРР в 2005-2007 гг. в рамках Программы глобального партнерства стран «Большой восьмерки» по ликвидации наследия «холодной войны».

Предлагаемая вниманию читателя монография наряду с «Белой книгой-2000» является одной из первой в мировой литературе попыток обобщенного рассмотрения и всестороннего анализа сложившейся ситуации, а также угроз и оценки

опасности, исходящей от затопленных и затонувших в Арктике ядерно и радиационно опасных объектов отечественных военного и ледокольного флотов.

Монография состоит из введения, пяти глав и приложений. В первой главе приведены характеристики затонувших и затопленных в Арктике российских ядерно и радиационно опасных объектов, данные об активности находящихся в них техногенных радионуклидов. Вторая глава — дан анализ радиэкологической обстановки в местах затоплений и динамика ее изменения. В третьей представлена информация о современном состоянии затонувших и затопленных объектов, прогноз выхода радиоактивных веществ в морскую воду. В четвертой рассмотрены варианты реабилитации морских акваторий. В пятой приведены существующие возможности утилизации объектов, обращения с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами в Северо-Западном регионе.

Работа выполнена методом экспертного анализа на основании обобщения и систематизации материалов многолетних экспериментальных исследований, прогнозов и численных оценок российских и зарубежных специалистов, результаты которых опубликованы в открытых источниках.

Из анализа накопленных обширных натуральных данных следует, что в настоящее время радиэкологическое воздействие затопленных и затонувших объектов на население прибрежных районов и окружающую среду не опасно и не ограничивает экономическую деятельность в регионе. Вместе с тем в работе показано, что отдельные из находящихся на дне арктических морей объекты представляют потенциальную радиационную угрозу и при определенных неблагоприятных условиях могут оказать существенное негативное воздействие на экологическое состояние и экономическое развитие региона. На этом основании обоснована актуальность решения проблемы радиэкологической реабилитации арктических морей и указывается на недопустимость затопления ядерно и радиационно опасных объектов в будущем.

В разработке методик, создании программного обеспечения, расчетах коррозионного разрушения объектов и выхода техногенных радионуклидов в морскую воду принимали участие сотрудники ИБРАЭ РАН Сотников В.А. и Хохлов И.Н.

Авторы выражают особую признательность Председателю Межведомственной комиссии Совета Безопасности РФ по экологической безопасности академику Н. П. Лаверову за содействие в привлечении внимания Правительства РФ к решению этой актуальной проблемы.

Многие вопросы экологической реабилитации арктических морей в течение последнего десятилетия активно обсуждались на международных конференциях, рабочих совещаниях и встречах. Особенно эффективными эти обсуждения были на регулярных заседаниях Контактной экспертной группы МАГАТЭ.

Авторы искренне благодарят председателей КЭГ МАГАТЭ Алана Матье (2006-2008 гг.), Майкла Уошера (2008-2012 гг.) и Ингвара Амундсена (2012-н.в.) за понимание важности проблемы и привлечение внимания к ней международно-го сообщества.

Введение. Экономические и экологические проблемы Арктики

Значимость Арктики

Финансовый и экономический кризис, обрушившийся в конце 2008 г. на США, а затем на Европу и Россию, с особой силой обозначил необходимость устойчивого развития мировой экономики. Эту проблему невозможно решать без поиска гармонии во взаимоотношениях биосферы и человечества, частью которой она является, без построения стратегии разумного использования природных ресурсов и защиты окружающей среды.

На необходимость гармонизации возрастающих потребностей стремительно растущего населения планеты и сокращающейся возможности их удовлетворения без невосполнимого ущерба для природы впервые указали в 1992 г. участники Конференции ООН по окружающей среде и развитию в Рио-де-Жанейро. Через 10 лет на всемирном саммите в Йоханнесбурге был принят план действий в направлении устойчивого развития на последующие годы. Рассмотрены на международных форумах Декларация Рио, тщательно проработанная «Повестка дня на XXI век» и план действий, которые уже полтора десятилетия определяют вектор усилий человечества по поиску оптимальных взаимоотношений социума и биосферы. При этом в условиях увеличивающегося антропогенного воздействия важную роль начинает играть задача сохранения экологического равновесия на планете в целом.

При решении проблемы устойчивого развития человечества и защиты окружающей природной среды важнейшее место занимают особо ранимые полярные области нашей планеты, в частности Арктика [67; 74; 264]. В сфере экологической безопасности этот регион приобретает особое значение по следующим причинам:

- Арктический бассейн играет уникальную роль в формировании глобальных климатических и гидрологических процессов в Мировом океане. Этот своеобразный «генератор погоды» отличается чрезвычайно динамичными и наименее устойчивыми процессами, нарушение баланса которых неизбежно ведет к климатическим сдвигам сначала в северном полушарии, а затем и на Земле в целом.
- В Арктике существует мощная криолитозона, ограничивающая масштабы вертикальной миграции поверхностных и подземных вод, изменяющая скорость протекания всех почвенных процессов, в том числе способствующих появлению загрязнителей на поверхности за счет диффузии из почвы и воды.

- Экосистемы арктического региона малоустойчивы, легко нарушаются в результате антропогенного воздействия или глобального изменения климата и крайне долго восстанавливаются из-за замедления геохимических процессов в условиях длительного холодного периода с ледовым и снежным покровом и падением водного альбедо рек.
- Постоянно увеличивается значение арктического региона как богатейшего источника сырьевых ресурсов, прежде всего углеводородов и биоресурсов, использовать которые следует способами, предоставляющими максимальные выгоды для жителей и поселений Арктики и минимизирующими отрицательные последствия для окружающей среды.
- Параметры биосферы планеты исключительно чувствительны к изменениям в Арктике, и этот регион во все большей степени рассматривают в качестве индикатора состояния биосферы, который сигнализирует остальному миру о воздействии глобальных процессов, таких как климатические изменения и перенос загрязняющих веществ на большие расстояния, в том числе через государственные границы.

В отличие от бережно хранимой человечеством Антарктики Арктика подвергается интенсивному освоению. Уже в настоящее время она стала практически круглогодично судоходной для российского ледокольного флота (рис. В.1 [2; 5; 86]).

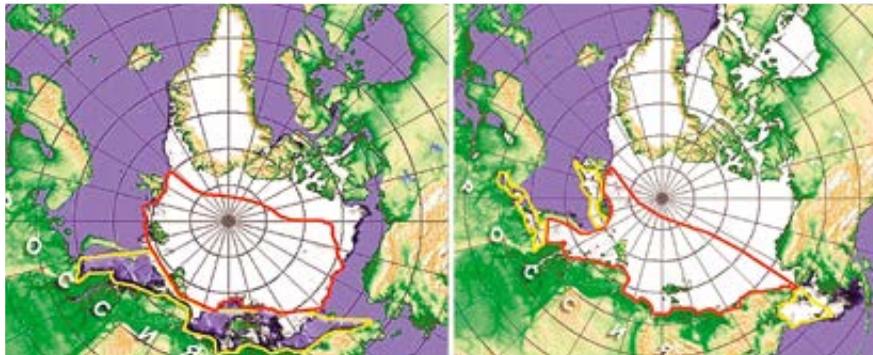


Рис. В.1. Зоны активной навигации по трассам Северного морского пути в июле-сентябре и октябре-июне для дизель-электрических (желтая линия) и атомных (красная линия) ледоколов России

Техногенное воздействие на Арктику резко возросло в последние десятилетия из-за поисков на континентальном шельфе и освоения новых месторождений газа и нефти, а также обострившегося интереса к ее минеральным ресурсам. Об этом ярко свидетельствуют такие события последних лет, как российская морская экспедиция 2007 г. на атомном ледоколе «Арктика» к Северному по-

люсу с установкой символического знака принадлежности этой части Арктики к территории России и вспыхнувшая затем международная полемика о допустимости раздела акваторий Северного Ледовитого океана между приполярными странами.

С конца 70-х годов прошлого века мировая общественность стала уделять повышенное внимание сохранению арктической природной среды. В 1991 г. по инициативе Финляндии восемь стран, входящих в Арктический регион (Дания с Гренландией, Исландия, Канада, Норвегия, Россия, США, Финляндия и Швеция), подписали в Рованиemi документ о стратегии защиты окружающей природной среды Арктики. Целями этой стратегии провозглашены защита арктических экосистем, в том числе и людей, обеспечение охраны и восстановление качества природной среды, соблюдение установленных правил использования природных ресурсов, а также признание традиций и культурных нужд коренных народов Севера [5; 31].

Глобальное изменение климата не могло обойти Арктику [62; 114]. По данным наиболее авторитетного в этой области органа — Межправительственной группы экспертов по изменению климата ИРСС — потепление установлено для всех континентов (кроме Антарктиды), океанов, и оно имеет антропогенную составляющую [286].

В 1906—2005 гг. средняя глобальная температура повысилась на 0,74°C. По наблюдениям российских ученых, потепление климата на территории нашей страны оказалось даже более значительным, чем глобальное: за последние 35 лет (1972—2006 гг.) среднее изменение температуры приземного воздуха составило $1,35 \pm 0,4^\circ\text{C}$. Что касается Крайнего Севера, то по данным, представленным на международном симпозиуме в ноябре 2001 г. в Рейкьявике, среднегодовая температура в Арктике растет в два-три раза быстрее, чем глобальный климат. По данным Арктического и антарктического научно-исследовательского института (ААНИИ) Госкомгидромета в российском регионе Арктики за последние несколько десятков лет средняя температура увеличивалась вдвое быстрее, чем глобальная [145—147].

Наиболее уязвимыми элементами окружающей природной среды, подвергающимися воздействию повышенной температуры атмосферы, являются водные ресурсы и отдельные экосистемы, из которых, по мнению специалистов Института глобального климата и экологии РАН и Госкомгидромета, на первом месте опять-таки находится арктический регион [86; 87]. При этом следует иметь в виду, что потепление продолжается, причем особенно интенсивно на западе Арктики.

Естественно, в этих условиях площадь арктических льдов сокращается. По мнению норвежских ученых, ледовый щит Северного Ледовитого океана с 1978 г. уменьшился на 5%. По данным ААНИИ, площадь морского полярного льда в конце летнего периода, постепенно сокращающаяся с начала наблюдений со спутников в 1979 г., достигла в 2005 г. абсолютного минимума [2; 266].

В 2007 г. мощность ледяного покрова, окружающего Северный полюс, уменьшилась на 1,2 млн км² (рис. В.2).

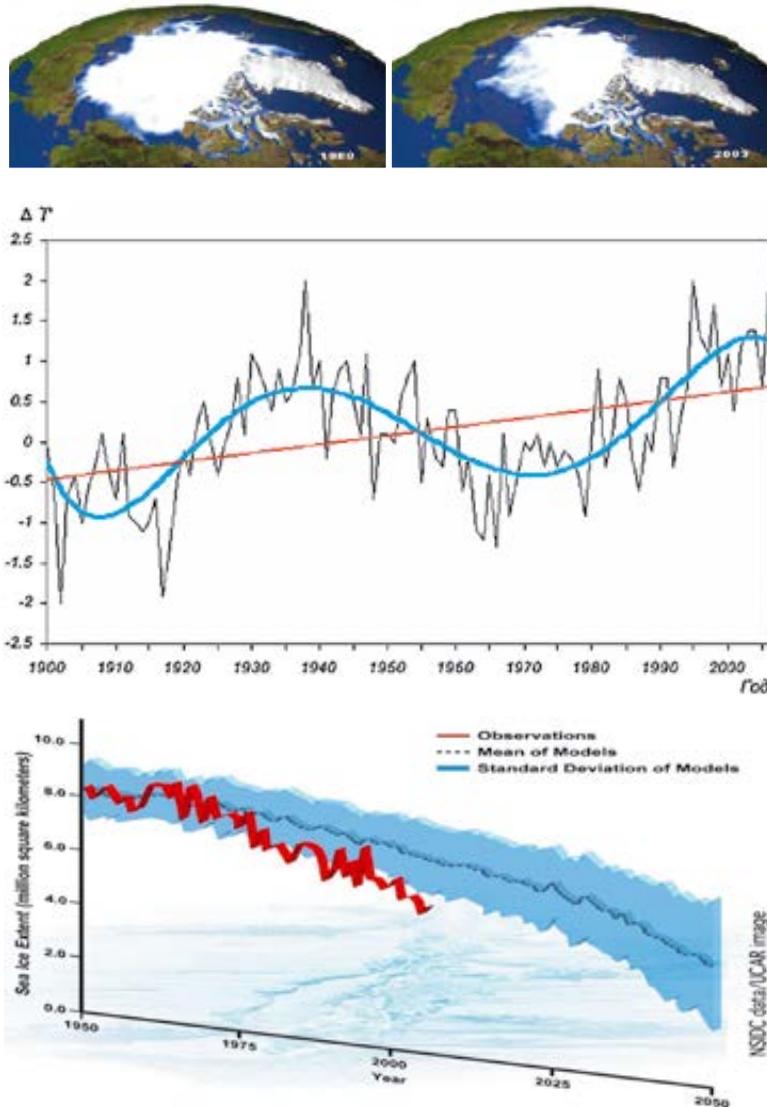


Рис. В.2. Глобальное сокращение площади морского полярного льда и потепления климата (по оценкам ААНИИ)

В январе 2008 г. температура воздуха в Карском море была выше нормы на 5—12°C, и в феврале толщина льда уменьшилась на 10—20 см.

Повышение температуры морской воды в Арктике оказалось столь значительным, что в 2005 г. численность и биомасса зимнего микро- и нанопланктона Карского моря сравнялись с летними [257], а Берингово море было практически полностью незамерзающим, что беспрецедентно. Если этот процесс продолжится, Северный Ледовитый океан может в ближайшее десятилетие оказаться почти круглогодично доступным для судоходства.

Современные прогнозы приводят к заключению, согласно которому к 2100 г. Арктика потеплеет на 4—7°C по сравнению с серединой прошлого века, ледовое покрытие сократится примерно в два раза, начнется таяние Гренландского ледника и уровень мирового океана повысится до 1 м. Согласно гляциологическим наблюдениям в течение прошлого столетия в скандинавских морях зона зимнего простираания полярного льда сократилась примерно на 25%.

В марте 2007 г. мировое научное сообщество в четвертый раз приступило к осуществлению комплексной программы исследований Арктики и Антарктики: в 2007—2008 гг. начался новый Международный полярный год (МПГ). Первый МПГ прошел в 1932—1933 гг., второй — в 1957—1958 гг., третий — в 1982—1983 гг. [115]. Огромный массив новых данных, в том числе в области масштабов антропогенного влияния на полярные зоны, поможет ученым более полно оценить современное состояние Арктики и дать более обоснованные прогнозы ее ближайшего будущего.

Одновременно с этим ведется рассмотрение новых вариантов развития судоходства в Арктике, в том числе вдоль российского морского побережья, свободного от обострившегося в последнее время пиратства [211]. При этом открывается перспектива для перевозки грузов с западного побережья Канады, США в Европу и обратно. Через Арктику лежит кратчайший путь между крупнейшими рынками Европы и Азиатско-Тихоокеанского региона, он практически на треть короче традиционного южного маршрута (рис. В.3).

В 2001 г. американское Ведомство военно-морских исследований на встрече экспертов по Арктике из США, Канады и Великобритании предложило оценить возможность функционирования арктического морского пути в будущем. Один из основных выводов, сделанных экспертами, гласит: «Заинтересованность в новых судоходных путях носит стратегический характер и важна для национальной безопасности».

Для России оживление северного судоходства открывает большие преимущества. С одной стороны, оно поможет восстановить ослабленную экономику отдаленных северных регионов, с другой — наладить взаимовыгодные торговые отношения между Россией, Западом, Юго-Восточной Азией, Японией и США.

Россия играет особую роль в сохранении арктических экосистем, которые занимают весь север нашей страны и почти треть ее территории. В российском

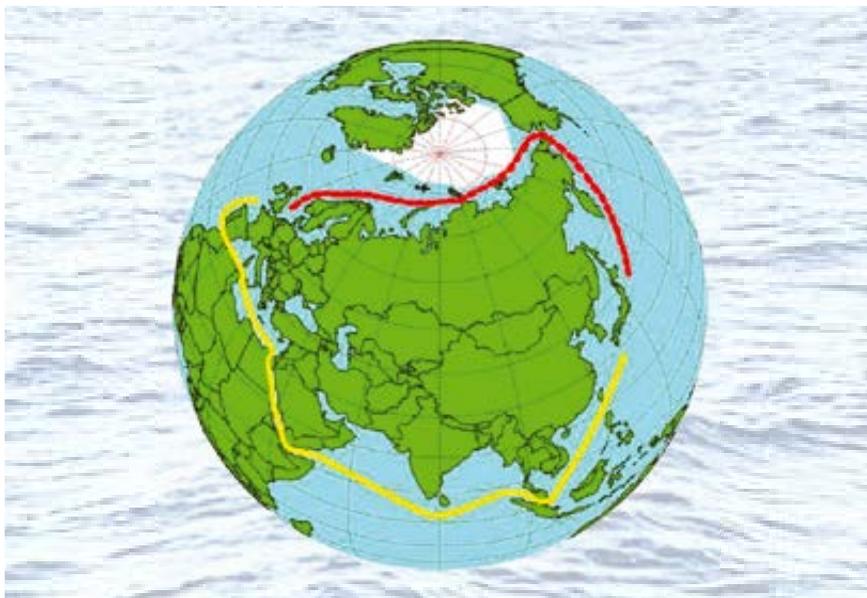
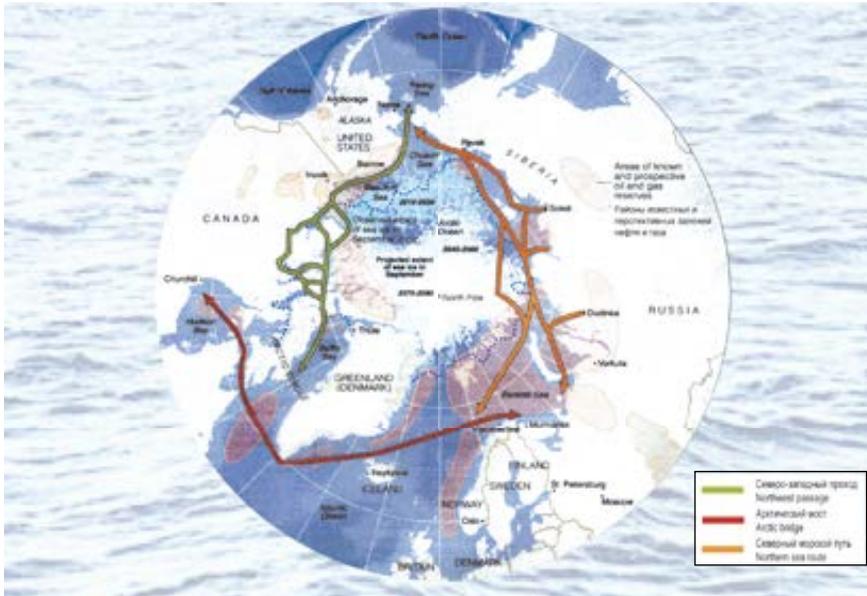


Рис. В.3. Перспективы развития коммуникаций в арктическом регионе в связи с наступлением потепления климата. Сравнительный вид действующего южного и предлагаемого северного морских путей

секторе находится около трети всей площади Арктики — одного из наименее загрязненных регионов планеты, крупнейшего биосферного резерва и экологического фильтра планеты. В нем представлено около 80% всего ее видового разнообразия, которое не меньше, чем в низких широтах.

В Арктике для приатлантической части океана характерны разнообразие и обилие организмов. В летний период там отмечаются большие скопления североатлантических рыб, таких как сельдь, треска, пикша, морской окунь, сайра и др. В Северном Ледовитом океане обитает несколько видов китов, главным образом полосатики и гренландские киты. Холодные моря Арктики, богатые рыбой и зверем, являются обширным источником продовольственных ресурсов [22].

Огромные богатства скрыты в недрах (рис. В.4). Шельф Северного Ледовитого океана является крупнейшим нефтегазовым районом на Земле и содержит более 100 млрд т условного топлива, в том числе 13,8 млрд т нефти и 79,1 трлн м³ газа. В России освоение нефтегазовых месторождений на шельфе только начинается. Выявлено более 20 крупных нефтегазоносных бассейнов, открыты 32 месторождения, в том числе Штокмановское, Русановское, Ленинградское и Приразломное [217; 127].

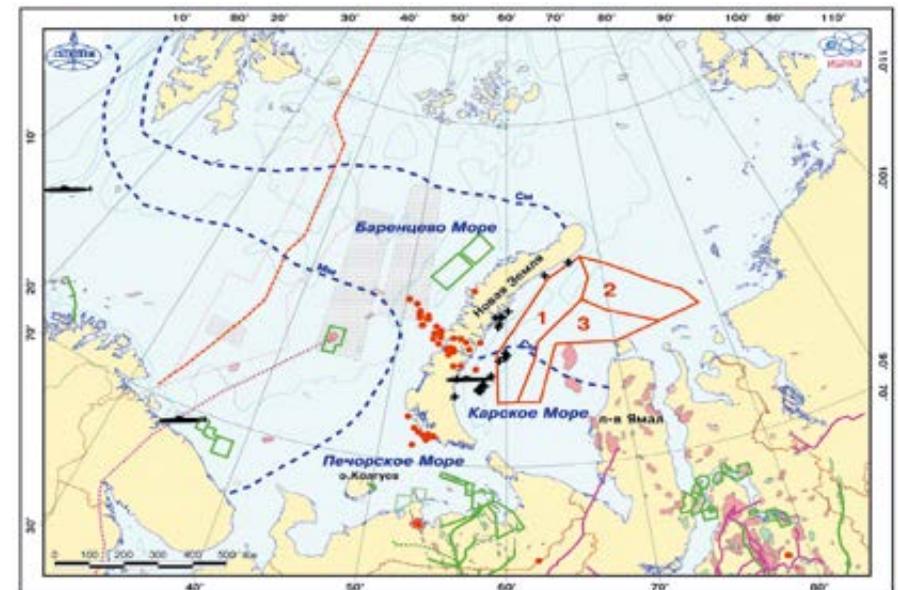


Рис. В.4. Нефтегазовые ресурсы и разработки российской части Арктики в Баренцевом и Карском морях: 1—3 — районы потенциально возможной разработки шельфа в интересах добычи углеводородов; черными значками отмечены места нахождения затонувших, затопленных АПЛ, РО и ТРО

Анализ структуры распределения начальных суммарных ресурсов по акваториям показывает, что наибольшая доля (около 67%) приходится на моря западной Арктики — Баренцево, Печорское и Карское (рис. В.5 [131]).

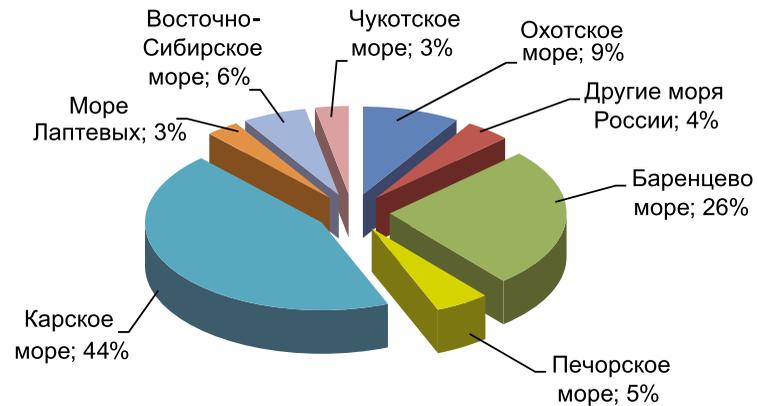


Рис. В.5. Распределение начальных суммарных ресурсов по морским акваториям

Морская экспедиция 2007 г. российских ученых на Северный полюс, проведенный там отбор проб со дна и бурная реакция некоторых приполярных стран свидетельствуют о возобновлении интереса к ресурсам арктического региона [176]. В этой связи вновь подверглась обсуждению проблема полярных государственных границ (рис. В.6), поднятая еще в 1916 г., когда Российская империя объявила частью своей территории участок Арктики от западного и восточного выходов ее границы в Северный Ледовитый океан до полюса, а также проблема условий и перспектив использования природных ресурсов неразграниченных пространств в рассматриваемой зоне [60; 32].

Следует понимать, что бурная хозяйственная деятельность в Арктике принесет пользу только в том случае, если между интересами экономики и задачей сбережения природы будет обеспечен разумный, грамотный баланс, рассчитанный на долгосрочную перспективу. Бережное, цивилизованное отношение к природе — это обязательное условие всех программ ее развития [189].

Проблема Арктики состоит в различном понимании значимости этой части земного шара для мирового сообщества. Ее можно рассматривать как открытое море со всеми вытекающими международно-правовыми последствиями. С другой стороны, в центральной части имеет ледяную поверхность и представляет собой особый вид территории прилегающих стран, которые разделили ее на полярные сектора, а все земли, острова и ледяные поверхности, находящиеся в пределах полярного сектора, включены в состав государственных территорий. В то же время в научном, экологическом и эстетическом аспектах эта уникальная часть Земли является достоянием всего человечества.

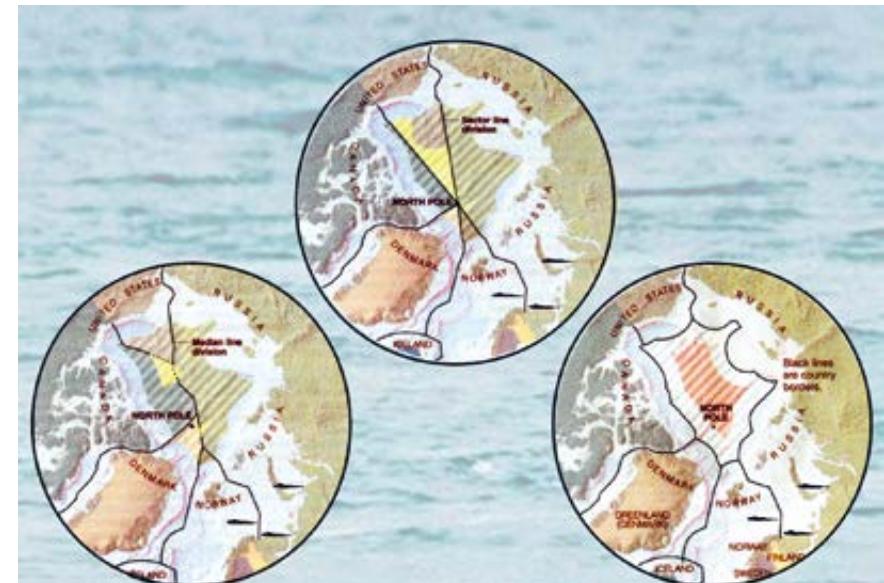


Рис. В.6. Варианты, согласованные и несогласованные границы разграничения владений арктического региона

Источники экологической опасности

Повышение экономической и политической роли Арктики сопровождается естественным интересом к состоянию подводных потенциально опасных объектов, находящихся на дне арктических морей. В первую очередь это отравляющие химические вещества, а также боеприпасы и взрывчатые вещества, затопленные во время и после Второй мировой войны.

В последние 15—20 лет особую озабоченность мировой общественности вызвали события, связанные с последствиями гонки ядерных вооружений, которые уже нанесли определенный урон экологии Арктики. Это радиоактивное загрязнение отдельных ее районов и нахождение на дне до настоящего времени потенциально радиоэкологически опасных радиоактивных отходов (РАО) включая затопленные и затонувшие атомные подводные лодки (АПЛ) [237; 223—225]. Характерно, что с целью контроля состояния и предупреждения развития чрезвычайных ситуаций специальным решением правительства на МЧС России возложено ведение «Реестра подводных потенциально опасных объектов во внутренних водах и территориальном море Российской Федерации» [148].

Практика затопления радиоактивных отходов в Мировом океане была общепринятой в 1960—1970-х годах в странах, занятых мирным и военным использованием ядерной энергии. Первую такую операцию провели США в 1946 г. в северо-восточной части Тихого океана, затопив твердые радиоактивные отходы (ТРО) в 80 км от побережья Калифорнии. Убежденность в безопасности этих операций была настолько большой, что даже не были надежно зафиксированы данные об активности и радионуклидном составе отходов. Вскоре к захоронению радиоактивных отходов в морях прибегли и другие государства: Великобритания, затоплившая их в Северной Атлантике с 1949 г., Новая Зеландия и Япония, осуществлявшие такие сбросы вблизи своих берегов в Тихом океане с 1954 г. и с 1955 г. соответственно, а затем с 1960 г. Бельгия, избравшая для этой цели пролив Ла-Манш рядом с побережьем Франции, и многие другие страны. В 1959 г. США впервые затопили в Атлантическом океане корпус корабельного ядерного реактора, демонтированного с АПЛ «Seawolf» [346].

Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ) в связи с расширением масштабов такой деятельности с 1957 г. начало разрабатывать методологию безопасного удаления радиоактивных отходов в моря. В 1975 г. вступила в силу Лондонская конвенция 1972 г. по дампингу (затоплению), направленная на предотвращение чрезмерного загрязнения моря при затоплении отходов, которую дополняли рекомендации МАГАТЭ по обеспечению радиационной безопасности при проведении операций с РАО. Всего в 1946—1982 гг. (в основном во время действия Лондонской конвенции) затопление радиоактивных отходов осуществляли 14 стран в 47 районах Атлантического и Тихо-

го океанов. СССР/Россия такие затопления производила в Арктике, Японском море и северо-западной части Тихого океана в 1957—1993 гг., используя для этого 12 специально выделенных районов (рис. В.7 [346; 237; 212]).

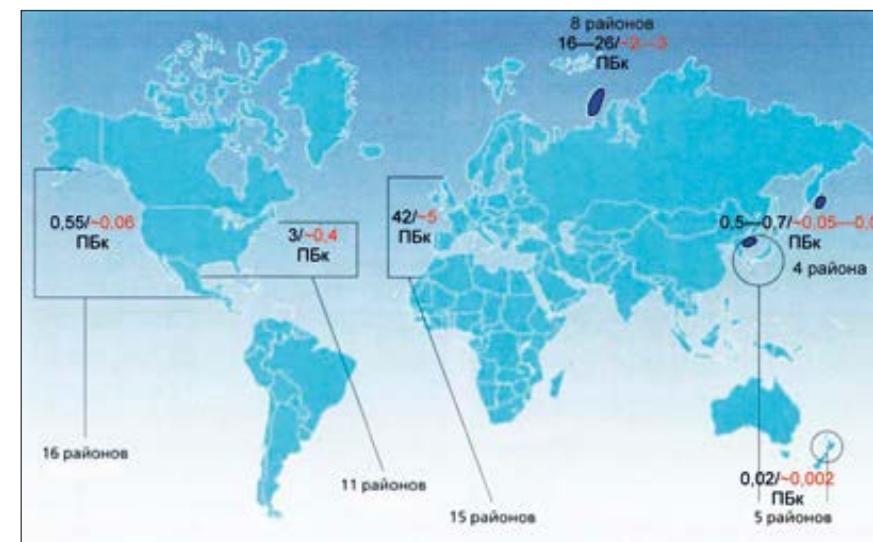


Рис. В.7. Районы затопления и активность (на момент затопления / 2000 г.) радиоактивных отходов в Мировом океане по данным МАГАТЭ и СССР/России (основные результаты последней инвентаризации 2013—2014 гг. МАГАТЭ приведены в приложении 1)

По обобщенным данным первой инвентаризации, выполненной экспертами МАГАТЭ в 1991 г., за 36 лет в морях Мирового океана было затоплено 46 ПБк (1,24 МКи) радиоактивных отходов без учета вклада СССР/России. Подавляющая их часть (за исключением очень небольшой доли — около 1,25%) приходится на северо-западную Атлантику. Здесь в 15 районах было затоплено 45,3 ПБк (1,22 МКи) отходов, главным образом за счет ТРО, удаленных Великобританией (77,5%). В Тихом океане доминирует доля отходов США (97,1%). В Дальневосточном регионе кроме упомянутых выше Новой Зеландии и Японии затопление радиоактивных отходов проводила Южная Корея вблизи своего побережья в Японском море [345].

В 1983 г. страны — участницы Лондонской конвенции, в основном под давлением «зеленого» движения, приняли решение о моратории — добровольной приостановке удаления РАО в моря. Одновременно эта конвенция, разрешающая и регулирующая дампинг отходов, в том числе и радиоактивных, была переименована в конвенцию по предотвращению загрязнения моря сбросами

отходов и других материалов. В 1993 г. страны — участницы Лондонской конвенции, ссылаясь на недостаточную изученность радиозоологических последствий операций по удалению жидких и твердых РАО в Мировой океан, запретили затопление любых РАО в морях.

В 1957—1992 гг. в Арктике (в Баренцевом и Карском морях) слив жидких радиоактивных отходов (ЖРО) и затопление ТРО осуществлялись СССР/Россией. Впервые сведения об удалении РАО атомного флота нашей страны в омывающие ее моря были опубликованы в 1993 г. в материалах Правительственной комиссии, более известных как «Белая книга 1993 г.» [262].

Наиболее подробная информация по проблеме затопления РАО, включая оценки радиозоологических последствий, была представлена в 2005 г. в монографии, подготовленной российскими специалистами под условным названием «Белая книга-2000» [237].

Наша страна удаляла в омывающие ее моря только жидкие и твердые радиоактивные отходы, образующиеся при эксплуатации АПЛ и атомных ледоколов, в специально выбранных районах вне интенсивного судоходства и рыболовного промысла и постоянно проводила радиозоологический контроль (рис. В.8).

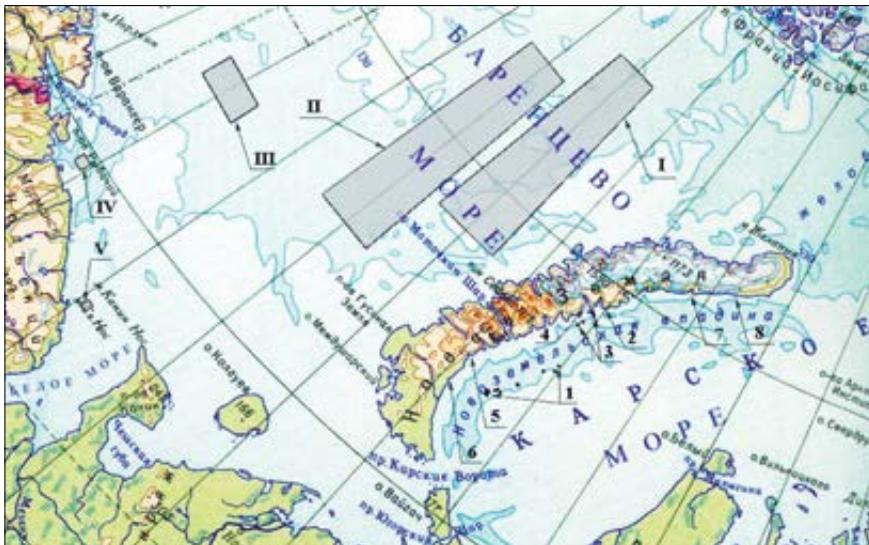


Рис. В.8. Карта районов, выделенных для удаления РАО в Арктике. Районы затопления твердых радиоактивных отходов: 1 — Новоземельская впадина, 2 — залив Седова, 3 — залив Ога, 4 — залив Цивольки, 5 — залив Степового, 6 — залив Абросимова, 7 — залив Благополучия, 8 — залив Течений. Районы слива жидких радиоактивных отходов обозначены римскими цифрами I—V

В результате многолетний мониторинг техногенных радионуклидов в окружающей среде Арктики позволил выделить следующие источники радиоактивного загрязнения:

- глобальные выпадения продуктов атмосферных ядерных испытаний;
- атмосферные выпадения продуктов аварии 1986 г. на Чернобыльской атомной электростанции (АЭС);
- речной вынос техногенных радионуклидов в моря с территорий водосбора;
- перенос РАО, сбрасываемых в моря западноевропейскими радиохимическими заводами в результате переработки отработавшего ядерного топлива (ОЯТ);
- сбросы радиоактивных отходов атомного флота, проведенные СССР/Россией на акваториях Карского и Баренцева морей;
- последствия аварий при эксплуатации кораблей СССР/России с ядерными энергетическими установками (ЯЭУ).

В настоящее время не все перечисленные источники радиоактивного загрязнения адекватны исходному состоянию и равнозначны по степени влияния. В частности, прекращение атмосферных ядерных испытаний привело к снижению радиоактивного загрязнения окружающей среды в десятки раз, что само по себе позитивно. На этом фоне уже практически не проявляются и последствия аварии 1986 г. на Чернобыльской АЭС. Вынос радионуклидов в моря с водами рек также сокращается по мере очистки атмосферы от продуктов ядерных испытаний. Прекращение в 1992 г. захоронений РАО атомного флота России в моря исключило влияние на окружающую среду ЖРО и снизило в десятки раз активность ТРО в результате радиоактивного распада техногенных радионуклидов.

Особо следует отметить, что радионуклиды, поступавшие в окружающую среду в результате сбросов из отечественных ядерных центров — ПО «Маяк», Сибирского химкомбината и Красноярск-26, практически не оказали влияния на радиоактивность арктических морей. Из-за огромной протяженности великих рек Арктики Енисей, Иртыш и Оби они осели в их донных отложениях, поймах и эстуариях (так называемом маргинальном фильтре океана), где при смешении морской и пресной вод наблюдается лавинообразное выпадение взвесей.

В то же время к ныне действующим источникам следует отнести продолжающиеся глобальные выпадения, вынос жидких радиоактивных отходов с западноевропейских радиохимических заводов по переработке отработавшего ядерного топлива и захоронения ТРО СССР/России, проведенные в 1957—1992 гг., включая затонувшую в Норвежском море в 1989 г. АПЛ «Комсомолец» с аварийной ЯЭУ.

Сброс радиоактивных отходов с заводов Англии и Франции. Поступление РАО с западноевропейских радиохимических заводов (в основном в Ирландское море с английского завода «Селлафилд» и частично в пролив Ла-Манш

с французского радиохимического завода на мысе Аг) оказало заметное влияние на техногенную составляющую радиоактивности Ирландского, Норвежского, южных частей Баренцева и Карского морей (рис. В.9 [404; 253] и В.10 [283]).

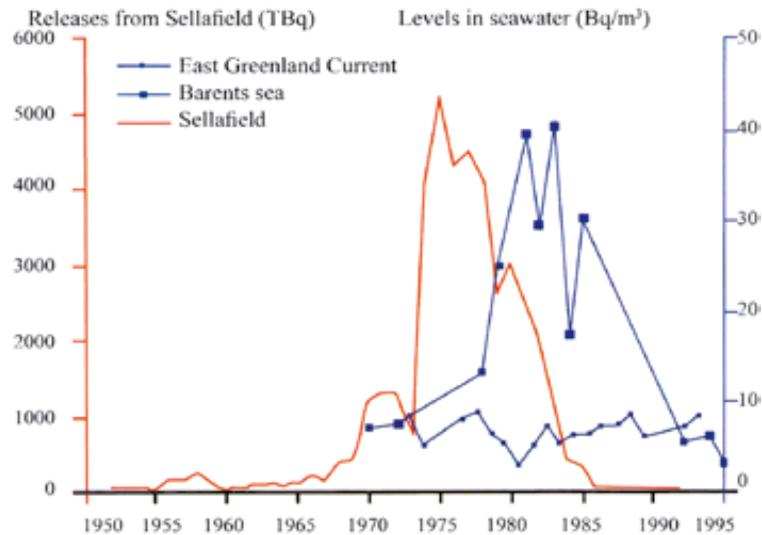


Рис. В.9. Интенсивность сброса ^{137}Cs с завода «Селлафилд» в Ирландское море и повышение его содержания в морской воде Баренцева моря

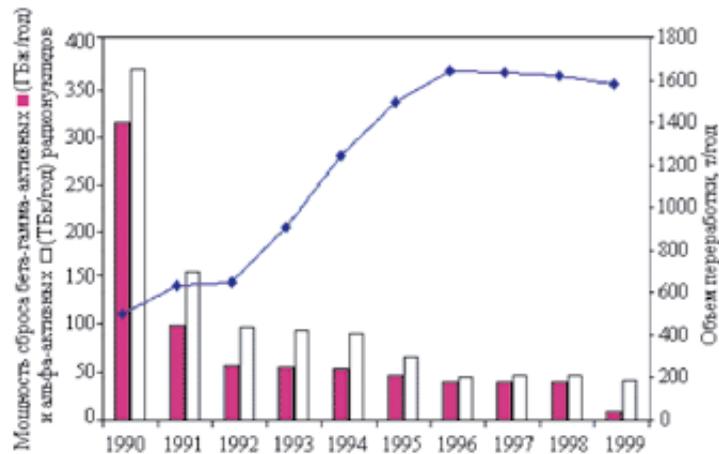


Рис. В.10. Мощность сброса радионуклидов с мыса Аг (Франция) в пролив Ла-Манш (гистограмма) в сопоставлении с объемом переработки ОЯТ на радиохимическом заводе LHRP (сплошная кривая)

Наибольшие сбросы ЖРО происходили в 1974—1983 гг., максимум достигался в 1976 г. Время переноса техногенных радионуклидов из Ирландского в Баренцево море составило 5—6 лет, поэтому их повышенное содержание в нем наблюдалось с начала 1960-х до середины 1990-х годов, а наибольшие значения соответствовали 1978—1988 гг.

В этот период концентрация ^{137}Cs в морской воде южной части Баренцева моря изменялась от 20 до 40 Бк/м³, что в 4—8 раз превышало фоновый уровень, обусловленный глобальными радиоактивными выпадениями. Влияние жидких радиоактивных отходов «Селлафилда» было отмечено также в водах Белого моря и в Северном Ледовитом океане [28—30].

С момента ввода в эксплуатацию (1957 г.) по настоящее время радиохимическим производством «Селлафилда» в Ирландское море сброшено более 37,0 ПБк (1 МКи) ^{137}Cs и 5,5 ПБк (150 кКи) ^{90}Sr . В результате водообмена к 1985 г. в Баренцево море поступило около 7,4 ПБк (200 кКи) ^{137}Cs и 1,7 ПБк (45 кКи) ^{90}Sr (выполненные в 1995 г. оценки показали, что поступление ^{137}Cs превысило рассчитанное в 1985 г. значение на 23% и составило примерно 9,1 ПБк / 246 кКи). Из них около 2% радионуклидов (до 0,15 ПБк / 4 кКи ^{137}Cs и 0,03 ПБк / 0,9 кКи ^{90}Sr) переместилось в российскую Арктическую зону и оказались в Карском море.

В результате принятых на заводе «Селлафилд» дополнительных защитных мер по очистке сбрасываемых ЖРО радиоактивное загрязнение вод в Ирландском море за последние десятилетия уменьшилось более чем на два порядка по сравнению с серединой 1970-х годов, и их поступление, например, по состоянию на 2000 г. уже оценивалось на уровне примерно 0,5 ПБк (14,7 кКи) ^{99}Tc , 1,3 ПБк (3,5 кКи) ^{90}Sr и 0,4 ПБк (1,2 кКи) ^{137}Cs .

Если снижение интенсивности сбросов отходов с радиохимических заводов привело к уменьшению техногенной нагрузки на арктический регион, то нахождение в нем затопленных твердых радиоактивных отходов и особенно объектов с ОЯТ и АПЛ атомного флота СССР/России остается потенциальной опасностью, которая может существовать десятки, сотни и более лет.

Затопленные радиоактивные отходы СССР/РФ. В настоящее время на дне морей Западной Арктики в совокупности находится около 18 тыс. ядерно и радиационно опасных объектов, которые в основном были затоплены в период холодной войны и содержат отходы от эксплуатации АПЛ Северного и ледокольного атомных флотов.

Семь из этих объектов содержат делящиеся вещества в составе отработавшего ядерного топлива на основе обогащенного урана и относятся к классу ядерно опасных. Прежде всего это три АПЛ, одна из которых («К-27») была затоплена в 1981 г. в заливе Степового восточного побережья Новой Земли, две другие аварийно затонули — «К-278» («Комсомолец») в 1989 г. в Норвежском море и «К-159» в 2003 г. в Баренцевом море.

Кроме того, в 1960-х годах в бухтах восточного побережья Новой Земли было затоплено пять реакторных отсеков с корабельными и судовыми ядерными энергетическими установками, две из которых содержат ОЯТ и специальный контейнер с экранной сборкой, также с частью ОЯТ одного из реакторов ледокола «Ленин». В Новоземельской впадине Карского моря затоплена баржа с содержащим ОЯТ аварийным реактором, выгруженным из АПЛ заказа № 421 (таб. В.1, рис. В.11).

Таблица В.1. Ядерные и радиационно опасные объекты, находящиеся на дне морей Арктики

Объекты затопления	Источники опасности
3 атомные подводные лодки	5 реакторов с ОЯТ, 2 торпеды с СБЧ
5 реакторных отсеков	3 реактора с ОЯТ
1 ядерный реактор с АПЛ заказа № 421	1 реактор с ОЯТ
1 контейнер с экранной сборкой атомного ледокола «Ленин»	~ 0,5 реактора с ОЯТ
19 судов с ТРО на борту	ТРО
735 радиоактивных конструкций и блоков	ТРО
Более 17 тыс. контейнеров с ТРО	ТРО

Примечание. Для сравнения: США с 1946 по 1970 гг. сбросили в моря и океаны 86 758 контейнеров с радиоактивными отходами [253]. СБЧ — специальная боевая часть.

Наибольшую опасность представляют затопленные объекты, которые содержат ядерное топливо с массой, превышающей критическую, что теоретически при определенных условиях не исключает возможность возникновения самопроизвольной цепной реакции (СЦР) и поступления большого количества радионуклидов в окружающую среду. К таким ядерно опасным объектам относятся три АПЛ и два реакторных отсека с ОЯТ, реактор АПЛ заказа № 421, а также специальный контейнер с частью ОЯТ реактора № 2 первой ядерной энергетической установки ОК-150 атомного ледокола «Ленин».

Суммарная активность затоплений российских РАО в Баренцевом и Карском морях составляет примерно 38,8 ПБк (1,05 МКи), что практически равно активности жидких радиоактивных отходов, которые были разрешены контрольными органами Великобритании для сбросов с заводов «Селлафилд» в период наиболее интенсивной деятельности в 1971—1987 гг. (37,0 ПБк / 1 МКи). Эти сливы, хотя и с меньшей интенсивностью, продолжают по настоящее время.

Результаты многочисленных российских и международных морских экспедиций, проведенных в последние десятилетия в районах гибели АПЛ и затоплений РАО, показали, что реальная радиозоологическая обстановка в них практически не отличается от фоновой. Содержание техногенных радионуклидов

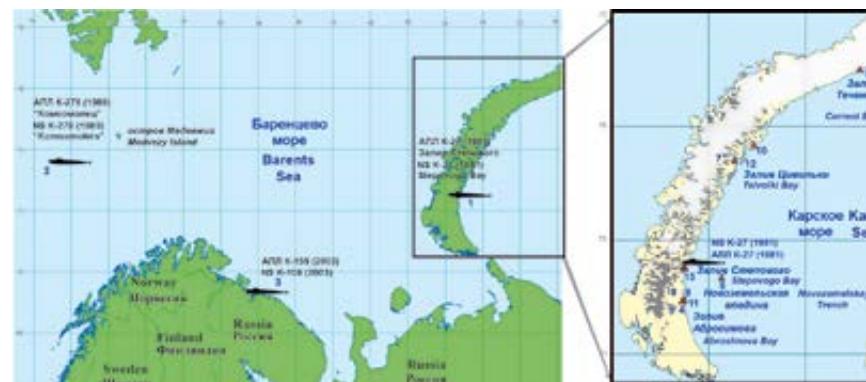


Рис. В.11. Крупногабаритные ядерно и радиационно опасные объекты, находящиеся на дне морей северо-западной части Арктики: 1 — АПЛ «К-27», затоплена на глубине 33 м (1981 г.); 2 — АПЛ «Комсомолец», затонула на глубине 1685 м (1989 г.); 3 — АПЛ «К-159», затонула на глубине 246 м (2003 г.); 4 — реакторный отсек АПЛ «К-19» (1965 г.); 5 — реакторный отсек АПЛ «К-11» (1966 г.); 6 — реактор АПЛ «К-140» (1972 г.); 7 — экранная сборка атомного ледокола (1967 г.); 8 — два реактора АПЛ «К-3» (1988 г.); 9 — реакторный отсек АПЛ «К-5» (1967 г.); 10 — реакторный отсек атомного ледокола (1967 г.)

в морской воде, донных отложениях и гидробионтах Норвежского, Баренцева и Карского морей обусловлено глобальными выпадениями и сбросами жидких радиоактивных отходов с западноевропейских радиохимических заводов. В результате постепенного очищения стратосферы от продуктов ядерных испытаний снижаются как плотность глобальных радиоактивных выпадений, так и содержание техногенных радионуклидов в воде арктических морей.

В этих условиях не выявлено значимого влияния погибших российских АПЛ и затопленных РАО на радиозоологическую обстановку в арктическом регионе. Концентрации долгоживущих радионуклидов в морях Арктики остаются сравнимыми со значениями, характерными для Средиземного моря и Тихого океана, в несколько раз ниже, чем в Черном море, и в десятки раз меньше, чем в Балтийском и Ирландском морях, где затопления РАО не проводились (табл. В.2).

Из этого следует, что затопленные ТРО, в том числе специально загерметизированные объекты с ОЯТ, как и реакторные конструкции, затопленные без упаковок, не представляют реальной радиационной и радиозоологической опасности ни для человека, ни для биосферы.

Среди реально существующих источников радиоактивного загрязнения морей арктического региона на первом месте (по результатам натурных измерений) находятся глобальные выпадения, на втором — сбросы жидких радиоактивных отходов с западноевропейских радиохимических заводов, и лишь третье место (по расчетным оценкам) занимают затопленные РАО российских корабельных и судовых реакторов.

Таблица В.2. Концентрация ^{137}Cs в поверхностных водах морей и океанов [237; 363]

Море, океан	Концентрация ^{137}Cs , Бк/м ³ (пКи/л)
Гренландское море, Датские ворота (2004 г.)	2—3 (0,05—0,08)
Ирландское море, западная часть (1990—1997 гг.)	40—92 (1,1—2,5)
Балтийское море, центральная часть (1991 г.)	120 (3,2)
Карское море (1992—1994 гг.)	3—9 (0,08—0,24)
Черное море (1991 г.)	22—37 (0,59—1,0)
Средиземное море (1990—1993 гг.)	4—6 (0,11—0,16)
Японское море (1994 г.)	2,8—3,6 (0,08—1,0)
Тихий океан, побережье Гватемалы (1995—1997 гг.)	2,2—2,7 (0,059—0,073)

Главной отличительной особенностью затоплений корабельных РАО от сбросов ЖРО радиохимических заводов и глобальных выпадений является их локальное проявление, которое ограничивается небольшой областью (сотни метров) радиоактивного загрязнения морской среды, прилегающей к каждому радиационно опасному объекту. Вторая особенность состоит в том, что затопленные и затонувшие объекты при определенных условиях могут быть окончательно изолированы на месте или подняты и утилизированы. Это невозможно реализовать применительно к первым двум источникам радиоактивного загрязнения арктических морей, техногенные радионуклиды которых уже распространились на многие тысячи километров.

Одновременно следует адекватно воспринимать принципиально важное различие между ТРО и ОЯТ. Оно состоит в том, что активность затопленных ТРО относительно быстро снижается из-за радиоактивного распада, вследствие чего их потенциальная опасность в конце концов станет пренебрежимо малой. В противоположность этому для ОЯТ такое время наступит нескоро, а неизбежная деградация конструктивных элементов реактора (защитных барьеров ОЯТ) приведет к увеличению их потенциальной опасности, которая при чрезвычайных ситуациях гипотетически (наихудший вариант) может сопровождаться СЦР (рис. В.12).

В этих условиях нам или нашим потомкам вольно или невольно предстоит заняться подъемом и утилизацией ядерно опасных объектов, затопленных с ОЯТ, что делает особо актуальной задачу своевременной очистки (реабилитации) морей от затонувших и затопленных потенциально опасных объектов.

Ярким примером позитивного подхода к решению этой проблемы является успешный подъем затонувшей аварийной АПЛ «Курск», осуществленный голландской компанией «Mammoet Transport BV» («Маммут») в 2002 г. [367; 270; 130].

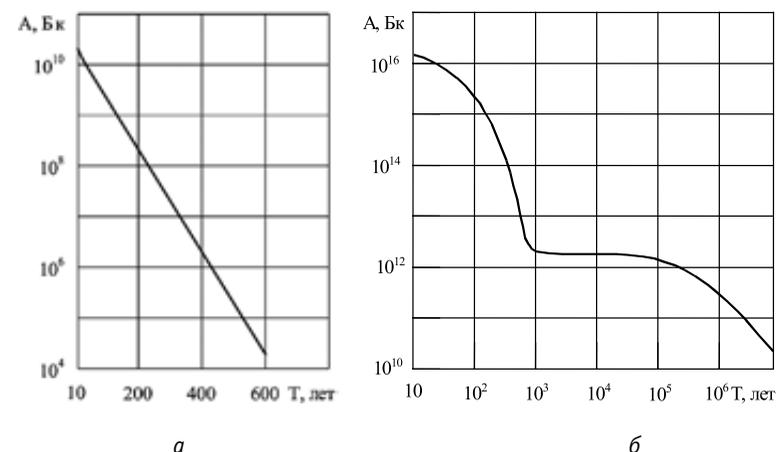


Рис. В.12. Изменение активности продуктов деления в ТРО (а) и в корабельной ядерной энергетической установке (б) в результате радиоактивного распада [170; 11]

Использованные при этом современные технологии подъема тяжелых затопленных объектов большого объема [243; 175] вселяют уверенность в возможности реабилитации морских акваторий, загрязненных РАО в результате эксплуатации российских корабельных и судовых реакторов. Аналогичный подход может быть впоследствии использован для подъема и других затонувших АПЛ России, а также США.

К сожалению, это направление международной деятельности крайне обременительно и трудоемко, требует больших финансовых вложений, доброй воли правительств экономически развитых стран Европы, Америки и России, поддержки общественности, но перспективно в связи с тем, что ориентировано на снижение угроз, исходящих от ядерно и радиационно опасных объектов (ЯРОО), затопленных и затонувших в Мировом океане. Данный подход непременно приведет к формированию новых этических, экологических норм и правил взаимоотношений человечества и биосферы.

Основная задача данной публикации — сделать первый шаг на пути комплексного анализа, оценки и обоснования реальной возможности радиоэкологической реабилитации районов захоронений ЯРОО в арктическом регионе и поиска приемлемых для этого вариантов реализации с учетом существующей и потенциальной радиационной опасности и ожидаемых экономических затрат.

Глава 1. Основные характеристики ядерно и радиационно опасных объектов, затонувших и затопленных в арктических морях

1.1. Объекты с отработавшим ядерным топливом

Почти три четверти суммарной активности техногенных радионуклидов в составе ОЯТ, находящегося на дне арктических морей, обусловлено тремя объектами — затонувшими АПЛ «Комсомолец», «К-159» и затопленной экранной сборкой с частью ОЯТ реактора № 2 первой ЯЭУ атомного ледокола «Ленин».

В свою очередь, активность экранной сборки сравнима с активностью двух других затопленных объектов с ОЯТ — АПЛ «К-27», оснащенной ЯЭУ с двумя реакторами с жидкометаллическим теплоносителем (ЖМТ), и реакторным отсеком АПЛ заказа № 901, оснащенной ЯЭУ с двумя водо-водяными реакторами.

1.1.1. Затонувшая АПЛ «Комсомолец»

АПЛ «Комсомолец» проекта 685 затонула в апреле 1989 г. в Норвежском море в 180 км юго-западнее острова Медвежий на глубине 1685 м (рис. 1.1).

Архитектурно она создана по двухкорпусной конструкции (легкий и прочный корпус). АПЛ имеет длину 118 м, диаметр ее легкого корпуса — 11 м, прочного — 8 м, полное водоизмещение — 8500 м³. Прочный корпус разделен на семь отсеков. В четвертом отсеке расположена ЯЭУ — водо-водяной реактор мощностью 190 МВт с соответствующим оборудованием. В качестве конструктивного материала легкого и прочного корпусов использован титановый сплав. Перед затоплением реактор ЯЭУ была переведен в режим устойчивого расхолаживания, что обеспечило ядерную безопасность АПЛ в момент гибели и при длительном нахождении в затопленном положении на грунте. На борту АПЛ также находятся две торпеды, оснащенные ядерными боеголовками.

После затопления к месту аварии с целью оценки общей обстановки, изучения радиационного и радиоэкологического состояния окружающей среды было направлено научно-исследовательское судно (НИС) «Академик Мстислав Келдыш» с глубоководными обитаемыми аппаратами «Мир-1» и «Мир-2», которые совершили шесть погружений. В общей сложности 1989—1998 гг. в район гибели АПЛ «Комсомолец» в Норвежском море было организовано и проведено

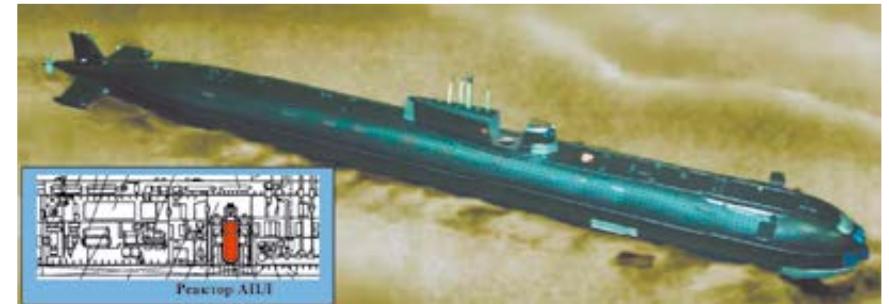
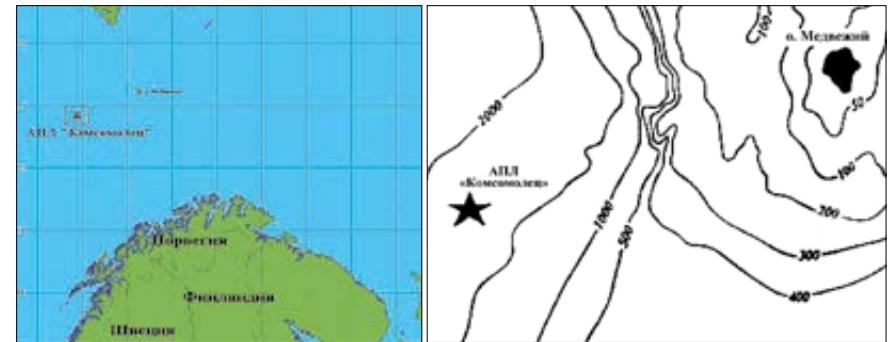


Рис. 1.1. Район гибели АПЛ «Комсомолец»

семь экспедиций. Глубоководные аппараты «Мир» совершили 70 погружений на глубину до 1685 м (рис. 1.2).

В результате подводных исследований, выполненных с помощью глубоководных аппаратов, установлено, что прочный корпус в носовой части АПЛ оказался разрушен. Поперечные разрывы длиной до 2 м обнаружены в области первого и второго отсеков. Далее по прочному корпусу образовалась трещина длиной свыше 20 м с раскрытием до 400 мм. АПЛ лежит на грунте курсом 15° без крена и дифферента, на 2—4 м заглублена в грунт. Примерно в 900 м от нее на дне находится заглубленный в ил до 1 м всплывающий спасательный колокол (рис. 1.3). Прозрачность воды соответствует 1,5—3,0 м, придонное течение имеет скорость 1,0—1,3 узла, грунт — мягкий ил.

В 1989—1995 гг. в морских экспедициях принимали участие ведущие специалисты более 20 организаций страны. В 1994 г. было констатировано, что после выполнения первого этапа работ в районе носовой оконечности АПЛ остался еще один не перекрытый путь возможного выхода продуктов коррозии плутония из торпед через разрывы казенных частей торпедных аппаратов в первый отсек и далее в морскую воду [110; 200].



Рис. 1.2. НИС «Академик Мстислав Келдыш» с глубоководными аппаратами «Мир-1» и «Мир-2»

В 1995—1996 гг. в ходе специальных морских экспедиций на НИС «Академик Мстислав Келдыш» на АПЛ были установлены титановые экраны для снижения скорости протока морской воды через носовой отсек, в котором содержатся две торпеды со специальными боевыми частями (СБЧ) (рис. 1.4 [89; 90]).

Гидрофизические измерения подтвердили, что в результате установки защитных экранов удалось обеспечить почти полную герметизацию ее носовой части и значительно ограничить движение морской воды в районе нахождения торпед с СБЧ [169].

Последующие многолетние наблюдения показали, что с 1993 г. по настоящее время внешний вид корпуса лодки не изменился. По данным морской экспедиции МЧС 2007 г. АПЛ лежит на практически горизонтальном плоском участке дна. Нижние лопасти гребного винта утоплены в грунт, признаков их разрушения или деформации не отмечено. Кормовые горизонтальные стабилизаторы целы и прилегают к грунту. Корма не деформирована, на ней откинута или сорваны отдельные лючки подпалубных устройств.



Рис. 1.3. Отделение спасательного колокола от АПЛ «Комсомолец».
(рисунок художника Андрея Лубянова)

Входной люк в середине настройки, где располагалась всплывающая спасательная камера, завален. Существенные нарушения корпуса сохраняются только в носовой части (от рубки до носа): по правому борту в верхней части корпуса перед рубкой, в районе нахождения аварийного буйа и в районе расположения горизонтальных рулей. По сравнению с 1996 г. количество осадка на корпусе АПЛ и наружных конструкциях возросло несущественно, но заметно увеличилось их биологическое обрастание [106].

По оценке экспертов, исходивших из сведений об энерговыработке корабельной ЯЭУ, в активной зоне реактора в момент его остановки содержалось примерно 1,55 ПБк (42 кКи) ^{90}Sr и 2 ПБк (55 кКи) ^{137}Cs . Радиоактивность двух торпед с СБЧ определяется присутствующим в них ^{239}Pu и составляет около 16 ТБк (430 Ки) [27].

Радиационный потенциал АПЛ «Комсомолец» составляет четверть суммарной активности всех российских объектов с ОЯТ, затопленных в арктическом регионе в 1965—1981 гг. Отличительной особенностью является факт разгерметизации первого контура ЯЭУ в результате удара АПЛ о грунт и выход техногенных радионуклидов в реакторный и смежные отсеки, а также в прилегающую морскую воду [91; 96]. В результате этого принято считать, что контакт ядерного топлива с морской водой наступил уже через год после затопления АПЛ. Данных о выходе техногенных радионуклидов из СБЧ торпед нет.

1.1.2. Затонувшая АПЛ «К-159»

АПЛ «К-159» проекта 627А (ныне «Б-159») была построена на судостроительном заводе «Севмашпредприятие» (СМП) и вошла в состав Военно-морского флота (ВМФ) в ноябре 1963 г. Ее длина — 107 м, ширина — 8 м, полное водоизмещение — 4050 м³. Прочный и легкий корпуса выполнены из стали толщиной 27 и 5 мм соответственно (рис. 1.5 [172]).

АПЛ «К-159», выведенная из состава Северного флота в 1989 г., длительное время находилась в отстое в поселке Гремиха (Мурманская область) совместно с другими подводными лодками. В 2003 г. в плановом порядке их стали переводить на судоремонтный завод «Нерпа» в бухту Кут (Снежногорск) для передачи на утилизацию. К концу августа почти все находившиеся в поселке Гремиха АПЛ были успешно доставлены судами флота на завод.

30 августа 2003 г. на рекомендованном маршруте перехода АПЛ «К-159», которую вел спасательный буксир, попала в шторм. Перед выходом в море на ней были проведены необходимые специальные технические мероприятия для обеспечения непотопляемости, в том числе дополнительно заведены две пары судоподъемных понтонов (рис. 1.6). Однако во время шторма понтоны оборвались и, несмотря на принятые меры по спасению, АПЛ затонула (рис. 1.7).

Район гибели расположен в южной части Баренцева моря перед входом в Кольский залив на склоне Кильдинской части Мурманского желоба. Уклон дна составляет около 2°. С юга и юго-востока от АПЛ имеется поднятие дна. По данным морских навигационных карт, тип грунта в указанном районе — глинистый ил. Развиты преимущественно ледниково-морские осадки, перекрытые прерывистым чехлом морских глинистых отложений, перекрытые прерывистым чехлом морских глинистых отложений. Нижний слой осадков представлен буровато-серыми и серыми с зеленоватым оттенком уплотненными глинами мягкопластичной консистенции (по результатам российско-британских исследований 2007 г. по международной программе АМЕС установлено, что грунт состоит приблизительно на 50% из глины, на 40% из ила и на 10% из песка).

Ядерная энергетическая установка АПЛ включает два водо-водяных реактора мощностью 70 МВт каждый, размещенных последовательно друг за другом в диаметральной плоскости в пятом реакторном отсеке (рис. 1.8).

Последний доковый ремонт подводная лодка прошла в 1986 г., из состава ВМФ выведена в 1989 г. Активные зоны реакторов загружены ядерным топливом в 1972 г., ЯЭУ выведена из действия и переведена в ядерно безопасное состояние в 1988 г. Активность техногенных радионуклидов в реакторах в основном определяется ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs и составляла около 6,6 ПБк (177 кКи), т. е. почти половину суммарной активности всех российских объектов с ОЯТ, затопленных в Арктике в 1961—1981 гг. Вклад актиноидов в ОЯТ невелик: суммарная активность плутония и америция не превышает 20 ТБк (0,5 кКи) [24].

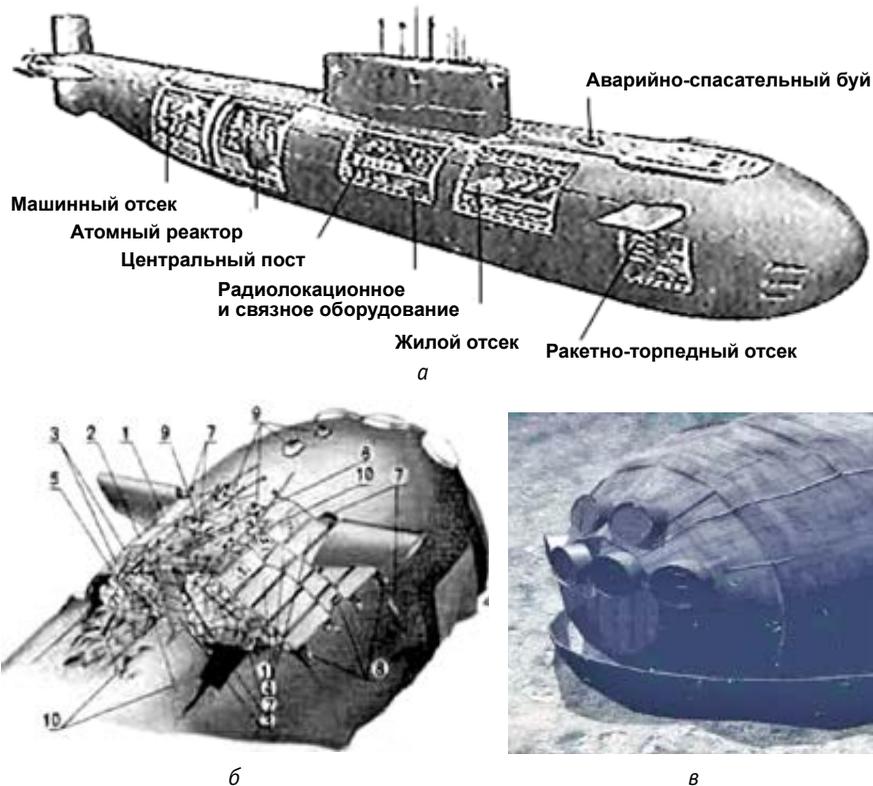


Рис. 1.4. Общий вид АПЛ «Комсомолец» (а), носовая часть до (б) и после (в) герметизации [169]. Схема локализации ядерных боеприпасов: 1 — пластырь складной пятисекционный, 2 — пластырь складной четырехсекционный, 3 — пластырь рулонный, 4 — разделительная диафрагма правая, 5 — разделительная диафрагма левая, 6 — разделительная диафрагма «зонтик», 7 — эластичные емкости, 8 — балластыны, 9 — заглушки, 10 — сорбенты



Рис. 1.5. Внешний вид АПЛ «К-159» на поверхности и под водой



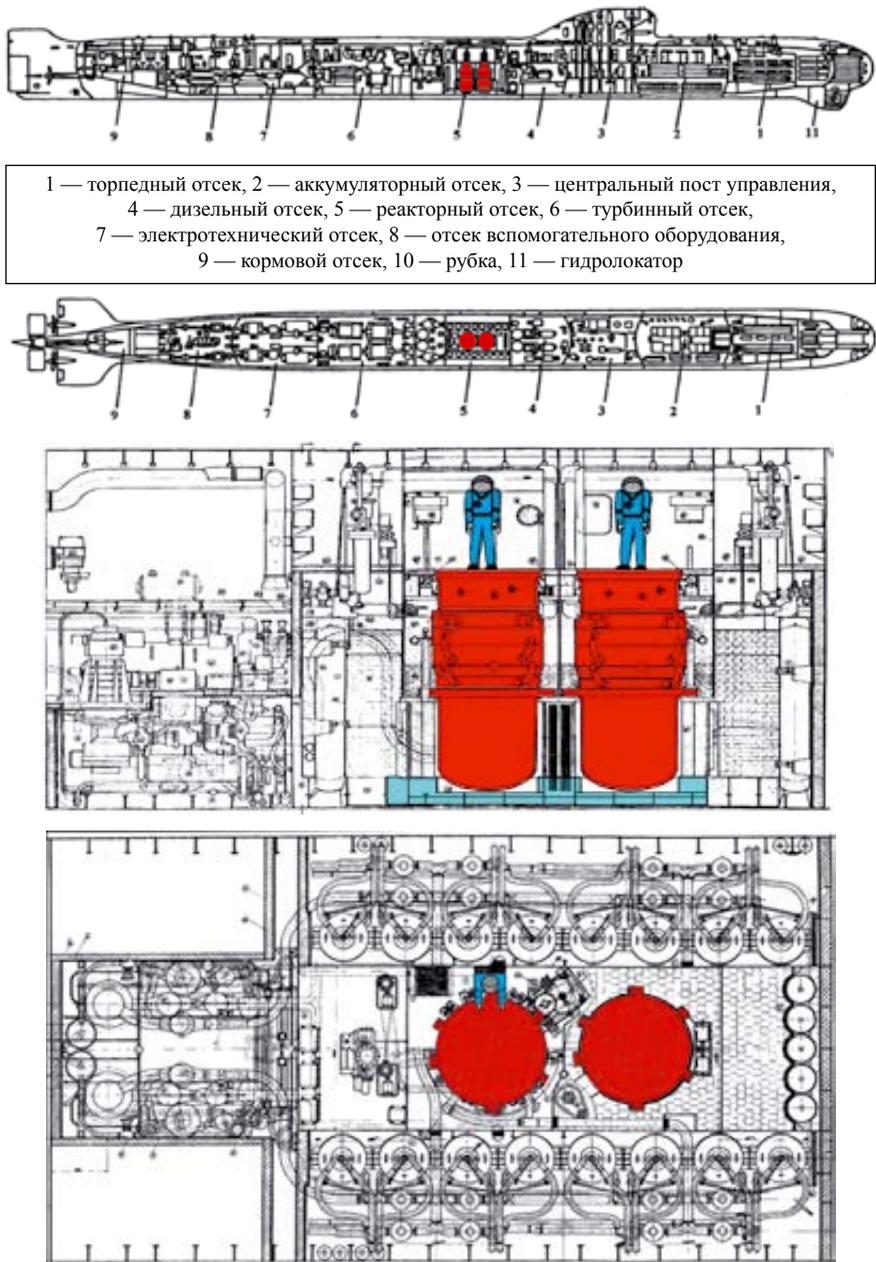
Рис. 1.6. АПЛ «К-159» у пирса перед выходом, на выходе из бухты и на переходе вдоль берега морем



Рис. 1.7. Район гибели АПЛ «К-159»

По пессимистическим оценкам контакт оболочек твэлов и топливной композиции с морской водой может произойти через 30—50 лет [272], по оптимистическим — через 150—200 лет [11].

Обследование технического состояния затонувшей АПЛ в первые сутки после затопления было выполнено специалистами Северного флота с борта спасательного судна «Алтай» с использованием буксируемой аппаратуры и видеозаписи. По данным, полученным в ходе этого обследования, АПЛ затонула на границе склона на глубине 246—252 м и лежит на грунте без крена, но с дифферентом 2—3° на корму. Характер грунта — плотный ил. Визуально зафиксирован ряд повреж-



1 — торпедный отсек, 2 — аккумуляторный отсек, 3 — центральный пост управления,
4 — дизельный отсек, 5 — реакторный отсек, 6 — турбинный отсек,
7 — электротехнический отсек, 8 — отсек вспомогательного оборудования,
9 — кормовой отсек, 10 — рубка, 11 — гидролокатор

Рис. 1.8. Расположение оборудования на АПЛ проекта 627 и в реакторном отсеке (вид сбоку и сверху; для сравнения показан оператор) [55; 80; 172]

дений: наблюдались разрывы (вырваны куски) легкого корпуса на правом и левом бортах в районах крепления понтонов, отрыв кормовой части легкого корпуса начиная со 168-го шпангоута и пр. (рис. 1.9).



Рис. 1.9. Фрагменты разрушения палубы на надстройке и обрыв кормы АПЛ «К-159»

Посторонних предметов на дне на расстоянии до 50 м по обоим бортам не обнаружено. По левому борту от АПЛ на кормовых курсовых углах 150—160° лежат два затонувших носовых понтона, расстояние между которыми составляет 4—6 м (два других кормовых понтона через несколько дней после затопления подводной лодки были обнаружены на берегу).

Российско-британские исследования состояния АПЛ «К-159» в 2007 г. показали, что после ее потопления обстановка практически не изменилась:

- явных коррозионных повреждений при нахождении в морской воде не наблюдается;
- обрастание корпуса и слой ила на его поверхности незначительные;
- крышки люков закрыты, видимых повреждений не имеют;
- кормовая оконечность оторвана, не наблюдается видеосъемкой и акустическим сигналом;
- штоковые устройства ШУ-200 находятся в нормальном состоянии.

С помощью погружного управляемого аппарата палуба надстройки была частично очищена от посторонних предметов.

Полученные в 2007 г. данные по характеристике грунта подтверждают расчеты, выполненные ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова в 2004 г. по параметрам движения лодки при соприкосновении с грунтом в момент катастрофы. Согласно этим расчетам для мягкопластичного глинистого грунта максимальная величина заглубления кормовой оконечности могла вначале составлять 6,5—7,5 м, а к моменту окончания движения — 3—4 м при дифференте 4—7°. Расчетное давление на легкий корпус составляло 0,15—0,20 МПа, соответственно в кормовой части, по бортам и в районе днища он должен был получить существенные повреждения (вмятины, разрывы и пр.).

Прочный корпус не мог быть поврежден. Для глинистого ила, у которого удельное сцепление оказалось в четыре раза, а угол внутреннего трения — в два раза меньше, чем было заложено в расчетах, заглубление кормы не могло быть больше указанного выше. Однако полный или частичный отрыв кормы все же был возможен. Несмотря на это, выхода радиоактивных веществ в окружающую среду не обнаружено.

Обследование показало, что подъем АПЛ «К-159» возможен по разработанному в 2004 г. ФГУП «СПМБМ “Малахит”» техническому проекту, который должен учесть полученные в 2007 г. данные о состоянии лодки и характеристики грунта в районе ее затопления, но для ее подъема потребуется создание специального судоподъемного комплекса (приложения 2 и 3).

1.1.3. Затопленные ядерно опасные объекты

На 1960-е годы пришлось масштабная замена реакторов на ряде АПЛ и атомном ледоколе «Ленин», что объясняется произошедшими авариями и ремонтными работами на корабельных и судовых ЯЭУ первого поколения. Вырезанные реакторные отсеки (РО) и реакторы создали проблему, связанную с необходимостью их безопасного хранения. Для ее решения были проведены научно-исследовательские работы по консервации этих объектов, способам хранения, обоснованию выбора мест хранения и затопления, сравнению экономических затрат при реализации альтернативных сценариев, гарантирующих достаточную радиационную безопасность для людей и нанесение минимального ущерба окружающей среде. По результатам этих работ было принято решение об индивидуальном затоплении каждого аварийного реактора и РО, для чего разработаны соответствующие проекты их консервации, транспортировки и затопления.

В интересах захоронения объектов с ОЯТ были использованы приведенные на рис. В.8 во Введении районы в мелководных бухтах восточного побережья архипелага Новая Земля и в сравнительно глубокой Новоземельской впадине Карского моря, специально выделенные для регулярных сбросов РАО, сопровождающих ремонт и эксплуатацию атомных кораблей ВМФ и судов гражданского флота.

Всего в Арктике в 1965—1981 гг. было затоплено пять объектов с ОЯТ: одна АПЛ, оснащенная двумя реакторами с жидкометаллическим теплоносителем, два реакторных отсека, реактор АПЛ и экранная сборка, содержащая часть ОЯТ реактора № 2 первой ЯЭУ атомного ледокола «Ленин» (табл. 1.1).

К важнейшим характеристикам затопленных объектов с ОЯТ относятся данные о подготовке к затоплению, от которых зависит их потенциальная радиационная и радиозэкологическая опасность, а также возможность окончательного захоронения на месте, перемещения или извлечения в интересах реабилитации морских акваторий. Такие сведения представлены ниже в хронологическом порядке для каждого из этих объектов.

Таблица 1.1. Ядерно опасные объекты с ОЯТ, затопленные в Арктике в 1965—1981 гг. [237]

Наименование	Место затопления	Год затопления	Длительность нахождения в воде, лет	Глубина, м
РО АПЛ заказа № 901 с двумя реакторами	Архипелаг Новая Земля, залив Абросимова, район № 6	1965	50	20
РО АПЛ заказа № 285 с двумя реакторами (ОЯТ в реакторе ЛБ)	Архипелаг Новая Земля, залив Абросимова, район № 6	1966	49	20
Экранная сборка реактора № 2 ЯЭУ ОК-150 атомного ледокола «Ленин»	Архипелаг Новая Земля, залив Цивольки, район № 4	1967	48	50
Реактор АПЛ заказа № 421	Новоземельская впадина, район № 1	1972	43	300
АПЛ «К-27», заказа № 601 с двумя реакторами с ЖМТ	Архипелаг Новая Земля, залив Степового, район № 5	1981	34	33

Примечание. ЛБ — левый борт, РО — реакторный отсек.

РО АПЛ заказа № 901. В 1965 г. вырезанный реакторный отсек с невыгруженным ОЯТ в реакторах обоих бортов был подвергнут консервации в соответствии со схемой, приведенной на рис. 1.10, которая включала специальную подготовку реакторов и герметизацию прочного корпуса. Важным подготовительным этапом являлось заполнение свободных объемов реакторов твердеющим радиационно стойким консервантом на основе фурфурола, который согласно экспертным оценкам должен был ограничить контакт ОЯТ с морской водой на срок от 100 [322; 323; 285] до 500 [262] лет.

Для обеспечения плавучести реакторного отсека при транспортировке к месту затопления к нему были приварены герметичные носовой и кормовой були. В районе затопления були заполнили морской водой, и вся конструкция опустилась на дно залива Абросимова восточного побережья Новой Земли.

РО АПЛ заказа № 285. В 1966 г. из аварийного реактора правого борта выгрузили ОЯТ. Реактор левого борта с ОЯТ подвергли такой же консервации, как и в случае подготовки реактора АПЛ заказа № 901. Для обеспечения плавучести реакторного отсека при транспортировке к месту затопления к нему приварили

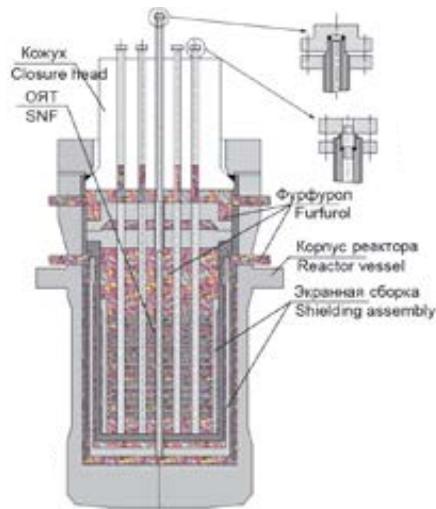
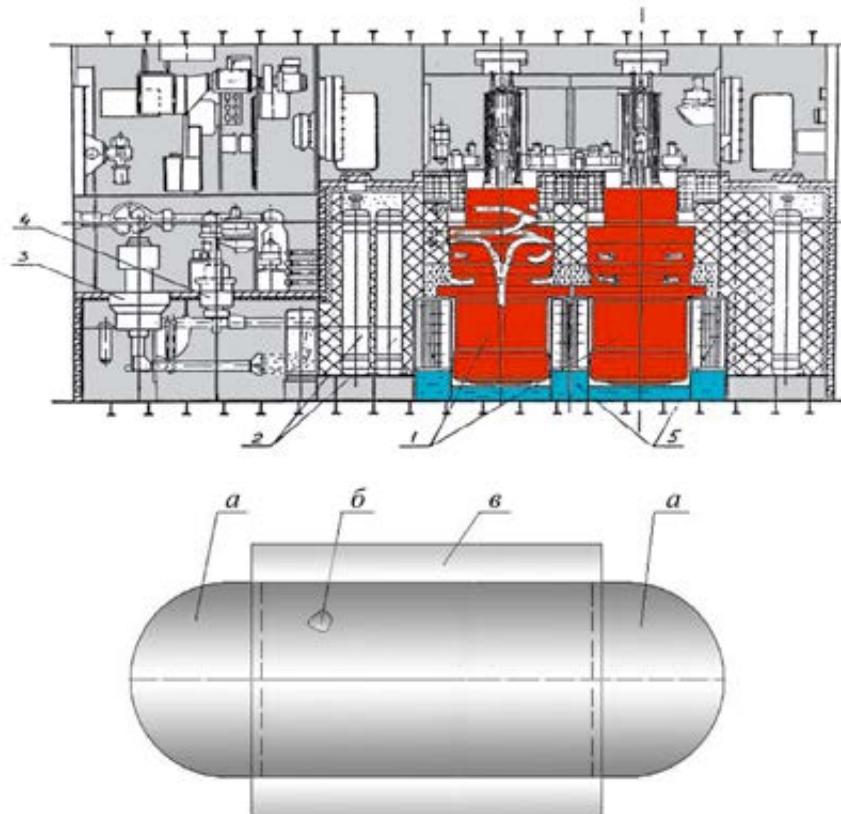


Рис. 1.10. Способ консервации реакторов АПЛ, их расположение в реакторном отсеке (1 — реакторы, 2 — компенсаторы объема, 3 — главный насос, 4 — вспомогательный насос, 5 — цистерна биологической защиты) и внешний вид реакторного отсека перед буксировкой в район затопления (а — були плавучести, б — реакторный отсек, в — легкий корпус)



герметичные носовой и кормовой були и всю конструкцию затопили в заливе Абросимова восточного побережья Новой Земли (см. рис. 1.10).

Экранная сборка ледокола «Ленин». Затопленная в 1967 г. экранная сборка с частью ОЯТ реактора № 2 первой установки ОК-150 атомного ледокола, содержащая 125 отработавших тепловыделяющих сборок (ОТВС), была размещена в специальном контейнере и залита твердеющим радиационно стойким консервантом на основе фурфурола. Контейнер загерметизировали, наварив на него крышку из нержавеющей стали. После длительного хранения на берегу (выдержки) его вставили в кессон, сваренный в центральную часть цилиндрического понтона (рис. 1.11). Для поддержания допустимой радиационной обстановки свободный объем его центральной части заполнили бетоном. Понтон отбуксировали в залив Цивольки восточного побережья Новой Земли и затопили [237].

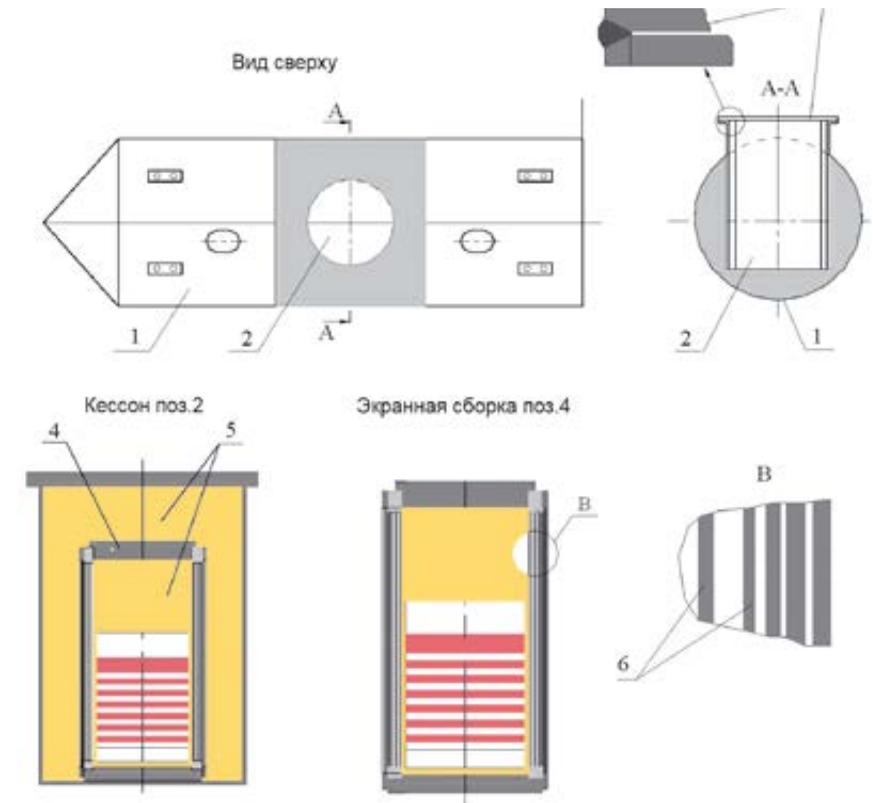


Рис. 1.11. Понтон с экранной сборкой реактора атомного ледокола: 1 — понтон из углеродистой стали, 2 — кессон из нержавеющей стали, 3 — крышка кессона из нержавеющей стали, 4 — контейнер с экранной сборкой (ЭС), 5 — консервант на основе фурфурола, 6 — металлический экран, 7 — бетон

В ходе регулярно проводимых МЧС морских экспедиций совместно с РНЦ «Курчатовский институт» к местам захоронений подводных потенциально опасных объектов в 2004 г. в заливе Цивольки с помощью гидролокатора бокового обзора был обнаружен объект, подобный затопленной экранной сборке. В повторной морской экспедиции в 2006 г. дополнительное обследование с помощью телеуправляемого подводного аппарата ГНОМ позволило идентифицировать его как понтон с экранной сборкой атомного ледокола (рис. 1.12) [91; 96].

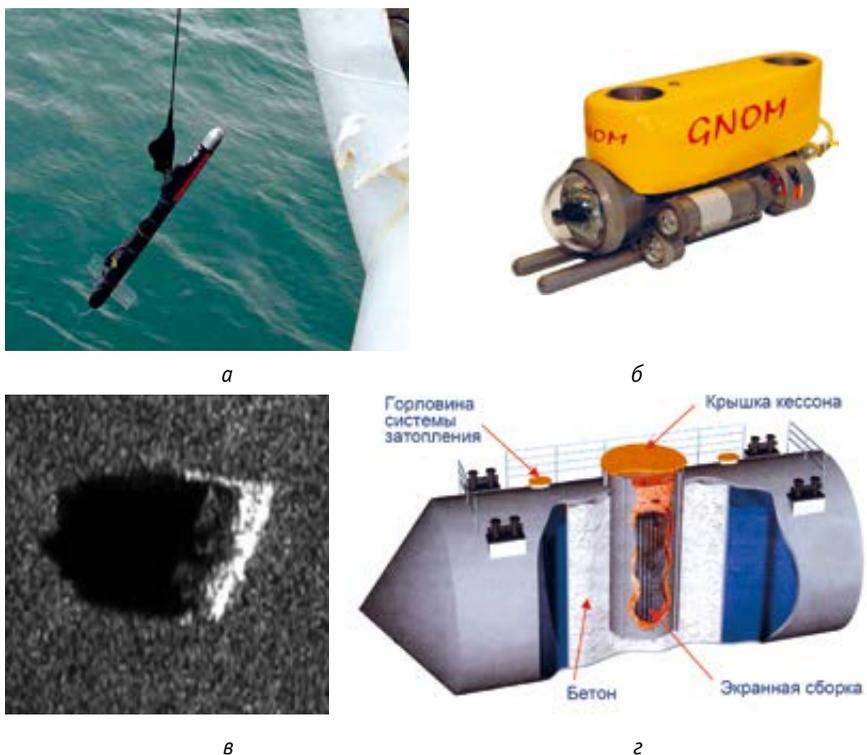


Рис. 1.12. Идентифицированный гидролокатором бокового обзора (а) и телеуправляемым подводным аппаратом ГНОМ (б) понтон (в) с экранной сборкой установки ОК-150 (г) ледокола «Ленин»

Следует отметить, что хотя экранная сборка содержит небольшую часть (примерно 11%) всей активности объектов с ОЯТ, затопленных в Арктике, но по итогам международных проектов IASAP (МАГАТЭ) [380] и «Карское море» (Европейский союз) [277] после разрушения ее защитных барьеров в 2300—2500 гг. она даст наибольший вклад в выход техногенных радионуклидов в морскую воду [237].

Реактор АПЛ заказа № 421. В 1972 г. при подготовке к затоплению аварийного реактора все патрубки, входящие в него, были заглушены, свободные внутренние объемы заполнены твердеющим консервантом на основе фурфурола, а верхняя и средняя части дополнительно окружены защитным слоем бетона (по данным [237], только этому объекту с ОЯТ был обозначен выход техногенных радионуклидов с момента затопления, так как существовала неуверенность относительно эффективности выполненной защиты). Реактор разместили на барже и затопили вместе с ней в Новоземельской впадине Карского моря (рис. 1.13).

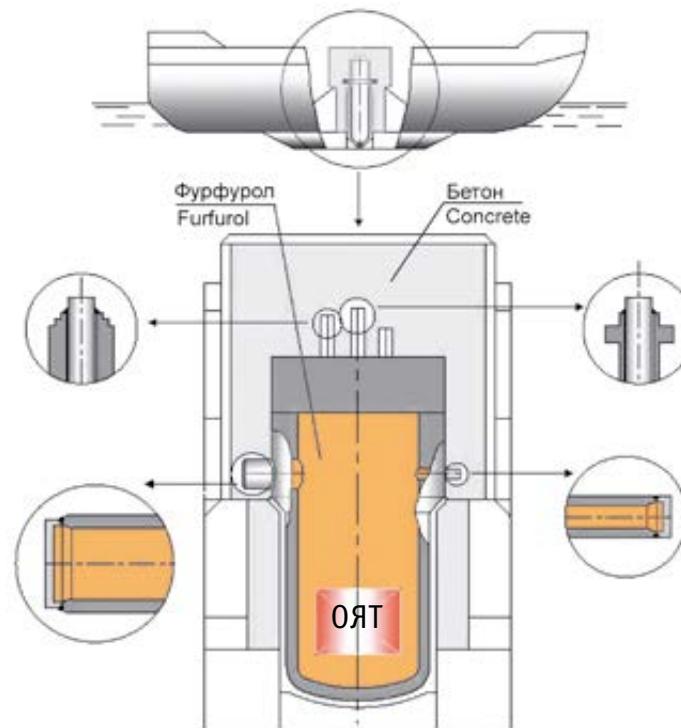


Рис. 1.13. Консервация и размещение реактора левого борта АПЛ заказа № 421 на барже перед затоплением

Это единственный ядерно опасный объект, захороненный в открытой части Карского моря на достаточно большой глубине (около 300 м). Все другие объекты такого типа находятся в мелководных бухтах восточного побережья архипелага Новая Земля.

АПЛ «К-27». С 1960 по 1990 гг. в составе ВМФ России эксплуатировалось несколько самых скоростных (до 41 узла) в мире АПЛ класса «Альфа», оснащенных реакторными установками с жидкотеплоносителем.

В основу их строительства были положены результаты, полученные в ходе эксплуатации АПЛ «К-27», которая была создана в Северодвинске и вступила в строй в 1962 г. (рис. 1.14).

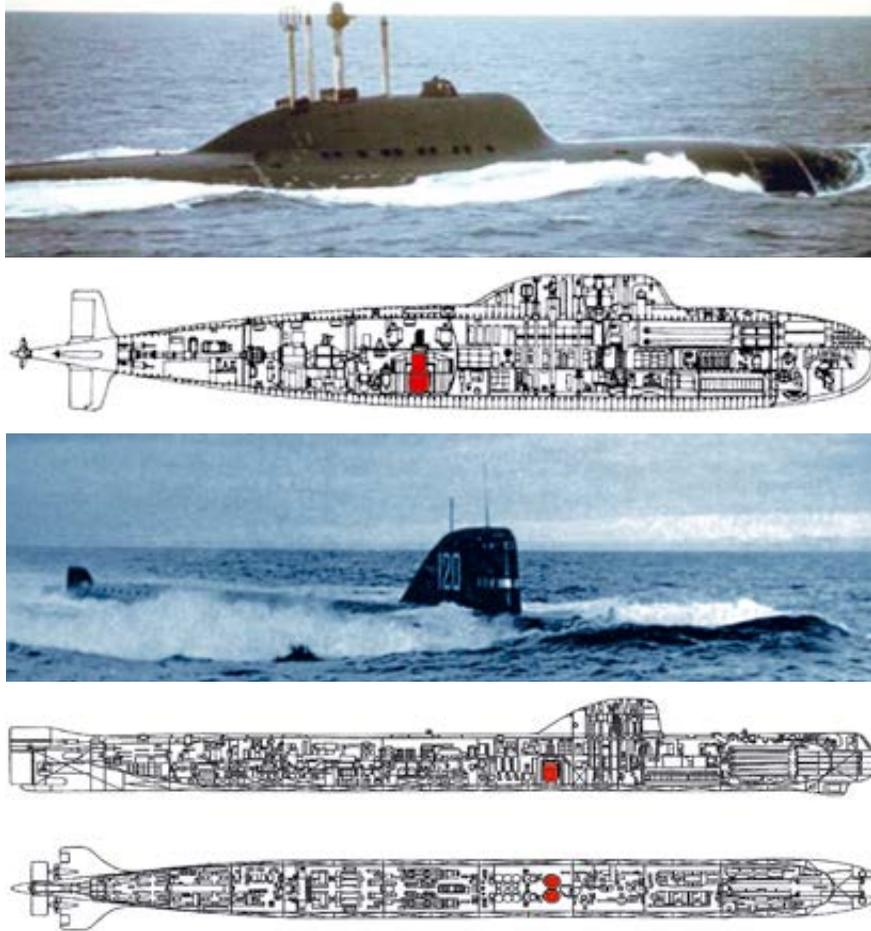


Рис. 1.14. АПЛ класса «Альфа» и «К-27» в море

В те годы АПЛ с жидкометаллическим теплоносителем были в мировой практике действительно последним словом науки и техники. Ядерный реактор на промежуточных нейтронах с теплоносителем свинец-висмут разрабатывался в ОКБ «Гидропресс» и ОКБМ. Главным достоинством ЯЭУ является ее динамичность.

Однако эксплуатация АПЛ оказалась более сложной по сравнению с АПЛ, имеющими реактор ВВР. Специфика заключалась в том, что существовала опас-

ность остывания и затвердевания сплава-теплоносителя, а это повлекло бы вывод из строя ЯЭУ. В местах, где базировались АПЛ, всегда создавался специальный береговой комплекс для их обеспечения. Сложность эксплуатации объяснялась также высокой автоматизацией этих кораблей и особенно класса «Альфа». Все отсеки АПЛ за исключением двух были обитаемы. Операции по управлению системами и оборудованием выполнялись с пультов центрального поста.

После вступления в строй АПЛ «К-27» в 1964—1965 гг. совершила два похода на полную автономность. Во время походов она ходила на различных глубинах и скоростях. В мае 1968 г. АПЛ в очередной раз вышла в море для проверки работоспособности энергетической установки. На режимах полного хода произошло резкое падение мощности реактора. Причиной возникновения аварии послужило ухудшение теплосъема в активной зоне из-за попадания в нее окислов сплава свинец-висмут и шлаков.

После аварии восстановление АПЛ «К-27» было признано нецелесообразным. В течение 13 лет она находилась в резерве, после чего была затоплена в Карском море.

В 1981 г. перед затоплением АПЛ оборудование ЯЭУ и реакторного отсека было подвергнуто особой консервации. Свободные объемы реактора и связанного с ним оборудования, в частности змеевики охлаждения и обогрева корпуса и выемной части, содержащей ОЯТ, паровая рубашка и водяной кожух, конденсаторы расхолаживания, а также зазоры в чехлах стержневой системы управления и защиты (СУЗ) реакторов были заполнены твердеющим консервантом на основе фурфурола. Для обеспечения ядерной безопасности в него добавили азотнокислый кадмий. При этом чехлы СУЗ были обрезаны и заглушены, уплотнения выемных частей реактора заглушены и заварены, на крышку установлена стальная выгородка, приварена по периметру корпуса и залита битумом.

Свободные объемы первого контура реактора, парогенераторы второго контура, баки свинцово-водной защиты, выгородки парогенераторов, насосы первого контура и боксы баков насосов для возврата протечек и пр. были заполнены битумом, а для обеспечения ядерной безопасности в битум добавили ортоборную кислоту. По завершении этих работ реакторный отсек был заполнен битумом на 70 см выше крышек реакторов (рис. 1.15). АПЛ с разгерметизированным реакторным отсеком затопили в заливе Степового архипелага Новая Земля, на глубине 33 м.

В общей сложности по состоянию на 2000 год в затонувших и затопленных объектах с ОЯТ в Арктике содержалось около 11 600 ТБк (317 кКи) радиоактивных веществ (табл. 1.2).

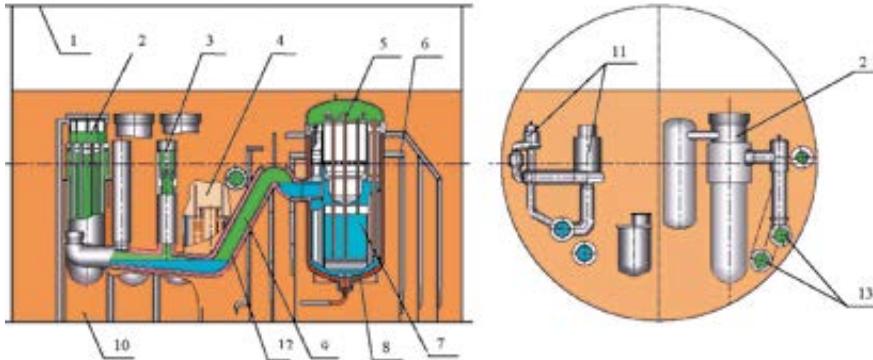


Рис. 1.15. Консервация реакторного отсека АПЛ «К-27» заказа № 601: 1 — прочный корпус АПЛ, 2 — парогенератор, 3 — клапан и сифонный компенсатор, 4 — бокс бака насосов, 5 — реактор, 6 — бак свинцово-водной защиты, 7 — затвердевший Рb-Vi сплав, 8 — фурфурол с азотнокислым кадмием, 9 — битум с ортоборной кислотой, 10 — битум, 11 — насосы, 12 — теплоизоляция, 13 — трубопроводы

Таблица 1.2. Активность объектов, затонувших или затопленных с ОЯТ, по состоянию на 2000 г. (объекты ранжированы по величине активности) [237]

Объект	Год завершения эксплуатации	Активность*, ТБк/кКи	Относительный вклад, %
АПЛ «К-159» с двумя реакторами	1989	~ 4000/110	35
АПЛ «Комсомолец» с одним реактором	1989	~ 3550/97	32
Экранная сборка реактора № 2 атомного ледокола	1966	~ 1579/42,7	13
АПЛ «К-27» с двумя реакторами	1968	~ 830/22,5	7
РО АПЛ заказа № 901 с двумя реакторами	1961	~ 760/20,5	6
РО АПЛ заказа № 285 с двумя реакторами (ОЯТ в реакторе левого борта)	1964	~ 630/17	5
Реактор левого борта АПЛ заказа № 421	1968	~ 250/6,8	2
<i>Всего</i>		<i>~ 11 600/317</i>	<i>100</i>

* Активность по состоянию на 2015 г. меньше указанной в таблице примерно на 40%.

1.2. Затопление радиационно опасных объектов

1.2.1. Затопление объектов без ОЯТ

В момент затопления активность каждого реактора без ОЯТ была сопоставима по величине с активностью реакторов, содержащих ОЯТ, но к 2000 г. они стали сильно различаться. Объяснение состоит в том, что активность продуктов деления в ОЯТ оценивали, исходя из кампании *последней* активной зоны, а продуктов активации в реакторе — по *суммарной* его наработке с учетом нескольких перегрузок ядерного топлива.

РО АПЛ заказов № 254 и 260. Перед затоплением реакторных отсеков из реакторов было выгружено ОЯТ, их подвергли такой же консервации с помощью фурфурола, как и РО АПЛ заказа № 901. Аналогичным образом к затоплению были подготовлены и корпуса реакторов ледокола. Затопление реакторных отсеков АПЛ было выполнено в 1965 и 1966 гг. в заливе Абросимова восточного побережья Новой Земли.

Реакторы АПЛ заказа № 538. Перед затоплением двух реакторов на все входные отверстия установили заглушки, верхнюю часть корпуса каждого из них залили бетоном и закрыли стальной крышкой, затем поместили в посадочные места «Лихтера-4» (баржи) и затопили вместе с ним в заливе Течений восточного побережья архипелага Новая Земля (рис. 1.16).

РО атомного ледокола. Реакторный отсек ледокола с установкой ОК-150 и тремя реакторами без ОЯТ в 1987 г. загерметизировали и уникальным способом (путем взрывного подрыва внутри корпуса судна) отделили от посадочного места и затопили в заливе Цивольки восточного побережья архипелага Новая Земля, а ледокол отбуксировали на судоремонтный завод для продолжения ремонтных работ (рис. 1.17 и 1.18, приложение 4).

Основные характеристики радиационно опасных объектов без ОЯТ, затопленных в Арктике, представлены в табл. 1.3 и 1.4.

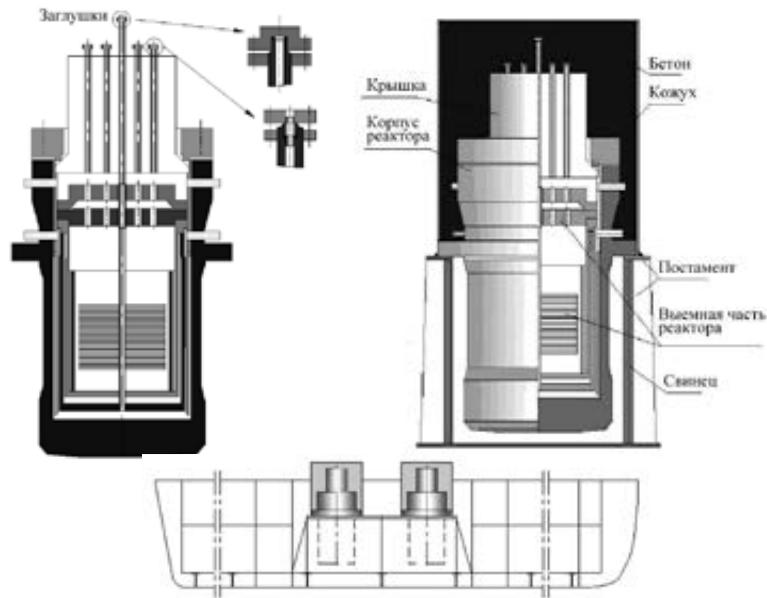


Рис. 1.16. Консервация реакторов АПЛ заказа № 538 без ОЯТ и размещение на барже

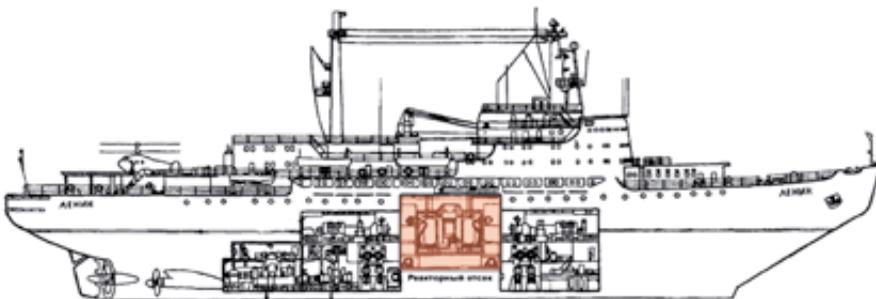


Рис. 1.17. Внешний вид ледокола «Ленин» и реактора перед установкой, место расположения реакторной установки ОК-150

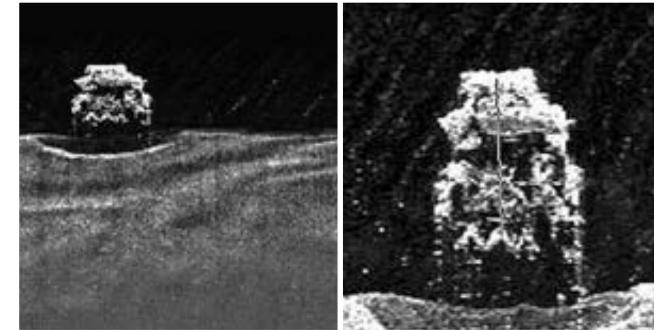
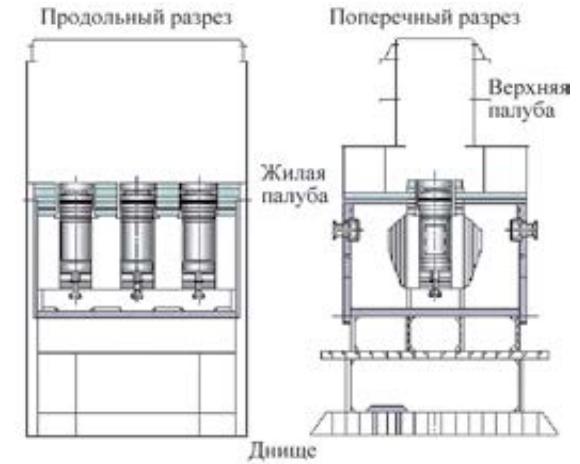


Рис. 1.18. Схема и внешний вид после длительного нахождения под водой затопленного реакторного отсека ледокола «Ленин» с тремя реакторами без ОЯТ реакторной установки ОК-150

Таблица 1.3. Радиационно опасные объекты без ОЯТ, затопленные в Арктике в 1965—1988 гг. [237]

Объект	Место затопления	Год	Глубина, м
РО АПЛ заказа № 254 с двумя реакторами	Архипелаг Новая Земля, залив Абросимова, район № 6	1965	20
РО АПЛ заказа № 260 с двумя реакторами	То же	1966	20
РО с тремя реакторами установки ОК-150 атомного ледокола	Архипелаг Новая Земля, залив Цивольки, район № 4	1967	20
«Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ заказа № 538	Архипелаг Новая Земля, залив Течений, район № 8	1988	50

**Таблица 1.4. Активность объектов, затопленных без ОЯТ,
по состоянию на 2000 г. [237]**

Объект	Активность, ТБк/кКи	Относительный вклад, %
«Лихтер-4» с двумя корпусами реакторов АПЛ заказа 538	~ 745/20,1	85
РО с тремя реакторами установки ОК-150 атомного ледокола «Ленин»	~ 60/1,6	7
РО АПЛ заказа № 254 с двумя реакторами	~ 39/1,1	4,5
РО АПЛ заказа № 260 с двумя реакторами	~ 30/0,8	3,5
<i>Всего</i>	<i>~ 874/23,6</i>	<i>100</i>

Примечание. Объекты ранжированы по величине активности.

Из данных, приведенных в табл. 1.4, следует, что наибольшее количество радиоактивных веществ находится в «Лихтере-4» (около 85%) и оно сопоставимо с отдельными объектами с ОЯТ (см. табл. 1.2). По этой причине «Лихтер-4», как и объекты с ОЯТ, целесообразно рассматривать в качестве потенциального источника радиоэкологической опасности. Активность остальных радиационно опасных объектов на сегодня не превышает 1—10% активности объектов с ОЯТ. Еще меньшую активность имеют составные части реактора, такие как крышки и корпус (табл. 1.5).

**Таблица 1.5. Суммарная активность элементов реактора, затопленных
в арктическом регионе [237]**

Объект	Место и глубина затопления	Суммарная активность, ТБк (кКи)		
		на год затопления		на 2000 г.
		Год	[128]	[237]
Крышка реактора	Архипелаг Новая Земля, залив Ога, район № 3, 24 м	1976	1,9 (0,05)	0,04 (0,001)
Крышки реакторов (4 шт.)	Архипелаг Новая Земля, залив Степового, район № 5, 27 м	1973	3,7 (0,1)	0,04 (0,001)
Баржа «Никель» с крышками реакторов (7 шт.)	Баренцево море, 47 м	1978	0,7 (0,02)	0,01 (0,0004)
Баржа «Курейка» с крышками реакторов (15 шт.)	Карское море, Новоземельская впадина, район № 1, 300 м	1985	1,1 (0,03)	0,04 (0,001)
Лихтер «Л-8711» с корпусом реактора	Архипелаг Новая Земля, залив Абросимова, район № 6, 50 м	1988	0,4 (0,01)	< 0,01 (< 0,0004)

1.2.2. Затопление твердых радиоактивных отходов

Затопление твердых радиоактивных отходов проводили со специальных судов (плавбаз «Лепсе», «Володарский» и др.), но иногда их опускали на дно вместе со списанными судами. Всего в Арктике было захоронено 31 033 м³ отходов, в том числе 17 105 контейнеров суммарной активностью 1,24 ПБк (33,5 кКи). Часть ТРО была загружена в 19 списанных судов различного назначения, которые после этого затопили. Следует подчеркнуть, что масштаб активности затопленных ТРО в несколько десятков, а по отдельным контейнерам в сотни и тысячи раз меньше, чем активность объектов, затопленных с ОЯТ и без ОЯТ.

К сожалению, радионуклидный состав ТРО перед их затоплением не идентифицировали. В тот период в ВМФ оценку активности проводили в условных единицах «кюри по эквиваленту ⁹⁰Sr» на основе измерений мощности эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения. Активность в «кюри по эквиваленту ⁹⁰Sr» определяли с целью учета относительной радиационной опасности как ⁹⁰Sr, так и других радионуклидов применительно к человеку посредством введения соответствующих корректирующих коэффициентов для типичного состава радионуклидов: 50% ⁶⁰Co, 25% ⁹⁰Sr и 25% ¹³⁷Cs [179].

В «Белой книге-2000» [237] приведены данные, где с целью определения активности ТРО и выхода радионуклидов из них в морскую среду был применен более реалистичный подход, при котором учитывались 14 долгоживущих экологически значимых радионуклидов:

- Для объектов с ОЯТ рассматривали пять продуктов нейтронной активации: ⁵⁵Fe (период полураспада 2,7 года), ⁶⁰Co (5,3 года), ¹⁵⁴Eu (8,8 года), ¹⁵²Eu (13,3 года) и ⁵⁹Ni (75 тыс. лет); три основных продукта деления — бета-активный ⁹⁰Sr (29,1 года), бета-гамма-активные ¹³⁴Cs (2,06 года) и ¹³⁷Cs (30 лет) и четыре актиниды следующего состава: три альфа-активных ²³⁹Pu (24,1 тыс. лет), ²⁴⁰Pu (6,54 тыс. лет), ²⁴¹Am (432 года) и один бета-активный — ²⁴¹Pu (14,4 года). Для оборудования ЯЭУ с ЖМТ дополнительно учитывали активность двух бета-гамма-активных продуктов нейтронной активации — ²⁰⁷Pb (38 лет) и ^{210m}Pb (3 млн лет).
- Для объектов, не содержащих ОЯТ, кроме ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ⁶⁰Co рассматривали следующие продукты нейтронной активации: ⁵⁵Fe, ⁵⁹Ni, ⁶⁰Co, ¹⁵²Eu и ¹⁵⁴Eu.

Такой состав радионуклидов был выбран в связи с тем, что затопление указанных объектов проводили не ранее, чем через два года после останова реакторов. За это время вклад короткоживущих радионуклидов в суммарную активность существенно снижался.

Из зависимостей изменения активности РАО, затопленных в Арктике (рис. 1.19), от времени, видно, что на общем спадающем пьедестале, который зависит от радиоактивного распада радионуклидов, имеются локальные максимумы. Они связаны с моментами захоронений реакторных отсеков, АПЛ, кон-

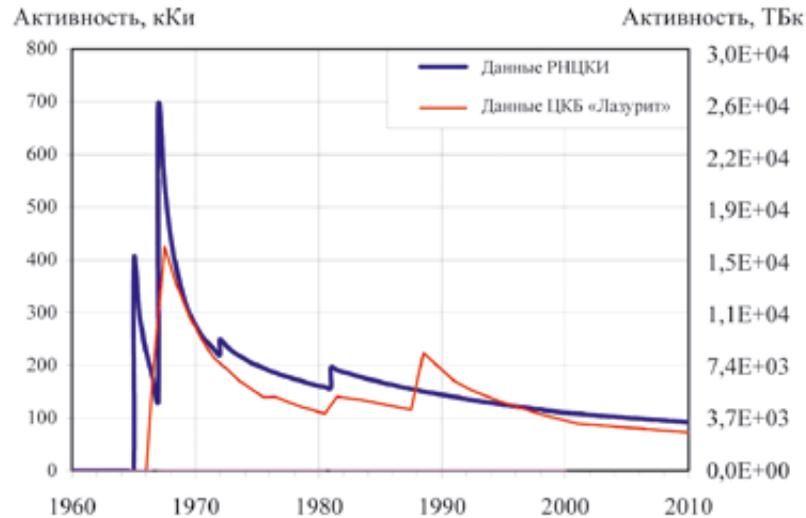


Рис. 1.19. Изменение активности РАО, затопленных в Арктике, по данным РНЦ «Курчатовский институт» и ЦКБ «Лазурит» (по проекту МНТЦ-101)

тейнера с экранной сборкой с ОЯТ ледокола, захоронением ТРО и сливами ЖРО. Наибольшая активность удаленных РАО приходилась на 1967 г.

По данным проекта МНТЦ-101 и РНЦ «Курчатовский институт» в общей сложности было затоплено около 26 ПБк (700 кКи) ТРО, а по оценкам МАГАТЭ — около 16 ПБк (430 кКи). По состоянию на 2000 г. активность ТРО понизилась примерно до 4 ПБк (110 кКи) и к 2050 г. не будет превышать 1 ПБк (30 кКи).

Сходство независимых данных, представленных РНЦ «Курчатовский институт» и проектом МНТЦ-101, подтверждает их достоверность. Заниженные во втором случае (данные МАГАТЭ по проекту МНТЦ-101) уровни активности объясняются более узким составом рассмотренных радионуклидов (пять изотопов) и неполным учетом затопленных объектов.

В табл. 1.6 представлены данные о затопленных ТРО, активность которых по состоянию на 2000 г. еще составляла более 3,7 ТБк (100 Ки) и могла представлять определенную радиозоологическую опасность в местах затоплений. Кроме того, в нее включены ТРО, которые можно отнести к *потенциальным* источниками радиоактивного загрязнения, поскольку по прогнозу выход радионуклидов за пределы контейнеров, залитых бетоном или битумом, а также судов с ТРО может происходить еще в течение многих десятков лет (~ 1000 шт.). Остальные ТРО с меньшей активностью уже не представляют опасности и далее не будут рассматриваться.

Таблица 1.6. Характеристики групповых затоплений твердых радиоактивных отходов в заливах и вблизи архипелага Новая Земля с активностью более 3,7 ТБк (100 Ки) по состоянию на 2000 г. [237]

№ п/п	Время затопления	Место затопления	Состав ТРО	Количество, шт. (активность, ТБк)	
				Контейнеры	Без упаковки
1	16—22.09.82	Залив Седова, район № 2	Ветошь, спецодежда, металлолом и др.	298 (57,5)	—
2	11—13.09.83	Залив Седова, район № 2	Отходы судоремонта атомного ледокола	231 (38,7)	—
3	07.09.85	Новоземельская впадина, район № 1	Металлическая стружка, инструменты, обрезки труб, спецодежда, ПГ, ЦНПК, ГЦН, ловушки ФА (баржа «Курейка»)	1027 (22,0)	—
				—	325 (2,6)
4	17—27.10.76	Залив Ога, район № 3	Отдельные детали	—	53 (0,9)
			Съемное оборудование, детали, инструменты, СИЗ, ветошь, спецодежда, насосы, баллоны ВВД и пр.	518 (23,6)	—
5	1987 г.	Новоземельская впадина, район № 1	ПГ, ЦНПК (спецсудно «Могилев»)	—	69 (23,4)
6	05.11.85	Новоземельская впадина, район № 1	Контейнеры ЦНПК, ловушки ФА (НК «Леопард»)	535 (15,3)	—
				—	39 (1,4)
7	21.09.64	Залив Цивольки, район № 4	ТРО, ПГ-13, корпус ФА, ГЦН и др. (пароход «Н. Бауман»)	1600 (78,3)	—
				—	93 (16,7)
8	1988 г.	Залив Течений, район № 8	ТРО, ЦНПК, ЭПН, ПГ («Лихтер-4»)	48 (5,3)	—
				—	28 (12,3)
9	1981 г.	Залив Ога, район № 3	ТРО в контейнерах. Сведений нет	? (10,7)	—
10	25—27.10.77	Залив Абросимова, район № 6	Съемное оборудование, детали, спецодежда и др. Ловушки ФА с шихтой	294 (11,2)	—

Табл. 1.6. (продолжение)

№ п/п	Время затопления	Место затопления	Состав ТРО	Количество, шт. (активность, ТБк)	
				Контейнеры	Без упаковки
11	1984 г.	Новоземельская впадина, район № 1	Техническое оборудование, СИЗ, ветошь	276 (5,6)	—
12	10—13.10.66	Залив Цивольки, район № 4	Чехлы СУЗ, ИК, ФА первого контура, фильтры вытеснители, обрезки труб, ветошь, спецодежда	1115 (10,1)	—
13	1986 г.	Новоземельская впадина, район № 1	ПГ, ЦНПК, ветошь, спецодежда, пластикат и др.	276 (5,6)	—
			Чехлы ОТВС, ОТК 4К-650 Б (залиты бетоном)	—	136
14	26—29.08.80	Залив Ога, район № 3	Оборудование, инструмент, помпы, ветошь, спецодежда, резина и др.	278 (8,1)	—
15	06.10.70	Залив Степового, район № 5	Металлическая стружка, ветошь, спецодежда	243 (8,0)	—
16	15.10.84	Залив Седова, район № 2	Ветошь, спецодежда, СИЗ	108 (5,9)	—
			ЦНПК, ловушки ФА	—	13 (2,0)
17	20.09.65	Залив Цивольки, район № 4	Ветошь, спецодежда после дезактивации	665 (8,5)	—
18	21—23.08.67	Залив Цивольки, район № 4	Металлические отходы, ветошь	514 (7,5)	—
19	01.11.67	Новоземельская впадина, район № 1	Эксплуатационные отходы атомного ледокола, состав не известен (судно «Хосе Диас»)	661 (7,2)	—
20	10—15.10.73	Залив Степового, район № 5	ПГ, ГЦН, СИЗ; съемное оборудование, отходы атомного ледокола	517 (6,8)	—

Табл. 1.6. (окончание)

№ п/п	Время затопления	Место затопления	Состав ТРО	Количество, шт. (активность, ТБк)	
				Контейнеры	Без упаковки
21	07—09.10.78	Залив Ога, район № 3	Металлические отходы, инструменты, ветошь, спецодежда, изоляция и др. Отходы ледокола	461 (6,3)	—
22	30.09—01.10.83	Залив Ога, район № 3	Отходы судоремонта	180 (4,8)	—
			Сведений о составе нет	—	32 (2,0)
23	24—28.08.72	Залив Благополучия, район № 7	Отходы от перезарядки реакторов	429 (5,4)	—
			Металлоконструкции атомного ледокола	—	2 (0,5)
24	15—21.09.74	Залив Абросимова, район № 6	ПГ, ХГЦН, ГЦН, съемное оборудование, детали, инструмент, ветошь, СИЗ	352 (5,6)	—
25	26—28.09.19	Залив Степового, район № 5	Сведений о составе ТРО нет	241 (4,9)	—
26	17—23.09.75	Залив Степового, район № 5	Металлолом, детали, инструменты, оборудование съемное, ветошь, др.	450 (4,7)	—
27	22—25.10.82	Залив Седова, район № 2	Металлические трубы, коробка фильтров, детали	230 (3,8)	—
28	07.09.68	Залив Степового, район № 5	Ветошь, спецодежда, пластикат	465 (3,7)	—
			Сборка 18	—	3 (0,06)
29	09.10.72	Новоземельская впадина, район № 1	Эксплуатационные отходы атомного ледокола (лихтер «Союна»)	—	3360 (3,7)

Примечание. ВВД — воздух высокого давления, ГЦН — главный циркуляционный насос, ИК — ионизационная камера, ОТВС — отработавшая тепловыделяющая сборка, ОТК — отработавший топливный канал, ПГ — парогенератор, СИЗ — средства индивидуальной защиты, СУЗ — система управления и защиты, ФА — фильтр активности, ХГЦН — холодильник главного циркуляционного насоса, ЦНПК — циркуляционный насос первого контура, ЭПН — электропитательный насос.

Из данных, приведенных в табл. 1.6, следует, что в настоящее время потенциальную радиационную и радиозоологическую опасность могут представлять суда с ТРО, в каждом из которых находится от 8 до 28 ТБк (200—700 Ки) радиоактивных отходов (позиции № 3, 5, 6, 7, 8), и четыре групповых захоронения контейнеров с ТРО, содержащих от 11 до 56 ТБк (300—1500 Ки) техногенных радионуклидов (позиции № 1, 2, 4, 10).

1.3. Относительная радиационная опасность затонувших и затопленных объектов

Радиозоологический подход. Ранжирование ядерно и радиационно опасных объектов по факторам радиационной опасности, как правило, проводят с целью предупреждения возможного возникновения неблагоприятных инцидентов, которые могут сопровождаться выходом радиоактивных веществ в прилегающее пространство и окружающую среду с соответствующими радиозоологическими последствиями.

Применительно к затопленным и затонувшим ЯРОО кроме учета радиационных факторов эта процедура требует характеристики по времени и глубине их затопления, техническому состоянию защитных барьеров, значениям скорости выхода радиоактивных веществ в морскую воду, отдаленности мест затопления от береговой черты, радиозоологическим характеристикам доминирующих радионуклидов и пр.

При наличии небольшого числа ЯРОО ранжирование проводят с учетом индивидуальных особенностей каждого из них. В случае массового захоронения, как это наблюдается в Карском море, на начальном этапе выполняют систематизацию данных и выявление существенных различий между объектами с целью формирования однородных групп. На втором этапе в качестве показателя отличия опасности одного объекта от другого вводят условный ранг, который представляет собой сумму весовых коэффициентов, отражающих влияние приведенных выше факторов на окружающую среду и человека, что в совокупности и становится определяющим показателем их реальной и потенциальной опасности (угрозы) внутри каждой группы [220].

При таком подходе к ранжированию следует учитывать, что по мере деградации защитных барьеров, радиоактивного распада и изменения интенсивности выхода техногенных радионуклидов в морскую воду исходящие от объектов угрозы со временем будут меняться, что потребует для одних из них через 20—30 лет (контейнеры с ТРО), а для других — через 50—100 лет (РО, АПЛ) уточнения подобной оценки.

По состоянию на 1995—2000 г. анализ накопленной информации показал, что затопленные источники радиоактивного загрязнения морской среды можно разделить на три группы, первая из которых по степени исходящих от них

угроз примерно в 10 раз превосходит вторую и в 100 раз — третью. По степени уменьшения опасности их можно распределить в следующей последовательности [223; 226; 227]:

- **Объекты с ОЯТ.** Внутри этой группы объектов наибольшую угрозу представляет реактор левого борта АПЛ заказа № 421.
- **ТРО.** Из общего состава на первом месте находится несколько разнородных групповых захоронений контейнеров с ТРО, на втором — затопленные суда с ТРО и контейнеры, залитые битумом или цементом.
- **Объекты без ОЯТ.** Здесь особое внимание следует обратить на «Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ заказа № 538 и РО атомного ледокола с тремя реакторами установки ОК-150.

Необходимо напомнить, что по данным многолетнего радиозоологического мониторинга районов затопления объектов с ОЯТ и ТРО ни один из этих объектов по российским и международным нормам до настоящего времени не представляет *реальной* радиозоологической опасности для населения и окружающей морской среды.

Для облегчения восприятия степени *потенциальных* угроз, исходящих от каждого из объектов или групповых захоронений источников радиоактивного загрязнения окружающей среды, внутри каждой из трех отмеченных основных групп ядерно и радиационно опасных объектов также было проведено соответствующее ранжирование (табл. 1.7 [237; 223]).

При анализе потенциальных радиозоологических последствий, которые могут возникнуть в будущем, в первую очередь следует обратить внимание на объекты с ОЯТ, защитные барьеры которых по предварительным оценкам еще находятся в удовлетворительном состоянии, а также на затонувшие АПЛ «Комсомолец», «К-159» и затопленную «К-27». Они являются *потенциально* наиболее опасными источниками радиоактивного загрязнения морской среды, так как содержат большое количество продуктов деления и делящегося ядерного материала, бесконтрольное нахождение которого даже под водой в современных условиях не рекомендуется.

В последнее десятилетие неконтролируемое хранение ОЯТ на дне, особенно в мелководных районах, с опаской воспринимается международным сообществом, так как создаются предпосылки не только для экологической, но и террористической угрозы.

Экономический подход. Кроме оценки и предупреждения радиозоологической опасности для человека и окружающей среды необходимо обратить внимание на расширение нефтяного и газопромышленного освоения шельфовой зоны Карского моря. Как следует из рис. 1.20, практически все объекты с ОЯТ и РАО, затопленные в Карском море, расположены на удалении от 10 до 120 км вдоль северо-западной границы потенциального района добычи углеводородов, а часть из них находится внутри в районе Новоземельской впадины.

Таблица 1.7. Факторы угроз и значения показателей, характеризующих по состоянию на 1995—2000 гг. относительную потенциальную опасность ядерно и радиационно опасных объектов атомного флота России, затопленных и затонувших в арктических морях

Объект	Год затопления	Близость к берегу, районам промысла	Глубина затопления, м	Суммарная активность ТРН, Тбк (кКи)	Год начала и скорость выхода ТРН, Тбк/год (Кв/год)	Допустимая степень загрязнения грунта (дна) ТРН, ПДК	Техническое состояние объекта	Внутригрупповой ранг относительной опасности (наибольшая угроза — ранг I)
1. Объекты с ОЯТ (основной источник содержания продуктов деления)								
Реактор ЛБ с ОЯТ АПЛ заказа № 421	1972	Нет	300	251 (6,8)	1972 3,2 (87)	< 1	Уд./неуд.*	I
АПЛ «К-159»	2003	Да	246	6600 (177)	2025 < 0,001 (< 0,001)	< 0,01	Уд./неуд.	I
АПЛ «Комсомолец»	1989	Да	1685	3600 (97)	1989 < 0,001 (< 0,001)	< 0,01	Неуд.	I
Экранная сборка реактора № 2 ЯЭУ ОК-150 атомного ледокола	1967	Нет	10—50	1579 (42,7)	2400 < 0,001 (< 0,001)	< 0,01	Уд.	II
РО АПЛ заказа № 901 с двумя реакторами с ОЯТ	1965	Нет	20	759 (20,5)	2500 < 0,001 (< 0,001)	< 0,01	Уд.	II
РО АПЛ заказа № 285 с двумя реакторами (ОЯТ в реакторе ЛБ)	1966	Нет	20	628 (17)	2500 < 0,001 (< 0,001)	< 0,01	Уд.	II
АПЛ «К-27»	1981	Нет	33	831 (22,5)	2500 < 0,001 (< 0,001)	< 0,01	Уд.	III

Табл. 1.7 (продолжение)

Объект	Год затопления	Близость к берегу, районам промысла	Глубина затопления, м	Суммарная активность ТРН, Тбк (кКи)	Год начала и скорость выхода ТРН, Тбк/год (Кв/год)	Допустимая степень загрязнения грунта (дна) ТРН, ПДК	Техническое состояние объекта	Внутригрупповой ранг относительной опасности (наибольшая угроза — ранг I)
2. ТРО (второстепенный источник содержания продуктов деления и активации)								
2.1. ТРО в контейнерах								
Контейнеры с ТРО (298 шт.)	1982	Нет	20-30	20—30	1982 0,08 (2,1)	< 1	Неуд.	I
Контейнеры с ТРО (1115 шт.)	1966	Нет	40-50	40—50	1996 0,1 (3,0)	< 1	Неуд.	I
Контейнеры с ТРО (514 шт.)	1967	Нет	40-50	40—50	1997 0,08 (2,2)	< 1	Неуд.	I
Контейнеры с ТРО (518 шт.)	1976	Нет	20-30	20—30	2006 0,2 (5,1)	< 1	Неуд.	I
Контейнеры с ТРО (517 шт.)	1973	Нет	30-40	30—40	2003 0,01 (0,3)	~50	Неуд.	I
Контейнеры с ТРО (294 шт.)	1977	Нет	20	20	2007 0,07 (1,9)	~15	Неуд.	I
Контейнеры с ТРО (665 шт.)	1965	Нет	40-50	40—50	1995 0,1 (2,6)	< 1	Неуд.	II
Контейнеры с ТРО (231 шт.)	1983	Нет	20-30	20—30	2013 0,2 (6,1)	< 1	Уд.	II
Количество контейнеров неизвестно	1981	Нет	20-30	20—30	2011 0,08 (2,0)	< 1	Уд.	III

Табл. 1.7 (продолжение)

Объект	Год затопления	Близость к берегу, районам промысла	Глубина затопления, м	Суммарная активность ТРН, Тбк (кКи)	Год начала и скорость выхода ТРН, Тбк/год (Кв/год)	Допустимая степень загрязнения (дна) ТРН, ПДК	Техническое состояние объекта	Внутригрупповой ранг относительной опасности (наибольшая угроза — ранг I)
2.2. ТРО в затопленных судах								
Пароход «Н. Бауман»	1964	Нет	40-50	16,7 (0,5)	1964 0,2 (6,1)	< 0,1	Уд.	II
Судно «Могилев»	1987	Да	300	23,4 (0,6)	1987 1,9 (51,1)	< 0,01	Уд.	II
Лихтер «Сояна»	1972	Да	300	3,7 (0,1)	1972 0,3 (6,9)	< 0,01	Уд.	III
Баржа «Курейка»	1985	Да	300	24,6 (0,7)	1985 0,3 (6,7)	< 0,01	Уд.	III
НК «Леопард»	1985	Да	300	16,7 (0,5)	1985 0,2 (4,7)	< 0,01	Уд.	III
Пароход «Хосе Диас»	1967	Да	300	7,2 (0,2)	2017 0,004 (0,1)	< 0,01	Уд.	III
3. Объекты без ОЯТ (основной источник содержания продуктов активации)								
РО с установкой ОК-150 атомного ледокола с тремя реакторами	1967	Нет	20	60 (1,6)	1967 0,4 (10,8)	< 1	Уд.	I
«Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ за-каза № 538	1988	Нет	50	744 (20,1)	1988 0,5 (13,5)	< 1	Уд.	I

Табл. 1.7 (окончание)

Объект	Год затопления	Близость к берегу, районам промысла	Глубина затопления, м	Суммарная активность ТРН, Тбк (кКи)	Год начала и скорость выхода ТРН, Тбк/год (Кв/год)	Допустимая степень загрязнения (дна) ТРН, ПДК	Техническое состояние объекта	Внутригрупповой ранг относительной опасности (наибольшая угроза — ранг I)
РО АПЛ заказа № 254 с двумя реакторами	1965	Нет	20	39,2 (1,1)	2005 < 0,001 (0,03)	< 0,1	Уд.	II
РО АПЛ заказа № 260 с двумя реакторами	1966	Нет	20	30 (0,8)	2005 < 0,001 (0,02)	< 0,1	Уд.	II
Крышки реакторов (4 шт.)	1973	Нет	27	0,04 (0,001)	1973 < 0,001 (0,009)	< 0,01	Уд.	III
Крышка реактора	1976	Нет	24	0,04 (0,001)	1976 < 0,001 (0,005)	< 0,01	Уд.	III
Баржа «Никель» с крышками реакторов (7 шт.)	1978	Нет	47	0,01 (0,0004)	1978 < 0,001 (0,002)	< 0,01	Уд.	III
Лихтер «Л-8711» с корпусом реактора	1980	Нет	20	< 0,01 (< 0,0001)	1980 < 0,001 (0,001)	< 0,01	Уд.	III
Баржа «Курейка» с крышками реакторов (15 шт.)	1985	Нет	180—300	0,04 (0,001)	1973 < 0,001 (0,003)	< 0,01	Уд.	IV

* Нет однозначного представления о состоянии объекта: Уд. — удовлетворительное, неуд. — неудовлетворительное.

Примечание. ЛБ — левый борт, ПДК — предельно допустимая концентрация [209], РО — реакторный отсек, ТРН — техногенные радионуклиды.

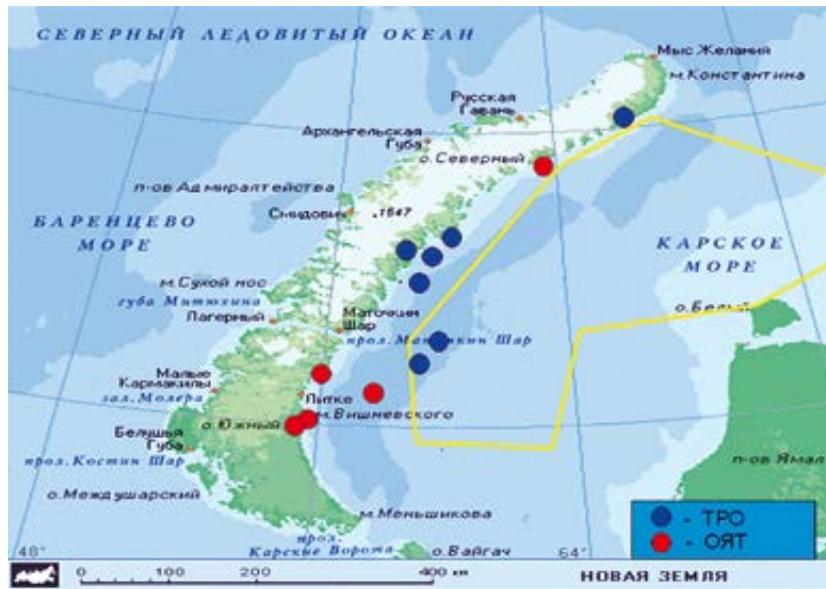


Рис. 1.20. Потенциальный район разработки углеводородов в Карском море и места затоплений объектов с ОЯТ и ТРО

В подобных обстоятельствах международная практика требует уточнения местоположения опасных объектов и предоставления открытой информации об их характеристиках. В случае использования таких районов необходима оценка воздействия источников радиоактивного загрязнения на окружающую среду, включающая не только получение и анализ результатов натурных измерений, но и долгосрочный прогноз с моделированием различных вариантов возможного возникновения чрезвычайных ситуаций. Прогнозы для объектов с ОЯТ по чрезвычайным ситуациям должны выполняться как для затопленных в Новоземельской впадине объектов, так и для находящихся в заливах Абрисова, Степового и Цивольки.

Расстояние в 10—50 км — не преграда для распространения радиоактивных веществ морским путем даже из внутренних заливов в случае возникновения чрезвычайной ситуации с объектом, содержащим ОЯТ, что подтверждается последствиями радиационной аварии АПЛ «К-431» в 1985 г. на Дальнем Востоке России (рис. 1.21 [238; 16; 327; 237]).

В подобных условиях при освоении нефтегазовых месторождений по результатам радиозоологических исследований и прогноза необходимо получить заключение о состоянии радиационной обстановки, а также соответствующие разрешения на проведение изыскательских буровых работ и дальнейшую эксплуатацию района.

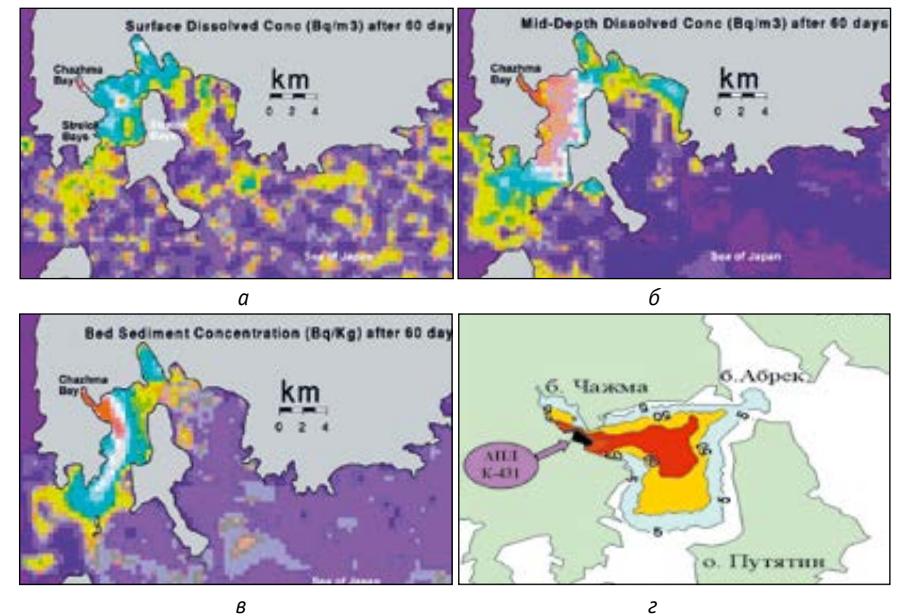


Рис. 1.21. Прогноз (фрагменты) распространения через 60 дней после аварии радиоактивных веществ морским путем (а, б — на поверхности и в промежуточном слое воды; в — в донных отложениях) из бухты Чажма в залив Стрелок и далее в открытую часть Японского моря включая данные фактического загрязнения донных отложений (z) ^{60}Co через 5 лет после теплового взрыва, инициированного самопроизвольной цепной реакцией на АПЛ «К-431» в 1985 г. в Приморском крае

Эти требования выводят проблему радиозоологической реабилитации арктических морей на одно из важнейших мест в вопросах обеспечения безопасности освоения шельфа Карского моря [127; 225; 214].

Соответственно потребовался пересмотр очередности решения задач по этой проблеме с включением в процедуру ранжирования ряда дополнительных факторов [45; 225; 214]:

- прогноза радиационно-технического состояния объектов;
- экономической и технической возможности реабилитации морских акваторий;
- возможности утилизации, обращения с ОЯТ и РАО;
- международной заинтересованности в экономическом освоении региона.

В этих условиях при сохранении прежней градации объектов по степени радиозоологической опасности на три определяющие группы [220] с учетом приведенных выше факторов была получена уточненная первоочередность подъема и утилизации ЯРОО [7; 10; 8; 225; 214]:

1. Объекты с ОЯТ: баржа с реактором АПЛ заказа № 421 и затонувшая АПЛ «К-159», затопленные АПЛ «К-27»; затопленная баржа с экранной сборкой атомного ледокола; затопленные реакторные отсеки АПЛ заказов № 285 и 901; затонувшая АПЛ «Комсомолец».
2. Объекты без ОЯТ: затопленные «Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ заказа № 538 и реакторный отсек атомного ледокола; реакторные отсеки АПЛ заказов № 254 и 260.
3. Объекты с ТРО, затопленные в судах в Новоземельской впадине: «Хосе Диас», «Саяны», «Курейка», «Леопард», «Могилев».

Учитывая международную заинтересованность в освоении шельфа арктических морей, необходимо провести соответствующие комплексные инженерные и радиационные обследования этих объектов, что позволит получить обоснованное представление об их опасности и осуществить уточняющее ранжирование с последующей приоритезацией выполнения реабилитационных работ [10; 8].

В заключение данного раздела считаем необходимым представить обобщенные данные об относительном вкладе существующих реальных и потенциальных источников техногенных радионуклидов в морях арктического региона России, характеризующихся процентным содержанием в них активности долгоживущих техногенных радионуклидов (рис. 1.22).

Из этих данных видно, что по количеству техногенных радионуклидов, находящихся в затопленных и затонувших в арктическом регионе ЯРОО, около 60% активности содержат два типа объектов российских военного и ледокольного атомных флотов: с ОЯТ — 36,2% и без ОЯТ — 24,7%. Третье место занимают продолжающиеся сбросы ЖРО с радиохимических заводов Англии (частично Франции), которые течение Гольфстрим выносит в арктические моря, — 15,4%. Значимыми остаются и поступления продуктов глобальных выпадений — 13,5%.



Рис. 1.22. Относительный вклад существующих реальных и потенциальных источников техногенных радионуклидов в морях арктического региона России (по суммарной активности)

1.4. Динамика изменения активности в объектах затопления

Одним из важных факторов, характеризующих радиационное состояние затопленных объектов с ОЯТ и ТРО, является показатель изменения суммарной активности во времени. Поскольку со времени затопления АПЛ, РО и ТРО в некоторых случаях прошло от 30 до 50 лет, суммарная активность объектов в среднем снизилась в единицы-десятки раз. Характерно, что для всех типов затоплений наблюдалось резкое снижение активности в первые 10—20 лет в результате радиоактивного распада короткоживущих радионуклидов, последующее более плавное уменьшение и практически незначительное ее снижение после 2000—2010 гг. При этом, как видно из рис. 1.23—1.26 [237], общая активность затопленных объектов в Карском море преобладает по сравнению с затоплениями ТРО в Баренцевом море.

Из сопоставления данных, приведенных на рис. 1.23—1.26, следует относительно малый вклад затопленных ТРО в сравнении с объектами, содержащими ОЯТ.

Общей чертой приведенных зависимостей является существенное отличие начальной (во время затопления) и отдаленной (после 50 лет) стадии снижения суммарной активности радионуклидов в ядерно и радиационно опасных объектах. Несмотря на многообразие и неоднородность оценок, полученных различными авторами, можно полагать, что в настоящее время во всех объектах, затонувших и затопленных в арктических морях (за исключением АПЛ «Комсомолец» и «К-159»), находится около 3700 Гбк (100 кКи) долгоживущих радиоактивных веществ.

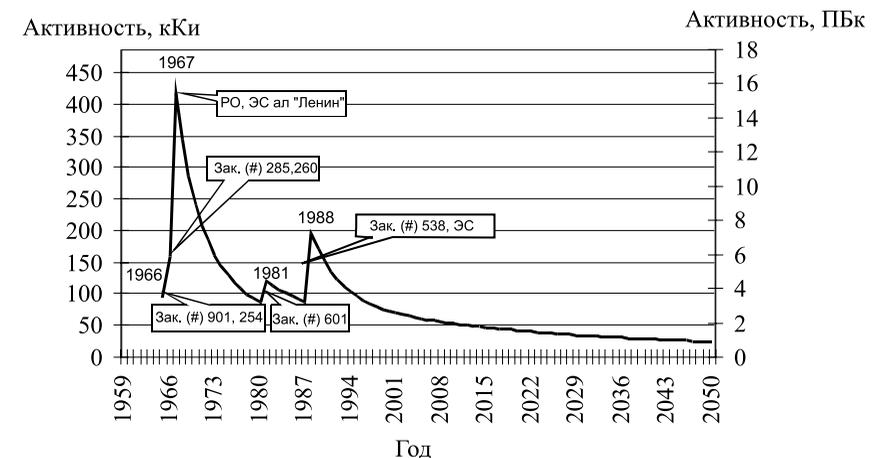


Рис. 1.23. Изменение суммарной активности комплектующих элементов ЯЭУ, реакторных отсеков и АПЛ, затопленных в Карском море в 1965—1988 гг. (РО — реакторный отсек, ЭС — экранная сборка)

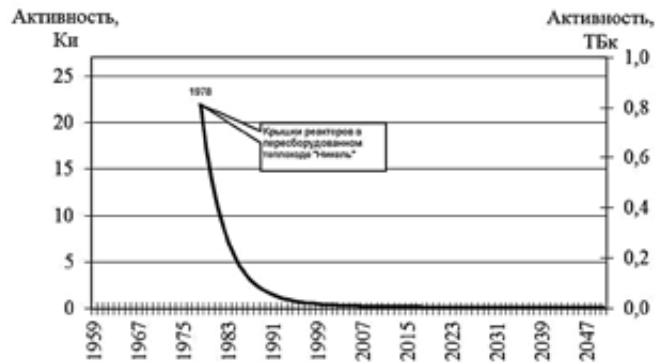


Рис. 1.24. Изменение суммарной активности комплектующих элементов ЯЭУ, затопленных в Баренцевом море в 1978 г.

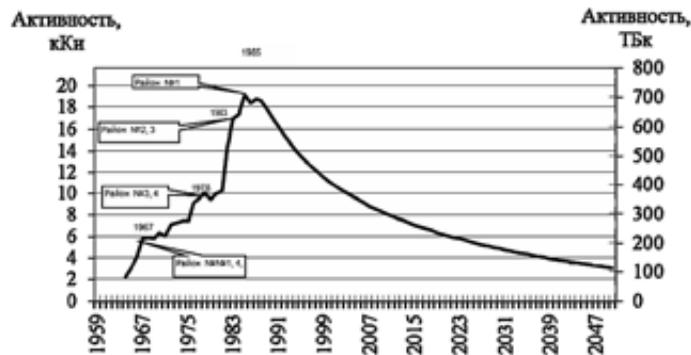


Рис. 1.25. Изменение суммарной активности ТРО, затопленных в Карском море в 1964—1991 гг.

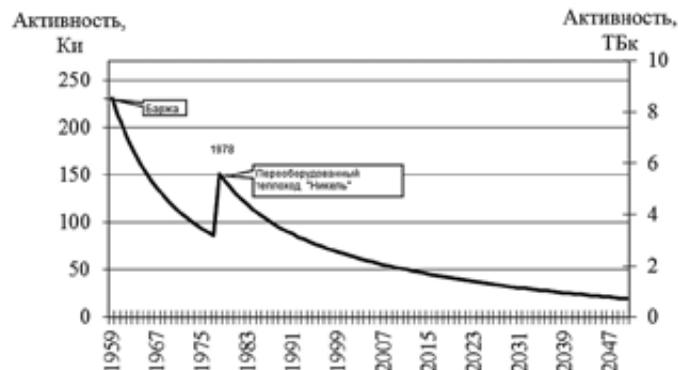


Рис. 1.26. Изменение суммарной активности ТРО, затопленных в Баренцевом море в 1959 и 1978 гг.

Следует напомнить, что многие контейнеры с ТРО уже давно потеряли герметичность в результате коррозии металлической оболочки, тогда как объекты с ОЯТ, а также РО без ОЯТ имеют практически полноценные защитные барьеры. В результате уменьшение удельной активности радионуклидов в морской воде в районах затопления ТРО, выходящих из контейнеров, происходит в большей степени не за счет радиоактивного распада, а в результате их переноса и диффузионного рассеяния. Соответственно объекты с ОЯТ в отдаленной перспективе (более чем через 100 лет) станут единственными потенциально опасными источниками радиоактивного загрязнения морской среды.

Выход радионуклидов из аварийно затонувшей АПЛ в морскую воду на начальном этапе определяется поступлением продуктов активации конструктивных материалов ЯЭУ, а в случае ее разгерметизации (например, как это произошло с АПЛ «Комсомолец» при ударе о грунт) — утечкой теплоносителя, выходом продуктов деления и топливной композиции из ОЯТ и на конечной стадии только продуктами активации конструктивных материалов реакторов.

Поступление радиоактивных веществ в забортное пространство АПЛ происходит диффузионным способом по цепочке: ЯЭУ — реакторный и смежные отсеки и далее через неплотности прочного корпуса в окружающую морскую воду. На мелководье этот процесс дополнительно ускоряется волновыми и сдвиговыми явлениями за счет перепада давлений, образующегося в отсеках АПЛ в результате постоянно действующих приливо-отливных течений, а также обтекания корпуса лодки придонными течениями.

В результате разгерметизации первого контура реактора и поступления морской воды в активную зону в течение двух-трех месяцев происходит разрушение оболочек ОТВС (суммарная активность одной ОТВС — примерно 0,1—1 Пбк). Затем продукты деления выносятся в реакторный отсек и по описанной выше цепочке в забортное пространство. Скорость выхода невелика. По данным РНЦ «Курчатовский институт», для ^{137}Cs и ^{90}Sr она не превышает 1% в год, и полное разрушение топливной композиции твэлов может продолжаться в течение 200—300 лет. Возникающая при этом устойчивая область техногенной радиоактивности в окружающей АПЛ морской воде будет формироваться частично продуктами активации, но в большей степени продуктами деления (рис. 1.27).

В случае сохранения герметичности ЯЭУ и реакторного отсека в морской воде вокруг АПЛ могут появляться только продукты активации конструктивных материалов прочного корпуса. Их количество настолько мало, что этот процесс, как правило, не сказывается даже на локальном изменении фона.

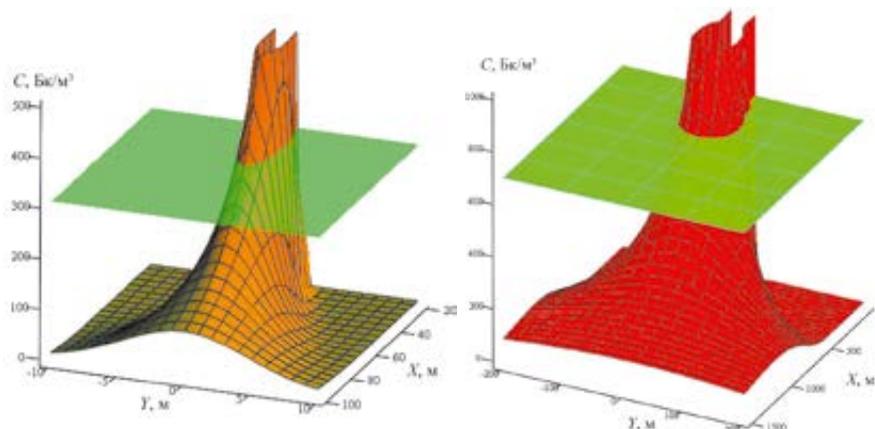


Рис. 1.27. Пространственное распределение удельной активности (C) продуктов активации (a) и деления (b) в виде постоянной зоны радиоактивного загрязнения морской воды вблизи затонувшей АПЛ с поврежденной ЯЭУ [23] (плоскости сечения отражают значения допустимых концентраций)

1.5. Оценка полноты и достоверности имеющейся информации

Оценка активности. Имеющаяся в открытом доступе информация о затопленных объектах является пестрой и неполной. В отдельных случаях она приемлема, в других противоречива. Это обусловлено отсутствием необходимых сведений об активных зонах затопленных транспортных реакторов включая приближенное представление о режимах их эксплуатации. Упрощенными на данный момент также являются схемы защитных барьеров, окружающих активную зону реактора, а условия их разрушения приняты приближенными к идеальным, что в отдельных случаях приводит к заниженной оценке скорости их разрушения и выхода радионуклидов в окружающую среду.

В связи с этим расчеты активности радионуклидов носят оценочный характер. Эксперты вынуждены использовать модели и прототипы ЯЭУ либо ледокола «Ленин» и лихтеровоза «Севморпуть» (МАГАТЭ, НАТО), либо энергетических реакторов ВВЭР-440 и ВВЭР-1000 (МНТЦ, МИФИ) [237; 372; 380; 208].

Наиболее согласованными являются данные по оценке активности только пяти радионуклидов, содержащихся в затопленных объектах с ОЯТ, которые получены в международных проектах IASAP (МАГАТЭ), 101 (МНТЦ) и «Карское море» (ЕС) (табл. 1.8).

Таблица 1.8 Активность техногенных радионуклидов в объектах, затопленных с ОЯТ, по данным независимых международных проектов, ТБк (кКи)

№ п/п	Объект	ЕС [278]	МАГАТЭ [372]	МНТЦ-101 [128]
1	Экранная сборка ОК-150	512 (13,8)	500 (13,5)	385 (10,4)
2	АПЛ заказа № 601	279 (7,6)	218 (6,0)	215 (5,8)
3	РО АПЛ заказа № 901	169 (4,6)	188 (5,1)	181 (4,9)
4	РО АПЛ заказа № 285	148 (4,0)	160 (4,3)	148 (4,0)
5	Реактор АПЛ заказа № 421	82,6 (2,2)	69 (1,9)	59 (1,6)
	<i>Всего</i>	<i>1191 (32,2)</i>	<i>1135 (30,8)</i>	<i>988 (26,7)</i>

Примечание. Активность рассчитана для пяти радионуклидов: ^{55}Fe (период полураспада 2,7 года), ^{60}Co (5,3 года), ^{99}Tc (213 тыс. лет), ^{137}Cs (30,2 года) и ^{239}Pu (24,1 тыс. лет).

При учете более десяти радионуклидов суммарная активность объектов с ОЯТ с уровня 1000—1200 ТБк (27—32 кКи) [372; 278; 128] возрастает до 4000 ТБк (около 110 кКи) [237].

Подобная неопределенность сохраняется и при оценке накопленной активности в ЯЭУ АПЛ. Например, по данным различных авторов активность радионуклидов в ЯЭУ АПЛ «К-159» оценивается на уровне 3—13 ПБк [237; 235; 325; 326; 224; 213].

Причина расхождений в оценках между различными исследованиями состоит не только в наборе радионуклидов, но и в неидентичности исходных данных, использовавшихся в рамках международных проектов МАГАТЭ и МНТЦ по определению активности АПЛ, реакторных отсеков и других ядерно и радиационно опасных объектов, затопленных в Арктике (табл. 1.9).

Расхождения исходных данных, приведенных в табл. 1.9, заключаются в следующем:

- наблюдаются существенные различия в продолжительности эксплуатации АПЛ заказа № 538;
- расхождения в энерговыработке по всем объектам в среднем достигают до 60%, но имеется и исключение, которое для реакторов АПЛ заказа № 538 достигает 14,5 раза (объясняется использованием для оценки активности в проекте IASAP энерговыработки только последней загрузки зоны каждого реактора);
- общая энерговыработка реакторов АПЛ заказа № 601 в проекте IASAP занижена примерно в 4 раза.

Таблица 1.9. Исходная информация, использованная в проектах IASAP (МАГАТЭ) и МНТЦ-101 для оценки активности объектов, затопленных в Карском море [237]

Номер заказа	Борт	Время начала эксплуатации		Время конца эксплуатации		Суммарная энерговыработка, МВт/сут		Время затопления	
		IASAP	МНТЦ	IASAP	МНТЦ	IASAP	МНТЦ	IASAP	МНТЦ
Объекты с ОЯТ									
901	ЛБ	1961	1959	1961	07.1961	1710	2416	05.1965	11.1965
	ПБ	1961	1959	1961	07.1961	1670	1250		
285	ЛБ	1961	1961	1964	12.1964	2780	2833	10.1965	11.1966
	ПБ	1961	1961	1964	02.1965	2730	2775		
421	ПБ	1968	12.1967	1968	08.1968	1250	1080	1972	9.10.1972
601	ЛБ	12.1962	09.1963	05.1968	05.1968	1580	6459	09.1981	1981
	ПБ	12.1962	09.1963	06.1968	12.1971	1580	6459		
АЛ	ЭС	—	—	02.1965	13.11.64	14 200	10 800	09.1967	01.11.67
Объекты без ОЯТ									
254	ЛБ	1958	1958	1962	1962	3080	3808	1965	07.1965
	ПБ	1958	1958	1962	1962	3880	3952		
260	ЛБ	1959	1959	1962	1964	1720	1906	1966	07.1966
	ПБ	1959	1959	1962	1964	1940	1750		
538	ЛБ	1961	1961	1963	06.1986	1680	20 833	1988	1988
	ПБ	1961	1961	1963	06.1986	1440	20 833		
АЛ	ЛБ	08.1959	02.1959	10.1965	10.1965	40 300	40 250	09.1967	19.09.67
	Центр	08.1959	02.1959	02.1965	13.11.64	32 200	32 250		
	ПБ	08.1959	02.1959	10.1965	10.1965	35 500	35 375		19.09.67

Примечания: 1. По данным МНТЦ, в реакторах АПЛ заказов № 901 и 421, экранной сборке (ЭС) атомного ледокола (АЛ) и реакторе левого борта (ЛБ) АПЛ заказа № 285 находится ОЯТ первой загрузки. В материалах МАГАТЭ для АПЛ заказа № 285 ошибочно указано ОЯТ в реакторе правого борта (ПБ). 2. По данным МАГАТЭ в реакторах АПЛ заказа № 601 находится отработавшее ядерное топливо первой загрузки, энерговыработка которого составляет по 875 МВт/сут в каждом из них, по данным МНТЦ — это вторая загрузка с выгоранием по 875 МВт/сут (реальная перегрузка топлива была выполнена в марте 1967 г.).

Расчеты по проекту МНТЦ-101 проведены с учетом фактических режимов эксплуатации реакторных установок по данным эксплуатирующих предприятий и проектантов (НИКИЭТ, ОКБМ и ОКБ «Гидропресс»). Определение нейтронных полей в материалах конструкций реакторной установки и реакторного отсека выполнено с использованием программ ANISN и DOT-III для одномерной и двухмерной геометрий при разбиении энергетического спектра нейтронов на 12 групп.

Кроме того, для расчетов наведенной активности была применена программа SAM (многогрупповая программа расчета удельной активности материалов) с использованием библиотеки констант для 233 реакций активации 37 химических элементов в диапазоне энергий нейтронов от тепловой до 14,7 МэВ. Оценки накопления продуктов деления и актиноидов в активных зонах реакторов выполнены с использованием методик и ядерно-физических констант, приведенных в [64].

Для определения относительной опасности радионуклиды, образующиеся в ядерных реакторах, были разделены на три группы по степени радиотоксичности, количественно характеризуемой дозовыми коэффициентами (Зв/Бк), численные значения которых рекомендованы Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ) и включены как в нормы МАГАТЭ [344], так и в российские нормы радиационной безопасности [166; 167].

Известно, что наибольшая радиационная опасность присуща актиноидам, отличающимся альфа-излучением, в частности ^{239}Pu , ^{240}Pu и ^{241}Am , которые присутствуют в ОЯТ. Среднюю степень опасности имеют долгоживущие продукты деления — ^{90}Sr , ^{137}Cs и др. Относительно небольшую опасность представляют бета-гамма-активные продукты активации — ^{60}Co , ^{55}Fe , ^{63}Ni и др.

Эти особенности в дальнейшем были учтены для оценки потенциальной радиационной опасности суммарной активности радионуклидов в ОЯТ, находящемся в затопленных корабельных и судовых реакторах. На основе общепринятого в радиозологии консервативного подхода для актиноидов был принят максимальный дозиметрический коэффициент, соответствующий ^{239}Pu .

Для продуктов деления учитывали примерно равный вклад ^{90}Sr и ^{137}Cs в суммарную активность ОЯТ, количественные значения для продуктов деления приняты по расчетам, выполненным в проекте 101 МНТЦ.

Из-за большого времени, прошедшего после останова реакторов, за которое ^{55}Fe уже почти полностью распался, а содержание ^{60}Co существенно снизилось, для продуктов активации была принята активность, обусловленная ^{63}Ni .

Результаты расчетных оценок активности радионуклидов, находящихся в затопленных объектах, представлены отдельно для актиноидов, продуктов деления и продуктов активации в табл. 1.10 в сравнении с оценками, выполненными в проекте IASAP [371].

Таблица 1.10. Оценка суммарной активности в объектах с ОЯТ, затопленных в Карском море, на время затопления (числитель) и 2000 г. (знаменатель), ТБк

Номер заказа	Актиноиды		Продукты деления		Продукты активации		Сумма	
	IASAP	МНТЦ	IASAP	МНТЦ	IASAP	МНТЦ	IASAP	МНТЦ
901	10,7/3,09	8/2,64	2882/619	2590/730	53,7/5,19	1046/26,8	2946/628	3644/759,4
285	27,2/6,72	5,1/1,8	11500/546	2600/590	113/11,3	1363/36,3	11640/564	3968/628
601	1,27/1,22	1,69/1,53	635/375	1060/676	731/239	956/153	1367/615	2018/831
421	7,3/2,39	0,42/0,36	1021/248	794,7/250	19,95/2,27	88,9/1,0	1048/253	884/251,4
ЭСАЛ	268,8/66,3	168/57	17410/1580	8889/1500	505,7/52,6	2200/22	18 185/1699	11 267/1579
Сумма	315,3/79,7	183,5/63,3	33 448/3368	15 944/3746	1423/310	5654/239,1	35 186/3759	21 781/4048

Примечания: 1. Для АПЛ заказа № 601 в столбцах «IASAP» в знаменателе приведены значения на 1994 г.

2. В графах «МНТЦ» в знаменателе приведены значения на 1998 г., кроме АПЛ заказа № 601.

Анализ данных, приведенных в табл. 1.10, позволяет сделать следующие выводы:

- суммарная активность объектов на момент затопления с использованием уточненной исходной информации, полученной в проекте МНТЦ, практически соответствует данным МАГАТЭ в проекте IASAP;
- по оценкам МНТЦ суммарная активность на 1998 г. на 30% выше, чем данные IASAP на 2000 г., что можно объяснить учетом вклада активационного радионуклида ^{55}Fe в расчетах МНТЦ;
- уточнение исходной информации привело к уменьшению суммарной активности затопленных объектов с ОЯТ примерно в 1,7 раза.

В дополнение к данным по объектам с ОЯТ следует указать, что для реакторов без ОЯТ уточнение исходной информации сопровождалось значительным (почти в 10 раз) увеличением суммарной активности — до 14 802 ТБк в сравнении с ранее полученными значениями — до 1510 ТБк. Такое различие объясняется тем, что эксперты МАГАТЭ не учитывали вклад ^{55}Fe (суммарная активность составила 12 420 ТБк) и при расчетах активности в реакторах АПЛ заказа № 538 использовали энерговыработку со сроком окончания эксплуатации в 1963 г., тогда как извлеченные из АПЛ и затопленные корпуса реакторов эксплуатировали до 1986 г.

В табл. 1.11 для сравнения приведены результаты расчетов активности объектов, затопленных с ОЯТ, которые были выполнены в ходе исследований по трем проектам. Два из них — это упоминавшиеся выше IASAP (МАГАТЭ) и 101 (МНТЦ). Третью работу (проект «Карское море») по заказу Европейского союза (ЕС) выполнила английская консультативная компания NNC. В табл. 1.12 представлены такие же данные, полученные в проектах IASAP и МНТЦ для объектов без ОЯТ.

Из рассмотрения данных, приведенных в табл. 1.11 и 1.12, можно сделать следующие выводы:

- наблюдается хорошая сходимость результатов, полученных в проектах IASAP, NNC и МНТЦ с учетом увеличенной энерговыработки в расчетах активности актиноидов и продуктов деления, однако исключение составляет расчет NNC для активности продуктов деления в ОЯТ АПЛ заказа № 601;
- различия в результатах расчетов количества продуктов активации объясняются расхождениями в принятых значениях массы активируемых материалов и их химического состава, поскольку в проекте МНТЦ расчеты выполнены авторами реакторных установок, и эти результаты оцениваются как более реалистичные.

Таблица 1.11. Сравнение выполненных МАГАТЭ, NNC, МНТЦ расчетов активности для объектов, затопленных с ОЯТ, на 2000 г., Тбк

Номер заказа	Актиноиды			Продукты деления			Продукты активации			Всего		
	IAEA	NNC	МНТЦ	IAEA	NNC	МНТЦ	IAEA	NNC	МНТЦ	IAEA	NNC	МНТЦ
901	3,1	1,8	2,6	619	640	730	5,2	8,9	26,8	625	651	759
285	6,7	5,7	1,8	546	542	590	11,3	16	36,3	564	564	628
601	1,2	1,1	1,5	375	388	676	239	454	153	615	842	831
421	2,4	0,6	0,4	248	277	250	2,3	5,1	1,0	253	283	251
ЭС АЛ	66,3	77,5	57	1580	1550	1500	52,6	—	22	1699	1620	1579
РО АЛ		—	—		—	—		354	60		354	60
<i>Сумма</i>	<i>79,7</i>	<i>86,7</i>	<i>63,3</i>	<i>3368</i>	<i>3397</i>	<i>3746</i>	<i>310</i>	<i>838</i>	<i>239,1</i>	<i>3759</i>	<i>4314</i>	<i>4048</i>

Примечание. Для АПЛ заказа № 601 расчет IAEA выполнен для 1994 г. В проекте МНТЦ оценки выполнены для 1998 г., кроме АПЛ заказа № 601.

Таблица 1.12. Оценки суммарной активности продуктов активации в объектах без ОЯТ, затопленных в Карском море, на время затопления (числитель) и 2000 г. (знаменатель), Тбк

Номер заказа	IASAP	МНТЦ
254	93,16 / 8,12	1839 / 39,2
260	43,69 / 4,36	1097 / 30
538	5,59 / 4,36	4242 / 744
РО АЛ	1367,3 / 142,4	7624 / 60
<i>Сумма</i>	<i>1510 / 159</i>	<i>14 800 / 873,2</i>

На основе анализа приведенных данных впоследствии для оценки относительной опасности затопленных реакторных установок и реакторов были использованы результаты уточненных расчетов активности, выполненных в проекте МНТЦ.

Консервант. Следует отметить, что необоснованной оказалась приведенная в [262] информация о сроке службы твердеющего радиационно стойкого консерванта на основе фурфурола, использовавшегося в качестве одного из защитных барьеров (заполнителя внутриреакторных конструкций) при под-

готовке к затоплению объектов с ОЯТ: вместо указанной величины 500 лет совместными американо-российскими экспериментами было показано, что она не превышает 100 лет [275; 276; 322; 237], а по последним оценкам ГНЦ РФ-ФЭИ — 50 лет [242].

Наблюдения специалистов ГНЦ РФ-ФЭИ за контрольными образцами в виде плотно закрытых металлических трубок, заполненных герметизаторами, хранившихся на воздухе в течение нескольких десятков лет, показали, что их состояние спустя примерно 30 лет перестало отвечать необходимым требованиям адгезии — прилипания к стенкам сосуда.

Дальнейшие исследования ГНЦ РФ-ФЭИ по выбору приемлемых герметизаторов и разработке новых технологий для уплотнения стержней СУЗ привели к заключению, что заполнение каналов, не имеющих выхода воздуха или газов, является крайне сложной задачей, так как скорость заполнения свободных объемов через узкие щели сильно зависит от их сечения.

Следует отметить, что при подготовке реактора АПЛ «К-27» (как и других объектов с ОЯТ) к затоплению использовалась еще не доработанная однотипная технология. Это подтвердилось при утилизации реакторного отсека АПЛ заказа № 900, который имел с АПЛ «К-27» однотипную схему подготовки, но не был затоплен в связи с принятием Россией в 1993 г. решения о приостановке затоплений РАО в морях. При разделке трубопровода первого контура реактора было обнаружено явно выраженное нарушение адгезии фурфурола (рис. 1.28 [173]).

Прогноз загрязнения. К неполноте информации по степени опасности затопленных и затонувших ЯРОО для северо-западного региона Арктики следует отнести данные о прогнозе выхода техногенных радионуклидов из наиболее опасных источников их образования включая дальнейшее распространение и трансграничный перенос радиоактивных веществ морскими течениями, а также оценку радиозэкологических рисков в случае чрезвычайной ситуации — неудачного подъема аварийных АПЛ с больших глубин (АПЛ «Комсомолец» и «К-159»).

В [237] представлены результаты предварительных исследований по вопросам прогноза распространения техногенных радионуклидов в морской среде с использованием боксовой модели, но они носят общий характер [236]. Карское море было разделено на три взаимосвязанных камеры: первая — западная часть моря, вторая — центральная и восточная части, третья — залив Новой Земли, где были захоронены РАО (приложение 5).

В пределах каждой камеры распределение радионуклидов по объему воды предполагалось однородным, а их перенос принимался пропорциональным потокам загрязненной воды. Поступление радионуклидов в донные отложения осуществлялось за счет сорбции радионуклидов на взвешях с последующим оседанием их на дно (табл. 1.13).



Рис. 1.28. Вид реакторного отсека АПЛ заказа № 900 и неплотности прилегания консерванта к внутренним поверхностям трубопровода первого контура, образовавшиеся в течение 30 лет, после заполнения фурфуролом входной камеры реактора

К следующему шагу можно отнести прогноз, выполненный в [17] в интересах обеспечения радиационной безопасности бурения скважин в Карском море на примере единичных затопленных объектов. Отмечено, что механическое разрушение контейнера с ТРО будет сопровождаться локальным радиоактивным загрязнением морской среды (воды и донных отложений) в масштабах нескольких километров, а аналогичное разрушение затопленного объекта с ОЯТ — десятками и сотнями километров (рис. 1.29 и 1.30).

Таблица 1.13. Результаты расчета содержания техногенных радионуклидов по трехкамерной модели в морской среде в заливе Новой Земли и Карском море при залповом и постоянном выходе радиоактивных веществ из источника загрязнения морской воды [237]

Морская среда	Залив Новой Земли		Карское море, западная часть		Карское море, центральная и восточная часть	
	Максимальная концентрация	Время с начала загрязнения, лет	Максимальная концентрация	Время с начала загрязнения, год	Максимальная концентрация	Время с начала загрязнения, год
Залповый выброс 1 ТБк ¹³⁷Cs в заливе Новой Земли						
Вода, Бк/м ³	2·10 ³	0	1,2·10 ⁻²	1	4,0·10 ⁻³	3,5
Седименты, Бк/кг	26	5	1,7·10 ⁻⁴	8	1,2·10 ⁻⁴	14—15
Постоянный сброс 1 ТБк/год ¹³⁷Cs в заливе Новой Земли в течение 10 лет						
Вода, Бк/м ³	3,7·10 ³	10	4,3·10 ⁻²	10—11	3,0·10 ⁻²	12—13
Седименты, Бк/кг	2,4·10 ²	13	1,6·10 ⁻³	14—15	1,2·10 ⁻³	20

Как видно из данных, приведенных в [237] и [17] (табл. 1.13, рис. 1.29 и 1.30), они дают либо слишком общие, либо частные представления об опасности и не воспроизводят целостную картину распространения радионуклидов в арктическом регионе, а также не рассматривают затонувшие АПЛ.

Принимая во внимание масштабный характер расположения мест гибели и затопления объектов с ОЯТ в северо-западной части арктического региона, охватывающей Норвежское, Баренцево и Карское моря, а также близость расположения отдельных из них к сопредельным государствам и перспективы использования Северного морского пути в международных интересах, недопустимо довольствоваться прогнозами локального и регионального уровней.

В свете трагических событий, произошедших 11 марта 2011 г. на АЭС «Фукусима-1» в Японии, необходимо иметь достаточно полное представление о трансграничном переносе техногенных радионуклидов. Не следует забывать и о последствиях переизбыточного сброса в 1980-х годах жидких радиоактивных отходов радиохимическими предприятиями «Селлафилд» в Ирландское море.

Прогноз, выполненный в [228; 229; 13; 14] для Дальневосточного региона применительно к объектам транспортировки ОЯТ и РАО АПЛ с Камчатки в Приморский край, показал, что в случае аварийного затопления судна, перевозящего

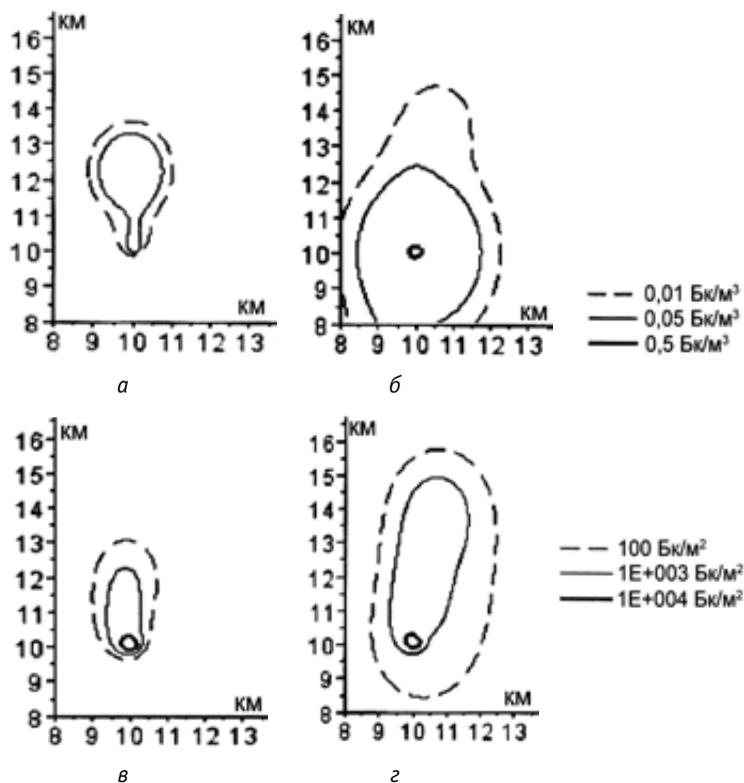


Рис. 1.29. Прогноз распространения техногенных радионуклидов в морской воде (а, б) и донных отложениях (в, г) от источника 0,01 ТБк через 6 и 12 ч после разрушения контейнера с ТРО

до 10 ПБк радиоактивных веществ, возможно возникновение крайне неблагоприятных событий, связанных с широкомасштабным радиоактивным загрязнением морской среды. При этом радиоактивные вещества через год будут обнаруживаться не только на поверхности моря за сотни-тысячи километров от источника загрязнения, но и на глубинах до 500 м. На таких расстояниях их содержание будет невелико и составит доли-единицы-десятки Бк/м³, что ниже допустимых норм, но будет играть большую психологическую роль для восприятия последствий аварии населением (рис. 1.31 и 1.32 [229; 13; 14]).

Последствия аварии на АЭС «Фукусима-1» показали оправданность прогноза [229; 13], выполненного за шесть лет до трагедии, по масштабу радиоактивного загрязнения и проникновению радионуклидов в нижележащие слои морской воды, а также по ожидаемым уровням радиоактивного загрязнения.

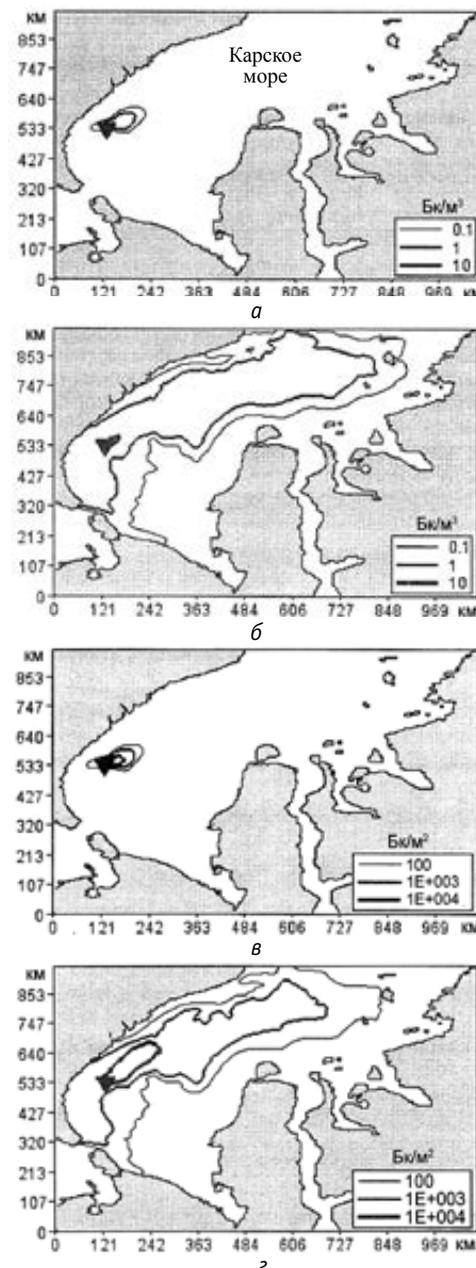


Рис. 1.30. Прогноз распространения техногенных радионуклидов в морской воде (а, б) и донных отложениях (в, г) от источника 25 ТБк через 5 и 50 дней после разрушении объекта с ОЯТ

Отметим, что в результате этой аварии по различным оценкам в морскую воду поступило от 13,5 до 27,1 ПБк ¹³⁷Cs. В частности, по данным японского правительства и АЭС-оператора ТЕРСО в море попало 13,5 ПБк [268], по данным Института океанографии в Вудс-Холе (Массачусетс, США) — 16,2 ПБк [335], по данным Института радиационной защиты и ядерной безопасности (IRSN) Франции — 27,1 ПБк ¹³⁷Cs [336].

Специалисты Института океанографии в Вудс-Холе сообщили, что в водах Тихого океана в июне 2011 г. в 300—600 км от берега Японии обнаружили следы поверхностного радиационного загрязнения, вызванного аварией на АЭС «Фукусима-1». Уровень удельной активности ¹³⁷Cs в морской воде по трассе обследования изменялся от величины, не превышающей 3 Бк/м³, до 4000 Бк/м³ (рис. 1.33 [337]). Кроме того, не только в воде, но и в рыбе были обнаружены ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs.

Исследования, проведенные под патронажем Русского географического общества с 17 августа по 11 сентября 2012 г. на НИС Росгидромета «Академик Шокальский», показали, что ¹³⁷Cs к этому времени распространился еще дальше — на 500—800 км к востоку от АЭС «Фукусима-1». Содержание ¹³⁷Cs в морской воде составило 10—20 Бк/м³, а ¹³⁴Cs в отдель-

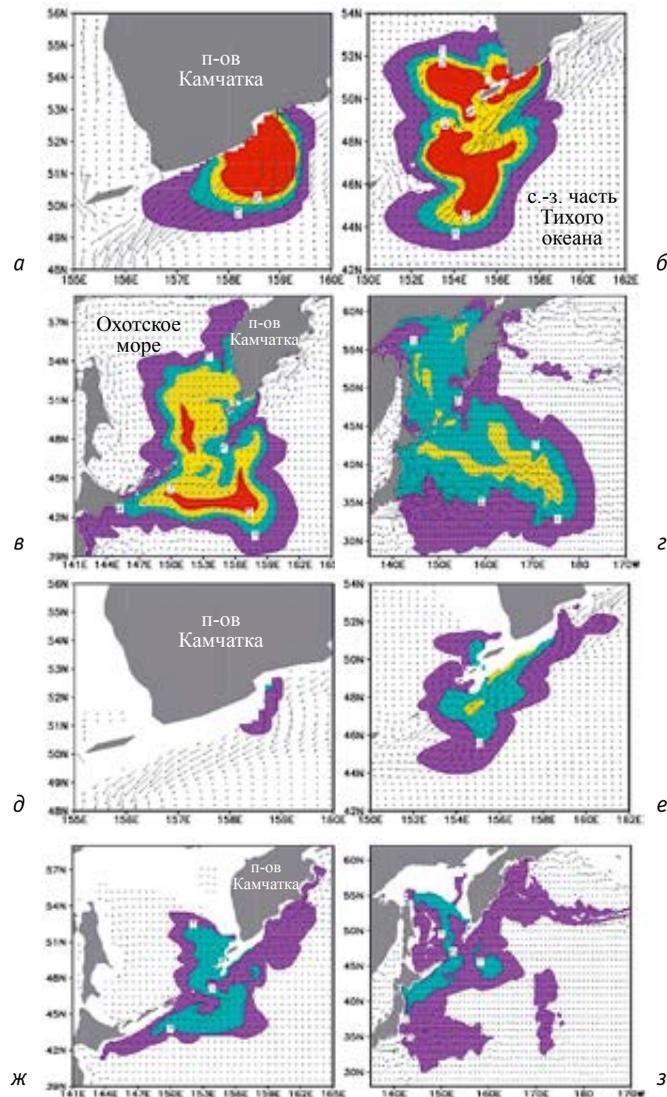


Рис. 1.31. Прогноз распространения техногенных радионуклидов на поверхности воды в северо-западной части Тихого океана (а—б) и на глубине 500 м от точечного источника мощностью 10 ПБк (д—з), расположенного на выходе из Петропавловска-Камчатского для времени: 5 сут (а, д), 1,5 мес (б, в), 4 мес (д, е) и 12 мес (ж, з) соответственно (гипотетическая авария). Цифрами 1 и 2 отмечены граница области 1 Бк/м³, которая примерно на 30% превышает концентрацию ¹³⁷Cs в фоне, и 370 Бк/м³, равная предельно допустимой концентрации, установленной для неизвестного радионуклидного состава радиоактивного загрязнения морской воды в [210]

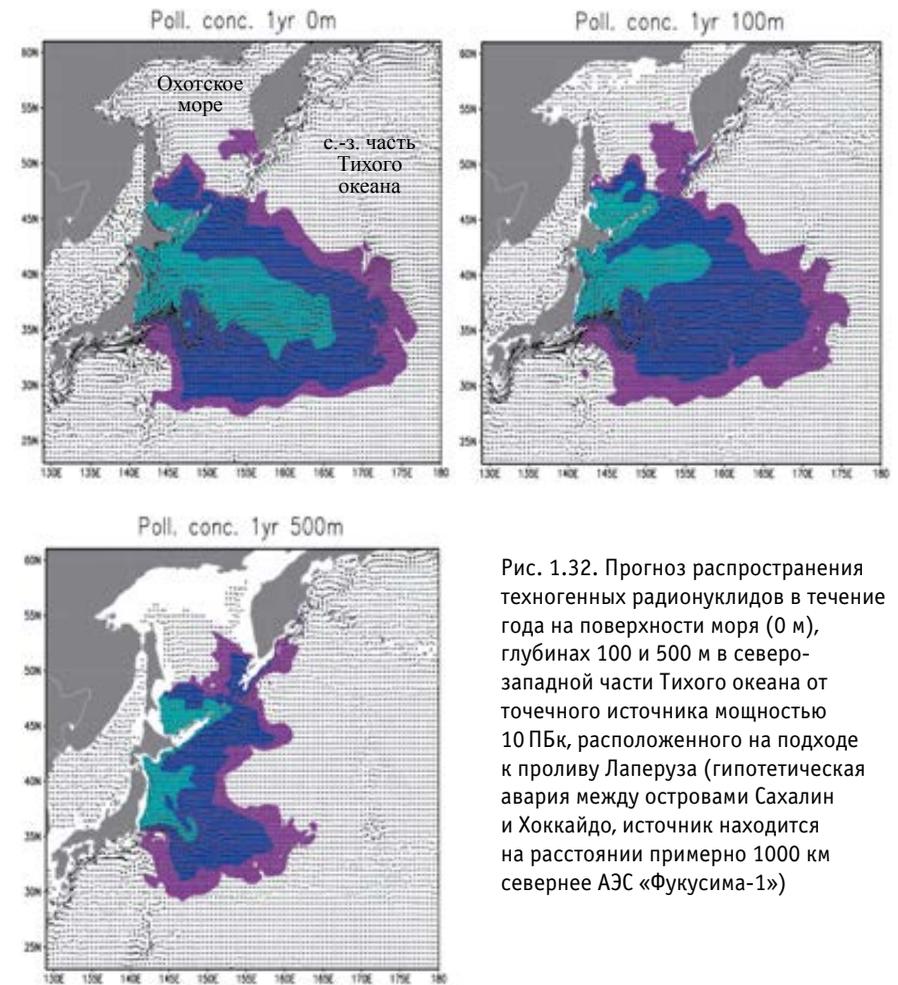


Рис. 1.32. Прогноз распространения техногенных радионуклидов в течение года на поверхности моря (0 м), глубинах 100 и 500 м в северо-западной части Тихого океана от точечного источника мощностью 10 ПБк, расположенного на подходе к проливу Лаперуза (гипотетическая авария между островами Сахалин и Хоккайдо, источник находится на расстоянии примерно 1000 км севернее АЭС «Фукусима-1»)

ных пробах достигало 7—8 Бк/м³, хотя ранее ¹³⁴Cs в этом районе океана отсутствовал (рис. 1.34 [338]).

Экспедиционные исследования показали, что техногенные радионуклиды проникли на глубину до 200 м. Сравнительный анализ содержания ¹³⁷Cs на поверхности и на нижележащих горизонтах позволил прийти к заключению о переносе загрязненных водных масс из района, прилегающего к аварийной АЭС, в восточном направлении преимущественно на глубинах более 50 м.

Присутствие ¹³⁴Cs — маркера фукусимских выбросов и сбросов радиоактивной воды в море — было обнаружено и в трех пробах тихоокеанской сайры

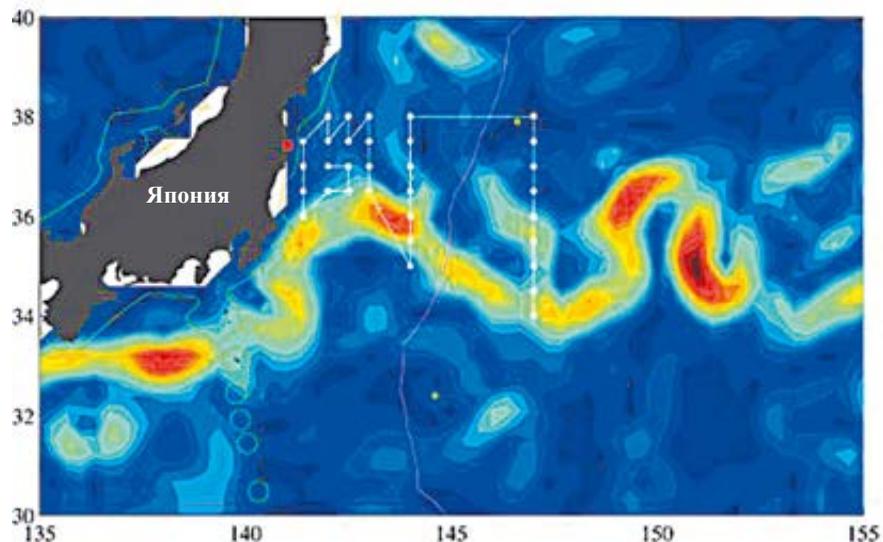


Рис. 1.33. Маршрут передвижения судна и станции отбора проб в Тихом океане в районе расположения АЭС «Фукусима-1» в июне 2011 г. включая ожидаемую траекторию переноса ^{137}Cs течением Куроисио (показана желтым и красным цветом).
Изображение: Ken Buesseler, Океанографический институт в Вудс-Холе

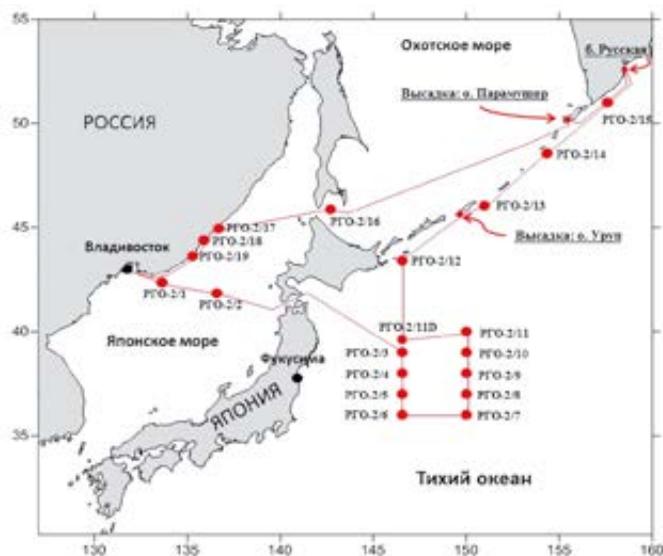


Рис. 1.34. Маршрут передвижения НИС «Академик Шокальский» в радиоэкологической экспедиции 2012 г. (РГО — радиационный и гидрологический отбор проб)

(*Cololabis saira*), выловленной у Южных Курил в 2011 и 2012 гг., что еще раз подтвердило широкомасштабность радиоактивного загрязнения Тихоокеанского региона [199].

Исследования ИВМ РАН по моделированию Мирового океана продолжают и имеют разностороннюю направленность. Они включают Атлантику, а также Северный Ледовитый океан и входящие в них моря, для которых разработана модель совместной циркуляции [230]. Основная цель проводимых на данный момент с ее помощью вычислительных экспериментов состоит в оценке способности модели воспроизводить изменения наблюдаемой структуры среднемесячных гидрофизических параметров океана, к которым относят поля температуры, солёности, плотности, компоненты скорости течений на избранных по вертикали горизонтах, уровень океана и пр. Это важно не только для изучения самого океана, но и для решения различных прикладных задач (изучение изменчивости климата, перемещения и таяния льдов и пр.).

К одной из таких задач относится и прогноз глобального (трансграничного) переноса техногенных радионуклидов в морской среде, включающий получение информации об их пространственно-временном поведении, оценку содержания радионуклидов в морской воде, донных отложениях, биоте, что непосредственно связано с вопросами обеспечения безопасности длительного хранения на дне затонувших и затопленных ЯРОО.

В этой области представляют интерес результаты предварительных исследований, выполненные норвежскими специалистами, которые связаны с оценкой последствий радиоактивного загрязнения морской воды, включая биоту, от непрерывно действующего источника и при залповом выбросе ^{137}Cs (100%-ном) из ядерных реакторов АПЛ «Комсомолец» и «К-159» в районах их затопления (рис. 1.35 [325]).

Для расчетов применялась океаническая 3D-модель ROMS (Региональная система моделирования океана), которая покрывает поверхность океана горизонтальной сеткой 4×4 км, а информацию по атмосферным воздействиям и тепловым потокам использует из набора данных ERA40 [321; 419]. В качестве примера фрагменты прогноза, полученные с помощью модели ROMS, показаны на рис. 1.36 [325].

Из данных, приведенных на рис. 1.36, видно, что направления переноса и масштабы радиоактивного загрязнения морской воды за один и тот же период при 100%-ном выходе ^{137}Cs из затонувших АПЛ «Комсомолец» и «К-159», несмотря на относительную близость их взаимного расположения (около 800 км) и сопоставимость по мощности источников ^{137}Cs , различны.

По мере перемещения прогнозируемой области радиоактивного загрязнения морской воды из района затопления АПЛ «К-159» в направлении Карского моря (см. рис. 1.36, нижний ряд, красная изолиния формируется через шесть месяцев) содержание ^{137}Cs в мышечной ткани трески с уровня 100-кратного

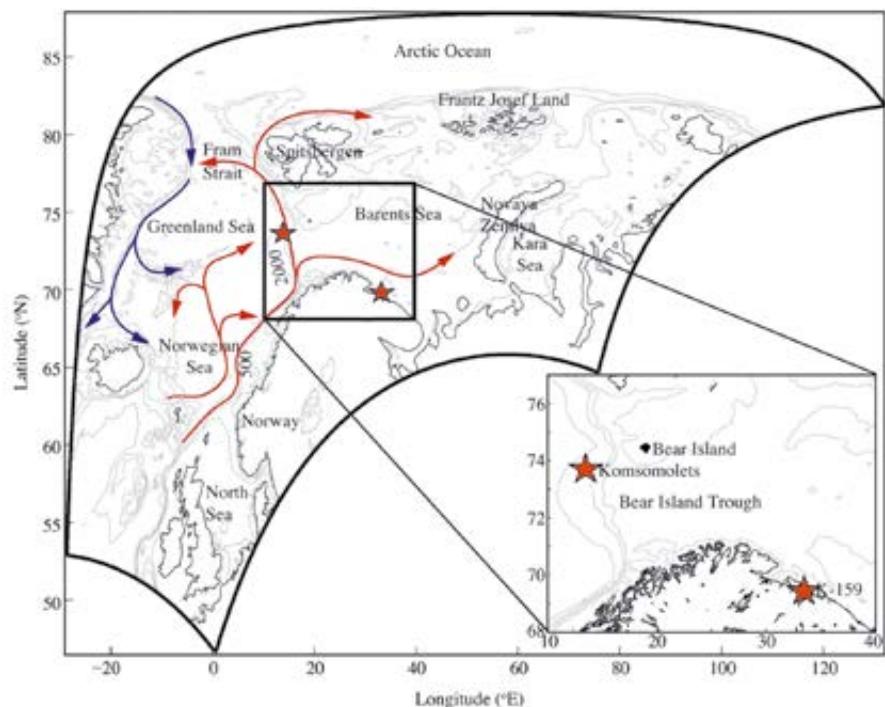


Рис. 1.35. Районы гибели АПЛ «Комсомолец» и «К-159» (обозначены звездочками) в Норвежском и Баренцевом морях и определяющие направления перемещение холодных (синие стрелки) и теплых (красные стрелки) водных масс

превышения фона (фон до 0,2 Бк/кг сырого веса [319]) постепенно понижается до десяти-однократного. И только в непосредственной близости от АПЛ на удалении менее 100 м содержание ^{137}Cs в треске (при условии ее постоянного пребывания в этой области, что маловероятно) может приблизиться к уровню вмешательства 600 Бк/кг, который был принят в Норвегии после Чернобыля (в России уровень вмешательства для рыбы по ^{137}Cs соответствовал 740 Бк/кг [34]).

По этой причине авторы [325] в результате прогноза пришли к выводу, что ни непрерывные утечки, ни залповые выбросы ^{137}Cs из АПЛ «Комсомолец» и «К-159» не создадут в промысловых районах его концентрацию в треске и мойве, превышающую уровень вмешательства в 600 Бк/кг живого веса.

В то же время проблема прогнозирования трансграничного переноса техногенных радионуклидов в морской среде и по пищевым цепочкам до настоящего времени остается недостаточно проработанной.

Совместные исследования ИВМ РАН (прогноз осуществлялся с применением 3D-модели динамики моря ИВМ-ИО (INM-ИО [342а; 342б]) и льда CICE-5 [321а],

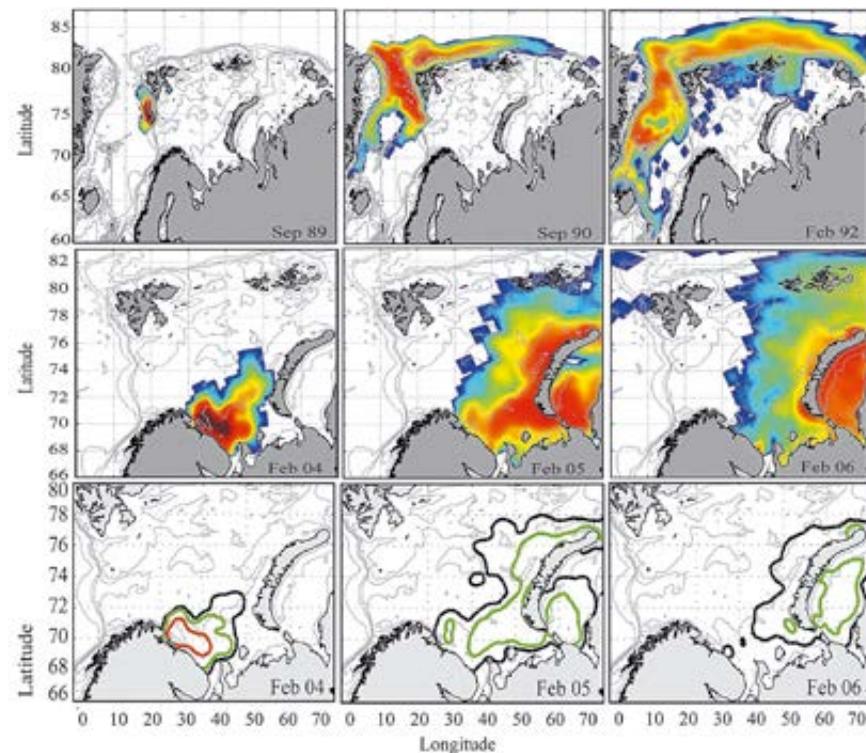


Рис. 1.36. Прогноз пространственно-временного распределения ^{137}Cs в морской воде в районе гибели АПЛ «Комсомолец» (верхний ряд) и «К-159» (средний ряд) включая кратность его накопления в треске в Баренцевом и Карском морях (нижний ряд, красная изолиния — накопление в 100 раз больше фона, зеленая — в 10 раз, черная — в 1 раз)

горизонтальное разрешение — 3 км, атмосферный форсинг — CORE-I [357а]) и ИБРАЭ РАН 2014 г. [84а; 386а], связанные с прогнозом и оценкой радиологической опасности, ожидаемой от находящейся в течение длительного времени на дне Баренцева моря АПЛ «К-159», показали, что в целом российские и норвежские данные имеют сопоставимые значения.

Однако со временем влияние на получаемые результаты начинают оказывать неидентичность используемых методов и способов прогнозирования, а также полнота учета внешних и внутренних факторов, играющих существенную роль при моделировании (рис. 1.37 [15а]).

Из данных, приведенных на рис. 1.37, видно, что уже через полгода наблюдается расхождение в прогнозе переноса наиболее активной части радионуклидов (центральная область). Пространственное несовпадение данных на юго-вос-

токе Баренцева моря между российскими и норвежскими результатами моделирования достигает размеров Печорского моря. Отмечаются расхождения и на внешних границах. Не идентичны прогнозы поступления радионуклидов в Белое и Карское моря.

Дальнейшие исследования показали, что на пространственные различия в перемещении ^{137}Cs на поверхности моря влияет и сезонный фактор (лето-зима), проявление которого связано с моментом поступления радионуклидов в воду и последующим распространением в течение длительного времени (рис. 1.38).

При нахождении источника радиоактивного загрязнения на поверхности моря через месяц ^{137}Cs достигает дна и спустя полгода в глубинном слое воды (100—200 м) начинает перемещаться в северо-восточном направлении (кон-

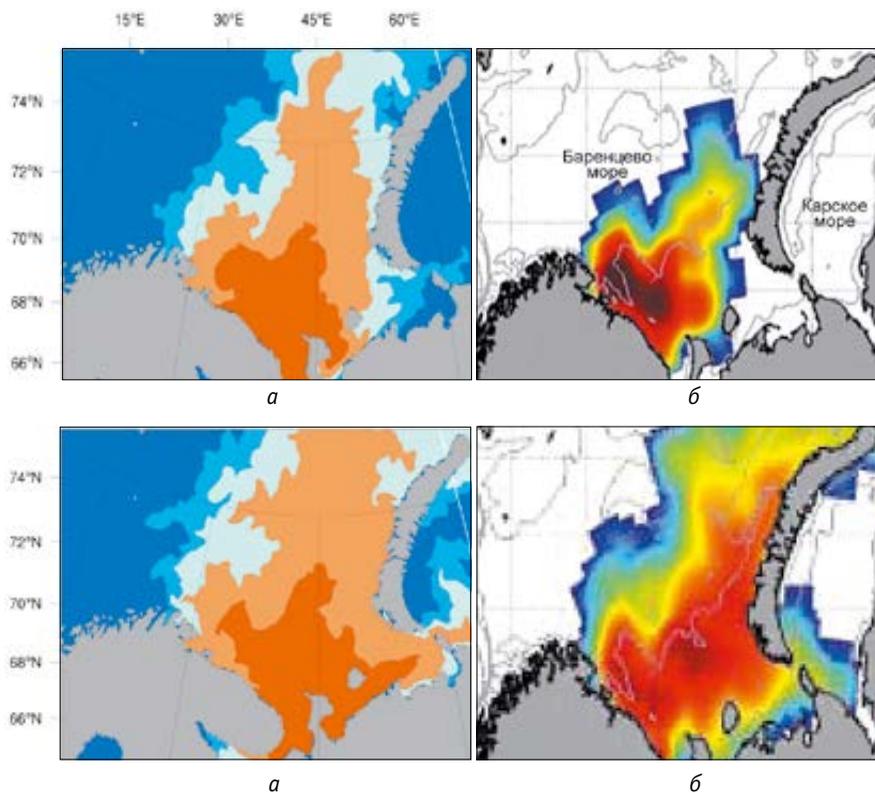


Рис. 1.37. Сравнение результатов прогноза пространственного распределения ^{137}Cs на поверхности Баренцева моря в районе гибели АПЛ «К-159» по данным российских (а) и норвежских (б) специалистов при 100%-ном мгновенном его выходе в окружающую среду через 6 и 12 мес (верхний и нижний ряды, мощность источника гипотетически предельная — $(1—5) \cdot 10^{15}$ Бк)

такт морской воды с донными отложениями приведет к радиоактивному загрязнению грунта). В то же время в верхнем слое (3—50 м) он продолжит (центральная область) дрейфовать на восток (рис. 1.39).

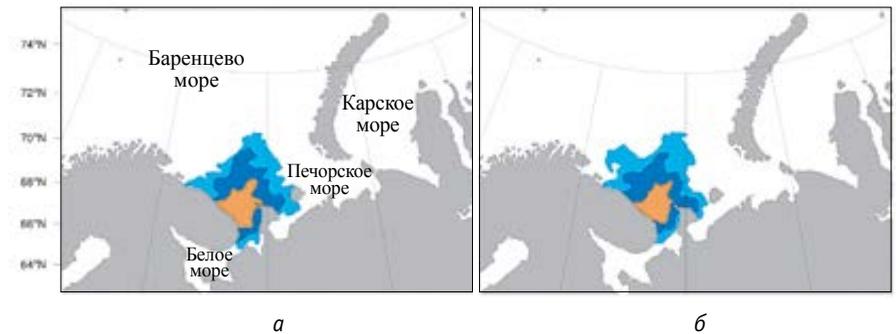


Рис. 1.38. Сравнение результатов прогноза пространственного распределения ^{137}Cs на поверхности моря в районе гибели АПЛ «К-159» через 6 мес после гипотетической аварии: мгновенный выброс — лето (а), зима (б) (мощность источника — $5 \cdot 10^{13}$ Бк)

Следует обратить внимание, что использование при прогнозе мощности источника залпового выброса ^{137}Cs на уровне $5 \cdot 10^{13}$ Бк (допустимый выход из АПЛ при СЦР в реакторе; в главе 3 будет показано, что при коррозионном разрушении ЯЭУ выход будет еще на один-два порядка меньше), а не $5 \cdot 10^{15}$ Бк [325] качественно меняет представление о потенциальной радиоэкологической опасности АПЛ «К-159» (для сравнения см. рис. 1.37 и 1.39).

Из данных, приведенных на рис. 1.39, следует, что в случае возникновения чрезвычайной ситуации практически все радиоактивные вещества будут перемещаться в восточном и северо-восточном направлениях, не приближаясь в повышенных концентрациях (более 10 кБк/м^3) к берегам Норвегии.

Соответственно ^{137}Cs , пройдя в основной своей массе через южную часть Баренцева моря, далее поступит в Белое, Печорское и Карское моря (см. рис. 1.39, $H=3 \text{ м}$). В главе 2 это более подробно рассмотрено на примере реального поступления техногенных радионуклидов из Ирландского моря в арктические моря и открытые районы Арктики, обусловленного продолжительными сбросами РАО с английского завода «Селлафилд».

Оценка опасности. Продолжая сравнивать подходы к оценке радиоэкологической опасности длительного нахождения затопленных и затонувших ЯРОО в арктических морях, необходимо обратить внимание на тот факт, что уровни вмешательства по ^{137}Cs в рыбе для норвежских и российских норм не равнозначны (600 и 740 Бк/кг соответственно). Это является показателем неоднородности предъявляемых требований к радиоактивному загрязнению объектов морской среды, заложенных в нормативно-правовой базе разных стран.

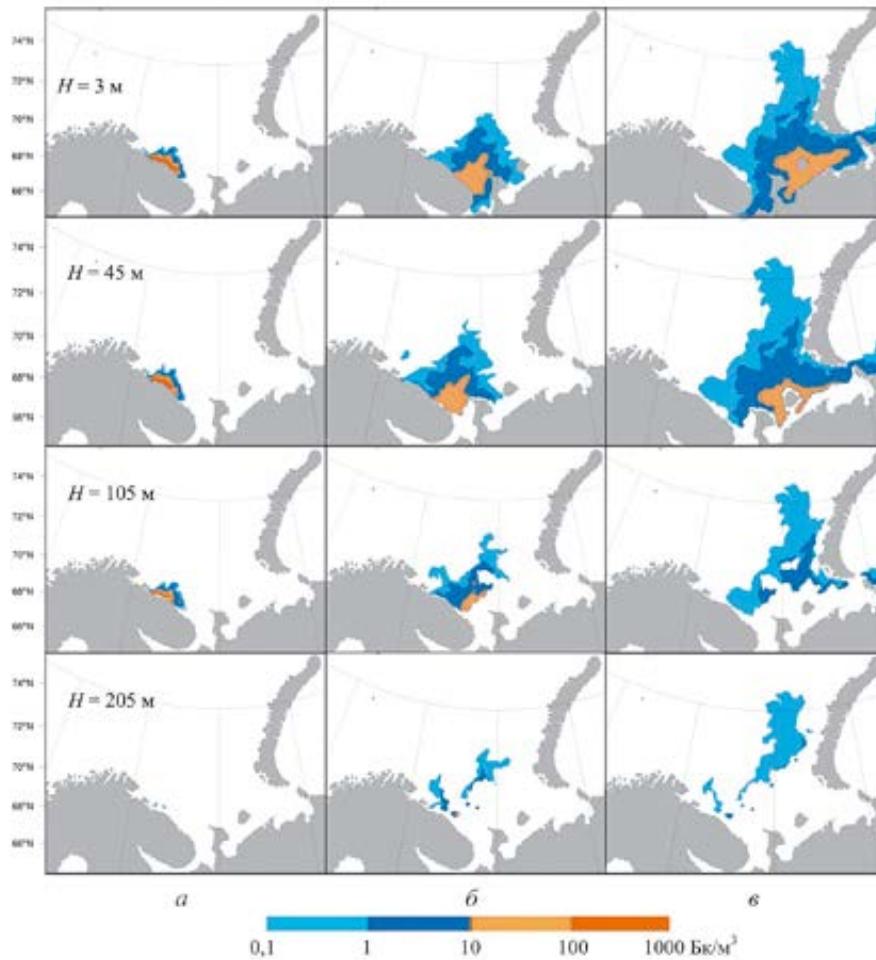


Рис. 1.39. Особенности пространственного распределения ^{137}Cs в морской воде в районе гибели АПЛ «К-159» на горизонтах 3, 45, 105 и 205 м через 1 (а), 6 (б), 12 (в) мес (залповый выброс на поверхности, источник — $5 \cdot 10^{13}$ Бк)

В [237] этот вопрос уже поднимался, но до настоящего времени он не нашел отражения и закрепления в нормативных документах.

Следует напомнить, что современная нормативно-правовая база загрязнения морской среды резко отличается от имевшей место в 70—80-х годах XX в. В тот период был обоснован и применялся в отечественной и зарубежной практике, в том числе в форме рекомендаций МАГАТЭ, ряд количественных критериев — нормы предельно допустимого сброса радионуклидов в морскую

воду, предельно допустимые концентрации в морской воде, донных отложениях и гидробионтах.

В современной нормативно-правовой базе как в нашей стране, так и за рубежом уже нет обновленных документов. Не освещают эти вопросы международные рекомендации МАГАТЭ и Международной комиссии по радиологической защите.

В России существуют только ведомственные документы [34а; 210], которые имеют внутреннее применение и остаются до настоящего времени не согласованными между собой по численным значениям оцениваемых параметров (табл. 1.14).

Таблица 1.14. Допустимые концентрации техногенных радионуклидов в морской воде и грунте, применяемые в различных ведомствах России (ограниченная выборка)

Радионуклид	В морской воде, Бк/л		В грунте, Бк/кг	
	ВМФ [210]	Росгидромет [34а]	ВМФ [210]	Росгидромет [34а]
^{51}Cr	37,00	25,90	74 000	37 000
^{54}Mn	11,10	37,00	1 480	74 000
^{55}Fe	3,70	14,80	—	15 000 000
^{59}Fe	2,96	1,11	1 110	740 000
^{60}Co	3,70	14,80	370	150 000
^{65}Zn	0,37	1,10	2 220	1 800
^{90}Sr	0,74	1,48	—	260
^{95}Nb	3,70	87,00	1 850	—
^{95}Zr	11,10	14,80	1 850	2 200
^{131}I	1,48	3,70	3 700	3 700
^{134}Cs	1,11	11,10	1 110	74
^{137}Cs	2,22	22,20	2 590	7 400
^{210}Po	0,37	1,85	—	—
^{239}Pu	1,85	7,40	—	—
Смесь неизвестного состава	0,37	—	—	—

Очевидно, что без разработки и утверждения единых критериев (допустимых концентраций) загрязнения объектов морской среды крайне сложно на формальном уровне проводить урегулирование спорных вопросов, которые могут возникнуть, например, в процессе чрезвычайных ситуаций (аварий) во время эксплуатации объектов атомного флота и одновременном промысле морепродуктов в прилегающих районах. Подобное положение может сложиться и при оценке последствий радиационной реабилитации морских акваторий.

Проблему необходимо решать не только на внутреннем, но и на международном уровне. Основой для разработки количественных значений допустимого радиационного воздействия на человека, гидробионты и биосферу может стать общепризнанное среди радиобиологов и экологов соглашение о практической безвредности воздействия радиационных факторов, соответствующих уровню удвоенного природного радиационного фона.

Спорные вопросы. Они могут произойти не только на этапе принятия решения о допустимости содержания техногенных радионуклидов в объектах морской среды, но и при прогнозной оценке угроз, которые могут возникнуть при их сверхдальнем (трансграничном) переносе, когда содержание радионуклидов в окружающей среде еще остается сопоставимым с фоном.

В этом случае значимым становится сам факт достижения радиоактивными веществами шельфа или берегов сопредельных государств, что важно для принятия превентивных мер по ликвидации ожидаемой опасности, связанной с радиоактивным загрязнением окружающей среды. В данных обстоятельствах определяющую роль играют методы идентификации техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды и их эффективность, которая определяется метрологической обеспеченностью, минимальным уровнем измерения удельной (объемной) активности, погрешностью и воспроизводимостью результатов. Оценить эффективность этих методов стало возможно после нескольких международных экспедиций в Арктике и Тихоокеанском регионе по данным Норвегии, Дании, России, Японии и Южной Кореи при посредничестве МАГАТЭ (Морской лаборатории Агентства — MEL) в 1992—1995 гг., которые были связаны с решением проблемы захоронения ЯРОО в морях [414; 347; 348].

В ходе экспедиционных исследований каждую пробу морской воды и донных отложений разделяли на равные части, которые впоследствии независимые лаборатории стран-участниц самостоятельно анализировали в береговых условиях. По истечении 6—12 мес проводился сравнительный анализ полученных результатов, и непротиворечивые данные принимали как значимые.

Для получения сопоставимых результатов перед каждой экспедицией представители Морской лаборатории МАГАТЭ распространяли по всем лабораториям контрольный образец грунта с неизвестной активностью и радионуклидным составом. Сравнительный анализ данных позволял получить представление о точности и степени сходимости результатов, которых можно ожидать от различных стран и лабораторий (табл. 1.15 [44]).

Таблица 1.15. Результаты независимого определения удельной активности техногенных и природных радионуклидов в контрольной пробе грунта Японского моря различными лабораториями (1994 г., интеркалибровка методов, Бк/кг сухого веса)

Лаборатория	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac	²²⁶ Ra	^{239,240} Pu
1	1120 ± 5	< 0,5	137 ± 2	139 ± 1	88 ± 1	0,010±0,002
2	1080 ± 28	< 1,3	—	123 ± 6	82 ± 5	—
3	1262 ± 12	< 0,4	160 ± 3	157 ± 3	74 ± 2	—
4	1200 ± 20	< 1,9	131 ± 3	140 ± 3	78 ± 2	0,018±0,004
5	1176 ± 14	< 1,1	131 ± 2	140 ± 3	85 ± 1	—
6	1163 ± 15	—	132 ± 2	143 ± 3	76 ± 2	0,009±0,002
<i>Среднее</i>	<i>1170</i>	<i>—</i>	<i>132</i>	<i>140</i>	<i>80</i>	<i>0,010</i>

Из данных, приведенных в табл. 1.15, следует, что не все лаборатории могли определять удельную активность ¹³⁷Cs на минимальном уровне 0,4—0,5 Бк/кг. Для отдельных из них она соответствовала 1,3—1,9 Бк/кг. Разброс данных относительного среднего для ⁴⁰K, ²⁰⁸Tl и ²²⁸Ac мог достигать 8—30% против заявляемого 1—5%, а для ^{239,240}Pu — 10—180% (180% — грубая ошибка).

Последующий статистический анализ данных, полученных по результатам морских экспедиций для ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu, показал еще большие различия [44]. Выяснилось, что результаты параллельных независимых измерений одной и той же пробы морской воды и грунта различным образом группируются относительно средневзвешенных значений:

- данные Японии равновероятно распределялись относительно средневзвешенного;
- результаты Норвегии по ¹³⁷Cs были сопоставимы с Японией, а по ⁹⁰Sr — с MEL;
- данные MEL в 80% случаев, а Южной Кореи в 70% случаев были занижены;
- лаборатории НПО «Тайфун» в 80—100% случаев давали завышенные результаты.

По результатам трех экспедиций различия между единичными наблюдениями (параллельный анализ одной пробы несколькими лабораториями) могли достигать 200—500% (отличались в 2—5 раз).

Однако в основной массе (до 95%) погрешность определения ⁹⁰Sr составляла 15—60%, ¹³⁷Cs — 20—120% и ^{239,240}Pu — 60—120%. В тех случаях, когда она не превышала 25%, достигалась высокая воспроизводимость результатов несколькими независимыми лабораториями (коэффициент взаимной корреляции соответствовал 0,91—0,96). При увеличении погрешности до 35% ко-

эффицент корреляции снижался до 0,59—0,81, а при 50% не превышал 0,5. Для получения приемлемой воспроизводимости результатов и определения соотношения ^{137}Cs / ^{90}Sr в морской воде требуется погрешность измерений не более 10—15%.

Ни одна из лабораторий не была застрахована от грубых ошибок (отдельные результаты измерений отличались от средневзвешенного в 2—5 раз и более), количество которых составляло 1—3%. Эти ошибки выявляли путем сравнения подобных данных с результатами независимых измерений, выполненных параллельно другими лабораториями, и при отсутствии соответствующих подтверждений исключали из последующего анализа.

Следует отметить, что в течение 20 лет состояние проблемы по минимизации погрешности измерений лабораторными и экспресс-методами анализа радионуклидов в объектах морской среды с удельной активностью, сопоставимой с фоном, существенно не изменилось, и она требует дальнейшего решения (табл. 1.16 [320]).

Таблица 1.16. Результаты независимого определения удельной активности техногенных радионуклидов в контрольной пробе грунта Карского моря различными лабораториями (2012 г., интеркалибровка методов, Бк/кг сухого веса)

Страна (организация)	^{137}Cs	^{90}Sr	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am
Норвегия (NRPA) *	45,6 ± 3,6	—	< 0,008	0,34 ± 0,05	0,26 ± 0,04
Норвегия (IFE) *	34,3 ± 2,1	0,45 ± 0,13	0,018 ± 0,010	0,31 ± 0,05	0,26 ± 0,06
Россия (НПО «Тайфун»)	35,0 ± 1,0	0,63 ± 0,13	—	0,33 ± 0,05	—
МАГАТЭ (MEL) *	39,2 ± 3,9	—	0,018 ± 0,005	0,38 ± 0,02	0,27 ± 0,02
<i>В среднем</i>	<i>38,5</i>	<i>0,54</i>	<i>0,018</i>	<i>0,34</i>	<i>0,26</i>

* NRPA — Norwegian Radiation Protection Authority, IFE — Institute for Energy Technology, MEL — Marine Environment Laboratories.

Из данных, приведенных в табл. 1.16, следует, что погрешность определения удельной активности техногенных радионуклидов ведущими международными лабораториями осталась практически на прежнем уровне: для ^{137}Cs она может достигать 10—18%, ^{90}Sr — 18—20%, а ^{238}Pu — 30—220% (220% — грубая ошибка), хотя для $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am представлена высокая степень сходимости результатов.

Установлено [44], что при отсутствии подтверждений не менее чем двумя независимыми лабораториями грубые ошибки могут быть интерпретированы как факт радиоактивного загрязнения окружающей среды в местах, где оно не происходило. На это внимание читателя будет обращено в главе 2 в подразделах 2.2.1 и 2.3.4.

Грубые ошибки могут стать причиной и международных разногласий. Например, в пресс-релизе, представленном СМИ в Южной Корее в 1994 г. по результатам оценки радиоактивного загрязнения районов захоронения ТРО в Японском море [347], были приведены не совпадающие данные о содержании ^{137}Cs в одной и той же пробе донных отложений (результаты экспресс-анализа на борту судна). Российские специалисты оценили его концентрацию на уровне 3 Бк/кг, что соответствует фону, а японские — в 7 Бк/кг, что соответствует загрязнению. И только через 12 месяцев вопрос был окончательно закрыт в результате независимых измерений, выполненных специалистами Морской лаборатории МАГАТЭ, которые показали, что содержание ^{137}Cs в этой пробе соответствовало 2,96 Бк/кг.

Места затоплений ЯРОО. До настоящего времени нет полноты представлений о точном местонахождении всех затопленных ЯРОО. По результатам морских экспедиций 1991—2012 гг., которые ориентировались на места затоплений (координаты), приведенные в [237], техническими средствами подтверждено нахождение только части из них [111]:

- АПЛ «Комсомолец» (экспедиции 1991—1995, 2007 гг.), «К-27» (1993—1994, 2004—2006, 2012 гг.) и «К-159» (2003, 2007, 2014 гг.);
- экранной сборки с частью ОЯТ реактора № 2 ледокола «Ленин» (2004—2006, 2010—2012 гг.).

Известно приблизительное место расположения реакторных отсеков АПЛ заказов № 901 и 285, но однозначно техническими средствами они не идентифицированы (экспедиции 1994, 2002, 2004—2006, 2012 гг.).

Экспедиции МЧС России 2013 г. в Новоземельской впадине не удалось найти реактор АПЛ заказа № 421 с ОЯТ. На данный момент для этих ЯРОО необходимо продолжение поиска и подтверждение техническими средствами мест их фактического нахождения.

Глава 2. Радиоэкологическая обстановка в местах гибели и затопления ядерно и радиационно опасных объектов

Гибель АПЛ «Комсомольск», «Курск», «К-159» — трагические события, каждое из которых имеет свои причины, индивидуальные особенности и радиоэкологические последствия. Соответственно для подобных условий не была предусмотрена специальная подготовка АПЛ к затоплению. Тем не менее одна из определяющих защитных операций осуществлялась автоматически — останов работы реактора с целью обеспечения ядерной безопасности и предотвращения тяжелых радиоэкологических последствий.

В сравнении с гибелью АПЛ захоронение ЯРОО и РАО в морях относится к плановым и осознанным видам деятельности. Ведущие ядерные державы практиковали его в период с 40-х по 90-е годы прошлого века, а некоторые из них продолжают и до настоящего времени. Такой подход получил распространение в связи с естественным желанием с минимальными затратами удалять ядерно и радиационно опасные объекты из ближней сферы обитания человека в дальнюю. Значительные глубины затопления и относительно низкая подвижность водных масс по сравнению с воздушной средой гарантируют меньшую опасность и большую защиту населения от радиационного воздействия отходов на человека включая среду его обитания.

Предварительно выполненные НИОКР позволили обосновать выбор районов, пригодных для слива жидких и затопления твердых РАО, допустимые активность и частоту сливов/сбросов, разработать методы учета и контроля удаляемых отходов, организовать мониторинг определения содержания радионуклидов в морской воде, донных отложениях и гидробионтах, определить допустимые концентрации продуктов деления, актинидов и активации для оценки качества окружающей морской среды и пр.

Многолетняя практика подтвердила обоснованность принятых решений и практическую радиационную безопасность затопления РАО в морях. Достаточно указать, что за все время проведения таких операций ни разу не зарегистрировано каких-либо радиационных инцидентов и тем более аварий при сливе жидких и затоплении твердых РАО и ни единого случая вылова рыбы с концентрациями радионуклидов, превышающими допустимые по международным рекомендациям и отечественным нормам радиационной безопасности. Естественно, не было и случаев повышенного радиационного воздействия на население, потребляющего такие морепродукты или проживающего вблизи мест затопления РАО. Дозы облучения критической группы населения практически не отличаются от доз, обусловленных естественным радиационным фоном и глобальными выпадениями.

Сведения о радиоэкологической обстановке в местах затопления ядерных и радиационно опасных объектов и динамике ее изменения приведены в упомянутой выше публикации «Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию (“Белая книга-2000”)» [237]. Вследствие малого тиража она была быстро распродана и стала библиографической редкостью, труднодоступной даже для специалистов. В настоящем разделе они обобщены и дополнены новыми данными.

2.1. Содержание техногенных радионуклидов в арктических морях

К наблюдениям за содержанием техногенных радионуклидов в арктических морях Государственный комитет по гидрометеорологии СССР приступил в 1961 г. С этого времени проводились измерения суммарной бета-активности радионуклидов, а в 1962—1963 гг. лаборатории перешли на определение ^{90}Sr в морской воде, что позволило проследить динамику изменения концентрации этого радионуклида в арктических морях.

Результаты систематических наблюдений Госкомгидромета на меридиане Кольского залива до $71^{\circ}30'$ северной широты свидетельствуют, что содержание ^{90}Sr в поверхностных водах Баренцева моря изменялось неравномерно. В период максимальных радиоактивных выпадений от атмосферных ядерных испытаний, проводившихся США и СССР в 1961—1962 гг., наблюдалось наибольшее содержание ^{90}Sr в морской воде (рис. 2.1).

После подписания в 1963 г. Московского договора «О запрещении испытаний ядерного оружия в трех средах: в атмосфере, космическом пространстве и под водой» на Новоземельском полигоне стали производиться только подземные ядерные взрывы.

Соответственно удельная активность ^{90}Sr в морской воде Баренцева моря понизилась с 20—23 Бк/ м^3 в 1963—1965 гг. до 8—10 Бк/ м^3 в 1970 г. Однако в 1979—1981 гг. вновь произошло ее увеличение до 14—16 Бк/ м^3 , но уже в связи со сбросами ЖРО в Ирландское море из английского радиохимического завода «Селлафилд», и только после 1990 г., когда эти сбросы заметно снизились, она стала приближаться к фону 3—4 Бк/ м^3 .

Осло-Парижская конвенция OSPAR-93 по защите морей от недопустимых загрязнений, ратифицированная, в частности, Великобританией и Францией, не наложила запрета на сброс ЖРО в Ирландское море из «Селлафилда» и предусматривает полное прекращение всех сбросов радиоактивных и химических веществ в моря, омывающие Европу (в том числе в Ирландское море), а также в пролив Ла-Манш только к 2018 г.

Концентрацию ^{137}Cs измеряли реже, чем ^{90}Sr . Как правило, содержание этого долгоживущего радионуклида определяли во время специальных исследований

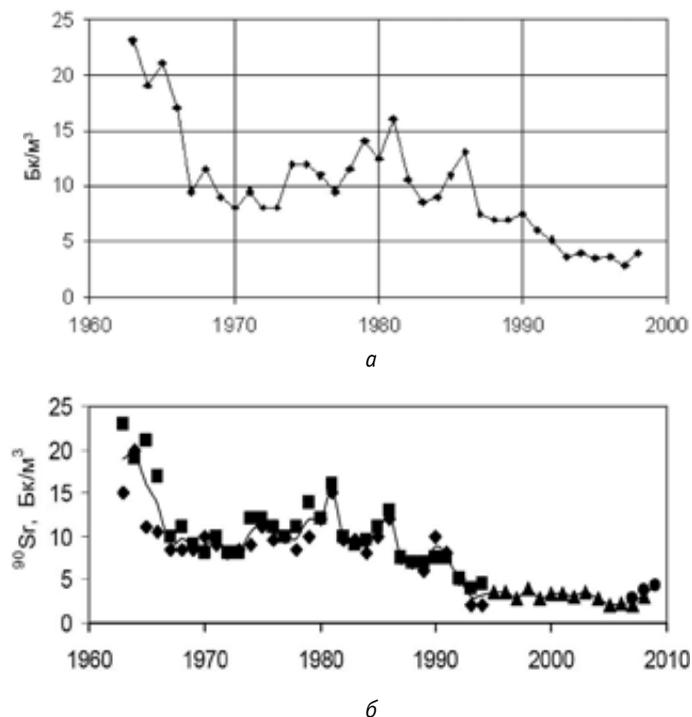


Рис. 2.1. Среднегодовая концентрация ^{90}Sr в поверхностных водах на меридиане Кольского залива (а) и в Баренцевом море (б), Бк/м³ [418; 193; 195—198; 261а]

радиоактивности отдельных акваторий морей арктического региона, проводившихся на экспедиционных судах. Первыми исследованиями такого рода были радиационные обследования Белого и Баренцева морей в 1970 г. и Карского моря в 1971 г. Содержание ^{137}Cs в поверхностных водах Белого моря в 1970 г. находилось в пределах 7—15 Бк/м³ (0,2—0,4 нКи/м³), ^{90}Sr — 17—19 Бк/м³ (около 0,5 нКи/м³). В поверхностных водах Баренцева моря в 1970 г. концентрация ^{137}Cs составляла 4—11 Бк/м³ (0,1—0,3 нКи/м³), ^{90}Sr — 7—9 Бк/м³ (около 0,2 нКи/м³). В поверхностных водах Карского моря в 1971 г. содержание ^{90}Sr лежало в пределах от 6 до 28 Бк/м³ (0,2—0,8 нКи/м³), тогда как в 1963 г. изменялось от 18 до 85 Бк/м³.

Однако в 1972 г. наблюдениями западногерманского Гидрографического института были выявлены относительно высокие концентрации ^{134}Cs и (0,3—0,6 Бк/м³) в водах юго-западной части Баренцева моря. Этот факт объяснили поступлением радионуклидов с водами Норвежского течения, загрязненного радиоактивными отходами с заводов по переработке отработавшего ядерного топлива.

В 1978 г. экспедиция НПО «Тайфун» также обнаружила в водах юго-западной части Баренцева моря ^{134}Cs в концентрации 0,4—0,6 Бк/м³ (0,01—0,02 нКи/м³), источником появления которого являлись ЖРО, сбрасываемые в море из «Селлафилда». В 1982 г. во время 12-го рейса научно-исследовательского ледокола «Отто Шмидт» было проведено обследование радиоактивности Гренландского, Норвежского, Баренцева и Карского морей, которое подтвердило, что на радиационную обстановку в западных арктических морях стало заметно влиять поступление радиоактивных отходов с «Селлафилда» (рис. 2.2 [29]).

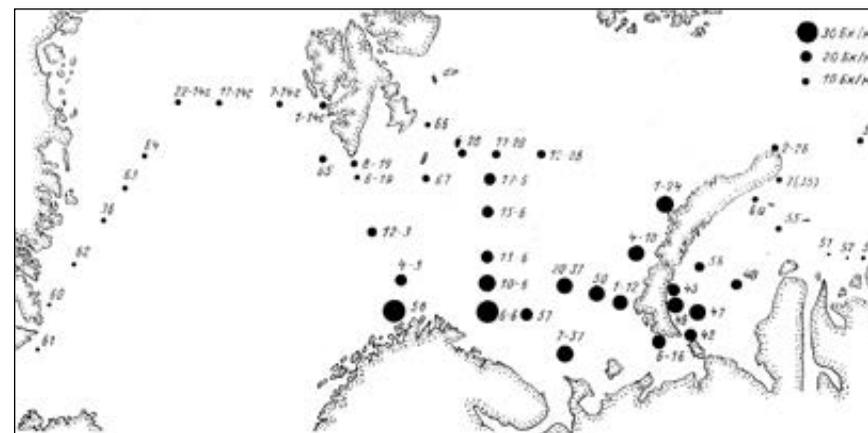
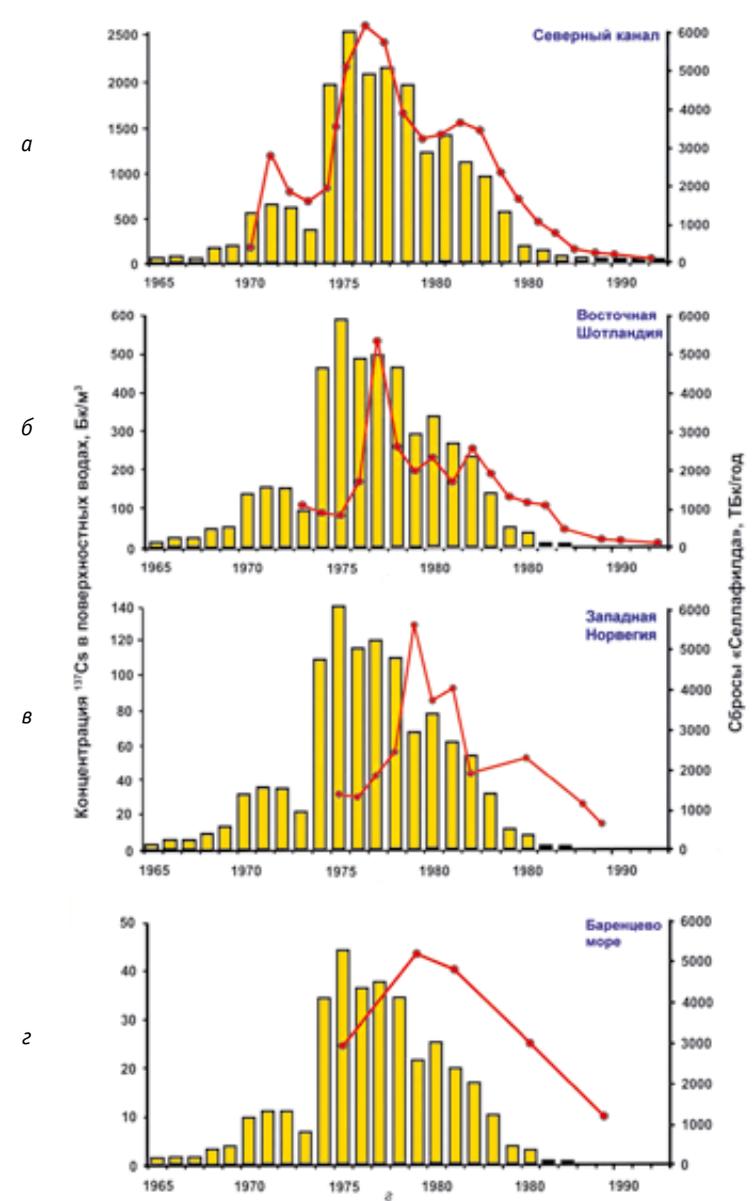
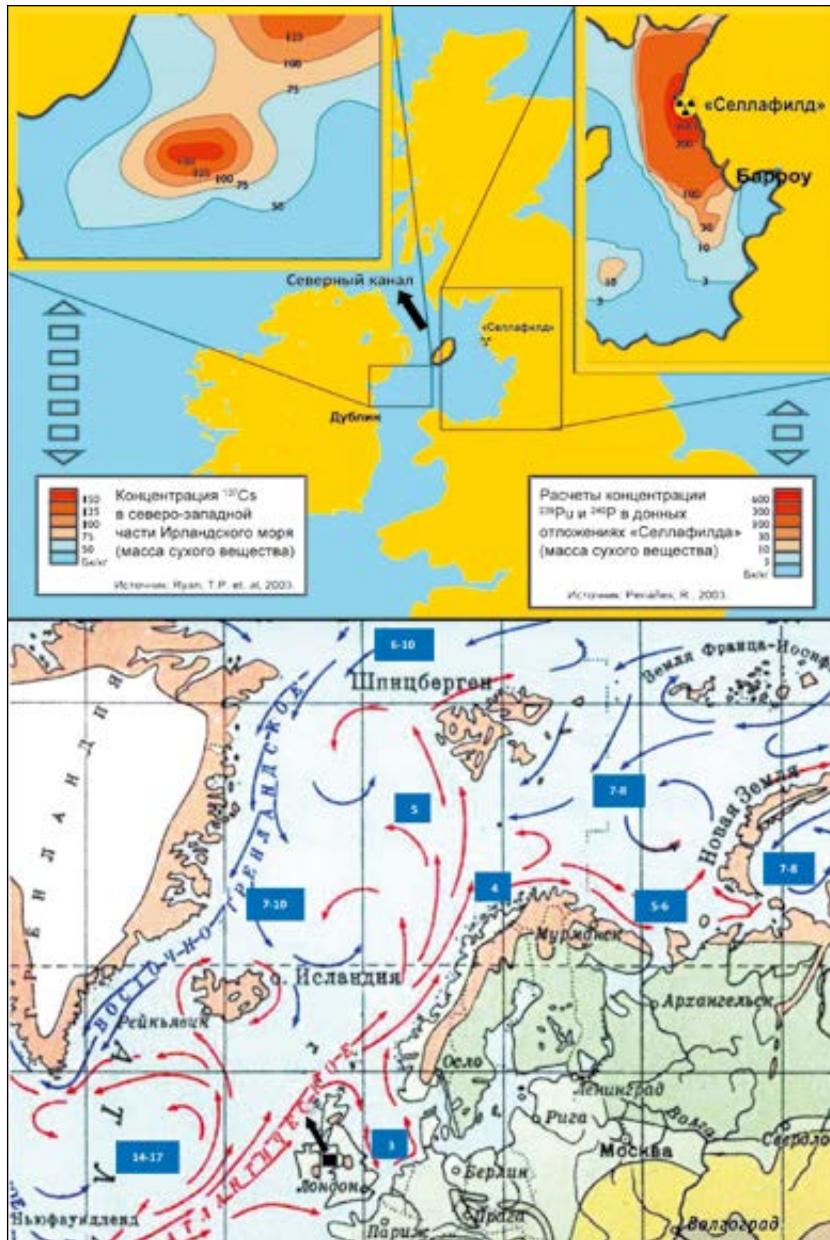


Рис. 2.2. Расположение станций отбора проб и распределение концентрации ^{137}Cs в поверхностных водах Гренландского, Норвежского, Баренцева и Карского морей в 1982 г. Цифры у точек означают номер пробы, диаметр кружка пропорционален величине концентрации

По результатам экспедиции 1982 г. был сделан вывод, что отходы «Селлафилда» распространяются и за пределы обследованных акваторий — в Северный Ледовитый океан и Белое море. Поэтому НПО «Тайфун» в 1984 г. провело натурные исследования радиоактивности Белого моря, а в 1985—1987 гг. — Северного Ледовитого океана с дрейфующей станции «Северный полюс-27» [28; 160].

Поступление отходов «Селлафилда» было признано не только отечественными исследователями, но и зарубежными специалистами [351; 389; 363; 391; 390] как определяющий фактор загрязнения северо-западной Арктики. Из данных, приведенных на рис. 2.3 и 2.4, видно, что техногенные радионуклиды, пройдя через год Северный канал, спустя два года оказались в районе Восточной Шотландии, а через четыре года — у Северной Норвегии. На пятый-шестой год они поступили в южную часть Баренцева моря и далее, разделившись на две ветви относительно Новой Земли, через семь-восемь лет частично поступили в Карское море и в северную часть Баренцева моря.



После 1990 г. количество ЖРО, сбрасываемых с завода «Селлафилд», было снижено в десятки раз по сравнению с максимумом, имевшим место в 1975—1978 гг., что незамедлительно сказалось на уменьшении содержания техногенных радионуклидов в морях северо-западной части Арктики. Это было подтверждено в ходе совместной российско-норвежской экспедиции 1992 г. в Карском и Баренцевом морях. Полученные в дальнейшем в различных морских экспедициях данные о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде свидетельствуют об устойчивой тенденции снижения их концентрации в течение последующих лет (табл. 2.1 и 2.2, рис. 2.5).

Таблица 2.1. Концентрация ^{90}Sr в водах Карского моря в 1963—1996 гг., Бк/м³ (нКи/м³) [237]

Годы	Поверхностные воды		Придонные воды	
	Диапазон	Среднее	Диапазон	Среднее
1963	18—56 (0,5—1,5)	41 (1,1)	—	—
1964	18—85 (0,5—2,3)	41 (1,1)	—	—
1971	6—28 (0,16—0,76)	14 (0,38)	6—13 (0,16—0,35)	8 (0,22)
1982	7—21 (0,19—0,57)	12 (0,32)	9—12 (0,24—0,32)	11 (0,30)
1992 *	3—12 (0,08—0,32)	6 (0,16)	3—6 (0,08—0,16)	5 (0,14)
1995—1996	1,5—6,8 (0,04—0,18)	3,3 (0,09)	0,6—2,8 (0,02—0,08)	1,8 (0,05)

* Результаты российско-норвежской экспедиции 1992 г. [415].

Таблица 2.2. Концентрация ^{137}Cs в поверхностных водах юго-западных районов Баренцева и Карского морей в 1972—2000 гг., Бк/м³ (нКи/м³) [237]

Годы	Баренцево море	Карское море
1972	6—10 (0,16—0,27)	—
1978	14—18 (0,38—0,49)	—
1981	30—50 (0,8—1,35)	—
1982	25—37 (0,68—1,0)	18—27 (0,49—0,73)
1992	5 (0,14)	3—8 (0,08—0,22)
1995—1996	—	5,2—7,1 (0,14—0,19)
2000	2—3 (0,05—0,08)	—

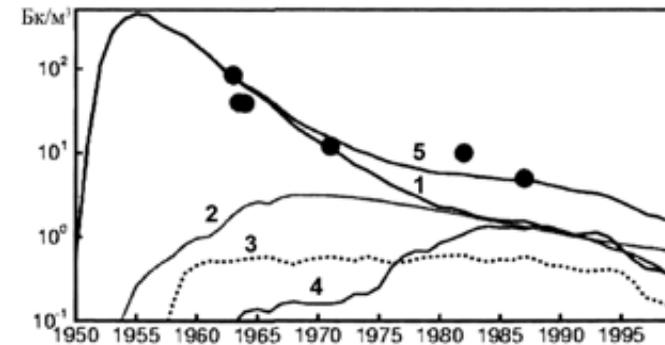


Рис. 2.5. Концентрация ^{90}Sr в морской воде в открытых районах Карского моря с оценками вклада основных источников: 1 — атмосфера, 2 — реки, 3 — «Селлафилд», 4 — река Енисей [316], 5 — натурные данные (обозначены кружками) [408]

Следует обратить внимание, что в течение всего периода содержание техногенных радионуклидов в морской воде контролируемых районов было существенно меньше международных рекомендаций и действующих в России норм.

Процесс самоочистки морских акваторий не столь скоротечен, как атмосферы (по оценкам [261а] время уменьшения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в два раза в Баренцевом море составляет 6—12 лет).

Еще в течение нескольких десятилетий последствия сливов ЖРО в Ирландское море будут проявляться в окружающей среде. Так, на морских акваториях, прилегающих к побережью Норвегии, в 1998—2004 гг. были обнаружены такие характерные для ЖРО «Селлафилда» радионуклиды, как ^{137}Cs , ^{99}Tc , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr — в морской воде и ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am — в донных отложениях (рис. 2.6 и 2.7) [329; 391; 390; 406].

Из приведенных данных видно, что после 1995—2000 гг. в открытых районах Карского и Баренцева морей наблюдаются наиболее низкие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде за весь период мониторинга. Это подтверждается и данными последующих наблюдений в 2006—2010 гг., которые были получены норвежскими и российскими специалистами в рамках совместного проекта по радиоэкологическому мониторингу прибрежной и открытой частей Баренцева моря [364].

Исследования показали, что содержание в поверхностном слое морской воды ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ практически сопоставимо между регионами и составляет 3—5, 2—4 и 0,08—0,10 Бк/м³ соответственно. Несколько различается содержание ^3H , которое в прибрежных водах в результате поверхностных стоков несколько выше и составляет 700—1000 Бк/м³, а в открытых районах находится в пределах 400—800 Бк/м³.

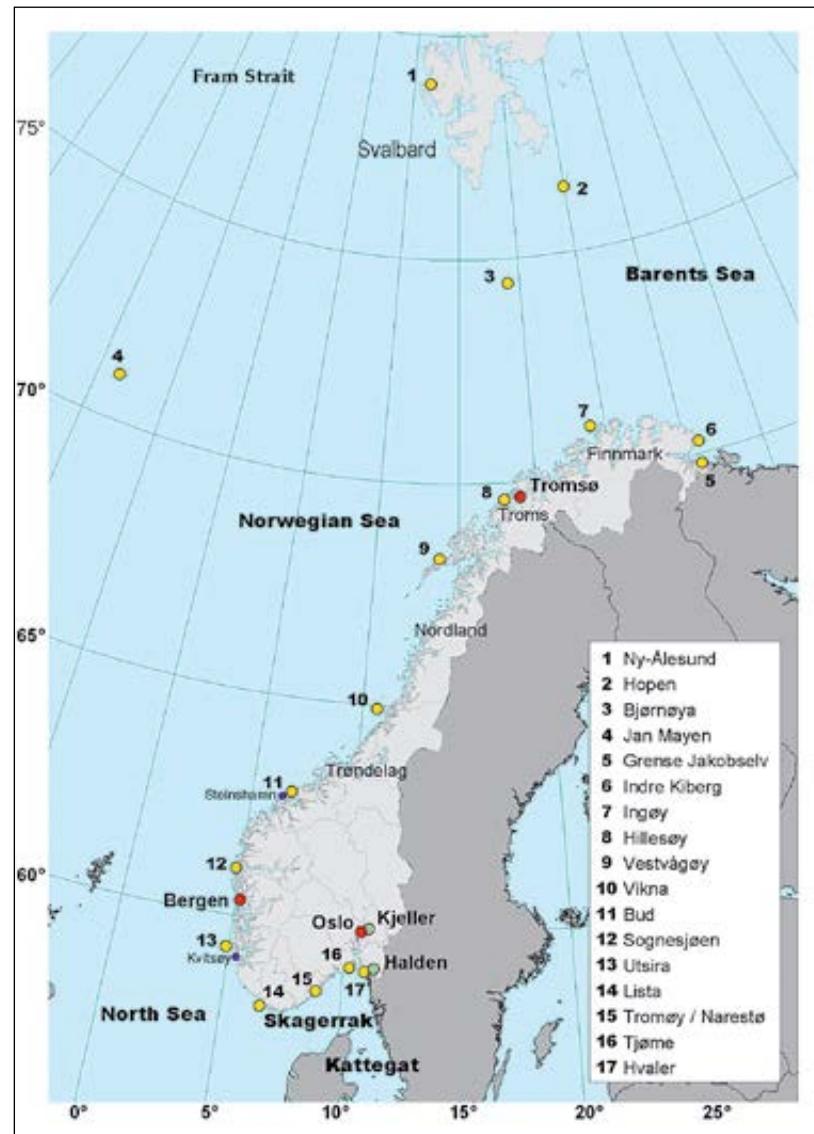


Рис. 2.6. Места отбора проб морской среды в Северном, Норвежском и Баренцевом морях для определения содержания техногенных радионуклидов в морской среде у побережья Норвегии

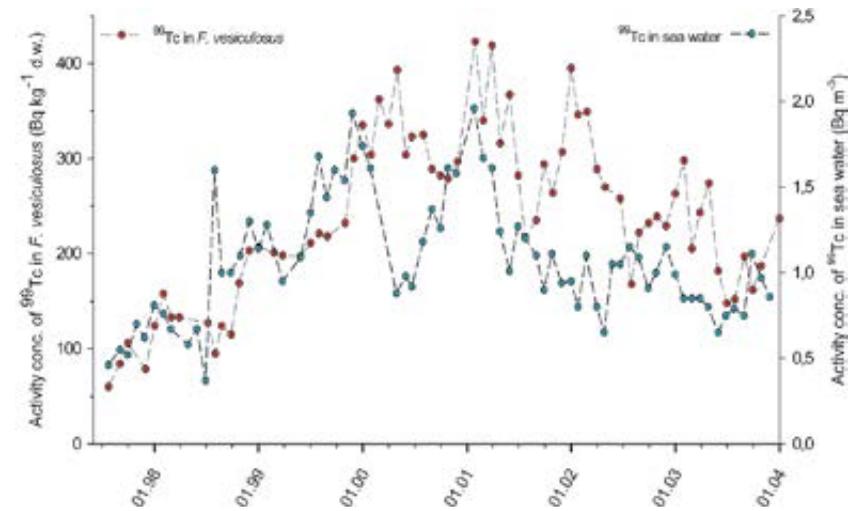


Рис. 2.7. Изменение содержания ^{99}Tc , поступившего с ЖРО «Селлафилда» в Норвежское море, в морской воде и водорослях *Fucus vesiculosus* у побережья Норвегии в 1998—2004 гг.

При этом результаты российско-норвежской экспедиции 1992 г. показали, что воздействие сброшенных и захороненных радиоактивных отходов ВМФ СССР и России не имеет заметного проявления на фоне, обусловленном другими источниками [415].

Общая тенденция наметившегося в 1970—1980-х годах снижения атмосферных выпадений и загрязнения прилегающих территорий техногенными радионуклидами после прекращения испытаний ядерного оружия в атмосфере и космическом пространстве позитивно сказалось на снижении и стабилизации содержания ^{137}Cs в верхнем трехсантиметровом слое донных отложений Баренцева и Карского морей (табл. 2.3, рис. 2.8 [6]).

Таблица 2.3. Содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений Баренцева и Карского морей в 1970—1992 гг., Бк/м² [418; 412]

Год	Баренцево море	Карское море
1970	150—1900	—
1971	—	160—660
1982	70—580	70—580
1992	135	120—500

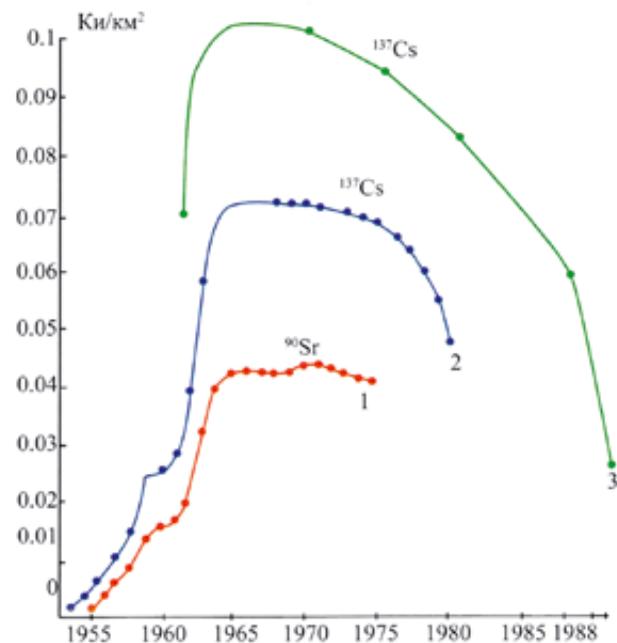


Рис. 2.8. Изменение средней плотности загрязнения почвы техногенными радионуклидами в различные годы на территории СССР/России (1, 2) и на архипелаге Новая Земля (3)

В целом последствия сброса в Ирландское море ЖРО из «Селлафилда» незначительно отразились на загрязнении донных отложений Баренцева моря. Концентрация ^{137}Cs в поверхностном (0—2 см) слое практически на всей акватории по состоянию на 2001—2006 гг. изменялась в пределах 1—5 Бк/кг за исключением Кольского залива, что характерно для фона региона (рис. 2.9 [253; 100а; 261а]).

Как видно из рис. 2.9б, исключение представляет бухта Черная, расположенная в южной оконечности архипелага Новая Земля со стороны Баренцева моря. Повышенное содержание ^{137}Cs (от 50 до 100 Бк/кг и выше) сохраняется вблизи губы Черной и внутри нее, что обусловлено последствиями проведения подводных и надводных ядерных испытаний.

Первый ядерный взрыв на полигоне был подводным. В районе губы Черной 21 сентября 1955 г. на глубине 12 м была взорвана торпеда Т-5 с ядерной боеголовкой мощностью до 3,5 кт тринитротолуола (рис. 2.10 [274; 341; 342]. Для сравнения: в 1945 г. на Хиросиму была сброшена атомная бомба мощностью 20 кт тринитротолуола.

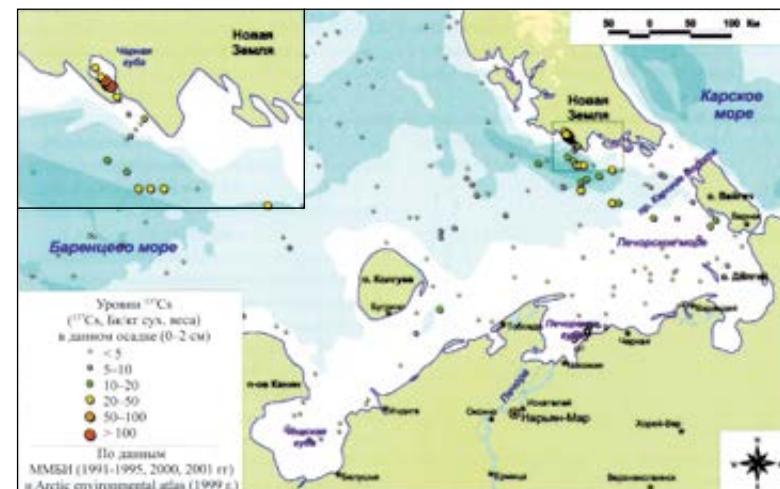
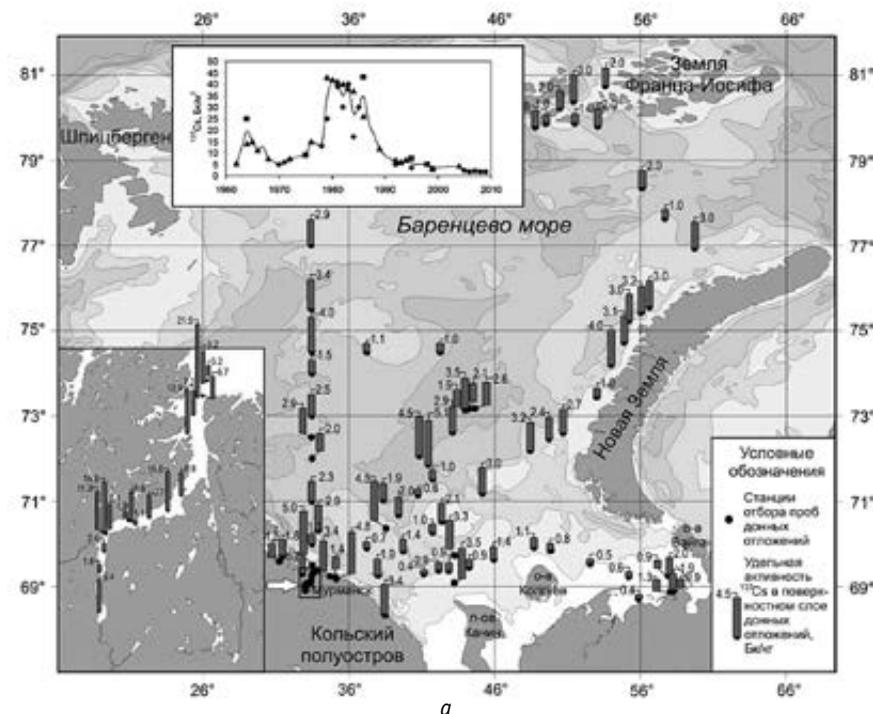


Рис. 2.9. Содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений на акватории Баренцева моря в 2001—2006 гг. (а) и южной ее части включая Печорское море (б) в 1991—2001 гг.

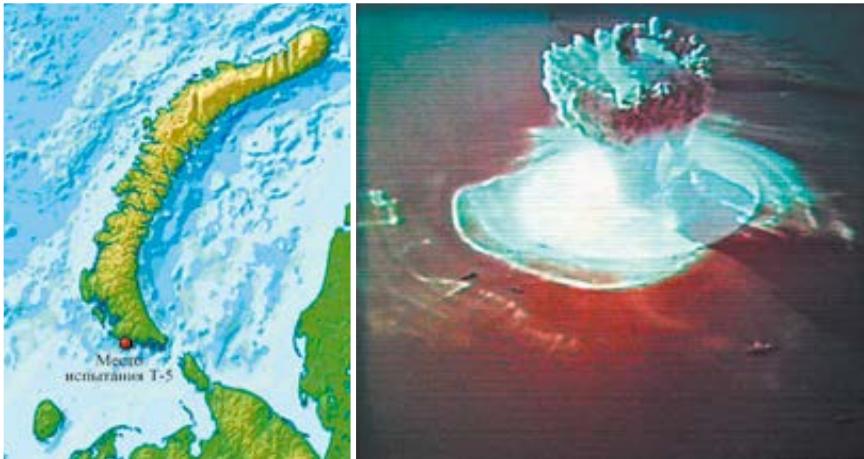


Рис. 2.10. Подводный ядерный взрыв торпеды Т-5 с зарядом мощностью до 3,5 кг тринитротолуола в районе губы Черная на глубине 12 м (9 сентября 1955 г.)

Вследствие проведенных в районе бухты Черная нескольких подводных ядерных испытаний, а также ядерных взрывов, имевших контакт с подстилающей поверхностью [85; 165], произошло локальное радиоактивное загрязнение морской среды. По данным [298], в поверхностном слое донных отложений бухты Черная сохранилось повышенное содержание ^{137}Cs (20—240 Бк/кг) и $^{239,240}\text{Pu}$ (1200—7600 Бк/кг)¹. Об этом свидетельствуют и результаты исследований, представленные в обзорных монографиях [142; 141; 144; 140], а также в докладе [349], посвященном оценке выноса ^{137}Cs из бухты Черная в южную часть Баренцева моря (рис. 2.11).

Информации о содержании плутония и других радионуклидов в морской воде и донных отложениях морей арктического региона значительно меньше, чем сведений о ^{137}Cs и ^{90}Sr . Для открытых районов Карского и Баренцева морей в 1992 г. удельная активность $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностных водах составляла 1,8—7,7 мБк/м³ (0,05—0,2 пКи/м³), а в верхнем слое донных отложений Карского моря — 2,5—24 Бк/м² (0,07—0,6 мКи/км²). В Баренцевом море вблизи Карских Ворот была отобрана проба с аномально высокой его концентрацией на уровне 135 Бк/м² (3,6 мКи/км²) [415].

В 2004 г. в Карском море в Новоземельской впадине удельная активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,02 Бк/кг, а в заливах Абросимова и Степового — 0,1 Бк/кг [162]. В среднем для североевропейских морей его фоновую концентрацию в донных отложениях принимают на уровне $1,4 \pm 0,8$ Бк/кг [413].

¹ Из-за трудностей спектрального разделения вклада альфа-излучателей с близкими линиями обычно указывают суммарную активность двух изотопов плутония $^{239,240}\text{Pu}$.

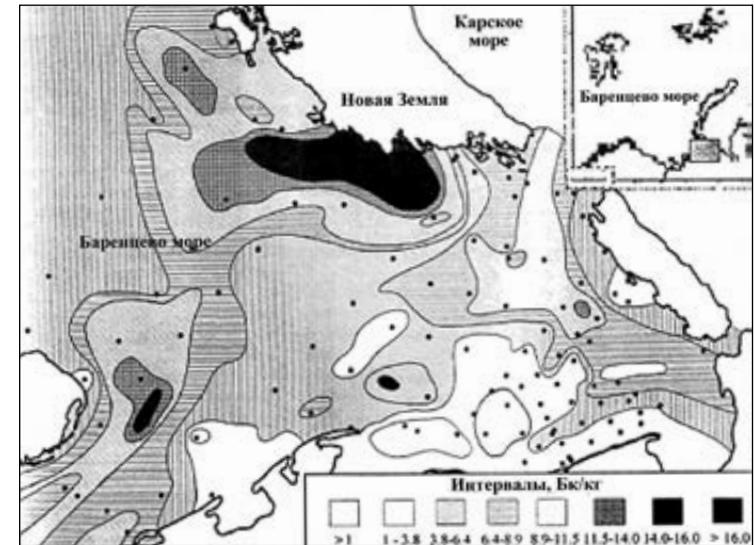


Рис. 2.11. Вынос ^{137}Cs из бухты Черная архипелага Новая Земля в южную часть Баренцева моря [349]

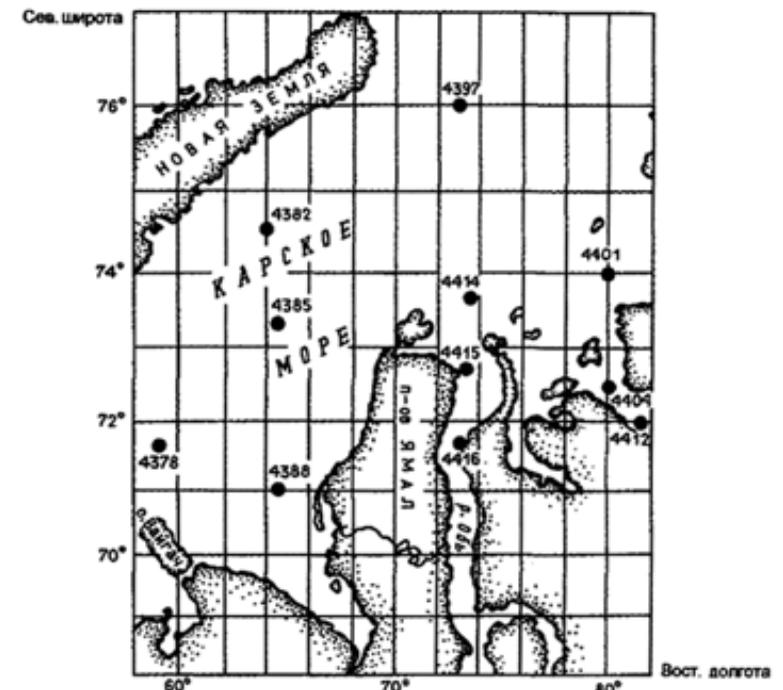


Рис. 2.12. Места отбора проб донных отложений в ходе 49-го рейса НИС «Дмитрий Менделеев» в 1993 г.

В юго-восточной части Карского моря картина несколько иная. Исследования [18] подтвердили, что в районе Новоземельской впадины (станция 4382, рис. 2.12, табл. 2.4) содержание $^{239,240}\text{Pu}$ соответствует данным [413] и составляет 0,6—1,7 Бк/кг. Однако на других станциях, относящихся к центральной части Карского моря, Обской губе и Енисейскому заливу, его концентрация возрастает до 3,0—11,5 Бк/кг, 4,8—20,5 Бк/кг и 1,4—35,5 Бк/кг соответственно.

Таблица 2.4. Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностном слое донных отложений Карского моря, Обской губы и Енисейского залива в 1993 г.

Номер станции	Удельная активность поверхностного слоя грунта, Бк/кг (сухой вес)		
	0—0,5 см	0,5—1,5 см	1,5—3,0 см
Карское море			
4378	7,4 ± 1,7	—	—
4382	0,6 ± 0,7	1,7 ± 0,5	—
4385	7,6 ± 2,8	11,0 ± 2,8	11,5 ± 3,3
4388	—	7,4 ± 2,0	—
4397	—	3,0 ± 1,0	—
Обская губа			
4414	20,5 ± 3,1	0,2 ± 0,3	≤ 0,5
4415	0,9 ± 0,3	—	—
4416	4,8 ± 0,8	—	—
Енисейский залив			
4401	—	35,5 ± 5,5	—
4404	—	—	12,7 ± 3,5
4412	—	—	13,5 ± 6,6

При этом в районе Енисейского залива содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений достигало 333 Бк/кг, что было в десятки раз выше, чем у Новой Земли, в несколько раз больше, чем в центральной части Карского моря и Обской губе (15—70 Бк/кг [392]). Из радионуклидов, однозначно обусловленных сбросами Красноярского горно-химического комбината (ГХК), в донных отложениях залива в низких концентрациях (до 5 Бк/кг) зарегистрирован ^{60}Co [162]. Это подтверждает, что сток Енисея является независимым источником радиоактивного загрязнения морской среды юго-восточной части Карского моря, не связанным с захоронениями ЯРОО.

Сведения о содержании плутония и других радионуклидов в донных отложениях прибрежных вод Кольского полуострова (Кольский и Мотовский заливы) более подробно представлены в работах [358; 387].

Общее представление о неоднородном распределении ^{137}Cs в донных отложениях Карского моря дают обобщенные данные, приведенные на рис. 2.13 [154].

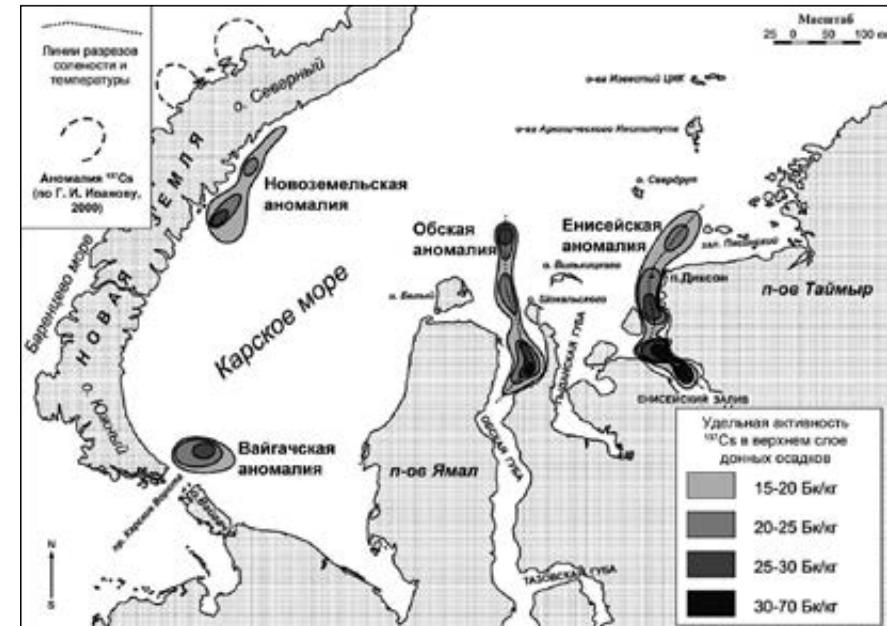


Рис. 2.13. Содержание ^{137}Cs в аномалиях, сформировавшихся за многие годы в поверхностном слое донных отложений Карского моря

По оценкам [154], Вайгачская аномалия связана с поступлением ^{137}Cs из Баренцева моря, Новоземельская обусловлена его выходом с покровного ледника Северного острова архипелага Новая Земля, подвергшегося загрязнению локальными выпадениями при проведении ядерных взрывов в атмосфере. Обская аномалия вызвана стоками обширного берегового водосбора, Енисейская — поверхностным водосбором и сбросами ГХК.

В целом следует отметить, что наблюдаемые в открытых районах Баренцева моря и северной части Карского моря концентрации ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ (кроме аномальных зон) характерны для глобального радиоактивного фона.

По данным Мурманского морского биологического института Кольского научного центра РАН, норвежского института «Akvarlan-niva», по результатам работы экспертов международной Программы арктического мониторинга

и оценки (Arctic Monitoring and Assessment Programme — АМАР), Баренцево море в последнее десятилетие признано одним из минимально загрязненных североευропейских морей [107].

2.2. Радиоактивность морской среды в районах гибели и затопления АПЛ

2.2.1. Затонувшая АПЛ «Комсомолец»

По результатам исследований, выполненных специалистами РНЦ «Курчатовский институт» в первые годы после затопления АПЛ «Комсомолец», установлено, что из корабельной ЯЭУ, разгерметизировавшейся в результате удара АПЛ о дно на глубине 1685 м, в морскую воду за год поступает 0,001—0,01% накопившихся продуктов деления [352]. Факт выхода техногенных радионуклидов за пределы АПЛ был подтвержден и специалистами ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова [129]. Указанное значение выхода техногенных радионуклидов было воспроизведено также в отчетах экспертов НАТО, работавших по проблеме трансграничного радиационного влияния атомного флота России на прилегающие государства [293; 294].

Для измерений вблизи и на борту затонувшей АПЛ в РНЦ «Курчатовский институт» были специально разработаны высокочувствительные погружные глубоководные (до 6000 м) автономные гамма-спектрометры типа РЭМ (рис. 2.14), которые в 1991 г. впервые позволили идентифицировать выход техногенных радионуклидов из рубки АПЛ «Комсомолец» (рис. 2.15).



Рис. 2.14. Глубоководные высокочувствительные сцинтилляционные детекторы гамма-излучения серии РЭМ разработки РНЦ «Курчатовский институт»

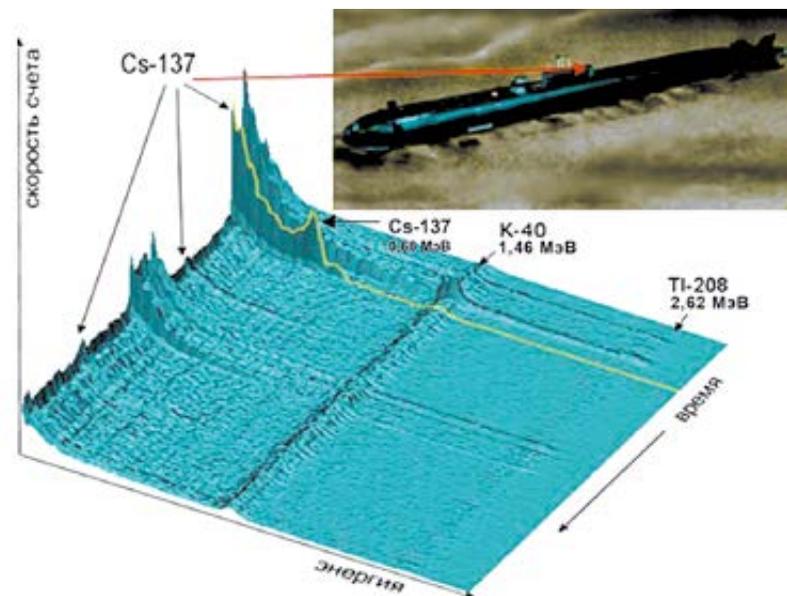


Рис. 2.15. Обнаружение выхода ^{137}Cs из рубки затонувшей АПЛ «Комсомолец» сцинтилляционным детектором РЭМ-10 в 1991 г. на глубине 1670 м

В дальнейшем с помощью гамма-спектрометров серии РЭМ регулярно проводились радиационные обследования затопленных ЯРОО в Карском море и заливах архипелага Новая Земля. Оценивалась радиационная обстановка вблизи береговых технических баз атомного флота на Кольском полуострове и в районах потенциальной разработки нефтегазовых месторождений [100; 91—94; 96; 269; 270].

Такие же исследования выполняли на затопленных и затонувших АПЛ (рис. 2.16 [269; 270]). Их результаты удовлетворительно совпали с данными независимых наблюдений, выполненных специалистами Росгидромета. Содержание ^{137}Cs в морской воде в районе гибели АПЛ «Курск» в 2001 г. соответствовало фону — 1,9—2,8 Бк/м³ [88; 280; 281].

В 1993 г. специалисты ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова, разработавшие семейство погружных сцинтилляционных гамма-спектрометров серии ЭКО, с помощью глубоководного спасательного аппарата АС-34, на борту которого был размещен спектрометр ЭКО-5, также зафиксировали в морской воде возле АПЛ «Комсомолец» рядом с трубой вентиляции реакторного отсека ^{134}Cs и ^{137}Cs : содержание ^{137}Cs было на уровне 7 Бк/л (рис. 2.17 и 2.18 [129]).

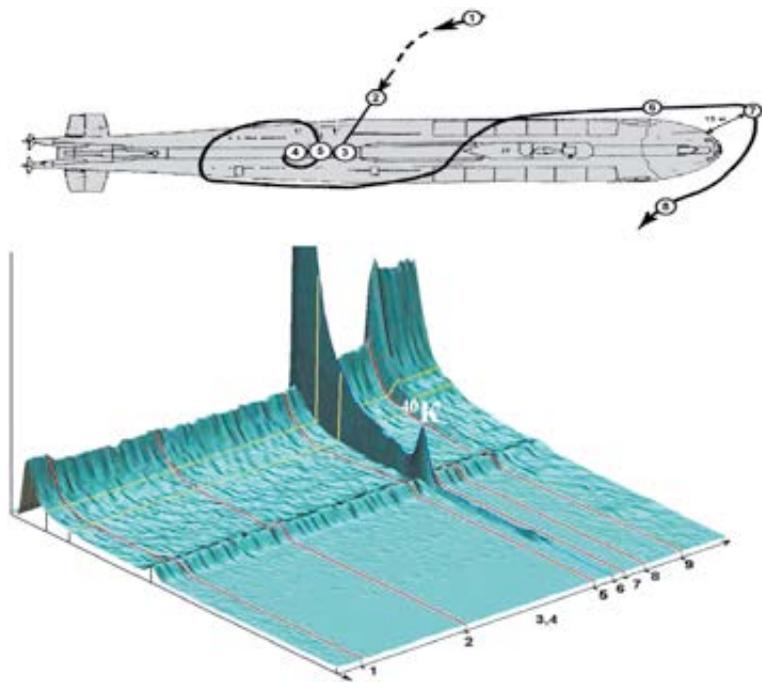


Рис. 2.16. Мониторинг радиационной обстановки на АПЛ «Курск» в 2001 г.



Рис. 2.17. Глубоководные высокочувствительные сцинтилляционные детекторы гамма-излучения серии ЭКО разработки ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова

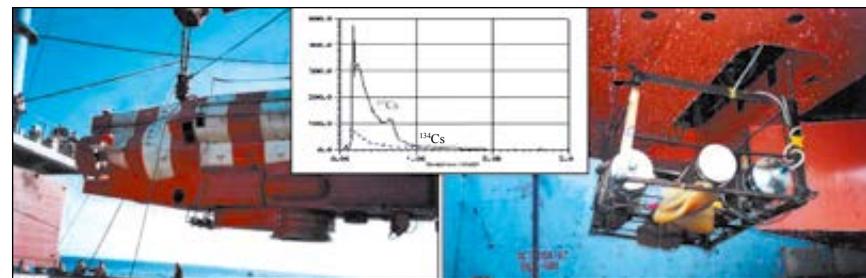


Рис. 2.18. Идентификация выхода ^{134}Cs и ^{137}Cs (сплошная линия) из затонувшей АПЛ «Комсомолец» детектором ЭКО-5 в 1993 г. на глубине 1670 м и фона (пунктир) на 1100 м с борта глубоководного спасательного аппарата АС-34

Измерения, выполненные специалистами РНЦ «Курчатовский институт» в 1993 г. непосредственно на борту АПЛ «Комсомолец», показали, что годовое поступление ^{137}Cs составляет примерно 3,7 ГБк/год (около 0,1 Ки/год) [56]. В 1994—1995 гг. с помощью малогабаритного автономного гамма-спектрометра, установленного непосредственно в месте выхода радиоактивности — в трубе вентиляции реакторного отсека, была дана верхняя оценка скорости поступления ^{137}Cs из АПЛ «Комсомолец» в окружающую среду — 370 ГБк/год (10 Ки/год). При этом содержание ^{137}Cs в воде было непостоянным и изменялось от 800 до 1600 Бк/л (рис. 2.19, концентрация ^{60}Co составляла около 6 Бк/л [94]).

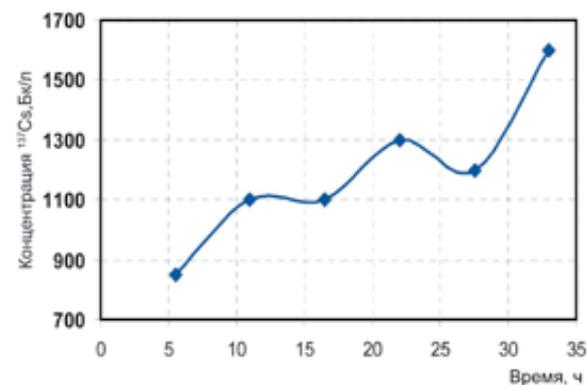


Рис. 2.19. Содержание ^{137}Cs в морской воде в трубе вентиляции реакторного отсека АПЛ «Комсомолец» в 1994—1995 гг.

В этой связи возник вопрос о всплывании радиоактивных веществ на вышележащие горизонты и поверхность моря. По расчетам российских специалистов, незначительного повышения концентрации ^{137}Cs над фоном следует ожидать на горизонтах до 100 м над АПЛ. Норвежские специалисты рассмотрели предель-

ный гипотетический случай и показали, что подъем ^{137}Cs над АПЛ в результате повышения температуры морской воды работающим реактором корабельной ЯЭУ мощностью 70 МВт не будет превышать 500 м. Таким образом, все техногенные радионуклиды при неблагоприятных условиях развития событий окажутся локализованными в ограниченном глубинном придонном пространстве в районе расположения АПЛ [282].

Комплексные экспедиционные исследования 1994 г. на НИС РАН «Академик Мстислав Келдыш», в которых принимали участие специалисты МАГАТЭ, Норвегии, Нидерландов и 12 ведущих организаций нашей страны (РНЦ «Курчатовский институт», НПО «Радиовый институт им. В. Г. Хлопина», Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Институт микробиологии РАН, ЦКБ «Рубин», ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова и др.), позволили прийти к следующим выводам [110]:

- концентрация, изотопный состав урана и плутония в воде, на взвесах и в донных отложениях соответствуют глобальным выпадениям, что свидетельствует об отсутствии в пробах техногенного урана и выхода в морскую воду оружейного плутония из торпед, оснащенных ядерными боеголовками;
- концентрация ^{137}Cs вблизи АПЛ не превышает 2—7 Бк/л (содержание природного ^{40}K в морской воде соответствует 10 ± 1 Бк/л), а внутри трубы вентиляции, через которую он поступает в окружающее пространство, — примерно 1000 Бк/л, что требует дополнительных исследований и уточнения состояния реакторной установки.

Биологические исследования, направленные на оценку возможности миграции радиоактивных веществ по пищевым цепочкам (гидрофизический перенос в основном ориентирован в горизонтальной плоскости, а в вертикальной не превышает 100—150 м), показали, что такая возможность не исключена. Вполне реален перенос техногенных радионуклидов из придонного в поверхностные слои моря рачками калянус, гипербориус, эухета норвегика, а также крилем (нектифанес норвегика и темисто абиссориум), который в наибольшем количестве был обнаружен у АПЛ «Комсомолец» и является пищевым продуктом для сельди, путассу и молоди трески [72].

Сенсационные публикации в СМИ ряда специалистов в области морской биологии о якобы выявленной ими «утечке» *обогащенного* урана и даже плутония из затонувшей АПЛ не подтвердились. Независимая экспертиза показала, что они базировались на некорректной трактовке результатов измерений проб с повышенной концентрацией *естественного* урана в донных отложениях. Не обосновано также и заключение соответствующего раздела монографии [140], что «вокруг подлодки “Комсомолец” проявляется локальная минимальная эмиссия изотопов плутония».

Многочисленные измерения, выполненные в 1990-х годах российскими и зарубежными исследователями в районе гибели АПЛ «Комсомолец» и непо-

средственно вблизи ее корпуса, не выявили значимых отличий радиационной обстановки от фоновой. По результатам натуральных исследований, описанных в [362; 402; 92; 100; 126; 121—123] и особенно детально в [169], а также в обобщающей работе [267], радиоэкологические последствия гибели АПЛ «Комсомолец» незначительны и не способны повлиять на здоровье населения прибрежных районов и гидробионты Норвежского моря. Прогноз, выполненный в [324], также подтверждает это положение.

Заключение о незначительных радиоэкологических последствиях затопления АПЛ косвенно подтверждается результатами многолетних наблюдений в местах гибели американских АПЛ «Трешер» (1963 г.) и «Скорпион» (1968 г.). При суммарной активности долгоживущих радионуклидов в их ЯЭУ, составлявшей в 1984 г. примерно 1,15 и 1,30 ПБк, в окружающую морскую воду вышло по ~ 0,04 ТБк ^{60}Co [345a]. За 30—40 лет после их гибели размеры зоны повышенной концентрации ^{60}Co не превышали 100 м [295; 296; 297].

Обобщенные данные о концентрациях техногенных радионуклидов в донных отложениях района гибели АПЛ «Комсомолец», полученные специалистами Норвежского управления по радиационной защите (NRPA) в 1993—1995 гг., представлены в сопоставлении с фоном в табл. 2.5. Из них следует, что радиационная обстановка в этом районе практически не отличается от фона, обусловленного естественными радионуклидами и глобальными выпадениями.

Таблица 2.5. Содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях в районе гибели АПЛ «Комсомолец» по результатам морских экспедиций 1993—1995 гг. в сопоставлении с фоном, Бк/кг (сухого веса) [413]

Место отбора проб	$^{239,240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{241}Am	^{137}Cs	^{134}Cs
Вблизи АПЛ, 1993 г. *	0,3 ± 0,2	0,09 **	0,2 ± 0,1	7 ± 4	1,4 ± 0,8
Вблизи АПЛ, 1994 г. *	0,4 ± 0,4	—	—	8 ± 4	0,5 ± 0,3
На юг от АПЛ (1994 г.)	0,85 ± 0,06	0,04 ± 0,01	< 0,7	5,1 ± 0,3	Н. п. д.
На запад от АПЛ (1994 г.)	—	—	0,65 ± 0,05	6,6 ± 0,6	Н. п. д.
На север от АПЛ (1994 г.)	0,95 ± 0,07	0,03 ± 0,01	< 0,96	5,4 ± 0,2	0,3 ± 0,1
На восток от АПЛ (1994 г.)	0,96 ± 0,08	0,13 ± 0,02	0,57 ± 0,05	9,7 ± 0,5	Н. п. д.
Вблизи АПЛ, 1995 г.	1,16 ± 0,08	0,04 ± 0,01	0,86 ± 0,06	7,1 ± 0,4	0,6 ± 0,3
Североевропейские моря * (фоновые показатели)	1,4 ± 0,8	0,1 ± 0,1	0,8 ± 0,5	6—45 ***	—

* Значения усреднены по результатам нескольких независимых измерений. В остальных случаях указана погрешность единичного измерения.

** ^{238}Pu обнаружен только в одной пробе.

*** По данным [140].

Примечание. Н. п. д. — ниже порога детектирования.

По результатам исследований, выполненных в 1996 г. сотрудниками Радиового института им. В. Г. Хлопина, содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде и донных отложениях вблизи АПЛ «Комсомолец» составляет $0,01\text{—}0,05\text{ Бк/м}^3$ и $0,1\text{—}1,65\text{ Бк/кг}$ соответственно и не отличается от фоновых значений, обусловленных глобальными выпадениями [123; 405].

Во время экспедиции 2007 г. в Норвежское море на НИС «Академик Мстислав Келдыш» были проведены видео- и фотосъемка места аварии, а также прямые измерения специалистами РНЦ «Курчатовский институт» радиоактивности морской воды в районе затопления АПЛ. Анализ полученной информации показал [58]:

- во время внешнего осмотра не обнаружено ни существенных изменений в положении АПЛ относительно грунта, ни признаков ее интенсивного заиливания;
- корпус не претерпел существенных изменений, только заметно увеличилось его биологическое обрастание включая внешние конструкции;
- удельная активность ^{137}Cs около корпуса АПЛ не превышала $0,5\text{ Бк/л}$ (в 1994 г. она достигала 2 Бк/л [110]);
- сопоставление полученных данных с результатами исследований 1995 г. показывает, что выход ^{137}Cs из ЯЭУ в морскую воду через трубу вентиляции уменьшился примерно в 30 раз (активность снизилась с 1000 Бк/л в 1994 г. [110] до примерно 600 Бк/л в 1995 г. и до 20 Бк/л в 1997 г.);
- вариации ^{137}Cs в морской воде в трубе вентиляции относительно среднего уровня стали незначительными и составили от 15% до 30% (рис. 2.20).

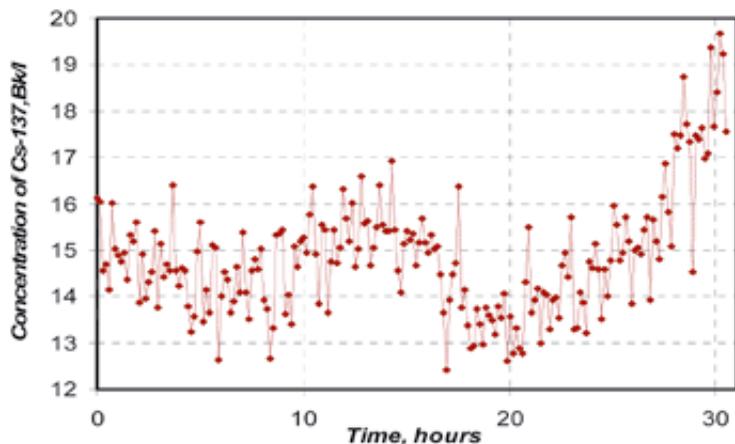


Рис. 2.20. Вариации скорости счета в области пика полного поглощения ^{137}Cs (500—816 кэВ), полученные с помощью гамма-спектрометра РЭМ-10 в трубе вентиляции реакторного отсека АПЛ «Комсомолец» 16—18 августа 2007 г. [58]

Анализ гамма-спектров, полученных в трубе вентиляции, показал, что концентрация ^{137}Cs в морской воде составляет $12 \pm 4\text{ Бк/л}$, ^{60}Co — $0,6 \pm 0,3\text{ Бк/л}$ и природного радионуклида ^{40}K — $10 \pm 1\text{ Бк/л}$ (рис. 2.21 [106; 96]).

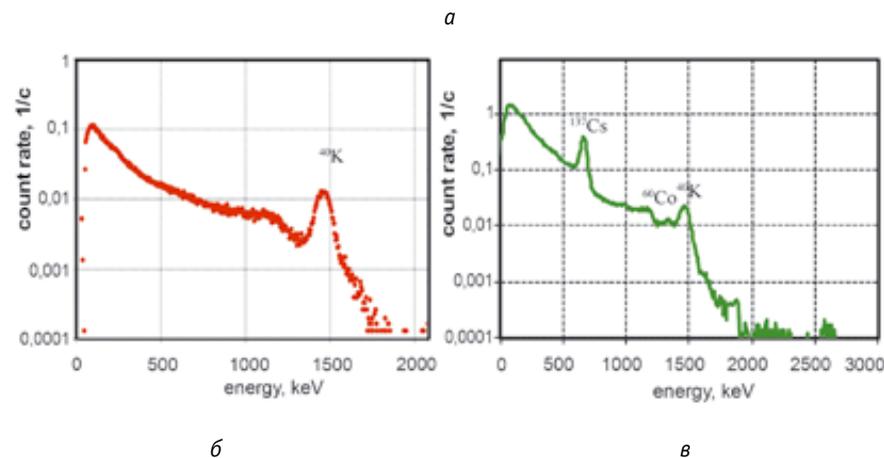


Рис. 2.21. Место установки детектора РЭМ-10 в рубке АПЛ «Комсомолец» (а), гамма-спектры фона на удалении 100 м от АПЛ (б) и загрязнения в трубе вентиляции (в)

Указанные значения объемной активности ^{137}Cs и ^{60}Co на момент проведения исследований были сопоставимы с уровнями или меньше величин, приведенных в НРБ-99/2009 в качестве допустимых при поступлении отдельных радионуклидов с водой и пищей в организм человека (^{137}Cs — 11 Бк/л , ^{60}Co — 41 Бк/л), и находились в пределах вариаций содержания природных радионуклидов в морской воде.

2.2.2. Затонувшая АПЛ «К-159»

31 августа 2003 г., на следующий день после гибели АПЛ «К-159», специалисты службы радиационной, химической и биологической защиты (РХБЗ) Северного флота под руководством ведущих специалистов ИБРАЭ РАН и РНЦ «Курчатовский институт» приступили к работам по радиационному обследованию района ее затопления [47; 221]. С борта гидрографического судна Северного флота «Горизонт» (рис. 2.22) были проведены комплексные исследования, включавшие непрерывный десятисуточный радиоэкологический мониторинг и наблюдение за состоянием метео- и гидрологической обстановки.



Рис. 2.22. Гидрографическое судно Северного флота «Горизонт»

В первые трое суток через каждые 4 часа, а в последующие 5 суток через 12 часов и далее до 10 суток через 24 часа определялись изменения мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения на грунте вокруг затонувшей АПЛ, в морской воде, на поверхности моря и в воздухе. Отбирались пробы и измерялась объемная активность аэрозолей, атмосферных выпадений, морской воды, рыбы и донных отложений. Осуществлялся непрерывный 4—10-часовой набор гамма-спектров морской воды, определялись направление и скорость течений на различных горизонтах и пр. (рис. 2.23).

В интересах прогноза велись метео- и гидрофизические наблюдения включая определение направлений и скорости перемещения воздушных и водных масс на горизонте до 10 м над поверхностью моря и в морской воде от 50 до 240 м (рис. 2.24).

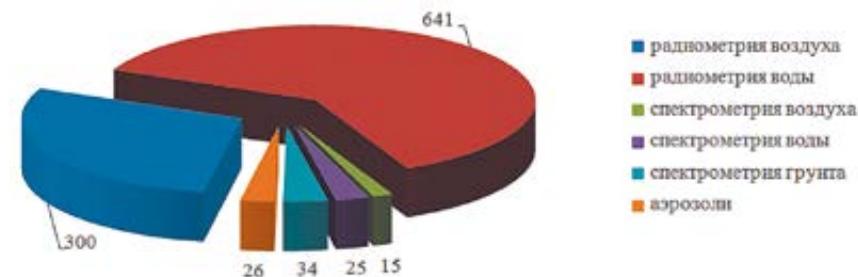


Рис. 2.23. Статистика основных видов радиационных наблюдений в районе затопления АПЛ «К-159» в Баренцевом море в первые 10 суток после ее гибели

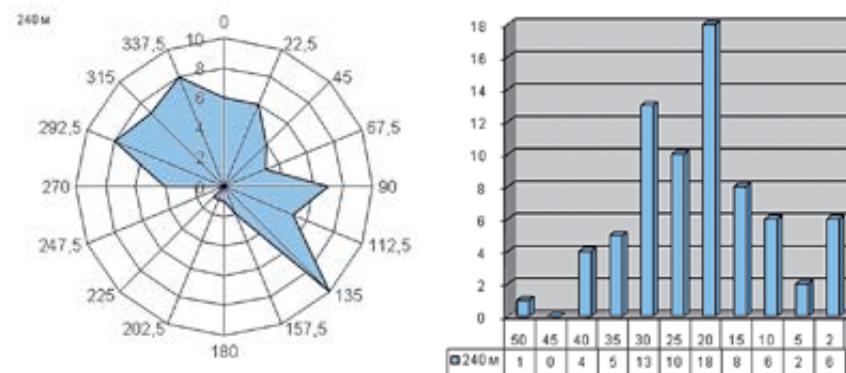


Рис. 2.24. Результирующие направления (град.) и скорости (см/с) течений в придонном слое морской воды на глубине 240 м в районе гибели АПЛ «К-159»

Результаты измерений оперативно обрабатывали в морских условиях, анализировали и непрерывно передавали в службу РХБЗ, медицинскую и гидрографическую службы флота, которые подвергали их дополнительному анализу. Объединенный оперативный штаб аварийного реагирования дополнял текущую информацию результатами многолетних наблюдений, прогнозами и различными сценариями развития неблагоприятных событий. На этой основе с учетом реальной обстановки и прогноза штаб вырабатывал предложения и решения, представлявшиеся командующему Северным флотом, которые после согласования и утверждения направляли главнокомандующему ВМФ, в Правительство РФ и СМИ (в части, их касавшейся).

В процессе мониторинга для сравнения результатов наблюдений, полученных у АПЛ, с фоновыми значениями, характерными для данного района, часть измерений в морской воде и отбор проб грунта осуществляли на удалении 6—8 км. Систематические наблюдения охватывали прилегающий к АПЛ район площа-

дью 2,5×2,5 км. На основании полученных данных в морских условиях были построены картограммы гамма-поля донных отложений района затопления АПЛ и рельеф дна, объединенные в трехмерную модель (рис. 2.25 [47; 41; 221]).

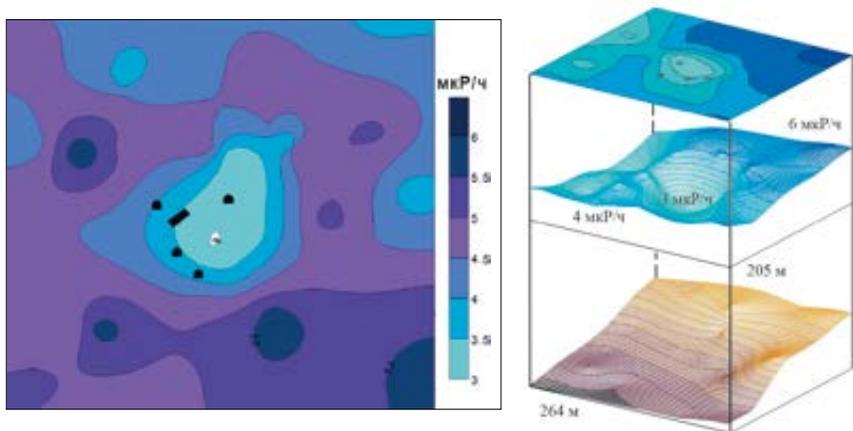


Рис. 2.25. Картограмма и трехмерная модель гамма-поля донных отложений и рельефа дна в районе затопления АПЛ «К-159». Район 2,5×2,5 км; черные полуовалы — места постановки якорей плавучих бочек, черный прямоугольник — место нахождения АПЛ (данные от 3—8 сентября 2003 г.)

Исследования показали, что МЭД гамма-излучения на палубе корабля (на поверхности воды), в морской воде и грунте сохранялась на уровне фона, концентрация радиоактивных аэрозолей и атмосферных выпадений в течение всего времени оставалась неизменной, не превышала допустимых норм и фоновых значений, отсутствовало поверхностное альфа-бета-загрязнение.

Зондирование толщи морской воды над АПЛ для определения изменений МЭД и спектрального состава, контрольный отбор проб воды у дна, грунта и рыбы не выявили наличия техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды выше допустимых норм и фона (табл. 2.6, рис. 2.26 и 2.27 [221]).

Результаты независимых исследований, выполненных норвежской экологической организацией «Беллуна», а также материалы NRPA (надзорного органа Норвегии) показали, что удельная активность трески в этот период составляла от 0,1 до 0,15 Бк/кг [132].

Пробы трески, отобранные компанией «Norway Seafoods» возле северного участка норвежского побережья в день гибели АПЛ «К-159», также показали низкое содержание в ней радионуклидов (0,23 Бк/кг), что в пределах погрешности измерений не отличается от результатов, полученных за день до трагедии (0,20 Бк/кг).

Таблица 2.6. Содержание техногенных и природных радионуклидов в донных отложениях, воде и рыбе в районе гибели АПЛ «К-159» (сырой вес) в первые 10 суток после затопления

Вид пробы, номер станции	Время измерения	Слой грунта			
		0—3 см		3—10 см	
		¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Грунт, Бк/кг:					
1 *	03—08.09.03	< 3	362 ± 70	< 3	396 ± 75
2		< 3	387 ± 70	< 3	418 ± 80
3		< 3	423 ± 80	< 3	456 ± 80
4		< 3	323 ± 65	3 ± 1	436 ± 80
5		< 3	375 ± 70	< 3	489 ± 85
1 **	08—09.09.03	< 3	346 ± 70	< 3	417 ± 75
2		5 ± 1	384 ± 70	< 3	483 ± 85
3		< 3	469 ± 85	< 3	535 ± 90
4		< 3	469 ± 85	< 3	618 ± 110
5		< 3	592 ± 95	3 ± 1	603 ± 110
6		< 3	373 ± 70	3 ± 1	462 ± 90
7		3 ± 1	400 ± 75	3 ± 1	420 ± 80
8		< 3	368 ± 70	< 3	424 ± 80
9		< 3	359 ± 70	< 3	403 ± 75
10		< 3	403 ± 75	< 3	495 ± 90
11		3 ± 1	372 ± 70	< 3	452 ± 85
Фон 1	03.09.03	3 ± 1	498 ± 75	< 3	531 ± 100
Фон 2	09.09.03	5 ± 1	359 ± 70	3 ± 1	465 ± 95
Вода, Бк/м ³ : проба *** гамма-спектрометрия	03.09.03 03—07.09.03	< 200 < 30	— —	— —	— —
Рыба, Бк/кг *: внутренние органы голова ткани	07.09.03	< 2 < 2 < 2	144 ± 30 149 ± 30 337 ± 60	— — —	— — —

* Судно находилось на удалении 100—300 м от затонувшей АПЛ. Рыбу (треску и пикшу) отлавливали на глубине 100—200 м.

** Отбор проб грунта проводили в квадрате 2,5×2,5 км по сетке с шагом 500 ± 100 м. Фоновые пробы отбирали на удалении 6—8 км от АПЛ.

*** Две пробы воды отобрали до 1 м от дна с помощью грунтовой трубки на удалении 100 и 300 м от затонувшей АПЛ. Гамма-спектрометрию на 50, 100, 150 и 190 м осуществляли с экспозицией 10 часов на каждом горизонте.

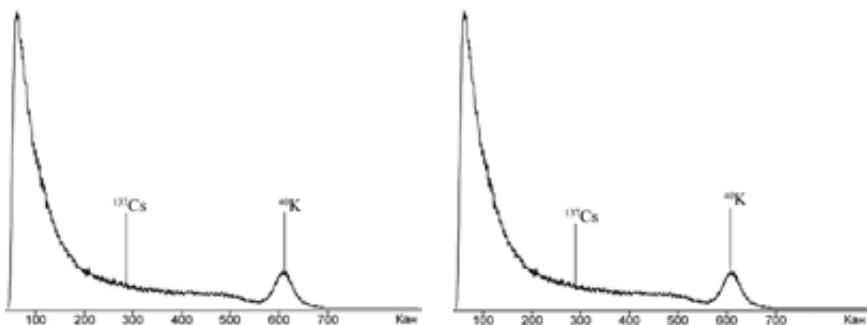


Рис. 2.26. Гамма-спектры морской воды над АПЛ «К-159» на глубине 190 м. 5 и 7 сентября 2003 г. (детектор NaI(Tl), 63×250 мм, время набора информации 36 000 с)

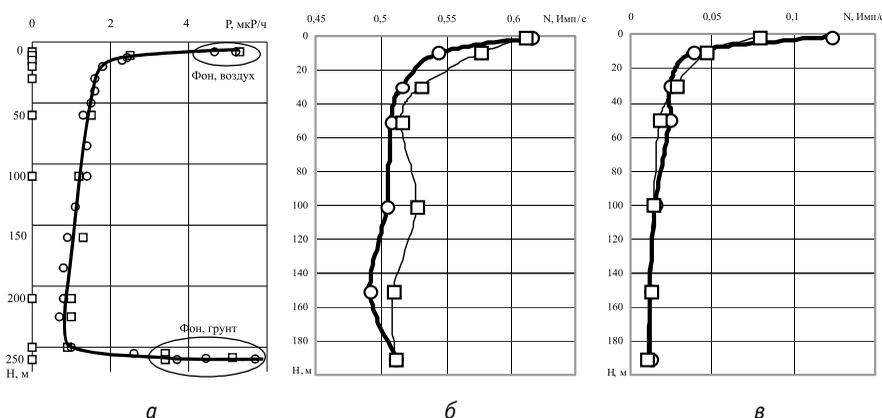


Рис. 2.27. Изменение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в воздухе, морской воде и грунте, определенные с помощью глубоководного гамма-радиометра (а), и скорости счета сцинтилляционного детектора размерами 63×250 мм комплекса ПРМ-К в цезиевом 0,55—0,75 МэВ (б) и закалийном энергетическом 1,8—2,5 МэВ (в) диапазонах в зависимости от глубины моря над затопленной АПЛ «К-159». Кружки — август 2003 г., квадратики — сентябрь 2003 г.

В результате исследований в течение первых 10 суток было установлено, что радиоэкологическая обстановка в районе гибели АПЛ осталась неизменной и не отличалась от фона. Это послужило основанием для заключения, что не произошло нарушения герметичности ЯЭУ при ударе АПЛ о дно.

Вывод о том, что после гибели АПЛ «К-159» не было залпового выброса радиоактивных веществ в морскую воду, подтвержден и результатами последующих комплексных экспедиционных исследований РНЦ «Курчатовский институт», НИКИЭТ, ИБРАЭ РАН и ВМФ в октябре-ноябре 2003 г. [270]. На этом этапе обследование проводили в непосредственной близости от затонувшей АПЛ на

удалении до 300 м и непосредственно над ней. Измеряли уровни излучения, объемную и удельную активности радионуклидов в объектах окружающей среды. Определяли пространственные (вертикальные и горизонтальные) изменения гамма-поля в морской воде в районе гибели АПЛ и фоне.

Исследования показали, что мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на палубе корабля, в морской воде и донных отложениях имеет фоновые значения (рис. 2.28). Исключение составили данные, полученные 3 и 5 октября 2003 г. в период отлива, когда дважды было обнаружено локальное повышение МЭД с 1,5 до 1,9 мкР/ч на горизонтах между 200 и 230 м. Для выявления источника аномального отклонения МЭД при аналогичных гидрологических условиях был произведен отбор морской воды с глубины 215 м и выполнен бета-гамма-спектрометрический анализ, который не подтвердил присутствия в воде техногенных радионуклидов выше фоновых значений, что свидетельствует о природном происхождении аномалии.

В дальнейшем с помощью обитаемого глубоководного аппарата АС-34 ВМФ, оснащенного сцинтилляционными детекторами серии РЭМ РНЦ «Курчатовский институт» и термолюминесцентными дозиметрами НИКИЭТ им. Н. А. Доллежаля, удалось пройти на удалении нескольких метров вдоль АПЛ и над ней. Было показано, что и через три месяца после ее гибели содержание ^{137}Cs в морской воде не превышало фоновых значений (рис. 2.29 и 2.30 [270]).

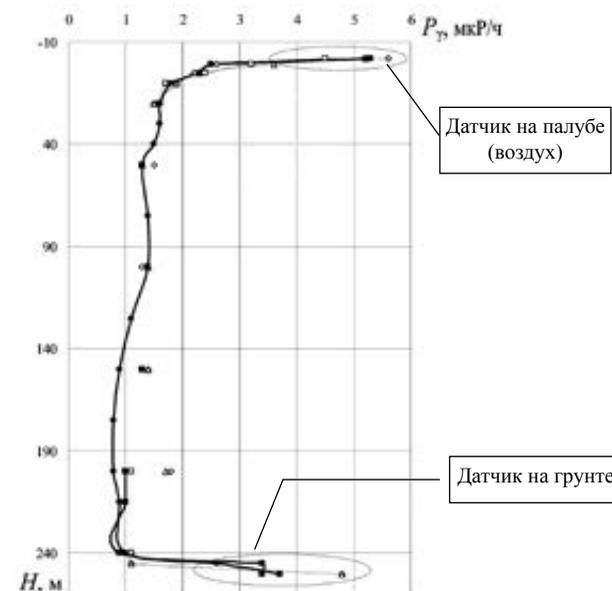


Рис. 2.28. Изменения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в зависимости от глубины моря над АПЛ «К-159» в различные периоды (черные квадратики и кружки — 4—7 сентября 2003 г., ромбы — 3 октября 2003 г., треугольники — 5 октября 2003 г., светлые квадратики — 7 октября 2003 г.)

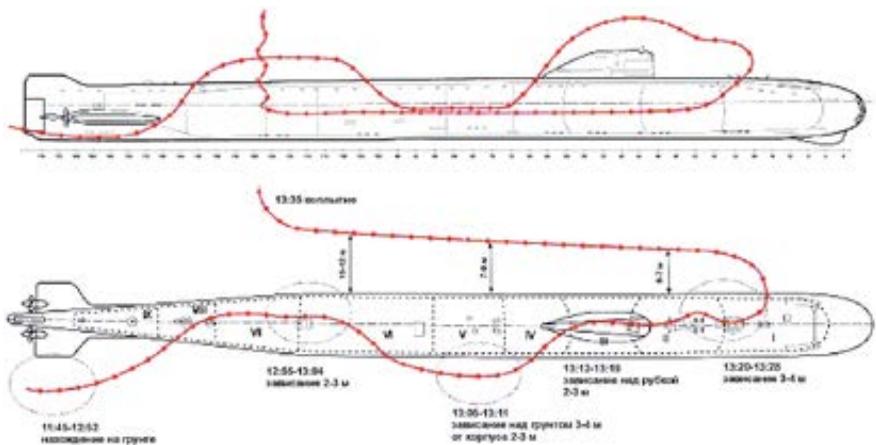


Рис. 2.29. Управляемый глубоководный аппарат АС-34 с термолюминесцентными и сцинтилляционными детекторами спасательного судна Северного флота «Георгий Титов» и схема его движения над АПЛ «К-159»

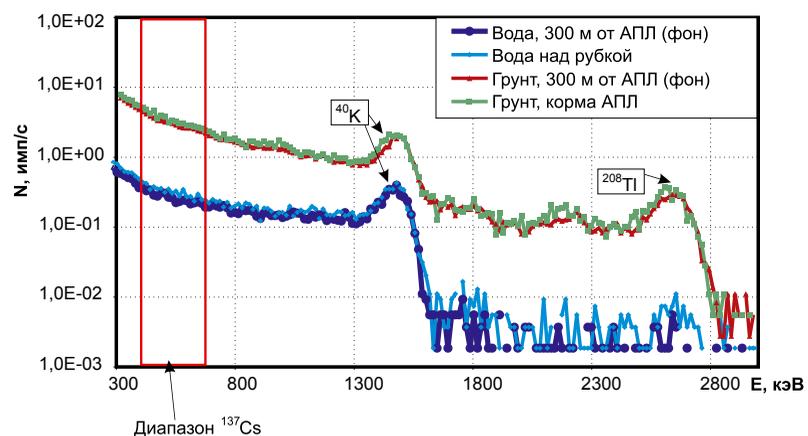


Рис. 2.30. Аппаратурные гамма-спектры, зарегистрированные РЭМ-10 при обследовании АПЛ «К-159» в октябре-ноябре 2003 г.

Контрольный отбор проб морской воды из придонного слоя, рыбы и донных отложений не выявил наличия техногенных радионуклидов выше допустимых норм и фона (табл. 2.7).

Таблица 2.7. Содержание техногенных и природных радионуклидов в рыбе, воде и донных отложениях, Бк/кг сырого веса

Вид пробы, номер станции	Дата	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K
Рыба на горизонтах 150—200 м					
Рыба *	05.10.03	< 4	128 ± 23	—	—
Вода на горизонтах 200—240 м					
1	03.10.03	< 5	—	—	—
2	04.10.03	< 12	—	—	—
3	05.10.03	< 12	—	—	—
4	06.10.03	< 4	—	—	—
5	07.10.03	< 4	—	—	—
6	09.10.03	< 3	—	—	—
7	10.03.03	< 3	—	—	—
Грунт по слоям					
		0—3 см		3—10 см	
1 *	04.10.03	< 3	358 ± 38	≤ 3	376 ± 33
2 *	06.10.03	< 3	423 ± 41	—	—
3 *	10.10.03	< 3	448 ± 42	≤ 3	431 ± 36
16 **	04.10.03	< 4	494 ± 44	—	—
17	04.10.03	< 3	522 ± 46	—	—
18	04.10.03	< 3	476 ± 44	—	—
19	04.10.03	< 3	605 ± 49	—	—
20	04.10.03	< 3	539 ± 46	—	—
21	04.10.03	< 3	528 ± 46	—	—
22	04.10.03	< 3	449 ± 42	—	—
23	04.10.03	< 3	468 ± 43	—	—
24	04.10.03	< 3	444 ± 42	—	—
25	04.10.03	< 3	463 ± 43	—	—
26	04.10.03	< 3	464 ± 43	—	—

Табл. 2.7. (окончание)

Вид пробы, номер станции	Дата	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
27	04.10.03	< 4	403 ± 40	—	—
28	04.10.03	< 3	557 ± 47	—	—
29	04.10.03	< 3	531 ± 46	—	—
30	04.10.03	< 4	646 ± 51	—	—

* Судно стояло на бочке на удалении 300 м от затонувшей АПЛ. Отбирали воду, грунт, отлавливали треску и пикшу на глубине 150—200 м.

** С 16-й по 30-ю точки отбор проб грунта проводили в квадрате 2,5×2,5 км по сетке с шагом 500 ± 100 м с борта гидрографического судна «Гидролог».

В непосредственной близости на расстоянии 10 м от кормовой оконечности АПЛ 1 ноября 2003 г. с помощью глубоководного обитаемого аппарата АС-34 была отобрана проба грунта. Гамма-спектрометрический анализ показал, что содержание ¹³⁷Cs в поверхностном трехсантиметровом слое донных отложений соответствовало фону и не превышало 5 Бк/кг, содержание ⁴⁰K — 420 ± 70 Бк/кг.

В 2004—2006 гг. специалисты службы РХБЗ Северного флота неоднократно выходили в район гибели АПЛ и по согласованной с ИБРАЭ РАН и РНЦ «Курчатовский институт» программе оценивали радиационную обстановку, подтверждая ее фоновое состояние: МЭД в донных отложениях на удалении 50—200 м вокруг АПЛ оставалась в пределах 3—5 мкР/ч, содержание ¹³⁷Cs в воде и грунте — менее 3—5 Бк/л(кг) (табл. 2.8 [68—70]).

Таблица 2.8. Объем контрольных измерений, выполненных специалистами РХБЗ СФ в районе гибели АПЛ «К-159» в 2004—2006 гг.

Вид измерений	Количество
Радиометрия воздуха	152
Радиометрия морской воды	250
Радиометрия грунта	90
Спектрометрия воздуха	16
Спектрометрия морской воды	27
Спектрометрия грунта	31
<i>Итого</i>	<i>566</i>

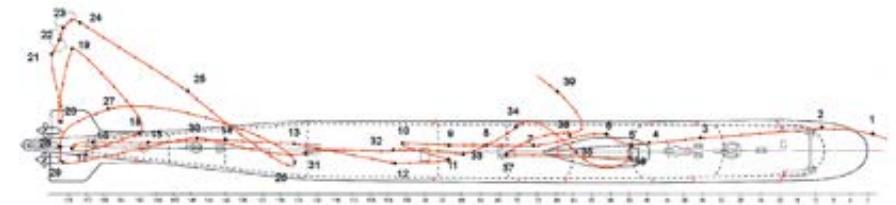


Рис. 2.31. Одна из схем обследования АПЛ «К-159» подводным аппаратом, оснащенным гамма-спектрометром РЭМ-25 РНЦ «Курчатовский институт» летом 2007 г.

Расчеты, приведенные в [353], показывают, что из реакторного отсека затонувшей АПЛ «К-159» в окружающую морскую среду за счет коррозии конструктивных элементов поступают такие продукты активации, как ⁵⁵Fe, ⁶⁰Co и ⁶³Ni. Их суммарное количество в течение года может достигать 10—12 МБк, что с учетом рассеяния в морской среде не создает локальных зон повышенного содержания техногенных радионуклидов вокруг АПЛ на уровне более 1% от природного радиоактивного фона.

Летом 2007 г. в районе гибели АПЛ «К-159» была проведена экспедиция британских и российских специалистов, финансировавшаяся Департаментом бизнеса, предпринимательства и реформы регулирования (DBERR) Великобритании в рамках Глобальной программы снижения угроз. Главной целью работы, проводившейся под покровительством и при финансировании НАТО в рамках международной программы АМЕС (Проект АМЕС 1.12 [279]), было получение подробной информации о содержании радионуклидов в реакторном отсеке, окружающей морской воде и донных отложениях, а также о структуре и физическом состоянии грунта [93; 171; 103; 260; 309].

Исследования проводили с целью определения состояния внутренних защитных барьеров, корпуса и грунта для оценки возможности подъема АПЛ. Программа предусматривала также установку приборов долговременного радиационного контроля для фиксации возможного начала выхода радионуклидов в морскую воду в случае аварийной разгерметизации ЯЭУ [309].

При первичном обследовании в течение 50 мин с помощью обитаемого подводного аппарата аварийно-спасательной службы ВМФ, оснащенного спектрометром РЭМ-25, на расстоянии 2—4 м от корпуса АПЛ была подтверждена безопасная радиационная обстановка вокруг нее (рис. 2.31 [93]).

На уровне чувствительности гамма-спектрометра РЭМ-25 (0,1 Бк/л по ¹³⁷Cs) выход техногенных радионуклидов из АПЛ в морскую воду не обнаружен. Однако было установлено, что использование обитаемого аппарата в качестве средства доставки аппаратуры к лодке крайне опасно из-за приваренных к легкому корпусу технологических конструкций, а также находящихся на самой АПЛ и вблизи нее тросов, различных шлангов и пр.

Поэтому на следующих этапах работы с борта НИС НАТО «Альянс» опускали только необитаемый телеуправляемый подводный аппарат (ТПА) «Тритон» (Великобритания), имеющий глубину погружения до 3000 м, мощность 100 л. с., массу 750 кг, максимальную полезную нагрузку до 150 кг. Он был оснащен гидролокатором бокового обзора, устройством для разрезания тросов и манипуляторами с различными степенями свободы [260].

Для поиска мест выхода техногенных радионуклидов из АПЛ на ТПА в качестве основного поисково-измерительного прибора был установлен высокочувствительный спектрометр РЭМ-25, который в автономном режиме регистрировал спектры гамма-излучения по маршруту движения с целью обнаружения ^{137}Cs в морской воде (рис. 2.32). Для получения и подтверждения данных РЭМ-25 в случае обнаружения повышенного выхода ^{137}Cs с удельной активностью не менее $4 \cdot 10^3$ Бк/л на нем был дополнительно установлен автономный дозиметр ДКГ-01Д.

Всего с помощью гамма-спектрометра РЭМ-25 с 29 июня по 7 июля в процессе 10 погружений ТПА было зарегистрировано 1669 спектров гамма-излучения в непосредственной близости от АПЛ. Во всех случаях присутствия ^{137}Cs и ^{60}Co в концентрациях, превышающих предел его обнаружения (до 0,4 Бк/л), не было обнаружено.



Рис. 2.32. НИС НАТО «Альянс» и телеуправляемый подводный аппарат «Тритон» с установленным на нем гамма-спектрометром РЭМ-25 [93]

В результате измерений с помощью другого подводного гамма-спектрометра РЭМ-26 в ограждении рубки — наиболее вероятном месте выхода техногенных радионуклидов из затонувшей АПЛ — также не было обнаружено техногенных радионуклидов в концентрациях более 0,03 Бк/л и 0,04 Бк/л по ^{60}Co и ^{137}Cs соответственно (время набора единичного спектра составляло 8,5 ч).

Для оценки динамики долговременного изменения радиационной обстановки в морской воде в рубке АПЛ в начале июля 2007 г. был установлен автономный гамма-спектрометр РЭМ-21 со сроком мониторинга до 1,5 лет. По состоянию на 2 июля 2007 г. гамма-спектр морской воды (экспозиция 1000 с) в течение первых трех суток формировался преимущественно излучением только природного радионуклида ^{40}K (рис. 2.33). Однако в результате прекращения дальнейших исследований спектрометр РЭМ-21 не был поднят и до настоящего времени остается в рубке затонувшей АПЛ.

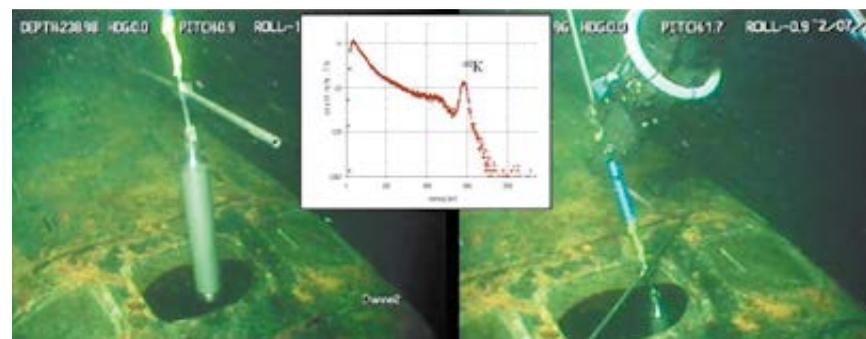


Рис. 2.33. Установка гамма-спектрометра РЭМ-21 в ограждение рубки АПЛ «К-159» для длительного контроля выхода радиоактивности в морскую воду (гамма-спектр воды) [93]

В связи с отсутствием поступления техногенных радионуклидов за пределы рубки АПЛ следующая задача состояла в определении их концентрации в морской воде реакторного отсека, что давало возможность зафиксировать и оценить их начальный выход из ЯЭУ. Для этого были использованы три различных независимых способа определения активности:

- по дозе гамма-излучения, регистрируемой сборкой термolumинесцентных дозиметров, установленных на прочном корпусе над РО сроком до 4 сут;
- по показаниям малогабаритного спектрометра РЭМ-26 и многофункционального дозиметра ДКГ-01Д, размещенных на прочном корпусе возле ремонтного люка;
- с помощью высокочувствительного гамма-спектрометра РЭМ-22, расположенного на легком корпусе над РО.

В итоге было установлено отсутствие выхода техногенных радионуклидов из ЯЭУ в реакторный отсек, а удельная активность морской воды непосредственно в надреакторном пространстве не превышала фон.

В дополнение к представленным выше результатам на удалении 2—15 м от АПЛ были отобраны поверхностные пробы грунта (рис. 2.34). Их лабораторные исследования, выполненные в береговых условиях, позволили установить доминирование естественных радионуклидов ^{40}K , продуктов U-Ra, Th рядов и в незначительном количестве ^{137}Cs , содержание которого не отличалось от фона, характерного для Кольского залива и Баренцева моря (табл. 2.8).

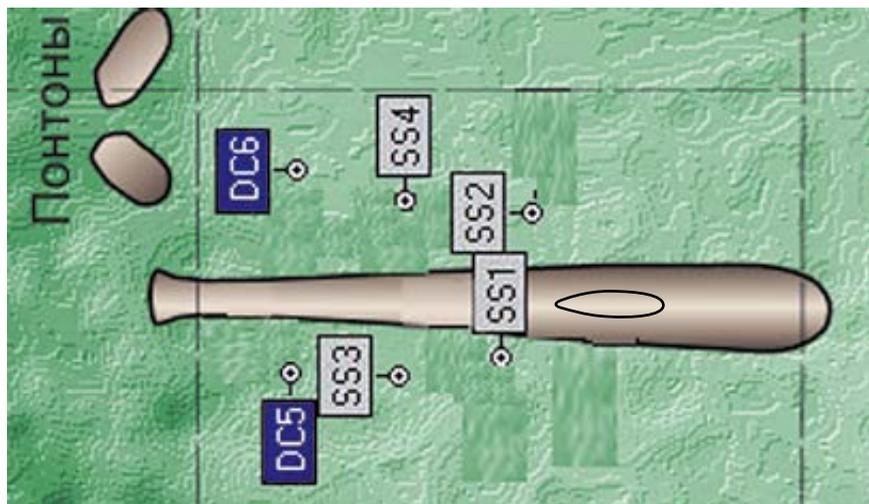


Рис. 2.34. Места отбора проб грунта в районе реакторного отсека АПЛ «К-159», (вид сверху) [93]

Таблица 2.8. Содержание ^{137}Cs и природных радионуклидов в поверхностном слое грунта у АПЛ «К-159» в 2007 г., Бк/кг (сухой вес) [93]

Место отбора	Расстояние от АПЛ, м	Радионуклиды			
		^{137}Cs	Ряд U-Ra	Ряд ^{232}Th	^{40}K
SS1	2	$4,6 \pm 0,7$	23 ± 2	32 ± 3	770 ± 41
SS2	6	$< 0,8$	20 ± 2	43 ± 3	740 ± 45
SS3	5	$3,3 \pm 0,6$	19 ± 2	39 ± 3	770 ± 44
SS4	10	$3,7 \pm 0,7$	19 ± 2	34 ± 3	800 ± 45
DC5	7	$< 0,8$	19 ± 2	41 ± 3	740 ± 42
DC6	15	$< 0,8$	16 ± 2	40 ± 3	680 ± 42

Примечание. Величина удельной активности радионуклидов, определенных на единицу «сухого веса», в 1,3—1,5 раза выше, чем для измерений, выполненных в состоянии «сырой вес».

Кроме того, с борта НИС НАТО «Альянс» при помощи гидролокатора бокового обзора, установленного на телеуправляемом подводном аппарате «Тритон», была создана акустическая модель подводной лодки, что позволило получить представление о ее положении на грунте и рельефе дна в непосредственной близости от нее (рис. 2.35).

В дальнейшем акустическая модель может быть полезна для проектирования специализированного судна, которое позволит поднять АПЛ «К-159» со дна. Среди других подводных работ особого упоминания заслуживают очистка корпуса АПЛ от остатков оборванных буксировочных тросов, находившихся на легком корпусе.

В дополнение к указанным исследованиям вблизи АПЛ отобраны пробы донных отложений в виде глубинных колонок грунта, которые были переданы для детального изучения в британские и российские специализированные лаборатории с целью получения ответа на вопрос об усилении, которое необходимо приложить к АПЛ для отрыва от грунта в случае ее подъема (рис. 2.36).

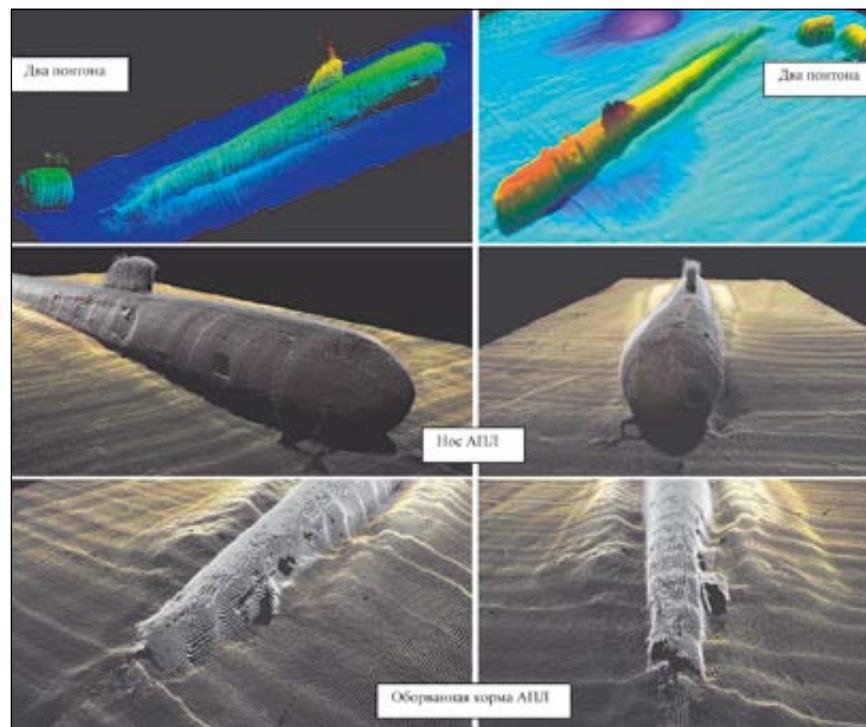


Рис. 2.35. Акустическое изображение затонувшей АПЛ «К-159» (материалы российско-британской экспедиции 2007 г. [171; 60; 52; 53])



Рис. 2.36. Отбор кернов донных отложений грунтовой трубкой с борта НИС НАТО «Альянс» [60; 309]

Результаты международной экспедиция 2007 г., связанные с обследованием затонувшей АПЛ «К-159» и района ее гибели, вновь подтвердили отсутствие значимого поступления техногенных радионуклидов в окружающую морскую среду, что способствует сохранению естественного ее состояния и благополучному обитанию различных представителей фауны (рис. 2.37).

Исследования 2007 г. явились примером успешного международного сотрудничества в вопросах оценки состояния ядерной, радиационной и экологической опасности затонувшей АПЛ «К-159». Примечательно, что для этого были привлечены финансовые и технические средства Великобритании в рамках



Рис. 2.37. Обитатели морской среды на легком корпусе затонувшей АПЛ «К-159» [93]

международной программы сотрудничества в военной области по вопросам окружающей среды в Арктике (Программа АМЕС).

В 2014 г. в рамках программы российско-норвежской экспедиции на НИС «Иван Петров» подводный аппарат РТМ-1000 совершил несколько галсов на высоте 0,5—3 м от легкого корпуса вдоль и поперек АПЛ. Внешний осмотр с помощью глубоководной видеокамеры показал отсутствие значимого различия в состоянии ее корпуса по сравнению с результатами обследования 2007 г. Практически не изменились характер и толщина илового покрытия на поверхности лодки. Однако в ограждении рубки не удалось обнаружить автономный гамма-спектрометр РЭМ-21, установленный в 2007 г. (предположительно упал внутрь рубки, см. рис. 2.33).

Результаты радионуклидного анализа пяти проб донных отложений, отобранных подобно схеме, приведенной на рис. 2.34, показал отсутствие изменения содержания в них ^{137}Cs , которое сохранилось на уровне фона (3—5 Бк/кг сухого веса).

Удельная активность морской воды над АПЛ «К-159» не превышала порога обнаружения ^{137}Cs для гамма-спектрометра РЭМ-26 — 0,6 Бк/л, а в отловленной рыбе его содержание находилось в пределах фона.

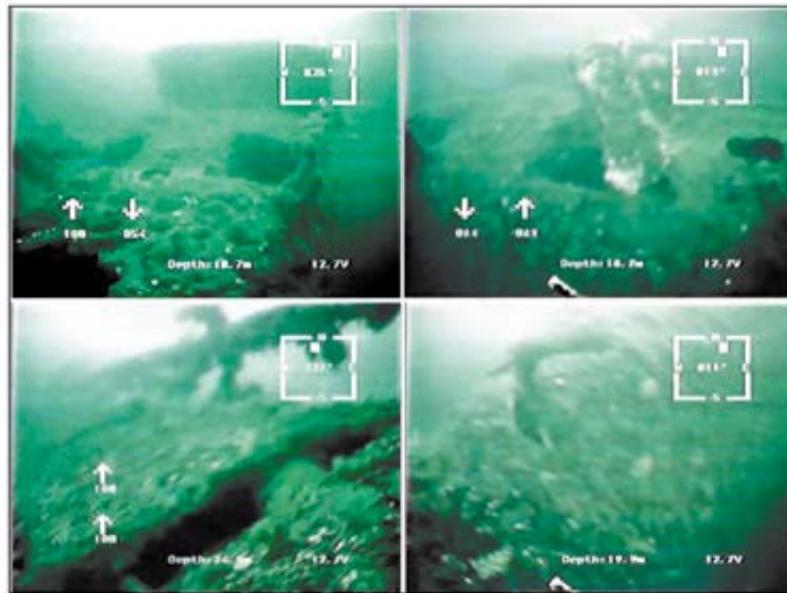
Результаты исследований позволили прийти к заключению, что до настоящего времени выход техногенных радионуклидов за пределы АПЛ из ЯЭУ не происходит и ее защитные барьеры выполняют свои функции по прямому назначению.

2.2.3. Затопленная АПЛ «К-27»

Радиационная обстановка в районе АПЛ «К-27», затопленной в 1981 г. в заливе Степового у восточного побережья архипелага Новая Земля, была наиболее полно изучена в 2006 г. в ходе плановой экспедиции МЧС по обследованию потенциально опасных подводных объектов. В кратком сообщении по результатам экспедиции [50] отмечено, что АПЛ лежит на глубине 34 м, открытый верхний люк находится в 20 м от поверхности воды. Осмотр лодки и прилегающей части дна с помощью телеуправляемого подводного аппарата не выявил каких-либо внешних дефектов и посторонних предметов на грунте. Корпус лодки покрыт большим слоем водорослей (рис. 2.38).

Для оценки радиационной обстановки в районе затопления АПЛ использовали погружной гамма-спектрометр РЭМ-20 РНЦ «Курчатовский институт», установленный на подводном аппарате «Гном». Спектры гамма-излучения были набраны в трех точках на поверхности легкого корпуса в районе реакторного отсека, а также на дне на расстоянии 5 м от АПЛ (рис. 2.39). Анализ полученной информации привел к заключению, что вследствие тщательной консервации реакторного отсека, проведенной перед затоплением, радиоактивного загрязнения морской среды нет. Однако на легком корпусе сохранилось поверхность-

Верхняя часть рубки АПЛ



Корпус АПЛ

Рис. 2.38. Состояние поверхности АПЛ «К-27» в 2006 г. [93]

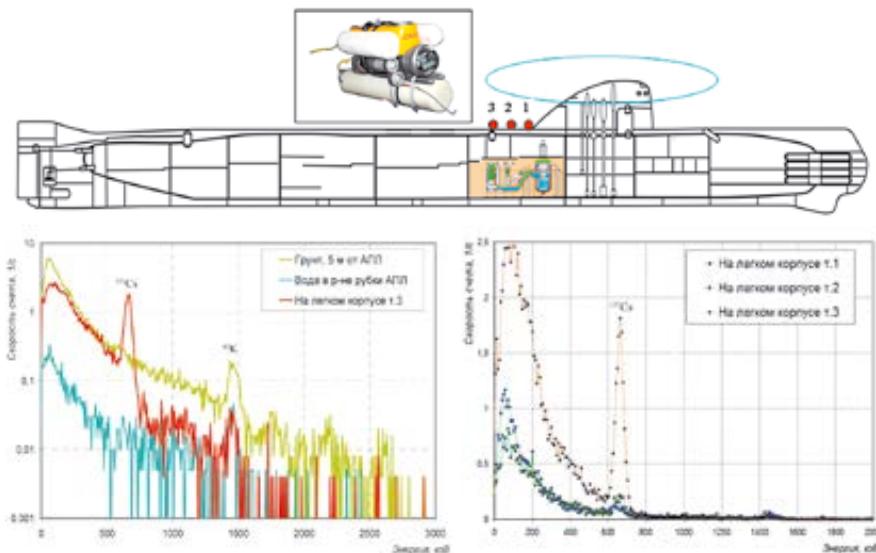


Рис. 2.39. Результаты гамма-спектрометрического обследования АПЛ «К-27» в точках 1, 2, 3, грунта и морской воды с использованием спектрометра РЭМ-20 в 2006 г. [50]

ное загрязнение ^{137}Cs с плотностью 400—9000 Бк/м², которое возникло еще на этапе подготовки к ее затоплению.

Вблизи АПЛ дополнительно были отобраны пробы грунта в форме колонок глубиной до 12 см. Вертикальный профиль распределения ^{137}Cs в них и активность на поверхности оказались аналогичными содержанию этого радионуклида в открытой части Карского и других морей арктического региона, т. е. фону (рис. 2.40).

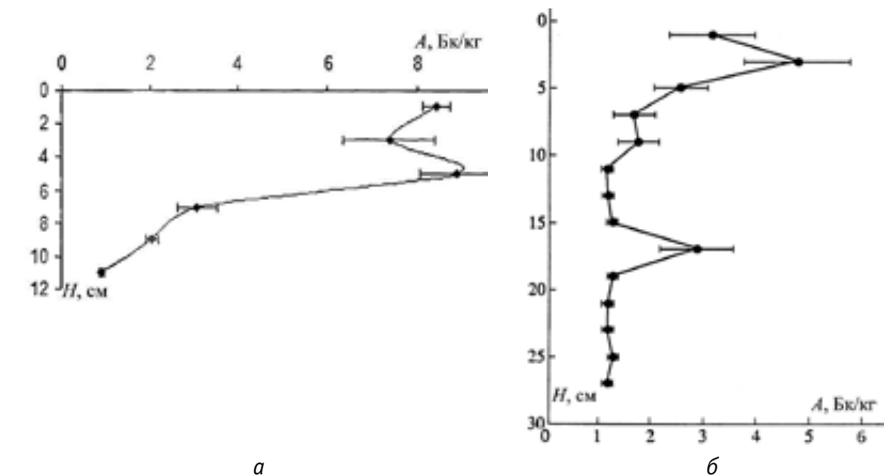


Рис. 2.40. Распределение ^{137}Cs в поверхностном слое грунта на расстоянии 10 м от АПЛ «К-27» (а) [91] и в фоновом районе Карского моря (б) [246; 3]

Результаты этих исследований хорошо согласуются с данными 2002 г., приведенными в [51]: непосредственно у АПЛ в поверхностном слое донных отложений (0—2 см) содержание ^{137}Cs составляло $7,6 \pm 2,0$ Бк/кг сухого веса, ^{60}Co не обнаружен; в морской воде концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr составляла $4,3 \pm 1,0$ и $2,2 \pm 0,9$ Бк/м³, что характерно для фона открытой части Карского моря.

Российско-норвежская экспедиция 2012 г. [181] вновь подтвердила отсутствие радиоактивного загрязнения морской среды, обусловленного АПЛ «К-27», равно как и последующая экспедиция МЧС России 2013 г. [111].

Российско-норвежская экспедиция проводилась в рамках программы МНТЦ-СВ 185-12, организатором которой было ФГБУ «НПО «Тайфун»» (Обнинск, Россия), финансирование осуществлялось Норвегией и МНТЦ. С российской стороны в ней принимали участие ФГБУ «НПО «Тайфун»», ФГБУ «Северное УГМС», НИЦ «Курчатовский институт», ГНЦ «Южморгеология», ФГУП «ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова», с норвежской стороны — «Norwegian Radiation Protection Authority», Institute for Energy Technology, а также представитель МАГАТЭ.

Исследования проводили с борта НИС «Иван Петров», для визуального обследования АПЛ использовался телеуправляемый аппарат РТМ-500 ГНЦ «Южморгеология», оснащенный гамма-спектрометром РЭМ-26 НИЦ «Курчатовский институт» и пробоотборником донных отложений НПО «Тайфун» (рис. 2.41 [95]).



Рис. 2.41. НИС «Иван Петров» и телеуправляемый аппарат РТМ-500

Пробы морской воды, донных отложений и биоты разделяли на части для независимых анализов в лабораториях России, Норвегии и МАГАТЭ на содержание альфа-бета-гамма-излучающих радионуклидов.

В результате визуального обследования было установлено:

- АПЛ лежит на ровном киле и имеет незначительное заглубление, небольшие отвалы грунта наблюдаются только в носовой части, высота над грунтом примерно 8 м;
- видимых коррозионных повреждений корпусных конструкций не обнаружено;
- на палубе находятся полуразрушенные леерные ограждения, лежат шланги и тросы, на легком корпусе отсутствует несколько листов;
- с носовой части на грунт спускается цепь с якорем, на корме отсутствуют винты;
- палуба покрыта иловыми отложениями, обросла водорослями и донными организмами (толщина слоя — 3—5 см; рис. 2.42 [320]).

В результате трех погружений ТПА РТМ-500 в процессе радиационного обследования АПЛ было зарегистрировано более 100 спектров гамма-излучения вблизи ее корпуса. Был подтвержден вывод экспедиции 2006 г.: радиоактивного загрязнения морской среды нет, на легком корпусе сохранилось поверхностное загрязнение ^{137}Cs , сформировавшееся на этапе подготовки к ее затоплению (рис. 2.43).

Сравнительный анализ данных, полученных в 2006 и 2012 гг., показал, что уровни гамма-излучения в непосредственной близости от АПЛ не изменились и остаются в пределах фоновых значений.



Рис. 2.42. Вид рубки с носа и кормы АПЛ «К-27» и кормового люка в 2012 г.

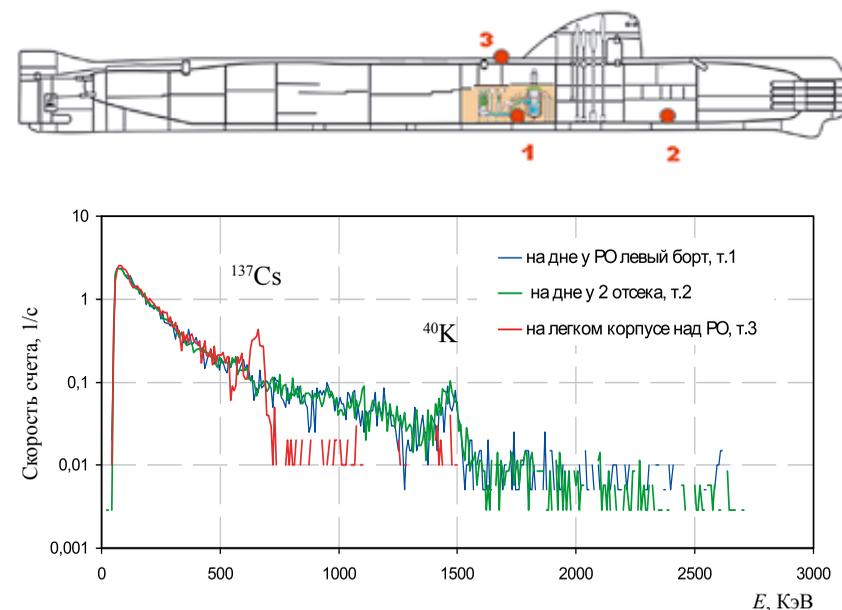


Рис. 2.43. Результаты гамма-спектрометрического обследования АПЛ «К-27» в точках 1, 2, 3 и прилегающего грунта спектрометром РЭМ-26 в 2012 г. [95]

2.3. Радиоактивность морской среды в районах захоронения радиоактивных отходов

Наиболее полные исследования радиоактивности морской среды в районах захоронения ТРО в Карском море осуществлялись в рамках трех российско-норвежских экспедиций 1992, 1993 и 1994 гг. Были получены данные о содержании радионуклидов как непосредственно в районах захоронений ТРО, так и в районах, удаленных от этих мест [415; 373; 313; 314; 382; 383; 374; 231; 232].

После 2000 г. морские экспедиции проводили под эгидой РАН по программе изучения Мирового океана [409; 410] и в рамках работ МЧС по обследованию затопленных и затонувших потенциально опасных подводных объектов [150].

В отличие от результатов российско-норвежских экспедиционных исследований 1992—1994 гг. данные, полученные в экспедициях последних лет, оказались доступны лишь в виде нескольких кратких аннотационных отчетов [33; 50; 91; 106]. Однако были и исключения, увидевшие свет в 2005—2007 гг. в виде научных публикаций [3; 61; 105; 104; 409; 410].

Материалы данного раздела подготовлены на основе указанных выше публикаций. При этом использовались данные как российско-норвежских экспедиций начала 1990-х годов, отличающиеся особой полнотой и достоверностью, так и последующих экспедиционных исследований, выполненных российскими учеными. Они охватывают районы захоронения объектов с ОЯТ и ТРО включая Новоземельскую впадину Карского моря, заливы Цивольки, Степового и Абросимова архипелага Новая Земля (рис. 2.44).



Рис. 2.44. Районы захоронения объектов с ОЯТ и РАО и радиоэкологических исследований в Карском море

Анализируя состояние радиоэкологической обстановки в районах захоронения ЯРОО, уместно напомнить, что в заливах восточного побережья Новой Земли и в Новоземельской впадине кроме объектов с ОЯТ было затоплено 17 105 контейнеров и 19 судов с ТРО, а также несколько ЯЭУ без ОЯТ, включающих 10 корабельных реакторов в реакторных отсеках АПЛ (табл. 2.9 [237]).

Таблица 2.9. Затопленные ТРО в заливах архипелага Новая Земля и Новоземельской впадине

Место затопления	Количество судов	Количество контейнеров	Активность ТРО в контейнерах на 2000 г.		Количество реакторов без ОЯТ
			ТБк	кКи	
Новоземельская впадина	12	4824	112,1	3,03	—
Залив Течений	1	194	15,9	0,43	2
Залив Благополучия	—	992	7,7	0,21	—
Залив Ога	1	2190	64,0	1,73	—
Залив Цивольки	2	5242	53,3	1,44	3
Залив Степового	—	1917	28,1	0,76	—
Залив Абросимова	3	646	16,7	0,45	5
Залив Седова	—	1100	111,8	3,03	—
<i>Всего</i>	<i>19</i>	<i>17 105</i>	<i>409,6</i>	<i>11,07</i>	<i>10</i>

Кроме того, следует отметить крайне неоднородное распределение ^{137}Cs в донных отложениях по всей акватории Карского моря, которое не связано с затоплением ЯРОО и ТРО (рис. 2.45).

По мнению авторов работы [245], пестрая картина неравномерного распределения ^{137}Cs (от 2 до 53 Бк/кг) в донных отложениях определяется широким спектром длительного влияния разнородных источников радиоактивного загрязнения окружающей среды и минеральным составом верхнего слоя осадка, обладающего индивидуальными сорбционными (накопительными) свойствами по отношению к данному радионуклиду (табл. 2.10).

Как видно из рис. 2.45, в юго-восточной части Карского моря, в Енисейском заливе, существуют локальные участки загрязнения донных отложений с наибольшими значениями концентраций ^{137}Cs (более 40 Бк/кг). Следующие по градиции достаточно высокие области загрязнения ^{137}Cs локализованы в юго-западной части вблизи Карских ворот, а также в отдельных местах Новоземельской впадины и в центральной части на пути Обско-Енисейского течения (20—40 Бк/кг). На остальной его акватории содержание ^{137}Cs относительно невелико и составляет в центральной части 10—20 Бк/кг, а на северо-востоке не превышает 10 Бк/кг.

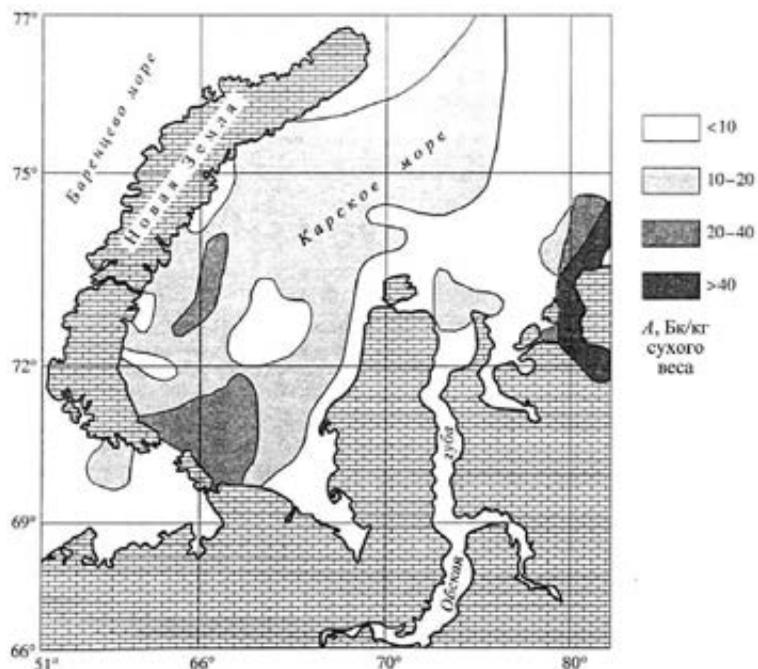


Рис. 2.45. Распределение ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений на акватории Карского моря [245]

Таблица 2.10. Равновесные коэффициенты K_d сорбции ^{137}Cs в системе «вода — осадок» в Карском море для различных типов донных отложений [245]

Группа	Тип донных отложений	K_d	Характеристика сорбции
1	Крупнозернистые, с незначительным содержанием пелитовых частиц осадки органоминерального состава мелководных участков дна с интенсивными фазами на границе раздела сред	10—20	Слабая
2	Пелитовые осадки органоминерального состава с высоким содержанием песчано-алевритовых фракций мелководных и глубоководных участков дна с интенсивным обменом и дисперсными фазами на границе раздела сред	40—70	Средняя
3	Пелитовые осадки, образованные преимущественно органоминеральными коллоидами с интенсивным обменом дисперсными фазами на границе раздела сред	≥ 100	Сильная

В структурно-геоморфологическом плане дно Карского моря представляет собой сопряжение нескольких зон, распределенных тектоническими уступами с низкохолмистым рельефом и изолированными котловинами. Последние образуют аккумулярующие ловушки для взвешенного дисперсного материала, движущегося под воздействием приливо-отливных и региональных течений.

Во многом именно с этим связано наличие локальных зон неравномерного распределения ^{137}Cs в донных отложениях Карского моря.

Естественные геолого-геохимические барьеры препятствуют переносу взвешенного вещества основными придонными течениями в юго-восточном и северо-западном направлениях. Это в значительной мере обуславливает пятнистое распределение радиоактивности, в том числе повышенное содержание ^{137}Cs на входе в Карское море, а также на пути движения региональных течений северного направления.

Данные по распределению радионуклидов в морской воде свидетельствуют, что для растворенных форм ^{137}Cs (не менее 98%) характерно увеличение его содержания с повышением солёности (рис. 2.46).

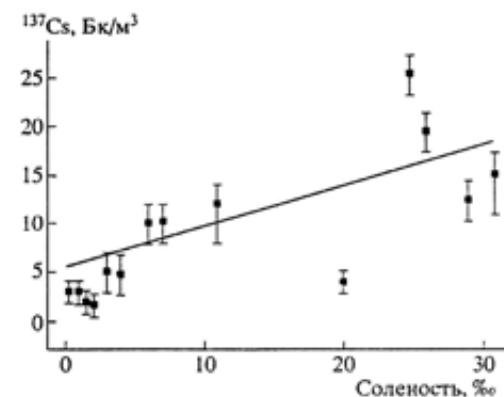


Рис. 2.46. Зависимость изменения концентрации ^{137}Cs от солёности морской воды в Карском море [245]

Соответственно вполне естественно ожидать значимого (в 1,3—1,8 раза) различия содержания ^{137}Cs в поверхностном и придонном слоях морской воды даже в тех местах, где нет захоронений ТРО за счет изменения солёности во внутренних заливах архипелага Новая Земля. Такие процессы вполне реально наблюдать в заливе Абросимова, где солёность изменяется от 12,3‰ до 29,6‰, и заливе Цивольки — от 15 ‰ до 33,0 ‰ [248].

Однако ^{90}Sr в подобных условиях ведет себя прямо противоположным образом. Его концентрация уменьшается с увеличением солёности морской воды, что объясняется образованием большого количества (до 50%) различного типа органических комплексов, что не свойственно ^{137}Cs .

Свободное сообщение с океаном, большой материковый сток, образование и таяние льда значительно влияют на величины и характер распределения солености в Карском море. Например, в холодное время года, когда речной сток мал и происходит интенсивное льдообразование, соленость повышается. В теплые сезоны весенний приток речных вод уменьшает поверхностную соленость в приустьевых участках и прибрежной полосе. Летом таяние льдов и максимальное распространение речных вод распресняют поверхностные слои и формируют сложное распределение солености.

Самая низкая соленость (5—10‰) наблюдается в районах устьев Оби, Енисея и других крупных рек. Севернее Обь-Енисейского мелководья соленость поверхностных вод увеличивается до 15—20‰. Такую же соленость имеет юго-западная часть моря, возрастая к южным проливам до 30—31‰. Для северных районов Карского моря к северу и северо-востоку от мыса Желания соленость поверхностных слоев характеризуется быстрым повышением с юга на север. Соленость у мыса Желания достигает до 30‰, а у Земли Франца-Иосифа — до 33‰. Наиболее высокие значения солености наблюдаются в северных районах (33,8—34,0‰) [22].

Из-за широкого спектра геохимических процессов, происходящих в Карском море, по данным о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr сложно определить источники образования локальных зон радиоактивного загрязнения морской воды — природные они или техногенные. Однако это крайне важно при принятии решений о радиоэкологической реабилитации отдаленных и глубоководных районов моря, особенно если поблизости располагаются районы захоронения ТРО или объектов с ОЯТ.

В настоящее время в зависимости от происхождения источники радиоактивного загрязнения морской среды подразделяют на *глобальные выпадения*, обусловленные последствиями ядерных испытаний, и *техногенные источники*, связанные с захоронением радиоактивных отходов атомной промышленности, корабельных и судовых ЯЭУ.

Естественные радионуклиды и продукты глобальных выпадений формируют радиоактивный фон, на уровне которого распределяются техногенные радионуклиды из состава радиоактивных отходов и последствий радиационных аварий. При проведении морских радиоэкологических исследований всегда возникает необходимость найти и идентифицировать источник, ответственный за возмущение радиоактивного фона. Особенно сложно относить низкие концентрации техногенных радионуклидов (в пределах фона) в морской воде к существующим источникам их образования.

Для идентификации источника, загрязняющего донные отложения, задача решается несколько проще, так как содержание в них, например, ^{137}Cs и ^{90}Sr в сотни и тысячи раз выше, чем в морской воде, и они локализируются, как правило, вблизи объектов загрязнения. Поэтому всегда существует возможность расширения спектра выделения и определения содержания новых радионуклидов

включая специфические для каждого источника, например таких как ^{14}C , ^{60}Co , ^{99}Tc , ^{129}I , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{210}Po и др. [414; 369].

Применить к морской воде такой подход крайне сложно, так как он требует отбора и обработки в сотни и тысячи раз большего количества воды по сравнению с единичной пробой грунта. По этой причине для классификации источников радиоактивного загрязнения морской воды при обнаружении небольших концентраций техногенных радионуклидов помимо расширения радионуклидного состава широко используют данные об отношении их удельной активности (для донных отложений постоянство отношений концентраций радионуклидов часто нарушается из-за неоднородности грунтов и их сорбционных свойств, что затрудняет сопоставление этого параметра с аналогичными показателями в источниках).

Например, для такого источника радиоактивного загрязнения окружающей среды, как глобальные выпадения, который уже более половины столетия формирует техногенный фон, отношение R концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде считается практически постоянным во всех морях и океанах. По результатам исследований 1960—1970-х годов для поверхностного слоя морской воды определено $R = 1,6 \pm 0,1$ [156], а усредненное значение R на различных глубинах Мирового океана составляет $1,6 \pm 0,3$ [377; 84].

Данный подход использовали в течение нескольких десятилетий в ядерной гидрофизике для идентификации источников радиоактивного загрязнения морской воды на принадлежность к глобальным выпадениям или техногенным образованиям. Однако исследования 1990-х годов в Арктике и Тихоокеанском регионе, связанные с решением проблемы радиоактивного загрязнения морской среды радиоактивными отходами, показали, что не везде R является постоянной величиной и этот показатель не всегда может быть использован в качестве универсального критерия идентификации рассматриваемых источников [314; 313; 414; 415; 347; 348; 369].

Исследования подтвердили, что для поверхностного слоя морской воды в фоновых районах, где не проводили сбросы и захоронение РАО, а также в местах захоронений радиоактивных отходов отношение концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr сохраняется постоянным ($R = 1,6 \pm 0,1$) за исключением отдельных случаев [44].

В частности, аномальные отклонения были отмечены в Карском море в районах, прилегающих к Новой Земле, где в локальных зонах на поверхности моря $R = 0,4 \pm 0,1$, а на промежуточном горизонте 75 м $R = 3,0 \pm 0,2$ (по данным экспедиционных исследований 2012 г. [320] в Печорском море $R = 1,1 \pm 0,5$, в заливе Степового на поверхности моря — 0,3—0,4, в придонном слое — 0,7—2,7). Это может создать представление о наличии в данных районах или вблизи них довольно мощных техногенных источников, генерирующих в первом случае преимущественно ^{90}Sr , а во втором — ^{137}Cs , которых в реальности не существует, так как ядерные испытания и захоронения радиоактивных отходов в течение последних трех десятилетий не проводили. Последствия же захоронений ЯРОО,

как отмечено выше, еще в течение нескольких столетий не будут сопровождаться значимым радиоактивным загрязнением морской воды продуктами деления даже вблизи их нахождения.

Исследования в Тихоокеанском регионе показали, что это явление не единично. Аномальное отклонение было обнаружено в Японском море на глубине 750 ± 100 м ($R = 2,4 \pm 0,2$). Дальнейшие исследования в Охотском море и северо-западной части Тихого океана, где захоронения РАО не проводили, показали, что в придонном слое морской воды R выше и также соответствует $2,4 \pm 0,3$. Более ранние исследования, выполненные в Японском море [359] и связанные с изучением поведения техногенных радионуклидов, обращают на себя внимание тем, что максимум концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ оказался также в слое морской воды 750 ± 250 м. При этом вертикальный профиль распределения $^{239,240}\text{Pu}$ в Японском море полностью коррелирует с таковым для северо-западной части Тихого океана [347; 348].

Изучение изменений отношения концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде в Арктическом и Тихоокеанском регионах показало, что существуют природные условия, не зависящие от техногенной нагрузки, которые формируют значительные отклонения этого показателя от ранее считавшегося постоянным значения $R = 1,6 \pm 0,3$ [44]. Например, в придонном слое морской воды:

- в фоновых районах Арктики в Карском море существуют условия, при которых $R = 1,2 \pm 0,2$, на Дальнем Востоке в Японском море $R = 1,8 \pm 0,3$, в Охотском море $R = 2,8 \pm 0,3$, а в северо-западной части Тихого океана $R = 3,4 \pm 0,4$;
- в районах захоронения ТРО в Карском море $R = 2,5 \pm 0,5$, в Японском море $R = 1,8 \pm 0,5$, а в северо-западной части Тихого океана $R = 2,1 \pm 0,3$.

В прибрежных районах Карского моря это явление с учетом результатов исследований [245; 248] можно связать со значительными вариациями поля солености и различием форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде, а в открытой части — с влиянием минерального состава верхнего слоя донных отложений, обладающего различными сорбционными свойствами по отношению к данным радионуклидам.

В Тихоокеанском регионе оно может быть обусловлено взаимным проникновением поверхностных, глубинных и придонных вод из прилегающих морей и отдаленных регионов, где их насыщение техногенными радионуклидами произошло несколько десятилетий назад в результате ядерных испытаний.

2.3.1. Новоземельская впадина Карского моря

Схема расположения станций отбора проб морской среды в районе захоронения РАО в Новоземельской впадине Карского моря во время совместных российско-норвежских экспедиций 1992—1993 гг. приведена на рис. 2.47. На ней указаны затопленные объекты с ОЯТ и ТРО, а также океанографические станции,

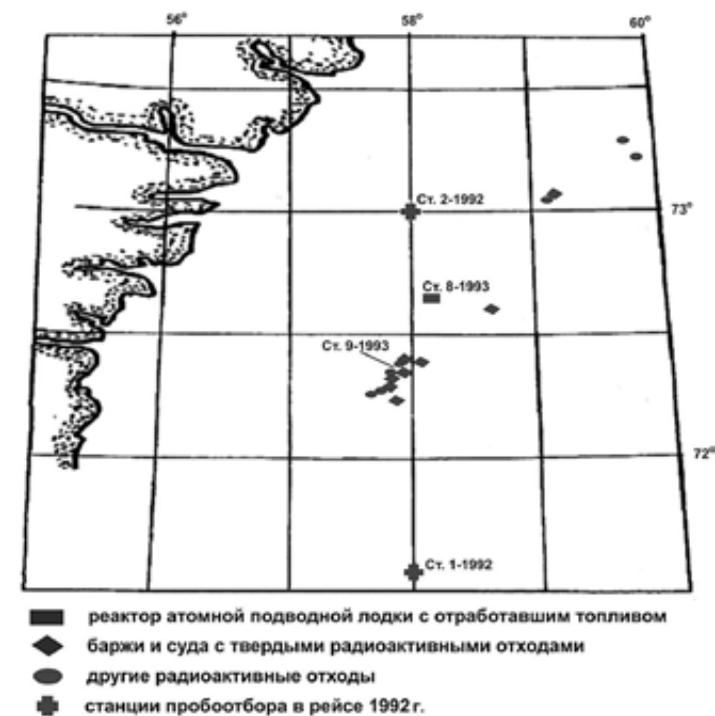


Рис. 2.47. Места захоронения объекта с ОЯТ, ТРО и отбора проб (Ст.) в Новоземельской впадине в 1992—1993 гг. [373]

выполненные в 1992 г. (Ст. 1 и 2). В 1993 г. отбор проб был проведен в точках, где захоронен реактор АПЛ заказа № 421 с невыгруженным ОЯТ (Ст. 8), и в районе наибольшего скопления затопленных объектов с ТРО (Ст. 9). Результаты радионуклидного анализа этих проб представлены в табл. 2.11.

Из данных, приведенных в табл. 2.11, следует, что в поверхностных и придонных водах в районах захоронения ТРО концентрация радионуклидов не отличается от фоновых районов Карского моря.

В донных отложениях в районах затоплений ТРО содержание ^{137}Cs также не отличается от открытых районов Карского моря (фона). В пробах поверхностного слоя 0—2 см, отобранных в 1993 г. непосредственно в районе скопления ТРО в Новоземельской впадине, содержание ^{137}Cs соответствовало 7—30 Бк/кг (0,19—0,81 нКи/кг) сухого веса. Сопоставление этих результатов с данными 1992 г. для открытого Карского моря (фоном), где содержание ^{137}Cs варьировало от 2 до 53 Бк/кг (0,05—1,4 нКи/кг), позволило сделать вывод об отсутствии значимого выхода радиоактивных веществ из затопленных радиационно опасных объектов.

Таблица 2.11 Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде в районе затопления реактора АПЛ заказа № 421 и ТРО в Новоземельской впадине и в открытой части Карского моря, Бк/м³ (нКи/м³) [231; 232]

Станция	Горизонт	^{137}Cs	^{90}Sr
Ст. 8 (реактор АПЛ заказа № 421, 1993 г.)	Поверхность	5—7 (0,14—0,19)	3 (0,08)
	Придонный	7—8 (0,19—0,22)	3 (0,08)
Ст. 9 (скопление ТРО, 1993 г.)	Поверхность	4—6 (0,11—0,16)	3 (0,08)
	Придонный	13—14 (0,35—0,38)	3 (0,08)
Карское море, фон (1992 г.)	Поверхность	3—8 (0,08—0,22)	3—12 (0,08—0,32)
	Придонный	4—18 (0,11—0,49)	3—6 (0,08—0,16)

Норвежский институт оборонных исследований опубликовал в 1998 г. отчет «Исследования окружающей среды Карского и восточной части Баренцева моря» по результатам работ в 1995—1996 гг. норвежского исследовательского судна «Свердруп-2» [406]. Изучалось химическое и радиоактивное загрязнение (^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{238,239,240}\text{Pu}$ [339]) морской воды, донных отложений и фауны. Авторы отчета пришли к выводам:

- «Уровень антропогенных радионуклидов в целом низкий в Карском море и в восточной части Баренцевом моря» [339, с. 2].
- «Затопленный в Новоземельской впадине реактор с топливом был обнаружен с помощью эхолокации (отечественной экспедиции МЧС 2013 г. найти реактор не удалось. — *Авт.*), но утечки радиоактивности из него или из других локальных источников не обнаружено. Концентрация радиоактивности в Карском море низкая, но она значительно выше возле места ядерных испытаний в губе Черная» [339, с. 5].

Одновременно они отметили: «Соотношение активности ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробе № 5630, взятой у затопленного реактора в Новоземельской впадине, равно 0,12, что много выше, чем отношение, обусловленное глобальными выпадениями» (с. 44), и далее: «однако это не может быть индикатором утечки из реактора... не обнаружено повышения уровня ^{137}Cs и ^{60}Co в этом месте».

Принимая во внимание предположение авторов [237] о недостаточно качественной подготовке реактора АПЛ заказа № 421 к затоплению и неоднозначности оценки радиоэкологической обстановки, необходимо продолжить целенаправленные радиоэкологические исследования в районе его затопления.

2.3.2. Залив Цивольки архипелага Новая Земля

Исследования в заливе Цивольки были проведены в сентябре 1993 г. во время российско-норвежской экспедиции. В районах, где затоплены реакторный отсек и контейнер с ОЯТ атомного ледокола, был осуществлен тщательный поиск затопленных объектов с использованием буксируемого сонара бокового и кругового обзора, установленного на дистанционно управляемом подводном аппарате. Объекты не обнаружены. В нескольких сотнях метров от точки, где предположительно был затоплен контейнер с ОЯТ, находится судно. Спектр гамма-излучения, полученный на крышке трюма этого судна с помощью детектора, который был установлен на дистанционно управляемом подводном аппарате, не отличался от фона.

На участках с координатами, соответствующими местам затопления наиболее радиоактивных объектов, и вблизи них, а также в районах залива вне точек захоронения ТРО были отобраны пробы морской воды для лабораторного радионуклидного анализа на ^{137}Cs и ^{90}Sr (табл. 2.12, рис. 2.48 и 2.49).

Таблица 2.12. Концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах морской воды залива Цивольки, Бк/м³ (нКи/м³) [232]

Станция	Горизонт	^{137}Cs	^{90}Sr
Внутренняя часть залива, Ст. 1	Поверхность	4—6 (0,11—0,16)	4—6 (0,11—0,16)
	Придонный	7—11 (0,19—0,30)	3—4 (0,08—0,11)
Внутренняя часть залива, Ст. 2	Поверхность	5 (0,14)	4—6 (0,11—0,16)
	Придонный	6—10 (0,16—0,27)	4 (0,11)
Вход в залив, Ст. 3	Поверхность	4—5 (0,11—0,14)	6 (0,160)
	Придонный	10 (0,27)	3—4 (0,08—0,11)
В море у входа в залив, Ст. 4	Поверхность	4—6 (0,11—0,16)	5 (0,14)
	Придонный	5—14 (0,14—0,38)	4 (0,11)
Открытое Карское море (фон), 1992 г.	Поверхность	3—8 (0,08—0,22)	3—12 (0,08—0,32)
	Придонный	4—18 (0,11—0,49)	3—6 (0,08—0,16)

Из приведенных данных следует, что в морской воде концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr как во внутренней, так и во внешних частях залива Цивольки не отличаются от измеренных в открытой части Карского моря вне районов захоронения РАО. Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностном слое (до 2 м) составило 4,0—9,8 мБк/м³ (0,11—0,26 пКи/м³), в придонном (1 м от дна) — от 5,7 до 26 мБк/м³ (0,15—0,7 пКи/м³), что также соответствует фону.



Рис. 2.48. Залив Цивольки. Мыс Поворотный [340]

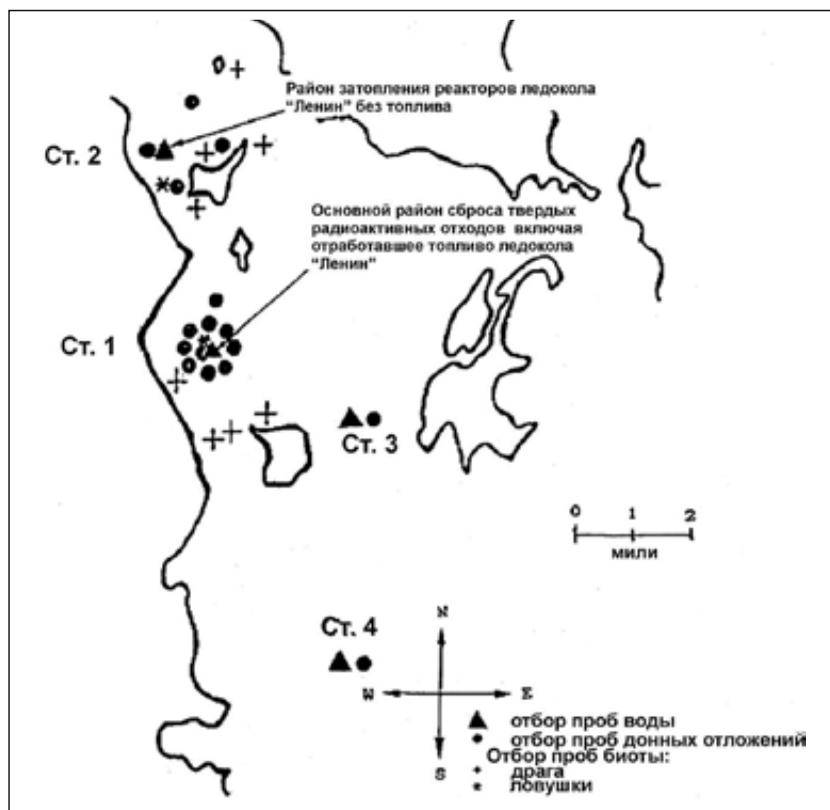


Рис. 2.49. Схема мест захоронения РАО и станций (Ст.) отбора проб в заливе Цивольки в 1993 г. [373]

Исследования донных отложений показали, что содержание ^{137}Cs в поверхностном слое грунта составляло 4—30 Бк/кг (0,11—0,81 нКи/кг) и значимо не отличалось от фона в Карском море, который в 1992 г. соответствовал 2—33 Бк/кг (0,05—0,89 нКи/кг). В этих же условиях содержание ^{90}Sr в пробах грунта в заливе было равно 0,2—0,8 Бк/кг (0,005—0,022 нКи/кг), а $^{239,240}\text{Pu}$ — 0,03—0,51 Бк/кг (0,0008—0,014 нКи/кг).

В то же время в одной из проб донных отложений на Ст. 1 был зарегистрирован ^{60}Co , удельная активность которого в верхнем слое до 5 см соответствовала 0,2—3,9 Бк/кг (0,005—0,11 нКи/кг). Поскольку ^{60}Co не является продуктом глобальных выпадений, его обнаружение является показателем наличия в районе источника техногенного характера.

По данным, полученным в экспедициях МЧС в 2005—2006 гг., в заливе Цивольки наблюдается самая низкая концентрация ^{137}Cs в донных отложениях (не более 30 Бк/кг), хотя в этом заливе было сброшено максимальное количество ТРО из всех затопленных в арктическом регионе. Относительно низкое содержание ^{137}Cs в донных отложениях было зарегистрировано в том числе и вблизи контейнера с экранной сборкой атомного ледокола (рис. 2.50).

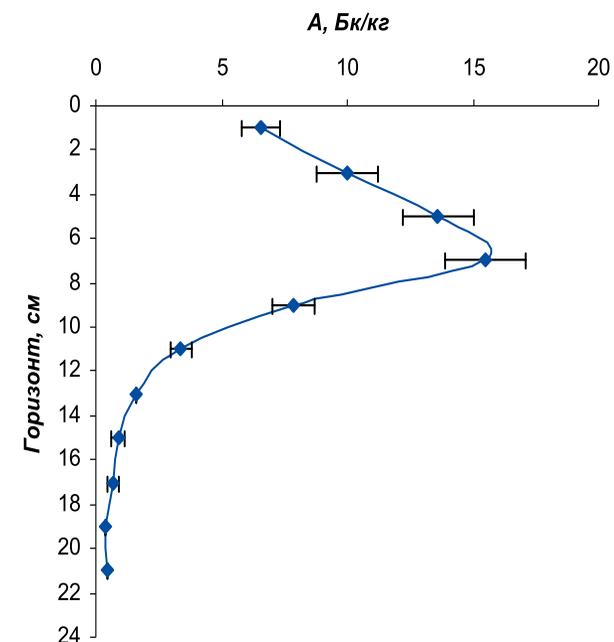


Рис. 2.50. Вертикальное распределение ^{137}Cs в грунте залива Цивольки в 30 м от контейнера с экранной сборкой атомного ледокола [99]

Результаты исследований позволили прийти к заключению, что захоронение РАО не привело к существенному радиоактивному загрязнению морской среды в исследованных районах залива Цивольки. Свидетельством незначительного выхода техногенных радионуклидов из затопленных контейнеров с ТРО может служить обнаружение ^{60}Co в донных отложениях на станции Ст. 1.

2.3.3. Залив Степового архипелага Новая Земля

Схемы расположения станций отбора проб морской среды во время радиоэкологического обследования 1993 и 2012 гг. приведены на рис. 2.51 и 2.52, данные о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в поверхностных и придонных водах залива представлены в табл. 2.13.

Таблица 2.13 Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде залива Степового по результатам обследований в 1993 и 2012 гг., Бк/м³ (нКи/м³) [232; 320]

Номер станции	Горизонт	^{137}Cs	^{90}Sr
1993 г. [232]			
Ст. 5 (АПЛ «К-27» с двумя ЖМТ реакторами с ОЯТ)	Поверхность	5—6 (0,14—0,16)	4—6 (0,11—0,16)
	Придонный	6—8 (0,16—0,22)	4—5 (0,11—0,14)
Ст. 6 (контейнеры с ТРО)	Поверхность	5—7 (0,14—0,19)	5—6 (0,14—0,16)
	Придонный	22—32 (0,59—0,86)	24—26 (0,65—0,70)
Ст. 7 (фон — выход из залива)	Поверхность	4—6 (0,11—0,16)	5—7 (0,14—0,19)
	Придонный	6—8 (0,16—0,22)	4—5 (0,11—0,19)
2012 г. [320]			
Ст. 36 (АПЛ «К-27»)	Поверхность	1,6 ± 0,3 (0,04 ± 0,008)	3,9 ± 1,3 (0,11 ± 0,035)
	Придонный	1,8 ± 0,3 (0,05 ± 0,008)	2,5 ± 1,1 (0,07 ± 0,030)
Ст. 18 (контейнеры с ТРО)	Поверхность	1,6 ± 0,3 (0,04 ± 0,008)	4,3 ± 1,3 (0,12 ± 0,035)
	Придонный	15,4 ± 1,2 (0,42 ± 0,032)	5,8 ± 1,5 (0,16 ± 0,040)
Ст. 45 (фон — выход из залива)	Поверхность	1,6 ± 0,3 (0,04 ± 0,008)	5,2 ± 0,7 (0,14 ± 0,019)
	Придонный	1,7 ± 0,3 (0,05 ± 0,008)	3,4 ± 1,6 (0,09 ± 0,043)
Ст. 1 (фон — Печорское море)	Поверхность	1,7 ± 0,3 (0,05 ± 0,008)	1,5 ± 0,7 (0,04 ± 0,019)
	Придонный	1,5 ± 0,3 (0,04 ± 0,008)	1,3 ± 0,6 (0,04 ± 0,016)



Рис. 2.51. Южный берег залива Степового [340]

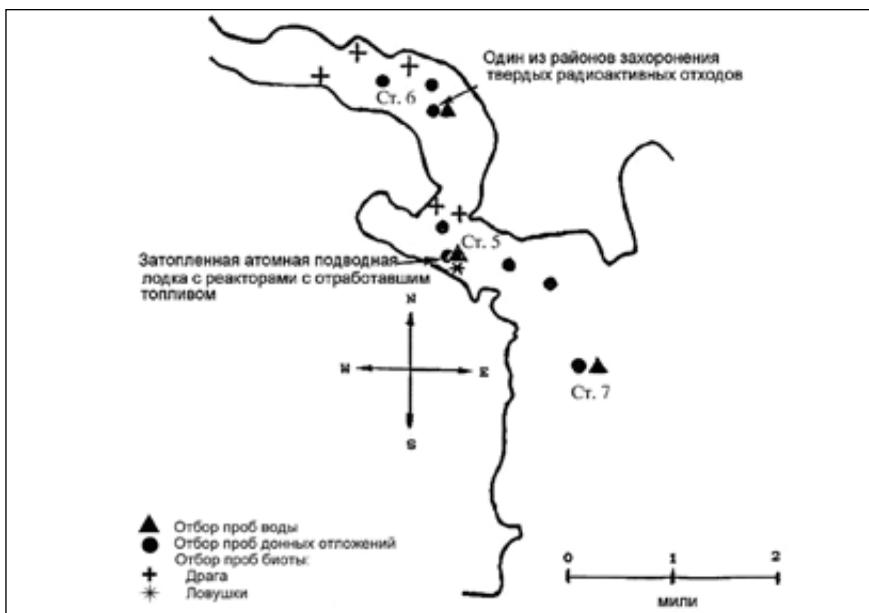
Установлено, что в поверхностном слое морской воды (1993 г.) содержание ^{137}Cs изменялось в пределах 4—6 Бк/м³ (0,11—0,16 нКи/м³). Эти значения не отличаются от определенных в 1992 г. для поверхностных вод Карского моря: 3—8 Бк/м³ (0,08—0,22 нКи/м³). Однако содержание ^{137}Cs в придонных водах внутренней части залива на ст. 6 (на уровне 22—32 Бк/м³ / 0,81 нКи/м³), оказалось в несколько раз выше, чем в поверхностных водах других районов залива и в фоне (Ст. 7).

Во внешней части залива (Ст. 5, рядом с затопленной АПЛ) и у входа в залив (Ст. 7) содержание ^{137}Cs в придонных водах было лишь немного больше, чем в поверхностных водах. Аналогичным образом вел себя и ^{90}Sr .

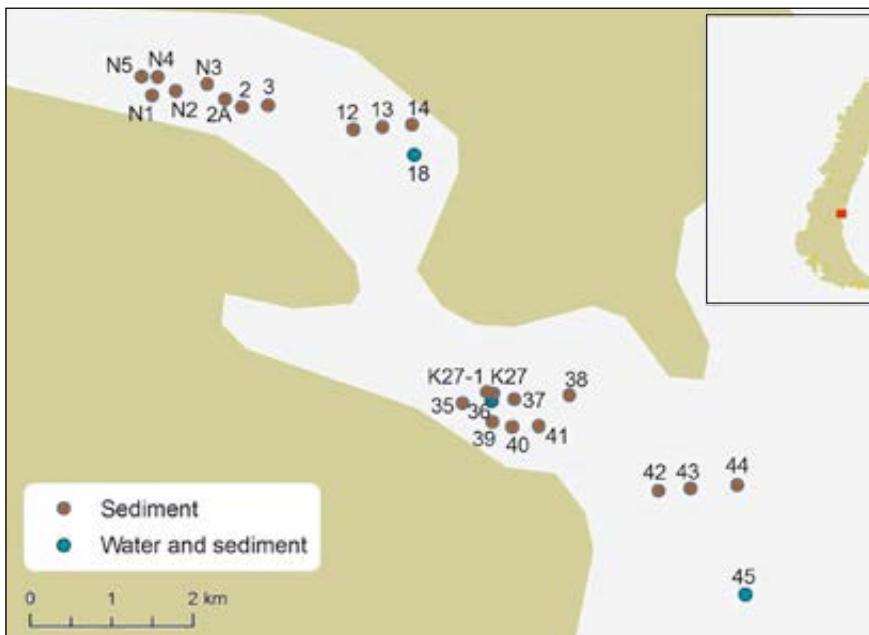
Повышенные концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в придонных водах могли быть связаны с их выходом из контейнеров с ТРО, захороненных внутри залива (прежде всего это относится к Ст. 6 в 1993 г. и Ст. 18 в 2012 г.), подъемом придонным течением загрязненных донных отложений, а также с частичным смывом радионуклидов с территории Новоземельского ядерного полигона.

Следует напомнить, что по результатам совместной экспедиции 1992 г. содержание ^{90}Sr в поверхностных водах залива на уровне 3—6 Бк/м³ (0,08—0,16 нКи/м³) оказалось таким же, как и в поверхностных водах западной и южной частей Карского моря. Концентрации этого радионуклида были сравнительно однородны по высоте водного столба во внешней части залива и в море у входа в залив.

Особенностью результатов исследований 2012 г. является регистрация меньшего содержания этих радионуклидов в поверхностном и придонном слоях



а



б

Рис. 2.52. Схема мест затопления ТРО, АПЛ «К-27» и станций (Ст.) отбора проб в заливе Степового в 1993 г. (а) [373] и в 2012 г. (б) [373; 320]

морской воды по сравнению с 1992—1993 гг. Кроме того, наблюдались хотя и повышенная, но также меньшая их удельная активность в придонном слое в районе захоронения ТРО и соответствие фону вблизи АПЛ «К-27». Обобщенные с 1992 по 2012 гг. сравнительные данные содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде залива Степового, подтверждающие эту тенденцию, приведены на рис. 2.53.

В поверхностном слое донных отложений в 1993 г. удельная активность ^{137}Cs во внешней части залива Степового соответствовала 10—20 Бк/кг (0,27—0,54 нКи/кг) сухого веса, что практически не отличается от уровней, определенных в 1992 г. для Карского моря, которые составляли 10—27 Бк/кг (0,27—0,73 нКи/кг). Однако в одной из проб донных отложений, отобранных с помощью дистанционно управляемого аппарата рядом с корпусом затопленной АПЛ «К-27», норвежские специалисты определили на порядок большее содержание ^{137}Cs (203 Бк/кг / 5,5 нКи/кг). В этой же пробе ими были выявлены измеримые концентрации ^{152}Eu — 34 Бк/кг (0,92 нКи/кг) и ^{154}Eu — 22 Бк/кг (0,59 нКи/кг).

Присутствие повышенных концентраций ^{152}Eu и ^{154}Eu в пробе донных отложений послужило основанием для предположения, что они поступили из затопленной АПЛ. К сожалению, на этой станции не было проведено параллельного отбора пробы для анализа в российских лабораториях. Тем не менее согласно оценкам состава и активности продуктов деления в реакторах данной подводной лодки эти радионуклиды к концу 1993 г. должны были быть в числе доминирующих [421].

Во внутренней части залива, отделенной мелководным порогом, водообмен происходит медленно, и соответственно в донных отложениях накапливается ^{137}Cs , содержание которого достигает 300 Бк/кг (8,1 нКи/кг). Наряду с повышенной концентрацией ^{137}Cs в пробах донных отложений был зарегистрирован и ^{60}Co , но каких-либо объектов с ТРО вблизи обнаружить не удалось. По этой причине в качестве объяснения повышенного содержания техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях во внутренней части залива было принято предположение о смыве радиоактивных веществ с территории ядерного полигона.

По результатам совместной экспедиции 1993 г. был сделан вывод, что повышенное более чем на порядок содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в придонном слое воды и донных отложениях, а также наличие ^{60}Co в донных отложениях во внутренней части залива Степового и в одной из проб донных отложений, отобранной вблизи корпуса затопленной АПЛ, вполне вероятно, вызвано выходом радионуклидов из ТРО. Содержание техногенных радионуклидов в морской среде является относительно низким и ограничено небольшими зонами загрязнений. Радиоактивность за их пределами остается сопоставимой с данными по открытой части Карского моря и соответствует фону.

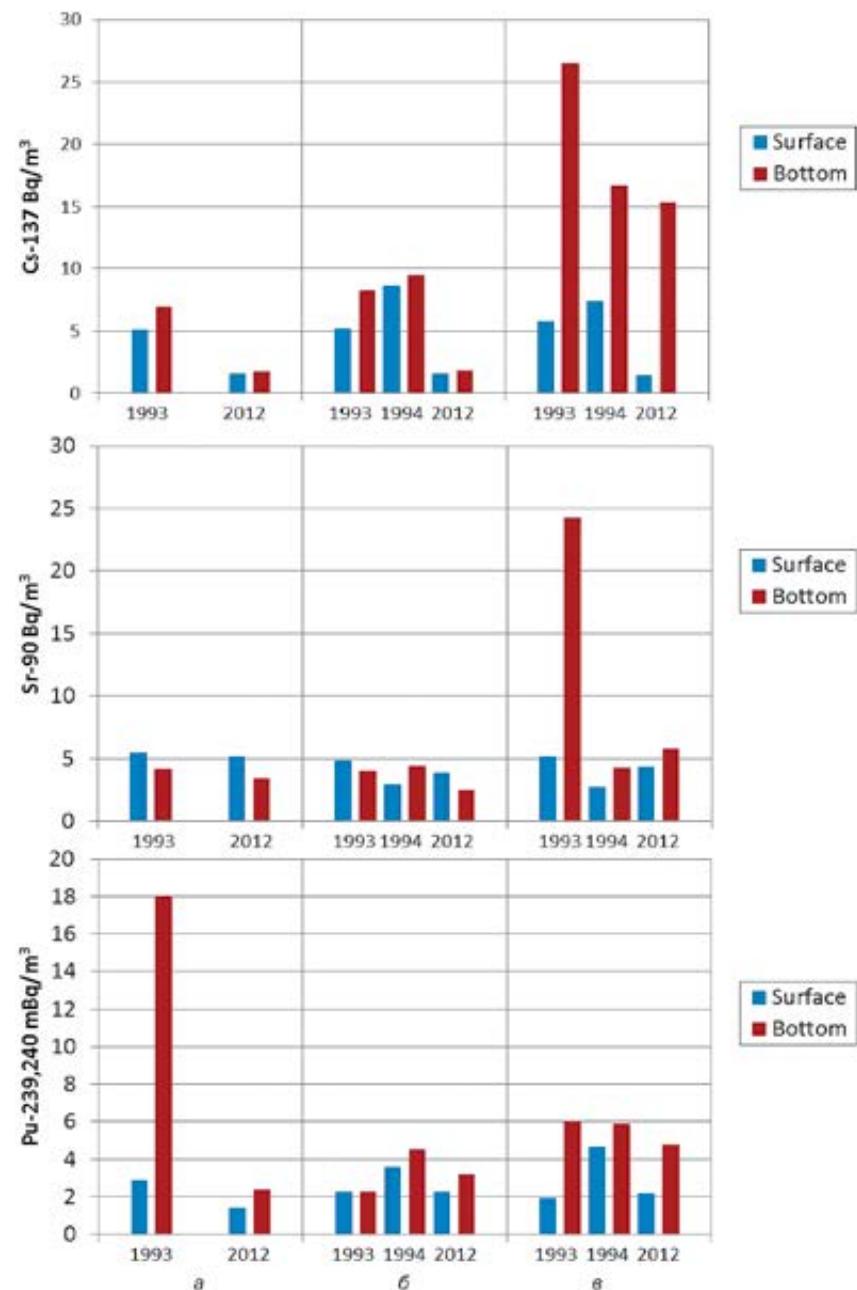


Рис. 2.53. Динамика изменения содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ с 1992 по 2012 гг. в морской воде на выходе из залива Степового (а), в районе затопления АПЛ «К-27» (б) и захоронения ТРО (в) [415; 320]

Расположение станций отбора проб в заливе Степового во время дополнительного обследования 1994 г. показано на рис. 2.54, а результаты измерений ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ приведены в табл. 2.14. В ходе этого обследования было обнаружено большое количество металлических контейнеров с ТРО, затопленных во внутренней части залива.



Рис. 2.54. Схема мест захоронения ТРО и точек отбора проб воды, донных отложений и почвы в заливе Степового в 1994 г. [232]

Таблица 2.14. Содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде залива Степового по результатам обследования 1994 г., Бк/м³ (нКи/м³) [232]

Станция	Горизонт	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
I, внешняя часть залива (АПЛ «К-27»)	Поверхность	8—9 (0,22—0,24)	2—3 (0,05—0,08)	0,004 (0,00011)
	Придонный	9—10 (0,24—0,27)	3—4 (0,08—0,11)	0,005 (0,00014)
II, внутренняя часть залива (контейнеры с ТРО)	Поверхность	7—8 (0,19—0,30)	2—3 (0,05—0,08)	0,005 (0,00014)
	Придонный	14—19 (0,38—0,51)	5—6 (0,14—0,16)	0,006 (0,00016)

Из данных, приведенных в табл. 2.14, видно, что повышенное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде при неизменном значении $^{239,240}\text{Pu}$ наблюдается во внутренней части залива, где сосредоточена основная масса контейнеров с ТРО. Вблизи АПЛ «К-27» их распределение по горизонтам равномерно и соответствует фону. Незначительное содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде свидетельствует, что он относится к глобальным выпадениям.

Гамма-спектры, набранные вплотную к стенкам отдельных контейнеров, подтвердили, что определяющими излучателями в ТРО являются ^{137}Cs и ^{60}Co (рис. 2.55).

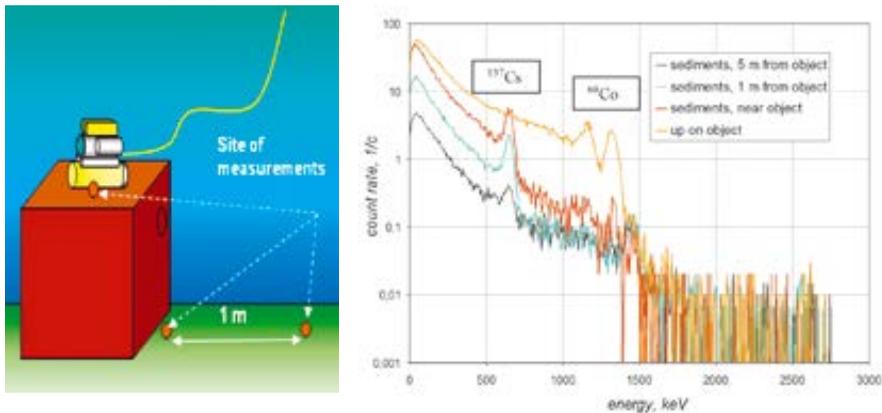


Рис. 2.55. Геометрия измерений и результаты гамма-спектрометрии излучения на поверхности контейнеров с ТРО [96]

Радиационное обследование показало, что для 8 из 20 обследованных контейнеров МЭД гамма-излучения на их поверхности достигает 1 мкЗв/ч, на остальных — значительно меньше. В большинстве случаев основной вклад в мощность дозы вносит ^{137}Cs , в 2 контейнерах — ^{60}Co . Вблизи таких контейнеров грунт оказался загрязненным, содержание ^{137}Cs изменялось от 45 до 916 Бк/кг. Однако гамма-спектрометрический анализ проб грунта, отобранных вблизи затопленного судна с ТРО, не выявил его радиоактивного загрязнения, МЭД и содержание ^{137}Cs оставались в пределах фона, характерного для заливов (табл. 2.15 [104]).

Таблица 2.15. Состояние радиационной обстановки вокруг затопленного контейнера и судна с ТРО

Контейнер			Судно	
Место измерений и отбора проб	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг (сухой вес)	Мощность дозы, мкЗв/ч	Место отбора проб	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг (сухой вес)
Сверху	—	1,00	—	—
Дно, 0 м	916 ± 52	0,40	Дно, 0 м	14 ± 4
Дно, 1 м	382 ± 16	0,15	Дно, 1 м	13 ± 5
Дно, 3 м	126 ± 12	0,08	Дно, 2 м	41 ± 4
Дно, 5 м	45 ± 3	0,05	Дно, 10 м	29 ± 3

Визуальный осмотр контейнеров с ТРО, залитых цементом или битумом, выявил, что они частично погрузились в грунт и, как правило, имеют более высокую мощность эквивалентной дозы гамма-излучения на поверхностях — до 3—7 мкЗв/ч (рис. 2.56).

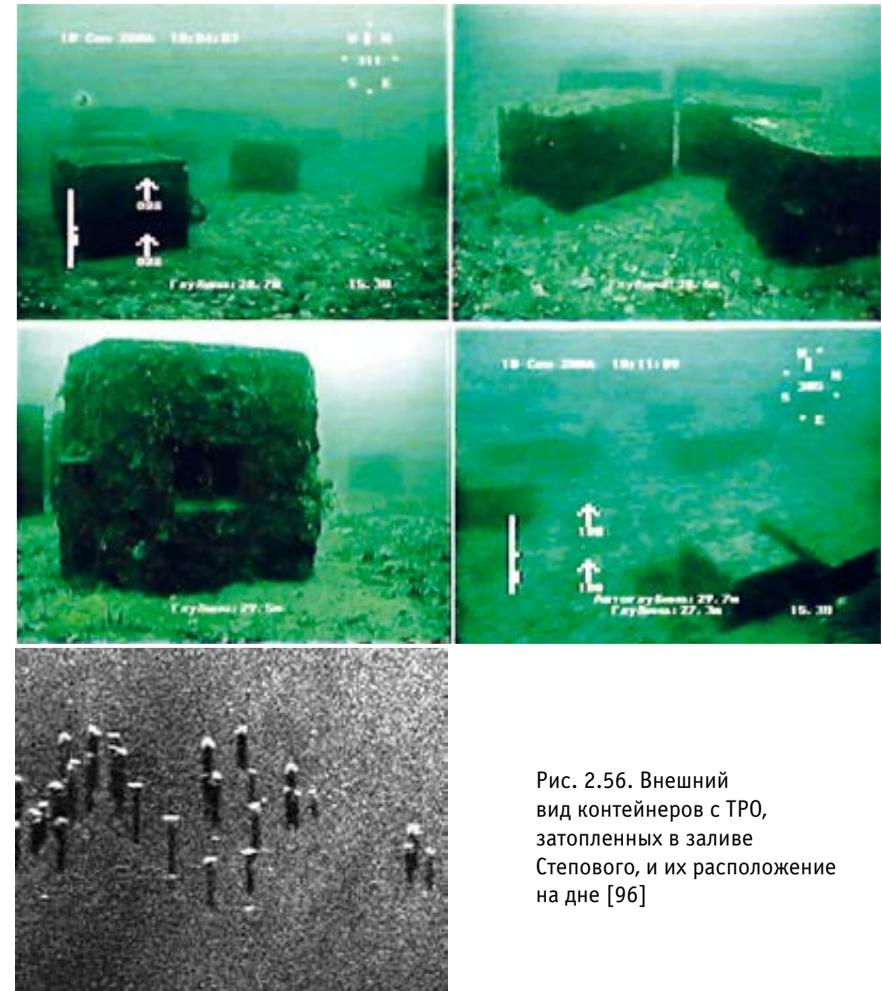


Рис. 2.56. Внешний вид контейнеров с ТРО, затопленных в заливе Степового, и их расположение на дне [96]

Наряду со сравнительно высокоактивными источниками в заливе были обнаружены контейнеры с низкими МЭД. Они имели относительно небольшой вес и располагались на поверхности донных отложений. Обследование с помощью видеокамеры показало их негерметичность, что дополнительно было подтверждено визуальным осмотром контейнера, выброшенного морем на берег (рис. 2.57).

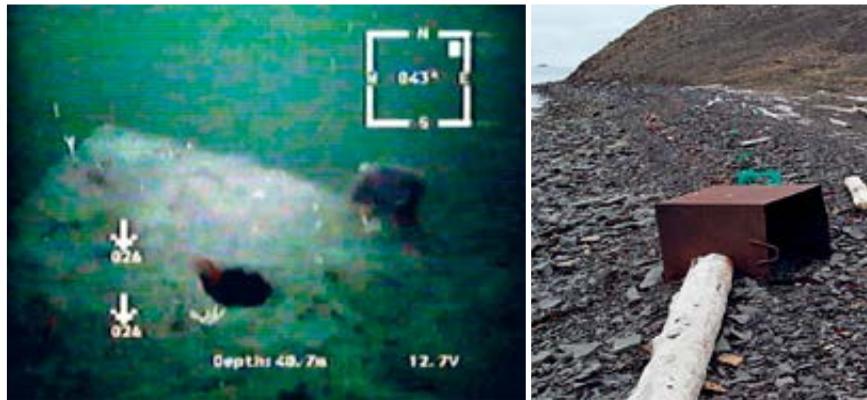


Рис. 2.57. Отверстие в затопленном контейнере с ТРО и внешний вид выброшенного на берег контейнера без крышки [96]

В донных отложениях рядом с такими контейнерами был зарегистрирован относительно высокий уровень радиоактивности: содержание ^{137}Cs достигало 60 кБк/кг (1620 нКи/кг), ^{60}Co — 2 кБк/кг (54 нКи/кг) сухого веса.

Несколько иная картина наблюдалась в донных отложениях во внутренней части залива. Были выявлены значительные вариации содержания радионуклидов несмотря на то, что каждую такую пробу тщательно высушивали, гомогенизировали и делили на две части. Результаты измерений в параллельных пробах в ряде случаев отличались в 10 раз. Так, концентрация ^{137}Cs варьировала от 26 до 170 кБк/кг (80—4600 нКи/кг), ^{90}Sr — от 10 до 310 кБк/кг (0,3—8400 нКи/кг), ^{60}Co — от 0,015 до 3,15 кБк/кг (0,4—85 нКи/кг), $^{239,240}\text{Pu}$ — от 0,6 до 28 Бк/кг (0,016—0,76 нКи/кг). В конечном счете было установлено, что неоднородность распределения радионуклидов обусловлена наличием небольших радиоактивных частичек («горячих частиц»), вкрапленных в грунт.

Подтверждением является вертикальное распределение ^{60}Co в донных отложениях на станции II (рис. 2.58). Видно, что на глубине 8—10 см наблюдается его резкое увеличение, которое не коррелирует с концентрацией других радионуклидов. В дальнейшем методом последовательного деления пробы была выделена «горячая частица», активность которой практически полностью и определяла активность данного слоя грунта.

В целом же общей чертой вертикального распределения ^{137}Cs в донных отложениях является уменьшение его содержания с глубиной, что подтвердили не только результаты исследований 1992—1994 гг. [313], но и последующие наблюдения. Кроме того, экспедиционные работы 2004—2006 гг. показали, что к этому времени в поверхностном слое грунта до 3—5 см активность ^{137}Cs стала практически неизменной, что является показателем прекращения его интенсивного выхода из контейнеров с ТРО в морскую воду, происходившего в предшествовавшее десятилетие (рис. 2.59).

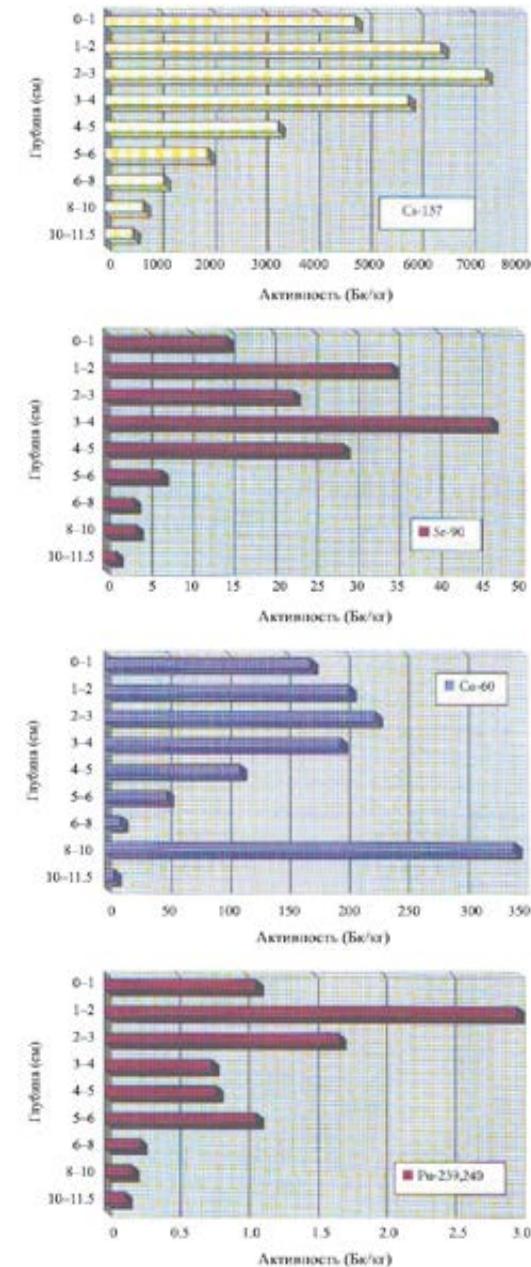


Рис. 2.58. Вертикальное распределение техногенных радионуклидов в поверхностном слое донных отложений в районе скопления контейнеров с ТРО в точке II (см. рис. 2.52б) залива Степового [157]

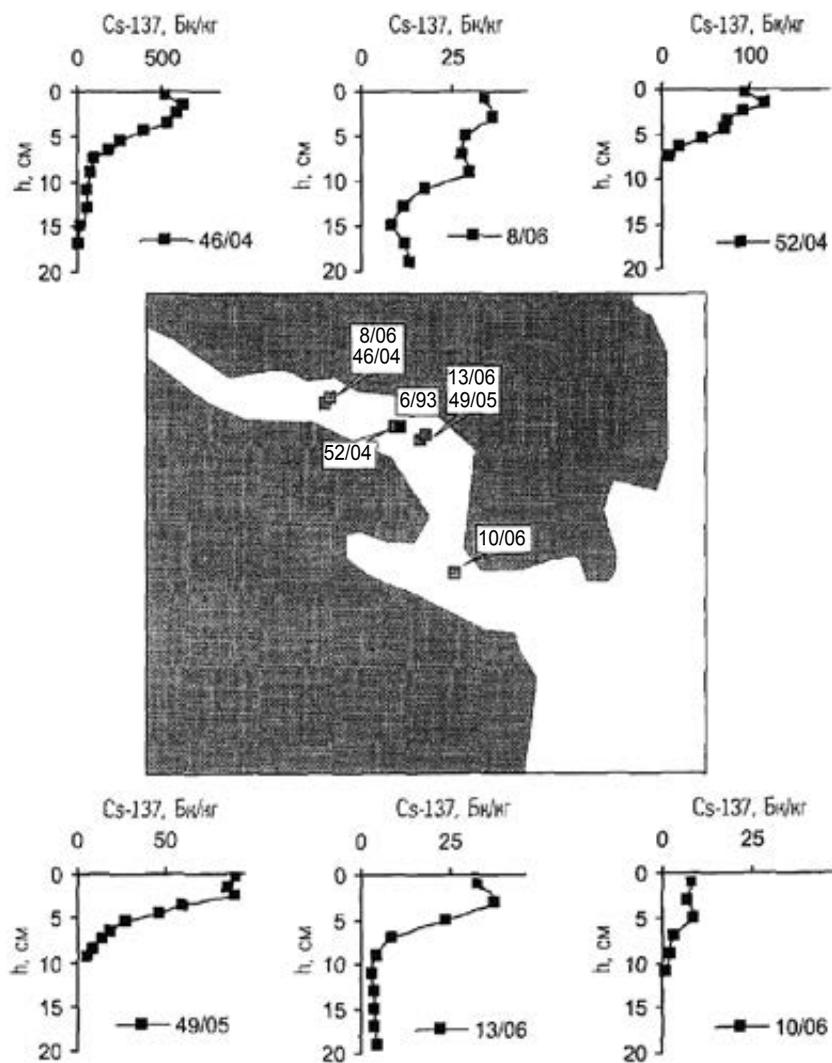


Рис. 2.59. Вертикальное распределение ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений залива Степового [3]

Интересной особенностью залива является контрастная способность перехода ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs из воды в поверхностный слой донных отложений с коэффициентами накопления, отличающимися на один-два порядка (рис. 2.60). Это объясняет, почему поверхность грунтов практически не загрязнена ^{90}Sr , в меньшей степени содержит ^{137}Cs и максимально концентрирует ^{60}Co .

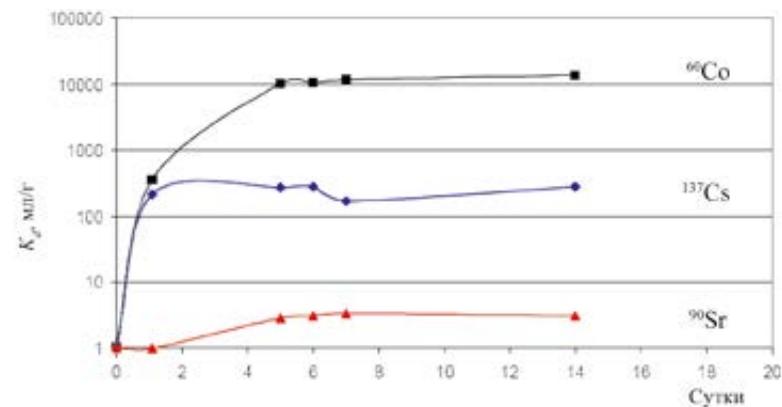


Рис. 2.60. Изменение коэффициента накопления техногенных радионуклидов в системе «вода — осадок» K_d для поверхностного 2—3-сантиметрового слоя донных отложений залива Степового [248; 410]

Кроме того, было установлено различие в сорбционных свойствах грунтов между заливами. Например, ^{137}Cs в 1,5—2 раза меньше накапливается в поверхностном слое донных отложений залива Степового, чем в заливе Абрисимова (рис. 2.61).

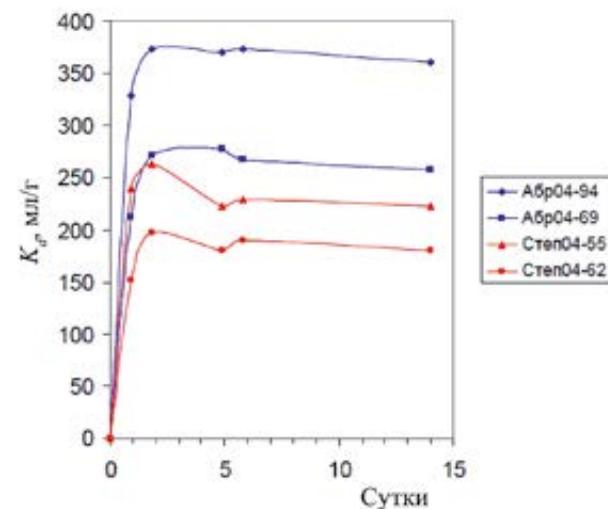


Рис. 2.61. Изменение коэффициента накопления ^{137}Cs в системе «вода — осадок» K_d для поверхностного слоя донных отложений заливов Абрисимова и Степового [248; 410]

В практическом плане это может означать, что в местах захоронения ТРО ^{137}Cs при всех равных условиях может распространяться от источника радиоактивного загрязнения в заливе Степового на более дальние расстояния по сравнению с заливом Абросимова.

В пробах донных отложений, отобранных вблизи АПЛ «К-27», затопленной недалеко от выхода из бухты, распределение ^{137}Cs оказалось довольно однородным: концентрация изменялась в пределах от 15 до 40 Бк/кг (0,41—1,1 нКи/кг). Сравнительный анализ удельной активности ^{137}Cs в грунтах (см. рис. 2.59, ст. 10/06) показал, что она в десятки-сотни раз ниже, чем у затопленных контейнеров с ТРО (ст. 46/04, 8/06 и 52/04). К такому заключению по результатам морских экспедиций 2002—2004 гг. пришли и специалисты ГЕОХИ РАН [51].

Кроме того, в результате сопоставления удельной активности донных отложений, полученных в 1990-х годах, с данными первой половины 2000-х годов для верхнего 2—3-сантиметрового слоя грунта было установлено, что во внутренней части залива наблюдается существенное снижение содержания ^{137}Cs с 260—5450 Бк/кг до 20—1800 Бк/кг и ^{60}Co с 30—3150 Бк/кг до 1—25 Бк/кг. Это убедительный показатель уменьшения их выхода из контейнеров с ТРО. Иными словами, наступил переходный период от интенсивного локального поступления радионуклидов из ТРО в морскую воду к завершающей фазе, в результате которой процессы самоочистки возобладали над загрязнением [409]. В целом по результатам исследований 2012 г. наиболее загрязненным районом залива Степового остается его внутренняя часть, где захоронено наибольшее количество контейнеров с ТРО (табл. 2.16).

Таблица 2.16. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr донных отложений в фоне и различных районах залива Степового в 2012 г. [320], Бк/кг

Море, район	^{137}Cs	^{90}Sr
Печорское море (фон)	$5,1 \pm 1,3$	$1,9 \pm 0,6$
Вход в залив (фон — Карское море)	$4,6 \pm 3,3$	$0,12 \pm 0,0$
Первая треть залива	$9,1 \pm 2,0$	$0,43 \pm 0,28$
Район захоронения контейнеров с ТРО и затопления АПЛ «К-27»	$24,3 \pm 6,4$	$24,1 \pm 2,4$
Внутренний район захоронения ТРО	$35,7 \pm 14,3$	$0,72 \pm ,36$
Внутренний район, наибольшее скопление контейнеров с ТРО	$67,2 \pm 7,4$	$3,5 \pm 0,7$

Об этом свидетельствует и общая картина состояния поверхностного слоя донных отложений залива Степового, из которой следует, что определяющий вклад в загрязнение грунтов ^{137}Cs не только в его центральной части, вокруг затопленной АПЛ «К-27», но и на выходе вносили контейнеры с ТРО (рис. 2.62).

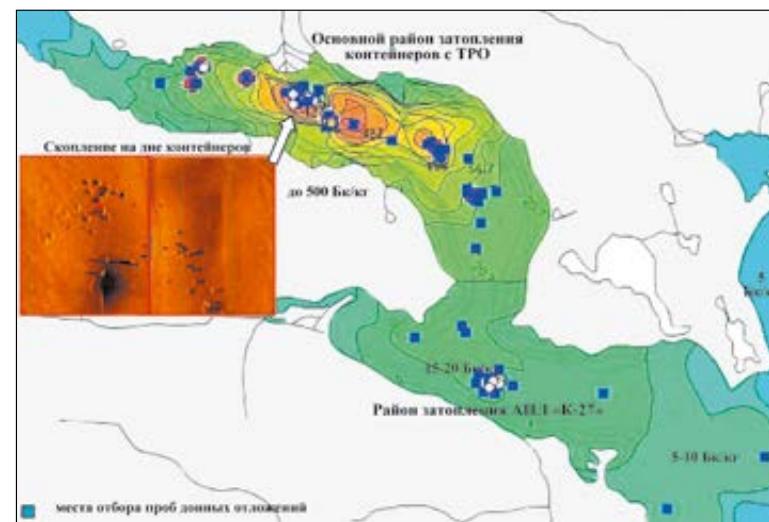


Рис. 2.62. Картограмма радиоактивного загрязнения поверхностного слоя донных отложений залива Степового ^{137}Cs [96; 94]

По состоянию на 2012 г. определяющий вклад в загрязнение донных отложений продолжает вносить ^{137}Cs , содержание которого в грунтах у контейнеров с ТРО как минимум на порядок больше, чем ^{60}Co , а на удалении более 10 м от них сопоставимо с фоном (рис. 2.63).

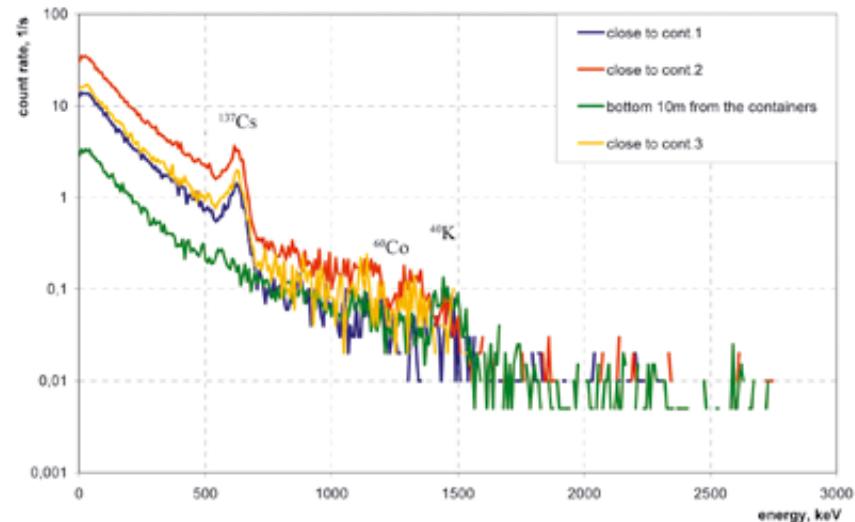


Рис. 2.63. Дифференциальные гамма-спектры донных отложений, полученные вблизи контейнеров с ТРО и на удалении 10 м от них [94]

2.3.4. Залив Абросимова архипелага Новая Земля

В ходе российско-норвежских экспедиций 1992—1994 гг. из четырех затопленных в этом заливе реакторных отсеков АПЛ было обследовано три. По результатам погружной гамма-спектрометрии, выполненной вплотную к их поверхностям, был сделан вывод, что отсеки № 1 и 2 содержат реакторы с ОЯТ, а отсек № 3 — реакторы без ОЯТ (рис. 2.64 [232]).

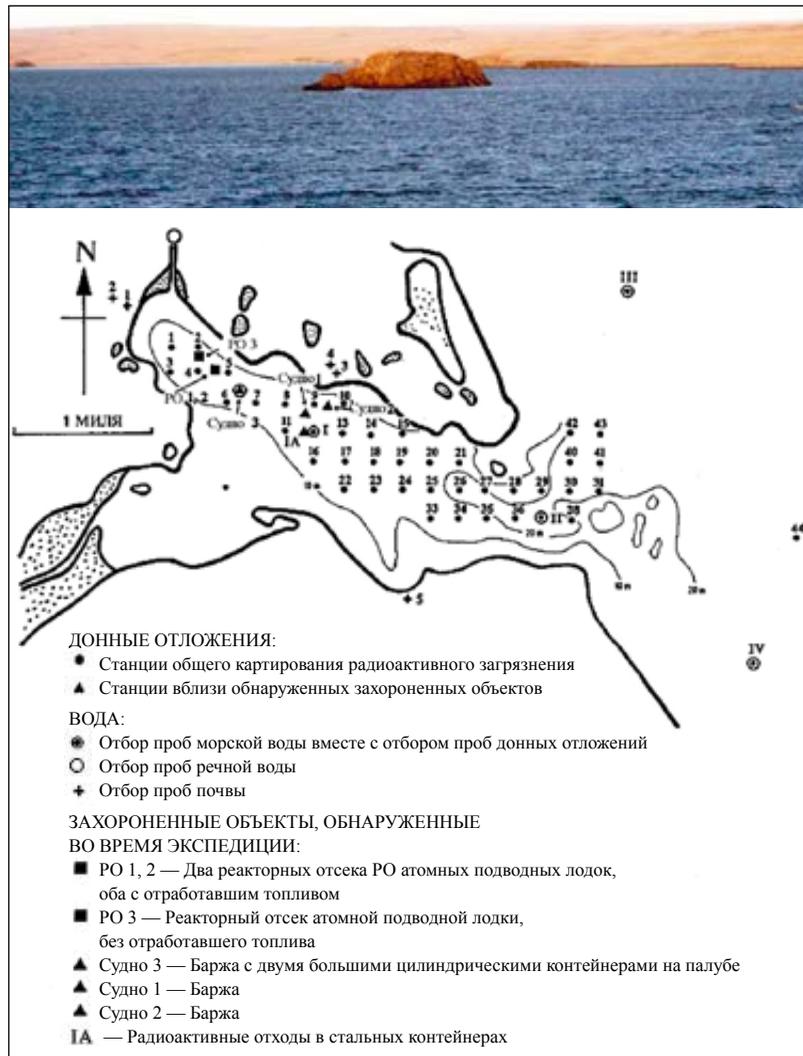


Рис. 2.64. Вход в залив Абросимова [340] и схема расположения точек отбора проб донных отложений в заливе Абросимова в 1994 г. [232]

Подтверждением стала информация о наличии в первых двух отсеках ^{137}Cs (продукта деления) и ^{60}Co (продукта активации), в то время как отсек № 3 имел гамма-излучение только ^{60}Co (рис. 2.65).

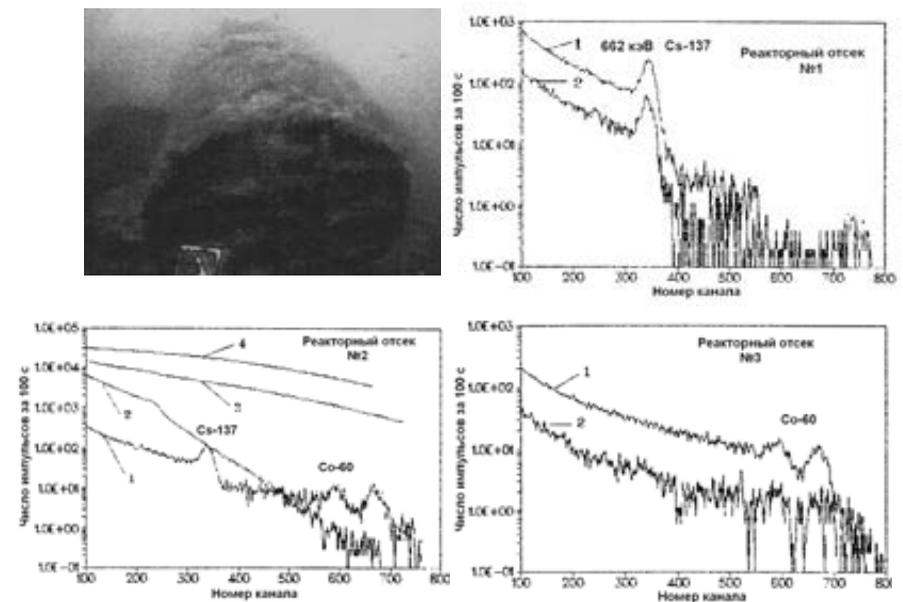


Рис. 2.65. Акустический вид затопленного реакторного отсека и гамма-спектры радиоактивного излучения от отсеков № 1, 2, 3, полученные вплотную (1) и на различном удалении от них (2—4) [157]

Однако после экспедиции МЧС 2013 г. в [111] было высказано совпадающее для первого объекта и недостаточно обоснованное относительно второго РО утверждение. В частности, сделан вывод, что «объект 1 представляет собой РО АПЛ зав. 901 с двумя реакторами с ОЯТ, ...предварительный анализ не выявил наличие следов ^{137}Cs при измерении на дне вблизи него, что свидетельствует о целостности защитных барьеров».

Одновременно по второму объекту утверждается: «...Объект 2 представляет собой затопленный на барже РО АПЛ зав. 285... Выявленное загрязнение ^{137}Cs 5-и см слоя донных отложений (~ 300 Бк/кг) в т. 1 и корпуса объекта в т. 3 ($\sim 10^5$ Бк/м²) свидетельствует о выходе продуктов деления из РО, что в свою очередь говорит о нарушении защитных барьеров. Размеры области повышенного содержания ^{137}Cs не превышают нескольких метров от палубы лежащей на боку баржи».

Следует обратить внимание, что РО АПЛ зав. 285 (см. раздел 1, рис. 1.10) был подготовлен к затоплению, также как РО АПЛ зав. 901. Он был опущен на дно

самостоятельно и никогда не затопливался на барже, как утверждает в [111]. В дальнейшем этот факт следует проверить при обследовании данного РО и установить, к каким объектам относится загрязнение донных отложений — к РО АПЛ зав. 285 или к барже. Это крайне важно для оценки состояния защитных барьеров и безопасности затопленных объектов с ОЯТ.

Из четырех барж с ТРО, затопленных в заливе, обследовано три. Одна из них идентифицирована как сухогрузная, вторая — как наливная, третья выглядела подобно наливной, но на палубе грузового трюма были расположены два больших цилиндрических контейнера диаметром 2—3 м и длиной 8—10 м. Измерения, выполненные погружным гамма-спектрометром вплотную к их корпусам, показали наличие ^{60}Co . Большой размер контейнеров не исключает присутствия в них отдельных узлов ЯЭУ.

Наибольшее количество стальных контейнеров, интенсивно обросших водорослями (рис. 2.66), было обнаружено в заливе в точке IA (см. рис. 2.64).



Рис. 2.66. Внешний вид контейнеров с ТРО на дне залива Абрисимова, обросших водорослями [96]

В районе их скопления и по заливу в целом вблизи объектов с ТРО постоянно наблюдались наибольшие удельная активность техногенных радионуклидов и их вариации по сравнению с данными, полученными на удалении от них.

Например, в районе точки IA содержание ^{137}Cs изменялось от 20 до 8400 Бк/кг (0,54—227 нКи/кг), ^{90}Sr — от 1 до 3300 Бк/кг (0,027—89 нКи/кг), ^{60}Co — от 1 до 50 Бк/кг (0,027—1,35 нКи/кг сухого веса).

Кроме того, в поверхностном слое донных отложений, как и в заливе Степового, были обнаружены «горячие частицы» с различным содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr . При измерениях двух составных частей одной пробы грунта различие в удельной активности между ними могло достигать двух порядков.

По состоянию на 1994 г. концентрация ^{137}Cs по заливу в поверхностном слое грунта в открытой его части, прилегающей к Карскому морю, соответствовала 1—10 Бк/кг (0,03—0,3 нКи/кг) с увеличением до 40 Бк/кг (1,1 нКи/кг) по направлению к его внутренней части, а в центральной части в аномальных зонах достигала 60—80 Бк/кг (1,6—2,2 нКи/кг). В грунте в небольших концентрациях также обнаруживался ^{60}Co — 0,5—3 Бк/кг (0,014—0,08 нКи/кг), что является однозначным показателем выхода в морскую воду радионуклидов из контейнеров с ТРО (рис. 2.67).

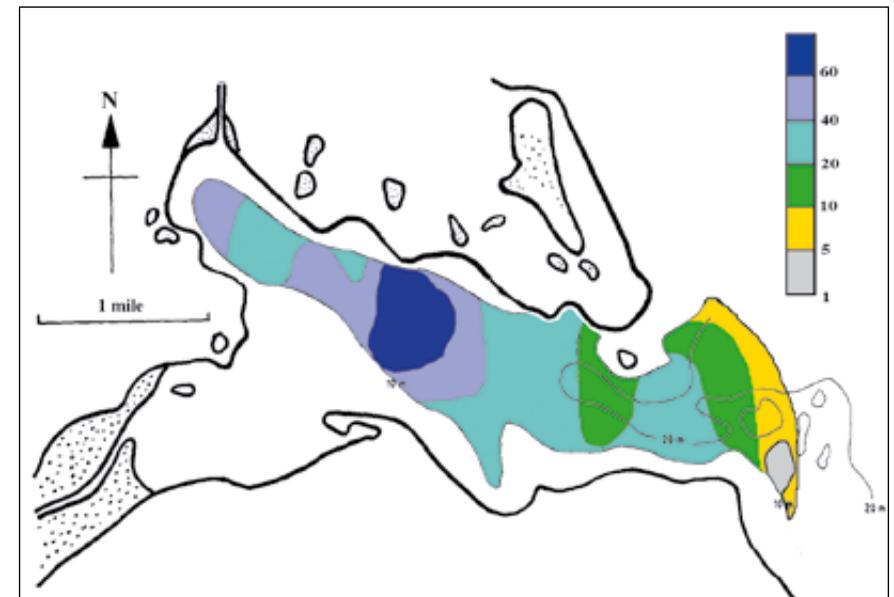


Рис. 2.67. Картограмма распределения ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений залива Абрисимова в 1994 г., Бк/кг сухого веса [158]

Помимо радиационного обследования поверхностного слоя донных отложений в экспедиции 1994 г. по всей акватории отбирали керны для построения глубинного профиля распределения техногенных радионуклидов вблизи затопленных объектов с ТРО. В большинстве случаев в верхнем сантиметровом слое содержание ^{137}Cs составляло 40—50 Бк/кг (1,1—1,4 нКи/кг), ^{90}Sr — до

9 Бк/кг (2,4 нКи/кг), ^{60}Co — 0,5—3 Бк/кг (0,014—0,08 нКи/кг). В нижележащих слоях (до 10 см) оно оказалось выше и в отдельных местах по ^{137}Cs достигало 7000 Бк/кг (190 нКи/кг), по ^{60}Co — 66 Бк/кг (1,8 нКи/кг).

По результатам морской экспедиции 2002 г., проводившейся в рамках международного проекта МНТЦ, среднее содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностном слое донных отложений (0—2 см) не превышало 40, 2,5 и 1,2 Бк/кг сухого веса соответственно [410], что хорошо согласуется с исследованиями 1994 г.

В экспедициях 2004—2006 гг. также были получены вертикальные профили распределения ^{137}Cs в грунте, которые имели явно выраженные максимумы в слое 5—10 см (рис. 2.68).

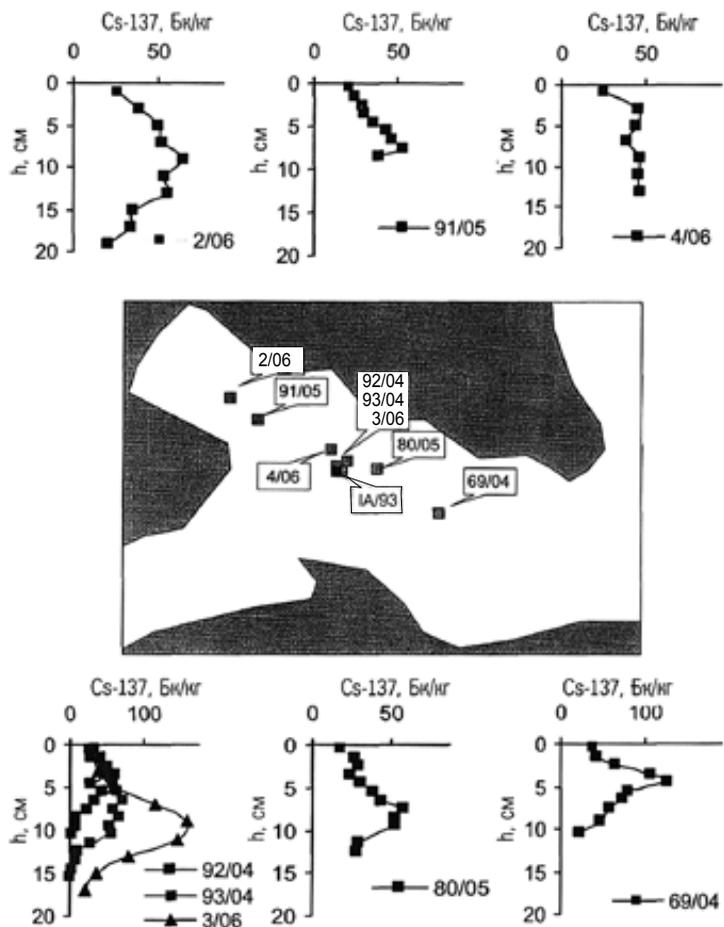


Рис. 2.68. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях залива Абросимова по данным экспедиционных исследований 2004—2006 гг. [3]

Такое распределение можно объяснить длительным периодом, прошедшим после затопления отходов, и более высокой скоростью осадконакопления (до 3 мм/год) по сравнению с заливом Степового (до 1,2 мм/год) [410; 247].

По данным, полученным в экспедициях МЧС в 2002—2004 гг., в результате сравнительного анализа с предшествующими наблюдениями было отмечено заметное снижение концентрации техногенных радионуклидов в донных отложениях не только в заливе Степового, но и в заливе Абросимова (табл. 2.17). Это подтверждается и сравнением картограмм загрязнения поверхностного слоя донных отложений ^{137}Cs , приведенных на рис. 2.67 и 2.69.

Таблица 2.17. Динамика изменения удельной активности техногенных радионуклидов в донных отложениях в заливах Степового и Абросимова, Бк/кг [365; 410]

Период исследований	Радионуклид	Залив Степового	Залив Абросимова
1992—1994 гг.	^{137}Cs	260—5450	200—8400
	^{60}Co	31—3150	1—50
2002—2004 гг.	^{137}Cs	20—1800	5—44
	^{60}Co	1—26	1—5



Рис. 2.69. Распределение ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений залива Абросимова в 2002 г., Бк/кг сухого веса [158]

Они свидетельствуют об уменьшении интенсивности выхода техногенных радионуклидов из контейнеров с ТРО в морскую воду залива Абросимова по сравнению с предшествующими годами (происходит истощение источника радиоактивного загрязнения).

По результатам радионуклидного анализа проб донных отложений, отобранных на различном удалении от источников, установлено, что на расстоянии нескольких десятков метров от затопленных объектов с ТРО наблюдается в несколько раз меньшее содержание техногенных радионуклидов, что свидетельствует о локальном характере их влияния. Иными словами, нет особых причин для значимого повышения концентрации техногенных радионуклидов в морской воде залива Абросимова, которая сохраняется в пределах фона, характерного для Карского моря (табл. 2.18).

Таблица 2.18. Концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде залива Абросимова в 1994 г., Бк/м³ (нКи/м³) [313; 232]

Место отбора проб	Горизонт	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$, $\times 10^{-3}$
Внутренняя часть залива	Поверхность	4,2—6,8 (0,11—0,18)	2,2—3,5 (0,059—0,095)	4,4—6,8 (0,12—0,18)
	Придонный	5,5—8,5 (0,15—0,22)	2,2—3,5 (0,059—0,095)	3,5—4,4 (0,95—0,12)
Внешняя часть залива	Поверхность	4,7—7,0 (0,12—0,19)	1,9—2,7 (0,051—0,073)	3,5—4,2 (0,95—0,11)
	Придонный	4,4—9,4 (0,12—0,25)	2,0—3,6 (0,054—0,097)	3,9—5,1 (0,11—0,14)

Из приведенных в табл. 2.18 данных видно, что концентрация ^{137}Cs в морской воде невысока и изменяется в пределах 4—7 Бк/м³ (0,11—0,19 нКи/м³) на поверхности и 4—9 Бк/м³ (0,11—0,24 нКи/м³) в придонном слое. Концентрация ^{90}Sr ниже — 1,9—3,6 Бк/м³ (0,05—0,08 нКи/м³) и 2,0—3,6 Бк/м³ (0,054—0,097 нКи/м³) соответственно и сопоставима с фоном. Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ также сохраняется неизменным по всей толще воды и соответствует фону.

В результате можно сделать вывод, что влияние, оказываемое в настоящее время контейнерами и судами с ТРО в заливе Абросимова, носит явно выраженный локальный характер, проявляющийся в образовании устойчивых малоразмерных зон радиоактивного загрязнения грунта вокруг них и в среднем незначительного по интенсивности сплошного загрязнения донных отложений в центральной части акватории. Концентрация техногенных радионуклидов в морской воде практически одинакова на поверхности и в придонном слое и не отличается от фона, присущего Карскому морю.

2.4. Сравнительный анализ содержания радионуклидов в районах захоронения ЯРОО и прилегающих морях

Морская вода. В открытых районах Карского и Баренцева морей концентрация техногенных радионуклидов в морской воде после 2000 г. признана наиболее низкой за весь период наблюдений [237; 140]. В табл. 2.19 приведены данные о содержании техногенных радионуклидов в морской воде до 2000 г. (1992—1994 гг.), а на рис. 2.70 — за последующее десятилетие (2010—2012 гг.).

Из данных, приведенных в табл. 2.19, следует, что наибольшее содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в 1993—1994 гг. наблюдалось в заливе Степового и преимущественно в придонном слое морской воды в районах затопления ТРО. Подобным образом распределялись эти радионуклиды в морской воде и в 2010—2012 гг.,

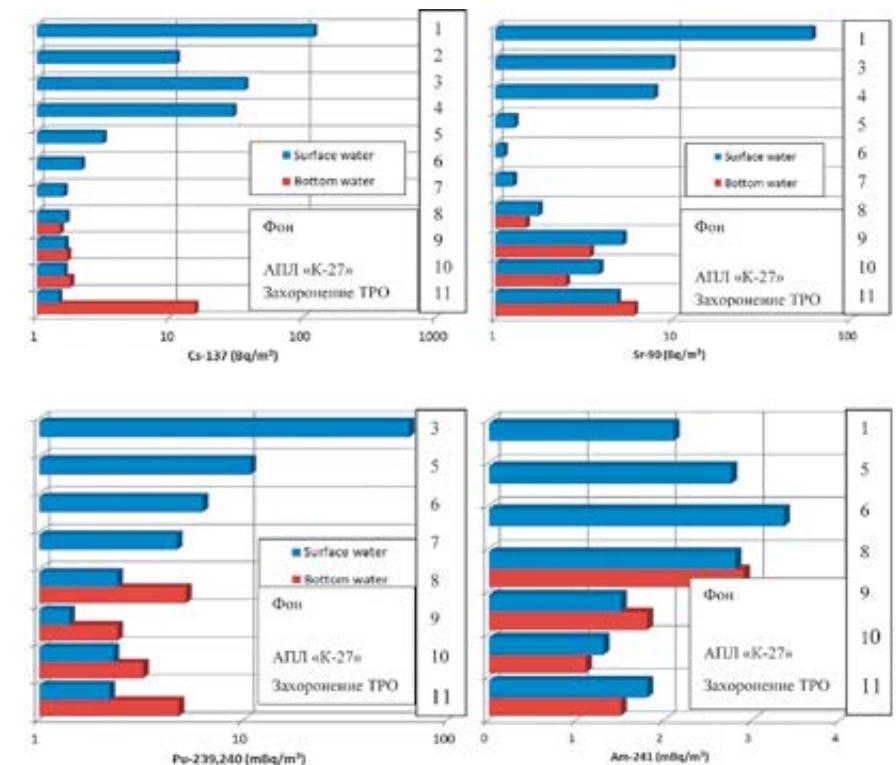


Рис. 2.70. Содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в морской воде залива Степового и прилегающих морях по состоянию на 2010—2012 гг. (1, 2 — внутренняя и открытая части Ирландского моря, 3 — Ботнический залив, 4 — южная часть Балтийского моря, 5 — Северное море, 6 — Норвежское море, 7 — Баренцево море, 8 — Печорское море, 9, 10, 11 — залив Степового – Ст. 45, 36, 18, см. рис. 2.52) [381; 324; 320; 378; 417]

Таблица 2.19. Обобщенная информация о концентрациях ^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде вблизи мест захоронения ТРО и в Карском море, Бк/м³ (нКи/м³) [232; 300; 301]

Горизонт	Залив Абросимова		Залив Цивольки		Залив Степового		Новоземельская впадина		Карское море (фон)	
	1994 г.	1993 г.	1993 г.	1993 г.	1993—1994 гг.	1993 г.	1993 г.	1992 г.	1992 г.	1992 г.
Поверхность	^{137}Cs 4—7 (0,11—0,19)	^{90}Sr 2—4 (0,05—0,11)	^{137}Cs 4—6 (0,11—0,16)	^{90}Sr 4—6 (0,11—0,16)	^{137}Cs 3—9 (0,08—0,24)	^{90}Sr 2—7 (0,5—0,19)	^{137}Cs 4—7 (0,11—0,19)	^{90}Sr 2—3 (0,05—0,08)	^{137}Cs 3—8 (0,08—0,22)	^{90}Sr 3—11 (0,08—0,30)
Придонный	^{137}Cs 4—9 (0,11—0,24)	^{90}Sr 2—4 (0,05—0,11)	^{137}Cs 6—14 (0,16—0,38)	^{90}Sr 3—4 (0,08—0,11)	^{60}Co 6—32 (0,16—0,84)	^{90}Sr 3—26 (0,08—0,70)	^{137}Cs 7—14 (0,19—0,38)	^{90}Sr 2—3 (0,05—0,08)	^{137}Cs 8—20 (0,22—0,54)	^{90}Sr 4—6 (0,11—0,16)

Таблица 2.20. Обобщенная информация о концентрациях ^{137}Cs и ^{60}Co в поверхностном слое донных отложений (0—2 см) вблизи мест захоронения ТРО и в Карском море, Бк/кг (нКи/кг) сухого веса [232; 300; 301]

Залив Абросимова	Залив Цивольки		Залив Степового		Новоземельская впадина		Карское море (фон)		
	1994 г.	1993 г.	1993 г.	1993—1994 гг.	1993 г.	1993 г.	1992 г.	1992 г.	
^{137}Cs 9—8445 (0,24—228)	^{60}Co < 1—66 (< 0,03—1,8)	^{137}Cs 4—30 (0,15—0,8)	^{60}Co < 1—4 (< 0,03—0,11)	^{137}Cs 8—109 000 (0,22—2950)	^{60}Co < 1—3150 (< 0,03—85)	^{137}Cs 7—30 (0,19—0,8)	^{60}Co < 1 (< 0,03)	^{137}Cs 2—53 (0,05—1,4)	^{60}Co < 1 (< 0,03)

но при этом их общее количество на всех горизонтах стало в несколько раз меньше по сравнению с 1993—1994 гг., что свидетельствует об «истощении» основного источника (контейнеров с ТРО) радиоактивного загрязнения окружающей среды. В районе затопления АПЛ «К-27» уровни загрязнения остаются в пределах фона, т. е. выхода техногенных радионуклидов из АПЛ не происходит (см. рис. 2.70).

Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в морской воде в районах захоронения ТРО и затопления АПЛ «К-27» сохраняется на уровне регионального фона.

Как видно на рис. 2.70, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в заливе Степового по сравнению с прилегающими морями остается в несколько раз выше, чем в Северном, Норвежском и Баренцевом морях. Оно сопоставимо с их удельной активностью в Печорском море и в несколько раз меньше, чем в Ирландском (район «Селла-филда») и Балтийском морях.

Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в морской воде в заливе Степового не превышает их концентраций в Печорском и Баренцевом морях и ниже, чем в Норвежском, Северном и Ирландском морях.

Донные отложения. Как и в морской воде, в донных отложениях в течение многих лет наибольшее содержание техногенных радионуклидов наблюдается в заливе Степового и именно в районах захоронения ТРО (табл. 2.20—2.22).

Таблица 2.21. Средние концентрации ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в поверхностном слое донных отложений в 2004 г. в местах захоронения ТРО в Карском море, Бк/кг сухого веса [163]

Место отбора проб	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$	^{238}Pu
Залив Цивольки	6,2 ± 3,5	0,18 ± 0,11	< 0,04
Новоземельская впадина	11,0 ± 3,5	0,44 ± 0,28	< 0,02
Залив Абросимова	18,6 ± 3,6	0,63 ± 0,28	0,063 ± 0,044
Залив Степового	54,7 ± 78	0,62 ± 0,28	0,105 ± 0,140

Таблица 2.22. Вариации концентраций ^{137}Cs и ^{60}Co в поверхностном слое донных отложений в местах захоронения ТРО в различные периоды, Бк/кг сухого веса [232; 300; 301; 161; 248]

Место отбора проб	1992—1994 гг.		2002—2004 гг.	
	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co
Залив Абросимова	200—8400	1—70	5—44	1—5
Залив Степового	26—5450	30—3150	20—1800	1—26

Одновременно в течение последних лет отмечена общая тенденция к уменьшению содержания техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях во всех заливах архипелага Новая Земля. При этом процесс идет опережающими темпами по сравнению с радиоактивным распадом ^{137}Cs и ^{90}Sr . Это может быть связано с влиянием дополнительных факторов, обусловленных уменьшением интенсивности их поступления в морскую воду из контейнеров с ТРО («кистощением» источника) и интенсивным заиливанием. В итоге содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений вблизи мест захоронения ТРО и затопления АПЛ «К-27» в заливе Степового стало сопоставимо и даже меньше по сравнению с отдельными прилегающими морями (рис. 2.71).

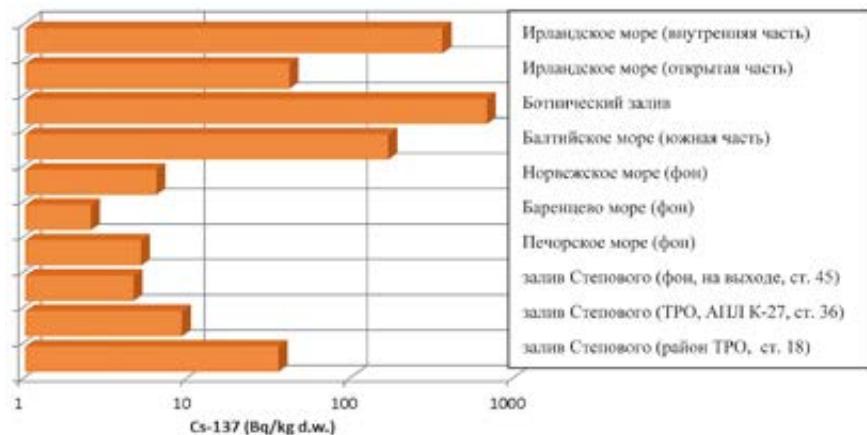


Рис. 2.71. Содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений (0—2 см) вблизи мест захоронения ТРО и затопления АПЛ «К-27» в заливе Степового в Карском море и прилегающих морях в 2010—2012 гг., Бк/кг сухого веса [381; 379; 324; 320; 378]

Из данных, приведенных на рис. 2.71, следует, что в 2012 г. продолжало наблюдаться наибольшее содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений залива Степового в районах захоронения ТРО. Вблизи АПЛ «К-27» его удельная активность значительно меньше, но все же остается выше регионального фона. Это может быть связано с выходом техногенных радионуклидов, в первую очередь из находящихся рядом на дне затопленных контейнеров с ТРО.

В целом содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений в заливе Степового незначительно отличается от аналогичного загрязнения открытой части Ирландского моря и ниже его удельной активности в Балтийском море, а также у побережья Великобритании в районе «Селлафилда» (внутренняя часть Ирландского моря). Однако вариации ^{137}Cs продолжают существенно превышать средние значения вблизи затопленных контейнеров с ТРО не только в поверхностном слое донных отложений, но и в нижних слоях грунта (рис. 2.72) (вблизи АПЛ «К-27» в течение всех лет после ее затопления они находятся в пределах фона, рис. 2.72б).

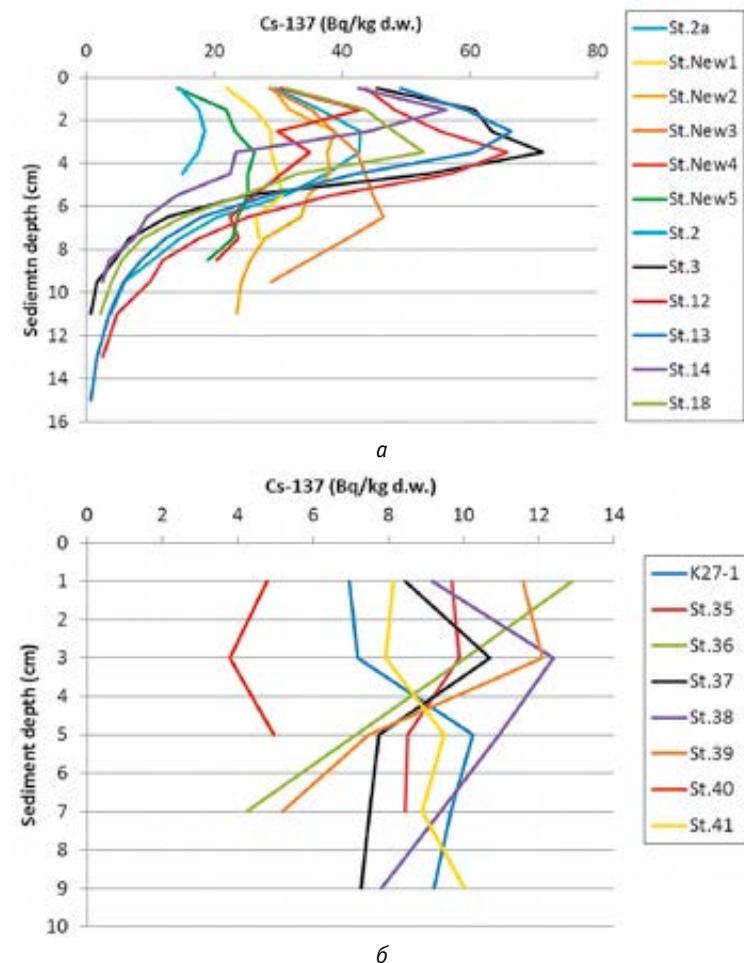


Рис. 2.72. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях залива Степового в районах захоронения ТРО (а) и АПЛ «К-27» (б) в 2012 г., Бк/кг сухого веса [320]

По состоянию на 2010—2012 гг. в донных отложениях залива Степового содержание $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am остается незначительным и соответствует уровню регионального фона (Печорское море), что в сотни-тысячи раз меньше аналогичного радиоактивного загрязнения донных отложений, наблюдаемого в прибрежной части Ирландского моря, прилегающей к «Селлафилду» (см. рис. 2.3) [379].

Одновременно гораздо более равномерное вертикальное распределение и незначительные вариации $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am по глубине донных отложений в сравнении с распределением ^{137}Cs свидетельствует о фоновом характере их происхождения, обусловленном глобальными выпадениями (рис. 2.73).

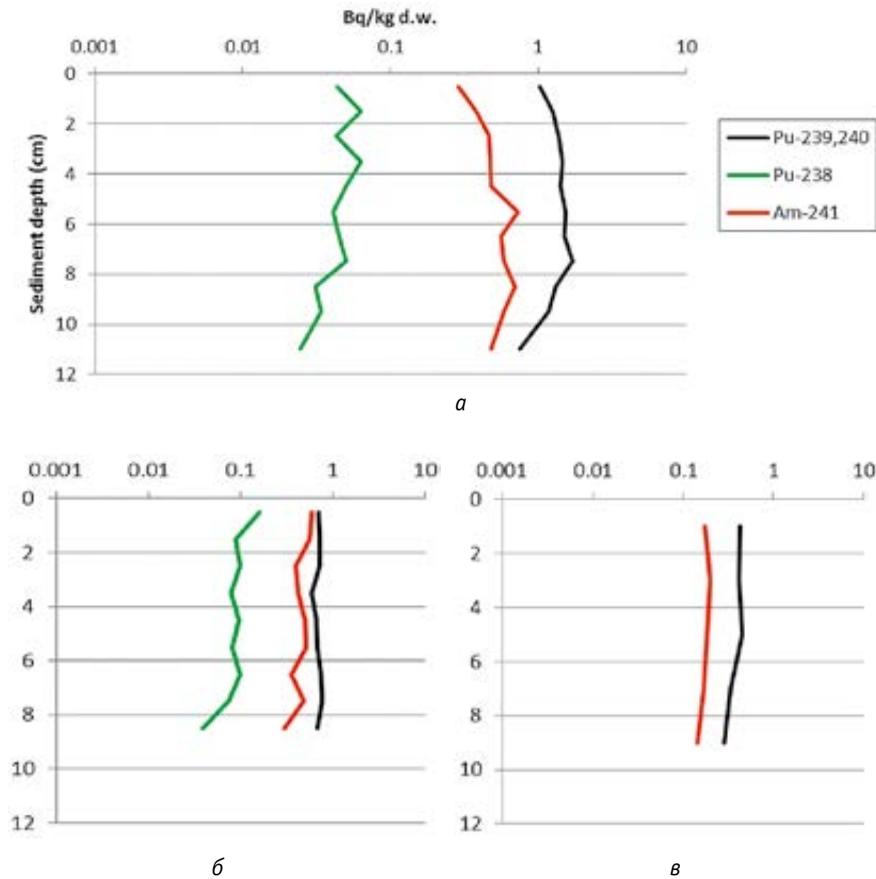


Рис. 2.73. Содержание $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в донных отложениях Печорского моря (а), в районе захоронения ТРО (б) и вблизи АПЛ «К-27» в заливе Степового в 2012 г. (в), Бк/кг сухого веса [320]

Известно, что на формирование вертикального профиля распределения техногенных радионуклидов в донных отложениях существенно влияет процесс осадкообразования. Однако в заливах архипелага Новая Земля это проявляется более контрастно. Причина состоит в том, что скорости осадкообразования в них существенно отличаются и считаются довольно высокими: для залива Степового они соответствуют 1,4—2,4 мм/год, Абросимова — 2,7—3,7 мм/год, Цивольки — 5,4—6,4 мм/год, Благополучия — 6,1—7,1 мм/год (рис. 2.74). В результате накопление ^{137}Cs происходит на значимо различающихся глубинах, например, в заливе Степового он в большей степени находится в верхнем 1—4-сантиметровом слое грунта, а в заливе Абросимова залегает в промежуточном 7—12-сантиметровом слое (рис. 2.75).

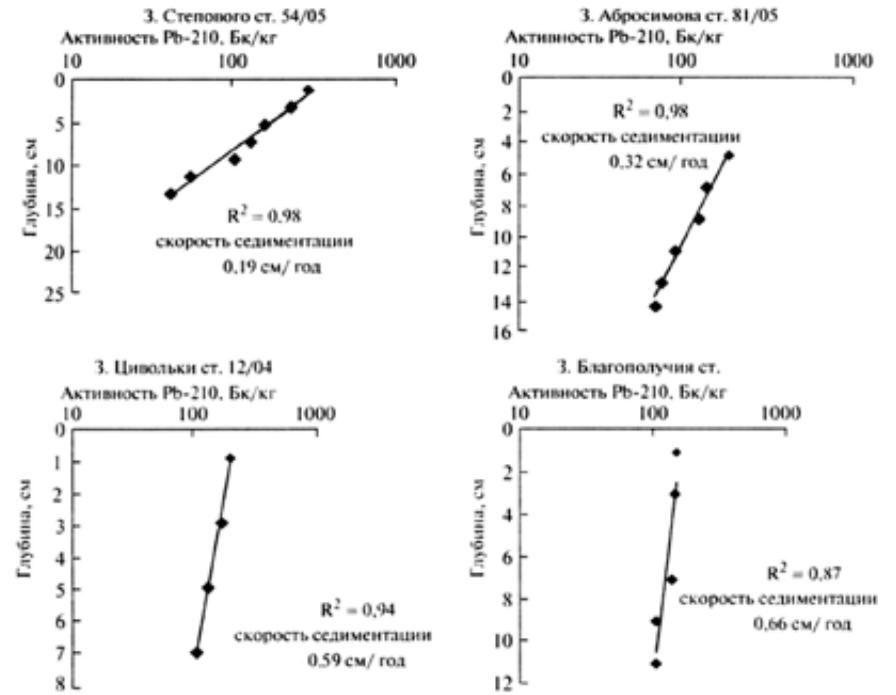


Рис. 2.74. Скорость осадкообразования в различных заливах архипелага Новая Земля [410; 247]

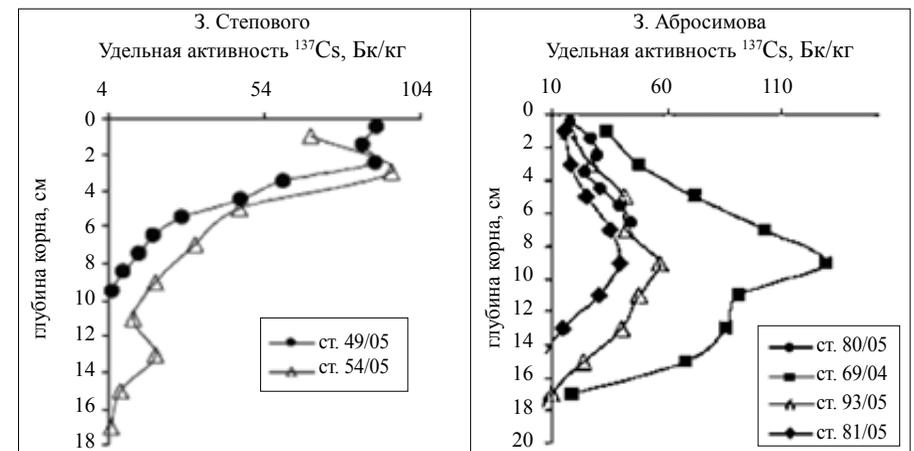


Рис. 2.75. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях вблизи затопленных объектов с ТРО в заливах Степового и Абросимова [410; 244; 247]

Более высокие скорости седиментации осадков для заливов Абросимова и Цивольки по сравнению с заливом Степового объясняются поступлением в морскую воду осадочного материала из ледника в заливе Цивольки и наличием твердой поверхности для стока реки, впадающей в залив Абросимова.

Определенную роль в перераспределении радионуклидов в заливах между водой и донными отложениями в результате формирования осадков из взвесей играет и химический состав морской воды, который неоднороден по сравнению с открытыми частями моря. В частности, повышенное содержание в заливе Степового ионов Fe (в 6—14 раз больше по сравнению с Печорским морем, Ст. 1), Co (в 5—8 раз) и Mn (в 4—8 раз) [320] могут способствовать более интенсивному осаждению ¹³⁷Cs. Одновременно практически одинаковое содержание в этих же условиях ионов Sr на уровне 7—8 мг/л по всей акватории залива и в фоне (Печорском море) содействует его свободному выносу в открытую часть моря.

Биота. Воздействие затопленных ТРО и объектов с ОЯТ на радиоактивность морской воды и собственно биоты в настоящее время незначительно. Подтверждением этому служат данные, полученные в экспедициях МЧС 2005—2006 гг., где наряду с определением удельной активности морской воды и донных отложений были отобраны и исследованы бентосные организмы (табл. 2.22, рис. 2.76 и 2.77).

Таблица 2.22. Концентрация ¹³⁷Cs в бентосе в местах затопления ТРО по данным экспедиций МЧС 2005—2006 гг., Бк/кг сырого веса [105; 104; 96]

Латинское наименование	Залив Абросимова	Залив Степового	Залив Цивольки	Пролив Маточкин Шар	Новоземельская впадина
Бурые водоросли (<i>Laminaria saccharina</i> Phaeophyta.)					
<i>Fucus inflatys</i>	1,2	1,8	—	—	—
	0,4	—	—	—	—
<i>Sadyria sabini</i>	—	2,4	—	—	0,2
<i>Sadyria enthomon</i>	—	—	0,2	—	—
<i>Laminaria saccharina</i>	1,2	1,8	—	—	—
Двустворчатые моллюски (<i>Bivalvia</i>)					
<i>Nukulana pemyla</i>	—	0,7	—	—	< 0,1
<i>Bathytaria glasialis</i>	—	1,5	0,1	—	—
<i>Astarte borealis</i>	1,1	1,2	—	—	—

Табл. 22 (окончание)

Латинское наименование	Залив Абросимова	Залив Степового	Залив Цивольки	Пролив Маточкин Шар	Новоземельская впадина
<i>Astarte crenata</i>	—	—	0,2	—	—
<i>Astarte elliptica</i>	1,0	1,2	0,5	0,3	—
<i>Clinocardium ciliatum</i>	0,5	—	—	—	—
<i>Serripes groenlandicus</i>	0,5	—	—	—	—
<i>Bivalvia</i>	0,5—1,1	0,7—1,2	0,1—0,5	—	< 0,08
Иглокожие (<i>Echinodermata</i>)					
<i>Molpadia borealis ssp. arctica</i>	—	—	—	—	0,6
<i>Muriotrochys rinkii</i>	3,2	—	—	—	—
<i>Strogilosentrotys droebachiensis</i>	—	1,1	—	—	—
<i>Ctenodiscus criptatus</i>	—	—	0,2	—	—
<i>Urasnerias linkii</i>	—	0,7	0,2	—	—
<i>Ophiocten sericeum Stegophiura nodosa</i>	3,0	—	—	—	—
<i>Ophiocten sericeum, Ophiacantha bidentata</i>	—	0,9	< 0,1	—	—
<i>Ophioptera borealis</i>	—	—	0,1	< 0,1	0,1
<i>Echinodermata</i>	3,0—3,2	0,7—1,1	0,1—0,2	—	0,1—0,6
Ракообразные (<i>Crustacea Isopoda</i>)					
<i>Crustacea Isopoda</i>	—	2,4	0,2	—	0,2



Рис. 2.76. Места отбора проб бентоса в заливах архипелага Новая Земля и Карском море [105]



Рис. 2.77. Бентосные организмы арктических морей [105; 104]

Из данных, приведенных в табл. 2.22, видно, что содержание ^{137}Cs в бентосе Новоземельской впадины, проливе Маточкин Шар и заливе Цивольки имеет наименьшие значения и соответствует фону (открытой части Карского моря). В заливах Абросимова и Цивольки концентрации выше, что связано с захоронением радиоактивных отходов.

Заслуживает упоминания то обстоятельство, что радиоактивность бентоса Баренцева, Печорского, Белого и Карского морей изучена достаточно подробно и содержание в этих районах ^{137}Cs оказалось крайне неоднородным. В результате анализа 300 проб, отобранных в 1990-х годах, установлено, что концентрация ^{137}Cs в 160 из них не превышала минимально детектируемой удельной активности (0,1 Бк/кг). В отдельных пробах в Баренцевом море, например для сипункулиды (морского червеобразного животного) достигало 6,2 Бк/кг, а в Карском море для голотурии (беспозвоночного животного типа иглокожих) — 9,5 Бк/кг [140]. Исходя из этого, все накопления ^{137}Cs в бентосе заливов Абросимова, Степового и Цивольки можно отнести к относительно умеренному уровню загрязнения, не выходящему за пределы вариаций регионального фона. Исследования показали, что не во всех представителях биоты происходит пропорциональное увеличение накопления радионуклидов в зависимости от интенсивности радиоактивного загрязнения донных отложений, хотя общая тенденция к этому сохраняется (табл. 2.23).

Таблица 2.23. Обобщенные данные по содержанию ^{137}Cs в донных отложениях и бентосе в местах захоронения ТРО в 2004—2006 гг., Бк/кг сырого веса [105; 104]

Место отбора проб	Донные отложения (2004 г.)	Бентос (2005—2006 гг.)			
		Бурые водоросли	Двустворчатые моллюски	Иглокожие	Ракообразные
Залив Цивольки	1—12	—	0,1—0,5	< 0,1—0,2	~ 0,2
Новоземельская впадина	4—17	—	—	0,1—0,6	~ 0,2
Залив Абросимова	11—25	0,4—1,2	0,5—1,1	3,0—3,2	—
Залив Степового	4—210	1,8—2,4	1,2—1,6	0,9—1,1	~ 2,4

Прилегающие моря. Обобщенные сведения о радиоактивности морской воды, донных отложений и биоте арктических морей с.-з. части Арктики после прекращения захоронения радиоактивных отходов представлены в табл. 2.24—2.25. Из приведенных данных видно, что в коммерческих видах морепродуктов Баренцева моря удельная активность ^{90}Sr составляет от 0,01 до 0,03 Бк/кг, ^{137}Cs — от 0,14 до 4,2 Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ — от 0,0007 до 0,002 Бк/кг, в Карском море содержание ^{90}Sr изменяется от 0,02 до 0,04 Бк/кг, ^{137}Cs — от 0,1 до 1,1 Бк/кг сырого веса.

Таблица 2.24. Содержание техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях в арктических морях в 1991—1998 гг. [304—307; 411; 384; 374; 408; 317; 370]

Море	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	⁹⁹ Tc	²¹⁰ Po
В поверхностных водах, Бк/м³						
Баренцево	4,0 ± 1,0	5,8 ± 1,5	0,005 ± 0,003	0,0007 ± 0,0003	0,15	—
Карское	5,1 ± 2,0	6,2 ± 1,6	0,004 ± 0,002	0,0008 ± 0,0004	0,14	—
Норвежское	3,0 ± 0,8	5,2 ± 2,8	0,007 ± 0,004	0,001	5,0	1—2
Гренландское	2,0 ± 0,2	3,4 ± 1,0	—	—	—	—
В донных отложениях, Бк/кг (сухого веса)						
Баренцево	0,32 ± 0,15	8 ± 3	1,1 ± 0,6	0,43 ± 0,24	—	12 ± 8
Карское	1,5 ± 1,3	15 ± 6	0,38 ± 0,23	0,15 ± 0,10	—	—
Норвежское	3,5	26 ± 18	1,1 ± 0,4	0,76 ± 0,22	0,5	28 ± 10
Гренландское	—	13 ± 5	2,2 ± 2,0	1,1 ± 0,7	—	74 ± 2

Таблица 2.25. Концентрация радионуклидов в биоте арктических морей в 1991—1998 гг., Бк/кг [304—307; 328; 142; 376; 374; 408; 370]

Море	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	⁹⁹ Tc	²¹⁰ Po
Рыба						
Баренцево	0,02 ± 0,01	0,8 ± 0,6	0,0013 ± 0,0007	—	—	—
Карское	0,03 ± 0,01	0,6 ± 0,5	—	—	—	—
Норвежское	—	0,5 ± 0,2	—	—	—	1,1 ± 0,6
Гренландское	—	0,3 ± 0,1	—	—	—	—
Треска						
Баренцево	0,03	0,9 ± 0,4	—	—	—	—
Норвежское	—	0,5 ± 0,1	—	—	—	—
Пикша						
Баренцево	0,004	0,5 ± 0,2	—	—	—	—
Норвежское	—	0,4 ± 0,1	—	—	—	—
Омар						
Норвежское	0,75	0,5 ± 0,4	0,0007	0,0005	26 ± 12	17
Мидии						
Норвежское	2,6	0,14 ± 0,06	0,007	0,02	0,6	60

Табл. 2.25 (окончание)

Море	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	⁹⁹ Tc	²¹⁰ Po
Краб						
Баренцево	—	4,2 ± 0,3	—	—	—	—
Зообентос						
Баренцево	—	3,0 ± 2,8	0,02	—	—	—
Карское	—	1,0 ± 0,6	0,06 ± 0,05	—	—	—
Норвежское	0,2 ± 0,1	4,0 ± 2,2	0,04 ± 0,01	—	—	—
Водоросли						
Баренцево	—	1,7 ± 0,7	—	—	—	—
Норвежское	4,1	0,5	0,045	0,008	45	0,35
Гренландское	—	1,5 ± 0,3	0,1 ± 0,02	—	—	—
Кит (малый полосатик)						
Баренцево	0,9 ± 0,5	1,2 ± 0,3	0,004 ± 0,001	—	—	—
Норвежское	5,7 ± 1,0	3,9 ± 2,5	0,01 ± 0,008	—	—	—
Тюлень						
Гренландское	0,0013	0,4 ± 0,1	—	—	—	—

Примечание. Удельная активность для водорослей дана в Бк/кг сухого веса, для остальной биоты — в Бк/кг сырого веса.

Следует подчеркнуть, что хотя пробы биоты в Карском море в основном отбирали вблизи районов затопления ТРО, концентрации долгоживущих радионуклидов в них не отличаются от обусловленных глобальными выпадениями и на много порядков ниже величин активности природного ⁴⁰K (дополнительная информация о содержании техногенных радионуклидов в морской среде приведена в приложении 6).

Обобщая результаты многолетних исследований, необходимо отметить, что радиационная обстановка в обследованных районах арктических морей является благополучной. За последние годы практически не наблюдалось каких-либо изменений удельной активности долгоживущих техногенных радионуклидов в морской воде и поверхностном слое донных отложений открытого Карского моря. В течение всего периода радиоактивность морской воды в контролируемых районах была существенно ниже международных рекомендаций и действующих в России норм. В настоящее время в открытых районах Карского и Баренцева морей регистрируются концентрации техногенных радионуклидов в морской воде, наиболее низкие за весь период наблюдения и гораздо меньшие, чем в других морях Мирового океана, где не производилось затопление ТРО.

2.5. Дозовые нагрузки, создаваемые затопленными ЯРОО, на биоту и население

Как известно, гидробионты в различной степени накапливают химические элементы и соответствующие им радионуклиды из морской воды. Количественно этот фактор характеризуют величиной коэффициента накопления (КН), который представляет собой отношение концентрации радионуклида в единице массы ткани гидробионта (Бк/кг) к его содержанию в единице объема морской воды (Бк/л). В результате КН имеет размерность л/кг.

Важно иметь в виду, что величины КН не являются универсальными характеристиками отдельных видов водных организмов и могут значительно изменяться в зависимости от внешних факторов окружающей среды. Следовательно, необходимы их региональные оценки для специфических условий Арктики.

Оценку величин КН радионуклидов в морской биоте в различные годы выполняли отечественные и зарубежные специалисты [178; 64; 101; 399; 356; 357; 374; 370]. Рекомендуемые величины КН для различных радионуклидов в биоте приведены в руководстве МАГАТЭ [344].

Численные значения коэффициентов накопления радиоэкологически важных долгоживущих радионуклидов в компонентах морской арктической биоты по данным наблюдений в 1991—1998 гг. представлены в табл. 2.26 [237].

Таблица 2.26. Коэффициенты накопления радионуклидов в биоте морей Арктического региона, полученные по результатам исследований 1991—1998 гг., л/кг

Биота	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	⁹⁹ Tc	²¹⁰ Po
Рыба	5 ± 3	110 ± 30	< 260	—	—	~ 1000
Омар	~ 230	~ 75	100 ± 60	~ 500	~ 5200	~ 20 000
Мидии	~ 810	~ 20	1000 ± 600	~ 20 000	~ 120	~ 60 000
Краб	—	730 ± 200	—	—	—	—
Бентос	56 ± 30	420 ± 190	9000 ± 5000	—	—	—
Водоросли	1400 ± 140	700 ± 600	10 000 ± 9000	~ 8000	~ 9000	~ 350
Кит	1000 ± 800	400 ± 190	1100 ± 300 *	—	—	—
Тюлень	10 ± 9	75 ± 20	300 ± 150	—	—	—

* В печени.

Сравнение данных, приведенных в табл. 2.26 для арктических морей, с рекомендациями экспертов МАГАТЭ [399] выявляет следующие различия:

- значение КН ⁹⁰Sr в водорослях, бентосе и рыбе выше среднемировых значений;
- КН ¹³⁷Cs в водорослях и бентосе выше среднемировых данных и практически совпадают для рыбы;
- КН ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, ⁹⁹Tc в водорослях и бентосе характеризуются значительной вариабельностью и в некоторых случаях оказались выше среднемировых оценок.

Различия в величинах КН радионуклидов в биоте арктических и других морей, по всей видимости, связаны с более медленными темпами установления радиоэкологического равновесия в условиях низких температур, характерных для Арктики.

В связи с имевшей место практикой затопления РАО в арктических морях весьма актуальной оказалась задача оценки доз облучения арктической биоты и человека. Расчеты дозы выполнены по методам, изложенным в работах [303; 356; 393; 394; 355], с учетом геометрических характеристик организмов и источников ионизирующего излучения. Были рассмотрены следующие группы арктической биоты: фитопланктон, зоопланктон, ракообразные, моллюски, макрофиты, рыба и водоплавающая птица.

Биота. При оценках доз облучения использовали стандартные модели и предполагали однородное распределение радионуклидов в облучаемых организмах. Фитопланктон и мелкий зоопланктон были аппроксимированы сферами с диаметрами от 20 до 200 мкм, крупный зоопланктон, беспозвоночные, моллюски и рыбы — цилиндрами и эллипсоидами длиной от 10 см (моллюски) до 100 см (крупная рыба). Макроводоросли аппроксимировали сферами или слоем конечной толщины. Для оценки дозы внутреннего облучения водоплавающих птиц применяли сферическую геометрию.

В процессе оценок внешнего облучения толща воды рассматривалась как бесконечный источник с однородным распределением радионуклидов. Донные отложения были представлены бесконечным толстым источником с равномерно распределенными радионуклидами. Для гамма-излучателей учитывали фактор накопления рассеянного излучения. Результаты расчетов для Карского моря представлены в табл. 2.27.

Видно, что дозы внутреннего облучения морских организмов от техногенных радионуклидов не превышают 40 нЗв/сут, основной вклад в них вносят ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. По величине они в десятки-сотни раз ниже природного внутреннего облучения. Внешнее техногенное облучение за счет воды в Карском море формирует суточные дозы на уровне 0,3—0,9 нГр/сут, от донных отложений (седиментов) — 100—600 нГр/сут. Это также в 10—100 раз меньше доз, обусловленных природным радиационным фоном.

Таблица 2.27. Оценка мощности дозы облучения биоты Карского моря [118—120; 395; 397; 237]

Биота	Техногенные радионуклиды	Природные радионуклиды (фон)
Внутреннее облучение, нЗв/сут		
Фитопланктон	0,03—0,3	500—2000
Зоопланктон	0,09—4	600—4000
Ракообразные	0,6—5	2000—5000
Моллюски	2—9	2000—4000
Макрофиты	2—10	1000—3000
Рыба	10—40	600—1000
Водоплавающие птицы	9—40	500—1500
Внешнее облучение, нГр/сут		
От воды	0,3—0,9	20—100
От осадков (на среднем уровне)	100—600	700—9000
От осадков (для максимального загрязнения в заливе Абросимова)	100—8500	700—9000

Примечание. В связи с различным временем жизни гидробионтов приведены значения мощности дозы, отнесенные к суткам.

Более высокие уровни облучения получают бентосные организмы в местах захоронений контейнеров с ТРО. В этих локальных биотопах размерами в несколько десятков метров облучение от радионуклидов, накопившихся в донных отложениях, может достигать 8500 нГр/сут, что сопоставимо с природным фоном (до 9000 нГр/сут).

В целом полученные данные позволили прийти к выводу, что уровни техногенного облучения арктических гидробионтов, в том числе за счет затопленных РАО, весьма малы и ЯРОО до настоящего времени не являются значимыми источниками радиационного риска.

Население. Для оценки дозы внутреннего облучения населения от потребления морепродуктов в качестве исходной информации использовали обобщенные результаты наблюдений за содержанием техногенных радионуклидов в промысловых видах гидробионтов Баренцева и Карского морей, а также данные о вылове морепродуктов. Расчеты выполнены в соответствии с рекомендациями МАГАТЭ [344].

По обобщенным данным в 1960—1980-х годах ежегодные уловы рыбы в Баренцевом море составляли 2—3,5 млн т. Интенсивная эксплуатация рыбных запасов привела к значительному снижению их резерва. Поэтому в 1985—1992 гг. ежегодные уловы рыбы в Баренцевом море России и Норвегии, в среднем уменьшились до 0,7 млн т (табл. 2.28).

Таблица 2.28. Обобщенные данные о добыче морепродуктов в Баренцевом море в 1985—1992 гг. [202; 207; 343; 312; 395]

Морепродукт	Средняя добыча, тыс. т/год	Диапазон изменений, тыс. т/год
Рыба	660*	260—1060
Ракообразные	70	40—100
Моллюски	20	5—35
Морские млекопитающие (тюлень, белуха)	0,76	0,75—0,78
Водоросли (сухой вес)	4,3	9—7,7

*После 2000 г. добыча снизилась до 300–400 тыс./год.

Примечание. Для всех морепродуктов (кроме водорослей) указаны интегральные величины добычи по российским и норвежским данным. Для водорослей представлены только российские данные. Значения для морских млекопитающих даны по материалам 1993 г.

По сравнению с Баренцевым Карское море менее продуктивно, вылов рыбы в нем в основном производился в Енисейском и Обском заливах и составлял около 2000 т/год. Вылов морских млекопитающих в Карском море был ограничен еще в 1991—1992 гг. величинами для тюленя 175 т/год и белухи 500 т/год. В соответствии с рекомендацией МАГАТЭ и данными, приведенными в табл. 2.22 и 2.23, была оценена коллективная доза облучения населения от потребления морепродуктов в период наиболее интенсивного затопления ЯРОО и выхода техногенных радионуклидов из контейнеров с ТРО в морскую воду (табл. 2.29).

Таблица 2.29. Результаты оценки коллективной дозы и вклада в нее различных радионуклидов за счет потребления морепродуктов, добытых в Баренцевом море [395]

Морепродукт	Доза, чел.-Зв/год	¹³⁷ Cs, %	⁹⁰ Sr, %	^{239,240} Pu, %
Рыба	2,5—4,2	94	3	3
Ракообразные	0,11—0,16	62	5	33
Моллюски	0,04—0,07	51	3	46
Водоросли	0,05—0,08	24	52	14
Млекопитающие	0,009	64	22	14
Всего	2,7—4,5	90	5	5

Видно, что полная коллективная доза от потребления морепродуктов из Баренцева моря составляет 3—5 чел.-Зв/год, наибольший вклад в нее вносит потребление рыбы. Доля других продуктов много меньше: для ракообразных — около 4%, для морских водорослей — примерно 1,7%, для моллюсков — около 1,4 %, для морских млекопитающих — примерно 0,3%. Преобладающую дозобразующую роль в зависимости от вида морепродукта играет каждый радионуклид, а в таких, как рыба, ракообразные, моллюски и млекопитающие, — ¹³⁷Cs. По сравнению с Баренцевым морем коллективная доза от потребления морепродуктов из Карского моря на порядок ниже вследствие его более низкой продуктивности и значительно меньшей численности критических групп населения и составляет около 0,3 чел.-Зв/год [237].

Индивидуальные дозы облучения населения оценивали при двух режимах потребления рыбы — 30 и 220 кг/год. Первая величина характеризует среднее значение для регионов России, примыкающих к Баренцеву морю (Мурманская и Архангельская области), вторая — потребление рыбы рыбаками и членами их семей, которые относятся к критическим группам населения с максимальным потреблением морепродуктов в регионе.

Для критических групп населения наряду с потреблением рыбы учитывали использование других морепродуктов — ракообразных, моллюсков и морских водорослей. Согласно полученным оценкам доза облучения представителей таких групп населения, проживающих на побережье Баренцева и Карского морей, не превышала 3—4 мкЗв/год. Это в сотни раз ниже допустимых норм для населения по рекомендациям МАГАТЭ [344] и российским нормам радиационной безопасности [166].

Даже в период максимального загрязнения морской воды последствиями ядерных испытаний и сбросов РАО в море из «Селлафилда», после которых в 1970-е годы содержание техногенных радионуклидов в Норвежском и Баренцевом морях в десятки раз превышало нынешнее состояние, не наблюдалось превышение допустимых дозовых пределов облучения населения.

На основании результатов независимых радиоэкологических исследований норвежские и российские специалисты, включая экспертов МАГАТЭ, проведя оценку воздействия радиоактивных отходов на окружающую среду и население, пришли к выводу, что их можно оставить на дне моря, но необходимо периодически проводить мониторинг для контроля возможного изменения радиоэкологической обстановки [273].

В итоговом обзоре, представленном на международной конференции по радиоэкологии в июне 2008 г. в Бергене (Норвегия), норвежские и российские специалисты, обобщив результаты совместных исследований, подтвердили, что наблюдается незначительный выход техногенных радионуклидов из контейнеров с ТРО, но нет признаков их поступления в морскую воду из реакторных отсеков.

Глава 3. Прогноз выхода техногенных радионуклидов из затопленных и затонувших объектов в морскую воду

3.1. Подходы и оценка состояния защитных барьеров затопленных и затонувших объектов

3.1.1. Оценка состояния защитных барьеров затопленных объектов

В интересах оценки деградации защитных барьеров затопленных объектов использовался поэтапный подход, связанный с определением скорости выхода радионуклидов из АПЛ, реакторных отсеков и иных конструкций, находящихся на дне моря, базирующийся на определении состояния каждого из барьеров в настоящем и будущем. Он учитывал коррозионное разрушение барьеров, изготовленных из различных металлов, размывание органических и неорганических наполнителей, а также деградацию и выщелачивание ОЯТ. Коррозия поверхностей, вступающих в контакт с морской водой, и выход радиоактивных веществ начинаются с момента затопления ЯРОО. Первыми, как правило, мигрируют продукты активации из внешних защитных оболочек радиоактивных конструктивных материалов. На промежуточной стадии после разрушения оболочек тепловыделяющих элементов (твэлов) выходят продукты деления и актиноиды. По мере «истощения» основного источника — твэлов — выход радионуклидов уменьшается и на завершающей стадии он вновь определяется активностью остатков конструктивных материалов ЯЭУ, т. е. продуктами активации.

Деградация и разрушение металлических барьеров и выход радионуклидов в окружающую среду обусловлены коррозией, скорость и характер которой зависят от внутренних и внешних факторов. К определяющим внешним факторам, влияющим на коррозию, относят минеральный состав воды, температуру, содержание кислорода, скорость течений, биологическое обрастание, заиливание, к внутренним — состав и структуру металла, состояние поверхностей, наличие напряжений, деформаций, качество сварки и пр.

Внешний вид ЯРОО, судов и контейнеров с ТРО, пролежавших несколько десятков лет на дне Карского моря, приведен на рис. 3.1 [96; 104].

Источник радиоактивности. Общее представление о местах локализации техногенных радионуклидов на АПЛ можно получить из анализа распределения мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на ее поверхности (рис. 3.2 [39]). Как известно, МЭД при нахождении АПЛ на поверхности воды формируется космическим излучением (2—3 мкР/ч), излучением природных радиону-

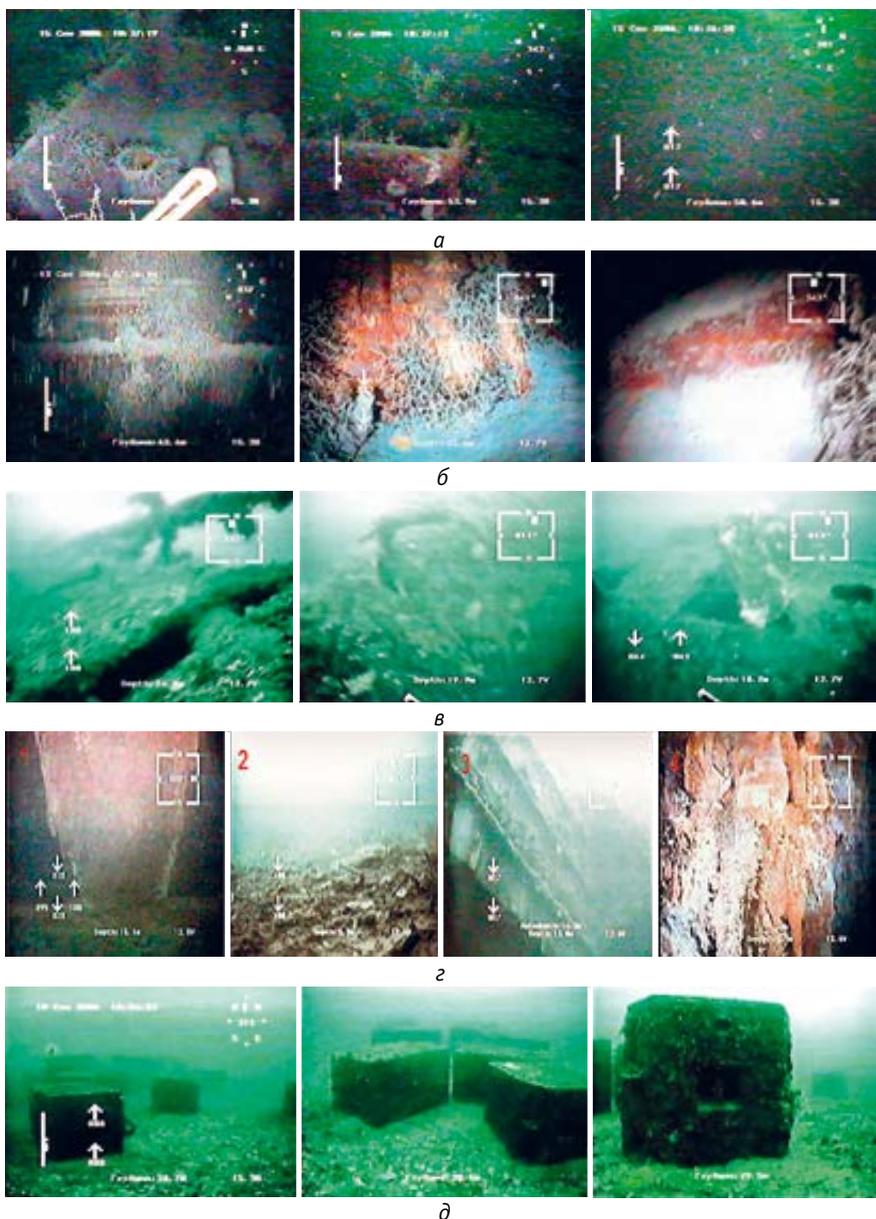


Рис. 3.1. Состояние внешних поверхностей защитных барьеров ЯРОО, судов и контейнеров с ТРО после 30—50 лет нахождения на дне Карского моря: а — экранная сборка атомного ледокола с ОЯТ, б — реакторный отсек атомного ледокола, в — АПЛ «К-27», г — затопленное судно и реакторный отсек АПЛ, д — контейнеры с ТРО

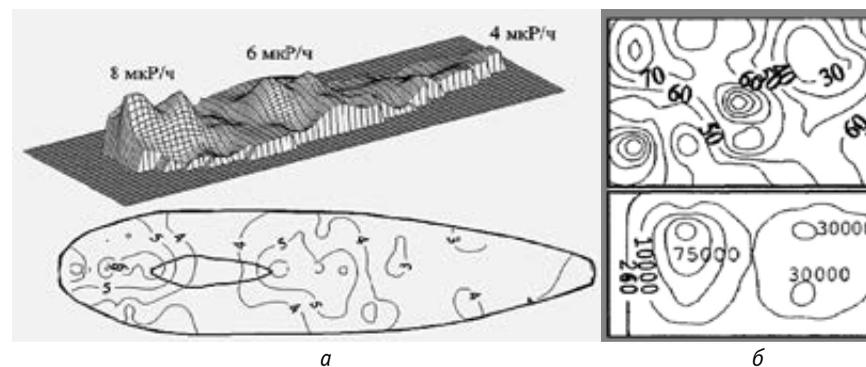


Рис. 3.2. Состояние гамма-поля на поверхности АПЛ (а) и над/под реакторным отсеком (б)

кливо, входящих в состав ее конструктивных материалов (1—5 мкР/ч), и техногенными радионуклидами, образующимися при работе ЯЭУ.

Различие МЭД на легком корпусе АПЛ и в районе реакторного отсека свидетельствует о локализации радиоактивных веществ в ЯЭУ, которая размещена в необитаемом помещении, отделенном от соседних отсеков непроницаемыми переборками, препятствующими в случае возникновения аварийных ситуаций их переходу в прилегающие помещения и далее выходу в окружающую среду.

В зависимости от типа подводной лодки длина реакторного отсека может составлять 10—12 м, ширина — 7—9 м, толщина прочного корпуса — 25—35 мм. Реакторы расположены в диаметральной плоскости подводной лодки и окружены соответствующим оборудованием (рис. 3.3 [237]). На 99% активность сосредоточена внутри реакторов, а незначительная часть — в защите и периферийном оборудовании (рис. 3.4 [237]).

При определении интенсивности выхода радионуклидов из затопленного объекта прежде всего необходима информация об активности и площади поверхности, с которой контактирует морская вода и через которую происходит поступление радионуклидов в окружающую среду, а также материал, из которого выполнена конструкция. На АПЛ и РО с ОЯТ к таким поверхностям по мере разрушения защитных барьеров относят:

- наружную и внутреннюю части корпуса реакторного отсека (под реакторами);
- наружные поверхности корпуса реактора и его кессона (посадочного места);
- внутренние поверхности первого контура и корпуса реактора;
- наружные поверхности внутриреакторных конструкций и оболочек твэлов;
- внутренние поверхности оболочек твэлов и внешнюю поверхность ядерного топлива.

В реакторах без ОЯТ определяющую роль играют (рис. 3.5):

- наружные и внутренние поверхности корпуса реактора;
- поверхности внутриреакторных конструкций.

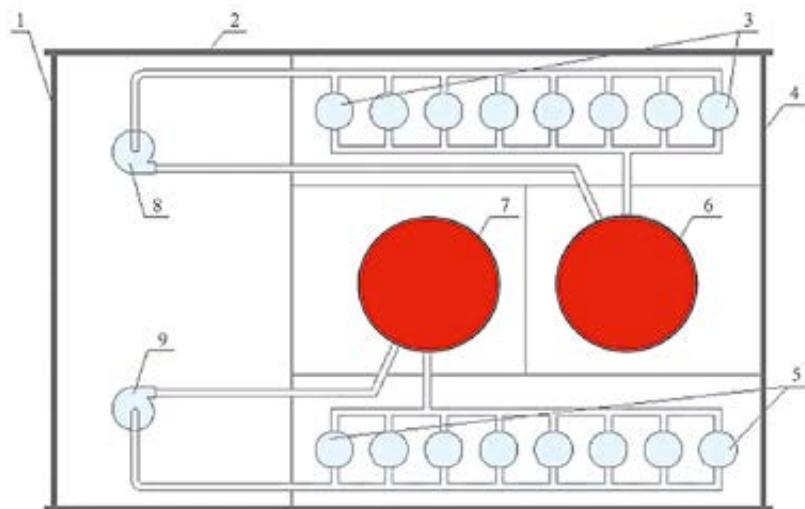


Рис. 3.3. Схема расположения основных блоков ЯЭУ в реакторном отсеке АПЛ первого поколения с энергетической установкой ВМ-А: 1, 4 — кормовая, носовая переборки; 2 — прочный корпус; 3, 5 — парогенераторы левого, правого бортов; 6, 7 — реакторы левого, правого бортов; 8, 9 — главные циркуляционные насосы левого, правого бортов

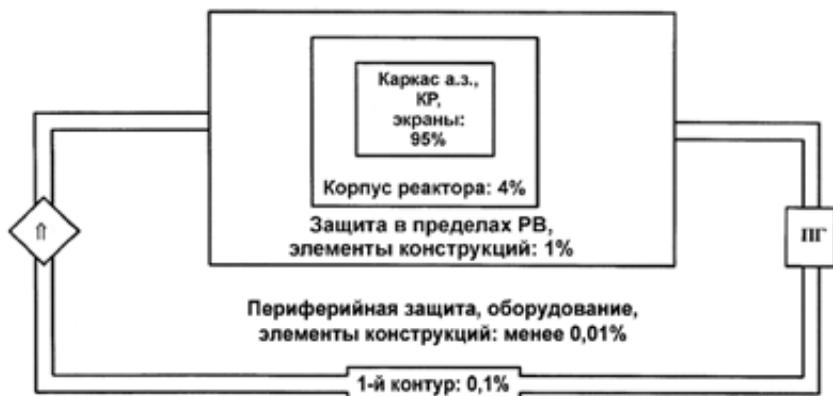


Рис. 3.4. Распределение активности в оборудовании ЯЭУ после выгрузки ОЯТ: (а.з. — активная зона, КР — компенсирующая решетка, ПГ — парогенератор, РВ — реакторная выгородка)

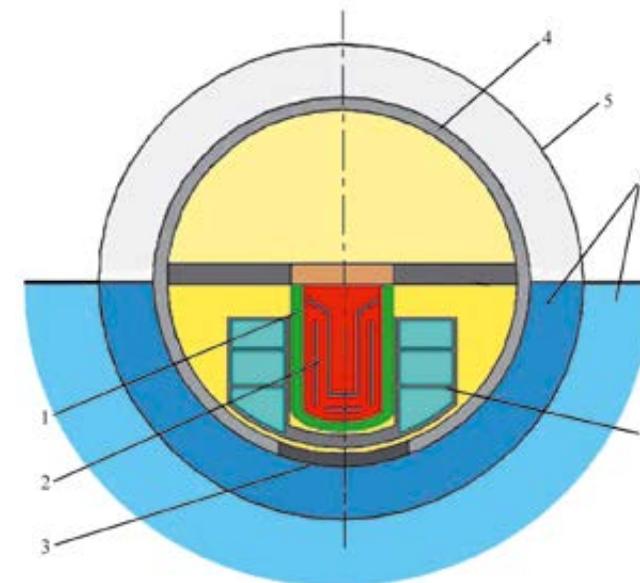


Рис. 3.5. Схема основных защитных барьеров и источников радионуклидов реакторного отсека АПЛ без ОЯТ [237]: 1 — корпус реактора, 2 — внутриреакторные конструкции, 3 — активированный участок прочного корпуса под реактором, 4 — прочный корпус, 5 — легкий корпус, 6 — морская вода, 7 — кессон железо-водная защита реактора

Применительно к контейнерам с ТРО условно принято равномерное распределение радионуклидов в упакованном материале, а также в бетоне или битуме, которыми заполнено свободное пространство в моноблоках. К активным поверхностям относят наружные поверхности ТРО и наполнителей, постоянно контактирующих с морской водой.

Пути поступления. Выход радионуклидов в морскую воду включает в себя два основных этапа:

- переход с поверхности источника в прилегающую (контактирующую) морскую воду;
- вынос радионуклидов прилегающей водой в окружающее технологическое пространство объекта и далее во внешнюю среду.

На первом этапе доминируют процессы растворения поверхности материала защитного барьера, на втором — массообмен, который в зависимости от химического и фракционного состава продуктов деления, накопления и активации, а также состояния окружающей морской среды может иметь диффузионный, конвективный, седиментационный и биологический характер.

Из схемы, приведенной на рис. 3.5, видно, что прочный корпус АПЛ имеет постоянный контакт с морской водой и ничто не препятствует выходу из него радионуклидов (продуктов активации) в окружающую среду.

Поступление радионуклидов в морскую воду с наружной поверхности корпуса реактора возможно в тех случаях, когда прочный корпус реакторного отсека становится негерметичным. Выход с внутренних поверхностей реактора, внутриреакторных конструкций и ядерного топлива (твэлов) наступает после разгерметизации ЯЭУ.

При низких температурах железо в морской воде разрушается с образованием гидроокиси, которая представляет собой продукт белого цвета с относительно невысокой растворимостью ($1,64 \cdot 10^{-3}$ г/л). В насыщенной кислородом воде она окисляется и переходит в гидрозакись — продукт оранжевого (бурого) цвета с очень низкой растворимостью ($4,8 \cdot 10^{-8}$ г/л). Гидроокись железа, будучи рыхлой, легко осыпается с вертикальных поверхностей.

Гидроксиды железа на своей разветвленной поверхности хорошо сорбируют техногенные радионуклиды, такие как ^{54}Mn , ^{55}Fe , $^{59,63}\text{Ni}$, ^{60}Co , частично ^{137}Cs и др., способствуя их удержанию внутри объекта, что снижает их подвижность и уменьшает скорость поступления в окружающую среду.

В обескислороженной воде скорость коррозии в два-три раза ниже, чем в воде, насыщенной кислородом. Например, для Атлантического региона с повышенным содержанием кислорода она составляет 80—100 мкм/год, а в Северном Ледовитом океане — 40—50 мкм/год [155]. Внутри сложных технических конструкций в связи с низким водообменом она может быть в 5—10 раз меньше.

Столь высокие различия в значениях скорости коррозии и степень неопределенности условий ее протекания для затопленных объектов привели к тому, что сформировались два подхода решения проблемы, связанной с оценкой состояния защитных барьеров и интенсивности (скорости) поступления радионуклидов из ЯРОО и ТРО в морскую воду:

- В 1990—2000-х годах, исходя из принципа упреждения потенциальной опасности, для подобных оценок использовали консервативный подход в интересах определения начальных периодов выхода продуктов активации, деления и ядерного топлива из ЯЭУ в морскую воду. Для этого весь процесс коррозионного разрушения затопленных объектов представляли ускоренным. Скорость коррозии металлов принимали максимальной: например, для углеродистых сталей — 100 мкм/год, для нержавеющей — 10 мкм/год во всех регионах, морях и океанах [258; 128; 237].
- С 2010 г. в связи с экспериментальной неподтвержденностью правомерности консервативных оценок (выход техногенных радионуклидов оказался меньше расчетных значений [97; 218]), а также с постоянно возникающей необходимостью получения информации о степени опасности ЯРОО во времени, потребовался непрерывный прогноз (оценка динамики) выхода

радионуклидов в морскую воду вплоть до полного коррозионного разрушения ЯЭУ. Для этого использовали средневзвешенный подход, при котором за начальную скорость коррозии принимали результаты экспериментальных исследований, полученные в Арктическом и Тихоокеанском регионах на глубинах более 400—500 м, соответствующие для углеродистых сталей 40—50 мкм/год и для нержавеющей сталей не более 2 мкм/год [11; 49]. Далее применительно к конкретным условиям затоплений эти значения корректировали путем введения индивидуальных поправок, учитывающих изменение скорости коррозии в зависимости от температуры, солености и содержания в воде растворенного кислорода в зависимости от глубины.

Для каждого класса или групп ЯРОО были созданы уточняющие модели поэтапного проникновения морской воды через защитные барьеры внутрь вплоть до ядерного топлива. Соответственно учитывалась неравномерность протекания коррозии в крайне ограниченных (заполненных наполнителями), полусвободных и свободных для движения морской воды пространствах и пр. [49; 48].

Этот подход позволил оценить динамику выхода радионуклидов в прилегающую к ЯРОО морскую воду и выделить радиозэкологически значимые временные периоды загрязнения ими окружающей среды. Одновременно показано, что рекомендация [128] по использованию в расчетах скорости коррозии для углеродистых сталей на уровне 100 мкм/год была неоправданна, так как в Карском море на глубинах 20—400 м она изменяется от 65 ± 15 до 45 ± 6 мкм/год, а в Тихоокеанском регионе (Японском, Охотском морях, районе Камчатки) на всех глубинах захоронений ТРО (более 1500 м) по данным наблюдений и полученным оценкам практически остается неизменной и соответствует 40 ± 11 мкм/год.

3.1.2. Оценка состояния защитных барьеров затонувших объектов

Отличительной особенностью состояния защитных барьеров ЯЭУ затонувших объектов по сравнению с затопленными является высокая степень неопределенности факторов, способных повлиять на их эффективность в момент аварии и после нее, в связи с отсутствием специальной предварительной подготовки. Гибель подводной лодки или надводного корабля всегда происходит неожиданно, несмотря на то что экипаж при нахождении в море всегда готов к такому развитию событий, проводит тренировки, а в случае аварии — борьбу за живучесть, которая может продолжаться многие часы, а иногда и сутки.

При затоплении АПЛ и поступлении в нее морской воды неизбежно происходит повышение давления внутри реакторного отсека. Его значение и скорость нарастания (медленная, быстрая, взрывная) определяются интенсивностью аварийного погружения. Происходит разрушение защитных барьеров (горловин, переборок и др.). Возникают предпосылки для опрокидывания, удара о дно и пр. Вследствие этого могут произойти смещение оборудования, установок,

разрывы трубопроводов и т. д. В результате невозможно заранее предугадать и соответственно исключить разрушение аппаратных выгородок, повреждение трубопроводов малого диаметра, связанных с удалением, например, газа из реакторов, с системой расхолаживания, промывки и пр.

До настоящего времени нет объективных данных о состоянии защитных барьеров ЯЭУ затонувших АПЛ «Комсомолец» и «К-159», так как невозможен внутренний осмотр реакторного отсека на больших глубинах. Поэтому для прогноза состояния защитных барьеров в первую очередь используют предположения, учитывающие конструктивные и прочностные особенности объектов затопления (на основе проектной и технологической документации) включая косвенные данные поверхностного осмотра после затопления и последующих радиационных измерений.

В случае нарушения герметичности трубопроводов ЯЭУ даже малого диаметра с большой вероятностью считают, что первый контур как защитный барьер теряет эффективность, и морская вода поступит внутрь реактора. После этого начнется интенсивная коррозия оболочек твэлов, а затем и ядерного топлива. Существенными в этом случае становятся характер разрушений материала оболочек и ядерного топлива, от которых зависит скорость выхода продуктов деления в прилегающее пространство и далее в морскую воду.

Подтверждением реальности такого сценария служит обнаружение в первый год после затопления АПЛ «Комсомолец» в трубе вентиляции, расположенной в кормовой оконечности рубки подводной лодки, в морской воде таких продуктов деления, как короткоживущий ^{134}Cs и долгоживущий ^{137}Cs (рис. 3.6).

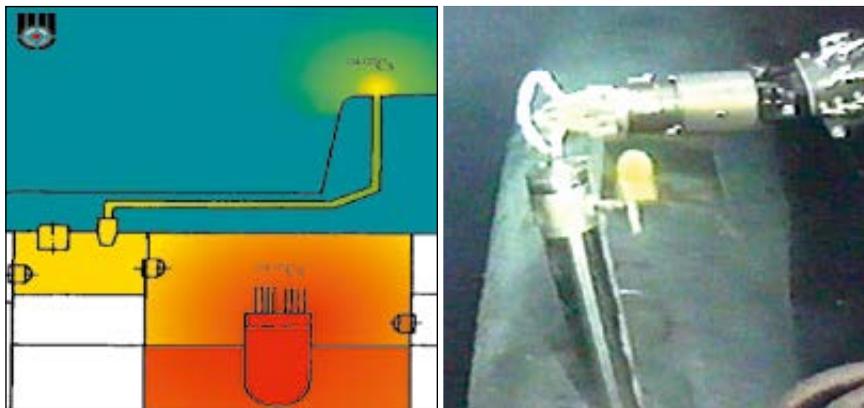


Рис. 3.6. Принципиальный путь выхода ^{134}Cs и ^{137}Cs из реактора в морскую воду через трубу вентиляции и место установки сцинтилляционного детектора в оконечности рубки АПЛ «Комсомолец» для наблюдения за динамикой поступления радионуклидов в окружающую среду [96]

По результатам исследований специалистов РНЦ «Курчатовский институт», ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова и экспертов НАТО [352; 293; 129] установлено, что из ЯЭУ, разгерметизировавшейся в результате удара АПЛ о дно, во внешнюю среду в течение года постоянно выходит примерно 0,001% накопленных продуктов деления (до 0,1 ТБк/год ^{137}Cs и ^{90}Sr).

Для достоверности результатов прогноза, как правило, проводят целенаправленные натурные исследования в критических зонах ЯЭУ. В частности, в работе [112], связанной с определением скорости разрушения оболочек твэлов корабельных реакторов морской водой, в натуральных условиях было показано, что в течение первых двух-трех дней выход из них радионуклидов практически не наблюдался. В последующие сутки процесс усилился и через несколько дней резко возрос, что свидетельствовало о существенном нарушении целостности оболочек твэлов и начале коррозии силюминовых матриц и ядерного топлива. После этого примерно в течение месяца происходило интенсивное выщелачивание ^{137}Cs , который, поступив в морскую воду, оседал на стенках внутренних конструкций. Скорость его выхода из топлива по данным [112] составила примерно $0,012 \text{ год}^{-1}$ (по [361] может достигать $0,03 \text{ год}^{-1}$), а осаждения на стенках — примерно $0,32 \text{ год}^{-1}$ (при движении морской воды и омывании стенок она снижается до $0,03 \text{ год}^{-1}$).

Принимая во внимание высокую степень неопределенности состояния защитных барьеров ЯЭУ на затонувших объектах, их эффективность оценивают комплексно: расчетными методами — путем моделирования неблагоприятных сценариев развития процессов и экспериментально — визуальными наблюдениями в доступных местах и измерениями различного типа радиационных факторов (мощности дозы и спектрального состава гамма-излучения, удельной активности техногенных радионуклидов в морской воде, грунте, биоте и пр.). Для оценки радиационной обстановки на корпусе АПЛ и радиоэкологической обстановки в прилегающей морской среде процедура измерений в течение первых суток после гибели АПЛ носит наиболее интенсивный характер (минуты, часы), затем замедляется (сутки) и выполняется в плановом порядке через несколько недель, месяцев, лет, а впоследствии и десятилетий.

Такой подход в случае невозможности быстрого подъема АПЛ позволяет вырабатывать оптимальные решения по превентивным мерам обеспечения ядерной, радиационной и экологической безопасности в периоды, связанные с наиболее опасными ожидаемыми стадиями разрушения защитных барьеров и развития неблагоприятных процессов радиоактивного загрязнения окружающей среды. Кроме того, получаемые экспериментальные результаты дают возможность уточнять входные данные для расчетных моделей, с помощью которых создается более полное представление о миграции техногенных радионуклидов из реакторов в прилегающие пространства (реакторный и смежные отсеки АПЛ). В модели вносят дополнительную информацию, отражающую влияние свободных и застойных внутренних полостей, осаждение радионуклидов на поверхностях и пр.

Определяются возможные места выхода радионуклидов из прочного корпуса АПЛ в морскую воду, а также особенности их рассеяния в окружающей среде (воде, донных отложениях, фауне, флоре) под воздействием постоянных приливо-отливных течений, турбулентной диффузии и т. д. Это необходимо для оценки радиоэкологической обстановки в ближней и дальней (вплоть до трансграничного переноса) зонах с целью определения радиологической опасности объекта. Впоследствии это позволит получить наиболее полное представление о влиянии радиационной аварии АПЛ на население и окружающую среду, которые при неблагоприятных условиях могут проявиться в дополнительных дозовых нагрузках и радиационных рисках, и последние станут возможно оценить в виде соответствующих ущербов.

В подтверждение сказанному в [272] был выполнен прогноз и рассмотрены последствия, которые могли бы возникнуть при наихудшем сценарии развития радиационной аварии на АПЛ «К-159» (она же «Б-159») в результате затопления и удара о дно при условии разгерметизации первого контура реактора. Расчеты проведены по программе ТАРУСА, разработанной ФГУП НИКИЭТ им. Н. А. Доллежала для подобных случаев. Они показали, что через четыре года после аварии суммарная активность ^{137}Cs , поступившая в реакторный отсек, могла бы составлять 1—2 ТБк (300—500 Ки).

При таких количествах ^{137}Cs внутри реакторного отсека мощность эквивалентной дозы гамма-излучения на прочном корпусе затопленной АПЛ могла бы достигать 1,4—2,2 мЗв/ч (0,1—0,2 Р/ч). Однако при нахождении ее под водой МЭД на легком корпусе в результате поглощения излучения морской водой, находящейся в межкорпусном пространстве, не будет превышать 0,1 мкЗв/ч, т. е. природного фона [47; 221].

В случае же подъема АПЛ на поверхность радиационная обстановка на легком корпусе существенно ухудшится. В результате потери защитного экрана из морской воды МЭД в районе реакторного отсека резко возрастет. Специалисты смогут проводить аварийные работы в этих условиях уже не более 15—40 мин (рис. 3.7).

В затопленном состоянии в случае поступления в забортное пространство всего примерно 0,001%/год радионуклидов от общей накопленной активности в реакторах, как это наблюдается на АПЛ «Комсомолец», можно ожидать величину удельной активности ^{137}Cs в морской воде у борта в пределах от 100 до 1000 Бк/м³ при уровне фона 3—5 Бк/м³. Максимально с учетом конструктивных особенностей АПЛ «К-159» и условий ее затопления выход может достигнуть и 0,1%/год. Соответственно удельная активность морской воды также может возрасти до 100 000 Бк/м³.

Исследования, выполненные в 2007 г. в рамках российско-британской экспедиции на НИС «Альянс» в районе затопления АПЛ «К-159», не подтвердили худшего сценария развития событий и показали, что на тот период защитные барьеры ЯЭУ сохраняли свои функции. Радиационная обстановка на прочном и легком

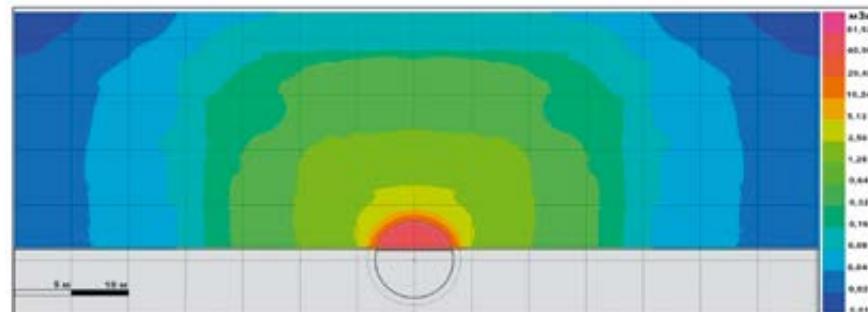


Рис. 3.7. Прогноз состояния радиационной обстановки в районе реакторного отсека АПЛ «К-159» при подъеме ее на поверхность в случае разгерметизации первого контура реактора при ударе о дно [94]

корпусах АПЛ и в прилегающей морской среде соответствовала фону [180]. Автономный сцинтилляционный детектор, установленный в 2007 г. на АПЛ специалистами РНЦ «Курчатовский институт», завершил в 2008 г. годовой набор гамма-спектров и не был поднят на поверхность. Он остается под водой до настоящего времени (экспедиция 2014 г. не обнаружила его в рубке АПЛ).

По результатам радиационного обследования 2007 и 2014 гг. было сделано заключение, что оболочки ОТВС не повреждены и герметичность первого контура реакторов не нарушена. Это позволило перейти к очередному этапу прогноза, основанному на рассмотрении возможности разрушения наиболее слабых мест первых контуров ЯЭУ (коррозионное разрушение предположительно поврежденных импульсных трубок, трубопроводов малого диаметра, нарушение герметичности уплотнителей и пр.).

Прогноз показал, что поступление морской воды внутрь реакторов в наиболее неблагоприятных условиях может наступить в очередной раз через 30—50 лет с момента затопления, т. е. в 2030—2050-х годах. Если АПЛ не поднимать или не захоронить на месте, таких этапов с интервалами 50—100 лет может быть несколько. В конечном счете если не в 2300 г., то в 2400—2500-х годах вода попадет внутрь ЯЭУ, и техногенные радионуклиды, хотя и в меньшем количестве, станут выходить в окружающую морскую среду [11].

Исходя из этого, в [272] дана рекомендация о необходимости проведения в ближайшие годы подготовительных работ по подъему АПЛ «Б-159», так как не исключено, что на данном этапе прогнозирования не были учтены отдельные негативные явления, которые могут ускорить разгерметизацию первого контура ЯЭУ с последующим выходом радиоактивных веществ в отсеки АПЛ и далее в морскую воду.

3.2. Консервативная оценка выхода радионуклидов в морскую воду из затопленных объектов

Выход из АПЛ, РО [128; 237]. Выход радионуклидов с наружной части поверхности прочного корпуса реакторного отсека АПЛ (под реактором) начинается с момента затопления, а его интенсивность обусловлена скоростью коррозии металла, которую принимали максимальной — 100 мкм/год. Для количественных оценок площадь поверхности, с которой происходит выход радионуклидов, брали равной 100 м², толщину корпуса — 27 мм и распределение радионуклидов в этой части корпуса считали равномерным.

Коррозия наружной поверхности реактора происходит после разрушения концевых переборок реакторного отсека, толщина которых составляет 10 мм (наступает примерно через 100 лет после затопления РО). Для упрощения оценок не учитывали возможность разрушения переборок вследствие дополнительного воздействия гидростатического давления морской воды в районе затопления, а также некачественно выполненных сварных работ.

Выход радионуклидов с внутренних поверхностей первого контура, наружных и внутренних поверхностей оболочек твэлов считали возможным после потери герметичности ЯЭУ в результате коррозии или при аварии в результате механических повреждений (разрыв трубопроводов). Выход радионуклидов с поверхности топлива принят равным примерно 1%/год от накопленной в нем активности, трансурановых элементов (ТУЭ) и топлива — примерно 0,5%/год [75; 403].

Выход из ТРО. В зависимости от типа ТРО начало выхода радионуклидов в морскую воду считали различным. Затопление не упакованных в контейнеры ТРО сопровождается выходом радионуклидов в воду с момента затопления. При затоплении ТРО в контейнерах свободный выход радионуклидов наступает только при существенном разрушении его стальной защитной оболочки толщиной 3 или 5 мм, т. е. примерно через 30 и 50 лет соответственно. Допускали, что в результате точечной (питинговой) коррозии частичный выход радионуклидов через микроотверстия наступает примерно через 15—20 лет.

Для ТРО в контейнерах, внутренний объем которых заполнен бетоном или битумом, интенсивность поступления радионуклидов в морскую воду принимали, основываясь на рекомендациях МАГАТЭ [371] об ускоренном разрушении бетона за 100 лет, что соответствует скорости их выхода после разрушения металлической оболочки примерно 1%/год.

Для не упакованных в контейнеры металлических ТРО принимали поверхностное радиоактивное загрязнение равномерным, а выход радионуклидов в морскую воду в результате естественной дезактивации прогнозировали в течение

2—3 лет. В этих же условиях для неметаллических ТРО срок выхода радионуклидов в морскую среду принимали до 5 лет.

Нахождение реакторного оборудования и ТРО в трюмах затопленных судов не изменяет времени начала выхода из них радионуклидов, но снижает скорость поступления в открытую воду. Для учета этого обстоятельства в оценках скорости выхода было принято, что водообмен между водой внутри затопленного судна и открытой водой до момента значимого разрушения его корпуса составляет примерно 10% объема воды в судне.

Считается, что выход активационных радионуклидов из объектов с ОЯТ имел место начиная с 1965 г. — со времени затопления первого реакторного отсека АПЛ заказа № 901. Максимальное поступление продуктов деления и актиноидов из топлива должно было наблюдаться сразу после затопления в Новоземельской впадине реактора АПЛ заказа № 421. По экспертным оценкам скорость выхода в течение первого года (1972 г.) могла достигать 3,2 ТБк/год (87 Ки/год). Объяснение весьма высокого уровня выхода, принятого в качестве «оценки сверху», состоит в том, что перед затоплением невозможно было гарантировать герметичность защитных барьеров реактора включая оболочки твэлов [237]. Однако по прошествии 25 лет это так и не было подтверждено результатами радиозоологического мониторинга морской среды в районе его затопления [231; 232].

Выход радионуклидов из ОЯТ других объектов ожидается не ранее 2400—2500-х годов. Предполагается, что произойдет повышение содержания техногенных радионуклидов в донных отложениях вблизи затопленных объектов по сравнению с фоном, но концентрация радиоактивных веществ на удалении более 1000 м от источника не будет существенно отличаться от концентраций, обусловленных глобальными выпадениями.

Объекты без ОЯТ содержат в основном продукты активации. Как и для объектов с ОЯТ, предполагалось, что поступление радионуклидов из них началось в 1965 г. со времени затопления первого реакторного отсека АПЛ заказа № 254. Наибольший их выход ожидался из реакторов АПЛ заказа № 538, затопленных в заливе Течений архипелага Новая Земля. В 1988 г. (год затопления) он мог составить 0,5 ТБк/год (13,6 Ки/год). Причина повышенной скорости выхода — отсутствие защитных барьеров у корпуса реактора (факт столь интенсивного выхода радионуклидов мониторингом морской среды также не подтвержден).

Поступление радионуклидов в морскую воду из металлических ТРО происходит в результате коррозии их поверхностей. Наиболее полное представление о начале и скорости их выхода для каждого затопленного в Арктике объекта с ТРО на уровне «оценки сверху» приведено в [237]. В табл. 3.1, 3.2 и на рис. 3.8 представлены данные для наиболее опасных из них — объектов с ОЯТ и высокоактивных ТРО.

Таблица 3.1. Расчетные значения выхода радионуклидов из объектов с ОЯТ, затопленных в Арктике (объекты ранжированы по величине начальной скорости выхода) [237]

№ п/п	Объект	Борт АПЛ	Источник	Год начала выхода	Начальная скорость, МБк/год (мКи/год)
1	Реактор АПЛ заказ № 421 с ОЯТ	ЛБ	Топливо	1972	3 219 000 (87 000)
		ЛБ	ВРК	1972	555 (15)
		ЛБ	Корпус реактора	1972	74 (2)
2	АПЛ «К-27» с двумя реакторами с ОЯТ	—	Прочный корпус АПЛ, металлоконструкции РО, корпус реактора	1981	851 (23)
		ПБ, ЛБ	ВРК	> 2500	— *
		ПБ, ЛБ	Топливо	> 2500	— *
		ПБ, ЛБ	Теплоноситель	> 2500	— *
3	РО АПЛ заказ № 285 с двумя реакторами (ОЯТ только в реакторе ЛБ)	ПБ	ВРК	2005	703 (19)
		ПБ	Корпус реактора	2005	19 (0,5)
		—	Прочный корпус РО	1966	15 (0,4)
		ПБ	Бак МВЗ	2005	7 (0,2)
		ЛБ	Бак МВЗ	2005	7 (0,2)
		ЛБ	Корпус реактора	2005	1 (0,04)
		ЛБ	Топливо	> 2500	— *
4	РО АПЛ заказ № 901 с двумя реакторами с ОЯТ	—	Прочный корпус РО	1965	11 (0,3)
		ЛБ	Бак МВЗ	2005	7 (0,2)
		ПБ	Бак МВЗ	2005	4 (0,1)
		ЛБ	Корпус реактора	2005	1 (0,04)
		ПБ	Корпус реактора	2005	1 (0,04)
		ПБ, ЛБ	ВРК	> 2500	— *
		ПБ, ЛБ	Топливо	> 2500	— *
5	Экранная сборка реактора № 2 ЯЭУ ОК-150 ледокола	—	ВРК	> 2400	— *
		—	Топливо	> 2400	— *

* Требуется дополнительные оценки.

Примечание. ВРК — внутриреакторные конструкции, ЛБ, ПБ — левый, правый борт, МВЗ — металло-водная защита, РО — реакторный отсек.

Таблица 3.2. Расчетные значения выхода радионуклидов из объектов без ОЯТ, затопленных в Арктике (объекты ранжированы по величине начальной скорости выхода) [237]

№ п/п	Объект	Борт АПЛ	Источник	Год начала выхода	Начальная скорость, МБк/год (мКи/год)
1	«Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ заказ № 538 и экранной сборкой	ПБ	ВРК	1988	208 680 (5640)
			Корпус реактора	1988	44 030 (1190)
		ЛБ	ВРК	1988	208 680 (5640)
			Корпус реактора	1988	44 030 (1190)
		—	Экранная сборка	1988	1295 (35)
2	РО с реакторной установкой ОК-150 ледокола с тремя реакторами № 1, 2 и 3	№ 1	ВРК	1967	211 270 (5710)
			Корпус реактора	1967	9620 (260)
			Бак МВЗ	1967	1480 (40)
		№ 2	ВРК	1967	15 910 (430)
			Корпус реактора	1967	6290 (170)
			Бак МВЗ	1967	1110 (30)
		№ 3	ВРК	1967	188 330 (5090)
			Корпус реактора	1967	8510 (230)
			Бак МВЗ	1967	1480 (40)
3	РО АПЛ заказ № 254 с двумя реакторами	ПБ	ВРК	2005	1036 (28)
		ЛБ	ВРК	2500	962 (26)
		—	Прочный корпус РО	1965	26 (0,7)
		ПБ	Корпус реактора	2005	26 (0,7)
		ПБ	Бак МВЗ	2005	11 (0,3)
		ЛБ	Корпус реактора	2500	26 (0,7)
ЛБ	Бак МВЗ	2005	11 (0,3)		

Табл. 3.2. (окончание)

№ п/п	Объект	Борт АПЛ	Источник	Год начала выхода	Начальная скорость, МБк/год (мКи/год)
4	РО АПЛ заказ № 260 с двумя реакторами		Прочный корпус РО	1966	11 (0,3)
		ЛБ	ВРК	2500	777 (21)
		ПБ	ВРК	2005	703 (19)
		ЛБ	Корпус реактора	2005	22 (0,6)
		ПБ	Корпус реактора	2005	19 (0,5)
		ПБ	Бак МВЗ	2005	11 (0,3)
		ЛБ	Бак МВЗ	2005	7 (0,2)
5	Крышки реакторов (4 шт.)	—	Крышки реакторов	1973	333 (9)
6	Крышки реакторов (количество неизвестно)	—	Крышки реакторов	1976	185 (5)
7	Баржа «Курейка» с крышками реакторов (15 шт.)	—	Крышки реакторов	1973	111 (3)
8	Баржа «Никель» с крышками реакторов (7 шт.)	—	Крышки реакторов	1978	74 (2)
9	Лихтер «Л-8711» с корпусом реактора	—	Корпус реактора	1980	37 (1)

Примечание. ВРК — внутриреакторные конструкции, ЛБ, ПБ — левый, правый борт, МВЗ — металло-водная защита, РО — реакторный отсек.

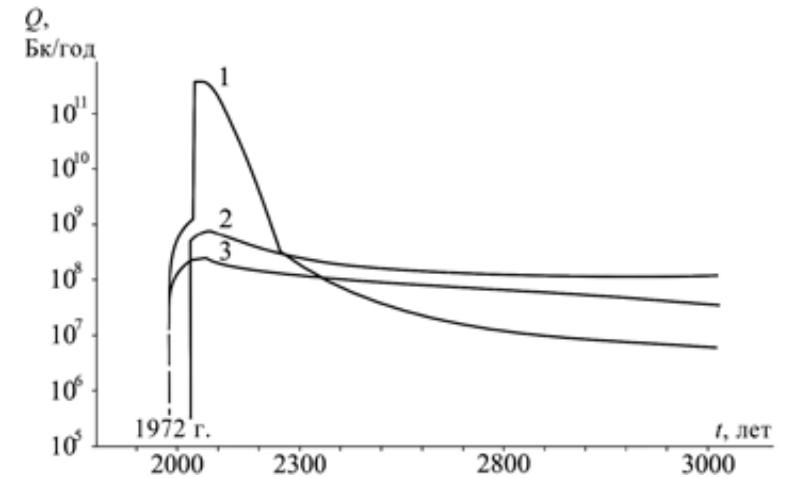


Рис. 3.8. Скорость выхода продуктов деления (1), активации (2) и актиноидов (3) в морскую воду из реактора АПЛ заказа № 421, затопленного в Новоземельской впадине Карского моря на глубине 300 м в предположении аварийного выхода радионуклидов с момента его затопления в 1972 г. [372]

Из данных, приведенных в табл. 3.1, 3.2 и на рис. 3.8, видно, что выход радионуклидов в морскую воду происходил, происходит и будет продолжаться даже после 2400—2500-х годов. Скорость этого процесса различна и ожидается в широком диапазоне от единиц МБк/год до единиц ТБк/год. Все зависит от исходной активности и состояния защитных барьеров затопленных объектов.

Для проверки и подтверждения приведенных прогнозов специалисты РНЦ «Курчатовский институт» разработали программу ISOMAP. С ее помощью по результатам измерений содержания радионуклидов в морской воде и донных отложениях, полученных в наиболее представительных экспедиционных исследованиях 1992—1994 и 2005—2006 гг. с участием зарубежных специалистов, оценили реальное интегральное поступление радионуклидов в морскую воду из ТРО в основных заливах архипелага Новая Земля и сравнили с приведенными ранее расчетами (табл. 3.3).

Из данных, представленных в табл. 3.3, видно, что оценки выхода техногенных радионуклидов в морскую воду, полученные по результатам российско-норвежских (1992—1994 гг.) и российских (2005—2006 гг.) экспедиций, оказались близки между собой, но меньше расчетных значений.

Таблица 3.3. Прогноз и оценка интегрального содержания техногенных радионуклидов в донных отложениях заливов Абросимова, Степового и Цивольки [234; 218]

Показатель	Залив Абросимова	Залив Степового	Залив Цивольки
Исходная активность затопленных ТРО по данным [237], Бк (Ки)	$1,7 \cdot 10^{13}$ (451)	$2,8 \cdot 10^{13}$ (759)	$5,3 \cdot 10^{13}$ (1400)
Ожидаемое поступление активности в морскую воду по данным [237], Бк (Ки)	$2,8 \cdot 10^{11}$ (7,6)	$2,8 \cdot 10^{11}$ (7,6)	$2,5 \cdot 10^{12}$ (68,7)
Выход в воду из ТРО (по прогнозу), %	~ 1,7	~ 1,0	~ 4,9
Активность, обнаруженная в грунте, по данным экспедиций 1992—1994 гг., Бк (Ки)	$3,7 \cdot 10^{10}$ (1,0)	$8,5 \cdot 10^9$ (0,23)	—
Выход в воду из ТРО (по измерениям), %	~ 0,3	~ 0,05	—
Активность, обнаруженная в грунте по данным экспедиций 2005—2006 гг., Бк (Ки)	$1,9 \cdot 10^{10}$ (0,5)	$8,4 \cdot 10^9$ (0,23)	$4,7 \cdot 10^{10}$ (1,3)
Выход в воду из ТРО (по измерениям), %	~ 0,2	~ 0,05	~ 0,2

Таким образом, по прогнозу выход радионуклидов из затопленных контейнеров с ТРО, полученный в рамках международных проектов МНТЦ-101 и IASAP, оказался завышен в 10—20 раз. Причина состоит в том, что при консервативном подходе (который рекомендуется в международной практике для превентивного предупреждения возможных неблагоприятных экологических последствий) в расчетах принимали предельно высокую скорость коррозии — 100 мкм/год против 40—65 мкм/год по результатам наблюдений и оценок.

Экологический (консервативный) принцип заблаговременного предупреждения опасности в данном случае сыграл свою положительную роль, но не позволил получить ответ, в какой период эта опасность наступит и когда минует. Как следует из данных табл. 3.3, ее можно ожидать для затопленных объектов малоопасного типа (контейнеров с ТРО) еще в течение 10—20 лет, а для других (АПЛ, реакторных отсеков, объектов с ОЯТ) — в течение нескольких сотен лет.

3.3. Взвешенная оценка поступления радионуклидов в морскую воду из затопленных и затонувших объектов

К получению взвешенных оценок стремятся постоянно, поскольку такой подход позволяет экономить ресурсы и время при принятии ответственных решений. Однако это сложный процесс, требующий (в частности, для рассматриваемой проблемы) в течение многих десятилетий наблюдений и анализа данных по радиоактивному загрязнению окружающей среды районов захоронений РАО, контроля за выходом радионуклидов из ОЯТ и ТРО в морскую воду, разработки моделей миграции радионуклидов, соответствующих расчетов и пр. Одновременно необходимы статистические данные по скорости коррозии различных металлов, растворения наполнителей (бетона, битума, фурфурола) и влиянию на них многих факторов, которые неоднозначно проявляют себя в крайне сложных арктических морских районах.

Кроме этого, относительно акваторий внутренних заливов, где затоплена основная часть объектов с ОЯТ и РАО включая АПЛ, крайне недостает информации о состоянии гидрофизических полей морской среды. В последние десятилетия систематические исследования и наблюдения за состоянием защитных барьеров сложных морских технических сооружений и объектов, длительное время находящихся под водой, стали крайне редкими, что не отвечает интересам предстоящей широкомасштабной деятельности по освоению Арктики.

Коррозия металлов. Морская вода — сложный, тонко сбалансированный раствор большого количества солей, растворенных газов, взвешенных частиц, содержащий живые организмы и растительность, разлагающуюся органику. Это изменяющаяся по многим причинам физическая среда с различными температурой, плотностью, прозрачностью, электропроводностью, окислительно-восстановительным потенциалом и пр. По этой причине индивидуальное влияние каждого из известных факторов на коррозионные свойства морской воды выделить непросто. Взаимосвязь многих переменных, определяющих свойства морской воды как коррозионной среды, приводит к тому, что изменение одного из параметров может как положительно, так и отрицательно повлиять на относительные величины других.

Многолетний опыт эксплуатации металлических конструкций в различных морских условиях показал, что существует несколько видов коррозионного разрушения [113; 310; 155; 258]. Определяющими формами помимо общей коррозии, связанной с потерей основной массы металла и проходящей практически равномерно по всей его поверхности, являются питтинговая и щелевая коррозии.

Питтинговой (язвенной, точечной) называют коррозию, проходящую на сильно локализованных участках поверхности металла. При этом остальная ее часть

разрушается несущественно. Возникновению питтинга обычно способствуют такие факторы, как поверхностные дефекты, структурная неоднородность материала, стоячая вода, присутствие ионов тяжелых металлов и локальные отложения посторонних веществ.

Щелевая коррозия возникает, если кислород из неподвижной морской воды, находящейся в щели между пластинами металла или в сложных плотно прилегающих конструкциях, расходуется для устранения возникающих дефектов в защитной пассивной пленке быстрее, чем происходит диффузия (поступление) свежего кислорода извне. В этом случае в щели происходит быстрое коррозионное разрушение. Условия для этого вида коррозии обычно возникают в сварных швах и при наличии таких элементов конструкций, как прокладки, шайбы, заклепки и т. п.

Во многих отношениях процессы возникновения питтинговой и щелевой коррозии аналогичны. Кроме того, как правило, металлы, подверженные питтингу, оказываются склонны и к щелевой коррозии. Поэтому эти две разновидности коррозии зачастую рассматривают как единый процесс — питтинговый.

Факторы, влияющие на коррозию металлов. *Кислород.* Концентрация растворенного кислорода — основной фактор, влияющий на коррозионную активность морской воды. Для многих распространенных металлов повышение содержания кислорода в воде сопровождается увеличением скорости их разрушения.

Концентрация в морской воде растворенного кислорода может достигать 12 мг/кг. Фотосинтез растений, волнение на поверхности моря и другие факторы повышают содержание кислорода в воде, а поглощение кислорода при разложении погибших организмов, наоборот, снижает его. Сезонные колебания уровня этого показателя в каждой конкретной точке моря, связанные с действием перечисленных факторов, отражаются на коррозионных процессах и могут достигать ± 25 —30% в приповерхностных водах (от 0 до 100 м). С увеличением глубины эти колебания плавно уменьшаются и достигают ± 5 —10% на горизонтах 200—400 м. На глубинах более 700—1200 м изменение концентрации кислорода от сезона практически не зависит и составляет менее 1%.

Для таких металлов, как медь и железо, полное удаление кислорода из воды приводит к снижению скорости коррозии в десятки-сотни раз. Металлы, коррозионная стойкость которых определяется пассивностью, т. е. наличием окисной пленки на поверхности с очень хорошей адгезией к металлу, например нержавеющая сталь, в условиях ограниченного притока кислорода часто разрушаются быстрее. Из данных, представленных на рис. 3.9, видно, что зависимости имеют линейный характер и изменение концентрации кислорода на 1 мг/кг влечет за собой увеличение скорости коррозии стали примерно на 25 мкм/год.

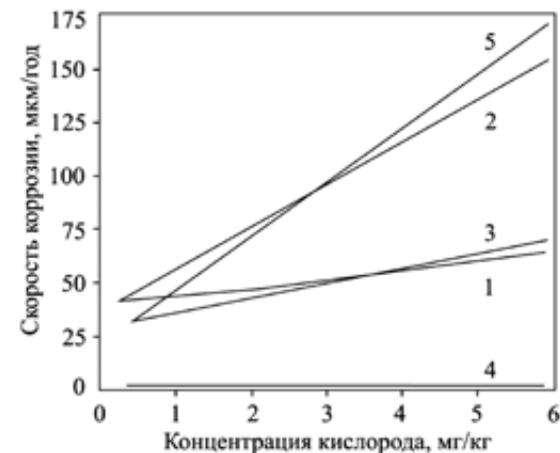


Рис. 3.9. Влияние концентрации кислорода на коррозию сталей и чугунов после года нахождения в морской воде [155]: 1 — серый чугун, 2 — легированные чугуны, 3 — аустенитные чугуны, 4 — кремнистые и кремнистомолибденовые чугуны, 5 — стали

Температура. Согласно термодинамическим принципам повышение температуры ускоряет химические реакции, что справедливо и для коррозии, если бы можно было зафиксировать все другие переменные величины. Поскольку это невозможно, то, рассматривая влияние температуры, необходимо учитывать изменения всех связанных с ней факторов. Растворимость кислорода при повышении температуры воды падает. В то же время биологическая активность при переходе от холодных арктических к теплым водам тропиков, наоборот возрастает. Химическое равновесие, от которого зависит образование осадков карбоната кальция и гидроокиси магния, изменяется таким образом, что вероятность возникновения на металле известкового осадка повышается с увеличением температуры воды.

Что касается сезонных изменений температуры, то железо, медь и многие сплавы этих металлов подвержены более сильной коррозии в теплые месяцы года. В то же время нагрев морской воды при нормальном давлении приводит к выделению растворенных газов, особенно кислорода, и способствует выпадению осадков, образующих защитную пленку. Оба эти фактора уменьшают скорость коррозии. Наибольшие сезонные вариации температуры наблюдаются, как правило, в поверхностном слое до 100 м, но могут происходить в глубоководных морях и на горизонтах до 300 м.

Влияние температуры на скорость коррозии стали носит сложный характер и определяется в первую очередь растворимостью в ней кислорода. Приведенная на рис. 3.10 зависимость для районов захоронения РАО, где температура, как правило, изменяется от 2°C до 18°C, имеет квазилинейный характер.

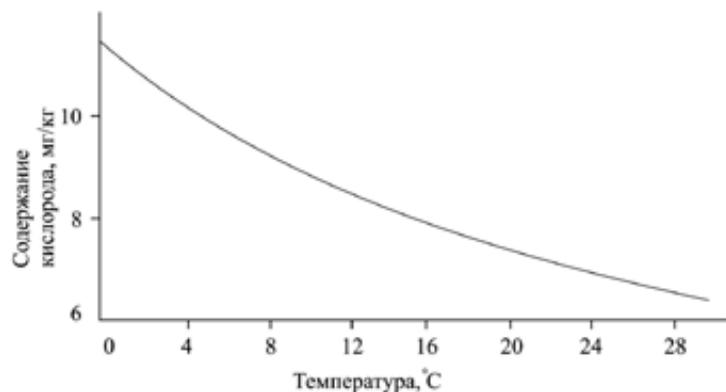


Рис. 3.10. Растворимость кислорода в морской воде соленостью 35‰ при различных значениях температуры [360]

В результате можно принять, что изменение растворенного кислорода на 1 мг/кг происходит при изменении температуры примерно на 5—6°C. Это, в свою очередь, эквивалентно изменению скорости коррозии стали в морской воде примерно на $4,5 \pm 0,5$ мкм/год на 1°C.

Соленость. Морская вода очень агрессивна по отношению к металлам на основе железа. Повышение солености усиливает коррозию. Однако в смежных зонах одного района содержание солей, как правило, различается не сильно (табл. 3.4). Соответственно изменение солености в таких пределах заметным образом не сказывается на скорости коррозии металлов. Поскольку вариации солености обычно сопровождаются и другими эффектами, то суммарное влияние этих изменений на коррозионные процессы следует определять отдельно в каждом конкретном случае. Тем не менее исследования показали, что изменение солености морской воды на 1‰ приводит к изменению скорости коррозии примерно на $2 \pm 0,2$ мкм/год [155].

Таблица 3.4. Соленость морской воды в районах захоронений ТРО, ‰ [54]

Уровень моря	Баренцево море	Карское море
Мелководье	35,0—35,7	33,6—34,2
Промежуточные воды	35,1—35,5	33,8—34,0
Глубинные воды	Около 35,8	Около 34,2

Коррозия в заливах с разбавленной морской водой, часто встречающаяся в устьях рек, может быть более сильной, хотя сам по себе такой электролит считается менее агрессивным. В отношении растворенных карбонатов обыч-

ная морская вода, как правило, ближе к состоянию насыщения, тогда как разбавленная не столь насыщена и в ней менее вероятно образование осадка карбонатного типа, что влечет за собой усиление коррозии. К тому же в разбавленной морской воде затруднена, а иногда и совсем невозможна жизнедеятельность отдельных морских организмов, в результате чего тенденция к образованию на поверхности металла защитного слоя вследствие биологического обрастания снижается.

Водородный показатель (pH) кислотности воды. Значение pH морской воды — довольно устойчивый показатель, но в теплый период года он может зависеть от фотосинтеза растений. В светлое время суток растения сильнее поглощают двуокись углерода и тем самым изменяют pH. В приповерхностных слоях морской воды этот процесс более интенсивен, так как содержание двуокиси углерода зависит от газового обмена морской воды с атмосферой. Слабые суточные изменения pH, например от 8,0 до 8,2, почти не сказываются на коррозионных процессах, однако могут играть определенную роль в образовании известкового осадка, существенно влияющего на последующую скорость коррозии.

С увеличением глубины и ростом давления значение pH согласно законам термодинамики уменьшается, и на больших глубинах образование защитного карбонатного осадка менее вероятно.

Скорость течения морской воды. Многие металлы чувствительны к движению воды относительно их поверхности. Коррозия стали возрастает по мере роста скорости течения, но при достижении критического значения приостанавливается и в дальнейшем остается практически постоянной.

Такой характер влияния течений на коррозию проявляется лишь в тех случаях, когда сталь все время находится в непосредственном соприкосновении с движущейся водой. Обрастание морскими организмами уменьшает скорость движения воды у поверхности металла, вследствие чего коррозия уже не зависит от ее изменения над слоем обрастания.

По данным [113], макроорганизмы не могут прикрепляться к металлу при скорости потока свыше 1 м/с. Но если они уже укрепились, то продолжают удерживаться, расти и при более высоких скоростях движения воды. Кроме того, в морской воде на поверхности стали развивается бактериальная слизь, которая образуется даже при высоких скоростях водяного потока, что препятствует увеличению скорости коррозии под влиянием движения воды.

Биологическая активность. На металлической или иной поверхности, погруженной в морскую воду, уже через несколько часов образуется биологическая слизистая пленка. Эта пленка, состоящая из живых бактерий и других микроорганизмов, привлекает зародыши животных, ведущих оседлый образ жизни и ищущих места для поселения.

С точки зрения коррозии наибольшее значение имеют сидячие организмы. Они попадают на покрытые биологической слизью поверхности в виде крошечных зародышей и прочно закрепляются, а затем быстро достигают зрелости и теряют подвижность. Сидячие организмы, с которыми связано биологическое обрастание, разнообразны (рис. 3.11):

- одни имеют твердую оболочку (усоногие раки, моллюски, морской желудь и морская уточка, корковые мшанки, кораллы);
- другие существуют без твердой оболочки (морские водоросли, волокнистые мшанки, кишечнорастворимые или гидроиды, известковые и кремнеземные губки и пр.).



Рис. 3.11. Сидячие морские организмы, участвующие в биологическом обрастании поверхностей [113; 310; 155; 258]

Обрастание металла морскими организмами, имеющими твердую оболочку, замедляет коррозию стали, так как, во-первых, у поверхности уменьшается скорость движения воды, несущей кислород, а во-вторых, создается диффузионный барьер для кислорода на катоде.

Интенсивность обрастания уменьшается с удалением от берега, однако она не прекращается полностью даже в центральных частях океанов и на больших глубинах. Величина средней биомассы обрастания поверхности металла на небольших глубинах составляет примерно 20 кг/м². На больших глубинах с температурой морской воды, близкой к 0°С, и при практически полном отсутствии солнечного света величина биообрастания становится всего лишь на 20—30% меньше, чем на поверхности.

В результате обрастания и коррозионных процессов на металле образуется своеобразная защитная корка (твердая оболочка), состоящая из трех слоев — сплошного верхнего из морских организмов, среднего, представляющего собой твердый коррозионный осадок и непосредственно на металле — сплошного слоя мягкого продукта коррозии черного цвета, богатого сульфидами (рис. 3.12 [155; 258]).



Рис. 3.12. Поверхность металла, обросшая морскими организмами

Обрастание морскими организмами, особенно имеющими твердую оболочку, существенно замедляет скорость коррозии стали. Подобными защитными свойствами может обладать и минеральный осадок типа карбоната кальция (известковые отложения), возникающий на катодных участках поверхности.

В момент погружения металла в морскую воду он начинает корродировать с очень высокой скоростью — до 400—500 мкм/год [155]. Однако это происходит недолго, так как поверхность быстро обрастает и в течение одного-двух месяцев покрывается слоем морских организмов. Скорость коррозии резко снижается. По истечении первого года нахождения металла в морской воде процесс обрастания завершается, скорость коррозии стабилизируется и остается практически постоянной независимо от толщины образующегося на металле слоя продуктов обрастания.

При слабом обрастании (примерно на 80—90% меньше сильного) коррозионные потери стали после первого года нахождения в морской воде более чем втрое превосходят потери, наблюдающиеся при сильном обрастании.

При оценке влияния различных факторов на скорость коррозии металлов в морской воде с практической точки зрения в первую очередь целесообразно обратить внимание на наиболее устойчивые из них — изменения кислорода, температуры и солености, которые поддаются численному анализу и могут быть учтены даже в сложных морских условиях (табл. 3.5).

Таблица 3.5. Количественные показатели устойчивых факторов, рекомендуемые для учета их влияния на изменение скорости коррозии углеродистых сталей в морской воде [11; 49]

Параметр	Влияние на сталь	Изменение скорости коррозии
Концентрация растворенного кислорода, мг/кг	Основной фактор, влияющий на коррозионную активность морской воды. Повышение концентрации кислорода усиливает коррозию	Изменение концентрации кислорода в морской воде на 1 мг/кг приводит к изменению скорости коррозии примерно на 25 ± 5 мкм/год
Температура, °С	Повышение температуры морской воды как ускоряет, так и замедляет коррозию вследствие выделения из нее растворенного кислорода и увеличения обрастания	Изменение температуры морской воды на 1°С приводит к изменению скорости коррозии примерно на $4,5 \pm 0,5$ мкм/год
Соленость, ‰	Морская вода наиболее агрессивна по отношению к сплавам на основе железа, и повышение ее солености усиливает коррозию	Изменение солености морской воды на 1 ‰ приводит к изменению скорости коррозии примерно на $2 \pm 0,2$ мкм/год

Примечание. Влияние других факторов на скорость коррозии требует индивидуальных исследований для каждого района моря и оценки степени устойчивости проявлений применительно к затопленным ЯРОО.

3.3.1. Разрушение защитных барьеров в морской воде

Последующая оценка утраты защитных свойств барьеров затопленных объектов с ОЯТ и ТРО основана на общих методических подходах, изложенных в [128; 237] и в предшествующих разделах. Она представляет собой последовательную процедуру расчетов, учитывающих конкретные условия затопления, конструктивные особенности объектов, гидрофизические характеристики морской среды, глубину, время нахождения объектов на дне и пр. Для этого в ИБРАЭ РАН была разработана методика и программа «Corrosion Rate» ([11; 49], приложение 7) в виде формализованной процедуры поэтапной оценки степени разрушения определяющих защитных барьеров, которые существуют на затопленных ЯРОО и проведены расчеты (рис. 3.13 и 3.14).

2

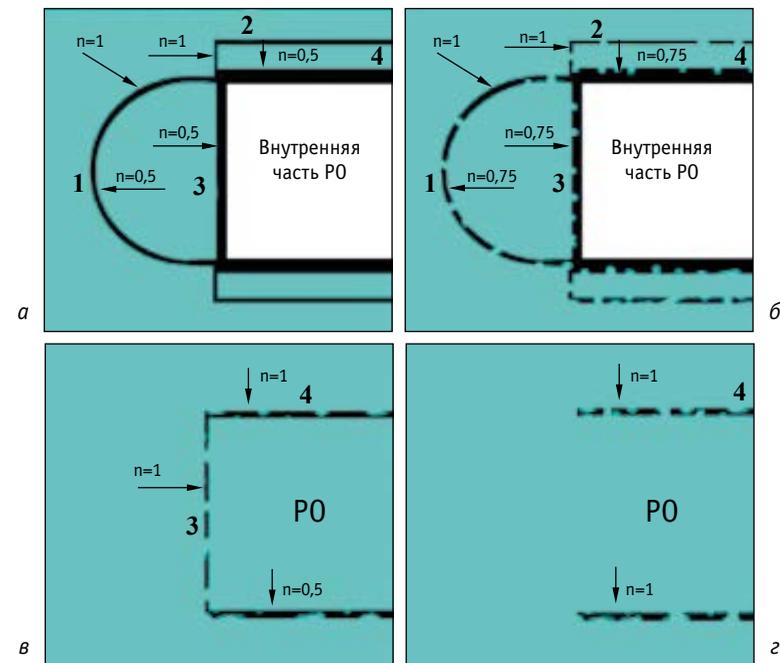


Рис. 3.13. Основные этапы разрушения защитных барьеров реакторного отсека АПЛ: а — исходное состояние, б — частичное разрушение, в, z — полное разрушение; 1 — буль, 2 — легкий корпус, 3 — торцевая переборка, 4 — прочный корпус РО; n — коэффициент, характеризующий относительную интенсивность коррозионного разрушения

Естественно, что в первую очередь начинают разрушаться конструктивы, изготовленные из наиболее тонкого металла (рис. 3.13—3.15).

Из приведенных на рис. 3.15 зависимостей следует, что в 2010—2040-х годах потеряют конструктивную устойчивость тонкостенные (5 мм) внешние оболочки РО (були, легкий корпус), а также аналогичные им корпуса барж и понтонов с ОЯТ и ТРО. В этот же период морская вода станет попадать внутрь РО через торцевые переборки вследствие образования микроотверстий под воздействием питтинговой коррозии, и начнется коррозия внешней поверхности ЯЭУ.

Возможность подъема объектов с ТРО и ОЯТ в будущем зависит от остаточной прочности их конструкций, которая постоянно уменьшается в результате длительного коррозионного нарушения морской водой. При потере до 90% их массы довольно сложно утверждать о возможности безаварийного подъема любого типа объектов существующими способами, если только не ориентироваться на технологии, которые будут внедрены в дальнейшем (табл. 3.6).

Рис. 3.14. Основные этапы разрушения защитных барьеров реактора АПЛ: а — начало разрушения кессона и металлического кожуха, б — разрушение бетонного покрытия, коррозия внешней поверхности корпуса реактора, в — разрушение герметизирующих фланцев и патрубков органов управления, г — поступление воды в реактор, разрушение внутриреакторных конструкций; n — коэффициент, характеризующий относительную интенсивность коррозионного разрушения

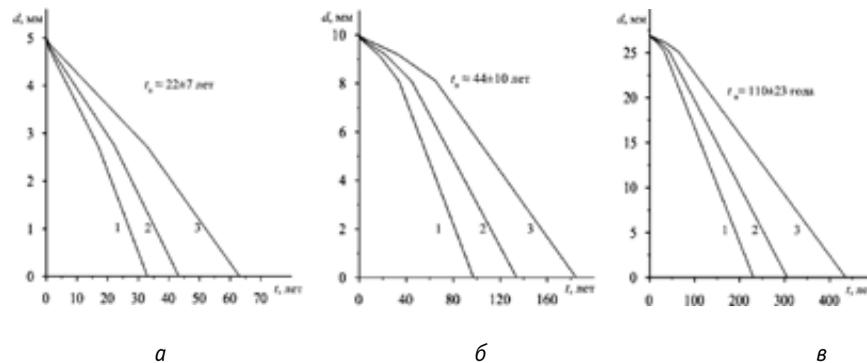
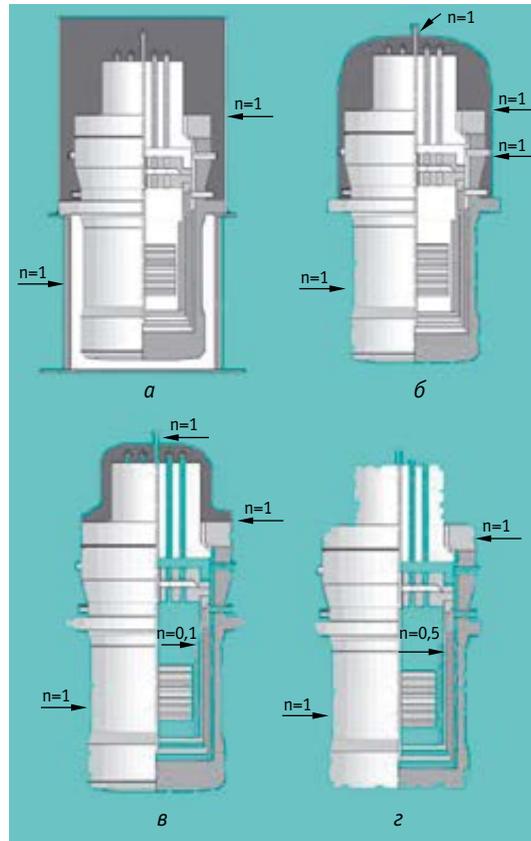


Рис. 3.15. Время коррозионного разрушения булей (а), торцевых переборок РО (б) и прочного корпуса РО, АПЛ (в): t_n — время образования сквозных отверстий в результате питтинговой коррозии: 1 — минимальное, 2 — среднее, 3 — максимальное время разрушения

Таблица 3.6. Время разрушения основных защитных барьеров радиационно опасных объектов морской водой в Карское море

Объект (толщина металлической оболочки, мм)	Глубина затопления, м	Сквозные отверстия, лет *	Потеря до 90% массы, лет
Контейнеры и суда с ТРО			
Контейнер (3 мм)	20	14 ± 4	27 ± 10
	380	20 ± 5	38 ± 10
Контейнер (5 мм)	20	23 ± 7	47 ± 15
	380	32 ± 8	67 ± 20
Контейнер 1×1×1 м залит бетоном (5 мм)	50—380	—	600 ± 150 **
Контейнер 1×1×1 м залит битумом (5 мм)	50—380	—	5000 ± 1000 ***
Борт судна (10 мм)	20—50	48 ± 10	110 ± 30
	200—300	56 ± 12	130 ± 30
Крупногабаритные объекты с ТРО и ОЯТ			
Легкий корпус РО, АПЛ (5 мм)	20	23 ± 7	47 ± 15
	380	32 ± 8	67 ± 20
Торцевая переборка РО (10 мм)	20—50	48 ± 10	110 ± 30
Прочный корпус РО, АПЛ (27 мм)	20	130 ± 30	300 ± 100
	250	170 ± 40	400 ± 100
Конструктивные элементы ЯЭУ реакторных отсеков			
Патрубки управления реактора, импульсные трубки (2 мм)	20—50	280 ± 70	700 ± 150
Трубопровод первого контура реактора (10 мм)	20—50	1400 ± 350	3500 ± 1500
Внешняя оболочка корпуса реактора (100 мм)	20—50	—	1600 ± 600
Плакировка реактора (5 мм)			2000 ± 500
Внешняя оболочка крышки реактора (400 мм)	20—50	—	6000 ± 2000
Плакировка крышки (2 мм)			3500 ± 800

* Вариации не строго симметричны (см. рис. 3.15), так как зависят от особенностей распределения гидрофизических полей морской воды.

** При скорости разрушения 800 ± 100 мкм/год.

*** 100 ± 20 мкм/год.

Из данных, приведенных в табл. 3.6, следует, что поступление радионуклидов за пределы затопленных судов с ТРО можно ожидать в 2020—2030-х годах, а интенсивный выход начнется в 2060—2100-х годах и завершится в 2150—2200-х годах. Следовательно, в случае необходимости поднимать их целесообразно не позднее 2030—2050-х годов.

Разрушение контейнеров, залитых бетоном и битумом, происходит медленно. Связующие свойства битума выше, чем у цемента. В результате блок из битума не успеет разрушиться, а находящиеся в нем радионуклиды практически полностью распадутся. Подъем возможен в течение нескольких столетий.

В 2080—2160-х годах торцевые переборки РО (10 мм) существенно разрушатся, и морская вода будет свободно омывать ЯЭУ. Одновременно потеряют прочность окружающие крепления реакторов АПЛ, что станет предпосылкой для их опрокидывания. Возрастет вероятность механического разрыва трубопроводов первого контура. Тем не менее в этих условиях прочный корпус (27 мм), хотя и будет иметь большое количество сквозных отверстий, до 2200—2250 гг. еще сохранит прочностные свойства (толщина уменьшится с 27 мм до примерно 5—7 мм).

После 2300—2400-х годов ЯЭУ РО и АПЛ будет практически полностью открыта для воздействия морских течений. В каком пространственном положении к этому времени окажутся реакторы, предугадать сложно. Наиболее благоприятное состояние — вертикальное. В этих условиях в результате питтинговой коррозии вода попадет внутрь реакторов и подступит к ОЯТ через 700—1000 лет.

В противном случае (что наиболее вероятно) при опрокидывании реакторов или иных повреждениях (ускоренной коррозии в результате возникновения локальных напряжений, разрыве трубопроводов и пр.) выход техногенных радионуклидов, а также трансурановых элементов и ядерного топлива в морскую воду следует ожидать уже через 300—400 лет.

В относительно благоприятном положении в подобных условиях окажутся реактор АПЛ заказа № 421 (при условии, что не подтвердится предположение о его некачественной начальной подготовке к затоплению) и экранная сборка атомного ледокола. Из-за отсутствия трубопроводов изменение исходного положения с вертикального на горизонтальное (опрокидывание) мало скажется на скорости разрушения защитных барьеров. Напротив, в случае интенсивного обрастания, заиливания и кальцинирования поверхностей скорость коррозии опрокинувшегося реактора (блока) заметно уменьшится, но в дальнейшем при необходимости его станет гораздо сложнее найти и соответственно поднять.

Для реактора с ОЯТ заказа № 421 и экранной сборки атомного ледокола внешние первичные защитные барьеры (легкий корпус, крепления и пр.) потеряют прочность уже в 2100—2150-х годах. Однако корпус реактора сохранит конструкционную устойчивость до 2500—2700-х годов, а бетонный блок и оболочка кессона экранной сборки ледокола обеспечат ее безопасность в течение

нескольких тысяч лет. Прочный корпус АПЛ разрушится примерно в 2300—2400-х годах, что сильно осложнит подъем ЯЭУ, так как реактор, связанный с трубопроводами первого контура и другим оборудованием, представляет собой пространственно разветвленную конструкцию.

В итоге подъем реакторного отсека с ОЯТ без специальных усиливающих конструкций с использованием существующих средств возможен до 2200—2250-х годов. К этому времени толщина его прочного корпуса еще будет составлять примерно 10 мм. В более поздний период потребуется применение иных способов подъема.

3.3.2. Динамика выхода радионуклидов из объектов с ОЯТ

Современная радиоэкологическая обстановка вблизи объектов с ОЯТ свидетельствует о том, что их защитные барьеры остаются в удовлетворительном состоянии. Согласно итоговому обзору, представленному на последней международной конференции по радиоэкологии в Бергене (Норвегия) в июне 2008 г., норвежские и российские специалисты признали, что еще нет признаков выхода продуктов деления из затопленных реакторов.

В то же время в [237] (см. табл. 3.1 и 3.2) было отмечено, что выход активационных радионуклидов из объектов с ОЯТ имел место начиная с 1965 г. (со времени затопления первого РО АПЛ заказа № 901), что вполне объяснимо и не представляет опасности. Также допускалось, что поступление продуктов деления из топлива в морскую воду могло произойти и из реактора АПЛ заказа № 421 в год его затопления (1972 г.) в результате его предположительно некачественной подготовки. Однако в течение последующих десятилетий радиоэкологический мониторинг не подтвердил этого, и радиоактивность морской среды вокруг него до настоящего времени остается на уровне фона.

Поэтому при оценке динамики выхода радионуклидов из объектов с ОЯТ в морскую воду в [11; 49; 48] исходили из предположения, что все объекты с ОЯТ были подготовлены к затоплению в соответствии с необходимыми требованиями (приложение 8). При этом в зависимости от обстоятельств и особенностей их затопления принимали во внимание, что техногенные радионуклиды активационного происхождения могли поступать в морскую воду сразу после затопления, как это произошло на АПЛ «К-159», которая затонула без специальной подготовки, или с определенной временной задержкой, как случилось с реакторами, которые были помещены в нерадиоактивные кессоны плашкоутов и залиты цементом.

При благоприятных условиях нахождения ЯРОО на дне вплоть до полного коррозионного разрушения ЯЭУ в морскую воду в течение всего периода будут постоянно выходить продукты активации, в состав которых входят ^{14}C , ^{55}Fe , $^{59,63}\text{Ni}$, ^{60}Co . Через несколько сот лет после затопления на уровне активности

этих радионуклидов произойдет относительно кратковременный, но более интенсивный выход продуктов деления (^{90}Sr , ^{137}Cs), ТУЭ (^{238}Pu , $^{239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am) и ядерных материалов включая топливо ($^{235,238}\text{U}$), который может продолжаться 200—300 лет (сценарий не применим для АПЛ «Комсомолец» в связи с разгерметизацией ЯЭУ при ее ударе о дно, что привело к поступлению морской воды в активную зону реактора в первые месяцы после гибели), и вновь продолжится поступление долгоживущих продуктов активации.

В идеальных условиях, если бы защитные барьеры в течение неограниченного времени могли обеспечить безопасность ядерного топлива, изменение активности в нем определялось только радиоактивным распадом, включающим три основных этапа (см. рис. В.12 введения):

- первый — радиоактивный распад в течение не менее 1000 лет относительно короткоживущих продуктов деления ^{90}Sr и ^{137}Cs ;
- второй — установление в период 1000—100 000 лет динамического равновесия между распадом и накоплением радионуклидов (ТУЭ);
- третий — после 100 000 лет распад оставшихся и вновь накопившихся радионуклидов в течение сотен миллиардов лет.

Экранная сборка ледокола с ОЯТ. К условно идеальному состоянию подготовки к затоплению можно отнести экранную сборку с ОЯТ атомного ледокола. В связи с находящейся в ней большой активностью по сравнению с другими объектами сборка имеет одну из самых эффективных комбинированных нерадиоактивных бетоно-металло-фурфурольных защит ОЯТ от контакта с морской водой (см. рис. 1.11 и 1.12).

Но даже столь мощная защита имеет предел. Примерно через 7000 лет топливо вступит в контакт с морской водой. Однако за это время распадутся ^{137}Cs и ^{90}Sr (табл. 3.7) и часть продуктов активации — ^{55}Fe , ^{60}Co и ^{63}Ni (табл. 3.8). Сохранят исходную активность ТУЭ и ядерный материал ($^{235,238}\text{U}$), которые в совокупности с долгоживущими продуктами активации (^{14}C , ^{59}Ni) на завершающем этапе разрушения экранной сборки станут характеризовать этот источник радиоактивного загрязнения морской воды (табл. 3.9).

Специалисты РНЦ «Курчатовский институт» оценивают полное разрушение твэлов с выходом ТУЭ и ядерных материалов в морскую воду из корабельных реакторов периодом 200—300 лет. Расчеты показали, что по мере разгерметизации нерадиоактивного кессона, в котором находится ОЯТ атомного ледокола (частичное разрушение будет происходить примерно с 7000-х по 8400-е годы, а полное — до 13 000 г.), в морскую воду будут поступать на первом этапе в наибольшем количестве ТУЭ, ядерные материалы и далее неравномерно и в значительно меньшем количестве ^{14}C и ^{59}Ni из экранной сборки реактора (рис. 3.16, здесь и далее графика отражает периоды и осредненную интенсивность отхода, переходные процессы не указаны, они отмечены на рис. 3.8).

Таблица 3.7. Время снижения активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате радиоактивного распада в экранной сборке атомного ледокола до контакта ОЯТ с морской водой

Время, лет	Активность радионуклидов, Бк		
	Сумма	^{90}Sr	^{137}Cs
1	9,6E+14	4,7E+14	4,9E+14
100	9,1E+13	4,1E+13	5,0E+13
200	8,3E+12	3,4E+12	4,9E+12
300	7,8E+11	2,9E+11	4,9E+11
400	7,3E+10	2,4E+10	4,9E+10
500	6,8E+09	2,0E+09	4,8E+09
600	6,5E+08	1,7E+08	4,8E+08
700	6,1E+07	1,4E+07	4,7E+07
800	5,9E+06	1,2E+06	4,7E+06
900	5,7E+05	1,0E+05	4,7E+05
1000	5,5E+04	0,9E+04	4,6E+04
1100	5,3E+03	0,7E+03	4,6E+03
1200	5,2E+02	0,6E+02	4,6E+02
1300	5,0E+01	0,5E+01	4,5E+01
1400	4,5E+00	—	4,5E+00
1460	1,0E+00	—	1,0E+00

Таблица 3.8. Уменьшение активности основных продуктов активации в результате радиоактивного распада в экранной сборке атомного ледокола до контакта ОЯТ с морской водой

Время, лет	Активность радионуклидов, Бк					
	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
1	4,4E+14	4,3E+14	8,5E+12	1,2E+12	1,0E+10	5,7E+10
50	9,4E+11	1,3E+09	1,3E+10	8,6E+11	1,0E+10	5,6E+10
100	6,8E+11	3,3E+03	1,9E+07	6,1E+11	1,0E+10	5,6E+10
150	5,0E+11	—	2,6E+04	4,3E+11	1,0E+10	5,6E+10
200	3,7E+11	—	3,6E+01	3,1E+11	1,0E+10	5,5E+10
500	1,0E+11	—	—	3,8E+10	1,0E+10	5,3E+10

Табл. 3.8. (окончание)

Время, лет	Активность радионуклидов, Бк					
	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1000	6,1E+10	—	—	1,2E+09	1,0E+10	5,0E+10
1500	5,7E+10	—	—	3,8E+07	9,9E+09	4,7E+10
2000	5,4E+10	—	—	1,2E+06	9,9E+09	4,5E+10
2500	5,2E+10	—	—	3,7E+04	9,8E+09	4,2E+10
3000	4,9E+10	—	—	1,2E+03	9,8E+09	3,9E+10
3500	4,7E+10	—	—	3,6E+01	9,7E+09	3,7E+10
4000	4,5E+10	—	—	1,1E+00	9,7E+09	3,5E+10
4500	4,3E+10	—	—	—	9,6E+09	3,3E+10
5000	4,1E+10	—	—	—	9,6E+09	3,1E+10
5500	3,9E+10	—	—	—	9,5E+09	2,9E+10
6000	3,7E+10	—	—	—	9,5E+09	2,7E+10
6500	3,5E+10	—	—	—	9,5E+09	2,6E+10
7000	3,4E+10	—	—	—	9,4E+09	2,4E+10

Таблица 3.9. Интенсивность поступления техногенных радионуклидов в морскую воду после разгерметизации экранной сборки атомного ледокола до полного ее разрушения, Бк/год

Год	Сумма *	Продукты деления		Продукты активации					Продукты накопления ТУЭ
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	
7000	5,5E+10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7E+06	4,5E+06	5,5E+10 **
7500	5,9E+06	—	—	—	—	—	1,7E+06	4,2E+06	—
8000	5,7E+06	—	—	—	—	—	1,7E+06	4,0E+06	—
8500	1,4E+07	—	—	—	—	—	4,3E+06	9,3E+06	—
9000	1,3E+07	—	—	—	—	—	4,2E+06	8,8E+06	—
9500	1,2E+07	—	—	—	—	—	4,2E+06	8,3E+06	—
10000	1,2E+07	—	—	—	—	—	4,2E+06	7,8E+06	—
10500	1,2E+07	—	—	—	—	—	4,2E+06	7,3E+06	—
11000	1,1E+07	—	—	—	—	—	4,2E+06	6,9E+06	—

Табл. 3.9. (окончание)

Год	Сумма *	Продукты деления		Продукты активации					Продукты накопления ТУЭ
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	
11500	1,1E+07	—	—	—	—	—	4,2E+06	6,5E+06	—
12000	1,0E+07	—	—	—	—	—	4,1E+06	6,1E+06	—
12500	9,8E+06	—	—	—	—	—	4,1E+06	5,7E+06	—
12800	9,7E+06	—	—	—	—	—	4,1E+06	5,6E+06	—

* В 2000 г. исходная активность составляла $(1,4 \pm 0,2)E+15$ Бк, увеличение интенсивности выхода через 8500 лет вызвано переходом от частичной к полной разгерметизации.

** Время выхода основной массы ТЭУ и ядерного топлива составит примерно 200—300 лет, скорость выхода — не более $1E+7$ Бк/год, а в последующие годы — не более 1—10% от ⁵⁹Ni и ¹⁴C.

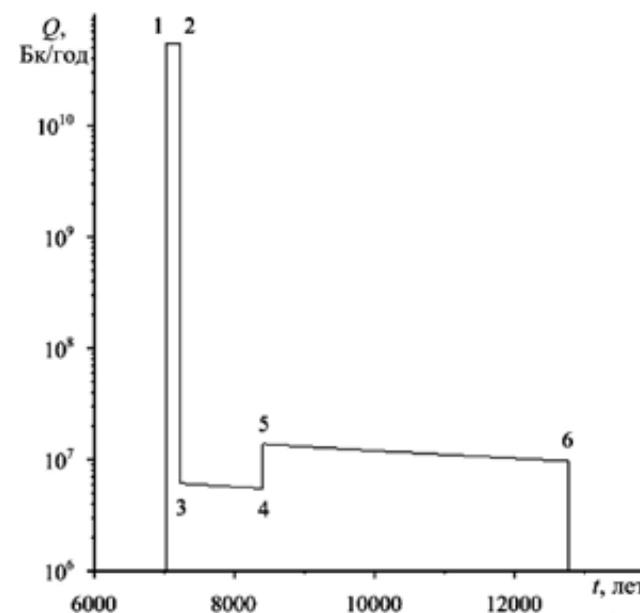


Рис. 3.16. Скорость выхода радионуклидов из ОЯТ и продуктов активации в морскую воду из экранной сборки атомного ледокола, затопленной на глубине 50 м в заливе Цивольки архипелага Новая Земля, до ее полного коррозионного разрушения [11]: 0—1 — разрушение нерадиоактивного защитного барьера, 1—2 — выход ТЭУ и ядерного топлива, 3—6 — выход продуктов активации из экранной сборки при частичной (3—4) и полной (5—6) разгерметизации кессона

АПЛ, реакторный отсек АПЛ и реактор с ОЯТ. Выход техногенных радионуклидов из этих объектов имеет более сложный характер по сравнению с экранной сборкой атомного ледокола, что обусловлено многообразием и различием существующих в них защитных барьеров. Однако проявляется и общая закономерность в виде многоступенчатости поступления в морскую воду продуктов активации до и после выхода в окружающую среду продуктов деления, ТУЭ и ядерного материала (рис. 3.17).

Практически сразу после затопления АПЛ «К-159» в морскую воду стали поступать продукты активации с внешних поверхностей ЯЭУ в связи с заполнением водой реакторного отсека в момент ее гибели. Примерно через 70—100 лет эти же радионуклиды поступят и из ЯЭУ других объектов (после разгерметизации РО). Далее через 700—800 лет (при опрокидывании реакторов и разрыве трубопроводов — через 300—400 лет) после затопления в течение 200—300 лет выйдут продукты деления, ТУЭ и ядерные материалы и после этого — вновь долгоживущие продукты активации.

В зависимости от активности радионуклидов, накопившихся в конструктивных материалах ЯЭУ, начальная скорость поступления в морскую воду продуктов активации (^{60}Co , ^{63}Ni , ^{59}Ni , ^{14}C) будет невелика и составит 10^4 — 10^7 Бк/год. Наибольший выход будет связан с поступлением ТУЭ ($^{239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am) — от 10^9 до 10^{11} Бк/год, что следует ожидать через 700—800 лет (выход ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате радиоактивного распада к этому времени не будет превышать 10^2 — 10^4 Бк/год). Далее в течение примерно 1500 лет в результате коррозионного разрушения внутриреакторных конструкций будет наблюдаться наибольший выход продуктов активации. На конечном этапе, после примерно 2500 г. и до 6000—9000-х годов (до полного коррозионного разрушения ЯЭУ), поступление долгоживущих продуктов активации в окружающую среду будет незначительным, определяться долгоживущими ^{14}C , ^{59}Ni и ограничится величиной выхода 10^2 — 10^4 Бк/год.

Следует обратить внимание, что после разрушения прочного корпуса РО и удерживающих конструктивов в случае опрокидывания реакторов и разрыва трубопроводов первого контура время этапа, связанного с выходом продуктов деления, ТУЭ и ядерных материалов, сократится с 700—800 до 300—400 лет. Это приведет к тому, что выход ^{90}Sr и ^{137}Cs станет выше и сравняется по интенсивности с выходом ТЭУ, что в несколько раз повысит активность их совместного поступления в окружающую среду.

Приведенные на рис. 3.17 оценки времени начала выхода ТУЭ, в частности, из реактора АПЛ заказа № 421, примерно через 800 лет после затопления удовлетворительно совпадают с аналогичным показателем, представленным в [102], где эта величина соответствует 900—1000 годам. В [102] расчеты проводили специалисты многих организаций включая РНЦ «Курчатовский институт», ОКБМ, НИКИЭТ, ОКБ «Гидропресс», НПО «Тайфун», ГНЦ РФ ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова, ЦНИИ КМ «Прометей», ЦКБ «Айсберг», в них принимали участие

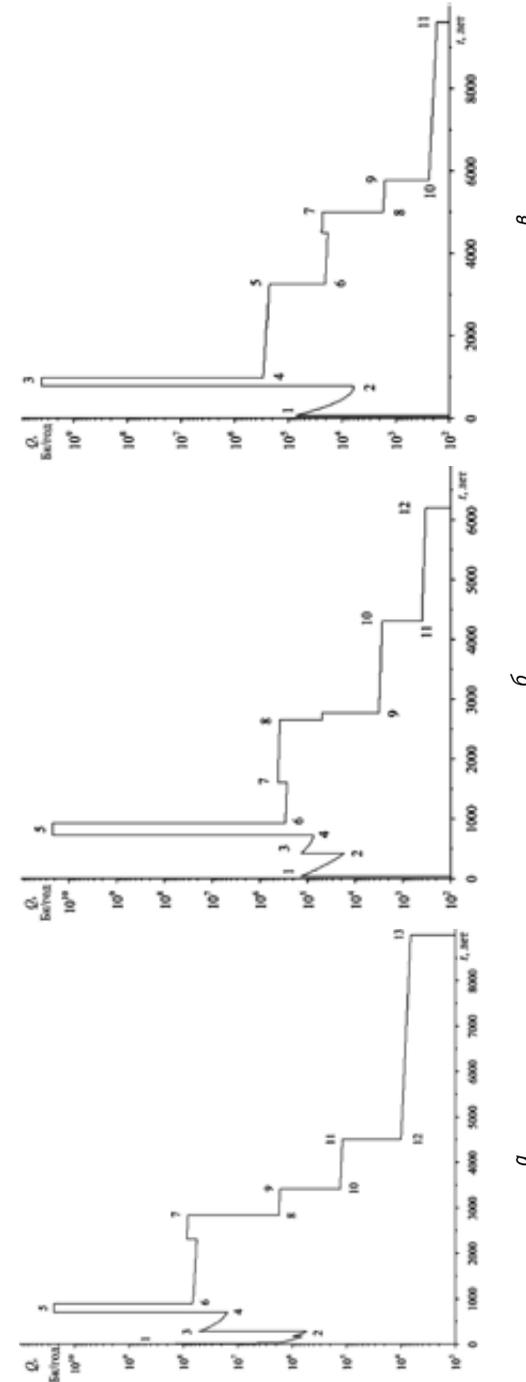


Рис. 3.17. Скорость выхода радионуклидов из ОЯТ и продуктов активации в морскую воду из реакторов: АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м (а), РО АПЛ заказа № 901, затопленного на 20 м в заливе Абросимова архипелага Новая Земля (б), и реактора АПЛ заказа № 421, затопленного в Новоземельской впадине Карского моря на 300 м (в), до полного их коррозионного разрушения: 1—2 — начало выхода активационных радионуклидов с поверхности ЯЭУ, 2—3 — появление язвенных отверстий в импульсной трубке первого контура (а, б) и герметизирующего фланца (в), 4—5 — литтинг гильз штоков компенсирующих решеток и трубопроводов первого контура, растворение фурфуrolа, 5 (а, б) и 3 (в) — выход радионуклидов из ОЯТ, 6 (4) — 13 (11) — полное разрушение внешних и внутренних конструкций реактора

эксперты ВМФ и др. Результаты были получены и оценены по специально разработанной для этих целей в ЦНИИ КМ «Прометей» методике [191].

Представленные выше итоги, связанные с оценкой скорости выхода радионуклидов из ЯЭУ затопленных и затонувших ЯРОО с учетом результатов исследований, приведенных в [11], позволили выделить три определяющих временных периода и оценить интенсивность поступления радиоактивных веществ в прилегающее пространство (табл. 3.10 [48]).

Таблица 3.10. Выход техногенных радионуклидов в морскую воду из ЯЭУ затопленных и затонувших ЯРОО до полного их коррозионного разрушения

Объект	Скорость выхода радионуклидов из ЯЭУ, лет (МБк/год)			
	Начальный период (вода в РО)	Основной период (реактор негерметичен)		Завершающий период (корпус реактора)
	Активация	Из ОЯТ	Из ВРК	Активация
Объекты с отработавшим ядерным топливом				
Реактор АПЛ заказа № 421	70—800 (~ 0,02)	800—1100 (~ 4000)	1100—2600 (~ 0,3)	2600—9500 (<0,02)
РО АПЛ заказа № 285 с одним реактором	60—700 (~ 0,1)	700—1000 (~ 10 000)	1000—2600 (~ 0,4)	2600—6200 (0,003—0,0005)
РО АПЛ заказа № 901 с двумя реакторами	60—700 (~ 0,1)	700—1000 (~ 20 000)	1000—2700 (~ 0,4)	2700—6200 (0,002—0,0005)
Экранная сборка реактора № 2 ледокола	Нет	7000—7300 (~ 50 000)	7000—12800 (5—10)	Нет
АПЛ «К-159»*	0—700 (~ 30)	700—1000 (~ 20 000)	1000—2600 (~ 100)	2600—9000 (0,01—1)
Объекты без отработавшего ядерного топлива				
РО с двумя реакторами заказа № 538	60—700 (10—70)	Нет	700—2600 (~ 100)	2600—7100 (0,1—0,7)
РО с двумя реакторами заказа № 254	60—800 (5—15)	Нет	800—2700 (30—70)	2700—6200 (0,03—0,3)
РО с двумя реакторами заказа № 260	60—800 (1—10)	Нет	700—2600 (20—2000)	2600—6300 (15—0,02)

* Заполнена водой в момент затопления; АПЛ «Комсомолец» и «К-27» не оценивали, так как первая аварийная, а вторую принято решение поднимать и утилизировать. ВРК — внутриреакторные конструкции.

Из данных, приведенных в табл. 3.10, следует, что наибольший выход радионуклидов из объектов с ОЯТ при условии их длительного безаварийного хранения под водой ожидается в период от 700 до 1100 лет после затопления, который будет продолжаться в течение 200—300 лет с интенсивностью $4 \cdot 10^9$ — $5 \cdot 10^{10}$ Бк/год (4000—50 000 МБк/год). На начальном и завершающем этапах поступление в морскую воду продуктов активации будет гораздо меньше и не превысит 10^8 Бк/год (100 МБк/год).

3.3.3. Поступление радионуклидов из объектов без ОЯТ

Чтобы получить представление о степени опасности объектов без ОЯТ, рассмотрим в качестве примера динамику выхода техногенных радионуклидов из основных их типов: реакторного отсека АПЛ без ОЯТ (два реактора с активностью 1840 ТБк), корпуса реактора с активностью 117 ТБк и наиболее радиоактивного единичного контейнера с активностью 0,037 ТБк.

Реакторный отсек без ОЯТ. Выход техногенных радионуклидов в морскую воду из реакторов без ОЯТ, затопленных в РО, происходит по тому же сценарию, что из АПЛ и реакторных отсеков с ОЯТ. Отличие состоит в преобладающем составе продуктов активации, поступающих в морскую воду, поскольку перед затоплением из реакторов было выгружено ОЯТ (нет продуктов деления, ТУЭ и ядерного материала — рис. 3.18).

Из данных, приведенных на рис. 3.18, видно, что выход продуктов активации из ЯЭУ в морскую воду после разгерметизации РО будет наблюдаться в течение примерно 300 лет со скоростью 10^6 — 10^7 Бк/год в результате коррозии ее внешней поверхности и определяться ^{14}C , ^{59}Ni и ^{63}Ni ($T_{1/2} = 5730, 75000$ и 100 лет соответственно). В результате последующей разгерметизации реакторов (период 800—2300 лет после затопления) скорость выхода продуктов активации из внутриреакторных конструкций (ВРК) возрастет до 10^7 — 10^8 Бк/год и будет определяться ^{14}C и ^{59}Ni . После коррозионного разрушения ВРК выход ^{14}C и ^{59}Ni снизится до 10^4 — 10^5 Бк/год и примерно через 6000 лет после затопления прекратится в результате полного коррозионного разрушения ЯЭУ.

Корпус реактора без ОЯТ. Напомним, что в ЯЭУ наиболее активно ОЯТ, меньшей активностью обладает корпус реактора, в десятки раз меньшую активность имеют внутриреакторные конструкции и в сотни раз меньшую — крышка реактора. Конструктивно корпус реактора изготовлен из двух типов материала: внешняя оболочка — из углеродистой стали 48ТС (100 мм), внутренняя плакировка — из нержавеющей стали 08Х18Н10Т (5 мм). Образующиеся в них при активации радионуклиды идентичны, однако активность внутренней оболочки примерно на 90% выше внешней (табл. 3.11 [240], рис. 3.19 и 3.20 [11]).

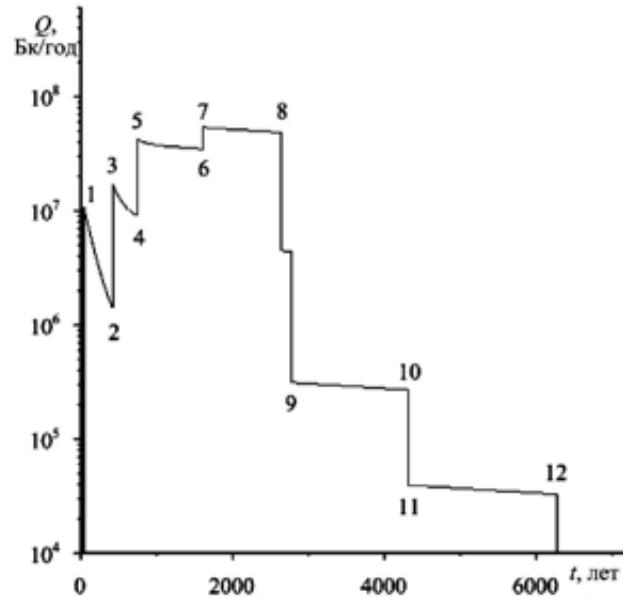


Рис. 3.18. Скорость выхода продуктов активации в морскую воду из двух реакторов без ОЯТ РО АПЛ заказ № 254, затопленном на глубине 20 м в заливе Абросимова архипелага Новая Земля, до полного их коррозионного разрушения [11; 10]: 1 — начало выхода радионуклидов с поверхности ЯЭУ, 2—3 — появление питтинговых отверстий в импульсных трубках первых контуров, 4—5 — питтинг гильз и трубопроводов первого контура, 6—7 — продолжение разрушения внешней поверхности реакторов, 7—10 — разрушение внутриреакторных конструкций, 11—12 — разрушение крышек реакторов

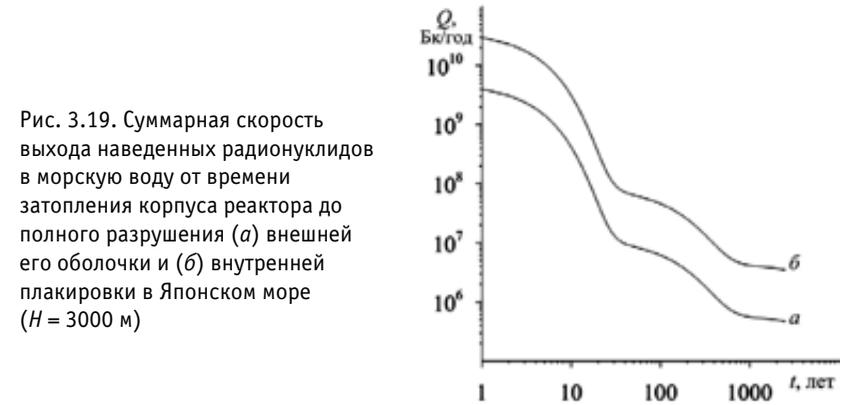


Рис. 3.19. Суммарная скорость выхода наведенных радионуклидов в морскую воду от времени затопления корпуса реактора до полного разрушения (а) внешней его оболочки и (б) внутренней плакировки в Японском море ($H = 3000$ м)

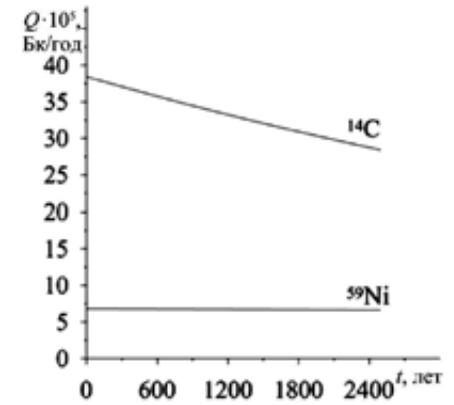
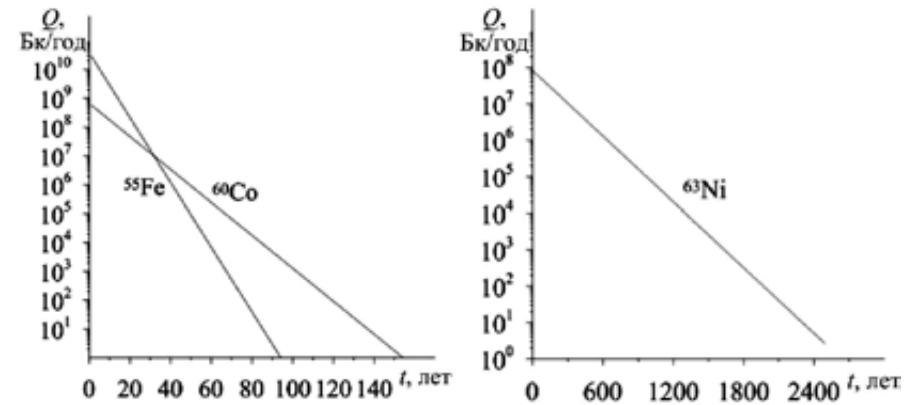


Рис. 3.20. Изменение скорости выхода наведенных радионуклидов в морскую воду с момента затопления до полного разрушения корпуса реактора

Таблица 3.11. Исходная активность наведенных радионуклидов в корпусе реактора АПЛ заказа № 143, затопленного в Японском море* на глубине 3000 м

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
⁵⁵ Fe	2,68	2,59E-01	1,15E+14	98,06
⁶⁰ Co	5,27	1,32E-01	2,00E+12	1,71
⁶³ Ni	100,1	6,92E-03	2,52E+11	0,22
¹⁴ C	5730	1,21E-04	1,17E+10	0,01
⁵⁹ Ni	75 000	9,24E-06	2,07E+09	< 0,01
Суммарная активность	—	—	1,17E+14	100

* В Карском и Баренцевом морях корпуса реакторов не затопляли.

Расчеты [11] показали, что выход радионуклидов в морскую воду имеет неравномерный характер. Наибольшее их количество будет поступать из внутренней плакировки реактора. Наблюдается несколько неравномерных периодических циклов спада активности, которые связаны с периодами полураспада радионуклидов. Последний фактор ответственен за временную неравномерность интенсивности их выхода в морскую воду (см. рис. 3.19 и 3.20).

Из приведенных данных видно, что в течение первых 20 лет после затопления корпуса реактора техногенная активность морской воды практически полностью определяется ^{55}Fe , частично ^{60}Co и незначительно ^{63}Ni , ^{59}Ni , ^{14}C , затем через 20—30 лет начинает доминировать ^{60}Co , после 30 лет — ^{63}Ni , а по истечении 600 лет — ^{14}C .

Контейнер с ТРО. Напомним, что из общего количества затопленных объектов с ТРО примерно 40% контейнеров имели суммарную активность менее 0,004 ТБк (0,1 Ки), примерно 50% — от 0,004 до 0,04 ТБк (0,1—1 Ки) и примерно 10% — от 0,04 до 0,37 ТБк (1—10 Ки). Затопленные суда с загруженными в трюмах ТРО составляли менее 0,1% общего их количества, но содержали активность от 100 до 1000 ТБк [237].

В первом разделе было отмечено, что 735 конструкций представляли собой крупногабаритные изделия (парогенераторы, насосы, крышки реакторов и пр.), которые затапливали без контейнеров. В настоящее время они уже не являются источниками радиоактивного загрязнения, так как, имея преимущественно поверхностное радиоактивное загрязнение, через 3—5 лет после затопления в результате «естественной» дезактивации превратились в нерадиоактивные объекты.

Из общего количества затопленных в Карском море контейнеров (около 17 тыс. шт.) 90—95% были заполнены ТРО навалом, остальные 5—10% заливали цементом или битумом. Около 90% контейнеров конструктивно были изготовлены из стали Ст3 толщиной 3 мм, остальные — толщиной 5 мм. Цементации и битумированию подвергали отходы с более высокой активностью (более 0,04 ТБк). Наибольшее же по активности количество ТРО навалом загружали в трюмы затопленных 19 судов.

Оценка времени коррозионного разрушения основной массы контейнеров, изготовленных из стали толщиной 3 мм [237; 11], а также результаты радиоэкологического мониторинга в местах их затопления позволяют прийти к заключению, что до 90% из них начиная с 2000—2010-х годов уже не являются прежними источниками радиационной опасности. Вследствие их разгерметизации под воздействием питтинговой (язвенной) и общей коррозии (рис. 3.21 [320]) основная масса радиоактивных веществ поступила в морскую воду, рассеялась в окружающей среде и частично (0,05—0,3%) осела вблизи контейнеров, загрязнив поверхность донных отложений на удалении нескольких метров от них [218; 104; 98; 96; 320].



Рис. 3.21. Техническое состояние контейнеров с ТРО, изготовленных из стали Ст3 в заливе Степового в 2013 г.

В настоящее время продолжается незначительное поступление радионуклидов из контейнеров, изготовленных из стали толщиной 5 мм, включая контейнеры, залитые цементом и битумом (рис. 3.22).

Поступление радионуклидов за пределы затопленных судов с ТРО можно ожидать в 2020—2030-х годов, более интенсивный выход начнется в 2060—2100-х годах и полностью завершится в 2150—2200-х годах.

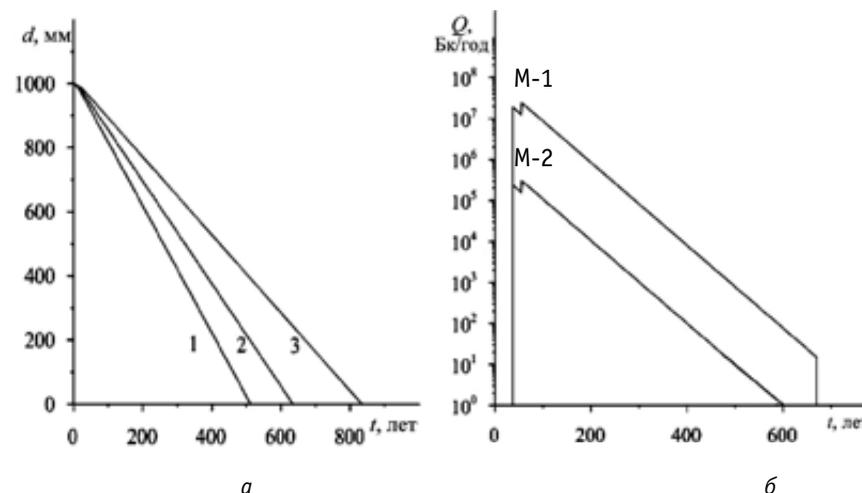


Рис. 3.22. Время разрушения бетонного блока с ТРО размерами $1 \times 1 \times 1$ м (а) и скорость выхода техногенных радионуклидов в морскую воду из источника $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк на глубине 50—100 м в Карском море (б) [11]: 1 — минимальное, 2 — среднее, 3 — максимальное время разрушения, М-1, М-2 — моменты полного разрушения металлической оболочки залитых бетоном и битумом контейнеров

Разрушение бетонных и битумных блоков с ТРО будет происходить намного медленнее и, соответственно, скорость выхода радионуклидов будет невысокой, но самой низкой будет скорость их выхода из отходов, залитых битумом. В результате блок из битума еще не успеет полностью раствориться, как находящиеся в нем радионуклиды практически полностью распадутся (^{60}Co $T_{1/2} = 5,3$ года, ^{90}Sr — 29 лет, ^{137}Cs — 30 лет).

3.3.4. Радиоэкологическая опасность объектов затопления

В ВМФ СССР/России при нормировании захоронений ЯРОО и РАО в море исходили из требования, чтобы радиус зоны загрязнения морской воды на уровне предельно допустимой концентрации (ПДК) по ^{90}Sr (или в эквиваленте ^{90}Sr для других радионуклидов — табл. 3.12 [37; 36]) не превышал 1000 м от места их затопления. Этому требованию отвечают источники, скорость постоянного выхода радионуклидов из которых соответствует $1,1 \cdot 10^{14}$ Бк/год [37; 36; 65; 35].

Таблица 3.12. Эквивалент K_3 радионуклидов по ^{90}Sr при поступлении их в морскую воду

Изотоп	K_3	Изотоп	K_3
^{51}Cr	0,005	^{95}Nb	0,005
^{54}Mn	0,01	^{103}Ru	0,003
^{56}Mn	0,01	^{105}Ru	0,01
^{55}Fe	0,10	^{109}Cd	0,025
^{59}Fe	0,33	^{115}Cd	0,10
^{58}Co	0,01	^{124}Sb	0,10
^{60}Co	0,10	^{131}I	0,10
^{65}Zn	0,33	^{134}Ce	0,10
^{89}Sr	0,01	^{137}Cs	0,10
^{90}Sr	1,00	^{141}Ce	0,01
^{90}Y	0,033	^{144}Ce	0,02
^{91}Y	0,025	^{210}Po	2,00
^{95}Zr	0,01	^{239}Pu	10,00

Примечание. Гигиеническая опасность приведенных в табл. 3.12 радионуклидов, поступивших в морскую воду, в сравнении со ^{90}Sr определяется как произведение их активности на K_3 для каждого радионуклида.

По нормам ВМФ [210] ПДК ^{90}Sr в морской воде соответствует 740 Бк/м^3 (общероссийские и международные нормы допустимого радиоактивного загрязнения морской воды до настоящего времени не разработаны). Для остальных радионуклидов численное значение ПДК гораздо выше: ^{60}Co — 3700 Бк/м^3 , ^{137}Cs — 2220 Бк/м^3 , ^{239}Pu — 1850 Бк/м^3 . При неизвестном радионуклидном составе рекомендуется ориентироваться на ПДК = 370 Бк/м^3 .

Если исходить из действующих норм, при безаварийном коррозионном разрушении объектов с ОЯТ и предельной скорости выхода техногенных радионуклидов из ядерного топлива 10^{12} Бк/год (в 20 раз больше максимально рассчитанного значения) область устойчивого радиоактивного загрязнения морской воды на уровне ПДК в эквиваленте ^{90}Sr не будет превышать 10 м относительно единичного ЯРОО. Начальный и завершающий периоды разрушения этих объектов в течение всего времени их нахождения под водой характеризуются выходом только продуктов активации, скорость поступления которых в морскую воду в миллионы раз ниже допустимой.

С учетом ожидаемой интенсивности поступления техногенных радионуклидов в морскую воду и действовавших требований к нормированию захоронений ЯРОО и ТРО все затопленные объекты в Арктике по степени опасности можно разделить на следующие группы [48].

1. К реально не опасным ТРО относятся:

- с 1995 г. — 735 конструкций и блоков ЯЭУ затопленных в Арктике без герметичной упаковки, в результате естественной дезактивации их поверхностного радиоактивного загрязнения в течение трех-пяти лет после нахождения в морской воде;
- после 2005—2010-х годов — около 16 000 тонкостенных (3 мм) контейнеров с ТРО, в результате выхода основной части радиоактивных веществ в морскую воду вследствие существенного коррозионного разрушения.

2. К практически не опасным ТРО с выходом радионуклидов 1—100 МБк/год со сроком воздействия 2100—2600-е годы будут относиться:

- до 2070 г. — ТРО, находящиеся в толстостенных (5 мм) контейнерах;
- до 2150 г. — затопленные суда, заполненные навалом ТРО;
- до 2200 г. — залитые цементом ТРО в контейнерах;
- до 2600 г. — крышки реакторов.

3. К относительно опасным объектам локального характера с выходом радионуклидов 100—10000 МБк/год будут относиться в 2700—5000-х годах (при аварийных ситуациях — начиная с 2300—2400-х годов) внутриреакторные конструкции и корпуса реакторов ЯЭУ без ОЯТ, находящиеся в реакторных отсеках.

4. К локально опасным объектам с выходом 10 000—100 000 МБк/год будут относиться:

- в 2700—3100-х годах (при аварийных ситуациях — начиная с 2300—2400-х годов) — реакторные отсеки с ОЯТ;
- в период 9000—9300-х годов — экранная сборка атомного ледокола с ОЯТ.

В заключение следует отметить, что все приведенные оценки о радиозоологической опасности затопленных объектов справедливы для нормативных требований, относящихся ко второй половине XX и началу XXI в. В какой мере они будут отвечать интересам последующих поколений, неизвестно.

3.4. Объекты, рекомендуемые к рассмотрению в интересах реабилитации морских акваторий

Поскольку деградация защитных барьеров и конструктивных элементов затопленных объектов с ОЯТ неизбежно увеличивает их радиационную опасность, нам и нашим потомкам вольно или невольно предстоит заняться решением этой проблемы.

Можно оставить ЯРОО на дне в том состоянии, в котором они находятся, можно создать вокруг них дополнительные защитные барьеры, однако в любом случае необходимо будет в течение нескольких столетий осуществлять периодический радиозоологический мониторинг. Существует и иной подход: поднять объекты с ОЯТ и утилизировать, как это происходит с выведенными из состава ВМФ АПЛ, при необходимости реабилитировать загрязненные участки морских акваторий, приведя их в состояние, допускаемое нормами.

Ярким примером реабилитации морской акватории можно считать успешный подъем затонувшей АПЛ «Курск», осуществленный в 2002 г. специалистами России и голландской компании «Matmoet» [269; 243; 367]. Современные технологии позволяют поднимать затонувшие крупногабаритные ядерно и радиационно опасные объекты [243; 174]. В случае крайней необходимости такой подход может быть применен в дальнейшем для подъема и других затонувших АПЛ СССР/России и США (рис. 3.23).

3.4.1. Весогабаритные характеристики основных объектов, затопленных и затонувших в арктических морях

Общий вид затонувших АПЛ, РО и контейнеров с ТРО был приведен в предшествующих разделах. Представление о затопленных судах с ТРО в трюмах можно получить из фотографий 60—90-летней давности, приведенных на рис. 3.24.

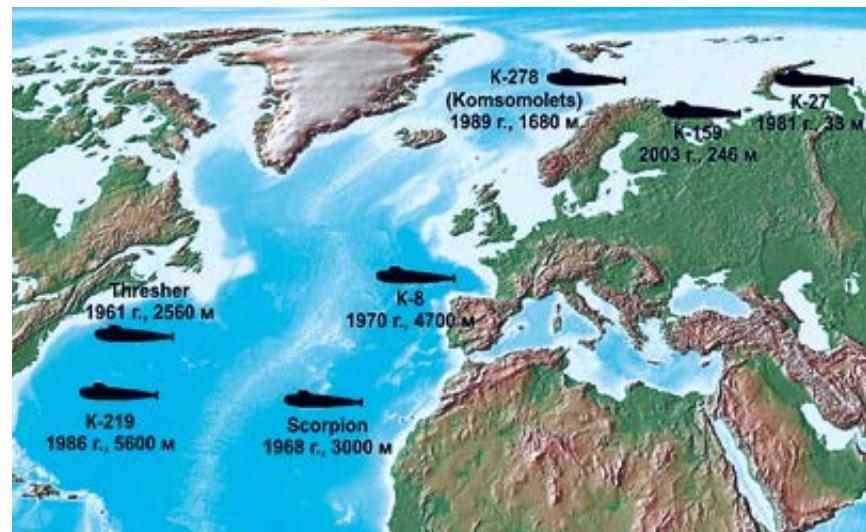


Рис. 3.23. Районы гибели и затопления АПЛ СССР/России и США в Атлантике и Арктике [237]

В 1970—1980-х годах в них навалом загружали загрязненное крупногабаритное оборудование, металлолом, контейнеры с ТРО и пр. и затапливали в специально отведенных районах Карского моря.

До середины 1980-х годов для затопления ТРО применяли контейнеры размерами 1,5×1,5×2,0 м, изготовленные из углеродистой стали Ст3 толщиной 5 мм. С 1986 г. ВМФ СССР/России стал использовать контейнеры меньших размеров — 1,35×1,40×1,75 м (5 мм) и 1,0×1,0×1,45 м (3 мм). Их также изготавливали из стали Ст3 (рис. 3.25).

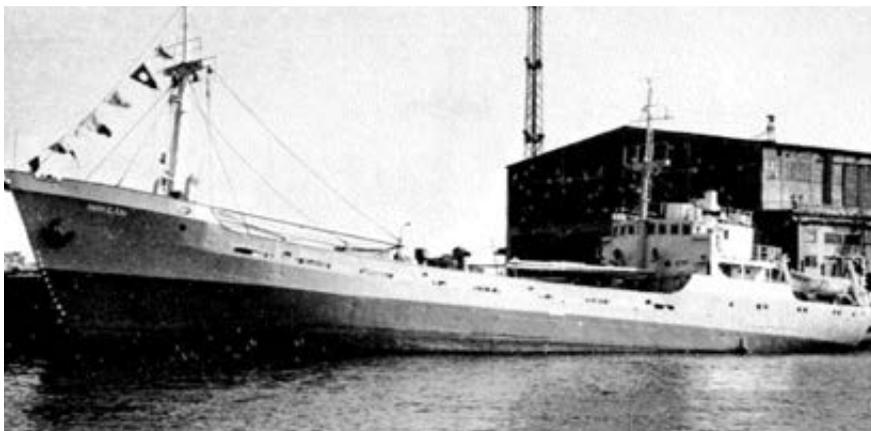
После сброса в море контейнеры в произвольном порядке располагались на дне в районе затопления. Суда, АПЛ и объекты с ОЯТ, как правило, затапливали индивидуально и не обременяли близостью расположения контейнеров с ТРО (рис. 3.26).

Обобщенные данные, отражающие весогабаритные характеристики основных типов ЯРОО и контейнеров с ТРО и их особенности приведены в табл. 3.13. Из них следует, что создание судоподъемного комплекса (СПК), ориентированного на подъем АПЛ «Комсомолец», полностью обеспечит возможность извлечения практически всех затопленных объектов с ОЯТ (АПЛ, РО, ЭС) и крупногабаритных объектов с ТРО включая РО и затопленные суда.

Однако в случае необходимости подъема судов, понтонов или реакторного отсека атомного ледокола, которые по формам и габаритам существенно отличаются от цилиндрической формы АПЛ и РО, потребуются специальная доработка устройств, обеспечивающих захват таких конструкций.



Пароход «Хосе Диас», построен в 1921 г. в Германии (прежнее название «Elbe»).
Списан в 1966 г.



Теплоход «Никель», построен в Польше в 1954 г. Списан в 1974 г.



Морской самоходный лихтер «Ома» финской постройки

Рис. 3.24. Внешний вид судов, затопленных в Карском море с ТРО в трюмах



Рис. 3.25. Внешний вид металлических контейнеров, использовавшихся
и используемых ВМФ для сбора ТРО

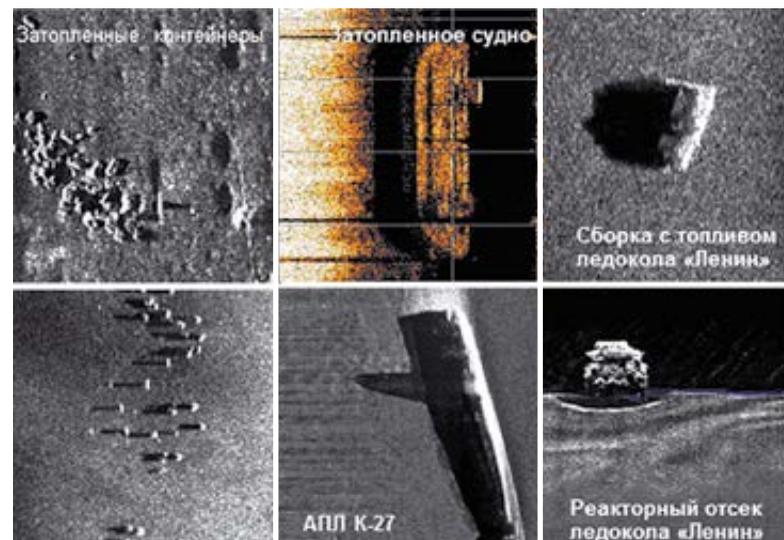


Рис. 3.26. Эхолокационная картина расположения затопленных контейнеров и судна
с ТРО, АПЛ «К-27», сборки и реакторного отсека ледокола «Ленин» на дне заливов
Карского моря (материалы морских экспедиций РНЦ «Курчатовский институт»
и МЧС 2006 г. [96])

Таблица 3.13. Весогабаритные характеристики основных типов объектов, затонувших и затопленных с ОЯТ и РАО

№ п/п	Объект	Длина, м	Ширина, м	Высота, м	Масса, т	Примечание
Объекты с ОЯТ						
1	АПЛ «Комсомолец»	118	11	12 *	8500	Цилиндр
2	АПЛ «К-159»	107	8	9 *	4050	Цилиндр
3	АПЛ заказ № 601	110	8	9 *	4400	Цилиндр
4	РО АПЛ заказ № 285	12	7,5	8,2	800—900	Цилиндр
5	РО АПЛ заказ № 901	12	7,5	8,2	800—900	Цилиндр
Объекты с ОЯТ						
6	Реактор ЛБ с ОЯТ АПЛ заказ № 421	12,5	4,5	3,5	200—300	Понтон
7	Экранная сборка реактора № 2 ЯЭУ ОК-150 атомного ледокола	12,5	4,5	3,5	200—300	Понтон
Объекты без ОЯТ						
8	РО АПЛ заказ № 254 с двумя реакторами	12	7,5	8,2	800—900	Цилиндр
9	РО АПЛ заказ № 260 с двумя реакторами	12	7,5	8,2	800—900	Цилиндр
10	РО с установкой ОК-150 атомного ледокола с тремя реакторами	23,5	12,5	14,3	1000—1200	Параллелепипед
Объекты с ТРО						
11	Пароход «Хосе Диас»	76	11	4,5	1900	До 1500 т ТРО
12	Баржа «Никель»**	58	9	4,2	900	До 700 т ТРО
13	Контейнеры	1,5	1,5	2,0	2—3	Масса ТРО 1,3—2,3 т
		1,4	1,35	1,75	2—3	Масса ТРО 1,3—2,3 т

* Высота приведена без размеров рубки.

** Высота мачты 13 м.

3.4.2. Объекты, рекомендуемые к подъему и утилизации

Процедура ранжирования затопленных и затонувших объектов с ОЯТ и РАО, изложенная в разделе 1.3, была ориентирована на оценку их радиационной и радиозэкологической опасности и носила рекомендательный характер, так как не предусматривала рассмотрение возможности их подъема и утилизации. В настоящее время проблема приобрела прагматический характер, ориентированный на реабилитацию морских акваторий от наиболее опасных ЯРОО и ТРО в интересах обеспечения безопасности освоения морского шельфа. Необходимые для этого дополнительные факторы были рассмотрены в предшествующих разделах, что позволяет более реалистично подойти к вопросу радиационной реабилитации отдельных районов Карского моря.

В зависимости от обстоятельств решение проблемы может быть успешным, реализовано частично или отложено на неопределенный период. Недооценивать международную и российскую заинтересованность в разработке нефтегазовых промыслов Карского моря было бы неконструктивно. В этой ситуации оставлять все затопленные объекты с ОЯТ и ТРО в районах потенциальной разработки углеводородов или вблизи их границ также неприемлемо, так как это может наложить негативный отпечаток на вопросы международного сотрудничества по освоению и экономическому развитию северо-западной части Арктики.

Интерес к обеспечению радиационной и радиозэкологической безопасности открытой части Карского моря определяется расширяющимися возможностями освоения нефтегазовых месторождений центральной его части. Однако на этой акватории, а также вблизи, на удалении от 5 до 30 морских миль (примерно 9—55 км), находятся затопленные объекты с ОЯТ и ТРО [217] (рис. 3.27).

Несмотря на то что в настоящее время многие из них не представляют реальной радиозэкологической опасности для населения и окружающей среды, их необходимо рассматривать как источники *потенциальной* опасности.

В дальнейшем масштабы и последствия негативного проявления ЯРОО будут зависеть от состояния защитных барьеров, отделяющих радиоактивные вещества от окружающей среды, механизмов рассеяния радионуклидов в морской воде, процессов накопления их биотой и пр.

Следует напомнить, что в рамках инициативы Глобального партнерства на Северо-Западе России по вопросам утилизации АПЛ приоритетными названы следующие задачи [315]:

- завершение утилизации атомных подводных лодок;
- утилизация надводного крейсера с ядерной энергетической установкой;
- утилизация надводных судов обеспечения;
- завершение строительства объектов длительного хранения реакторных отсеков и радиоактивных отходов в губе Сайда;
- подготовка к вывозу ядерного топлива за пределы региона;
- реабилитация радиационно опасных объектов обеспечивающей инфраструктуры.



Рис. 3.27. Границы области потенциальной разработки углеводородов в Карском море и места затоплений объектов с ОЯТ и ТРО [213]

Очевидно, что полностью эти планы, как они были изложены в заявлении глав «большой восьмерки» [57], в ближайшие годы по ряду причин не могут быть выполнены в срок за исключением утилизации АПЛ. Для этого потребуются продолжение до 2025—2030 гг. напряженной и широкомасштабной деятельности по вопросам обращения с ОЯТ и РАО, а также реабилитация выведенной из эксплуатации существующей обеспечивающей инфраструктуры.

Эти годы необходимо рационально использовать для решения проблемы, связанной с реабилитацией морских акваторий арктического региона, чтобы планируемые к поднятию объекты с ОЯТ были не только извлечены и доставлены на судоремонтные заводы, но и своевременно утилизированы и переданы на длительное хранение на ПДХ РО и РАО в губе Сайда. Соответственно должно быть своевременно извлечено и подготовлено к вывозу ядерное топливо, переработаны и кондиционированы образующиеся при утилизации РАО.

Применительно к новым условиям в [215; 214] с учетом результатов предшествующего ранжирования ЯРОО и ТРО по их радиологической опасности [223; 224; 216] была пересмотрена очередность решения реабилитационных задач, на что повлияли следующие дополнительные факторы:

- изменение прогноза технического состояния объектов с ОЯТ и ТРО в случае продолжения длительного их хранения на грунте в морской среде;
- трудоемкость и сложность подъема объектов с ОЯТ с больших глубин;

- международная значимость экономического освоения региона;
- экономическая обеспеченность решения реабилитационных вопросов;
- организационно-техническая готовность к подъему, доставке и утилизации объектов включая решение вопросов обращения с ОЯТ и РАО береговой инфраструктуры обеспечения утилизации.

В результате полученных предварительных оценок [213; 212] последовательность удаления ЯРОО и РАО от наиболее опасных к менее опасным приняла следующий вид:

1. Объекты с ОЯТ:

- 1) затопленные АПЛ «К-27», АПЛ «К-159» и баржа с реактором АПЛ заказа № 421;
- 2) затопленная баржа с экранной сборкой атомного ледокола;
- 3) затопленные реакторные отсеки АПЛ заказов № 285 и 901;
- 4) затонувшая АПЛ «Комсомолец» (Не решен вопрос, поднимать АПЛ или изолировать на месте, так как в результате разгерметизации ЯЭУ внутри накопилось большое количество ЖРО и ТРО).

2. Объекты без ОЯТ:

- 1) затопленные «Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ заказа № 538 и реакторный отсек атомного ледокола с тремя реакторами;
- 2) реакторные отсеки АПЛ заказов № 54 и 260.

3. ТРО, затопленные в Новоземельской впадине в судах «Хосе Диас», «Саяны», «Курейка», «Леопард» и «Могилев» (Не решен вопрос о допустимости их оставления в местах затопления при освоении нефтегазового шельфа Карского моря. При недопустимости — приоритет изменится и может перейти на одно из первых мест, сопоставимое с необходимостью подъема баржи, содержащей реактор АПЛ с ОЯТ заказа № 421).

К настоящему времени, как уже отмечалось, ТРО, затопленные в контейнерах (до 90% из них), а также неупакованные объекты (на 100%) уже не представляют радиологической опасности. Поэтому около 16 000 контейнеров и 735 конструкций ЯЭУ не следует рассматривать как источники радиационной и радиологической опасности.

Оставшиеся около 1000 толстостенных контейнеров, залитых бетоном и битумом, а также суда с ТРО, расположенные вне зон разработки нефтегазовых промыслов, представляют собой предельно низкие источники реальной и потенциальной опасности. В течение последующих 50—150 лет они не будут создавать неблагоприятную радиологическую обстановку не только в открытой части Карского моря но и в районах затопления. Радиологическая реабилитация акваторий будет происходить в результате естественного восстановления морской среды.

Глава 4. Реабилитация морских акваторий

4.1. Нормативно-правовые аспекты реабилитации морских акваторий

Обоснованность решения вопросов реабилитации арктических морей в первую очередь связана с выявлением возможных нарушений международных соглашений, касающихся захоронений РАО в морях и океанах, а также недопустимых отклонений от национальных (российских) норм и правил. Только при наличии соответствующих нарушений и установлении степени опасности ранжирование объектов по реальной и потенциальной опасности приобретает практический смысл. В противном случае эта процедура носит условный рекомендательный характер. При таких обстоятельствах последовательность реализации означенных этапов и процедур реабилитации не следует связывать со степенью их реальной или потенциальной опасности, а целесообразно исходить из социально-политических, экологических, психологических факторов и существующих экономических возможностей.

Российский подход. В СССР разработка нормативных документов, регламентирующих сбросы РАО в море, базировалась на глубокой научной основе. При проведении наиболее ранних из этих работ основное внимание уделялось изучению накопления радионуклидов морскими гидробионтами (водорослями, моллюсками, рыбами), имеющими промысловое значение. На модельных и реальных жидких радиоактивных отходах корабельных ЯЭУ были получены региональные коэффициенты накопления радионуклидов в донных отложениях и морских гидробионтах [184], которые легли в основу обоснования и впоследствии были утверждены в виде предельно допустимых концентраций радиоэкологически значимых техногенных радионуклидов, накапливающихся в различных объектах морской среды после затопления ЯРОО и ТРО [64; 209; 210].

В результате уже первые российские руководства по затоплению РАО, такие как «Временные санитарные требования к сбросу в море с объектов ВМФ жидких отходов, содержащих радиоактивные вещества» (1960 г.), «Обоснование радиационно-гигиенических требований к местам захоронения в море отходов ЯЭУ кораблей ВМФ» (1960 г.), «Временные санитарные требования к захоронению в морях РАО» (1966 г.), «Радиационно-гигиенические аспекты захоронения РАО в бухтах, временно покрытых льдом» (1967 г.) и др., содержали достаточно полный набор норм и требований, гарантирующих защиту морской среды, ее обитателей и человека от чрезмерного радиационного воздействия.

По ряду параметров в ВМФ СССР были установлены более жесткие правила и требования по удалению РАО в море, чем в Военно-морских силах (ВМС) США,

которым, в частности, длительное время разрешалось сбрасывать в море все РАО из первых АПЛ, а судам с ЯЭУ — без ограничений сливать ЖРО за пределами 12-мильной береговой зоны. Сброс радиоактивных вод первого контура с определенными ограничениями допускался даже в портах.

По мере накопления опыта и знаний, а также в связи с расширением практики захоронения РАО в морях нормативы и правила уточняли и дополняли. В предшествовавшие годы затопление РАО проводили в соответствии с действовавшими нормами, которые базировались на следующих документах: «Гигиенические требования и нормативы по захоронению в море РАО с объектов ВМФ» (1969 г.), «Обоснование проекта санитарных требований по захоронению в морях РАО ВМФ» (1972 г.), «Правила сброса радиоактивных отходов в море» (1982 г.), «Исследование влияния сбросов ЖРО в море с объектов ВМФ на формирование радиационной обстановки в районах сбросов» (1990 г.) [237].

Почти во всех случаях сливов ЖРО и затоплений ТРО отечественного атомного флота их активность не превышала допустимых величин, установленных российскими контрольными органами, и была существенно меньше законодательно разрешенных иностранных сбросов РАО в моря, происходящих до настоящего времени.

Особо следует отметить, что суммарная активность РАО атомных флотов СССР и России, удаленных в арктические моря, была в два раза меньше, чем от сбросов ЖРО с английского радиохимического завода «Селлафилд» в Ирландское море всего лишь за 1975 г. (радиоактивные сбросы с этого завода, хотя и в существенно меньших количествах, продолжают до настоящего времени, российские прекращены в 1992—1993 гг.).

Международные правовые акты в сфере защиты морской среды от радиоактивного загрязнения. Вопрос о регулировании захоронения РАО в морях был вынесен на широкое обсуждение в 1958 г. на конференции ООН по морскому праву. В резолюции было записано, что «каждое государство будет принимать меры по предотвращению загрязнения моря от захоронения радиоактивных отходов с учетом стандартов и правил, которые могут быть разработаны международными органами».

В последующие годы была сформирована обширная система международных документов, принятие которых в той или иной мере способствовало защите морей от радиоактивного загрязнения. В настоящее время в большинстве документов ограничение радиоактивного загрязнения морской среды рассматривается в контексте общих мер по защите морей от чрезмерного антропогенного воздействия.

Лондонская конвенция. Первостепенную роль в системе международных правовых документов играет Лондонская конвенция 1972 г. по дампингу (затоплению) отходов [290; 109], имеющая целью предотвратить чрезмерное загрязнение морей сбросами отходов и других материалов. Она была принята

на межправительственной конференции, состоявшейся в Лондоне в ноябре 1972 г., и вступила в силу 30 августа 1975 г., а для бывшего СССР — с 29 января 1976 г. К концу 2000 г. ее ратифицировали и к ней присоединились 78 государств. Положения [109] полностью распространяются и на Российскую Федерацию.

Договаривающиеся стороны обязались индивидуально и коллективно способствовать эффективной борьбе со всеми источниками загрязнения морской среды, а также принимать все возможные меры для предотвращения загрязнения морей сбросами отходов и других материалов, которые могут представлять опасность для здоровья людей, навредить живым ресурсам и жизни в море, нанести ущерб зонам отдыха или препятствовать другим законным видам использования морей и океанов.

Однако при практическом использовании основных положений Лондонской конвенции необходимо обращать внимание на правильное понимание и восприятие ряда важных ограничивающих обстоятельств, в рамках которых ее рекомендации оправданны.

Во-первых, термин «море» обозначает все морские воды, кроме внутренних морских вод государств. Таким образом, эта конвенция не распространяется на сбросы, осуществляемые во внутренних морских водах государств. В результате некоторые страны, в частности Великобритания, Франция и Япония, используют это обстоятельство для продолжения сбросов РАО во внутренние моря. В нашем случае Карское море является внутренним морем России.

Недопонимание этого обстоятельства отдельными представителями общественного движения в защиту окружающей среды привело к ряду необоснованных претензий к ответственным российским ведомствам в виде следующих официальных утверждений [262]:

- «В нарушение требований Лондонской Конвенции... Госкомгидромет СССР не представлял информации о захоронении РАО в море ИМО и МАГАТЭ. Более того, в 1989 году в ответ на опросный лист Лондонской Конвенции было заявлено: “СССР не сбрасывал, не сбрасывает и не планирует сбрасывать радиоактивные отходы в моря”».
- «Правила захоронения РАО в морях, которыми руководствовался ВМФ, и районы, где проводилось такое захоронение на Севере... находятся в резком противоречии с Лондонской Конвенцией и в связи с этим все ведомственные инструкции являются для России недействительными».

Следует напомнить, что в рамках именно Лондонской конвенции Осло-Парижской конвенцией ОСПАР-93 Англии было выдано на 15 лет после 1993 г. продление на сбросы ЖРО с объекта «Селлафилд», которые продолжают, хотя и в меньшей степени, загрязнять Баренцево и Карское моря, тогда как Россия в 1993 г. на такие виды деятельности наложила мораторий даже во внутренних морях (в частности, в Карском море).

Во-вторых, согласно определению термина «сброс» не всякое удаление в море отходов и материалов должно рассматриваться как сброс. В частности, сбросом не считаются следующие операции:

- удаление в море отходов или других материалов, которые являются результатом нормальной эксплуатации судов, самолетов, платформ или других искусственно сооруженных в море конструкций и их оборудования;
- удаление отходов или других материалов, непосредственно получаемых или возникающих в связи с исследованием, эксплуатацией или переработкой в море минеральных ресурсов морского дна;
- затопление в море объектов, которые не являются судами, самолетами, платформами или другими конструкциями, искусственно сооруженными в море.

В-третьих, ограничения, которые установлены на сбросы в море, не применяются в случае форсмажорных обстоятельств (в рассматриваемой ситуации это относится к гибели АПЛ «Комсомолец» и «К-159»). Этим термином обозначают условия, при которых создается опасность для человеческой жизни или реальная угроза для судов, самолетов, платформ или других конструкций, искусственно сооруженных в море (при этих обстоятельствах сброс является единственным способом предотвращения угрозы), а также имеется уверенность в том, что связанный со сбросом ущерб будет меньше того, который был бы нанесен, если бы сброс не производился.

В-четвертых, Лондонская конвенция не применима к судам и самолетам, которые пользуются иммунитетом в соответствии с международным правом. Однако ее участники обязаны обеспечивать принятие мер, чтобы такие суда и самолеты действовали в соответствии с ее целями. Согласно Конвенции ООН по морскому праву 1982 г. иммунитетом пользуются военные корабли, военно-вспомогательные и иные суда, принадлежащие государству или эксплуатируемые им и используемые исключительно для правительственной некоммерческой службы.

Таким образом, Лондонская конвенция не предусматривает абсолютного запрета на сбросы радиоактивных отходов и материалов в моря, как это пытаются представить авторы [262], и соответственно не каждый такой сброс, осуществленный государством — участником конвенции, должен квалифицироваться как ее нарушение. В частности, сбросы в море РАО, возникающих в результате нормальной эксплуатации судов с ЯЭУ, не являются ее нарушением. Не являются нарушением и сбросы ТРО, проведенные при форсмажорных обстоятельствах в акваториях бухт и заливов Новой Земли, которые являются внутренними водами России.

Первоначально список отходов и материалов, сброс которых в море был запрещен, включал только высокоактивные отходы и материалы [291; 292]. Однако уже в 1983 г. на 7-м Консультативном совещании договаривающихся сторон была принята резолюция, призывающая воздерживаться от захоронений лю-

бых РАО в море до выяснения их возможных последствий [386]. В 1985 г. было одобрено решение о введении добровольного моратория на захоронение любых РАО в море. В 1993 г. на 16-м Консультативном совещании специальной резолюцией были одобрены поправки к приложениям к Лондонской конвенции, предусматривающие полное запрещение сбросов любых РАО в море [385]. Россия воздержалась при голосовании от указанной выше резолюции, заявив, что не может принять на себя юридические обязательства, которые не в состоянии выполнить. В феврале 1994 г. она официально уведомила о неприятии указанных поправок, но пообещала предпринять все необходимые меры против загрязнения морей в результате сброса отходов и других материалов. Россия сдержала данное обещание и соблюдала мораторий на прекращение операций по сбросу РАО в моря начиная с 1993 г. В 2005 г. Россия официально присоединилась к этой резолюции.

На 16-м Консультативном совещании была также принята резолюция о необходимости проведения всеобщего обзора существующих положений Лондонской конвенции с учетом поправок с тем, чтобы на их основе подготовить новый документ. В результате в 1996 г. был разработан проект Протокола к Лондонской конвенции (Протокол-96), принятый на специальном совещании с участием представителей 43 стран включая и Россию.

Протокол-96 по существу является переработанным вариантом Лондонской конвенции. Наиболее радикальное его отличие от первоначального текста конвенции — отказ от использования списка веществ, захоронение которых в море полностью *запрещено* (или может быть осуществлено после получения специального разрешения), и переход к так называемому обратному перечню. Этот новый перечень содержит список РАО, которые *разрешено* сбрасывать в море, если они удовлетворяют рекомендациям МАГАТЭ.

Региональные конвенции по защите морей от загрязнения. С 1993 г. только Конвенция по защите морской среды Северо-Восточной Атлантики 1992 г. (Осло-Парижская конвенция ОСПАР-93) относится к рассматриваемому арктическому морскому региону. Она запрещает сброс в море отходов и других материалов включая радиоактивные отходы низкой и средней удельной активности. Исключение сделано было только для Великобритании и Франции, которые сохранили для себя возможность сброса РАО по меньшей мере на 15-летний период, отсчитываемый с 1 января 1993 г., хотя, как отмечено выше, именно радиохимические заводы Великобритании («Селлафилд») и Франции (на мысе Аг) с 1993 г. остаются одними из основных поставщиков техногенных радионуклидов в арктические моря.

Рекомендации МАГАТЭ. Международное агентство по атомной энергии, определенное в Лондонской конвенции как компетентный международный орган по радиационным вопросам, еще в 1960-х годах развернуло работы, направленные на решение научных и технических проблем по обеспечению безопасного удаления РАО в море.

Согласно документу [375] к категории недопустимых для сброса в море следует относить любые отходы или другие материалы с удельной активностью (на единицу массы брутто в тоннах), превышающей:

- 37 ГБк/т (1 Ки/т) для альфа-излучателей, а для ^{226}Ra и сопутствующего ему ^{210}Po не более 3,7 ГБк/т (0,1 Ки/т);
- 370 ГБк/т (10 Ки/т) для бета-гамма-излучателей с периодами полураспада более 0,5 года (исключая тритий) и с неизвестными периодами полураспада;
- 3,7 ТБк/т (100 Ки/т) для трития и бета-гамма-излучателей с периодами полураспада менее 0,5 года.

Для освобождения радиоактивных материалов от радиационного контроля в справочном приложении к рекомендациям МАГАТЭ содержится лишь совет придерживаться критериев (*de minimis*), установленных в международных рекомендациях и национальных нормах радиационной безопасности. В качестве ориентира для установления граничного значения удельной активности, ниже которой отходы можно считать нерадиоактивными, указана величина 37 МБк/т (1 мКи/т).

В заключение отметим, что большинство положений рассмотренных выше документов МАГАТЭ сформулировано в форме рекомендаций, которые не являются обязательными для участников Лондонской конвенции. Законодательную силу они приобретают только после включения их в соответствующие национальные нормы и правила. Каждое государство вправе само решать, в какой мере оно должно следовать рекомендациям МАГАТЭ при разработке национальной нормативной правовой базы в сфере обращения с РАО.

Национальные нормы и правила. Хотя применявшиеся в СССР и России требования и нормативы по захоронению РАО в моря в некоторых случаях не соответствовали букве рекомендаций МАГАТЭ, они гарантировали главное — должный уровень радиационной безопасности как для морской среды и живых обитателей моря, так и для населения, что соответствовало духу и целям Лондонской конвенции.

В заключение целесообразно привести допустимые концентрации радионуклидов в морской воде и грунте приливной зоны, обоснованные в работе [64] и включенные в официальный документ ВМФ России «Руководство по контролю за радиоактивным загрязнением внешней среды и внутренним облучением личного состава кораблей с атомными энергетическими установками» [210] для оценки степени радиоактивного загрязнения морской среды (табл. 4.1).

Таблица 4.1. Предельно допустимые концентрации (ПДК) радионуклидов в морской воде, песке пляжей и в донных отложениях приливной зоны [210]

Радионуклид	ПДК в морской воде *		ПДК в песке пляжей и грунте	
	Бк/л	Ки/л	Бк/кг	Ки/кг
⁶⁰ Со	3,70	1·10 ⁻¹⁰	370	1·10 ⁻⁸
⁹⁰ Sr	0,74	2·10 ⁻¹¹	—	—
¹³⁷ Cs	2,22	6·10 ⁻¹¹	2590	7·10 ⁻⁸
²³⁹ Pu	1,85	5·10 ⁻¹¹	—	—
Смесь неизвестного состава	0,37	1·10 ⁻¹¹	—	—

* По НРБ-99/2009, разработанным с учетом рекомендаций МАГАТЭ, ПДК в пресной воде ⁶⁰Со составляет 40 Бк/кг, ⁹⁰Sr — 4,9 Бк/л, ¹³⁷Cs — 11 Бк/л и ²³⁹Pu — 0,55 Бк/л.

Примечание. До настоящего времени отсутствуют отечественные и международные нормы допустимого радиоактивного загрязнения объектов морской среды.

С течением времени изменения допустимых концентраций радиоэкологически опасных радионуклидов имели характер незначительных поправок. Это означает, что исходная научная основа для установления российских нормативов и правил сброса была достаточно обоснованной и надежной. Такое заключение подтверждают результаты обследований мест захоронения РАО в морях, представленные, в частности, в настоящей книге. Как правило, реальные концентрации радионуклидов в морской воде на несколько порядков ниже ПДК, приведенных в РКВС-90, за исключением локальных загрязнений поверхностного слоя донных отложений вблизи отдельных контейнеров с ТРО.

Одновременно следует обратить внимание, что современная нормативно-правовая база в сфере загрязнения морской среды резко отличается от имевшей место в 1970—1980-х годах. В тот период был обоснован и практически применялся как в отечественной практике, так за рубежом (в том числе в форме рекомендаций МАГАТЭ) ряд *количественных* критериев — нормы предельно допустимого сброса (ПДС) радионуклидов в морскую среду, предельно допустимые концентрации в морской воде, донных отложениях, гидробионтах, в пищевых продуктах и организме человека.

В современной нормативно-правовой базе в России и за рубежом нет документов, содержащих количественные критерии *допустимого* радиоактивного загрязнения морской среды (как и допустимой остаточной загрязненности реабилитируемых территорий). Не содержат их и международные рекомендации МАГАТЭ и Международной комиссии по радиологической защите, в частности Публикации 61 МКРЗ.

К настоящему времени под влиянием экологического движения и «зеленого менталитета», порожденного «духом Рио» (по названию международной конференции 1972 г. в Рио-де-Жанейро), страны — участницы Лондонской конвенции 1972/1975 гг. приняли решение сначала о моратории, а затем и о полном запрете удаления радиоактивных веществ в моря. В этих условиях обоснование даже более жестких, чем прежде, значений ПДС и ПДК требует от ученых определенного мужества и встречает противодействие мнимых защитников окружающей среды.

В то же время без таких критериев невозможна практическая работа по эксплуатации военного и гражданского атомного флота, реабилитации радиоактивно загрязненных территорий, акваторий, полное освобождение от радиационного наследия холодной войны. Это осознают крупные ученые в нашей стране и на Западе. Примерами могут служить попытки обосновать контрольные концентрации долгоживущих радионуклидов в морской воде в работах академика Н. С. Хлопкина, профессора И. И. Крышева и ряда других специалистов РАН, природоохранных и атомных НИИ. Аналогичные работы ведут ученые Европы и США, их результаты были представлены, в частности, на последней международной конференции МАГАТЭ по снятию с эксплуатации ядерных объектов (Берлин, октябрь 2002 г.).

Основой для *количественных* критериев допустимого радиационного воздействия на человека, гидробионтов и биосферу в целом может стать общепризнанное среди радиобиологов и экологов мнение о практической безвредности удвоенного природного радиационного фона и накопление сведений о допустимом уровне дозы облучения биоты (по всем критериям он составляет не менее 0,3—0,4 Зв/год, что на много порядков величины превышает предел дозы для человека).

Выработка конкретных значений ПДК и ПДС должна базироваться на результатах научно-исследовательских работ по сопоставлению радиационной нагрузки за счет природных и техногенных радионуклидов как на гидробионты (бентос, нектон, планктон), так и на почвенные биоты, что важно для задачи реабилитации радиоактивно загрязненных акваторий и территорий.

Внесению выработанных количественных критериев в нормативно-правовые документы должны способствовать экспериментальные исследования по проверке приемлемости полученных значений в лабораторных условиях (в крупных бассейнах с контролируемыми условиями, подобно выполненным в нашей стране в 1960-х годах) и в нескольких типичных («референтных» по западной терминологии) природных акваториях.

Анализ приведенных выше материалов позволяет прийти к следующим заключениям:

1. Содержание основных международных соглашений, национальных норм и правил свидетельствует об отсутствии со стороны СССР/России нарушений,

связанных с проходившим до 1993 г. затоплением РАО атомных кораблей ВМФ и атомных судов ледокольного флота в арктическом регионе.

2. Количество затопленных РАО СССР/России меньше сбросов радиоактивных отходов, продолжающих поступать до настоящего времени с радиохимических заводов Англии и Франции, которые являются одним из основных источников техногенного радиоактивного загрязнения западной части арктических морей.

3. Никакие международные соглашения, национальные нормы и правила не предусматривают реабилитацию морских акваторий и не содержат предъявляемых к ней требований. Однако в случае расширенного толкования основных положений этих документов не исключена возможность реализации подобной процедуры по взаимной договоренности заинтересованных сторон.

Первая попытка сформулировать требования, предъявляемые к реабилитации морских акваторий, была сделана на заседании Контактной экспертной группы МАГАТЭ в Осло в 2011 г. [10]. Предложено при разработке Концепции на подготовительном этапе планирования морских работ в первую очередь поставить целевую задачу, которая должна быть сформулирована с учетом российских и международных принципов реабилитации акваторий в терминах основных положений разработки общей стратегии: оставление на месте без изменений / окончательная изоляция на месте / удаление затонувших и затопленных объектов с ОЯТ и ТРО с последующей реабилитацией морских акваторий до уровня остаточного загрязнения донных отложений, обеспечивающего дальнейшее их использование с учетом позиций заинтересованных сторон и выполнении нормативно-законодательных требований по обеспечению радиационной безопасности проживающего вблизи населения и защиты окружающей среды.

Базовые варианты конечного состояния реабилитации. Конечным результатом реабилитации должно стать состояние морской среды, при котором акватория освобождается от регулирующих и контролируемых требований. При разработке общей Стратегии реабилитации в качестве возможных вариантов целесообразно рассматривать два основных конечных состояния [10]:

- «голубая лагуна» — состояние морской акватории, при котором возможно ее безусловное освобождение от регулирующего контроля и дальнейшее неограниченное использование;
- «коричневая лагуна» — состояние акватории, при котором возможны ее освобождение от непрерывного регулирующего контроля и ограниченное использование в качестве района для нового общепромышленного объекта (временное/долговременное закрытие района плавания, стоянки, использования поверхности дна, недр, промысла и пр.) при условии проведения периодического контроля (мониторинга).

4.2. Международный опыт реабилитации морских акваторий

4.2.1. Подъем и обследование контейнеров с ТРО

Напомним [235], что первые затопления ТРО низкой активности в Тихом океане были произведены США в 1946 г. вблизи необитаемых Фараллоновых островов, которые находятся примерно в 70 км западнее Сан-Франциско (рис. 4.1).

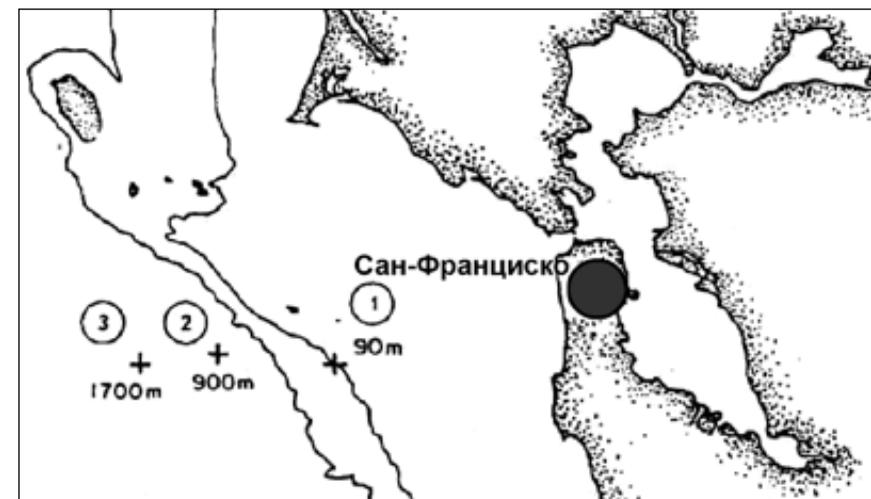


Рис. 4.1. Район затопления США ТРО низкой активности в Тихом океане: 1, 2, 3 — участки затопления ТРО [287]

В этот же период примерно в 190 и 300 км от Нью-Йорка и Вашингтона были выбраны два других участка в северо-западной части Атлантического океана, имеющие глубины 2800—3800 м (рис. 4.2).

Среди радионуклидов доминировали реакторные бета-гамма-излучатели, побочные продукты производства изотопов и альфа-излучатели от экспериментов на ускорителях [289]. Отходы были затоплены после упаковки в стальные бочки вместимостью 200 л, используемые для перевозки и хранения нефти. Масса бочки, заполненной ТРО и дополнительно бетоном, составляла 200—400 кг, а в полтора раза увеличенная по объему бочка содержала до 650 кг (рис. 4.3 [420]).

Уникальные работы по подъему и анализу ранее затопленных ТРО были организованы Управлением радиационных программ Агентства по охране окружающей среды (Environmental Protection Agency — EPA) США в 1976—1978 гг. Под эгидой Комиссии по атомной энергии в Брукхейвенской национальной

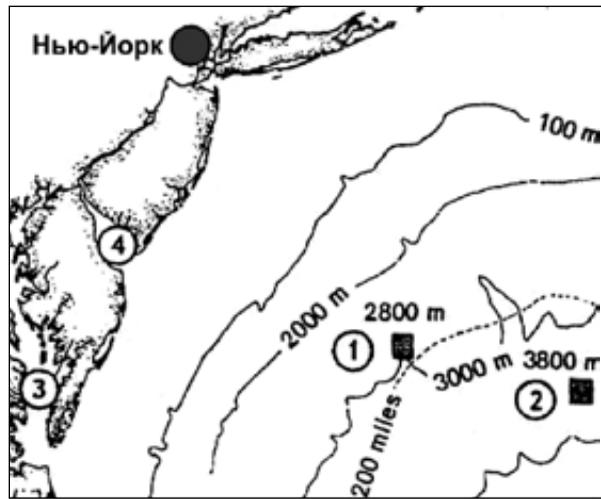


Рис. 4.2. Район затопления США ТРО низкой активности в северо-западной части Атлантического океана: 1, 2 — участки затопления ТРО низкой активности, 3 — Чесапикский залив, 4 — залив Делавэр [287]

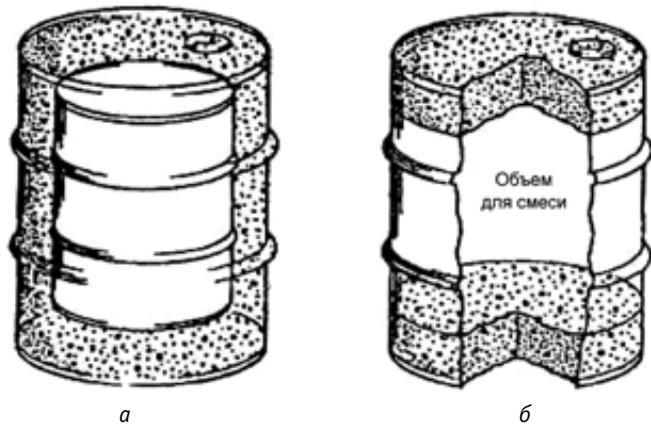


Рис. 4.3. Типы упаковок ТРО низкой активности для отвержденных жидкостей (а) и смеси твердых отходов с бетоном (б) [287]

лаборатории выполнили исследования состава, активности и коррозии поднятых упаковок с ТРО. Опубликованный в те годы отчет ЕРА [287] остался малоизвестным за пределами США. Однако в новых отчетах ЕРА 1990-х годов [289; 288; 420] была приведена детальная информация, позволяющая количественно оценить их радиационную опасность.

В 1970 г. Федеральный совет по качеству окружающей среды в отчете президенту США рекомендовал прекратить затопление РАО в море. Тем не менее с 1946 по 1970 гг. в 26 районах Атлантического и Тихого океанов США затопили около 90,5 тыс. таких упаковок суммарной активностью около 37 ПБк (около 1 МКи) [346].

С 1974 г. ЕРА приступило к выполнению программы по определению потенциальной радиационной опасности затопленных ТРО для здоровья людей и окружающей среды. Спустя два года ЕРА стало инициатором изучения технологических возможностей обнаружения и подъема ранее затопленных упаковок с ТРО с глубин до 4000 м.

В июле 1976 г. со дна Атлантического океана была поднята первая упаковка с ТРО массой 600 кг, в октябре 1977 г. в Тихом океане с глубины 900 м подняли вторую упаковку, третья была поднята в июне 1978 г. в Атлантическом океане с глубины 3800 м.

В районе Фараллоновых островов участок на глубине 900 м обследовали специалисты Центра подводных исследований ВМС США из Сан-Диего с помощью необитаемого глубоководного самодвижущегося аппарата CURV-11, соединенного кабелем с бортом судна. Аппарат был оснащен двумя управляемыми телевизионными камерами и сонаром (гидролокатором) бокового обзора, который мог различать на дне железную бочку вместимостью 200 л на расстоянии 400 м под углом сканирования 120° [287].

Операция поиска и подъема бочек с ТРО на северо-западе Атлантики была осуществлена глубоководной подводной лодкой «Алвин» с обеспечивающего судна «Лулу» и научно-исследовательского судна «Адванс». В ходе обследования района первую бочку обнаружили на глубине 3970 м, затем там же была найдена еще одна бочка. После сравнения различных методов подъема было принято решение доставить бочки на борт надводного судна на тросе, который закрепили с помощью манипулятора подводной лодки «Алвин» [420]. По данным доклада [302] стоимость подобных экспедиционных работ была оценена в 30 тыс. долл. в сутки в ценах 1986 г.

Обследование бочек, находившихся на дне в морской воде в течение 20—30 лет на глубинах от 100 до 4000 м, показало, что их первоначальная масса частично уменьшилась, скорость выщелачивания составила около $2,4 \text{ мг}/(\text{см}^2 \cdot \text{сут})$. Методами гамма-спектрометрического и радиохимического анализа установлено, что в бетоне присутствуют ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs в количествах от 40 до 40 000 Бк/кг (10^{-9} — 10^{-5} Ки/кг).

Общую скорость коррозии стальных бочек в морской воде оценили в пределах $0,032$ — $0,05 \text{ мм}/\text{год}$ (верхний предел — $0,067 \text{ мм}/\text{год}$), годовую потерю массы — около $0,33\%$. С учетом этих величин время жизни стальной оболочки до полного разрушения было оценено в интервале 25—37 лет, полное растворение цемента — около 300 лет.

Несмотря на полученные убедительные данные о практическом отсутствии радиозоологической опасности затопленных ТРО для окружающей морской среды, авторы работ [289; 288; 420] воздержались от каких-либо обобщающих оценок целесообразности дальнейшего затопления ТРО в морях.

4.2.2. Подъем подводных лодок

Дизель-электрическая подводная лодка (ДЭПЛ) «К-129». 24 февраля 1968 г. из пункта базирования на Камчатке вышла на боевое патрулирование в восточную часть Тихого океана ДЭПЛ «К-129» проекта 629А. На борту имелись три баллистические ракеты Р-13 (по классификации НАТО — SS-N-5) с подводным стартом и ядерными головными частями и две торпеды с ядерными зарядами. С боевой службы подводная лодка не вернулась, затонув при неизвестных обстоятельствах к северо-западу от Гавайских островов на глубине 5,5 км (рис. 4.4)

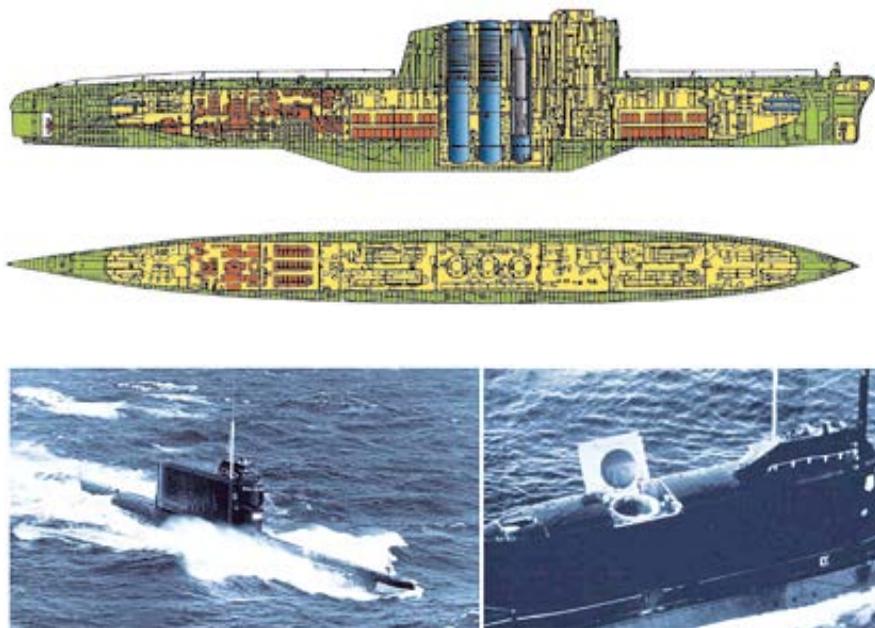


Рис. 4.4. ДЭПЛ «К-129» проекта 629А Тихоокеанского флота [330]

После получения полной информации о месте гибели советской подводной лодки у руководства ВМС США и ЦРУ возникла идея поднять затонувший корабль. В этом случае имелась возможность изучить баллистическую ракету SS-N-5. Представляли большой интерес торпеды с ядерными боеголовками,

коды, шифры, документы, системы навигации, целеуказания баллистических ракет и пр. Эти и другие соображения были приведены в докладе заместителя министра обороны Дэвида Печарда, представленном президенту США в ноябре 1968 г. В нем доказывалась необходимость подъема обломков подводной лодки, причем всю операцию необходимо было провести скрытно, без привлечения внимания.

Чтобы впервые в мире поднять подводную лодку массой 1750 т с глубины 5,5 км, необходимо было спроектировать и построить специальное судно, подготовить высокопрофессиональный и натренированный экипаж. Сначала на это было ассигновано 200 млн долл. из расчета: 40 млн — специальное судно, 40 млн — специальная баржа и оборудование, 10 млн — трубы и подъемное оборудование, 10 млн — мобильная лаборатория, 100 млн — «стальные конструкции» (под ними подразумевались «клешни», обеспечивающие захват корпуса лодки), а также дополнительно 30 млн на подготовку команды и операторов (в ценах 1970 г.).

Контракт был заключен с компанией «Hughes Tool Co.», которая во время Второй мировой войны работала над различными закрытыми проектами и добивалась значительных успехов. Стержнем новой программы было судно «Hughes Glomar Explorer». На разработку его концепции, проектирование и строительство потребовался 41 месяц. Судно было заложено в апреле 1971 г. на верфи «Shipbuilding Dry Dock Co.» в Пенсильвании и спущено на воду в ноябре 1972 г. (рис. 4.5). Баржа HMB-1 (Hughes Marine Barge) и захваты создавались корпорацией «National Steel Shipbuilding Corp.» в Сан-Диего (Калифорния).

«Hughes Glomar Explorer» — однопалубное двухвинтовое судно с «центральной прорезью», над которой размещались стабилизированная вышка и две подвижные колоны, с кормовым расположением машинного отделения, кормовой четырехъярусной и носовой двухъярусной надстройками, с баком (25,3 м) и ютом (28,7 м).

Почти треть судна занимала «центральная прорезь» размерами 60,6×22,5×19,8 м. Снизу она закрывалась днищевыми щитами с резиновыми уплотнителями. Это помещение, прозванное «лунным бассейном», служило в качестве дока для размещения захвата, а затем и частей поднятой подводной лодки. Заполненное водой, оно выглядело, как гигантский плавательный бассейн, если не считать краны на каждом углу и огромную А-образную конструкцию сверху. Для доступа в «лунный бассейн» были предусмотрены трапы и подъемники. Доставка оборудования осуществлялась палубными кранами и лебедками.

Судно было оборудовано сверхмощным подъемным устройством, размещенным на стабилизированном подвышечном портале, основным элементом которого являлся карданный подвес. Портал массой 1900 т обеспечивал возможность подъема частей подводной лодки на взволнованном море при следующих параметрах качки: вертикальной — ± 2,6 м, бортовой — ± 8,5° и килевой — ± 5°.

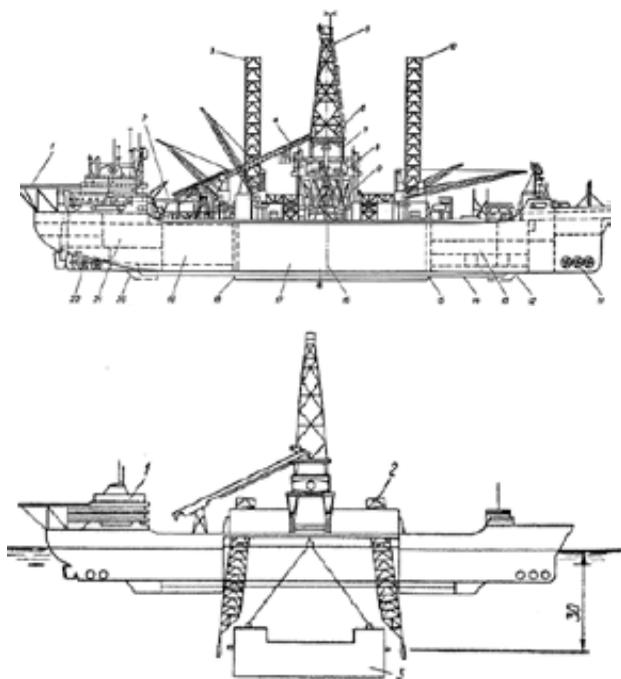


Рис. 4.5. Судно «Hughes Glomar Explorer», поднимавшее в 1974 г. ДЭПЛ «К-129» [331]: 1 — вертолетная площадка, 2 — трубоперегрузочный кран, 3 — кормовая выдвижная колонна, 4 — трубоподающий лоток, 5 — вышка, 6 — тренога, 7 — стабилизированный подвышенный портал, 8 — карданный подвес, 9 — А-образная рама, 10 — носовая выдвижная колонна, 11 — носовые подруливающие устройства, 12 — носовая днищевая створка в положении «открыто», 13 — отделение гидромоторов, 14 — направляющие днищевых створок, 15 — носовая днищевая створка в положении «закрыто», 16 — подъемная трубчатая колонна, 17 — центральная прямоугольная прорезь, 18 — кормовая днищевая створка в положении «закрыто», 19 — трубный трюм, 20 — кормовая днищевая створка в положении «открыто», 21 — генераторное отделение, 22 — кормовые подруливающие устройства. Схема закрепления подводного оборудования на судне «Hughes Glomar Explorer»: 1 — судно, 2 — выдвижная колонна, 3 — захватное устройство

Основным элементом системы являлась платформа, сохраняющая неподвижность при качке. На платформе было установлено основание грузоподъемного устройства, по форме напоминающее стол с четырьмя ножками, опирающимися на ее консоли. На крышке «стола» находилась башня грузоподъемного устройства, обеспечивающего спуск и подъем со скоростью 1,8 м/мин объектов массой до 4250 т, подвешенных на трубчатой колонне.

На глубине около 5200 м трубная система с захватом на конце могла выполнять функции захвата части подводной лодки только в том случае, если судно смещалось от центральной точки не более чем на 7—10 м. Это означало крайне жесткие требования к стабилизации положения судна, его позиционированию, точному определению координат, что обеспечивалось мощным командно-измерительным комплексом с самой совершенной на то время электроникой, которая постоянно уточняла координаты как по спутниковым системам, так и по гидроакустическим маякам, выставленным вокруг затонувшей подводной лодки.

Процесс подъема частей подводной лодки происходил следующим образом. 4 июля 1974 г. судно «Hughes Glomar Explorer» с 80-суточными запасами пришло в назначенную точку. За две недели до этого оно зашло на остров Санта Каталина, где в закрытой бухте его поджидала баржа НМВ-1, на которой размещался захват. Здесь провели его перегрузку. Баржу погрузили и зафиксировали на глубине 30 м. Затем над ней встало судно «Hughes Glomar Explorer»; створки его центрального разъема раздвинули, две форменные колонны опустили в воду и переместили захватное устройство внутрь судна — в «лунный бассейн».

После прибытия на место несколько суток ушло на точную координацию корабля и стабилизацию положения над погибшей ДЭПЛ. Это обеспечивалось с помощью автоматической системы удержания на месте ASK (Automatic Station Keeping System). Среди ее элементов были ярко-оранжевые буи, оборудованные датчиками и передающими устройствами для постоянного измерения и отслеживания высоты волны и передачи этой информации на судно. Параметры состояния моря и судна, при которых возможно было провести операции с помощью ASK: вертикальная качка — ± 2 м с периодом до 12 с, бортовая качка — 7° с периодом до 15 с, килевая качка — 4° с периодом до 7 с. Система постоянно контролировала положение судна относительно выбранной точки океанского дна, а также данные о скорости, направлении ветра, курсе корабля, условиях волнения, крена, дифферента и других факторах. На основе этой информации поступали автоматические команды на подруливающие устройства и основные движители для обеспечения стабилизации местоположения корабля. Одновременно работала система глубоководной звукоподводной связи, которая состояла из большого количества приемопередатчиков, расположенных на морском дне вокруг подводной лодки, и гидрофонов на борту корабля.

Сама операция началась, когда все системы были проверены, судно стабилизировано, а прогноз погоды благоприятен. «Лунный бассейн» заполнили водой, открыли створки. Было смонтировано первое колено трубы (первая секция) с гигантским захватом и тормозом в качестве груза. Когда секция трубы оказалась в нужном положении, как крана опускался за следующей секцией, лежащей на стеллаже, клал ее на тележку, которая двигалась вверх по круто наклоненному скату, подхватывалась краном и соединялась с первой секцией, удерживаемой тормозом. Затем тормоз снимался, и груз опускался. Операция шла непрерывно — каждые 10 мин к трубе добавлялся новый участок.

Через 48 часов захват оказался прямо над той частью подводной лодки, которую следовало поднять, захватил ее гигантскими клешнями, зафиксировал, и начался подъем. Он занял несколько больше времени, поскольку требовалось тщательно следить за захваченной частью подводной лодки. После подъема каждой секции происходило стопорение, освобожденный участок трубы возвращался на свое место в трюм, затем поднималась следующая секция, и наконец центральная часть подводной лодки с носовой частью рубки оказалась в «лунном бассейне» корабля.

После соответствующей обработки, прежде всего проверки на радиоактивное загрязнение, часть конструкции корпуса подводной лодки была поднята на верхнюю палубу под портал подъемного крана, а «Hughes Glomar Explorer» продолжил работу по подъему других частей затонувшей лодки.

Операция по подъему отдельных частей ДЭПЛ «К-129» была одной из самых рискованных и фантастических технологических операций XX в., а создание судна «Hughes Glomar Explorer» — блестящим техническим достижением ученых и инженеров США.

АПЛ «Курск». Атомная подводная лодка с крылатыми ракетами проекта 949А была заложена в Северодвинске на ПО «Северное машиностроительное предприятие» в 1992 г., спущена на воду в мае 1994 г. и вошла в эксплуатацию 30 декабря 1994 г. С 1995 по 2000 гг. находилась в составе Северного флота (рис. 4.6).

В результате катастрофы, произошедшей 12 августа 2000 г., АПЛ затонула в Баренцевом море в 175 км от Североморска на глубине 108 м. По официальной версии в 11 часов 28 минут по московскому времени произошел взрыв торпеды 65-76А («Кит») в торпедном аппарате № 4. Причиной стала утечка компонентов топлива торпеды (пероксида водорода). Через 2 минуты возникший после первого взрыва пожар повлек детонацию других торпед, находившихся в отсеке. Второй взрыв был эквивалентен взрыву 2—3 т тротила и привел к полному разрушению носовой части АПЛ [333].

Подъем АПЛ. 19 августа 2000 г. главный конструктор ЦКБ МТ «Рубин» И. Д. Спасский доложил президенту В. В. Путину о плане работ по ликвидации последствий катастрофы. На следующий день вышло распоряжение Прави-

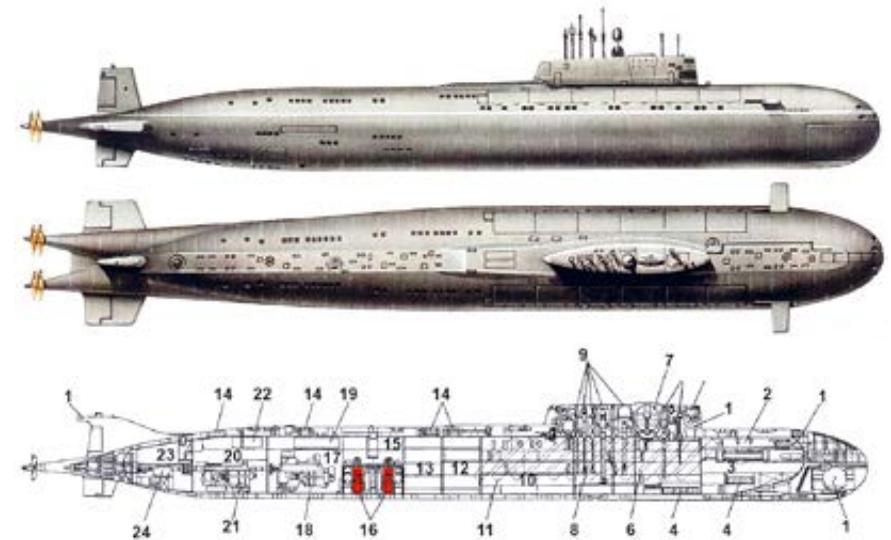


Рис. 4.6. АПЛ «Курск» проекта 949А [332]: 1 — гидроакустические антенны, 2 — стеллажи с устройствами подачи боезаряда, 3 — носовой (торпедный) отсек, 4 — аккумуляторные батареи, 5 — ходовой мостик, 6 — второй (центральный) отсек, 7 — всплывающий колокол, 8 — третий отсек, 9 — выдвигающие устройства, 10 — четвертый (жилой) отсек, 11 — контейнеры с противокорабельным ракетным комплексом «Гранит», 12 — пятый отсек (вспомогательные механизмы), 13 — шестой отсек (вспомогательные механизмы), 14 — баллоны воздуха высокого давления, 15 — седьмой (реакторный) отсек, 16 — реакторы, 17 — восьмой (турбинный) отсек, 18 — носовая паротурбинная установка, 19 — носовой главный распределительный щит, 20 — девятый (турбинный) отсек, 21 — кормовая паротурбинная установка, 22 — кормовой главный распределительный щит, 23 — десятый отсек, 24 — гребной электродвигатель

тельства РФ № 1190-Р, возложившее на эту организацию ответственность за подготовительные работы и подъем АПЛ.

К подъему были предъявлены жесткие требования — поднимать без крана и дифферента, без воздействия на наружный корпус и пр. Продиктованы они

были тем, что в результате взрыва часть механизмов АПЛ оказалась сорвана с фундаментов, а состояние боезапаса было неизвестно.

В феврале 2001 г. голландская фирма «Mammoet Transport BV» предложила следующее техническое решение: поднимать лодку с помощью гидравлических домкратов, установленных на специальном судне. В каждом домкрате был предусмотрен динамический компенсатор, смягчающий усилия, которые возникают при отрыве АПЛ от грунта и на конечном этапе подъема при приближении к поверхности. Механизм на основе газовой компенсации (азот) амортизировал каждый из домкратов и позволял при динамических воздействиях иметь вертикальные перемещения до двух метров.

В свою очередь, ЦКБ МТ «Рубин» совместно с ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова, 1-м и 40-м ЦНИИ ВМФ разработали конструкцию захватов подъемных устройств. Суть проекта заключалась в следующем: в прочном корпусе лодки между шпангоутами вырезали отверстия, в них заводили зацепы с выдвижными лапами, которые были способны выдержать необходимую нагрузку (рис. 4.7, приложение 9).

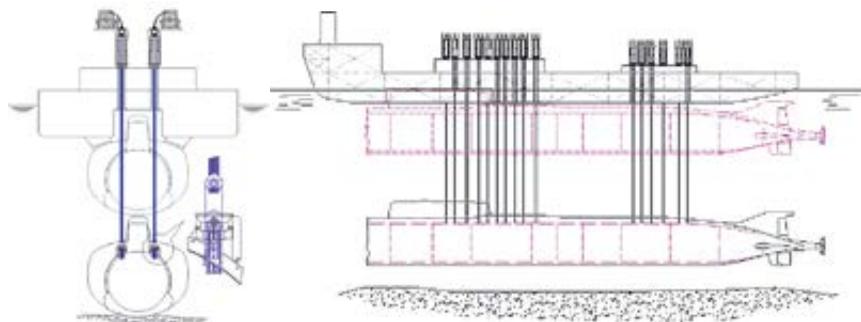


Рис. 4.7. Принципиальная схема захвата и подъема АПЛ «Курск» [334]

Проект подъема и транспортировки АПЛ «Курск» осуществляла компания «Mammoet Transport BV», общий проект всей операции в целом принадлежал ЦКБ МТ «Рубин» при участии ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова, 1-го и 40-го ЦНИИ ВМФ. По приказу главнокомандующего ВМФ для обеспечения работ по подъему АПЛ была специально создана экспедиция особого назначения из сил и средств Северного флота. В ее состав входило около 3000 человек, 12 боевых кораблей, 16 судов обеспечения и 8 вертолетов. Боевое дежурство по охране района нес крейсер «Петр Великий».

Все технические средства подъема размещались на барже «Giant-4», которая прошла модернизацию на голландской верфи «Shipdock Amsterdam». Корпус баржи во многих местах был упрочнен, на ней установлены 26 домкратов

и компенсаторов с катушками большого диаметра со всей необходимой энергетикой и рабочими средами, соответствующими системами и пультами автоматического управления (рис. 4.8).



Рис. 4.8. Внешний вид баржи «Giant-4» [334; 116]

Каждый домкрат обеспечивал подъем при помощи 54 стрендов — своеобразных тросов диаметром 18 мм, состоящих из семи прочных металлических «нитей»: одной центральной, близкой по форме к цилиндру, и шести трапециевидального сечения. Стренды были намотаны на катушки диаметром около 3 м.

Рабочая их часть от домкрата шла через клюзовую трубу, вваренную в корпус баржи, к зацепу и закреплялась на нем. Пучок из 54 стрендов выдерживал нагрузку около 1000 т (надводное водоизмещение АПЛ — 14 700 т, подводное — 23 860 т, максимальная длина — 154 м, максимальная ширина — 18,2 м, осадка — 9,2 м).

Днище баржи было переделано под конфигурацию подводной лодки с впадиной под рубку «Курска» и «седлами» вдоль всей длины прижатия подводной лодки к днищу баржи. При операции подъема баржа усилием домкратов притягивалась вниз и увеличивала свою осадку. В результате возникала архимедова сила, которая фактически отрывала «Курск» от грунта. После этого АПЛ притягивали к днищу баржи при помощи тросовых гидродомкратов (при этом пучки стрендов наматывали на катушки).

Для заведения лодки в плавучий док ПД-50 были изготовлены два L-образных понтона, спроектированных фирмой «Mammoet Transport BV». Дело в том, что глубина погружения дока позволяла заводить корабли с осадкой не более 14 м, осадка же баржи «Giant-4» с притянутым к ее дну «Курском» составляла 20,7 м. Следовательно, систему «Giant-4»-«Курск» нужно было поднять примерно на 7 м при общей массе системы 19 500 т. Подъем баржи и лодки на необходимую высоту был осуществлен с помощью двух понтонов.

Подготовка технических средств носила международный характер: разработку системы управления домкратами и компенсаторами осуществляла фирма «lgH» (Германия), поставку домкратов, компенсаторов с сопутствующим оборудованием и зацепов — фирмы «Hydrosrex» и «Huisman» (Голландия), модельные мореходные испытания и проверку прочности грузонесущих связей — ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова, изготовление гигантских понтонов — Севмаш-предприятие (Россия), а также около десятка поставщиков оборудования из разных стран.

Чтобы приступить к организации подъема «Курска», необходим был детальный внешний осмотр АПЛ и поверхности дна в районе затопления, а также радиационный мониторинг. Для этого провели две экспедиции: первую — с 3 по 15 сентября 2000 г. с привлечением спасательного судна Северного флота «Михаил Рудницкий» с глубоководными аппаратами АС-34 и АС-36 на борту, вторую — с 24 сентября по 2 октября 2000 г. с участием научно-исследовательского судна Института океанологии им. П. П. Ширшова РАН «Академик Мстислав Келдыш» с двумя глубоководными аппаратами «Мир» (рис. 4.9).

В свою очередь, фирма «Halliburton» осуществила детальный осмотр носовой части погибшей лодки, оценила подъем большегрузных конструкций со дна моря, отрезку фрагментов легкого корпуса в районе разрушенного первого отсека и их подъем, что не представлялось возможным с использованием технических средств судов «Михаил Рудницкий» и «Академик Мстислав Келдыш».

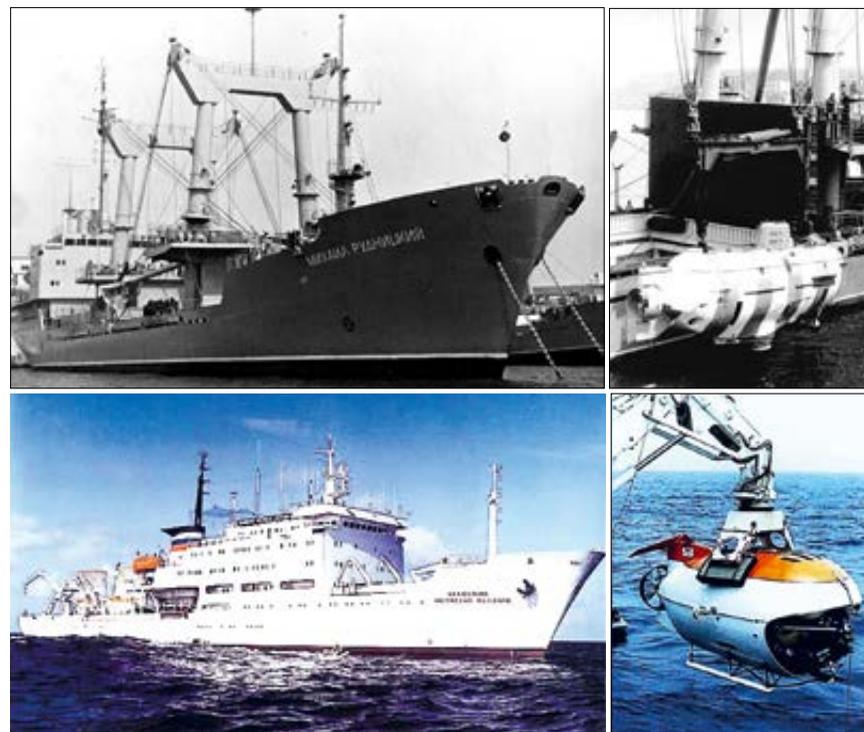


Рис. 4.9. Спасательное судно Северного флота «Михаил Рудницкий» с глубоководным аппаратом типа АС и НИС «Академик Мстислав Келдыш» с глубоководным аппаратом «Мир»

Далее предстояло отрезать разрушенную взрывом часть первого отсека и произвести вырезку отверстий для зацепов в прочном корпусе. Для обрезания носовой части АПЛ компании «Smít» и «Mammoet Transport BV» предложили использовать технологию, применяемую при резке под водой трубопроводов больших диаметров, где в качестве режущей системы используется гибкая трос-пила. Она состояла из троса с нанизанными на него цилиндрическими элементами, поверхность которых была покрыта хаотически расположенными остроконечными вкраплениями из высокопрочного режущего материала.

На дне с обоих бортов лодки в районе первого отсека необходимо было установить герметичные цилиндрические башни, на которых требовалось разместить колесные направляющие блоки с заведенными на них ходовыми тросами пилы и гидроцилиндры для поперечно-возвратной протяжки троса. При откачке воды из башни за счет перепада давления создавалось огромное усилие, которое вдавливало башню в грунт по мере распиловки лодки пилой, перекинутой через верх АПЛ (пробег троса в одну сторону составлял около 20 м).

Отрезание первого отсека проходило очень сложно и требовало частых трудоемких подключений водолазов для перестройки системы при обрывах ходового или режущего троса-пилы, а также при отрезке вручную отдельных элементов корпусных конструкций. Эта операция проходила в августе 2001 г., и в ней участвовали два судна: баржа «Carrier» (фирмы «Smit») с оборудованием для отрезки и судно «Mauro» (фирмы «DSND»), обеспечивавшее все водолазные работы. Операция по подъему АПЛ была успешно завершена. Со дна Баренцева моря были эвакуированы потенциально опасный боезапас и два ядерных реактора. Акт о подъеме, транспортировке и постановке АПК «Курск» в док был подписан руководством ФГУП «ЦКБ МТ “Рубин”» и компаний «Smit» и «Mammoet Transport BV» 22 октября 2001 г.

Обследование лодки в сухом доке (рис. 4.10) дало возможность восстановить последовательность трагических событий, установить причину катастрофы и оценить последствия аварии.



Рис. 4.10. АПЛ «Курск» после подъема и установки в док

Всего за пять месяцев с момента подписания контракта с компаниями «Smit» и «Mammoet Transport BV» многонациональным разноязычным коллективом участников проекта была выполнена уникальная, чрезвычайно сложная, масштабная и напряженная работа по проектированию, осуществлению подготовительных работ и проведению операции подъема, транспортировки и постановки АПЛ «Курск» в док. Сложность операции заключалась в беспрецедентно большой массе поднимаемой подводной лодки, наличии ядерной энергетической установки и боевых ракет на борту, а также в не самом благоприятном ветро-волновом режиме в районе подъема.

Если работы по подъему отдельных частей ДЭПЛ «К-129» в 1974 г. были одной из самых рискованных и блестящих технологических операций XX в., а создание судна «Hughes Glomar Explorer» — выдающимся техническим достижением ученых и инженеров США, то подъем АПЛ «Курск» войдет в историю как

высоконаучная и технически обоснованная, технологически обеспеченная, безупречно организованная и исполненная операция на международном уровне с соблюдением всех требований ядерной, радиационной и экологической безопасности, показавшая, что в начале XXI в. фантастика превратилась в реальность.

4.3. Варианты реабилитации морских акваторий

Проблема реабилитации морских акваторий в настоящее время приобрела актуальность в связи с расширяющимися возможностями международного экономического использования арктического региона и общепризнанной в современном мире недопустимостью техногенного загрязнения окружающей природной среды. Соответственно выбор приемлемого способа реабилитации морских акваторий районов захоронений РАО в арктическом регионе, где находятся затопленные ядерно и радиационно опасные объекты, образовавшиеся в результате эксплуатации ЯЭУ военного и ледокольного атомных флотов СССР/России, должен основываться на его правовой, экологической и технико-экономической оценке [227].

В качестве критериев могут выступать следующие положения:

- актуальность и необходимость разработки проекта реабилитации морских акваторий;
- требования международных соглашений и национальных законодательств;
- требования обеспечения экологической безопасности для населения и окружающей природной среды;
- технико-экономическая оценка;
- целесообразность реализации проекта.

Ранее было отмечено, что большая часть затопленных ЯРОО и ТРО находится в бухтах и заливах восточного побережья архипелага Новая Земля и в Новоземельской впадине Карского моря. Кроме того, реальным источником радиоактивного загрязнения морской среды является затонувшая АПЛ «Комсомолец», потенциальным — АПЛ «К-159».

Необходимость подъема АПЛ «Комсомолец», «К-159», «К-27» и других объектов с ОЯТ не вызывает сомнений. Извлечение крупногабаритных, содержащих наибольшую активность объектов с ТРО также актуально, но в силу отдаленности мест их затопления от соседних стран, морских международных трасс и районов освоения шельфа Карского моря (за исключением затопленных в них судов с ТРО) это может быть отнесено на второй план.

Напомним, что захоронение радиоактивных отходов проводилось в период, когда СССР еще не присоединился к мораторию на удаление РАО в моря. По этой причине правовая оценка современной деятельности в отношении захо-

ронений ЯРОО и ТРО может быть сведена к рассмотрению требований Конвенции ООН по морскому праву [108]:

- принимать все меры для предотвращения, сокращения и сохранения под контролем загрязнений морской среды от любого источника;
- принимать меры, чтобы не причинить другим государствам ущерб, не распространять загрязнения за пределы районов захоронений и обеспечить их экологическую безопасность;
- исключить опасность нанесения существенного ущерба экосистемам районов, регионов.

Среди затонувших радиационно опасных объектов наибольшую потенциальную опасность представляют АПЛ с ОЯТ. Международные соглашения не предусматривают их обязательного подъема, но разрешают любым заинтересованным странам проводить изучение возможных последствий.

Однако одним из постоянных выводов, к которому в течение многих десятилетий приходят отечественные и зарубежные специалисты после проведения очередных исследований, является отсутствие значимого вреда экосистемам регионов и хозяйственной деятельности населения в случае нахождения даже весьма значительных источников поступления радионуклидов в морскую воду, если они находятся на достаточно большой глубине. Это полностью относится и к затонувшей АПЛ «Комсомолец». Норвежские специалисты, детально изучив реальную и оценив потенциальную радиоэкологическую опасность, пришли к заключению, что даже при работающем реакторе корабельной ЯЭУ на мощности 70 МВт массив морской воды с повышенной температурой в Норвежском море с глубины 1685 м может подняться на высоту не более 500 м. При этих условиях все радионуклиды будут распределяться по изопикническим температурным поверхностям и останутся в глубинных водах, не достигая поверхности [282].

В результате из всех затонувших АПЛ наибольшую потенциальную опасность для морской экосистемы региона и прибрежного населения в первую очередь может представлять АПЛ «К-159», в реакторах ЯЭУ которой находится ОЯТ и которая не прошла специальную подготовку к затоплению. Поэтому рассмотрение вариантов обращения с затонувшими и затопленными ЯРОО проведем относительно этого объекта.

Существуют два определяющих подхода к решению проблемы, каждый из которых имеет особенности, которые предусматривают:

- оставление объекта на месте для естественной реабилитации при незначительном поступлении радионуклидов в морскую воду (ниже допустимых норм), и при необходимости перемещение в прилегающий район или установление дополнительных защитных барьеров, чтобы ограничить распространение радиоактивных веществ в морской среде при интенсивном их выходе за пределы объекта в количествах, превышающих нормы;

- подъем объекта при недопустимости оставления на месте с последующей спецподготовкой и затоплением в безопасном месте или отправкой на утилизацию.

Оставление объектов с ОЯТ на прежнем месте не требует дополнительных затрат на реабилитацию, однако необходимо периодически проводить радиоэкологический мониторинг. В случае недопустимого поступления радиоактивных веществ в окружающую среду мониторинг становится постоянным, должны быть приняты меры по ограничению интенсивности выхода радионуклидов за их пределы, а затем вновь организован мониторинг.

Подъем объектов и отправка их на судоремонтные заводы может завершиться утилизацией или подготовкой к перезахоронению. Утилизация в настоящее время хотя и является отлаженной процедурой, но потребует определенных капиталовложений. Перезахоронение возможно в береговых условиях или на отведенных для этого морских акваториях. Однако оба последних способа также являются экономически затратными, поскольку любое перезахоронение потребует специальной подготовки объекта с соблюдением всех требований обеспечения технической, ядерной, радиационной и радиоэкологической безопасности. Кроме того, возможность повторного захоронения (перезахоронения) на морских акваториях в каждом конкретном случае определяется индивидуально и регулируется международными соглашениями, а также национальным законодательством. Процедура берегового перезахоронения значительно проще и носит внутривнутригосударственный характер.

4.3.1. Безопасное захоронение затопленных объектов на месте

Опыт мирового судоподъема свидетельствует, что не все затонувшие объекты могут быть подняты. Большое количество судов, даже содержащих клады, ждут своей очереди столетиями в надежде на развитие новых технологий и оправданности подъема. Причины для этого вполне достаточно, включая сложность поиска, большие глубины затопления, недопустимое техническое состояние объекта или существенные разрушения, нерентабельность и пр. Применительно к ядерно и радиационно опасным объектам добавляются проблемы ядерной, радиационной и радиоэкологической опасности, которые перед принятием решения об оставлении объекта на месте или подъеме требуют оценки соответствующих рисков. По этим причинам проблема разработки мероприятий по долговременному (до 100—150 лет) захоронению в море или окончательной их изоляции на месте (до полного разрушения) остается актуальной.

Среди затонувших ядерно и радиационно опасных объектов наибольшую организационно-техническую и экономическую сложность по подъему представляют АПЛ «Комсомолец» и «К-159». По этому сразу после их гибели рассматривались варианты как подъема, так и окончательной изоляции на месте.

Основным способом изоляции АПЛ под водой является захоронение, которое может осуществляться на месте или путем ее сдвига в заранее вырытый рядом котлован с последующей засыпкой грунтом, заливкой цементирующим раствором и пр. Далее над АПЛ формируют «курган» из композитных материалов (глины, песка, щебня, цементирующего раствора и др.) или устанавливают подготовленные в береговых условиях металлические, бетонные или железобетонные укрытия (саркофаги).

АПЛ «Комсомолец». Санкт-Петербургский государственный морской технический университет сразу после затопления АПЛ «Комсомолец» в начале 1990-х годов предложил несколько вариантов укрытий [233; 76; 21; 66], в частности установку над АПЛ крупногабаритного объекта-укрытия с использованием судна-носителя и соответствующего спуско-подъемного устройства (СПУ) [233].

Вариант 1. Герметичная металлическая конструкция с двойной оболочкой доставляется судном-носителем в район затопления, позиционируется в заданном месте и опускается на дно с последующим заполнением свободных объемов бетоном через телескопический трубопровод (рис. 4.11 и 4.12). Масса металлоконструкции составляет 1250 т, объем заполнения бетоном — до 25 000 м³.

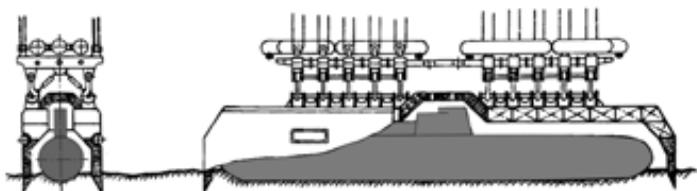


Рис. 4.11. Установка металлоконструкции над АПЛ (вариант 1)

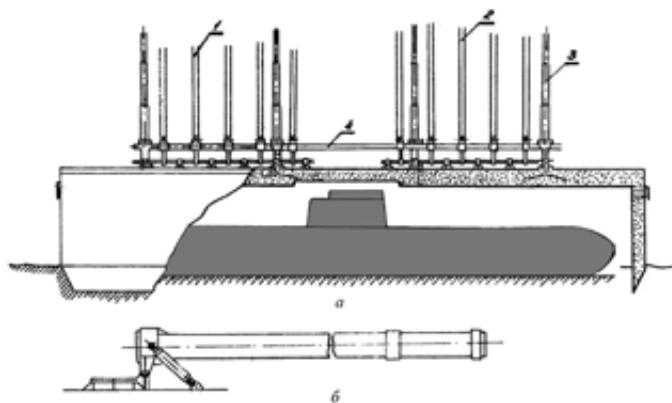


Рис. 4.12. Принципиальная схема заполнения укрытия (вариант 1) бетоном:
а — подвод бетонопроводов, б — трубопровод в походном положении; 1, 2 —
кормовое и носовое СПУ, 3 — телескопический трубопровод, 4 — рабочая платформа

Вариант 2 отличается от предыдущего практически полным уменьшением объемов бетонирования на глубине. Укрытие представляет собой короб, образованный из прямоугольных железобетонных конструкций, сверху закрытых металлической решеткой. Все стыки самоуплотняются, что обеспечивает герметичность оболочки над АПЛ (рис. 4.13).

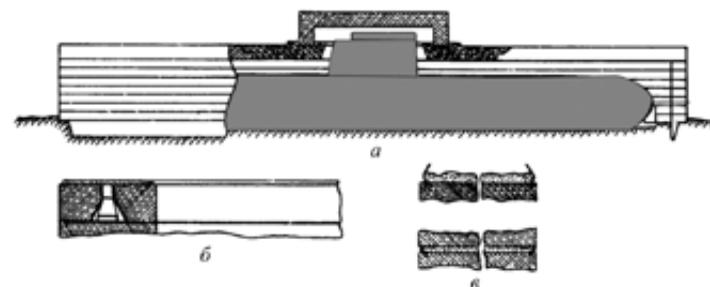


Рис. 4.13. Принципиальная схема укрытия (вариант 2) из железобетонных конструкций: а — общий вид, б — фиксатор, в — самоуплотняющееся соединение

Вариант 3 представляет собой металлическую коробку-опалубку, устанавливаемую на АПЛ и заливаемую впоследствии жидким бетоном ковшами-грейферами. В результате лодка покрывается бетонной оболочкой, что предотвращает выход радиоактивных веществ в морскую воду (рис. 4.14).

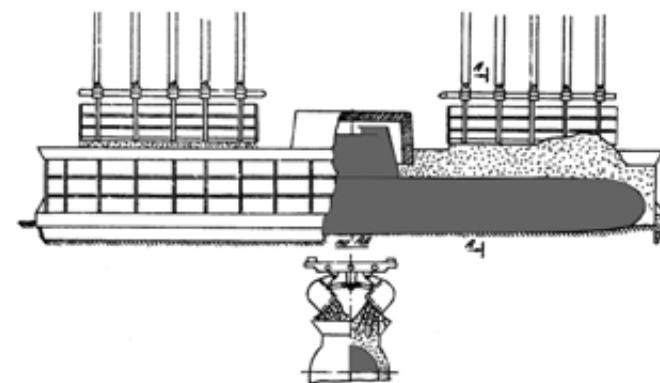


Рис. 4.14. Принципиальная схема композитного укрытия из бетона (вариант 3)

Оценка защитных радиационных свойств укрытия по варианту 1 была проведена в [76]. Рассмотрены два сценария: гипотетический (техногенные радионуклиды не выходят за пределы укрытия в течение 10 тыс. лет) и реалистичный

(укрытие обеспечивает безопасность в первые 100 лет, а затем в результате образования разрастающегося количества микротрещин в оболочке коэффициент диффузии увеличивается и достигает стократного превышения по отношению к начальному состоянию). Для расчета распространения радионуклидов в морской среде использовалась программа MIGRA, разработанная в Главном институте ВНИПИЭТ в Санкт-Петербурге.

Из всего набора образовавшихся в реакторе радионуклидов в качестве характерных представителей выбраны долгоживущие реперы ^3H , ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{129}I . Результаты оценок их исходного накопления в реакторе и содержания в морской воде внутри АПЛ приведены в табл. 4.2.

Таблица 4.2. Общее количество активности реперных радионуклидов, накопившихся в реакторе, и их начальные концентрации, принятые для моделирования

Радионуклид	Период полураспада, лет	Общее количество активности в реакторе, Бк (Ки)	Концентрация в воде внутри АПЛ, Бк/л (Ки/л)
^3H	12,3	2,4E+13 (566)	1,5E+6 (4,0 E-5)
^{137}Cs	30,0	3,2E+15 (84 600)	2,4E+6 (6,0 E-5)
^{239}Pu	2,41E+4	4,8E+12 (129)	3,5E+5 (9,2 E-6)
^{129}I	1,57E+7	8,5E+8 (0,023)	5,9E+1 (1,6 E-9)

Расчеты показали, что при первом варианте герметизации АПЛ ^3H , ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{129}I будут удерживаться внутри укрытия до 5000 лет. Далее, пропитав за это время его бетонную оболочку, радионуклиды в концентрациях ниже допустимых значений станут поступать в морскую воду. Во втором варианте уже через 100—150 лет в результате питтинговой (язвенной/точечной) коррозии металлоконструкции и образования локальных микротрещин в бетоне концентрация техногенных радионуклидов в местах их выхода в морскую воду будет превышать допустимые концентрации, а через 200—300 лет подобный выход радионуклидов будет наблюдаться по всей поверхности укрытия, контактирующей с морской водой.

Захоронение АПЛ на дне кроме преимуществ (в частности, кажущейся простоты приведенных выше подходов) имеет и серьезные скрытые сложности. За последние десятилетия накоплен большой опыт подачи бетонных смесей с помощью трубопроводного гидротранспорта как в пресной, так и в соленой воде, но на глубины до 50—100 м [71; 241].

По данным [21], возможность сохранения подвижности растворов и смесей на основе широко используемых цементов при подаче на глубину 1700 м, где находится АПЛ «Комсомолец», представляет большую сложность и требует спе-

циальной подготовки. Бетонная смесь, начав движение сверху при давлении в 1 атм, будет преодолевать изменения, связанные с гидростатическим давлением воды в 170 атм до глубины 1700 м. Кроме того, давление возрастет до 330—350 атм по мере заполнения трубы бетонной смесью, плотность которой в 3,3—3,5 раза выше плотности воды, а также в результате возникновения внутреннего сопротивления в заливаемых конструктивах укрытия.

В этих условиях не исключены деформации окружающих металлических конструкций, нарушение гомогенности струи бетона в трубе и последующие гидравлические удары, которые могут привести к расслоению бетона в изделии и ухудшению его защитных свойств. Для обеспечения непрерывного потока бетонной массы, регулировки и контроля скорости ее подачи (литья), а также предотвращения пробкообразования и прорыва морской воды в бетонный поток необходимы специальные конструктивно-технологические мероприятия на начальном этапе подготовки системы к выполнению подобных работ.

Особые требования будут предъявлены к бетонной смеси, которая должна обладать следующими свойствами [66]:

- высокой пластичностью и текучестью;
- большим сроком начала схватывания;
- эрозионной стойкостью и водонепроницаемостью;
- отсутствием трещинообразования при твердении.

АПЛ «К-159». Специалисты СПМБМ «Малахит» кроме варианта подъема с использованием судоподъемного комплекса также рассмотрели способы изоляции АПЛ на грунте (оставление на месте) с сооружением дополнительной защиты [77]. Однако прежде чем приступать к разработке и выбору вариантов изоляции на месте, они считают необходимым предъявить важное требование — конструкции должны допускать возможность подъема лодки в будущем (табл. 4.3).

Таблица 4.3. Основные характеристики способов изоляции АПЛ на месте [77]

Тип укрытия	Длина, м	Ширина, м	Высота, м	Масса, т	Возможность подъема АПЛ	Необходимость постройки спецсудна
Засыпка грунтом	140	10/30	18	100 000	Нет	Не требуется
Заливка бетоном	120	12	14	50 000	Нет	Не требуется
Сборка железобетонных блоков	120	16	15	16 000	Да	Требуется
Ангар из монолитного железобетона	130	18	16	5 000	Да	Требуется

Табл. 4.3 (окончание)

Тип укрытия	Длина, м	Ширина, м	Высота, м	Масса, т	Возможность подъема АПЛ	Необходимость постройки спецсудна
Плавающий железобетонный ангар	140	25	15	6 000	Да	Не требуется
Заглубление в траншею	130	20	16	75 000	Нет	Требуется

Из всех представленных в табл. 4.3 типов укрытий наиболее перспективным является вариант опускания на АПЛ заранее изготовленного железобетонного или металлического ангара. Это наиболее отработанный способ, но он требует дополнительного строительства спуско-подъемного комплекса (спецсудна). Имеется опыт монтажа водопропускных сооружений при строительстве дамбы, защищающей Санкт-Петербург от наводнений. Тысячетонную железобетонную конструкцию буксировали по воде к месту установки и затем погружали на дно путем затопления водой цистерн плавучести.

Специалисты СПМБМ «Малахит» проработали несколько вариантов конструкций укрытия: железобетонный ангар, стальной ангар и композитный ангар.

Железобетонное укрытие представляет собой ангар с вертикальными стенками и цилиндрической (параболической) крышей (рис. 4.15). Его торцевые стенки могут быть как круглыми, так и плоскими. При толщине стенок и крыши 200 мм, а основания 300 мм масса такого укрытия составит 3000 т, отрицательная плавучесть — около 1900 т. Очевидно, что для транспортировки и установки предлагаемой конструкции необходим судоподъемный комплекс. При этом вместо крупногабаритных захватов устанавливают грузовые траверсы, к которым крепят железобетонный ангар. Стыковку ангара и судоподъемного комплекса выполняют в погружном доке. Морская часть операции установки аналогична обеспечению операции по подъему АПЛ.

Если изготовить ангар из стали с защитным покрытием, то он будет легче и при сохранении необходимых размеров его масса составит около 1200 т. В этом случае его транспортировка станет возможна на специально построенном понтоне, а установка на затонувшую АПЛ — с помощью плавкрана грузоподъемностью более 1200 т. Для этой цели можно, например, использовать краново-монтажное судно «Станислав Юдин» проекта 2096 постройки финской фирмы «Вяртсиля» (рис. 4.16). Поскольку поднимаемая конструкция обладает значительной массой и по геометрическим характеристикам сопоставима с самим крановым судном, потребуется дополнительное обеспечение для предотвращения вращения ангара на гаке и его возможного навала. В этом случае

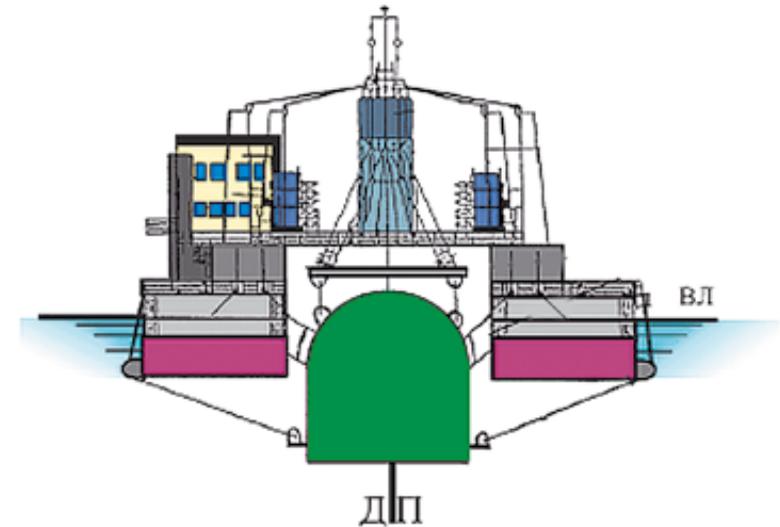


Рис. 4.15. Спуско-подъемный комплекс, состыкованный с ангаром укрытием (ДП — диаметральной плоскости, ВЛ — ватерлиния)

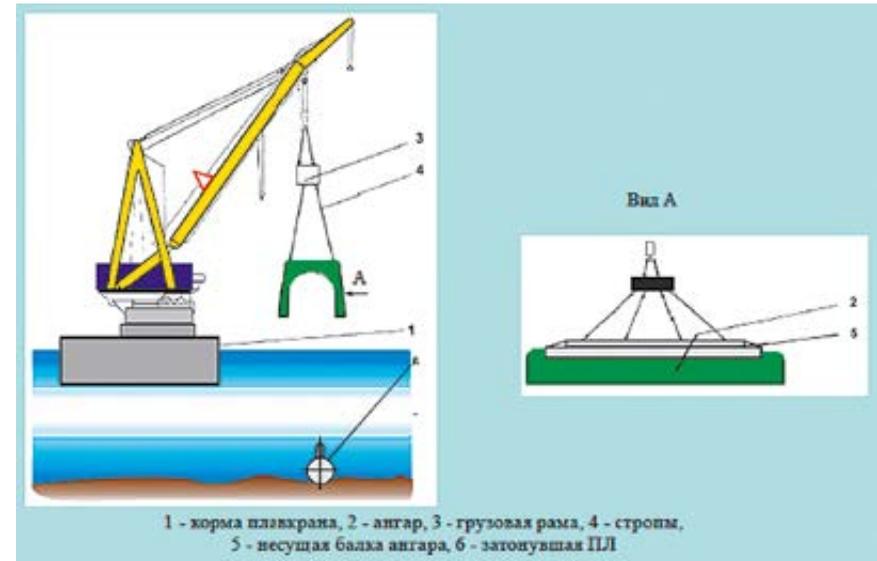


Рис. 4.16. Схема постановки ангара плавучим краном «Станислав Юдин»

дополнительно предстоит решить проблему наведения ангара на затонувшую АПЛ в процессе его погружения.

Чтобы исключить необходимость в дорогостоящем судоподъемном комплексе или краново-монтажном судне, целесообразно использовать плавающий ангар с композитным корпусом. В этом случае вдоль железобетонного корпуса закрепляют стальные цилиндры, которые служат цистернами плавучести. Они рассчитаны на давление, соответствующее глубине 250 м. Под ними находятся легкие балластные цистерны. Заполнение балластных цистерн водой при переходе укрытия из надводного положения в подводное предназначено для обеспечения небольшой отрицательной плавучести в процессе погружения, а полное заполнение после опускания ангара на АПЛ — для придания ему отрицательной плавучести и заглубления в грунт.

Укрытие обладает в подводном положении нулевой плавучестью и не требует для погружения мощного плавкрана. Однако при спуске его необходимо удерживать стропами, чтобы гарантировать заданную ориентацию и остановку спуска перед соприкосновением с дном (рис. 4.17).

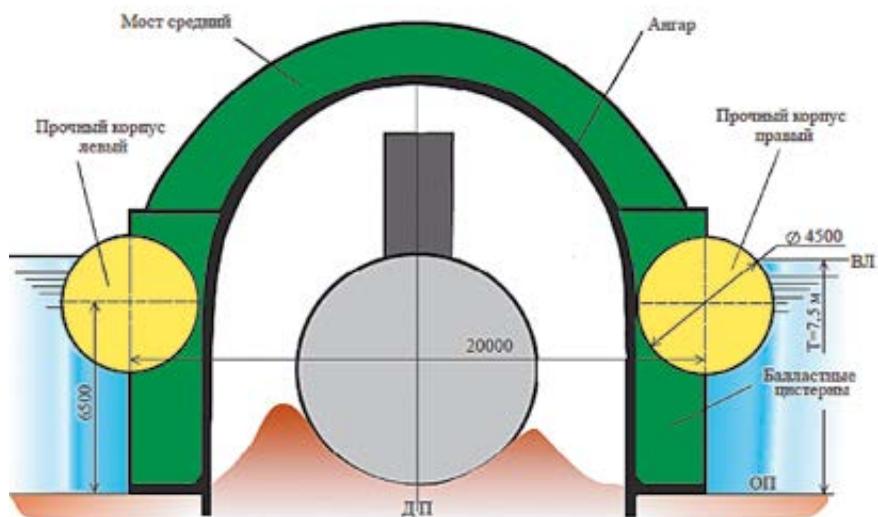


Рис. 4.17. Схема укрытия с композитным корпусом в поперечном сечении

Сравнительные характеристики, выполненные СПМБМ «Малахит», для рассмотренных выше вариантов укрытий приведены в табл. 4.4.

Таблица 4.4. Основные характеристики подводных укрытий [77]

Параметр	Размеры судоподъемного комплекса	Железобетонный саркофаг	Плавающий саркофаг с композитным корпусом	Металлический (стальной) саркофаг
Длина, м	82,5	110	140	120
Ширина, м	38,8	14,5	24,5	20,0
Высота, м	34	17	17	17
Осадка, м	3,6	—	7,5	—
Водоизмещение, т	5600	2500	6100	1280
Обеспечение	—	Судоподъемный комплекс	4 понтона по 100 м ³	Баржа-транспортёр, крановое судно грузоподъемностью 1500 т, 2 понтона по 100 м ³
Относительная стоимость	1,0	0,96	0,37	0,29

Примечание. Согласно оценкам СПМБМ «Малахит» по состоянию на 2010 г. стоимость судоподъемного комплекса при изготовлении в Нидерландах составит примерно 1300 млн руб., при тех же условиях на «Балтийском заводе» — 1500 млн руб.

Проектные проработки позволили рассмотреть несколько вариантов изготовления и установки укрытия над затонувшей АПЛ «К-159». Для дальнейшего рассмотрения наиболее приемлемыми из них и примерно равноценными признаны:

- стальной ангар с антикоррозионным покрытием, погружаемый с помощью плавкрана;
- железобетонный ангар со встроенными стальными понтонами и прочными цистернами, придающими ему плавучесть и мореходные качества, которые обеспечат его буксировку морем и погружение на затонувшую АПЛ.

4.3.2. Типовые технологические схемы подъема затопленных объектов

Анализ типов ядерно и радиационно опасных объектов, затопленных в Карском море и рекомендованных к рассмотрению в качестве объектов реабилитации, позволяет разделить их на следующие подгруппы:

- атомные подводные лодки;
- реакторные отсеки атомных подводных лодок;
- реакторный отсек атомного ледокола;
- надводные суда (пароходы, баржи, лихтеры и пр.).

Все потенциальные объекты реабилитации представляют собой крупногабаритные корабельные конструкции. После затопления процедура подъема является составной частью их жизненного цикла, для которой существуют специальные технологические схемы.

Выбор технологической схемы подъема в значительной степени зависит от технического состояния затопленных объектов. Напомним, что в настоящее время не все затопленные и затонувшие АПЛ отличаются идеальной прочностью конструкций. В частности, у АПЛ «Комсомолец» повреждена носовая оконечность, а АПЛ «К-159» имеет существенные разрушения легкого корпуса. Через 50—70 лет прокорродируют и станут непрочными корпуса барж, лихтеров и булей реакторных отсеков. Через 150—200 лет проблемы возникнут в случае необходимости подъема реакторных отсеков с ОЯТ и без него (потеряют прочность крепления реакторов и узлов ЯЭУ, частично прочный корпус и др.). Со временем подъем затонувших и затопленных объектов, особенно с ОЯТ, осложнится и потребует гораздо больших усилий, чем в настоящее время.

В основу выбора методов подъема применительно к неаварийным объектам положены технические средства и соответствующие системы управления параметрами движения поднимающего корабля [59; 20; 259; 117; 116]. В соответствии с этими признаками методы подъема условно разделяют на следующие группы и подгруппы:

1. Подъем с помощью механических усилий:

- плавкранами, килекторами, крановыми судами;
- вытягивание на берег системой линей, лебедок и т. д.

Методы этой группы позволяют управлять движением поднимаемого объекта, меняя по мере необходимости величину и распределение подъемных усилий.

2. Подъем с использованием сил плавучести:

- осушение затопленных отсеков откачкой воды;
- осушение отсеков методом продувки сжатым воздухом;
- подъем корабля с помощью судоподъемных понтонов;
- вытеснение воды из отсеков путем заполнения их плавучими материалами.

Характерная особенность методов этой группы состоит в том, что управление величиной и распределением подъемных сил возможно только до начала движения корабля. После отрыва от грунта всплытие корабля приобретает динамический характер, что требует принятия особых мер предосторожности.

3. Комбинированные методы подъема, предполагающие совместное использование механических усилий и сил плавучести. При этом основная часть подъемных усилий создается силами плавучести, а механические усилия при-

меняются для преодоления отрывного сопротивления и осуществления управляемого подъема. Наиболее широко применяют комбинированные методы с использованием судоподъемных понтонов, плавкранов, осушения отсеков откачкой воды и др.

Иногда к комбинированным методам относят судоподъем, выполняемый с использованием одинаковых по природе подъемных усилий, но разных по конструкции технических средств. Наиболее часто встречается применение понтонов вместе с откачкой воды из отсеков или заполнение отсеков вспененным полистиролом.

Практическое осуществление каждого метода судоподъема предполагает выполнение на объекте соответствующих водолазных и такелажных работ (рис. 4.18).



Рис. 4.18. Подготовка водолазов к обследованию затопленных объектов с борта водолазного судна типа ВМ [117]

Например, подъем с помощью плавкранов заключается в проведении следующих работ:

- водолазное обследование;
- прикрепление подъемных стропов к корпусу корабля;
- подъем корабля на поверхность воды;
- откачка воды из отсеков или слив ее через имеющиеся или специально проделываемые отверстия;
- постановка на плавсредство или отмель (берег).

Подъем с использованием килекторов, плавкранов и других механических средств может быть осуществлен при их достаточной грузоподъемности (рис. 4.19). При использовании этого способа основное внимание уделяют закреплению подъемных стропов на корпусе затопленного объекта.

Подъем с использованием внешних сил плавучести предусматривает применение понтонов. Этот способ значительно сложнее двух предыдущих, поэтому решение о его использовании принимается в последнюю очередь. При невозможности подъема только одним из основных способов рассматривают варианты их комбинирования.

Специфическими особенностями подводной лодки, препятствующими ее подъему, являются:

- реальная опасность повторного затопления одной оконечности из-за смещения воздушных подушек внутри прочного корпуса (во время его продувки) при наличии негерметичности межотсечных переборок;
- большая толщина прочного корпуса, затрудняющая разделку на части;
- наличие резинового покрытия на легком корпусе, что затрудняет работы по электрокислородной резке и заведению подкильных проводников;
- большая насыщенность внутреннего объема оборудованием и узость шахт входных люков, затрудняющие доступ водолазов внутрь прочного корпуса и работу в нем.

Использование вспененного полистирола для подъема подводной лодки неадекватно из-за отсутствия больших свободных объемов внутри прочного корпуса, а также возможности вытеснения воды из прочного корпуса и цистерн главного балласта сжатым воздухом.

Пример подъема с помощью понтонов надводного корабля (НК) и подводной лодки приведен на рис. 4.20.

Выбор метода подъема затонувшего корабля проводят в каждом конкретном случае, исходя из учета и анализа следующих факторов:

- класса, типа корабля, его размеров, причин затопления и технического состояния;
- глубины затопления и положения корабля на грунте, характера и рельефа грунта;



Рис. 4.19. Килектор и плавучие краны, используемые для подъема затонувших и крупногабаритных морских объектов [117; 116]



Рис. 4.20. Подъем с помощью понтонов надводного корабля и подводной лодки [116]

- наличия точных данных по кораблю и технической документации;
- удаленности места затопления от мест базирования;
- гидрометеорологических особенностей района затопления корабля;
- времени года, в которое намечено выполнение судоподъемных работ;
- наличия обеспечения и судоподъемных средств в районе.

В упрощенном виде процесс подъема затопленных надводного корабля и подводной лодки можно представить в виде схем, приведенных на рис. 4.21—4.24.

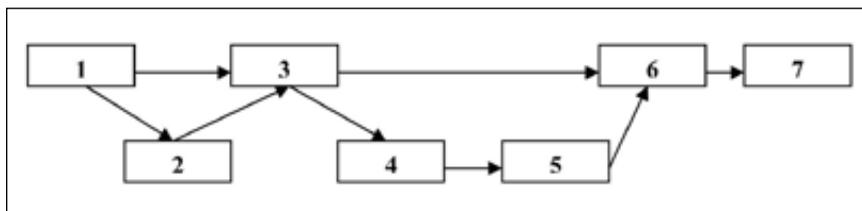


Рис. 4.21. Схема подъема корабля методом откачки воды из отсеков: 1 — водолазное обследование, 2 — спрямление корабля, 3 — герметизация корпуса, 4 — прикрепление стропов к корпусу корабля, 5 — остропка понтонов или плавкранов для обеспечения устойчивости, 6 — установка шахт и коффердамов, 7 — откачка воды и подъем корабля на поверхность

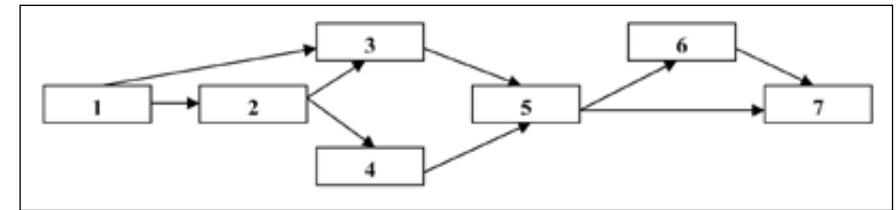


Рис. 4.22. Схема подъема корабля с использованием плавкрана: 1 — водолазное обследование, 2 — разделка корабля на части, 3 — заведение стропов под корпус корабля, 4 — закрепление стропов за прочные корабельные конструкции, 5 — подъем корабля и (при необходимости) постановка его на отмель, 6 — герметизация корпуса корабля, 7 — откачка или слив воды из отсеков, постановка корабля на плавсредство или отмель

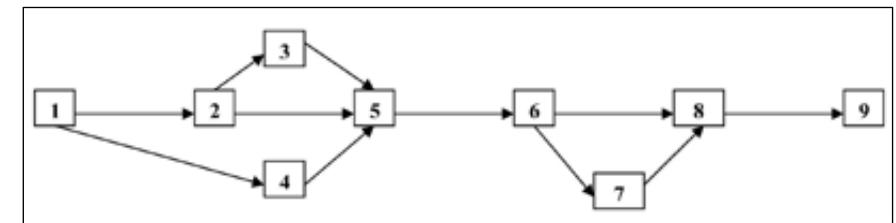


Рис. 4.23. Схема подъема корабля судоподъемными понтонами: 1 — водолазное обследование, 2 — грунтоуборочные работы, подготовка котлованов, 3 — спрямление корабля, 4 — крепление стропов за прочные конструкции корпуса, 5 — заведение подъемных стропов под корпус корабля, 6 — остропка и найтовка понтонов, 7 — подача в отсеки вспененного полистирола, 8 — продувка понтонов и подъем корабля на поверхность, 9 — герметизация корпуса, откачка воды, постановка корабля на плавсредство

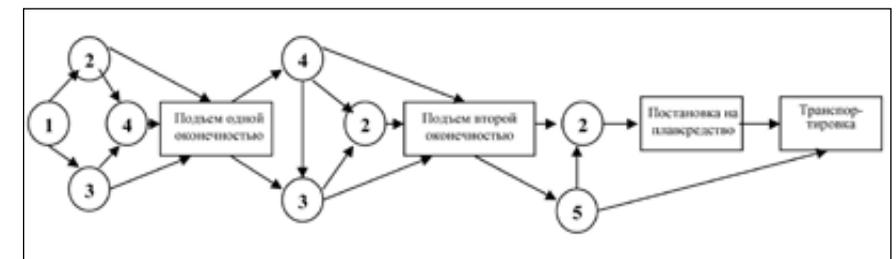


Рис. 4.24. Общая схема подъема подводной лодки: 1 — водолазное обследование, 2 — восстановление собственной плавучести, 3 — приложение внешних сил плавучести, 4 — приложение механических усилий, 5 — перевод на мелководье

При выборе схемы подъема подводной лодки в первую очередь рассматривают возможность восстановления ее собственной плавучести за счет осушения внутренних объемов прочного корпуса и продувания цистерн главного балласта. Удаление воды из прочного корпуса возможно двумя способами:

- вытеснением сжатым воздухом;
- откачкой (на доступных глубинах).

Одновременно общая схема подъема подводной лодки может предусматривать как раздельное, так и совместное применение известных способов:

- подъема непосредственно на поверхность;
- первоначального подъема первой оконечностью с последующим перераспределением и наращиванием сил для подъема второй оконечности.

В связи с конструктивными особенностями подводной лодки применение этих способов не требует расчета прочности элементов корпуса на гидростатическое давление. Однако признано обязательным проверять ее остойчивость при всплытии и при необходимости предусматривать соответствующие меры по ее обеспечению.

4.3.3. Подъем разрушающихся затопленных объектов

Возможность использовать криотехнологии для ремедиации загрязненных донных отложений и подъема конструктивно ослабленных объектов на поверхность была предложена и реализована в 2000 г. в Технологическом университете Лулеа (Швеция) [388]. Для этих целей были созданы различные типы аппаратов, а также вертикальные и плоские замораживающие ячейки, которые подстраивают под типы объектов, учитывая их грузоподъемность и варианты дальнейшей транспортировки (рис. 4.25).



Рис. 4.25. Кривоустановка с вертикальной и плоской замораживающими ячейками [388]

В 2004—2005 гг. эта технология была успешно применена для подъема объектов с глубины 130 м во время работ по спасению шведского летательного аппарата (рис. 4.26).

По мнению разработчиков, метод криогенной заморозки может быть применим и для решения более сложных задач включая подъем аварийных объектов (рис. 4.27).



Рис. 4.26. Схема подъема и извлеченные фрагменты летательного аппарата с глубины 130 м [388]

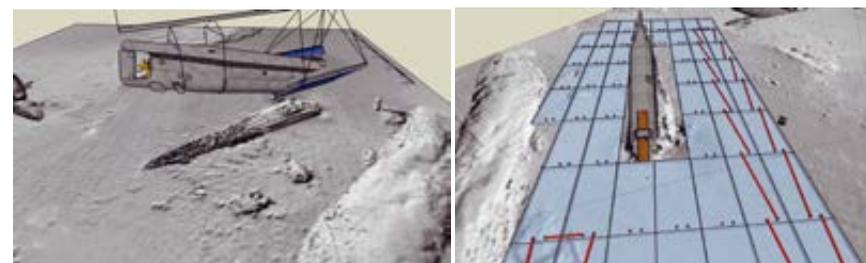


Рис. 4.27. Принципиальная схема подъема аварийной подводной лодки [388]

4.3.4. Реабилитация донных отложений, загрязненных радиоактивными веществами

Работы, связанные с удалением загрязненного радиоактивными веществами грунта в бухте Чажма (Приморский край), образовавшегося в результате аварии ЯЭУ на АПЛ «К-431» в 1985 г. на ФГУП «30 СРЗ» ВМФ с выбросом радиоактивных веществ и ядерного топлива в окружающую среду [239; 238], можно по праву отнести к позитивному опыту проведения реабилитационных работ в шельфовой зоне.

В первые дни и месяцы после аварии реабилитации подверглись территория судоремонтного завода, загрязненные здания и сооружения (загрязнение на 99% определяется ^{60}Co). В течение последующих 10 лет были удалены наибо-

лее загрязненная область радиоактивного следа в районе гравийного карьера, очищены акватория бухты Чажма у причальной стенки и фарватер. В 2002 г. проведена реабилитация дна озера-котлована и прилегающей к нему территории (рис. 4.28 [38]).

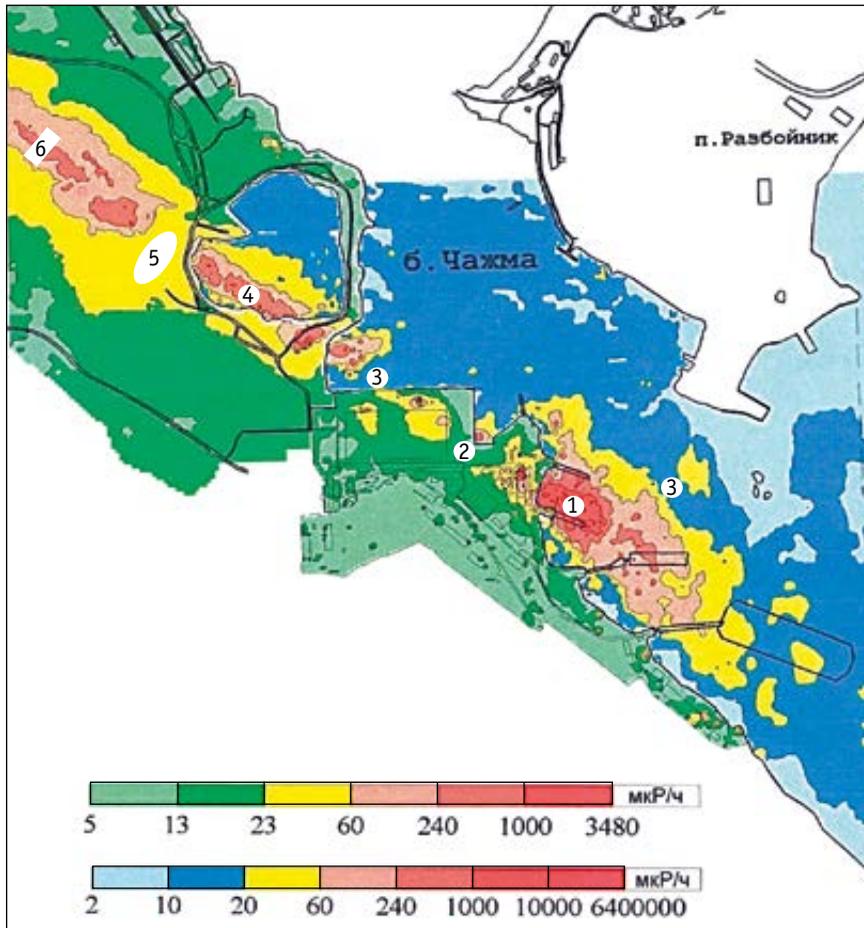


Рис. 4.28. Участки реабилитации сооружений, территорий и акваторий на радиоактивном следе, образовавшемся в результате аварии ЯЭУ на АПЛ «К-431» в бухте Чажма в 1985 г.: 1 — место аварии, 2 — судоремонтный завод, 3 — бухта Чажма, причальная стенка, фарватер, 4 — озеро-котлован, 5 — гравийный карьер, 6 — траншейное хранилище НАО ТРО

Сооружения реабилитировали путем дезактивации, замены оборудования, блоков и конструкций на новые, территории — удалением загрязненной почвы и покрытий, засыпкой чистыми материалами и рекультивацией, акватории —

с использованием дноуглубительной техники и путем откачки воды с дальнейшим изъятием загрязненного грунта (озеро-котлован).

Сразу после аварии радиоактивные предметы и материалы, оказавшиеся на пирсах и территории завода, подпадавшие под категорию ВАО, САО ТРО, собирали в контейнеры и помещали в бетонные хранилища приземного типа. Менее активные (асфальтовые и бетонные покрытия, почва и пр.), относящиеся к категории НАО ТРО, навалом свозили в хранилища траншейного типа, одно из которых разместили в лесном массиве на радиоактивном следе на удалении 2 км от завода (реабилитировано в 1993 г.), другие были созданы на территории береговой базы в бухте Сысоева (7 км от места аварии). Гравий из карьера, оказавшегося на радиоактивном следе, после рекультивации до уровня менее 0,3 мкЗв/ч использовали для выравнивания площадок, отсыпки дорог вне населенных пунктов, строительства фундаментов технических сооружений и пр. Работы по реабилитации донных отложений на морских акваториях можно разделить на деятельность, относящуюся к закрытым и открытым водоемам. К первому виду можно отнести подготовку в 2002 г. озера-котлована для производственных нужд, ко второму — реабилитацию внутренней части акватории бухты Чажма (см. рис. 4.28).

Процессы подготовки и реабилитации сводились к следующему: проводили предварительное картографирование гамма-поля донных отложений (мощность дозы определяли погружным радиометром, радионуклидный состав — донным гамма-спектрометром); из озера-котлована откачивали морскую воду в бухту Чажма, повторно проводили гамма-картографирование подсохшего дна; выделяли участки, соответствующие ТРО; извлекали ТРО из донных отложений и помещали в металлические контейнеры, которые после паспортизации отправляли на временное хранение на береговую базу в бухте Сысоева.

Области радиоактивного загрязнения с уровнями менее 0,3 мкЗв/ч оставляли на естественную дезактивацию, области с уровнями более 0,3 мкЗв/ч рекультивировали техническими средствами до уровней менее 0,3 мкЗв/ч. Завершающий этап включал: радиационное картографирование, независимую экспертизу контролирующими органами, подписание актов приемки ТРО, а также реабилитированных участков территорий и акваторий, передачу соответствующих участков для дальнейшего использования в хозяйственных нуждах (рис. 4.29 и 4.30 [43; 137]).

Удаление радиоактивного грунта у причальной стенки и на фарватере в бухте Чажма (см. рис. 4.28, точка 3) изначально не имело целью проведение реабилитационных работ. Необходимо было углубить фарватер для подводки к причальной стенке судов, имеющих осадку до 10 м. Уровни гамма-излучения в этих местах были невысоки от 1 до 150 мкЗв/ч. Однако после дноуглубительных работ они понизились до 0,3—0,5 мкЗв/ч, а в 1998 г. в результате радиоактивного распада ^{60}Co стали соизмеримы с фоном — 0,1—0,2 мкЗв/ч.

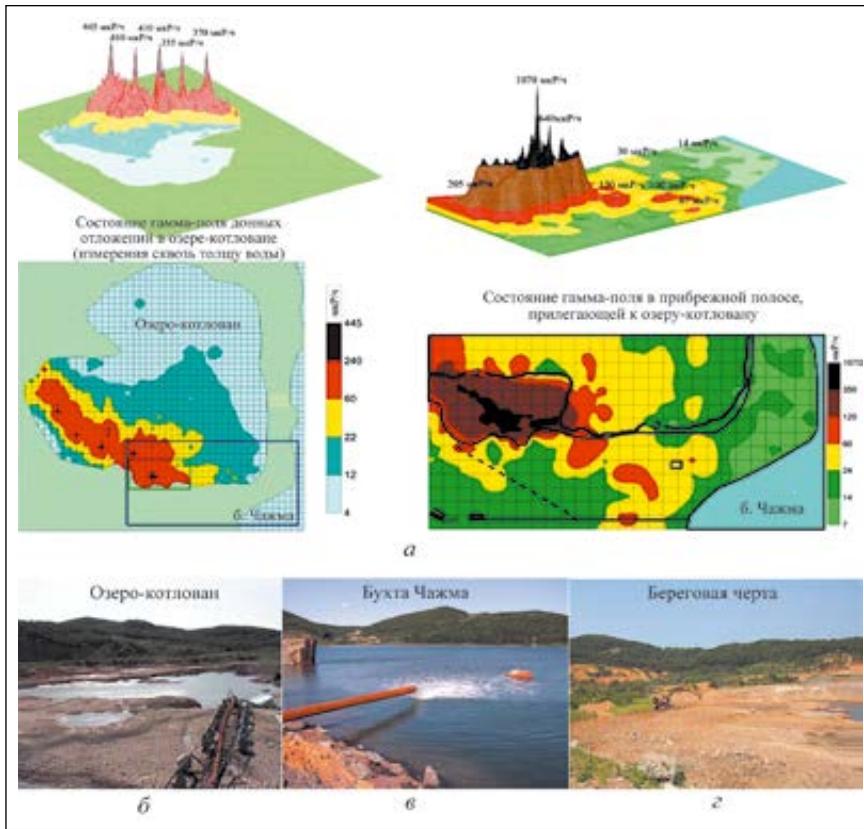


Рис. 4.29. Начальные этапы реабилитации радиоактивного загрязнения дна озера-котлована: а — картографирование, б, в — откачка воды в бухту Чажма, г — рекультивация береговой черты

Сопутствующая дноуглубительным работам реабилитация оказалась вполне успешной, так как существовало опасение, что использование дноуглубительного судна с негерметичными для морской воды трюмами могло привести к рассеянию радиоактивных веществ в прилегающей зоне. Радиационное картографирование донных отложений показало, что участки реабилитации оказались практически полностью очищенными от радиоактивных веществ и в прилегающих зонах не было зафиксировано повышенного загрязнения дна по сравнению с исходным состоянием. Важную роль в этом сыграло перемешивание в трюмах чистого грунта, изъятю на глубине 2—3 м, с поверхностным 5—15-сантиметровым слоем донных отложений (илом), в котором были сосредоточены радиоактивные вещества, что не позволило радиоактивности выйти за пределы судна.

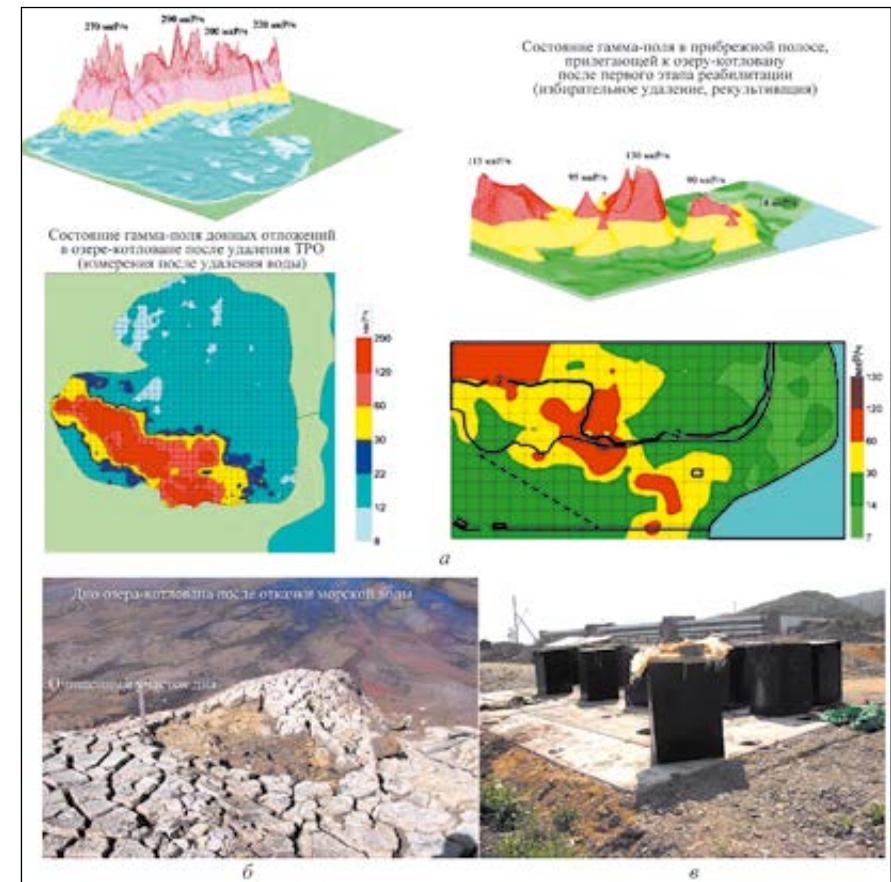


Рис. 4.30. Удаление радиоактивных отходов: а — картографирование после удаления грунта с ТРО, б — участок очищенного дна, в — контейнеры с радиоактивным грунтом

Приведенный выше пример относится к подводно-техническим работам, связанным с расчисткой дна акваторий, подводными земляными, скальными работами, монтажом подводных элементов сборных конструкций, возведением сооружений и пр. В этой области накоплен большой опыт и отработаны соответствующие технологии.

Аналогичный опыт в отечественной и зарубежной практике имеется и при добыче полезных ископаемых, а также минеральных ресурсов континентального шельфа, материкового склона, ложа морей и океанов. Для морской подводной выемки и транспортировки породы применяют землесосные и черпаковые снаряды, передвигающиеся по дну подводные экскаваторы, бульдозеры, используют скреперные установки и пр. Существующие технические средства используются как на мелководье, так и на больших глубинах (рис. 4.31 и 4.32 [256]).

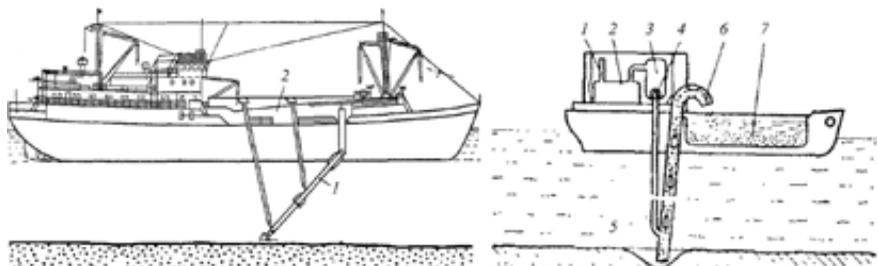


Рис. 4.31. Слева — самоходный снаряд «Нарвский» (1 — волочащийся всос, 2 — грунтовый трюм), справа — эрлифтный земснаряд (1 — всасывающий патрубок, 2 — компрессор; 3 — ресивер, 4 — трубопровод сжатого воздуха; 5, 6 — ввод воздуха и подъемная труба; 7 — трюм)

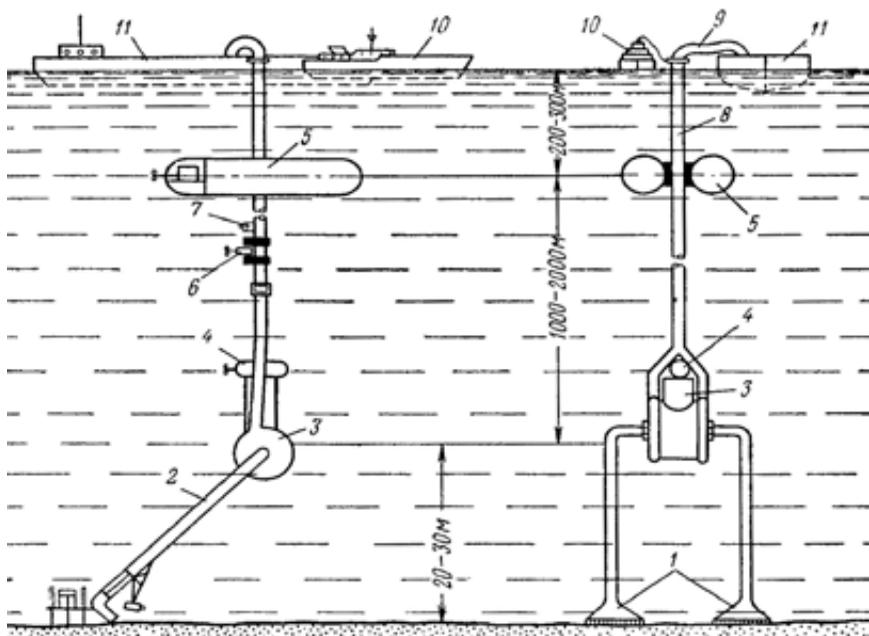


Рис. 4.32. Принципиальная схема гидравлической драги: 1, 2 — всасывающие головки, трубопроводы, 3, 4 — электродвигатели землесосов, 5 — балластный поплавок, 6 — вспомогательные ходовые двигатели, 7 — гироскоп, 8, 9 — напорный и гибкий трубопроводы, 10, 11 — морские катер и баржа

В сфере разработки современных методов промышленной добычи полезных ископаемых в морях и океанах ведутся широкомасштабные исследования в США, Канаде, Франции, Великобритании, Италии, Швеции, Дании, Японии и других странах.

Наряду с россыпями рудных материалов, угля и других полезных ископаемых из морских отложений добывают сырье для строительных работ. Разработкой морских залежей песка и гравия занимаются практически все страны, имеющие выход к морю.

Все это дает основания полагать, что в случае необходимости всегда можно создать или применить существующие морские средства для реабилитации донных отложений, загрязненных радиоактивными веществами.

К подводной расчистке локальных участков дна путем смещения радиоактивного загрязнения можно отнести размыв и перемещение ила под воздействием потока воды. Это можно производить с применением приведенных на рис. 4.31 и 4.32 гидротехнических средств и с использованием грунторазмывочных или грунторыхлительных насадок (рис. 4.33 [256]).



Рис. 4.33. Гидроабразивное устройство с кольцевым гидрорыхлителем

В экстренных случаях на мелководье такую процедуру для освобождения высокоактивных конструкций от ила с последующим их удалением и оставлением низкоактивного загрязнения на дне можно выполнить и с помощью судна (рис. 4.34 [237]). Недостатком данного способа является то, что помимо желаемого

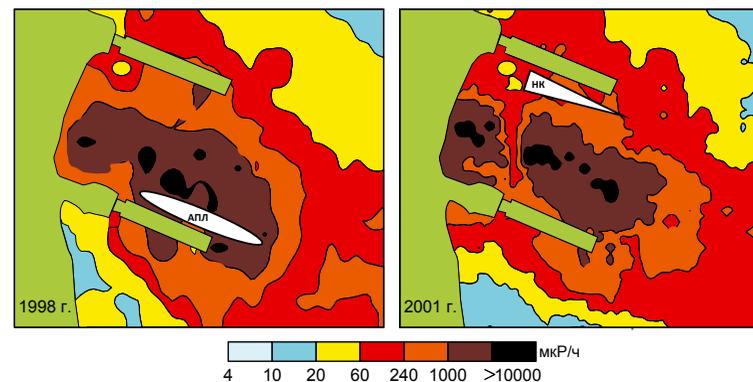


Рис. 4.34. Изменение состояния гамма-поля в результате перемещения ила, загрязненного радиоактивными веществами, подводным потоком, сформированным вращающимися винтами надводного корабля. Показаны положение АПЛ «К-431» при аварии в 1985 г. и положение надводного корабля в 2001 г.)

емых результатов могут произойти расширение и изменение контура границ различных зон радиоактивного загрязнения, а также перемещение радиоактивности в менее загрязненные до этого места.

В итоге из-за опасения, что произойдет ухудшение радиационной обстановки в бухте Чажма в случае применения традиционных методов, до настоящего времени вопрос реабилитации эпицентра аварии (площадь — до 50 000 м²) остается открытым. Однако задачу необходимо решать, так как в результате теплового взрыва, несмотря на то что активная зона реактора после выброса и разрушения осталась в реакторном отсеке АПЛ, часть ее содержимого, включая мелкоразмерные элементы внутриреакторной конструкции и ядерного топлива, попали на акваторию, загрязнили пирсы и прилегающую территорию завода. Реабилитацию бухты не провели [238; 16]. Вследствие этого в эпицентре аварии сохранилась зона сплошного радиоактивного загрязнения (см. рис. 4.34) донных отложений с аномально высокоактивными точечными (менее 5 см) механическими включениями, МЭД гамма-излучения от которых на поверхности дна в десятки-тысячи раз превышает окружающее гамма-поле (рис. 4.35 [237]).

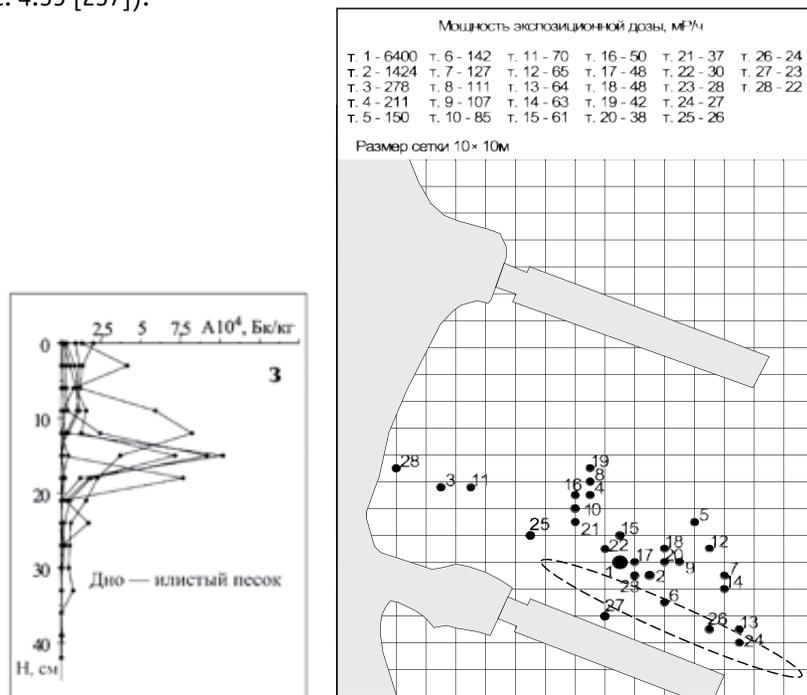


Рис. 4.35. Вертикальное распределение радиоактивных веществ в донных отложениях в зоне сплошного радиоактивного загрязнения и рассеяние фрагментов разрушенной активной зоны реактора в эпицентре аварии относительно АПЛ «К-431» (данные 1998 г.)

Эту проблему можно решить, применив предложенный специалистами Технологического университета Лулеа (Швеция) способ с использованием криотехнологии, тем более что она была ими отработана на практике (рис. 4.36 и 4.37).



Рис. 4.36. Извлечение грунта с техническими малоразмерными конструкциями на мелководье с помощью вертикальной и плоской замораживающих ячеек [388]



Рис. 4.37. Свалка замороженного шлама, поднятого со дна криогенным способом [388]

После четырех суток оттаявший шлам, поднятый со дна, был рассортирован, обработан, а ненужная часть удалена на свалку. Анализ состояния шлама показал, что содержание сухого вещества в нем после криообезвоживания по сравне-

нию с обычным способом извлечения увеличилось с 20—30% до 45%, а в отдельных фракциях достигло 85%, что существенно снизило исходный объем поднятого материала и стоимость последующей обработки.

4.4. Концепция подъема АПЛ

Целью всего комплекса работ по реабилитации морских акваторий в первую очередь является проведение ряда последовательных операций по подъему, транспортировке, постановке в плавучий док затонувших АПЛ, затопленных РО или ТРО. На втором этапе (по необходимости) — удаление загрязненного радиоактивными веществами грунта до уровня допустимых норм.

Анализ приведенных в разделе 4.3.2 типовых технологических схем подъема затопленных объектов свидетельствует об ограниченности их применения по следующим причинам:

- подъем объектов возможен лишь с небольших глубин;
- для подъема необходимо применение водолазов-глубоководников;
- неизвестно техническое состояние объектов, находящихся под водой 30—50 лет;
- в силу сложности погодных условий подъем и транспортировка объектов должны ограничиваться минимальными сроками.

В результате рассмотрения различных вариантов подъема, которым предшествовал комплекс научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ [265] с учетом отмеченных выше недостатков, ФГУП «СПМБМ “Малахит”» приняло решение выполнить разработку технического проекта подъема АПЛ «К-159» на основе варианта судоподъемного комплекса (СПК) голландской фирмы «Mammoet Transport BV» (поставщика комплекса), положительно зарекомендовавшей себя при подъеме АПЛ «Курск» в 2002 г. [367; 254; 82]. Небольшая часть схемных решений по разработке СПК «Гигант» и способа подъема АПЛ, предлагаемого СПМБМ «Малахит», представлены в приложениях 2 и 9 [367; 243].

При выборе способа подъема АПЛ была принята во внимание необходимость соблюдения следующих основных принципов проведения операции:

- средства и оборудование, используемые при подъеме, должны быть испытаны и проверены практикой спасательных и судоподъемных работ;
- подъем должен производиться без использования труда водолазов-глубоководников;
- сила присоса к грунту не должна превышать 25% веса лодки в воде;
- продолжительность операции по подъему и транспортировке АПЛ, исходя из достоверности благоприятного прогноза погоды, не должна превышать пять суток.

В процессе проработки были рассмотрены следующие варианты подъема:

- с использованием судоподъемного комплекса, состоящего из надводной базовой платформы с балластными цистернами, оснащенной системой грузовых лебедок, погружаемого модуля опускаемого с базовой платформы на затонувшую АПЛ с крупногабаритными захватами;
- с использованием судоподъемного комплекса, состоящего из универсального судоподъемного понтона с крупногабаритными захватами, прочными корпусами и балластными цистернами и судна, оснащенного грузоподъемными средствами;
- с использованием надводной платформы, которая строится на двух понтонах типов МАР и ООМ фирмы «Mammoet» и комплектуется этой фирмой грузоподъемными средствами, компенсаторами динамических нагрузок, тросами и несколькими крупногабаритными захватами.

Были рассмотрены и варианты остропки АПЛ:

- снизу с помощью «полотенец»; вариант не может быть реализован, так как обтекатель гидроакустической станции мешает заводке «полотенец» с носа, а корма полностью ушла в грунт;
- сверху с помощью существующих захватов, заведенных на штатные устройства, в рубочном люке, на носовой и кормовой комингс-площадках и рамных шпангоутах 6-го отсека; при этом необходимо вскрытие дополнительных отверстий в обшивке прочного корпуса в районе 2-го отсека (по аналогии с подъемом АПЛ «Курск»); все это, а также вскрытие отверстий в надстройке в районе 6-го отсека и над рубочным люком, требует работы водолазов-глубоководников, что неприемлемо.

В конечном счете по результатам проработки различных вариантов подъема выбран способ остропки АПЛ с помощью крупногабаритных клещевых захватов. Этот вариант признан наиболее целесообразным, так как не требует труда водолазов-глубоководников, а также имеется опыт изготовления и испытания таких захватов в России и США.

Предусмотрен отрыв АПЛ от грунта и ее подъем с помощью грузоподъемного устройства, состоящего из лебедок, полиспастов и стальных канатов, размещенных на специальной плавучей платформе. В качестве платформы признано целесообразным использовать судно-катамаран; при этом погружаемый модуль с захватами, а затем и поднятая АПЛ будут размещены между корпусами, как это было сделано при подъеме АПЛ «Курск» (рис. 4.38).

Количество грузонесущих связей определяется прочностью корпуса АПЛ, к которому прилагаются усилия подъема, и по предварительным оценкам захваты должны удовлетворять следующим требованиям:

- максимальная грузоподъемность — до 750 тс;
- максимальное тяговое усилие подъемных лебедок — до 60 тс;
- минимальная кратность полиспаста (8—10);
- максимальная длина каната, применяемого для подъема, — 2500—3000 м.

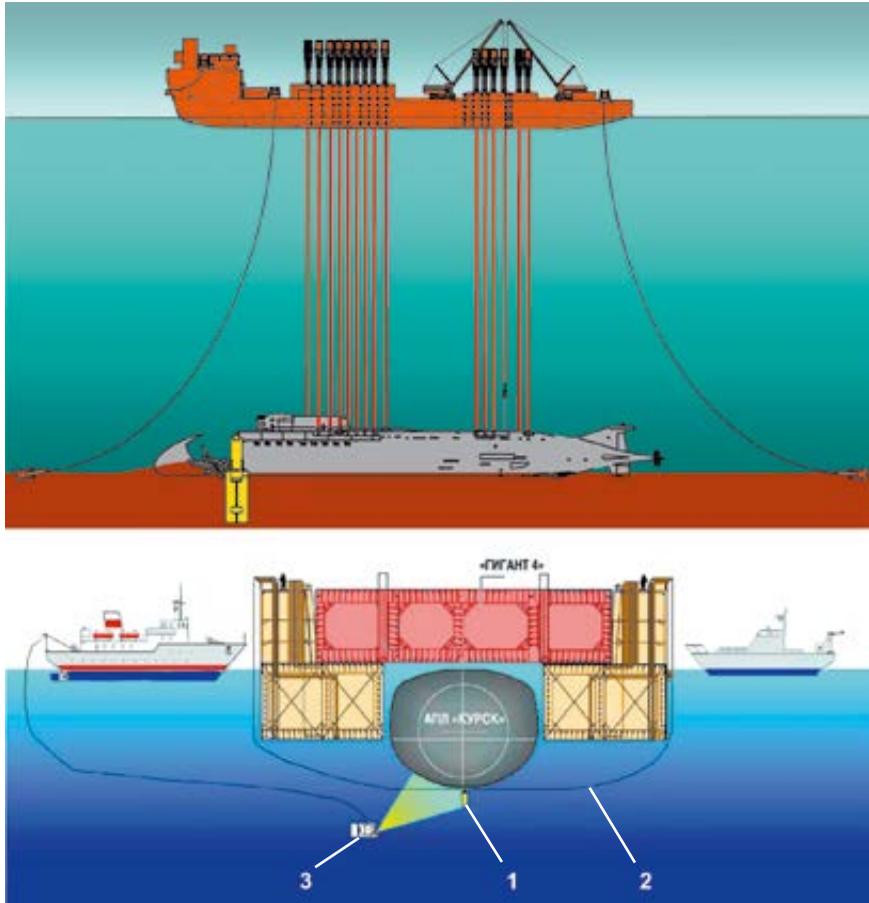


Рис. 4.38. Схема подъема АПЛ «Курск» с помощью судна-катамарана «Гигант-4», сопровождающегося радиационным контролем морской воды [243; 116]:
1 — гамма-спектрометр, 2 — подкильный трос, 3 — подводный аппарат

Нагрузка в грузонесущих связях определяется распределением весов по длине АПЛ. Наиболее тяжелыми являются 5-й, 6-й и 7-й отсеки. На расположение точек приложения подъемных сил влияет также то, что кормовая часть ПЛА заглублена в грунт, а установка захватов в этом районе затруднена.

Кажущаяся на первый взгляд простота подхода в действительности относится к крайне сложному научно-техническому и организационно-методическому комплексу проблем, решение которых впервые с международной помощью удалось реализовать при подъеме АПЛ «Курск». Операция по подъему АПЛ включала несколько этапов [243].

На первом этапе предусматривались отрезка разрушенной части первого отсека и вырезка 26 отверстий в верхней части прочного корпуса. На втором этапе — подъеме «Курска» — главная роль отводилась барже «Гигант-4», на которой были размещены все необходимые технические средства (26 домкратов и компенсаторов с катушками большого диаметра со всей необходимой энергетикой и рабочими средствами), системы навигации, удержания места и пр. Баржу к месту операции переместили при помощи буксиров, на месте раскрепили несколькими якорями. Опускание и заведение зацепов в отверстия в корпусе АПЛ было осуществлено по двум из четырех специальных направляющих тросов, после чего лапы зацепов при помощи гидравлики раздвигались и фиксировались стопорами. На третьем этапе «баржа «Гигант-4» — АПЛ «Курск» была оттранспортирована в Кольский залив (в район пос. Росляково) в плавдоке ПД-50. На четвертом, завершающем этапе в бухте Белокаменка на судоремонтном заводе СРЗ-82 под систему «баржа — АПЛ» завели два L-образных понтона, позволивших поместить ее в гигантский плавучий док ПД-50 (рис. 4.39).

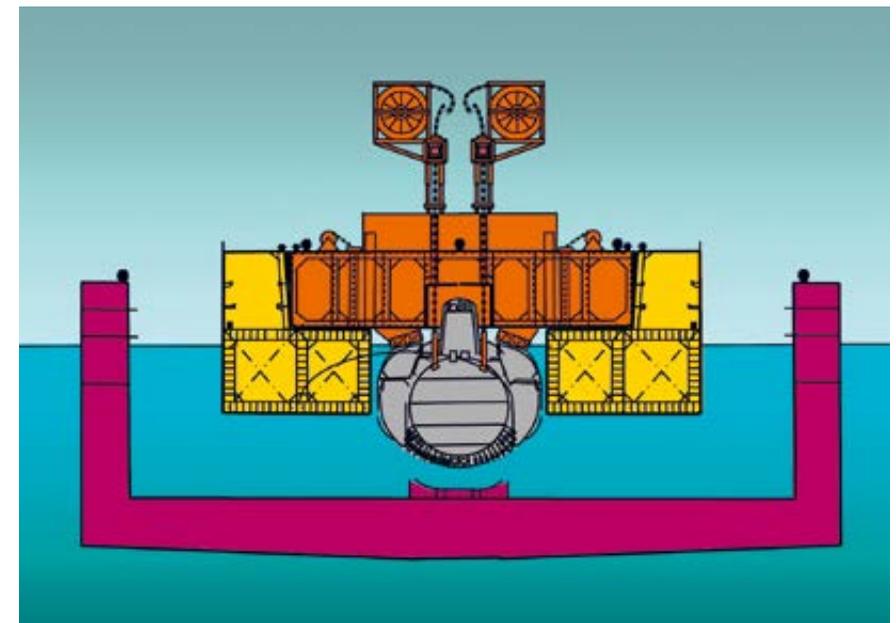


Рис. 4.39. Схема системы «баржа «Гигант-4» — АПЛ «Курск» — понтоны» в доке ПД-50 [243; 116]

Операция по подъему АПЛ «Курск» была успешно завершена и открыла новую страницу в судоподъемном деле. То, что раньше было технически неосуществимо, благодаря новым решениям и технологиям стало реализуемо.

Напомним, что АПЛ «Курск» относилась к лодкам четвертого поколения и значительно превосходила по габаритам и водоизмещению АПЛ «К-159». Достаточно указать, что АПЛ «Курск» вдвое больше самолета «Боинг-747» по длине (154 м и 70 м соответственно) и лишь в два раза меньше Эйфелевой башни (154 и 300 м) [367].

Габариты и водоизмещение АПЛ «К-159» значительно меньше, что облегчит задачу ее подъема с относительно небольшой глубины, тем более что научная база судоподъема затонувших АПЛ в настоящее время достаточно хорошо разработана [174; 130]. Однако по предварительным оценкам проектанта (ФГУП «СПМБМ «Малахит») и заказчика (ВМФ России) стоимость постройки судоподъемного комплекса в интересах подъема АПЛ «К-159» обойдется примерно в 2 млрд руб., а срок ее постройки по данным фирмы «Маммоет» составит около 18 месяцев.

После подъема АПЛ «К-159» необходимо будет преодолеть 8 миль до входа в Кольский залив, что потребует при скорости буксировки 3 узла около трех часов. Общая протяженность маршрута буксировки, включая путь по Кольскому заливу, составит 27 миль.

4.4.1. Состав судоподъемного комплекса

С учетом развития судоподъемных технологий [175] для подъема АПЛ «К-159» предусмотрен вариант использования лебедок с применением крупногабаритных клещевых захватов и системы полиспастов. Судоподъемный комплекс должен состоять из плавучей надводной платформы и погружаемого модуля с захватным устройством, оснащенным шестью захватами (проект ФГУП «СПМБМ «Малахит»» 2004—2006 гг., см. приложение 2).

Надводная платформа представляет собой несамостоятельное судно-катамаран. Два корпуса катамарана соединены носовым и кормовым мостами. В пространстве между корпусами катамарана установлен погружаемый модуль с захватами. По длине комплекса размещены захваты в соответствии со схемой их последующей установки на корпусе затонувшей АПЛ. Каждый захват через систему полиспастов соединен с двумя лебедками надводной платформы. Суммарное усилие подъема, которое может развить грузоподъемное устройство, составляет 4500 т (рис. 4.40).

Проектом предусмотрено оборудовать надводную платформу восемью швартовными (якорными) лебедками, связанными в единую систему динамического позиционирования, которая должна обеспечивать установку и удержание платформы над местом работ в автоматическом режиме с отслеживанием изменения внешних нагрузок.

На платформе намечено также установить энергетический модуль, жилой комплекс с необходимым оборудованием и запасами, два гусеничных крана грузо-

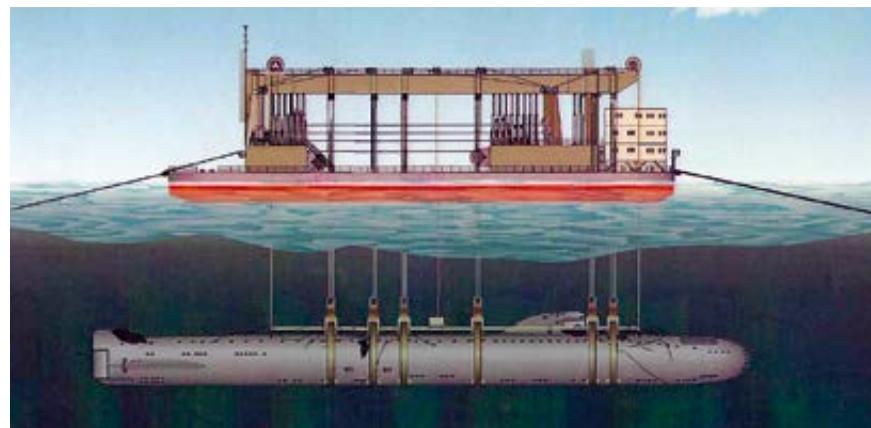


Рис. 4.40. Схема подъема АПЛ «К-159» на поверхность с помощью судоподъемного комплекса

подъемностью 50 т каждый и малогабаритный телеуправляемый (ТПА) подводный аппарат «Тайгер» в мобильном варианте (рис. 4.41).



Рис. 4.41. Внешний вид аппарата «Тайгер»

Технические характеристики аппарата «Тайгер»:

- рабочая глубина — 600 м;
- габаритные размеры — 1030 x 565 x 700 мм;

- скорость подводного перемещения:
 - ◆ горизонтальная — 3 узла;
 - ◆ лаговая — 1,5 узла;
 - ◆ вертикальная — 1,5 узла;
- полезная нагрузка — до 32 кг;
- питание — 380 В, 50 Гц.

На платформе имеется подъемное устройство (длина 4,0 м, ширина 2,5 м, высота 2,75 м, масса 13 т), пост управления в контейнере (длина 6,4 м, ширина 2,5 м, высота 2,75 м, масса 9 т), контейнер для хранения дополнительного оборудования (длина 3 м, ширина 2,5 м, высота 2,75 м).

Общая площадь палубы, занимаемая устанавливаемым оборудованием, составляет 35 м², общая потребляемая мощность электроэнергии — 35 кВт.

Для определения основных характеристик комплекса СПМБМ «Малахит» выполнено расчеты по статике и динамике надводной платформы как без АПЛ, так и с ней.

Основные характеристики платформы:

- наибольшая длина — 82,5 м;
- ширина — 38,8 м;
- ширина корпусов — 11,4 м;
- расстояние между корпусами — 16,0 м;
- высота борта — 7,0 м;
- осадка без АПЛ — 3,6 м;
- осадка с АПЛ — 4,8 м;
- водоизмещение без АПЛ — 5600 т;
- водоизмещение с поднятой АПЛ — 7000 т.

Два буксира с мощностью силовых установок 9000 и 7800 л. с. соответственно обеспечат буксировку СПК в заданных условиях. Плавучая платформа должна быть разработана по правилам Ллойда.

4.4.2. Технология морской части операции

Обследование АПЛ. Морскую часть операции планируют начать с обследования затонувшей АПЛ с помощью телеуправляемых подводных аппаратов «Тайгер», «Гном» или «Веном» (рис. 4.42). Расчетное время обследования — пять суток.

Технические характеристики аппарата «Веном»:

- рабочая глубина — 1000 м;
- габаритные размеры — 2970×1700×1950 мм;
- масса на воздухе — 3500 кг;
- скорость подводного передвижения:
 - ◆ горизонтальная — 3 узла;



Рис. 4.42. Внешний вид аппарата «Веном»

- ◆ лаговая — 1,5 узла;
- ◆ вертикальная — 1,5 узла;
- полезная нагрузка — 250 кг;
- напряжение питания — 380 В.

При обследовании затонувшей АПЛ с помощью ТПА необходимо выполнить следующие работы:

- уточнить положение АПЛ на грунте (крен, дифферент, координаты, пеленги на ориентиры и т. д.) и характер повреждений корпуса;
- уточнить состояние штоковых устройств, возможность продевания канатов-проводников и заведения направляющих канатов;
- оценить возможность посадки обитаемых аппаратов для заведения канатов-проводников на штоковые устройства;
- оценить возможность посадки на АПЛ погружаемого модуля с захватами, состояние корпуса в местах расположения захватов и возможность смыкания хвостов;
- определить характер грунта, взять пробы грунта вдоль бортов АПЛ, определить наличие близлежащих предметов природного и техногенного происхождения;
- определить наличие и места расположения обрывков стальных канатов и продувочных рукавов;
- оценить степень безопасности работы подводного аппарата в непосредственной близости от обрывков стальных канатов и продувочных рукавов, возможность и последовательность удаления этих обрывков;
- определить прозрачность воды у АПЛ, характер течений, их направление и скорость;
- определить положение понтонов;

- оценить целостность и возможность использования штатных подъемных обухов, наличие стропов, соединяющих понтоны, необходимость и возможность подъема понтонов;
- выполнить работы, предусмотренные радиационным мониторингом.

При необходимости ТПА «Веном» производит расчистку палубы надстройки АПЛ от находящихся на ней обрывков шлангов и тросовой оснастки, способных воспрепятствовать работе глубоководного обитаемого аппарата (ГОА) по заведению направляющих канатов.

Спуск погружаемого модуля. Непосредственные работы по подъему начинают после получения благоприятного прогноза погоды на ближайшие 5—7 суток. Волнение и скорость ветра в районе не должны превышать заданных параметров (см. приложение 3).

Спуск модуля контролируется телекамерами ТПА, направленными на захваты. Для обеспечения благоприятных условий наблюдения на погружаемом модуле включают средства подводного освещения.

Отрыв АПЛ от грунта и подъем. Отрыв от грунта ожидается сначала в носовой оконечности в силу ее меньшего заглубления в грунт. При этом АПЛ получит дифферент на корму, который не должен превышать 5° из условия незащемления канатов на блоках полиспастов. Подъем кормовой оконечности производят дальнейшим наращиванием подъемных усилий на лебедках кормовых захватов до наибольших допустимых значений.

После оседания поднятых частиц грунта производят тщательный осмотр поднятой АПЛ с использованием телеуправляемых подводных аппаратов. Особое внимание обращают на сведенные храпцы в днищевой части АПЛ.

Подъем завершают либо выносом верхней части погружаемого модуля на поверхность, либо доставкой АПЛ на глубину 30 м. В первом случае АПЛ фиксируют между корпусами надводной платформы и создают лебедками избыточную силу, прижимающую ее к седлам, во втором случае, являющемся предпочтительным, ограничиваются контролем пространственного положения АПЛ.

Буксировка. В рамках решения проблемы безопасной транспортировки выведенных из эксплуатации АПЛ к месту их утилизации в январе 2004 г. в Москве был проведен специальный семинар по предварительному рассмотрению возможного диапазона вариантов и способов транспортировки АПЛ, а также оценке проектных рисков ее проведения.

Семинар был организован компанией RWE NUKEM (Великобритания) по согласованию с руководством международной программы «Военно-экологическое сотрудничество в Арктике» (АМЕС) с участием США, Норвегии, Российской Федерации и Великобритании. Руководители и технические эксперты этой программы заявили на семинаре, что целью реализации одной из подпрограмм АМЕС является «безопасная транспортировка АПЛ из точки “А” в точку “В” при

помощи средства, которое экономически привлекательно и выполнимо в приемлемые сроки».

Граничными условиями для рассматриваемых вариантов транспортировки АПЛ являлись следующие факторы:

- безопасность транспортировки;
- в качестве объектов утилизации рассматриваются АПЛ классов «November», «Echo», «Victor»;
- транспортировка АПЛ для утилизации осуществляется только в специализированные для проведения необходимых работ предприятия;
- безопасность транспортировки АПЛ должна быть обеспечена при волнении моря до 5 баллов включительно и при скорости ветра вплоть до 11 м/с;
- время транспортировки АПЛ ограничивается летним периодом (июнь—август).

При этом под безопасностью подпрограммой АМЕС подразумевалось, что АПЛ при транспортировке не утонет и не нанесет ущерба окружающей среде. Обеспечение безопасности транспортировки возможно путем поддержания плавучести АПЛ за счет заполнения ряда цистерн главного балласта полистиролом или с использованием специальных поддерживающих плавучих средств.

Все эти варианты были тщательно проанализированы, часть из них была исключена.

С учетом существующей практики транспортировки АПЛ из района отстоя или базирования к месту утилизации, рекомендаций АМЕС и производственного опыта были определены следующие невозможные, возможные и практически реализуемые способы транспортировки АПЛ:

- переход АПЛ к месту утилизации своим ходом (невозможно);
- свободная буксировка АПЛ с продутыми ЦГБ и экипажем на борту;
- свободная буксировка АПЛ с продутыми ЦГБ без экипажа;
- буксировка АПЛ с ЦГБ, заполненными вспененным полистиролом;
- буксировка АПЛ с помощью судоподъемных понтонов;
- буксировка АПЛ с помощью специально спроектированных и изготовленных поддерживающих понтонов;
- транспортировка АПЛ в транспортном плавучем доке;
- транспортировка АПЛ с использованием плавучего поддерживающего дока;
- транспортировка с использованием грузовой баржи для поддержания АПЛ за точки подъема;
- транспортировка АПЛ в специализированном грузоподъемном судне.

Характеристика, требования обеспечения безопасности, преимущества и недостатки каждого из этих способов приведены в табл. 4.5.

Из всех рассматриваемых способов высокая вероятность затопления АПЛ из-за недостаточного запаса плавучести и изношенности систем, обеспечивающих непотопляемость, существует при свободной буксировке АПЛ без поддерживающих средств. Средняя вероятность затопления имеет место при буксировке с помощью судоподъемных понтонов и при транспортировке АПЛ с использо-

Таблица 4.5. Характеристика способов транспортирования АПЛ к месту утилизации

№ п/п	Способ	Характеристика, требования обеспечения безопасности	Преимущества	Недостатки
1	Переход АПЛ своим ходом (не реален)	Идеальный вариант транспортировки с учетом материальных затрат, времени на подготовку АПЛ к переходу и безопасности. АПЛ должна иметь удовлетворительное техническое состояние, т. е. в строю должны находиться все технические средства, обеспечивающие ход АПЛ, непотопляемость, остойчивость, плавучесть, взрывопожаробезопасность, спасательное имущество, средства обеспечения жизнедеятельности экипажа АПЛ	Требуются минимальные материальные затраты и время на подготовку к переходу	Устройства и системы АПЛ должны находиться в работоспособном состоянии
2	Буксировка АПЛ с продутыми ЦГБ с экипажем на борту (маловероятен)	ЦГБ и прочный корпус герметичны. Исправны средства обеспечения непотопляемости и взрывопожаробезопасности. АПЛ находится на плаву и следует в караване за буксировщиком	—	Нужны дополнительные мероприятия по обеспечению безопасности экипажа
3	Буксировка АПЛ с продутыми ЦГБ без экипажа на борту (маловероятен)	АПЛ находится на плаву и следует в караване за буксировщиком. ЦГБ и прочный корпус должны быть герметичны	Нет необходимости обеспечивать защищенность личного состава	На борту отсутствуют средства связи, аварийно-спасательное имущество
4	Буксировка АПЛ с ЦГБ, заполненными всплывающим полистиролом (затруднителен)	АПЛ находится на плаву и следует в караване за буксировщиком. Этот вид буксировки используют, когда ЦГБ негерметичны. ЦГБ заполняют полистиролом с помощью специальной установки	Высокая безопасность транспортировки. Отсутствие затрат на восстановление герметичности	Необходимость последующей выгрузки и утилизации полистирола
5	Буксировка с помощью судоподъемных понтонов (возможен)	Может быть использована, если герметичность одной или нескольких ЦГБ не обеспечена, а продувание негерметичных цистерн во время буксировки невозможно. Выполняют установку и раскрепление стальных понтонов по расчету обеспечения непотопляемости и заданной нормы плавучести	Высокая безопасность обеспечивается при скорости буксировки до 5 узлов	Дополнительные затраты на изготовление и раскрепление понтонов

Табл. 4.5 (продолжение)

№ п/п	Способ	Характеристика, требования обеспечения безопасности	Преимущества	Недостатки
6	Буксировка с помощью специально спроектированных и изготовленных понтонов (возможен)	АПЛ находится на плаву и транспортируется «мокрым» способом в караване за буксировщиком. Форма понтонов в виде параллелепипедов исключает влияние изменения площади ватерлинии на величину поддерживающей силы при изменении осадки и качке. Упоры-проставки с лекальными поверхностями и полтенца гусеничного типа повышают надежность крепления понтонов к корпусу АПЛ по сравнению с судоподъемными понтонами. Увеличение количества понтонов с 4 до 8—10 и их равномерное распределение по длине АПЛ повышает надежность крепления комплекса (единой системы) «АПЛ + понтон» и приближает уровень безопасности к варианту транспортировки в плавучем поддерживающем доке	Уменьшение буксировочного сопротивления и улучшения остойчивости и сохранение стабильности сил поддержания при изменении осадки и качке. Понтоны могут быть изготовлены на любом заводе отрасли. Обрыв одного из стропов не приведет к разрушению системы «АПЛ + понтон»	Строительство комплекта из 4 понтонов займет около 6 месяцев и обойдется в 1,9 млн долл. Способ крепления не исключает вероятность отрыва понтонов от АПЛ в аварийных ситуациях и затопления АПЛ. Срок строительства с учетом проектно-конструкторских работ составит 8 месяцев при стоимости изготовления 3,2 млн долл.
7	Транспортировка АПЛ в транспортном доке (оптимален)	Применяется при неудовлетворительном состоянии устройств и систем АПЛ, негерметичных ЦГБ и прочного корпуса АПЛ. Является, бесспорно, надежным способом при условии подробной проработки проекта и обязательного проведения детальных технических расчетов. Необходимо выполнять проектную проработку дооборудования дока	Отсутствие затрат на восстановление герметичности ЦГБ, прочного корпуса и материальной части	Мероприятия по подготовке дока могут потребовать большого периода времени, дополнительных материальных затрат
8	Транспортировка АПЛ с использованием плавучего поддерживающего дока (оптимален)	Транспортировка осуществляется «мокрым» способом. АПЛ должна обладать положительной плавучестью, но часть ЦГБ может не обладать герметичностью. Высота подъема АПЛ из воды доком должна составлять около 1,3 м для обеспечения достаточной силы ее прижатия к киль-блокам, но она может меняться в зависимости от технического состояния АПЛ, выбранного маршрута и гидрометеоусловий. Обеспечивается высокая надежность и безопасность транспортировки	Может быть применен док облегченной конструкции. Безопасность обеспечивается при волнении до 5 баллов, достигается высокая степень сохранения государственной тайны	С учетом выполнения проектных работ создание плавучего поддерживающего дока составит 12—15 мес при стоимости около 10 млн долл.

Табл. 4.5 (окончание)

№ п/п	Способ	Характеристика, требования обеспечения безопасности	Преимущества	Недостатки
9	Транспортировка с использованием грузовой баржи для поддержания АПЛ за точки подъема (оптимален)	Такой способ транспортировки применяют для доставки к месту утилизации АПЛ, поднятых со дна моря. Баржа обычно имеет форму катамарана с мостом, соединяющим два корпуса на уровне их палубы. АПЛ транспортируется между корпусами баржи и поддерживается на тросовых или других связях, закрепляющихся на прочном корпусе	Экологическая безопасность и апробация технологии транспортировки	Возможно, потребуется до 12—15 месяцев на разработку проекта и строительство баржи общей стоимостью около 8,3 млн долл. Необходимость в некоторых случаях заполнения аварийных ЦГБ полистиролом, дооборудования специальными судовыми устройствами, системами трюмно-балластного комплекса, противопожарной защиты и радиосвязью. Возможны технические сложности при создании системы крепления АПЛ к барже
10	Транспортировка АПЛ в специальном судне (оптимален)	Можно осуществлять после заключения заказчиком контракта с владельцем специального транспортного средства. Необходимо заключение контракта с владельцем средства, получение разрешения о возможности захода зарубежного транспортного средства вместо базирования АПЛ	Высокая безопасность. Возможна транспортировка двух АПЛ на одном транспортном средстве	Необходимость получения разрешения о возможности захода зарубежного транспортного средства в место базирования АПЛ. Большие финансовые затраты



Рис. 4.43. Подготовка и транспортировка АПЛ в плавучем доке



Рис. 4.44. Доставка АПЛ в плавучем доке на завод

ванием поддерживающей баржи. Во всех остальных случаях вероятность затопления АПЛ весьма низка, и затопление происходит вместе с транспортным средством. С учетом перечисленного, а также особенностей затопленных АПЛ наиболее привлекательными способами их транспортировки к пунктам утилизации с точки зрения практической реализации, безопасности и экономической целесообразности являются:

- транспортировка в плавучем доке;
- транспортировка с использованием плавучего поддерживающего дока;
- транспортировка в специальном судне.

Транспортировка АПЛ в плавучем доке. Технология транспортировки различных объектов в плавучем доке освоена достаточно давно. В частности, АПЛ, построенные в Нижнем Новгороде (Горьком), по внутренним водным путям (Волга — Мариинская водная система — Беломоро-Балтийский канал — Северодвинск или базы Северного флота), а также из Ленинграда (Санкт-Петербурга) доставлялись на Северный флот. Были случаи перегона транспортных доков с Балтики вокруг Европы и Азии на Дальний Восток.

Перевод АПЛ к месту утилизации в плавучем доке (рис. 4.43 и 4.44) представляет собой «сухой» способ транспортировки. Этот вариант имеет много общего с транспортировкой АПЛ в специальном грузоподъемном судне, так как оба

способа предусматривают проведение многих идентичных технологических операций. Отличие заключается в том, что плавучий док не самоходен и требует выполнения дополнительных операций по буксировке. Однако погрузка АПЛ в несамоходный плавучий док, хотя и является сложной процедурой, но она несколько проще по сравнению с заведением на палубу специального судна в море (рис. 4.45—4.47).



Рис. 4.45. Схема постановки затонувшей АПЛ в плавучий док в море

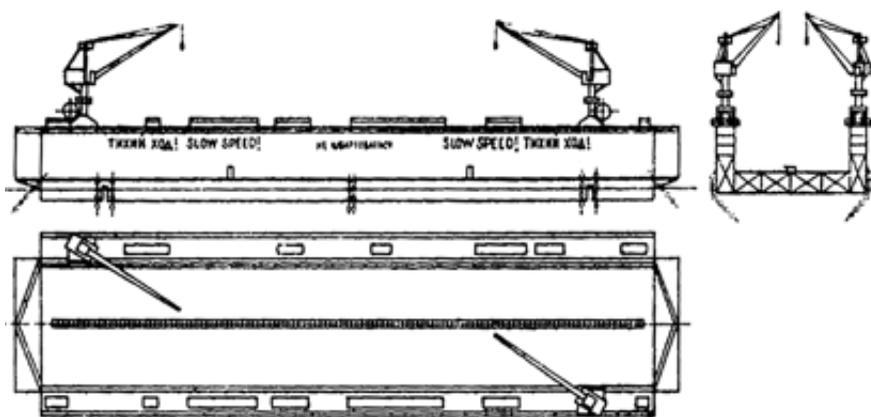


Рис. 4.46. Типовая схема общего плавучего дока

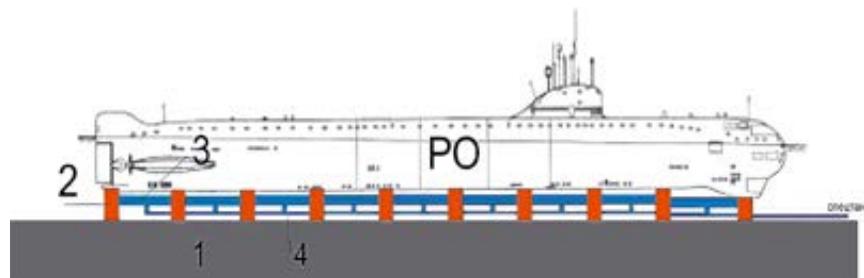


Рис. 4.47. АПЛ после постановки в плавучий док: РО — реакторный отсек, 1 — стапель-палуба ПД, 2 — доково-опорное устройство, 3 — поддон для сбора воды из объемов затонувшей АПЛ, 4 — трубопровод для передачи ЖРО на спецтанкер

Для предотвращения загрязнения окружающей среды необходимо:

- производить измерение удельной активности воды в отсеках;
- иметь в составе обеспечивающих судов спецтанкер для сбора ЖРО;
- производить откачку загрязненной воды из отсеков в спецтанкер;
- установить в доке поддон для сбора загрязненной воды из отсеков АПЛ.

Транспортируемые к месту утилизации АПЛ являются радиационно опасными объектами. В рассматриваемом варианте облучение персонала и экипажа минимально, так как они находятся не на АПЛ, а в жилых и служебных помещениях плавдока и буксиров и могут дистанционно контролировать радиационную обстановку.

С другой стороны, после проведения транспортных операций с АПЛ плавдок приобретет радиоактивное загрязнение, и потребуется его дезактивация для достижения разрешенных уровней активности.

В заключение отметим, что технология транспортировки АПЛ в плавучем доке была успешно реализована в 2001—2002 гг. при переводе АПЛ «Курск» из поселка Росляково в Снежногорск (СРЗ «Нерпа») для утилизации.

Транспортировка АПЛ с использованием плавучего поддерживающего дока. Данный вариант предполагает транспортировку «мокрым» способом, при котором АПЛ, установленная в док, приподнимается за счет системы всплытия дока. При этом вышедшие из воды непроницаемые объемы АПЛ исключаются из ее плавучести при неизменном весе АПЛ. Разность сил веса и плавучести воспринимается доком, благодаря чему обеспечивается прижатие АПЛ к доку и организуется связанная система «док — АПЛ». Величина прижатия АПЛ к доку как функция изменения ее осадки может выбираться в зависимости от типа и физического состояния АПЛ, маршрута транспортировки, метеорологической обстановки.

Применение дока в качестве средства, поддерживающего АПЛ, позволяет использовать положительные эксплуатационные качества плавучих доков, обеспечивающих транспортировку «сухим» способом, при существенном

снижении нагрузки на стпель-палубу и внешних воздействий (ветра, волнения), благодаря чему существенно облегчаются корпусные конструкции дока (рис. 4.48 и 4.49).

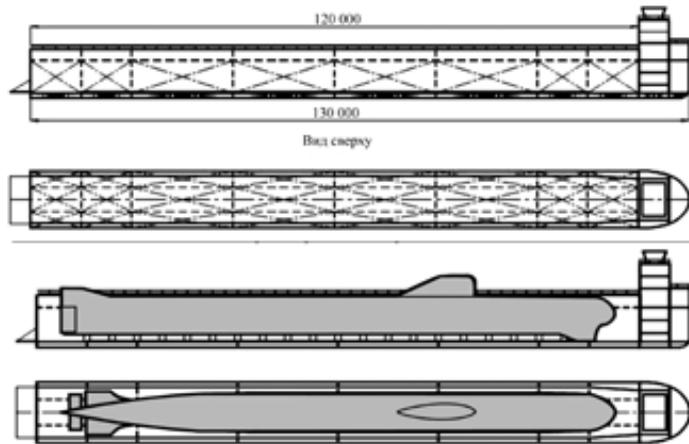


Рис. 4.48. Плавающий поддерживающий док для транспортировки АПЛ (продольный разрез)

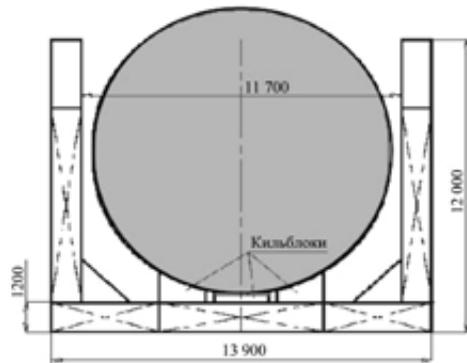


Рис. 4.49. Плавающий поддерживающий док для транспортировки АПЛ (поперечный разрез)

При постановке подготовленной к транспортировке АПЛ в док ее подводят буксирами к доку, стоящему на якорях, т. е. АПЛ должна иметь положительный запас плавучести, обеспеченный либо продувками ЦГБ, либо судоподъемными понтонами (рис. 4.50—4.52).

Заводка АПЛ в док-камеру производится штатными средствами дока. После центровки АПЛ начинается процесс всплытия дока за счет откачки воды из балластных отсеков. Последовательность осушения балластных отсеков при

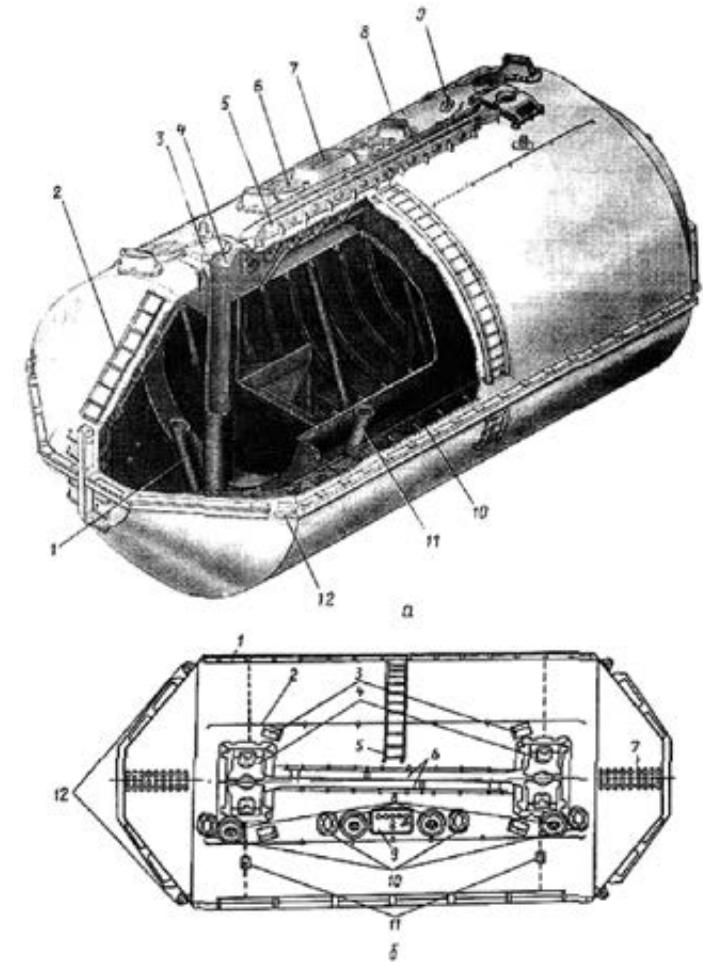


Рис. 4.50. Стальной судоподъемный понтон ССП-200 проекта 528: а — общий вид (1 — аппендикс концевого отсека, 2 — трап, 3 — клюзовая крышка, 4 — клюзовая труба, 5 — стропукокорачивающее устройство, 6 — маховик привода открытия горловины, 7 — выгородка централизованной продувки отсеков, 8 — выгородка системы индивидуальной продувки среднего отсека, 9 — подъемный обух, 10 — воздушный ящик, 11 — аппендикс среднего отсека, 12 — обух для буксировки понтона), б — схема расположения оборудования на палубе понтона (1 — деревянная обшивка, 2 — леера, 3 — обухи для подъема понтона, 4 — клюзовые крышки для автоматической остропки понтона, 5, 7 — трап, 6 — стропукокорачивающее устройство, 8 — маховик приводов открытия и закрытия нижних продувочных горловин, 9 — распределительная коробка системы центральной продувки, 10 — выгородка индивидуальной продувки отсеков с клапанами быстрого затопления, 11 — обухи для найтовки понтона, 12 — обухи для буксировки понтона)

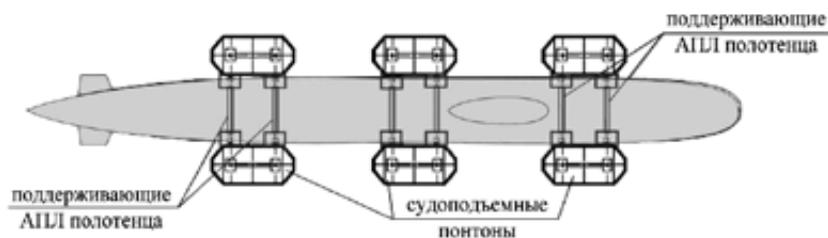


Рис. 4.51. Схема поддержания АПЛ с помощью судоподъемных понтонов



Рис. 4.52. АПЛ, оборудованная судоподъемными понтонами

всплытия дока для каждого конкретного случая определяют расчетом, исходя из обеспечения допустимого дифферента и требуемой остойчивости системы «док — АПЛ».

После подъема АПЛ из воды на 1,3—1,5 м всплытие прекращается. На башни дока плавучим краном устанавливают поперечные балки, упоры и подают переходные мосты, подсоединяют систему сжатого воздуха к приемным штуцерам АПЛ, подают временное электропитание.

Плавучий поддерживающий док должен отвечать требованиям по эксплуатации на предусматриваемых маршрутах транспортировки АПЛ с учетом географических, климатических и погодных условий. Способ транспортировки АПЛ в поддерживающем доке имеет элементы новизны, базируется на способах транспортировки в доке («сухим» способом) и транспортировки на понтонах («мокрым» способом).

Транспортировка АПЛ грузовой баржей. При транспортировке выведенной из эксплуатации АПЛ с использованием грузовой баржи для ее поддержания

баржа может иметь форму катамарана с мостом, соединяющим два корпуса на уровне их палубы. Корпуса создают с упрощенными обводами, чтобы обеспечить технологичность конструкции при постройке (рис. 4.53).

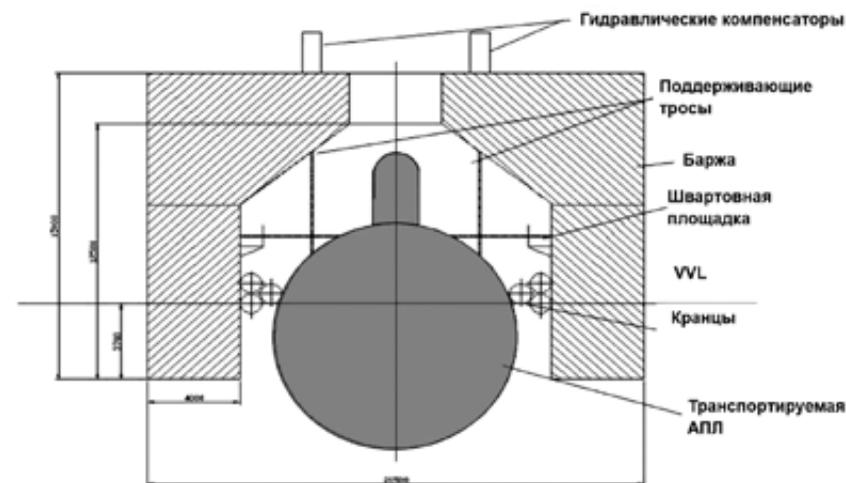


Рис. 4.53. Схема взаимного расположения АПЛ и поддерживающей баржи

АПЛ транспортируют между корпусами баржи и поддерживают на тросовых связях, прикрепленных к мосту баржи. Баржа должна иметь криволинейные обводы для обеспечения швартовки АПЛ к барже и вырез в соединяющем мосту в районе рубки АПЛ для исключения соударения ее с корпусом баржи при транспортировке.

На барже необходимо предусмотреть тросовую систему поддержания АПЛ на плаву, состоящую как минимум из восьми точек крепления (по аналогии с креплением поддерживающих понтонов) — четырех в кормовой части и четырех в носовой части АПЛ.

Для дифферентовки и придания необходимой осадки АПЛ при транспортировке балластные отсеки баржи заполняют водой, и баржа заглубляется. После этого выбирают слабины поддерживающих тросов, а после удаления балласта из баржи и всплытия ее вместе с АПЛ комплекс «баржа — АПЛ» дифферентуется до необходимого положения.

Баржа может быть как самоходной, так и самоходной. Самоходная баржа не дает существенных преимуществ по сравнению с самоходной баржей с буксирами. Для прохода узких фарватеров губ и заливов с небольшой скоростью затруднительно обеспечить управляемость самоходной баржи. Поэтому к операции транспортировки должны быть привлечены вспомогательные буксиры.

По предлагаемому варианту тросы к АПЛ предполагается закрепить за вырезы в шпангоутах прочного корпуса или с использованием приварных рымов. Вариант крепления поддерживающих тросов выбирают в зависимости от конструктивных особенностей АПЛ и состояния корпусных конструкций прочного корпуса.

Вероятность возникновения аварии при транспортировке незначительна, так как в предлагаемом варианте транспортировки АПЛ с баржей специально предусматриваются меры безопасности.

Технология раскрепления АПЛ поддерживающими тросами и компенсация ударных нагрузок в тросах с помощью гидравлических компенсаторов была применена при подъеме АПЛ «Курск» с использованием поддерживающей баржи «Гигант-4» (рис. 4.54) для подъема и удержания АПЛ под водой на уровне дна баржи (рис. 4.55).



Рис. 4.54. Поддерживающая баржа «Гигант-4» с раскрепленной АПЛ «Курск»

Перемещаемые АПЛ являются радиационно опасными объектами, но с соблюдением мер безопасности предложенный способ транспортировки не окажет воздействия на население, проживающее в прибрежной полосе.

Транспортировка АПЛ в специальном судне. Этот способ предполагает «сухую» транспортировку АПЛ к месту утилизации в самоходном грузоподъемном судне. Он имеет много общего с вариантом транспортировки АПЛ в транспортном доке, так как при этом выполняется комплекс аналогичных технологических операций. В настоящее время существует весьма значительный парк специальных судов большой грузоподъемности (СБГ) (первоначально их называли судами для перевозки особо крупногабаритных грузов на верхней палубе), как правило, спроектированных и построенных по правилам зарубежных клас-

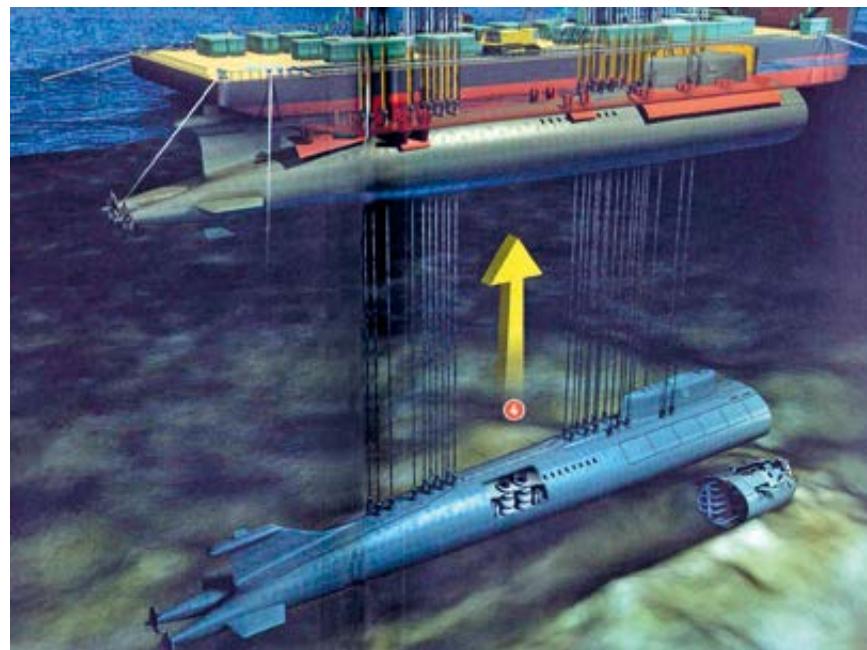


Рис. 4.55. Схема раскрепления АПЛ «Курск» поддерживающими тросами на барже «Гигант-4»

сификационных обществ («Lloyd», DNV и др.) (рис. 4.56). Использование таких судов требует заключения контракта с зарубежным владельцем транспортного средства, а также решения вопроса о возможности захода такого средства в район базирования АПЛ, поднадзорного ВМФ.

Имеются практические примеры транспортировки дизельных подводных лодок на судах этого типа. Например, в 1995 г. две такие лодки класса «Кило», построенные для ВМС Китая, на палубе судна «Sea Team» были поочередно доставлены в Китай. В Северодвинск таким же образом были доставлены четыре лодки класса «Кило» ВМС Индии для ремонта.

Транспортировка АПЛ к месту утилизации отличается от приведенных примеров тем, что они имеют большую массу и габариты. Для такого варианта целесообразно иметь судно, позволяющее транспортировать АПЛ большого водоизмещения и размеров из числа подлежащих транспортировке и утилизации; ограничения здесь составят параметры акваторий их базирования — возможность подхода судна-транспортировщика к АПЛ максимально близко: фарватеры, глубины и т. д.

Транспортируемые к месту утилизации АПЛ являются радиационно опасными объектами. В рассматриваемом варианте влияние излучения на обеспечивающий персонал и экипаж минимально, так как находятся они не на АПЛ, а в жи-

Название	Длина, м	Площадь палубы, м ² x м	Ширина, м	Глубина, м	Осадка при выходе из порта, м	Осадка при погружении, м	Грузоподъемность, т
WHITE MARGIN	224,50	63,00 x 178,20	63,00	13,30	10,275	28,40	76,410
BLACK MARGIN	217,80	42,00 x 178,20	42,00	13,30	10,11	23,34	57,021
MIGHTY SERVANT 1	190,03	50,00 x 150,00	50,00	12,00	8,79	26,00	40,910
MIGHTY SERVANT 3			UNDER REPAIR				
TRANS-SHELF	173,00	40,00 x 132,00	40,00	12,00	8,80	22,00	34,030
SWAN	180,50	31,60 x 126,80	32,26	13,30	9,46	19,64 APP 21,65	32,650
TERN	180,50	31,60 x 126,80	32,26	13,30	9,46	19,64 APP 21,65	32,650
SWIFT	180,82	31,60 x 126,80	32,26	13,30	9,49	19,64 APP 21,65	32,187
TEAL	180,82	31,60 x 126,80	32,26	13,30	9,49	19,64 APP 21,65	32,187
SUPER SERVANT 3	139,09	32,00 x 116,00	32,00	8,50	6,26	14,50	14,138
SUPER SERVANT 4	169,49	32,00 x 146,00	32,03	8,50	5,38	14,50	17,600
DOCK EXPRESS 10	176,16	20,20 x 116,94	31,94	14,78	7,75	12,00	12,928
ENTERPRISE	157,75	118,15 x 24,34/ 20,52	29,00	14,85	4,43	11,00	8,727
EXPLORER	158,90	124,40 x 24,46	31,00	15,45	4,94	11,00	10,763
YACHT EXPRESS	209,00	165 x 31	32,20	8,50	5,94	14,00	11,000
TRANSPORTER	216,86	130 x 44,50	45,00	14,00	10,44	23,00	54,240

Рис. 4.56. Номенклатурный ряд большой грузоподъемности судов компании «Dockwise»

лых и служебных помещениях судна. С другой стороны, после проведения транспортных операций с АПЛ судно-транспортёрщик приобретет радиоактивное загрязнение, что неприемлемо для его владельца (в случае фрахта). По согласованию с владельцем судна необходимо предусмотреть ряд мероприятий, препятствующих радиоактивному загрязнению отдельных конструкций СБГ, например установить поддоны для сбора воды, сбегаящей с внутренних емкостей поднятой АПЛ. Поддоны должны быть объединены в систему трубопроводов, и по мере их наполнения собранную воду следует перекачивать в спецтанкер, следующий в караване судоподъемного комплекса. При превышении допустимых значений остаточной активности после передачи объекта предприятию — исполнителю работ по утилизации необходимо принять меры по дезактивации загрязненных конструкций СБГ.

Поворотным моментом в истории отечественной утилизации явилась транспортировка АПЛ с невыгруженным ОЯТ с использованием СБГ. Значительную поддержку при выполнении транспортировки АПЛ оказали Норвегия и Великобритания. Реализация проекта транспортировки началась в мае 2006 г. и всего через шесть месяцев была закончена.

При организации и реализации этого проекта изначально было известно, что транспортировка АПЛ проекта 671 класса «Victor» заказов № 602 и 606 способом обычной буксировки невозможна. При поиске альтернативных вариантов сначала было решено использовать погружную баржу с учетом того, что это относительно недорогой способ транспортировки. Однако в ходе предварительной разработки проекта выяснилось, что применение баржи связано со значительной степенью риска и неопределенности, и было решено использовать СБГ. В начале мая 2006 г. при участии Норвегии в качестве генерального исполнителя была выбрана компания «Dockwise» с СБГ «Transshelf» (рис. 4.57),

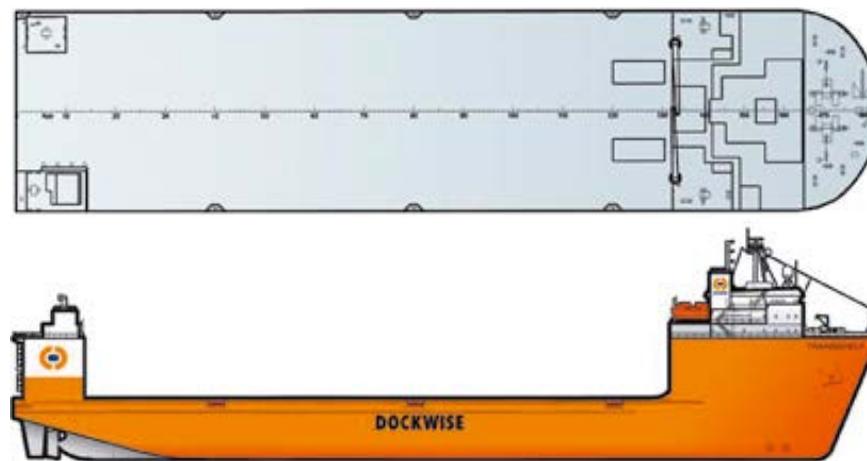


Рис. 4.57. Самогружающееся судно большой грузоподъемности «Transshelf»

перед которой сразу была поставлена четкая задача — транспортировка двух АПЛ класса «Victor» по канадской программе «Глобальное партнерство». Затем была проведена аналогичная операция по программе АМЕС для АПЛ проекта 627А класса «November» заказа № 291 — транспортировка из поселка Гремиха на судоремонтный завод «ЦС “Звездочка”» (Северодвинск). Эта операция создала широкий круг административных и юридических проблем, решить которые было необходимо с привлечением различных военных и гражданских организаций.

Заведение в СБГ «Transshelf» (рис. 4.58) и погрузка АПЛ заказа № 602 (рис. 4.59) не вызвали затруднений. После постановки АПЛ на опорные блоки



Рис. 4.58. Заведение АПЛ на палубу СБГ



Рис. 4.59. Раскрепление АПЛ на палубе СБГ, контроль радиационной обстановки

СБГ специалист компании «Dockwise» проверил радиационную обстановку на его палубе, и судно отправилось в плавание (рис. 4.60).

Рано утром 26 августа 2006 г. СБГ «Transshelf» прибыло в Северодвинск (рис. 4.61) и таким образом успешно закончилась уникальная, проведенная



Рис. 4.60. СБГ с АПЛ на борту снимается с якоря



Рис. 4.61. Вывод АПЛ с палубы СБГ на акваторию судоремонтного завода «ЦС “Звездочка”» в г. Северодвинске

впервые в мире операция по транспортировке АПЛ с ОЯТ на борту с помощью самопогружного судна большой грузоподъемности.

Докование. По завершении транспортировки АПЛ с использованием плавучего поддерживающего дока и грузовой баржи с креплением АПЛ за точки подъема производят осмотр поднятой АПЛ с применением телеуправляемых подводных аппаратов и при участии водолазов. Проверяют габаритную осадку, которая не должна превышать 14,0 м. При необходимости водолазы в легком снаряжении с использованием средств экзотермической резки отделяют от корпуса АПЛ элементы, которые могут препятствовать посадке ее на кильблоки; при этом АПЛ, выводимая из поддерживающего дока и транспортного судна, должна иметь положительный запас плавучести.

Судоподъемный комплекс заводят в погруженный док судами-буксировщиками при обеспечении четырех рейдовых буксиров. Положение надводной платформы над клетками докового набора фиксируют швартовыми, заведенными на шпигель дока.

При этом начинают всплытие дока. Фиксируют момент касания АПЛ докового набора по падению нагрузок в грузонесущих связях и уменьшению осадки надводной платформы.

Подготовка к выводу из дока заключается в размыкании захватов подводного модуля, которое производят поочередно, убедившись в устойчивом положении АПЛ на опорном устройстве дока, штатной системой гидравлики погружаемого модуля после снятия захватов со стопоров. Раскрытие захватов контролируют по сигналам датчиков положения храпцов, а также с помощью МТПА или водолазов.

Вывод судоподъемного комплекса из дока осуществляют рейдовые буксиры, которые швартуют его у причальной стенки завода или на рейде. Окончательный подъем АПЛ производят в период всплытия плавдока.

4.4.3. Ориентировочный график выполнения работ

Выполненные оценки показывают, что для проведения операции по подъему АПЛ необходимы следующие технические средства обеспечения: судоподъемный комплекс, два киллекторных судна, два спасательных судна с обитаемыми подводными аппаратами, спасательное судно с управляемыми необитаемыми подводными аппаратами, гидрографическое судно, судно дозиметрического контроля и радиационной разведки, несколько буксиров, водолазное судно, посыльные суда и вертолет, корабли охраны водного района, специальный танкер, док со специальным оборудованием, система размыва и уборки грунта на глубине, комплекс рейдового оборудования и др.

Подготовка и координация деятельности данных сил и средств в совокупности может занять от 12 до 16 мес и по основным этапам работ выглядит следующим образом:

1. Подготовительные работы:
 - изготовление и испытание судоподъемного комплекса — 8 мес;
 - сертификация судоподъемного комплекса — 2 мес.
2. Подготовительные работы в море:
 - установка рейдового оборудования для обследования АПЛ — 1 мес;
 - дополнительное обследование АПЛ — 2 мес;
 - установка рейдового оборудования для проведения работ — 1 мес;
 - обследование АПЛ перед подъемом — 15 сут;
 - закрепление направляющих тросов — 7 сут.
3. Подъем АПЛ:
 - переход и расстановка судов в местах работ — 3 сут;
 - переход судоподъемного комплекса из порта приписки к месту подъема — 20 сут;
 - постановка на якорь и прием направляющих канатов — 2 сут;
 - наведение и установка погружаемого модуля на АПЛ — 2 сут;
 - захват АПЛ и осмотр — 1 сут;
 - подъем АПЛ — 1 сут.
4. Буксировка и постановка в док:
 - буксировка и заводка комплекса с АПЛ в док — 1—5 сут (в зависимости от выбранного предприятия по утилизации);
 - осмотр АПЛ в доке, монтаж и демонтаж оборудования, вывод из дока судоподъемного комплекса — 5 сут.

4.4.4. Основные этапы утилизации затопленных и затонувших ядерно и радиационно опасных объектов

До начала операции по подъему объекта должен быть разработан полный проект конвертовки АПЛ и план мероприятий по ее передаче на предприятие-исполнитель и последующую утилизацию.

В составе проекта должны быть разработаны документы, отражающие:

- оценку воздействия на окружающую среду;
- перечень возможных аварийных ситуаций;
- определение условий и план необходимых мероприятий для исключения критических ситуаций при подъеме, транспортировке и утилизации;
- вопросы экологического обеспечения, радиационной и ядерной безопасности на всех стадиях проекта.

В соответствии с проектом должны быть изготовлены и/или приобретены оснастка и нестандартное оборудование, которые по предварительным оценкам могут включать в себя:

- материалы и комплектующие изделия для обеспечения работ в доке;
- системы осушения отсеков и временного энергоснабжения АПЛ;

- доковые опорные устройства для АПЛ;
- поддон для приема загрязненной воды из АПЛ;
- трубопровод для откачки загрязненной воды на спецтанкер или в хранилище;
- рейдовую стоянку для судоподъемного комплекса;
- средства обеспечения радиационной безопасности работ.

Обследование АПЛ после подъема. После подъема проводят с помощью изготовленных поддонов сбор загрязненной воды и обследование АПЛ в доке, целью которого является определение радиационной обстановки, состояния ЯЭУ, корпусных конструкций и забортных устройств.

За основу организации процесса утилизации АПЛ принят этапно-позиционный метод, обеспечивающий выполнение работ по утилизации в определенной последовательности по отдельным позициям.

Прием объекта. Демилитаризация. Осушение. Докование. Предусмотрено докование поднятой АПЛ в плавучих доках. При подготовке к докованию необходимо выполнить на заводе следующие работы:

- провести восстановительный ремонт дока;
- приобрести материалы и комплектующие изделия для обеспечения работ в доке;
- изготовить системы осушения отсеков и временного энергоснабжения АПЛ;
- изготовить леса, трапы и другое оборудование для освидетельствования АПЛ;
- изготовить доковые опорные устройства для АПЛ и плавучей станции дозиметрического контроля;
- изготовить поддон для приема загрязненной воды из АПЛ;
- изготовить устройства для улавливания полистирола при сливе воды из ЦГБ;
- изготовить трубопровод для откачки загрязненной воды на спецтанкер;
- изготовить рейдовую стоянку для СПК;
- изготовить средства обеспечения радиационной безопасности работ.

Принимая во внимание техническое состояние затонувших/затопленных объектов, осложненное наличием радиационно опасного фактора и продолжительным нахождением на морском дне, можно предположить, что после буксировки к месту утилизации предприятие — исполнитель работ столкнется с проблемой переработки загрязненной радионуклидами морской воды, которая в значительном объеме заполняла отсеки АПЛ, реакторных блоков, трюмы и помещения судов. Эта вода, перейдя в разряд ЖРО, обязательно должна быть собрана и, прежде чем попасть на переработку, отфильтрована от механических примесей.

Необходимость сбора воды и осушения отсеков объясняется также тем, что перед началом демонтажных работ помещения, цистерны и пустоты должны быть осушены, а также слиты все технические жидкости (гидравлика, ГСМ и т. п.). Решить эту проблему предлагается следующим способом.

После того как СПК ошвартуют на акватории предприятия, определяют радиационные характеристики воды, производят передачу на переработку собранной в поддоны за время перегона загрязненной воды. При необходимости

сти выполняют дальнейший сбор сбегавшей из внутренних конструкций АПЛ «грязной» воды.

После этого проводят осушение отсеков АПЛ, выполняют комплексное освидетельствование внутренних помещений, оборудования и механизмов, а также особо тщательное обследование реакторного отсека и корпуса реактора для определения возможности и вариантов выгрузки ОЯТ и подготовки реакторного отсека к длительному хранению.

После постановки АПЛ в плавучий док проводят ее демилитаризацию, связанную с выгрузкой боезапаса и вооружения.

Выгрузка отработавшего ядерного топлива. Необходимость проведения работ по выгрузке ОЯТ из реакторов АПЛ и реакторных отсеков можно определить только после подъема объекта. Эта проблема обусловлена его длительным нахождением в агрессивной морской среде, вследствие чего конструкции реактора могут быть деформированы, что значительно может осложнить операцию по выгрузке ОЯТ. Отдельной проблемой становится выгрузка ОЯТ из реакторов, подвергнутых консервации. Заключение о проведении операции по выгрузке ОЯТ может быть принято проектантом реактора, в случае необходимости возможно изготовление дополнительной специализированной оснастки.

С учетом нештатного состояния корабля и энергоустановки выгрузка ОЯТ может быть выполнена в соответствии со специально разработанной транспортно-технологической схемой на твердом основании в эллинге СРЗ «Нерпа» с использованием плавучей базы выгрузки ядерного топлива (рис. 4.62) или на твердом основании в плавучем доке ПД-52 с использованием берегового комплекса выгрузки ОЯТ на «ЦС “Звездочка”» в Северодвинске (рис. 4.63).

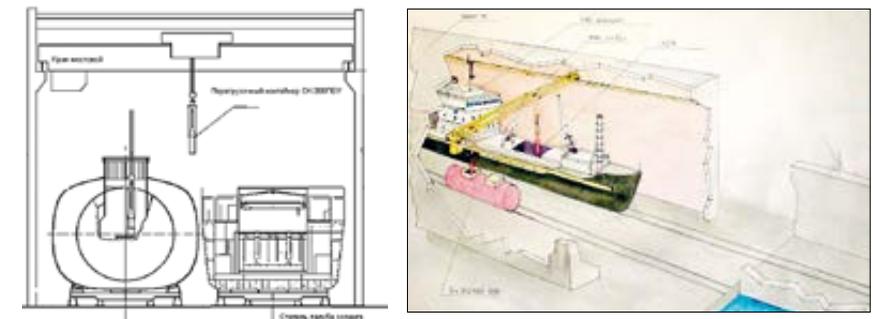


Рис. 4.62. Принципиальная схема выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ и реакторных блоков на СРЗ «Нерпа»

Обращение с отходами. В результате работ по утилизации радиационно опасных объектов образуется значительное количество токсичных и радиоактивных отходов, которые необходимо собирать, перерабатывать и проводить их захоронение.



Рис. 4.63. Принципиальная схема выгрузки ОЯТ из реакторов АПЛ береговым комплексом выгрузки «ЦС "Звездочка"» в г. Северодвинске

Такие технологии применяются на протяжении всего цикла утилизации и включают:

- сбор и обращение с жидкими и твердыми радиоактивными отходами;
- сбор и обращение с твердыми промышленными отходами.

Существующий на сегодня комплекс по хранению и переработке ЖРО и ТРО на «ЦС "Звездочка"» позволяет выполнять эти работы в полном объеме (рис. 4.64 и 4.65).

Вследствие длительного нахождения на морском дне возможно значительное радиоактивное загрязнение внутренних помещений затонувших и затопленных объектов. Работы по демонтажу корпусных конструкций также осложняет сильное обрастание корпусов. Все это может привести к увеличению объемов накопления твердых радиоактивных отходов. Решить эту проблему помогают их сортировка, фрагментация и компактирование (рис. 4.66).

При утилизации АПЛ образуются отходы разных классов опасности, которые содержат вредные химические вещества в концентрациях, представляющих опасность для окружающей среды и здоровья человека. После сбора твердых промышленных отходов с участков утилизации эти отходы сортируют по классам опасности, после чего транспортируют на полигон захоронения твердых бытовых отходов или на специализированные предприятия для переработки.

Утилизация объектов на твердом основании. Наличие серьезных коррозионных разрушений на корпусных внутренних конструкциях и оборудовании может не позволить применить существующую технологию демонтажа. Для решения этой проблемы необходимо провести детальное освидетельствование корпуса и внутренних конструкций и совместно с проектантом корабля разработать технологию и схему разделки конструкций.



Рис. 4.64. Объект временного хранения ЖРО «ЦС "Звездочка"»: здание хранения ЖРО и пульт управления



Рис. 4.65. Комплекс по переработке ЖРО



Рис. 4.66. Комплекс по переработке ТРО «ЦС "Звездочка"»: а — компактирование ТРО, б — участок фрагментации ТРО, в — участок сортировки ТРО

Все демонтируемые элементы (продукты утилизации) должны пройти радиационный контроль. При превышении допустимых значений конструкции отправляются спецтранспортом на участок переработки ТРО, при нормальных параметрах их транспортируют на соответствующие участки переработки металлолома (рис. 4.67—4.69).



Рис. 4.67. Демонтаж конструкций в плавдоке



Рис. 4.68. Аварийная АПЛ «Курск» в плавучем доке СРЗ «Нерпа»



Рис. 4.69. Участок механической резки металла

После постановки объекта на твердое основание, если его свободные объемы перед затоплением были подвергнуты консервации, могут потребоваться работы по частичной или полной деконсервации помещений реакторных отсеков, а также выгрузке ТРО из трюмов затопленных судов.

Для деконсервации и выгрузки ТРО предприятие — исполнитель работ по утилизации использует оборудование и процессы, приведенные на рис. 4.70—4.76.



Рис. 4.70. Кран-манипулятор HIAB HS 099 E-4HiDuo для выполнения грузоподъемных операций с технологическим оборудованием и для выгрузки ТРО при помощи навесного грейферного ковша



Рис. 4.71. Контейнер для выгрузки длинномерных ТРО



Рис. 4.72. Роботизированный комплекс Brokk 90 N

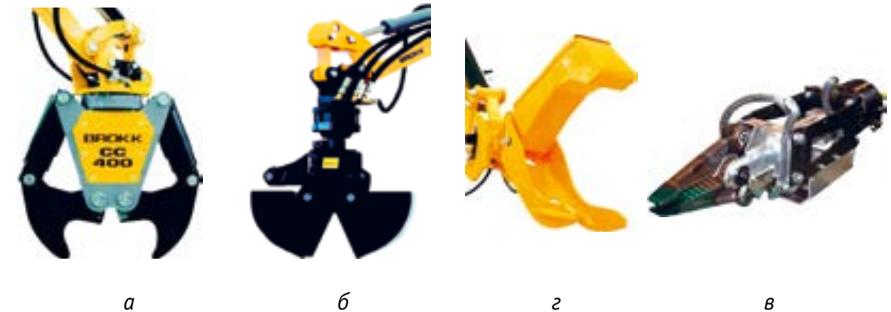


Рис. 4.73. Элементы навесного оборудования для комплекса «Brokk 90 N»: а — бетонолом, б — ковш грейферный, в — захват, г — ножницы по металлу

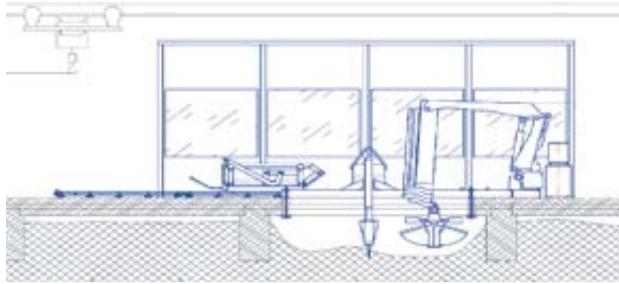


Рис. 4.74. Начало работ по деконсервации и выгрузки ТРО

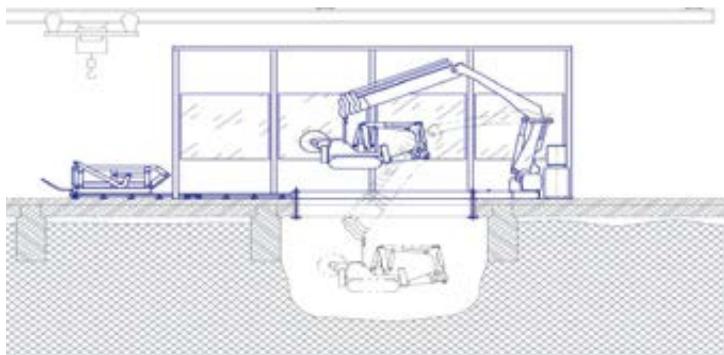


Рис. 4.75. Погрузка роботизированного комплекса

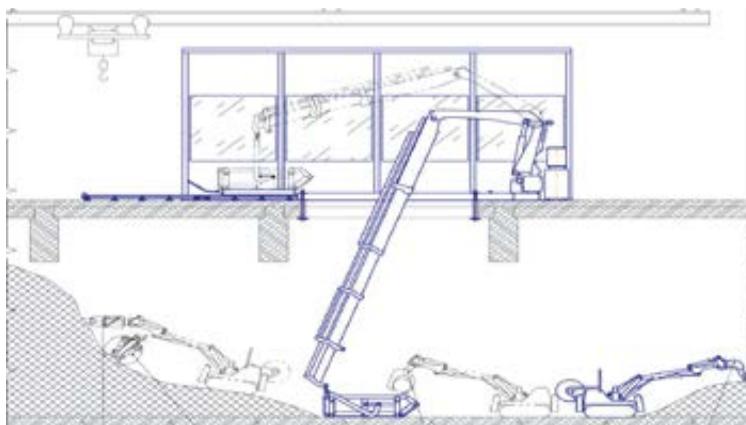


Рис. 4.76. Фрагментация и извлечение консерванта и ТРО сменным навесным оборудованием

Формирование реакторного блока и транспортировка его в пункт длительного хранения. Формирование блока (рис. 4.77) необходимо выполнять с учетом состояния корпусных конструкций реакторного и смежных с ним отсеков. При неудовлетворительном состоянии наружных прочных переборок реакторного блока следует установить дополнительные переборки, обеспечивающие герметичность блока, а также провести работы по глушению прочного корпуса и переборок.



Рис. 4.77. Формирование реакторного блока

Сформированный реакторный блок необходимо подготовить к длительному хранению. В случае превышения МЭД допустимых значений внутри блока целесообразно использовать опыт консервации аварийных реакторов АПЛ с учетом применения современных технологий иммобилизации РАО. Так, в качестве консерванта для омоноличивания рекомендовано использовать магниально-минерально-солевую композицию. Консервация объектов с помощью этого состава обеспечит высокую механическую прочность, надежную изоляцию от окружающей среды в течение длительного времени (рис. 4.78). Кроме того,

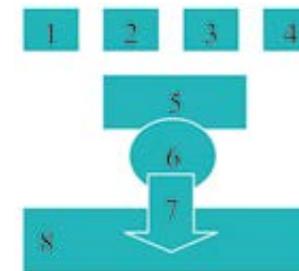


Рис. 4.78. Схема консервации на основе магниально-минерально-солевой композиции: 1 — питатель оксида магния, 2 — питатель хлористого магния, 3 — питатель минерального наполнителя, 4 — дозатор воды, 5 — смеситель, 6 — насос, 7 — трубопровод, 8 — объект консервации

омоноличивание внутреннего объема объекта полностью законсервирует разрушенные конструкции реакторов и их систем.

Предлагаемый способ дает возможность осуществлять длительную консервацию радиационно опасных объектов с обеспечением ядерной, радиационной и экологической безопасности.

Заключительным этапом утилизации АПЛ является транспортировка блока реакторного отсека в пункт длительного хранения. Эта операция в зависимости от разработанного проекта и технического состояния может быть выполнена двумя способами:

- буксировка блока с помощью морских буксиров (рис. 4.79);
- транспортировка блока с помощью транспортного погружного судна большой грузоподъемности или транспортного плавучего дока (рис. 4.80).



Рис. 4.79. Буксировка блока реакторного отсека



Рис. 4.80. Перевод блоков РО с СПЗ «Нерпа» в пункт длительного хранения

При любом способе перед началом операции разрабатывают проект перегона в пункт длительного хранения, и сформированный блок проходит освидетельствование на разовой перегон в Российском морском регистре судоходства.

Если проектом не предусмотрена транспортировка блока, а требуется его размещение на наземной площадке длительного хранения без промежуточного хранения на плаву, необходимо выполнить следующие работы (рис. 4.81):

- установку опорных фундаментов блока РО;
- демонтаж оставшихся конструкций легкого корпуса и цистерн;
- установку дополнительных переборок, биологической защиты;
- установку знаков: отличительного и радиационной опасности;
- нанесение антикоррозионного покрытия.



Рис. 4.81. Блок РО подготовлен к длительному хранению

Размещение радиационно опасных объектов на длительное хранение. После консервации объектов предполагается их размещение на береговых пунктах длительного хранения, требующих постоянного радиационного контроля и мониторинга [4; 26]. Для выполнения этой задачи предложено два варианта:

- использование пункта длительного хранения реакторных отсеков для блоков с нормальной радиационной обстановкой (рис. 4.82);



Рис. 4.82. Размещение блока РО в пункте длительного хранения «Сайда-губа»

- строительство специальных береговых укрытий для длительного хранения радиационно опасных объектов (рис. 4.83 [164]).



Рис. 4.83. Принципиальная схема и строительство берегового укрытия радиационно опасного объекта

Укрытие представляет собой заглубленное на 3 м (по отношению к уровню моря) сооружение из железобетонных стен (высотой 9 м от отметки –3 м) и дна, на которое устанавливают понтон-основание с аварийным реакторным блоком. Сверху на стенах монтируют металлическую конструкцию, которая образует вместе со стенами замкнутое пространство. Свободное пространство между железобетонными стенами и стенками котлована, а также береговой откос заполняют скальным грунтом до отметки +7 м, образуя горизонтальную площадку. Торцевую стенку сооружения со стороны канала монтируют после заводки понтона-основания в укрытие.

После заводки понтона-основания по воде его устанавливают в сооружение по заданным координатам, притапливают до посадки на щебеночную постель, внутренние конструкции понтона-основания заполняют литым бетоном через проемы, которые делают по месту после его притопления. После посадки понтона-основания на твердое основание со стороны открытого торца сооружения подводящий канал перекрывают дамбой, затем монтируют торцевую стенку сооружения, свободное пространство засыпают скальным грунтом. Пример реализации подобной конструкции на ФГУП «ДальРАО» в 2012 г. приведен на рис. 4.84 (сверху) [168]. Для сравнения на рис. 4.84 (внизу) приведено безопасное хранение на открытой площадке РО, не требующих создания укрытий [136; 135].)



Рис. 4.84. Основные этапы принятия объекта с аварийным реактором: ввод реакторного отсека по каналу в сооружение, откачка воды и бетонирование фундамента, внешний вид укрытий радиационно опасных объектов для длительного хранения на берегу в ПДХ в бухте Разбойник (Приморский край). Внизу: не требующие укрытия РО располагают на открытой площадке

В результате реализации международных программ на предприятиях судостроительной отрасли Севера России созданы современные комплексы сооружений для утилизации АПЛ и переработки радиоактивных отходов, отвечающие требованиям радиационной безопасности. Модернизация существующих комплексов, накопленный опыт, технологии и налаженные научно-технические связи позволят решать практически весь комплекс вопросов, возникающих в процессе утилизации кораблей и обращения с РАО при реабилитации акваторий арктического региона.

4.5. Технико-экономическая оценка различных вариантов реабилитации морских акваторий

Согласно приведенным выше результатам морских радиоэкологических исследований и прогнозным оценкам затопленные ядерные и радиационные объекты, оставленные на прежнем месте, не будут представлять реальной опасности для населения и окружающей природной среды ни в настоящем, ни в будущем. Однако для подтверждения этого вывода необходимы обоснованные прогнозы и постоянный радиоэкологический мониторинг в течение не менее сотни лет.

Стоимость радиоэкологического мониторинга. Анализ радиоэкологического контроля, выполнявшегося с 1970 г. по настоящее время, свидетельствует, что в среднем требовалось не реже одного раза в год проводить исследования в местах гибели АПЛ и нахождения затопленных объектов с ОЯТ и ТРО (табл. 4.6). Со временем в результате возрастания скорости деградации защитных барьеров рассматриваемых объектов и освоения региона с привлечением международных инвесторов интенсивность мониторинга вряд ли может быть понижена.

Таблица 4.6. Российские и международные экспедиции по изучению радиационной обстановки в арктических морях, проведенные в 1970—2014 гг. [237]

№ п/п	Год	Судно	Организация	Район
1	1970	ЭС «Ромбак»	Росгидромет	Белое и Баренцево моря
2	1971	ЭС «Шторм»	Росгидромет	Карское море
3	1974	ЭС «Ромбак»	Росгидромет	Белое и Баренцево моря
4	1978	НИС «Айсберг»	Росгидромет	Баренцево море
5	1984	Спецтанкер «Серебрянка»	Росгидромет	Баренцево море
6	1984	НИС «Профессор Штокман»	ИОАН	Баренцево, Карское моря
7	1987	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Баренцево море
8	1989	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Баренцево море
9	1989	НИСП «Всеволод Березкин»	Росгидромет	Норвежское море (район гибели АПЛ «Комсомолец»)

Табл. 4.6 (продолжение)

№ п/п	Год	Судно	Организация	Район
10	1990	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Баренцево море
11	1990	Спецтанкер ТНТ-29	Росгидромет	Баренцево море
12	1990	НИС «Академик Сергей Вавилов»	ИОАН	Баренцево море
13	1991	НИС «Академик Сергей Вавилов»	ВНИИОкеангеология	Баренцево, Белое и Карское моря
14	1991	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Норвежское море, акватория гибели АПЛ «Комсомолец»
15	1992	НИС «Виктор Будницкий»	ГЕОХИ РАН	Карское море (совместно с Роскомгидрометом)
16	1992	НИС «Геолог Ферсман»	ВНИИОкеангеология	Баренцево море
17	1992—1993	НИС «Дальние Зеленцы»	ММБИ	Баренцево и Карское моря
18	1992—1994	НИС «Виктор Буйницкий»	Гидрометеослужба — Норвегии	Карское море
19	1993	НИС «Дмитрий Менделеев»	ИОАН	Карское море, эстуарии Оби и Енисея
20	1993	НИС «В. Каврайский»	Радиовый институт им. В. Г. Хлопина, РНЦ КИ	Фиорды Новой Земли
21	1993	НИС «Иван Киреев»	Институт культурного наследия Севера Минкультуры	Прибрежная зона Новой Земли
22	1993	НИС «Иван Киреев»	Техасский университет, Минприроды	Карское море, эстуарии Оби и Енисея
23	1994	НИС «Polar Stern»	ММБИ	Море Лаптевых
24	1995	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ	Баренцево, Карское, Белое, Северное и Норвежское моря

Табл. 4.6 (продолжение)

№ п/п	Год	Судно	Организация	Район
25	1995	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское, Белое, Баренцево, Норвежское, Северное моря
26	1996	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Северное, Балтийское моря
27	1996	НИС «Prinses Margriet»	Институт экологии Севера РАН	Баренцево море
28	1997—1998	НИС «Академик Сергей Вавилов»	ИОАН	Баренцево и Карское моря
29	1997	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, эстуарии рек Обь, Енисей
30	1998	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, эстуарии рек Обь, Енисей
31	1999	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, эстуарии рек Обь, Енисей
32	2000	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, эстуарии рек Обь, Енисей
33	2001	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, Енисейский залив
34	2001	ОИС «Семен Дежнев»	Росгидромет	Баренцево море (район гибели АПК «Курск»)
35	2002	НИС «Иван Петров»	Росгидромет	Карское море (залив Абросимова)
36	2002	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, заливы Абросимова, Степового, Обская губа
37	2003	НИС «Академик Борис Петров»	ГЕОХИ РАН	Карское море, заливы Абросимова, Степового, Цивольки
38	2004	НИС «Профессор Штокман»	ГЕОХИ РАН	Карское море, заливы Абросимова, Степового, Цивольки
39	2005	НИС «Профессор Штокман»	ГЕОХИ РАН, РНЦ КИ	Карское море

Табл. 4.6 (окончание)

№ п/п	Год	Судно	Организация	Район
40	2006	Спасательный буксир «Неотразимый»	МЧС, ФГУ «Аквоспас»	Карское море
41	2007	НИС «Альянс»	Программа АМЕС, российско-британская экспедиция	Баренцево море
42	2010	Спасательный буксир «Неотразимый»	МЧС, ФГУ «Аквоспас»	Карское море
43	2011	НИС «Академик Мстислав Келдыш»	РНЦ КИ	Карское море
44	2012	НИС «Виктор Буйницкий» (план 2010 г.), НИС «Иван Петров»	Российско-норвежская экспедиция, НПО «Тайфун», РНЦ КИ	Карское море
45	2013	НИС «Профессор Штокман»	Экспедиция МЧС, НИЦ КИ, Радиевый институт им. В. Г. Хлопина, Крыловский ГМЦ и др.	Баренцево море, Карское море
46	2014	НИС «Иван Петров»	Российско-Норвежская экспедиция, НПО «Тайфун», РНЦ КИ	Баренцево море, Карское море

Примечание. ЭС — экспедиционное судно, НИСП — научно-исследовательское судно погоды.

В конце 1990-х годов стоимость океанографических работ при обеспечении подъема затопленных объектов составляла примерно 30 тыс. долл. в сутки [235]. В 2005 г. суточная стоимость эксплуатации российского научно-исследовательского судна водоизмещением от 2500 т (НИС «Профессор Штокман») до 6500 т (НИС «Академик Сергей Вавилов») для исследований на северо-западе Арктики соответствовала 10—20 тыс. долл. [224]. С экспедицией на борту стоимость их эксплуатации возрастает не менее чем вдвое (до 40 тыс. долл. в сутки). При ежегодном контроле районов захоронений РАО в течение минимум одного месяца затраты составят примерно 1 млн долл. В случае проведения расширенных исследований в течение двух месяцев в год эта величина составит от 1,5 до 2 млн долл. В среднем в ближайшее десятилетие следует, по-видимому, ориентироваться на потребность в пределах $1,5 \pm 0,3$ млн долл. в год.

Технико-экономическое обоснование подъема АПЛ «К-159». Необходимость подъема АПЛ обусловлена следующими причинами:

- накопленная в реакторах активность достигает около половины от всех затопленных и затонувших в арктических морях ядерных объектов;
- район затопления расположен в прибрежной зоне, где происходят интенсивное судоходство и хозяйственная деятельность;
- затопление произошло аварийно, реакторы не имеют специальной подготовки к затоплению;
- состояние защитных барьеров ЯЭУ после удара АПЛ о дно при нахождении в морской воде будет постоянно ухудшаться;
- на глубине 246 м нет возможности проводить комплексные инженерные обследования ЯЭУ и принимать необходимые меры в чрезвычайных ситуациях;

На начальном этапе для подъема АПЛ планировали привлечь голландскую компанию «Mammoet», которая изготовит судоподъемный комплекс, оборудованный крупногабаритными захватами, подъемными лебедками, другим необходимым оборудованием и с участием ВМФ выполнит подъем АПЛ «Курск». Также рассматривали вариант использования отечественного судостроения.

Стоимость работ компании «Mammoet» (по состоянию на 2004 г.) составляла без учета таможенных платежей 1320 млн руб. при общей стоимости операции 1595 млн руб. Затраты ВМФ на выполнение операции подъема АПЛ — 145 млн руб. Кроме того, Северному флоту требовалось 675 млн руб. на ремонт судов обеспечения и плавучего дока, участвующих в операции. Общая сумма затрат на проведение подъема АПЛ «К-159», утилизацию и реабилитацию могла составить 2405 млн руб. (табл. 4.7).

Таблица 4.7 Ориентировочная стоимость основных этапов работ по подготовке, подъему, доставке АПЛ «К-159» к месту утилизации и ее утилизации (по состоянию на 2004 г.)

№ п/п	Основные мероприятия	Стоимость	
		млн руб.	млн евро
1	Проектные работы	39	1,1
2	Изготовление и испытание судоподъемного комплекса	1360	38,9
3	Подготовка к подъему	679	19,4
4	Разработка проекта и установка рейдового оборудования	12	0,3
5	Обследование АПЛ	3	0,1
6	Подготовка АПЛ к подъему	10	0,3
7	Подъем АПЛ	20	0,6

Табл. 4.7 (окончание)

№ п/п	Основные мероприятия	Стоимость	
		млн руб.	млн евро
8	Транспортировка и установка АПЛ в док, вывод	12	0,3
9	Разработка проекта и подготовка дока к приемке АПЛ	30	0,9
10	Обслуживание АПЛ в доке и доковые работы	35	1,0
11	Определение и подготовка места базирования СПК	10	0,3
12	Разработка документации по обследованию и конвертовке АПЛ	30	0,9
13	Прочие виды обеспечения	30	0,9
	Итого затраты на подъем	1595	45,6
	Итого затраты Северного флота на обеспечение	675	19,3
	Всего затраты на реабилитацию акватории	2270	64,9
	Затраты на утилизацию АПЛ	135	3,9
	<i>Всего затраты на реабилитацию и утилизацию</i>	<i>2405 *</i>	<i>68,8 *</i>

* С учетом инфляции затраты на выполнение работ в 2015 г. составят не менее 7 млрд руб., или 125 млн евро.

Для оценки целесообразности привлечения компании «Mammoet» к выполнению подъема АПЛ «К-159» СМПБМ «Малахит» были выполнены расчеты стоимости изготовления аналогичного СПК и на российских предприятиях (табл. 4.8).

Таблица 4.8 Сравнительная оценка разработки судоподъемного комплекса в Нидерландах и России по состоянию на 2004 г.

Наименование работ	Нидерланды, «Mammoet»		Россия *, Балтийский завод	
	млн руб.	млн евро	млн руб.	млн евро
Чертежи и техническая документация СПК	1320	37,7	75	2,1
Погружаемый модуль с захватами			388	11,1
Надводная платформа СПК			1000	28,6
Участие в подъеме АПЛ			20	0,6
<i>Итого</i>	<i>1320</i>	<i>37,7</i>	<i>1483</i>	<i>42,2</i>

* Грузоподъемное оборудование закупается за рубежом.

Анализ предварительного проекта подъема АПЛ «К-159» позволяет сделать заключение:

- подъем АПЛ «К-159» может быть выполнен в один этап;
- судоподъемный комплекс может быть поставлен компанией «Маммоет» (Нидерланды) или изготовлен в России;
- предложение компании «Маммоет» об удалении российской стороной грунта в районе установки захватов не может быть принято в связи с отсутствием в России необходимых технических средств;
- из-за временного прекращения Северным флотом проведения радиационного мониторинга и расчистки палубы АПЛ необходимы разработка технического обоснования ядерной и радиационной безопасности и оценка воздействия на окружающую среду при проведении операции подъема и транспортировки АПЛ;
- при выполнении технического проекта необходимы дополнительные работы, на которые нужно предусмотреть отдельное финансирование по следующим направлениям:
 - ◆ определение фактической несущей способности штатных устройств;
 - ◆ отбор и исследование образцов грунта в районе АПЛ;
 - ◆ оценка коррозионного состояния прочного корпуса АПЛ;
- подъем АПЛ предусматривается компанией «Маммоет» с участием ВМФ;
- ВМФ России обеспечивает буксировку СПК из Нидерландов к месту подъема и участвует в морской части операции оборудованием рейдового полигона, выделением вспомогательных судов, обеспечением снабжения, доставкой персонала, выполнением определенных технологией работ с использованием различных типов погружных аппаратов и водолазных работ;
- ВМФ России обеспечивает транспортировку СПК с поднятой АПЛ к месту докования, выполнение доковой операции, обследование и конвертовку АПЛ;
- эффективность работ ВМФ по подготовке АПЛ к подъему может быть существенно повышена при использовании водолазов-глубоководников, но для этой цели требуется переоборудовать судно под носитель глубоководного водолазного комплекса;
- в обеспечение подъема АПЛ «К-159», разработки и изготовления СПК необходимо постановление Правительства РФ с определением требуемого объема финансирования работ и сроков проведения операции.

Затраты на подъем объектов с ОЯТ и ТРО. Подъем их с грунта с последующей утилизацией или перезахоронением в море можно оценить на основе опыта США [235] и имеющихся данных по технико-экономическому обоснованию подъема АПЛ «К-159» с помощью СПК [254]. Наиболее выгодным представляется применение СПК (при соответствующей доработке) не только для подъема

АПЛ «К-159», но и для выполнения подобных операций с другими крупногабаритными объектами [224]. По экспертным оценкам стоимость программы полной реабилитации морских акваторий при таком подходе в ценах 2010 г. могла достигать 600 млн евро. При этом до 30% стоимости приходилось на уже реально и потенциально не опасные для населения и окружающей среды упакованные в тонкостенные контейнеры или помещенные в трюмы судов ТРО и неупакованные конструкции ЯЭУ.

По этой причине в настоящее время основное внимание целесообразно обратить на подъем объектов с ОЯТ и отдельных объектов без ОЯТ в виде реакторных отсеков и судов с ТРО, содержащих отходы с максимальной активностью (табл. 4.9 и 4.10).

В заключение необходимо отметить, что для одновременного решения вопроса о снижении *потенциальной* экологической угрозы, исходящей от затопленных объектов, с учетом этической стороны данной проблемы и рентабельности разработки СПК необходимо в первую очередь разработать единую программу подъема всех объектов с ОЯТ включая АПЛ, РО двух АПЛ, реактор АПЛ, экранную сборку атомного ледокола и отдельные наиболее опасные объекты без ОЯТ (реакторные отсеки ледокола, АПЛ и пр.). Полная реабилитация морских акваторий и тем более перезахоронение ядерно и радиационно опасных объектов с радиозэкологической точки зрения нецелесообразны и экономически невыгодны. Для последнего варианта это недопустимо в соответствии с принятыми Россией международными обязательствами по прекращению захоронений РАО в море.

Таблица 4.9. Оценочная стоимость подъема, утилизации ядерных и радиационно-опасных объектов России, затонувших и затопленных в на северо-западе Арктики и реабилитации акваторий (по состоянию на 2010 г.), млн евро

Основные мероприятия	Объекты с ОЯТ					Объекты без ОЯТ						
	АПЛ		РО АПЛ	Атомный ледокол	Реактор АПЛ	РО АПЛ	Атомный ледокол	Реактор АПЛ	РО АПЛ	Атомный ледокол	Суда	Контейнер, блок***
	«Комсомолец»	«К-159» *	«К-27»	Заказы № 285, 901	Экранная сборка	Заказ № 421	Заказы № 254, 260	Заказы № 254, 260	Заказы № 254, 260	РО	ТРО	ТРО
Проектные работы	До 2	1,1	—	—	До 0,1	—	—	До 0,3	—	До 0,3	До 0,3	—
Изготовление и испытание СПК	До 30 **	53	—	—	До 0,1	—	—	До 1 **	—	До 1 **	До 1 **	—
Предварительная подготовка к подъему	До 40	20	До 5	До 1	До 1	До 0,05	До 1	До 1	До 1	До 1	До 0,001	До 0,001
Разработка проекта и установка рейдового оборудования	До 2	0,5	До 0,3	До 0,1	До 0,1	До 0,05	До 0,1	До 0,1	До 0,1	До 0,1	До 0,1	—
Обследование и подготовка к подъему	До 2	До 0,5	До 0,5	До 0,5	До 0,2	До 0,1	До 0,2	До 0,2	До 0,2	До 0,2	До 0,5	До 0,001
Подъем, транспортировка, постановка в док	До 15	4,1	До 0,5	До 0,5	До 0,5	До 0,2	До 0,2	До 0,2	До 0,2	До 0,5	До 0,5	До 0,001
Разработка проекта, подготовка дока, приемка объекта	До 1	До 1,5	До 0,5	До 0,5	До 0,2	—	—	—	0,1	До 0,3	До 0,3	—
Обслуживание в доке и доковые работы	До 2	1,1	До 1	До 0,5	До 0,5	—	—	—	До 0,3	До 0,3	До 0,3	—
Разработка документации, обследование и герметизация объекта	До 2	1	1	До 0,2	—	—	—	—	—	До 0,3	До 0,3	До 0,001
Прочие виды обеспечения	До 2	1	До 1	До 0,3	До 0,1	До 0,1	До 0,1	До 0,1	0,2	До 0,5	До 0,5	До 0,001
Итого затраты на подъем одного объекта	До 101	84	До 13	До 3	До 2,1	До 0,5	До 2,4	До 0,5	До 2,4	До 3,3	До 5,3	До 0,007

Табл. 4.9 (окончание)

Основные мероприятия	Объекты с ОЯТ					Объекты без ОЯТ						
	АПЛ		РО АПЛ	Атомный ледокол	Реактор АПЛ	РО АПЛ	Атомный ледокол	Реактор АПЛ	РО АПЛ	Атомный ледокол	Суда	Контейнер, блок***
	«Комсомолец»	«К-159» *	«К-27»	Заказы № 285, 901	Экранная сборка	Заказ № 421	Заказы № 254, 260	Заказы № 254, 260	Заказы № 254, 260	РО	ТРО	ТРО
Итого затраты Северного флота на обеспечение работ	До 30	20	До 5	До 1	До 0,5	До 0,1	До 0,1	До 0,1	До 0,1	До 0,5	До 0,5	До 0,001
Количество объектов подъема	1	1	1	2	1	1	2	1	2	1	19	До 18 000
Итого затраты на реабилитацию акваторий	До 130	104	До 18	До 8	До 2,6	До 0,6	До 6,8	До 6,8	До 6,8	До 3,8	До 100	До 144
Итого затраты на утилизацию	До 20	До 5	До 5	До 1	До 0,5	До 0,5	До 1	До 0,5	До 1	До 1	До 0,5	До 0,001
Всего реабилитация и утилизация	До 150	До 109	До 23	До 9	До 3	До 1,1	До 8	До 8	До 8	До 5	До 110	До 162
Относительные суммарные затраты на реабилитацию и утилизацию одного объекта или группы объектов, %	26	19	4	1,5	0,5	0,2	1,4	0,8	1,4	0,8	19	28
Затраты на всю программу (полная реабилитация)	До 600											

* Предварительные технико-экономические оценки подъема АПЛ «К-159» проведены СПМБМ «Малахит» в 2004—2007 гг. Оценки для других объектов выполнены экспертным методом с учетом данных по АПЛ «К-159».

** Принято, что СПК, созданный для подъема АПЛ «К-159», будет обеспечивать подъем и других объектов, что делает всю программу реабилитации менее затратной. Поэтому приведены оценки затрат только на его дооборудование.

*** До 95% объектов не представляют опасности, подъем нецелесообразен.

Таблица 4.10. Оценочная стоимость реализации различных подходов полной реабилитации морских акваторий на северо-западе Арктики в местах гибели и затопления ядерно и радиационно опасных объектов атомного флота СССР/России по состоянию на 2010 г., млн евро

Направление реабилитации	Завершающий этап реабилитации	Техническое обеспечение	Затраты, млн евро			Опасность, угроза	
			Технические	Мониторинг (100 лет)	Итого	Реальная	Психологическая, этическая
Оставление объектов на прежнем месте	Оставление на месте без дополнительной защиты	Не требуется	0,0	До 100	До 100	Нет до 100 лет	Есть
	Оставление на месте с дополнительной защитой	Защитные барьеры	До 100	До 100	До 200	Нет до 300 лет	Есть
Подъем объектов	Утилизация	Подъем, доставка на завод	До 600	0,0	До 600	Нет	Нет
		Подъем, доставка на завод	До 600	—	—	—	—
	Перезахоронение в море*	Подготовка к захоронению	До 100	—	—	—	—
		Повторное захоронение в глубоководном районе	До 100	—	До 900	Нет до 300 лет	Есть

* В связи с взятиями в 1993 г. обязательствами по прекращению захоронения РАО в морях подход неактуален.

Глава 5. Утилизация объектов

5.1. Производственная база утилизации

Работы по утилизации АПЛ, надводных кораблей с ЯЭУ и судов атомного технологического обслуживания в Северо-Западном регионе выполняют на специализированных предприятиях: в Архангельской области — на ОАО «ЦС “Звездочка”» и ОАО «ПО “Севмашпредприятие”», в Мурманской области — на филиале «СРЗ “Нерпа”» ОАО «ЦС “Звездочка”», ОАО «10 СРЗ».

В дополнение к этому на СРЗ «Нерпа» производят утилизацию плавучих реакторных блоков путем перевода из трехотсечных в одноотсечные с целью их длительного (70—100 лет) хранения на специально оборудованной береговой площадке пункта долговременного хранения реакторных отсеков (ПДХ РО) в губе Сайда («Сайда-губа», Мурманская область).

В целях увеличения темпов утилизации выведенных из эксплуатации АПЛ, надводных кораблей с ЯЭУ, судов атомного технологического обслуживания и экологической реабилитации объектов временного хранения ОЯТ и РАО с 1998 по 2002 гг. Минатом России (ныне Госкомпания «Росатом») как государственный заказчик-координатор работ консолидировал средства, выделяемые из федерального бюджета и поступающие от стран-доноров по программам международной помощи, и организовал выполнение следующих первоочередных работ:

- наращивание производственных мощностей на предприятиях — исполнителях работ по утилизации АПЛ (ОАО «ЦС “Звездочка”» и СРЗ «Нерпа»);
- создание новых и восстановление существующих средств выгрузки ОЯТ из реакторов, а также систем транспортировки и переработки ОЯТ.

Основными результатами этих работ стали:

- создание берегового комплекса выгрузки ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ с водо-водяными реакторами на ОАО «ЦС “Звездочка”»;
- восстановление инфраструктуры выгрузки отработавших выемных частей (ОВЧ) из реакторов АПЛ с жидкометаллическим теплоносителем в пункте временного хранения «Гремиха» (ПВХГ) на базе сухого дока СД-10;
- создание и оборудование специальными техническими и технологическими средствами производственных участков разделки корпусных конструкций, оборудования, кабелей, цветных и драгоценных металлов на предприятиях — исполнителях работ по утилизации АПЛ;
- восстановление работоспособности трех плавучих технических баз проекта 326М для выгрузки и временного хранения ОЯТ утилизируемых АПЛ;
- создание на СРЗ «Нерпа» открытой стапельной плиты с передаточным узлом для утилизации АПЛ, а также формирования РО и передачи их на транспортное средство;

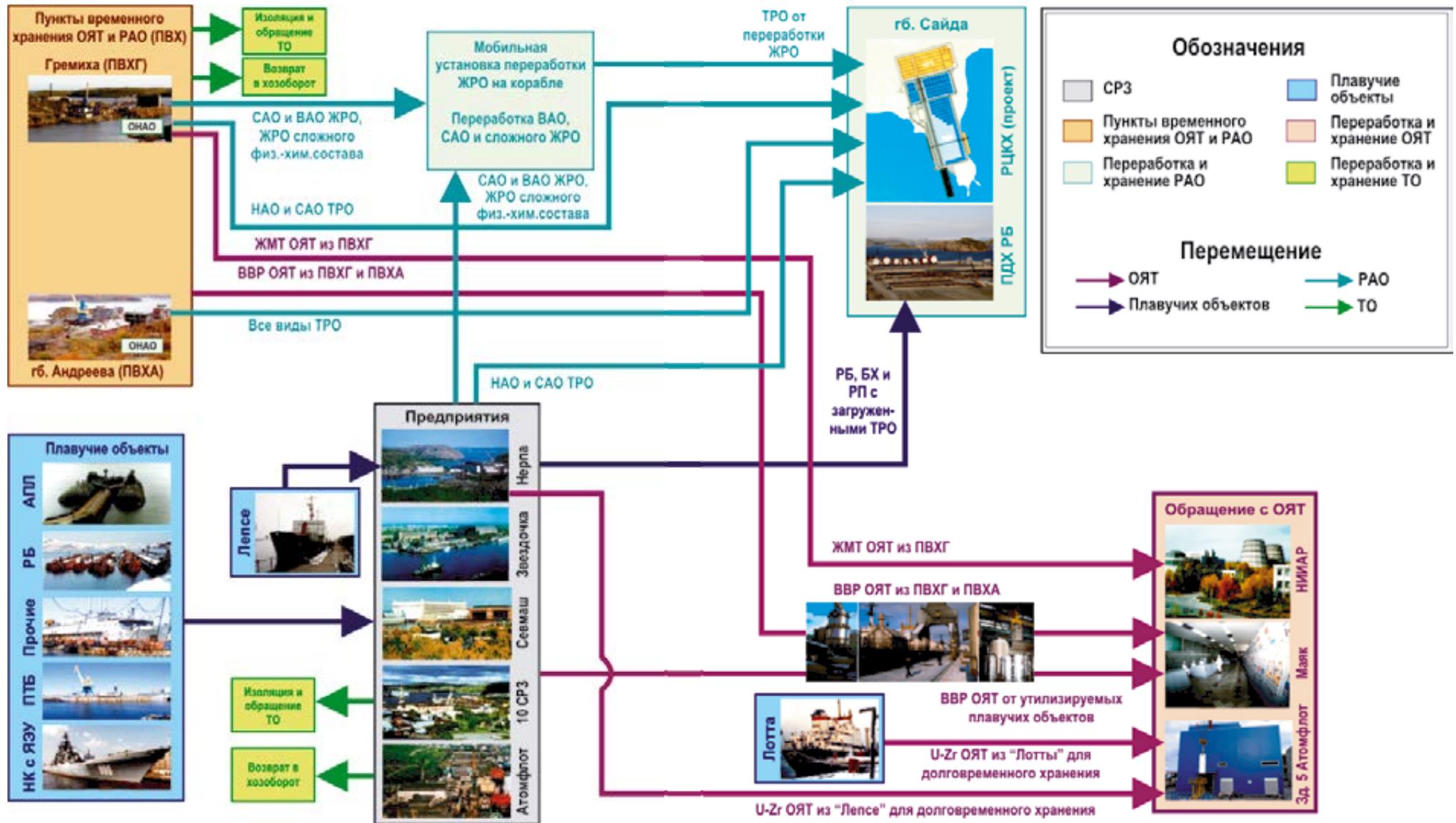


Рис. 5.1. Объединенная структурно-функциональная схема обеспечения утилизации ядерно и радиационно опасных объектов на Северо-Западе России [249; 250; 261; 219]

- разработка проекта и выполнение работ по созданию ПДХ РО в губе Сайда, первая очередь которого рассчитана на прием и хранение 120 реакторных блоков.

В результате созданная мощная инфраструктура утилизации АПЛ, надводных кораблей с ЯЭУ, спецблоков с ОЯТ, судов атомного технологического обеспечения, а также обеспечивающая инфраструктура по обращению с ОЯТ, РАО и токсичными отходами позволяет решать все организационно-технические вопросы включая обеспечение ядерной, радиационной, химической и экологической безопасности.

Соответственно, несмотря на существующие особенности подготовки к затоплению и длительное нахождение объектов с ОЯТ и ТРО под водой, а также независимо от состояния затонувших АПЛ все ЯРОО могут быть беспрепятственно утилизированы в рамках действующей инфраструктуры (рис. 5.1).

Однако следует отметить, что время ее существования не безгранично. Через 5—10 лет в связи с отсутствием потребности наступит период вывода всей системы из эксплуатации. В этих условиях задержка на большой срок подъема ядерных и наиболее радиационно опасных объектов приведет к осложнению их утилизации и удорожанию реабилитации морских акваторий.

ОАО «ЦС “Звездочка”». Головная организация ОАО «ЦС “Звездочка”» изначально была построена как ремонтная судовой верфь. К настоящему времени предприятие накопило пятидесятилетний опыт ремонта кораблей ВМФ, в том числе АПЛ всех типов (рис. 5.2).

В ходе реализации договоров между СССР/Россией и США об ограничении и сокращении стратегических наступательных вооружений ОАО «МП “Звездочка”» с 1977 г. выполняло демонтаж ракетных отсеков стратегических АПЛ, а с 1993 г. — комплексную утилизацию АПЛ с формированием трехотсечных плавучих реакторных блоков (рис. 5.3).

Международное сотрудничество с Великобританией, США, Норвегией, Францией, успешная реализация Программы совместного уменьшения угрозы (программы Нанна-Лугара), координационная деятельность Министерства РФ по атомной энергии, Российской академии наук, сотрудничество с ведущими российскими проектными и научно-исследовательскими организациями — ВНИПИЭТ, НИКИЭТ, РНЦ «Курчатовский институт», ОКБ им. И. И. Африкантова — позволили создать на ФГУП «МП “Звездочка”» (ныне ОАО «ЦС “Звездочка”») современный высокоэффективный комплекс сооружений для утилизации АПЛ и переработки РАО, отвечающий всем требованиям радиационной безопасности. В его состав входят:

- док-камера и плавучий док ПД-52;
- причальная набережная с порталным краном грузоподъемностью 1080 т;
- участки тепловой и механической резки корпусных конструкций и оборудования утилизируемых АПЛ, оснащенные современными



Рис. 5.2. Панорама акватории головной организации «ЦС “Звездочка”», г. Северодвинск



Рис. 5.3. Трехотсечный реакторный блок

техническими средствами: гильотиной «Харрис» (рис. 5.4), пресс-ножницами «Кантемир», крановым оборудованием и др.;

- участок переработки кабеля (модуль «Канск»);
- береговой комплекс выгрузки ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ;
- комплекс сооружений для выгрузки, приема, транспортировки, хранения и переработки твердых и жидких радиоактивных отходов.



Рис. 5.4. Одно из средств утилизации АПЛ — гильотина «Харрис»

Весь этот комплекс позволил выполнить ликвидацию пусковых ракетных установок и комплексную утилизацию АПЛ всех классов с соблюдением российских и международных требований экологической безопасности.

За основу организации утилизации АПЛ на ОАО «ЦС «Звездочка»» принят этапно-позиционный метод, предполагающий выполнение отдельных объемов работ (этапов) на определенных местах-позициях, оснащенных для этого:

- технологическим оборудованием и специальной оснасткой;
- грузоподъемными кранами и механизмами;
- системами технического обеспечения;
- бытовыми, служебными, складскими помещениями и др.

Этот подход позволяет использовать существующие производственные мощности предприятия в рациональной технологической последовательности для выполнения операций утилизации, что уменьшает общую продолжительность выполнения работ (табл. 5.1).

Таблица 5.1. Технологические позиции утилизации АПЛ на ОАО «ЦС «Звездочка»»

Позиция	Места и виды выполняемых работ
0	База ВМФ. Подготовка АПЛ к буксировке и утилизации. Буксировка АПЛ на предприятие
1	Спецнабережная. Подготовка АПЛ к утилизации и выгрузке ОЯТ
2	Спецнабережная. Выгрузка ОЯТ из реакторов АПЛ
3	Док-камера (или ПД-52). Постановка на стпель. Разрезка АПЛ на блоки
4	Док-камера (или ПД-52). Формирование трехотсечного блока
5	Док-камера (или ПД-52). Утилизация носового и кормового блоков — разрезка корпуса на секции с выгрузкой оборудования, труб, кабеля
6	Участок тепловой резки секций корпуса и оборудования на металлолом
7	Участок механической резки
8	Участок переработки цветных металлов
9	Участок переработки кабеля
10	Участки отгрузки металлолома
11	Мелководная набережная. Достройка трехотсечного блока
12	Море. Транспортировка трехотсечного блока в ПВХ
13	Спецкомплекс РАО. Сбор, хранение, переработка ЖРО и ТРО: объекты сбора, хранения, переработки ЖРО; объекты сбора, хранения, переработки ТРО
14	Сооружения сбора и переработки промышленных отходов: площадка сбора, временного хранения твердых промышленных отходов; очистные сооружения промышленных стоков; канализационные очистные сооружения
15	Временное хранение ОЯТ, погрузка, отправка ОТВС на ПО «Маяк»: с использованием плавучей технической базы (ПТБ); с использованием площадки временного хранения ОЯТ

Работы по разрезке АПЛ на блоки (включая носовой, кормовой и формирование трехотсечного блока) выполняются либо в док-камере, либо в плавдоке ПД-52 (рис. 5.5 и 5.6).

Возможности созданного производственного комплекса довольно высоки. В год можно утилизировать 4—6 АПЛ. При этом, конечно, не следует забывать, что успех работ в значительной степени определяется высоким профессионализмом трудового коллектива предприятия.



Рис. 5.5. Утилизация АПЛ в док-камере



Рис. 5.6. Утилизация АПЛ в плавучем доке ПД-52

ОАО «ПО «Севмашпредприятие»». Предприятие было заложено в 1936 г. в поселке Судострой (с 1938 г. — город Молотовск, ныне Северодвинск) Архангельской области и располагается в 35 км к западу от Архангельска в дельте Северной Двины (рис. 5.7).



Рис. 5.7. Вид на ОАО «ПО «Севмашпредприятие»», г. Северодвинск

Производственное объединение «Севмашпредприятие» в настоящее время единственный в России завод-строитель АПЛ. К строительству атомных подводных лодок (первая из них — АПЛ «Ленинский комсомол») предприятие приступило в 1954 г. Всего на нем было построено более 120 АПЛ различных классов и назначений, в том числе с титановыми корпусами.

Утилизация АПЛ является одним из направлений деятельности предприятия. В частности, в 1992 г. на него были возложены работы по утилизации пяти АПЛ с титановыми корпусами класса «Альфа». Затем предприятие приступило к выполнению Программы совместного уменьшения угрозы, успешно освоив утилизацию АПЛ классов «Тайфун» и «Оскар» в кооперации с ОАО «ЦС «Звездочка»», которая сводилась к выгрузке ОЯТ с использованием его берегового комплекса.

Технологический процесс утилизации АПЛ начинается с того, что подводную лодку доставляют на ПО «Севмашпредприятие» и ставят у одной из его причальных стенок, оборудованной всеми необходимыми энергосредами. Здесь

же проводят прием АПЛ промышленностью от ВМФ и замену военного экипажа на гражданский.

У причальной стенки производят подготовку АПЛ к утилизации и выгрузке ОЯТ. По завершении подготовительных работ ее транспортируют на ОАО «ЦС “Звездочка”», где выгружают ОЯТ. Затем АПЛ вновь переводят на ПО «Севмашпредприятие», где ставят в плавучий док «Сухона» или в наливной бассейн и проводят разделку корпуса на крупные блок-секции массой 100—120 и 450—500 т (рис. 5.8).



Рис. 5.8. Разделка корпуса АПЛ на ПО «Севмашпредприятии»

Далее с использованием плавкрана грузоподъемностью 150 т и баржи грузоподъемностью 600 т блок-секции массой 100—120 т транспортируют и передают на площадки утилизации. Блок-секции массой 450—500 т с помощью двух кранов грузоподъемностью 320 т перемещают через цех на площадку утилизации, где производят их разрезку до габаритов, соответствующих требованиям по реализации продукции.

Кроме разделки корпуса АПЛ в плавучем доке или наливном бассейне проводят вырезку и формирование трехотсечного реакторного блока. После спуска реакторного блока на воду его транспортируют на одну из набережных предприятия для временного хранения до передачи на ПДХ РО в губу Сайда.

СРЗ «Нерпа». Судоремонтный завод «Нерпа» находится на входе в Кольский залив с незамерзающей бухтой. Его инфраструктура изначально была ориентирована на средний ремонт, модернизацию и переоборудование многоцелевых АПЛ. По этой программе интенсивно велись работы с 1974 по 1996 гг. За это время было отремонтировано и сдано ВМФ более 30 АПЛ (рис. 5.9).

С 1995 г. завод работает и по другим направлениям. В частности, он занимается гражданским судоремонтом и судостроением, утилизацией кораблей, судов (военных, гражданских), сотрудничает с нефтегазовым комплексом, создает широкий спектр продукции производственного назначения и народного потребления. Так же, как на ОАО «ЦС “Звездочка”, на СРЗ «Нерпа» за основу организации утилизации АПЛ принят этапно-позиционный метод.



Рис. 5.9. Панорама Головного филиала ОАО «ЦС “Звездочка”» — СРЗ «Нерпа»

Для разделки корпуса АПЛ, внутренних механизмов и систем используется судоразделочный комплекс оборудования, в состав которого входят средства термической и механической резки:

- гильотина «Харрис» с усилием 2000 тс;
- два типа пресс-ножниц на базе экскаваторов фирмы «Катерпиллер»;
- пресс-пакетировщики металла;
- оборудование плазменной и газовой резки и др.

Поскольку одной из важных задач утилизации АПЛ являются сортировка, обработка и отгрузка конечных продуктов, в состав производственного комплекса входит большое количество технических средств и участков специального назначения:

- грузоподъемные и транспортные средства (мостовые, козловые, порталные краны, автокраны и краны на гусеничном ходу, автотрейлеры, тягачи и т. д.);
- участок переработки всех типов кабелей и проводов с выделением чистых металлосодержащих продуктов;
- участки пакетирования цветных металлов, переработки трубопроводов и арматуры, отгрузки металлолома;
- площадки временного хранения ТРО;
- плавучие емкости хранения ЖРО (ПЕК-50) и т. д.

Окончательный этап утилизации заключается в том, что сформированный в эллинге одноотсечный реакторный блок выводят на открытую стапельную плиту для окончательной подготовки к постановке в ПДХ РО «Сайда-губа». Так как доставлять РО в ПДХ поштучно нерентабельно, их накапливают на СРЗ, а затем в передаточном доке ПД-42 «Паллада» отправляют в губу Сайда по 7—8 единиц одним рейсом (рис. 5.10).



Рис. 5.10. Притопленный для приема реакторных блоков передаточный док ПД-42 «Паллада» с реакторными отсеками внутри

5.2. Инфраструктура обращения с ОЯТ

В соответствии с «Концепцией комплексной утилизации АПЛ, надводных кораблей с ЯЭУ и экологической реабилитации радиационно опасных объектов» в Российской Федерации реализуется принцип «замкнутого» топливного цикла, т. е. всё ОЯТ, выгружаемое из реакторов утилизируемых АПЛ или находящееся на хранении в пунктах временного хранения, в конечном счете подлежит вывозу и последующей переработке на ПО «Маяк».

В первую очередь это относится к перерабатываемому ОЯТ, так как именно оно составляет преобладающую долю радиоактивных источников на Северо-Западе России. Технологию и структуру обращения с ОЯТ, которое считают неперерабатываемым, предстоит отработать, и поэтому до определенного времени его помещают на безопасное промежуточное хранение до принятия окончательного решения по обращению с ним. Топливо в составе ОВЧ из АПЛ с жидкометаллическим теплоносителем с ПВХ «Гремиха» пройдет стадию извлечения из ОТВС и в конце концов итоге также поступит на ПО «Маяк» (рис. 5.11).

Однако, чтобы претворить в жизнь стратегию обращения с ОЯТ от начала до конца необходимо пройти не менее важные этапы его извлечения из АПЛ или специальных объектов на судоремонтных заводах, но для этого необходимо иметь подготовленную инфраструктуру.

Береговой комплекс выгрузки ОЯТ [138]. В октябре 1999 г. был подписан контракт между ОАО «ЦС “Звездочка”» и Агентством по уменьшению угрозы Министерства обороны США на строительство берегового комплекса выгрузки (БКВ) отработавшего ядерного топлива из утилизируемых АПЛ. Подрядчиком



Рис. 5.11. Структурно-функциональная схема обращения с ОЯТ на Северо-Западе России [261]: ТАКР — тяжелый атомный ракетный крейсер, ПТБ — плавучая техническая база, ПВХА — пункт временного хранения ОЯТ и РАО в бухте Андреева, ПВХГ — пункт временного хранения ОЯТ и РАО «Гремиха», КДЧ — камера дефектных чехлов

по строительству являлось ОАО «ЦС “Звездочка”», а финансирование осуществляла американская сторона.

В составе инфраструктуры по выгрузке ОЯТ были предусмотрены следующие береговые объекты и сооружения (рис. 5.12):



Рис. 5.12. Спецнабережная и здание берегового комплекса выгрузки ОЯТ, порталные краны, утилизируемая АПЛ

- Переоборудованный участок спецнабережной длиной 40 м с новым порталным краном грузоподъемностью 80 т. В зоне действия устанавливают утилизируемую АПЛ, а между ней и берегом — плавучий контрольно-дозиметрический пункт.
- Здание загрузки транспортных контейнеров, которое размещено в непосредственной близости от спецнабережной в зоне действия порталного крана. К нему подведены подъездные пути для седельного тягача с полуприцепом.
- Площадка временного хранения порожних, заполненных ОЯТ и транспортных контейнеров.

Общая транспортно-технологическая схема выгрузки ОТВС из реакторов АПЛ с использованием БКВ на ОАО «ЦС «Звездочка» и загрузки в железнодорожный вагон-контейнер ТК-ВГ-18 представлена на рис. 5.13.

После извлечения ОТВС из реактора АПЛ их в перегрузочном контейнере доставляют к специальному зданию для поканальной загрузки в транспортные контейнеры ТУК-18. Здание имеет два производственных пролета и трехэтажную пристройку (рис. 5.14).

В первом пролете здания, оснащено мостовым краном грузоподъемностью 50 т, размещено отделение поканальной перезагрузки ОТВС, для чего в нем оборудованы два поста. Над каждым постом в крыше здания имеется люк, через который порталным краном подают перегрузочный контейнер с ОТВС и устанавливают на загрузочную плиту координатно-наводящее устройство.

Во втором пролете, оснащено мостовым краном грузоподъемностью 16 т, размещено отделение хранения и подготовки к работе перегрузочного оборудования, а также съемного оборудования из реакторного отсека. В составе этого отделения предусмотрены и вспомогательные участки (дезактивации оборудования, приготовления десорбирующих растворов и др.).

Управление выгрузкой ОЯТ из реакторов АПЛ осуществляют из расположенного на третьем этаже здания-пристройки пункта управления, который обеспечен надежными средствами связи с руководством завода, помещением загрузки транспортных контейнеров, с персоналом в реакторном отсеке, пультом управления АПЛ, операторами порталного и козловой кранов, с пультом резервного электроснабжения и др.

Для наблюдения за выгрузкой ОТВС в реакторном отсеке АПЛ и последующей загрузкой в контейнеры предусмотрена система промышленного телевидения. Кроме того, имеются системы радиационного контроля на объектах инфраструктуры и автоматического обнаружения пожара в здании загрузки контейнеров и на площадке временного хранения контейнеров.

Площадка временного хранения порожних, заполненных ОЯТ и транспортных контейнеров включает специальное закрытое неотпливаемое здание с разборной крышей, что позволяет загружать и выгружать контейнеры козловым краном (рис. 5.15).

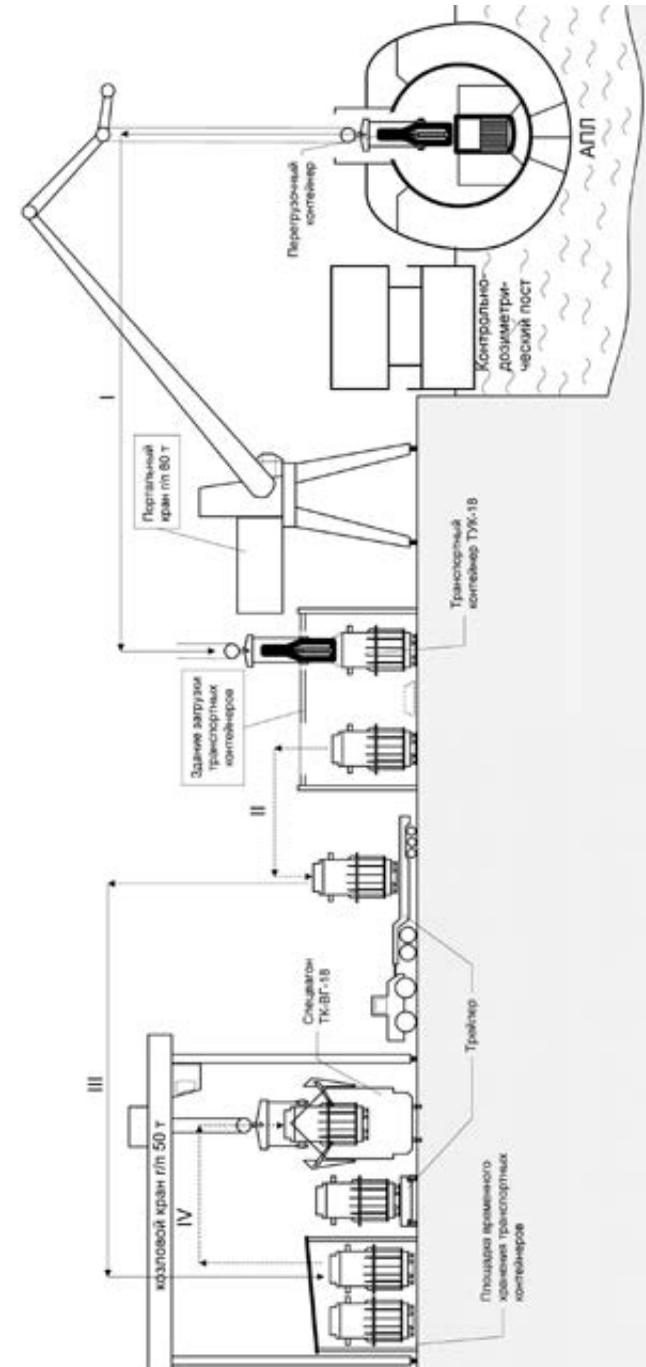


Рис. 5.13. Транспортно-технологическая схема выгрузки ОЯТ с использованием БКВ на ОАО «ЦС «Звездочка» и загрузки его в спецвагон с использованием БКВ



Рис. 5.14. Здание загрузки контейнеров с ОЯТ, внутреннее оборудование и контейнеры ТУК-18 для ОЯТ



Рис. 5.15. Площадка временного хранения контейнеров с ОЯТ

Козловой кран имеет грузоподъемность 50 т, с его помощью осуществляют загрузку транспортных контейнеров в вагоны и на трейлер, а также выгрузку из них. Площадка оборудована контрольно-пропускным пунктом, системами физической защиты, охранной и пожарной сигнализацией. К ней подведены подъездные железнодорожные пути для подачи четырех вагонов-контейнеровозов ТК-ВГ-18А и пути для седельного тягача с полуприцепом.

В результате использования берегового комплекса выгрузки ОЯТ предприятие выполняло в течение года выгрузку ОТВС из реакторов четырех АПЛ класса

«Дельта» или из реакторов двух АПЛ класса «Тайфун». При этом принятыми проектными решениями по организации работ на объектах инфраструктуры обеспечивалась ядерная и радиационная безопасность на всех этапах выгрузки, транспортировки и хранения ОЯТ.

Плавучие средства выгрузки ОЯТ. Для выгрузки отработавшего ядерного топлива из реакторов АПЛ используют следующие плавучие средства:

- плавучие технические базы перезарядки класса «Малина» (ВМФ), которые выполняют выгрузку ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ на судоремонтных заводах ВМФ и промышленности;
- плавучие технические базы перезарядки ОАО ММП, которые также выполняют выгрузку ОЯТ из реакторов утилизируемых АПЛ на судоремонтных заводах ВМФ и промышленности, а также транспортировку его к причалу железнодорожного терминала предприятия «Атомфлот».

ПТБ класса «Малина» (рис. 5.16) — самоходное судно, предназначенное для выгрузки из корабельных реакторов и размещения в бортовых хранилищах ОТВС, реакторного оборудования (стержневой системы управления и защиты, датчиков измерительных приборов и др.), отработавших ионообменных смол; радиоактивной воды контуров паропроизводительной установки и т. д. Отработавшее ядерное топливо хранят в чехлах в хранилищах.



Рис. 5.16. Плавучая техническая база класса «Малина»

Выгрузка ОВЧ. Среди различных типов АПЛ особое место занимают атомные подводные лодки класса «Альфа». Одна из главных их особенностей состоит в том, что на них была установлена ЯЭУ, содержащая уран-бериллиевое то-

пливо, обогащенное до 90% по ^{235}U , с жидкометаллическим теплоносителем (ЖМТ). В отличие от установок с водяным теплоносителем при выгрузке отработавшей выемной части (ОВЧ) реактора требуется подогрев теплоносителя до текучего состояния, так как ЖМТ при обычной температуре затвердевает (рис. 5.17 [400; 187]).

Последнее обстоятельство потребовало создания специального пункта, в котором можно было бы проводить такие работы. Этим местом стала береговая техническая база в поселке Гремиха. Комплекс, позволяющий выполнять работы с выемными частями реакторов, был спроектирован и построен в 1959—1965 гг. (рис. 5.18).

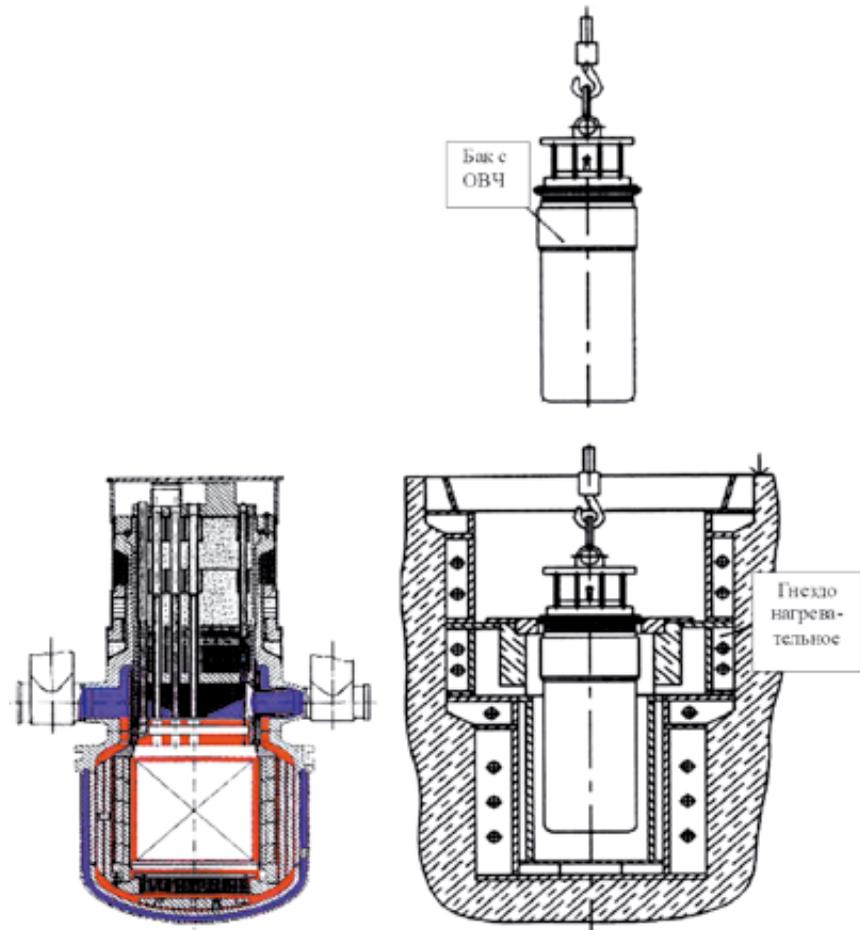


Рис. 5.17. Отработавшая выемная часть ядерного реактора с ЖМТ АПЛ класса «Альфа». Загрузка бака хранения с ОВЧ в нагревательное гнездо

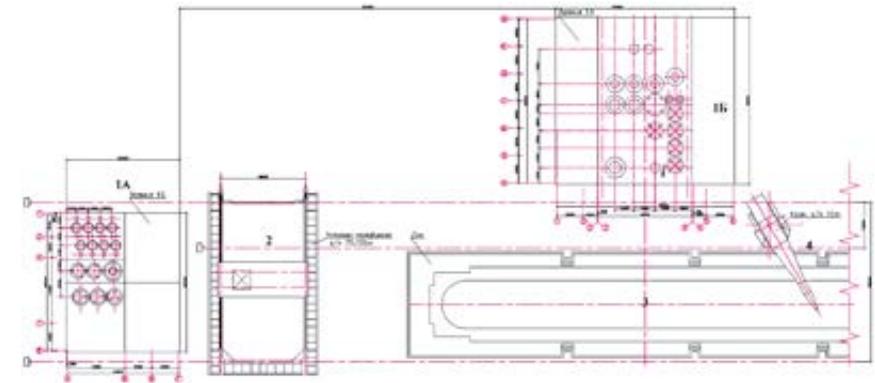


Рис. 5.18. Общий вид и схема расположения основных сооружений комплекса по обращению с отработавшими выемными частями АПЛ класса «Альфа»: 1А, 1Б — хранилища для поэтапного хранения ОВЧ, 2 — передвижная грузоподъемная эстакада, 3 — сухой док, 4 — кран

По прямому назначению инфраструктура выгрузки ОВЧ использовалась до 1992 г. В это время были выгружены и размещены на хранение выемные части шести ядерных реакторов. Каждая ОВЧ хранится в чистом (нерадиоактивном) «замороженном» сплаве свинец-висмут в стальном контейнере, помещенном в отдельную бетонную шахту.

После 1992 г. комплекс не использовали. Он пришел в неработоспособное состояние и только в 2000 г. начались восстановительные работы.

Принципиальная схема обращения с ОЯТ реакторов с ЖМТ включает в себя следующие основные операции:

- выгрузку ОВЧ из реакторов утилизируемых АПЛ;
- подготовку и последующее временное хранение ОВЧ в хранилищах;
- выгрузку ОВЧ из хранилищ и доставку к месту разборки;
- разборку ОВЧ с извлечением тепловыделяющих сборок, захоронение оставшихся от разборки ТРО;
- загрузку чехлов с ОТВС в транспортно-упаковочные комплекты и транспортировку на спецпредприятие;
- переработку ОЯТ на перерабатывающем предприятии.

В 2000—2005 гг. транспортно-технологическая система выгрузки ОВЧ была восстановлена и реконструирована. Для этого на ПВХГ выполнили следующие работы:

- восстановили работоспособность и аттестовали грузоподъемные средства и оборудование, задействованное в схеме обращения с ОВЧ;
- восстановили стапель, затвор, системы и оборудование сухого дока;
- восстановили системы энергообеспечения выгрузки ОВЧ из реакторов;
- обеспечили надежное энергоснабжение от двух независимых источников и систем, задействованных в выполнении потенциально опасных в ядерном отношении работ;
- выполнили ревизию и восстановление оборудования выгрузки ОВЧ;
- установили системы телевизионного наблюдения за проведением технологических операций;
- создали и аттестовали радиохимическую лабораторию;
- создали современную систему физической защиты объекта.

В состав комплекса выгрузки входят здания, сооружения, системы и устройства, обеспечивающие выполнение всех операций технологического регламента:

- сухой док СД-10 с эстакадой и мостовым краном грузоподъемностью 75 т;
- порталный кран грузоподъемностью 10 т;
- унифицированное перегрузочное оборудование с системами обеспечения;
- сооружение 1А перезарядки реакторов с мостовым краном;
- хранилище ОВЧ (сооружение 1Б);
- технологическая котельная для разогрева и поддержания температуры теплоносителя при выгрузке ОВЧ;
- система физического контроля реактора и ОВЧ;
- системы теленаблюдения и радиационного контроля.

В 2005—2006 гг. были выгружены ОВЧ из реакторов АПЛ класса «Альфа» заказа № 105 и блока реакторного отсека заказа № 120.

Сухой док. Док является гидротехническим сооружением, используемым для постановки АПЛ класса «Альфа» на твердое основание. В его состав входят: доковая камера, шандорные затворы, отделяющие доковую камеру от водной акватории, шпиль, насосная станция, главная морская система, пожарная система и система технологического водоснабжения (рис. 5.19).



Рис. 5.19. Общий вид сухого дока СД-10 и АПЛ после заполнения его водой

Здание перезарядки реакторов — главный объект, в котором находятся основные средства управления, выполнения и обеспечения выгрузки ОВЧ. Оно состоит из трех блоков. В правом блоке расположены пост управления и системы обеспечения (вентиляция, отопление, обогрев). Средняя часть предназначена для хранения универсального перегрузочного оборудования, там же находится хранилище ОВЧ. В левой части здания расположен корпус контроля и поддержания допустимой радиационной обстановки, а также радиохимическая лаборатория.

Одним из важных элементов здания является хранилище ОВЧ, оснащенное ячейкой, в которую устанавливают бак хранения. В этом хранилище осуществляют подготовку бака хранения к приему выгруженной из реактора выемной части, и в нем происходит затвердевание сплава после установки в него ОВЧ. Для этих операций хранилище оснащено системой воздушного разогрева и охлаждения сплава. В хранилище установлена также система контроля температуры и плотности потока нейтронов. Системой разогрева и охлаждения сплава управляют дистанционно (рис. 5.20).



Рис. 5.20. Пост дистанционного управления перегрузкой ОВЧ

Хранилище ОВЧ состоит из нескольких ячеек, каждая из которых представляет собой металлоконструкцию в виде цилиндрического гнезда с воздуховодами. Вокруг нее уложен слой бетона, служащего биологической защитой персонала от ионизирующего излучения ОВЧ. Охлаждение ОВЧ происходит за счет естественной конвекции по специально сформированным воздуховодам. Ячейки хранилища оборудованы сигнализацией для контроля температуры. Сведения о температуре поступают на пост контроля, расположенный в этом же здании.

Универсальное перегрузочное оборудование. Основной частью перегрузочного оборудования является разгрузочный скафандр, предназначенный для доставки выемной части ядерного реактора с АПЛ в хранилище ОВЧ (рис. 5.21).



Рис. 5.21. Установка разгрузочного скафандра на реактор АПЛ

Скафандр оснащен специальными устройствами управления, контроля и обеспечения безопасности. На нем установлены лебедка для подъема выемной части, приводы управления шиббером, система специальной вентиляции. Управление оборудованием происходит дистанционно и вручную. В состав оборудования также входят приспособления, позволяющие снять крышку реактора, установить и обслуживать станок для среза торового уплотнения и приспособления для подъема выемной части.

Грузоподъемные устройства. Основными грузоподъемными устройствами, используемыми в операциях выгрузки ОВЧ, являются мостовые краны МК-75/20, МК-20/5 и порталный кран КПМ-10.

Кран МК-75/20 грузоподъемностью 75 т используют для транспортировки отработавшей выемной части реактора, перегрузочного скафандра, перегрузочного оборудования, съемных частей корпуса АПЛ. Это один из основных объектов, обеспечивающих операцию выгрузки ОВЧ. Мостовой кран МК-20/5 имеет грузоподъемность 20 т и предназначен для работ с заглушками технологических отверстий в помещении приготовления перегрузочного оборудования и хранилища ОВЧ.

Портальный морской кран КПМ-10 имеет грузоподъемность 10 т. Он предназначен для обеспечения работ на стапель-палубе дока в период подготовки докового набора, установки лесов, съемных коммуникаций и других хозяйственных работ.

Общая транспортно-технологическая схема выгрузки ОВЧ с использованием описанного комплекса выгрузки представлена на рис. 5.22.

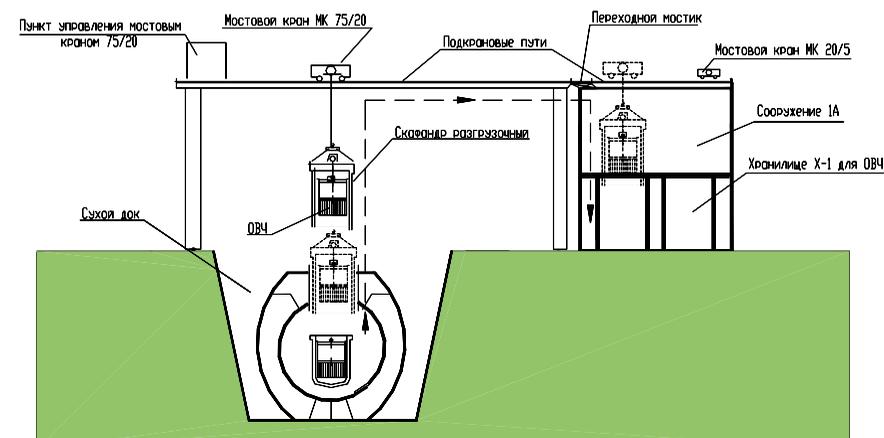


Рис. 5.22. Схема выгрузки ОВЧ из реактора АПЛ класса «Альфа»

В настоящее время работоспособность инфраструктуры выгрузки ОВЧ в пункте временного хранения ОЯТ и РАО в поселке Гремеха восстановлена и действует. Период функционирования пункта ограничен 2020—2025 гг. в ожидании доставки затопленной в заливе Степового АПЛ «К-27», так как дальнейшая его эксплуатация нецелесообразна.

Вагоны-контейнеры. Доставку ОЯТ с Северо-Запада России на ПО «Маяк» для переработки осуществляют вагонами-контейнерами ТК-ВГ-18, ТК-ВГ-18А и ТК-ВГ-18-2, которые имеют специальное оборудование и системы физической защиты, а также вагоны прикрытия и сопровождения.

Процесс загрузки и общий вид вагона-контейнера ТК-ВГ-18, загруженного транспортными радиационно-защитными контейнерами ТК-18, представлен на рис. 5.23.

5.3. Инфраструктура обращения с ТРО

Стратегия обращения с радиоактивными отходами в Северо-Западном регионе предусматривает их соответствующую подготовку на объектах и предприятиях, сбор и долговременное безопасное хранение в региональном центре кондиционирования и хранения «Сайда-губа» включая реакторные отсеки и блоки (рис. 5.24 [40; 261; 222; 19]).

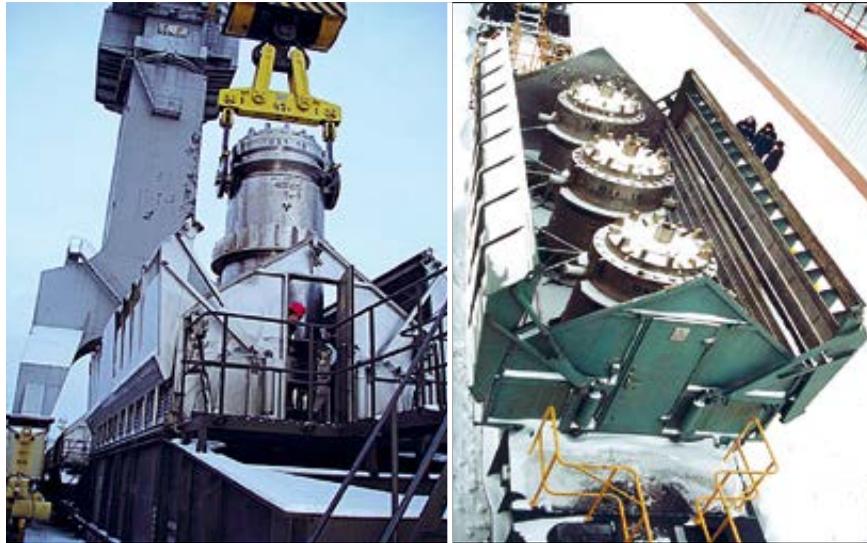


Рис. 5.23. Загрузка контейнеров ТК-18 с ОЯТ в вагон-контейнер ТК-ВГ-18

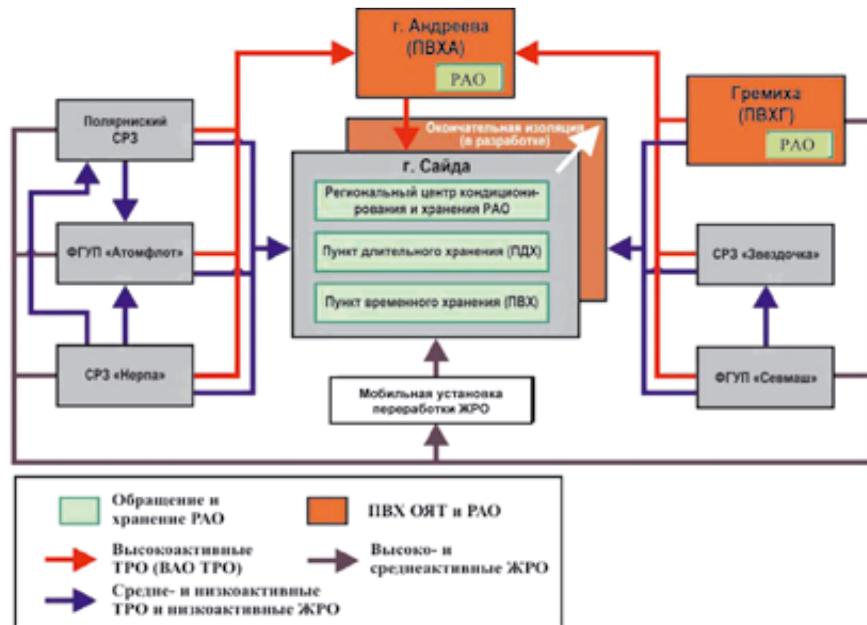


Рис. 5.24. Структурно-функциональная схема обращения с РАО на Северо-Западе России

В соответствии со сложившейся практикой утилизации и реабилитации бывших объектов Северного флота в процедуре обращения с РАО (сбор, сортировка, переработка, кондиционирование, временное хранение, транспортировка, окончательное захоронение) в Северо-Западном регионе принимают участие все заводы и предприятия.

В Архангельской области утилизацией выведенных из эксплуатации объектов ВМФ занимаются ОАО «ЦС «Звездочка»» и ПО «Севмашпредприятие».

ОАО «ЦС «Звездочка»» находится в г. Северодвинске, занимается ремонтом и утилизацией объектов с ЯЭУ. В результате выполнения радиационно опасных работ образуются ЖРО и ТРО, которые перерабатывают и хранят на месте. Для обращения с РАО на территории предприятия существуют специальные площадки, хранилища и комплексы по их переработке (рис. 5.25 и 5.26).

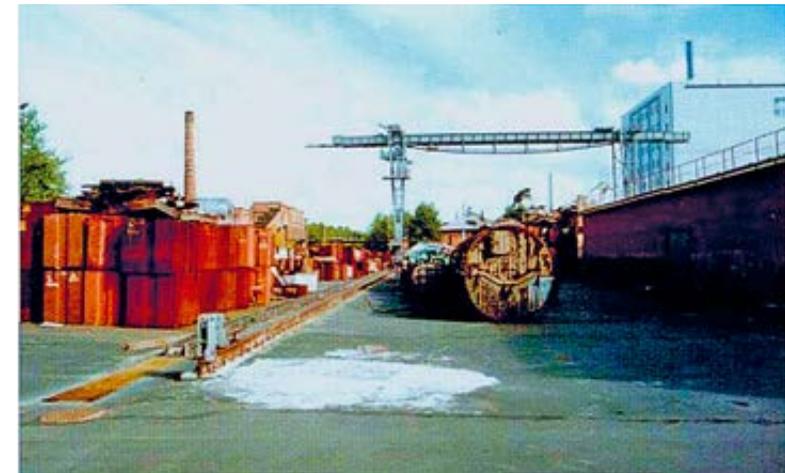


Рис. 5.25. Открытая площадка временного хранения ТРО

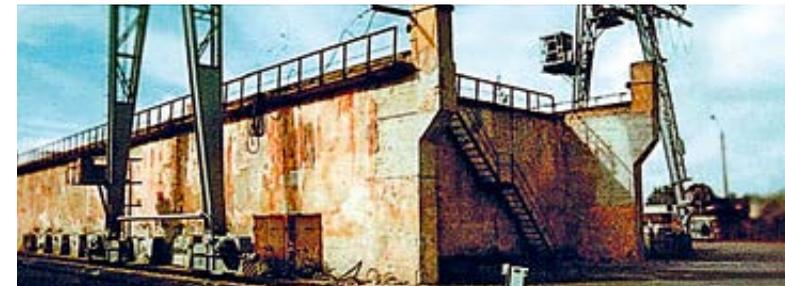


Рис. 5.26. Внешний вид хранилища ТРО

На предприятии имеется комплекс, который может перерабатывать при одно-сменной работе до 200 м³/год ТРО (табл. 5.2). Характеристики ТРО, подлежащих переработке, приведены в табл. 5.3.

Таблица 5.2. Основные показатели технологической схемы переработки ТРО

Тип отходов	Объем исходных отходов, м ³ /год	Степень сокращения отходов	Характеристика упаковки	Объем переработанных отходов	
				м ³ /год	упаковок/год
Прессуемые (мягкие) отходы	140	1:6	Стальная бочка вместимостью 0,2 м ³ (55 гал)	23,5	117,5
Металлические отходы	55, после дезактивации 15	1:2	Стальная бочка вместимостью 0,2 м ³ (55 гал)	7,5	37,5
Металлические крупногабаритные отходы	5	—	Стальной контейнер объемом 3 м ³	5	3
<i>Всего</i>	<i>200</i>			<i>36</i>	<i>155 бочек</i>

Таблица 5.3. Характеристики ТРО, подлежащих переработке

Вид отходов	Удельная активность, Бк/м ³	Уровень поверхностного загрязнения, бета-част./ (см ² ·мин)	Средний объем, м ³ /год
Сжигаемые ТРО	≤ 2,5·10 ⁸	≤ 600	60
Пластиковые ТРО	≤ 7,4·10 ⁷	100—1000	80
Металлические ТРО	≤ 4,6·10 ⁷	100—500	60

Для приема ЖРО предназначено береговое хранилище в виде отдельно стоящего здания, в котором находятся четыре емкости по 500 м³ и две емкости по 100 м³ (рис. 5.27).

Очистку ЖРО проводят на береговом стационарном комплексе, который позволяет перерабатывать все ЖРО предприятия, в том числе: контурные воды — около 200 м³/год, морскую воду (из цистерн биологической защиты) — около 700 м³/год, смешанные ЖРО — около 600 м³/год, воду спецпрачечной — около 2500 м³/год. За год комплекс способен перерабатывать до 4000 м³ жидких отходов, в результате чего образуется около 17 м³ ТРО (рис. 5.28—5.30).



Рис. 5.27. Внешний и внутренний виды хранилища ЖРО

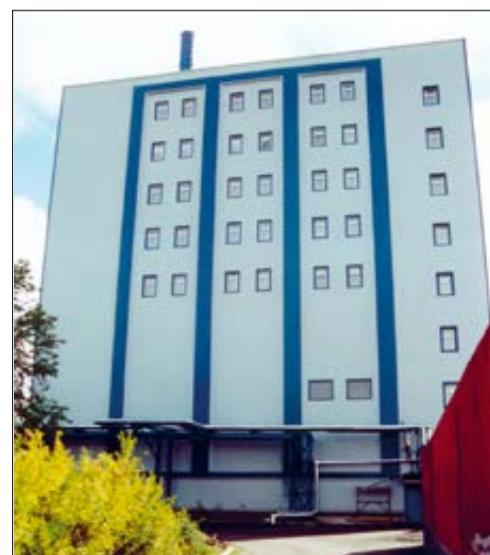


Рис. 5.28. Внешний вид объекта переработки ЖРО



Рис. 5.29. Установки по переработке ЖРО



Рис. 5.30. Установка для выпаривания ЖРО

ОАО «ПО «Севмашпредприятие»». Предприятие находится в г. Северодвинске, занято строительством, ремонтом и утилизацией объектов с ЯЭУ. На его территории образуются и временно хранятся ЖРО и ТРО. Для сбора, временного хранения и передачи на переработку ЖРО имеются четыре плавучих цистерны вместимостью 11,9 м³ каждая. Кроме того, для сбора дезактивационных вод на объекте № 373 находятся четыре металлических емкости без биологической защиты по 6,3 м³ каждая и две таких же емкости по 2,2 м³ для сбора лабораторных ЖРО. Согласно действующей схеме обращения с РАО все ЖРО, образующиеся на предприятии, собирают в плавцистерны и передают спецтанкером «Осетия» на ОАО «ЦС «Звездочка»».

Твердые радиоактивные отходы собирают в контейнеры объемом 1,5—3 м³ и загружают в реакторные блоки утилизируемых АПЛ. Крупногабаритное оборудование предварительно консервируют и направляют на площадку временного хранения.

В Мурманской области утилизацией выведенных из эксплуатации объектов ВМФ занимаются СРЗ «Нерпа» и «10 СРЗ». Все задачи по обращению с РАО до 2006 г. они решали самостоятельно. С 2007 г. произошло их объединение, что позволило СРЗ «Нерпа» использовать для предварительной подготовки комплекс по уплотнению и компактированию ТРО, расположенный на «10 СРЗ».

Дополнительные услуги по переработке РАО в интересах бесперебойной утилизации на СРЗ «Нерпа» и «10 СРЗ» оказывал ФГУП «Атомфлот».

СРЗ «Нерпа». Схема обращения с РАО на этом предприятии была упрощенной и включала сбор, сортировку, временное хранение и отправку отходов на переработку на другие предприятия или размещение ТРО в РО. Система сбора и временного хранения ЖРО включала:

- баковое хозяйство для временного хранения ЖРО в пристройке эллинга;
- сеть трубопроводов в эллинге для сбора ЖРО со стальных мест и последующей передачи в плавъемкость ПЕК-50 или спецсудно.

Далее ЖРО отправляли на переработку на ФГУП «Атомфлот».

ТРО собирали в местах их образования и помещали в металлические контейнеры вместимостью 1,5—3,0 м³, которые направляли на площадку временного хранения, куда также свозили крупногабаритное оборудование. С площадки временного хранения ТРО передавали на размещение в РО.

ОАО «10 СРЗ». До 2004 г. схема обращения с РАО на этом предприятии была в такой же степени упрощенной, как и на СРЗ «Нерпа». На территории завода имеется открытая площадка для хранения ТРО площадью 500 м². Для хранения ЖРО завод располагает двумя плавучими емкостями ПЕК-50 по 50 м³ каждая, а также спецсудно с емкостями для ЖРО (около 400 м³).

Мощности для переработки радиоактивных отходов до 2004 г. отсутствовали. В 2004 г. в строй вступил пункт первичной переработки низкоактивных ТРО (ППП-РАО), созданный по международной программе АМЕС (рис. 5.31).

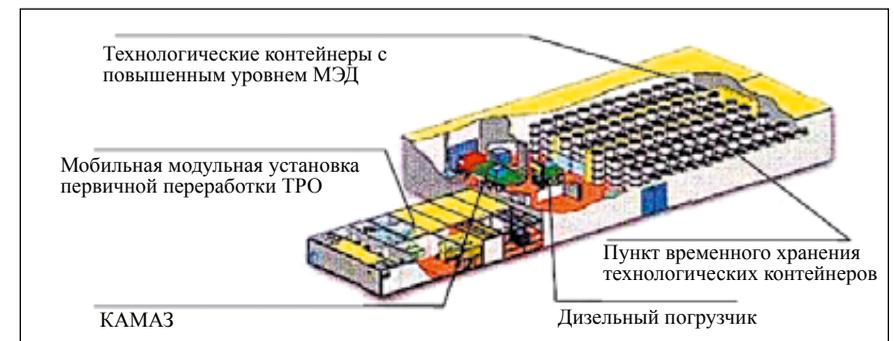


Рис. 5.31. Структурная схема и внешний вид пункта переработки низкоактивных ТРО на ОАО «10 СРЗ»

ППП-РАО состоит из двух соединенных между собой зданий, мобильной модульной установки и модульного хранилища. Пункт имеет систему сбора, транспортные средства для перевозки отходов и систему дезактивации. Неотъемлемый ее компонент — сертифицированные стальные транспортно-упаковочные контейнеры, изготовленные в рамках программы АМЕС на ОАО «ЦС «Звездочка»». Их можно в соответствии с требованиями российских

нормативных документов использовать для транспортировки по автомобильным и железным дорогам общего пользования и применять для долговременного хранения низкоактивных ТРО (рис. 5.32).



Рис. 5.32. Сертифицированный контейнер для транспортировки и долговременного хранения ТРО низкой активности

Производительность комплекса — 500 м³/год. Стальной контейнер вмещает семь бочек или 2,5 м³ ТРО без них. Вместимость хранилища — до 500 м³. Перевозку отходов внутри объекта осуществляет специально оборудованный грузовик с защитой от радиации. Жидкие отходы перевозятся этим же грузовиком в специальных контейнерах. Вилочный погрузчик применяют для погрузочно-разгрузочных работ внутри хранилища. Возможности мобильной модульной установки представлены в табл. 5.4.

Таблица 5.4. Производительность мобильной модульной установки переработки ТРО при двухсменной работе

Вид отходов	Пропускная способность по приему ТРО, м ³ /год	Производительность (выход переработанных ТРО)		
		м ³ /год	200-литровые бочки, шт/год	Контейнеры, шт./год
Непрессуемые	До 200	140	700	100
Прессуемые	До 300	60	300	43
<i>Всего</i>	<i>До 500</i>	<i>200</i>	<i>1000</i>	<i>143</i>

Предприятие ФГУП «Атомфлот» расположено в северной части Мурманска на восточном берегу Кольского залива. Кроме ремонта судов Мурманского морского пароходства выполняет прием, переработку и временное хранение РАО. Для этого создана и действует в течение многих лет соответствующая инфраструктура, в которую входят системы приема, передачи и транспортировки

РАО, комплексы по переработке средне- и низкоактивных ЖРО, горючих ТРО, накопительные площадки, хранилища низко-, средне- и высокоактивных ТРО (рис. 5.33).



Рис. 5.33. Вид хранилища ТРО на ФГУП «Атомфлот»

5.4. Инфраструктура обращения с реакторными отсеками

В соответствии с действующей в России концепцией утилизацию АПЛ осуществляют по «отсроченному» принципу, т. е. разделку реакторных блоков, радиоактивного оборудования и конструкционных материалов ЯЭУ, включая корпуса реакторов, откладывают на более позднее время. При этом для снижения до установленных норм суммарной активности доминирующих радионуклидов, содержащихся в конструкционных материалах ЯЭУ и реакторном отсеке, отсек АПЛ устанавливают на специально подготовленную береговую площадку пункта долговременного хранения с целью выдержки в течение 70—100 лет. Формирование одноотсечных РО при утилизации АПЛ было признано целесообразным только на СРЗ «Нерпа».

Формирование РО на СРЗ «Нерпа». Современная инфраструктура СРЗ «Нерпа» позволяет утилизировать до реакторного отсека (с последующей переда-

чей РО в ПДХ) не только подводные лодки, но и реакторные блоки, накопленные в ПВХ РО «Сайда-губа».

Пункт временного хранения плавучих реакторных блоков в губе Сайда на начальном этапе был создан силами самого СРЗ «Нерпа» (рис. 5.34).



Рис. 5.34. Реакторные блоки в пункте временного хранения «Сайда-губа»

Транспортировку блоков из ПВХ РО «Сайда-губа» на СРЗ «Нерпа» обеспечивали буксиры. Доставку подготовленных к длительному хранению одноотсечных РО со стапельной плиты СРЗ «Нерпа» в ПДХ РО, включая процедуры погрузки и выгрузки, обеспечивает плавучий передаточный док ПД-42 «Паллада».

Инфраструктура перевода трехотсечных блоков в одноотсечные и передача их в ПДХ РО «Сайда-губа» включает два основных элемента:

- гидротехническое сооружение для стыковки плавучего дока ПД-42 с открытой стапельной плитой и эллингом (рис. 5.35);

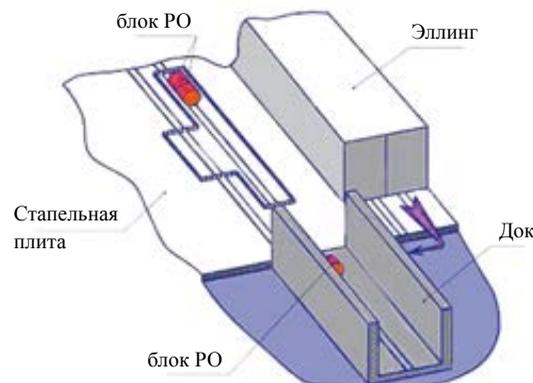


Рис. 5.35. Схема гидротехнических сооружений для стыковки плавучего дока с открытой стапельной плитой и эллингом

- плавучий передаточный док ПД-42 (см. рис. 5.10), оборудованный для транспортировки реакторных отсеков с СРЗ «Нерпа» в ПДХ РО.

Гидротехнические сооружения СРЗ «Нерпа» обладают большой универсальностью. Для утилизации АПЛ можно использовать как эллинг, так и открытую стапельную плиту. Оба эти места обслуживает один и тот же плавучий передаточный док ПД-42.

Стапельную плиту и эллинг можно использовать также для утилизации трех- и многоотсечных реакторных блоков. Кроме того, сформированные отсеки могут временно до передачи в ПДХ РО храниться на открытой стапельной плите (рис. 5.36).



Рис. 5.36. Открытая стапельная плита на СРЗ «Нерпа»

Процесс формирования и подготовки однореакторного отсека к долговременному хранению относится к трудоемким процедурам и предусматривает последовательное выполнение следующих технологических операций:

- буксировку трехотсечного реакторного блока с акватории пункта временного хранения в губе Сайда на акваторию СРЗ «Нерпа»;
- постановку реакторного блока в плавучий док ПД-42 и последующую передачу его на позицию утилизации (эллинг, стапельная плита) с использованием судовозного оборудования;
- формирование одноотсечного реакторного блока из трехотсечного;
- порезку и складирование «загрязненного» металлолома в контейнеры ТРО с размещением этих контейнеров в свободном объеме реакторного блока;
- изготовление и монтаж опорных фундаментов на РО, необходимых для использования судовозного оборудования при перемещении РО на предприятии «Нерпа» и в ПДХ РО «Сайда-губа»;
- проверку герметичности реакторного отсека;

- маркировку реакторного отсека знаком радиационной опасности с указанием номера проекта АПЛ, заводского номера АПЛ, даты остановки реакторов, даты завершения работ по формированию РО и подготовке его к долговременному хранению, наименования предприятия — изготовителя РО;
- перевод РО на участок, оборудованный рельсовыми путями для поперечного перемещения;
- пересадку РО на опорные фундаменты с использованием судоподъемного и судовозного оборудования;
- демонтаж оставшихся конструкций легкого корпуса в килевой части;
- радиационное обследование РО с установкой дополнительной биологической защиты по результатам обследования;
- очистку, грунтовку и нанесение антикоррозионного защитного покрытия для защиты корпусных конструкций РО от внешнего атмосферного воздействия в условиях долговременного хранения (рис. 5.37);



Рис. 5.37. Одноотсечный реакторный отсек, подготовленный к длительному хранению

- перевод завершеного блока на участок временного хранения сформированных РО на открытой стапельной плите СРЗ «Нерпа»;
- временное хранение РО до отправки на долговременное хранение в ПДХ РО «Сайда-губа»;
- перевод и размещение РО на долговременное хранение в ПДХ РО «Сайда-губа» в составе партии реакторных отсеков (7—8 единиц — в зависимости от проекта утилизированных АПЛ) с использованием плавучего дока по принятой транспортно-технологической схеме.

Одновременно с формированием реакторного отсека выполняют утилизацию носовой и кормовой оконечностей реакторного блока.

С учетом одновременного выполнения СРЗ «Нерпа» комплекса работ, определенных производственной программой предприятия по судостроению, судоремонту и утилизации, а также стапельного расписания предприятия, графиков использования плавдока ПД-42, судовозного и судоподъемного оборудования средняя продолжительность утилизации трехотсечного реакторного блока АПЛ с формированием реакторного отсека и переработкой продуктов утилизации составляла пять месяцев.

Принятый на СРЗ «Нерпа» этапно-позиционный метод позволил предприятию в течение календарного года выполнить работы по формированию до 14 реакторных отсеков.

Транспортно-технологическая схема перемещения РО. Реализация транспортно-технологической схемы в части перемещения РО и пересадки их на опорные фундаменты обеспечена рельсовой транспортной системой производства фирмы IMG (Германия) для тяжеловесных грузов, которая состоит из следующих узлов:

- судовозной тележки грузоподъемностью 400 т (состав: кильбалки, два механизма передвижения и две подвески — рис. 5.38а);
- подъемной станции, состоящей из трех подъемных столов, один из которых является ведущим (рис. 5.38б);
- блока питания;
- межтележечных связей для обеспечения постоянной дистанции (3600 мм) между судовозными тележками.

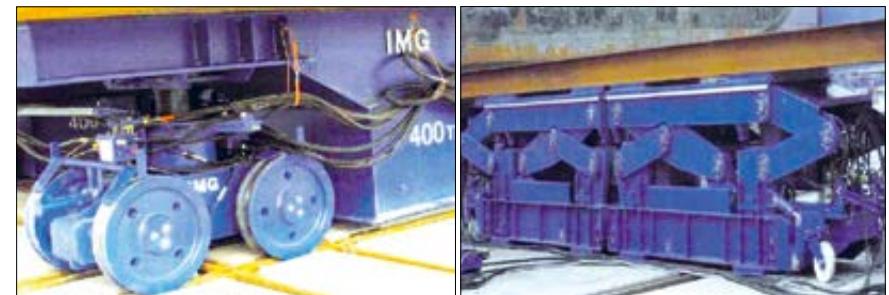


Рис. 5.38. Транспортная система, включающая судовозную тележку (а) и подъемную станцию (б)

В составе транспортной судовозной системы используют от 4 до 25 судовозных тележек.

Принятая транспортно-технологическая схема перемещения и постановки на долговременное хранение реакторных отсеков в ПДХ РО «Сайда-губа» предусматривает следующие этапы:

- перевод РО с участка временного хранения стальной плиты предприятия СРЗ «Нерпа» на палубу эстакады дока ПД-42;
- транспортировку буксирного ордера с плавдоком ПД-42 по маршруту акватория СРЗ «Нерпа» — акватория ПДХ РО «Сайда-губа»;
- перевод РО с палубы эстакады дока ПД-42 на берег и размещение его для долговременного хранения на береговой площадке ПДХ РО «Сайда-губа».

ПДХ РО «Сайда-губа». В настоящее время в губе Сайда Кольского залива завершено создание ПДХ РО и соответствующей инфраструктуры для передачи РО со стапеля СРЗ «Нерпа» на береговую площадку ПДХ РО, включая комплекс по переработке и долговременному хранению среднеактивных отходов (САО), низкоактивных отходов (НАО), ТРО. Немецко-российский проект, разработанный совместно фирмой «Energiewerke Nord GmbH» и РНЦ «Курчатовский институт», предполагает безопасное хранение в течение 70—100 лет реакторных отсеков и ТРО, из которых уже выгружено отработавшее ядерное топливо [187].

Создание ПДХ РО осуществлялось в три очереди (рис. 5.39 и 5.40):

- первая очередь на 120 РО АПЛ с пусковым комплексом на 28 РО;
- вторая очередь дополнительно на 30 РО АПЛ, а также 3 реакторных помещения для НК с ЯЭУ, 10 реакторных помещений атомных ледоколов; 2 РО АПЛ класса «Альфа» с невыгруженным ОЯТ и 11 блоков хранения судов АТО;



Рис. 5.39. Панорама и очереди строительства ПДХ РО и ТРО в губе Сайда



Рис. 5.40. Внешний вид площадки и реакторных отсеков утилизированных АПЛ, установленных на длительное хранение в губе Сайда

- третья очередь с комплексом переработки ЖРО и ТРО включая сортировку, дезактивацию, компактирование, кондиционирование для окончательного их захоронения.

5.5. Окончательное захоронение радиоактивных отходов

Одной из важных задач Государственной корпорации «Росатом» в области ядерной и радиационной безопасности является создание эффективно функционирующей единой государственной системы обращения с радиоактивными отходами. Ее деятельность невозможна без основных системообразующих элементов, которыми в соответствии с федеральным законом № 190-ФЗ [263] являются специализированные организации и национальный оператор, действующие на принципах и условиях, позволяющих осуществлять полный цикл обращения с РАО от сбора до захоронения. Соответственно базовой стратегией [252] предусмотрена деятельность, которая полностью должна быть сосредоточена на российском рынке и консолидирована внутри контура ГК «Росатом». Анализ зарубежного опыта свидетельствует о наличии двух принципиальных моделей реализации программ на заключительной стадии жизненного цикла обращения с ЯРОО:

- государство играет ключевую роль в формировании инфраструктуры и решении вопросов ликвидации ядерного наследия (США, Великобритания, Франция);
- государство формирует нормативно-правовую базу, а решение вопросов заключительной стадии жизненного цикла возлагается на операторов атомной отрасли (Япония, Швеция, Финляндия).

Ведущие страны применяют в качестве основного подхода активное вовлечение государства. Это обусловлено значительными объемами "наследия", накопленными в начальный период развития атомной отрасли и решения военных программ. В таком случае государство принимает на себя риски, связанные с развитием инфраструктуры обращения с ОЯТ и захоронением РАО (например, проект пункта захоронения ОЯТ «Юкка Маунтин» в США, инфраструктуры захоронения РАО во Франции и Великобритании).

В настоящее время США и Великобритания продолжают начатую в прошлом столетии реализацию долгосрочной национальной стратегии, обусловленную решением государственных задач, которые должны завершиться до 2070 г. и 2110 г. соответственно. Подобный подход выбрала и Россия. В связи со сложностью проблемы и значительным начальным отставанием общий срок ее реализации в масштабе страны невольно сдвинется к 2100—2150 гг. [222; 12; 15; 9; 25].

5.5.1. Предварительные критерии приемки радиоактивных отходов для захоронения

Радиоактивные отходы как источники ионизирующих излучений представляют опасность для человека и окружающей среды. На основании результатов многолетних исследований и практического опыта для предотвращения этой опасности разработано большое количество национальных и международных руководств и правил по радиационной защите и обращению с РАО. Поскольку некоторые радиоактивные отходы могут представлять опасность в течение очень длительного времени (в том числе для будущих поколений), должна учитываться необходимость дополнительных затрат в будущем на обеспечение радиационной защиты, контроля и наблюдения.

При обращении с радиоактивными отходами необходимо учитывать также потенциальную опасность биологически и химически токсичных веществ, которые могут присутствовать в радиоактивных отходах.

Основной целью, которая должна быть достигнута при обращении с радиоактивными отходами, является охрана здоровья человека и обеспечение безопасности для окружающей среды как в настоящее время, так и для будущих поколений. Для эффективного достижения этой цели следует не только соблюдать, но и научиться обеспечивать выполнение ряда принципов, которые приняты и согласованы на международном уровне [182; 255]. К ним в первую очередь относятся:

- охрана здоровья людей;
- охрана окружающей среды;
- обеспечение безопасности за пределами национальных границ;
- защита будущих поколений;
- предотвращение необоснованного перенесения бремени на будущие поколения;
- наличие национальной правовой структуры;
- контроль образования радиоактивных отходов;
- взаимосвязь между этапами обращения с радиоактивными отходами.

Основными этапами обращения с РАО в зависимости от их типа могут быть сбор, предобработка, переработка, кондиционирование, хранение и захоронение. Все они взаимосвязаны и взаимообусловлены. Неправильный выбор одного из них может повлиять на эффективность или применимость последующего.

Поскольку отдельные этапы обращения с отходами могут быть разделены значительными интервалами времени (иногда это десятки лет, например, хранение-захоронение или консервация-захоронение), на практике часто приходится принимать решение о них задолго до наступления срока реализации. С самого начала планирования *образования РАО* должна приниматься во внимание *будущая деятельность* по их переработке включая и окончательное захоронение, так как в дальнейшем эта стадия может быть ограничена необхо-

димостью наблюдения или ведомственного контроля за местами захоронения РАО. Для всего этого необходимы:

- разработка нынешним поколением технологий переработки и безопасного захоронения;
- обеспечение системы финансирования и контроля обращения;
- ограничение, насколько это возможно, отложенных мероприятий или действий;
- регистрация и надлежащее хранение информации о типе, характеристиках и местах захоронения РАО.

Стадии обращения с РАО. Радиоактивные отходы образуются как в течение производственного цикла, так и в ходе снятия установок, ЯРОО с эксплуатации и реабилитации загрязненных территорий. Основные стадии обращения с ними представлены на рис. 5.41 [271; 255].

Политика государства в области обращения с радиоактивными отходами должна соответствовать общепринятым принципам, выработанным международным



Рис. 5.41. Основные стадии обращения с радиоактивными отходами

сообществом путем консенсуса и направленным главным образом на обеспечение безопасности. В разных странах она может различаться в зависимости от масштабов проблемы, национальных или местных условий, традиций и т. д. Однако политика должна законодательно определять общие цели (обеспечение безопасности) и позицию государства в вопросах достижения этих целей.

Для реализации своей национальной политики государство должно выработать стратегию ее реализации. Стратегия обычно реализуется в виде долгосрочной программы обращения с РАО и является инструментом, который определяет ключевые этапы решения проблемы, приоритеты этих этапов или компонентов в зависимости от уровня развития и стадий выполнения отдельных ключевых задач.

Сбор, хранение и перевозка отходов могут происходить между основными стадиями обращения с радиоактивными отходами или в рамках нескольких из них. Прохождение РАО через эти стадии зависит от их вида, технических возможностей обработки, переработки и кондиционирования, общей системы обращения с РАО в регионе, а также готовности регионального хранилища (могильника) для приема отходов на захоронение (рис. 5.42 [46]).

Окончательное захоронение является заключительным этапом обращения с РАО. Его главная особенность состоит в том, что радиоактивные отходы помещаются для захоронения при соответствующем обеспечении безопасности без намерения их изъятия и без обеспечения долгосрочного наблюдения за хранилищем и технического обслуживания.

Для эффективного решения проблемы захоронения РАО необходима комплексная сквозная оптимизация всей технологической цепочки «сбор — переработка — кондиционирование — хранение — окончательное захоронение», которая оценивается по критерию «риск-затраты».

Проблема организации регионального могильника для окончательного захоронения, соответствующего современным нормативно-техническим документам, до настоящего времени не решена. Она прошла рассмотрение лишь на предпроектных и проектных стадиях.

С этой целью в соответствии с требованиями российских нормативных документов были разработаны предварительные критерии оценки приемлемости кондиционированных РАО применительно к характеристикам реальных отходов в регионе с учетом природных условий на участках, потенциально пригодных для создания объектов хранения и окончательного захоронения (табл. 5.5) [201].

До настоящего времени сложившейся системы нормативных документов, касающихся подготовки РАО к захоронению, не существует (в 2013—2014 гг. разработана методика [153], в 2014—2015 гг. будут согласованы и приняты новые критерии).

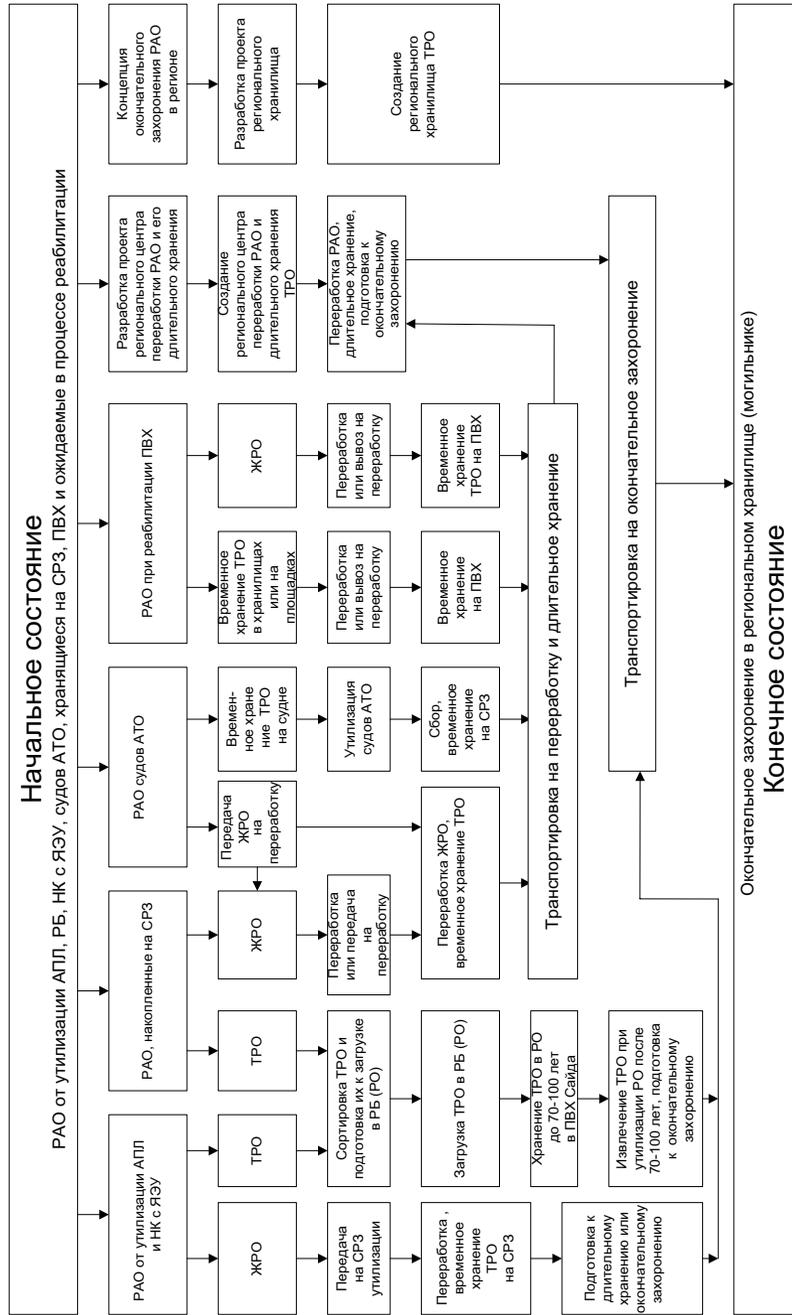


Рис. 5.42. Объединенная структурная схема логических цепочек достижения конечных целей при обращении с РАО в регионе (РБ — реакторный блок, НК — надводный корабль, АТО — атомно-технологическое обеспечение, СРЗ — судоремонтный завод, ПВХ — пункт временного хранения)

Таблица 5.5. Критерии приемлемости кондиционированных РАО для их захоронения

№ п/п	Критерий приемлемости РАО	Временное хранение	Приповерхностное захоронение		Подземное захоронение		
			HAO	CAO	HAO	CAO	BAO
1	Суммарная активность упаковки, удельная активность и радионуклидный состав	+	+	+	+	+	+
2	Мощность эквивалентной дозы	+	-	-	-	-	-
3	Поверхностное загрязнение	+	-	-	-	-	-
4	Структурная стабильность формы	+	(+)	+	(+)	+	+
5	Водоустойчивость формы отвержденных	(+)	+	+	+	+	+
6	Содержание коррозионно-активных веществ	+	+	+	(+)	+	+
7	Тепловыделение	(+)	-	+	-	+	+
8	Термическая устойчивость	+	(+)	(+)	(+)	(+)	+
9	Газообразование	+	(+)	(+)	+	+	+
10	Биологическая устойчивость	(+)	(+)	(+)	(+)	+	+
11	Содержание свободной влаги в упаковке	(+)	+	+	(+)	(+)	+
12	Содержание ядерных материалов	+	-	(+)	-	(+)	+
13	Конфигурация упаковки	+	-	-	-	-	+
14	Идентификация упаковки	+	(+)	(+)	(+)	(+)	+

Примечание. Знак «+» — применим, знак «(+) — применим ограниченно, объем приемлемости определяется при проектировании хранилища РАО, знак «-» — неприменим.

Однако принципиальные рекомендации по установлению приемлемости отходов для хранения и захоронения уже были заложены в ряде руководств [201; 83; 183], которые позволили в 2007 г. составить предварительные критерии приемки РАО для захоронения в условиях Северо-Западного региона. При этом исходили как из концептуальных взглядов на свойства многолетнемерзлых по-

род, так и из реально существующего состава уже переработанных и перерабатываемых отходов.

Было определено, что уровень активности имеющихся отходов в соответствии с положениями НРБ-99/2009, СПОР-2002 и ОСПОРБ-99 не должен превышать по удельной активности уровень низко- и среднеактивных отходов и они не должны содержать элементы трансурановой группы. Принималось, что удельное тепловыделение отходов незначительно и не требует специальных ограничений.

В количественном отношении рекомендуемые критерии были ориентированы на практически достигнутые результаты. Такой подход позволил рекомендовать представленные в табл. 5.5 критерии как предварительные, которые в дальнейшем нуждаются в уточнении. Критерии были сформированы для:

- цементированных отходов и шлаков с удельной активностью менее $3,7 \cdot 10^7$ Бк/кг;
- битумированных отходов с удельной активностью менее $3,7 \cdot 10^8$ Бк/кг;
- полимерных блоков с удельной активностью менее $3,7 \cdot 10^7$ Бк/кг;
- металлических неперерабатываемых отходов с удельной активностью менее $1,1 \cdot 10^8$ Бк/кг, а также крупногабаритных отходов с удельной активностью менее $1,1 \cdot 10^7$ Бк/кг;
- неметаллических неперерабатываемых отходов с удельной активностью менее $1,1 \cdot 10^8$ Бк/кг;
- спрессованных бочек с твердыми РАО с удельной активностью менее $1,1 \cdot 10^8$ Бк/кг;
- отвержденных смол и сорбентов с удельной активностью менее $3,7 \cdot 10^8$ Бк/кг.

Одновременно был сформирован предварительный состав критериев для приемки радиоактивных отходов на захоронение применительно к Северо-Западному региону.

Критерий 1. На захоронение принимаются отходы в твердом (металлические изделия и др.) или в отвержденном (цементированные) виде в соответствии с ГОСТ Р 50 927-96 и ГОСТ Р 51883-2002.

Критерий 2. Удельная активность отходов не должна превышать $3,7 \cdot 10^9$ Бк/кг.

Критерий 3. Максимальное содержание радионуклидов в отвержденных и твердых отходах не должно превышать следующих значений:

Изотопы	Доля по активности в отходах, %
^{137}Cs	70
^{90}Sr	35
^{60}Co	30
^{59}Ni	0,5
^{63}Ni	35
^{54}Mn	10
^{144}Ce	20
Трансурановые	До 1

Критерий 4. Отвержденные формы отходов должны сохранять свою физическую и химическую стабильность. Материал (форма) отходов должен быть монолитным и обладать прочностными характеристиками, способными обеспечить восприятие химических, радиационных, механических, биологических и тепловых нагрузок, возникающих на различных этапах подготовки отходов, их транспортировки и размещения в опытно-промышленном сооружении.

Критерий 5. Отвержденный материал должен быть структурно однородным. Должна быть обеспечена равномерность химического состава по всему объему отверждаемого блока.

Критерий 6. Сохранение агрегатного состояния должно быть обеспечено не превышением следующих показателей по цементным компаундам:

- скорость выщелачивания цезия не должна превышать 10^{-3} г/(см²·сут).
- механическая прочность при сжатии (предел прочности не ниже 4,9 МПа (50 кг/см²));
- при максимальной поглощенной дозе снижение механической прочности не должно превышать 25%;
- при заданном количестве циклов «оттаивание — замораживание» в диапазоне температур от -40°C до $+40^\circ\text{C}$ снижение механической прочности не должно быть выше 25%.

Критерий 7. Состав входящих в отходы компонентов должен быть таким, чтобы газообразование было ограниченным или полностью исключено. Площадь поверхности захораниваемых изделий из алюминия не должна превышать 50 м² в каждом контейнере.

Критерий 8. Содержание свободной влаги в формах отвержденных отходов должно быть исключено (минимизировано до установленных пределов).

Критерий 9. Габаритные размеры бочек — 587,5×867,5 мм. Вместимость бочки — 200 л.

Критерий 10. Первичные контейнеры — бочки должны быть заполнены подготовленным компаундом с РАО практически на весь объем, закрыты надежной герметичной крышкой.

Критерий 11. Первичные упаковки не должны иметь внешних и внутренних дефектов (отверстий, полостей) и следов коррозии. Первичной упаковкой, предназначенной для прямого захоронения, является металлический контейнер.

Критерий 12. Габаритно-весовые характеристики металлических контейнеров (могут быть скорректированы): «Тип 1» — объем 1 м³, размеры 1000×1000×1000 мм, толщина стенки 4 мм, масса с РАО 3,2—3,5 т, «Тип 2» — объем 6 м³, размеры 1340×1340×1340 мм, толщина стенки 6 мм, масса 9,5 т.

Критерий 13. Габаритно-весовые характеристики железобетонных контейнеров (могут быть скорректированы): НЗК/300/0,5 С — высота 1600 мм, диаметр 1400 мм, толщина стенки 300 мм, общая масса с РАО 2,4 т, НЗК/400/03 — 1520×1520×1400 мм, толщина стенки 400 мм, общая масса

с РАО 5,9 т, УНЗК 150/1,5 П — 1520×1520×1400 мм, толщина стенки 400 мм, общая масса с РАО 5,9 т.

Критерий 14. Металлические и железобетонные контейнеры не должны иметь видимых дефектов, раковин и т. п. После размещения в них отходов до объема, предусмотренного проектом, они должны быть закрыты надежной герметичной крышкой.

Критерий 15. Каждый первичный контейнер должен иметь паспорт качества, в котором в количественных показателях отмечаются реальные данные об отходах.

Критерий 16. Невозвратные железобетонные контейнеры должны удовлетворять следующим габаритным характеристикам: тип — НЗК/150/1,5 п, размеры — 1650×1650×1375 мм, толщина стенки — 150 мм, первичные упаковки — 4 бочки, общая масса с упаковками — до 3,9 т.

Критерий 17. Контейнер должен обеспечивать защиту от ионизирующих излучений, при которой мощность эквивалентной дозы в любой точке на его поверхности не должна превышать 2,0 мЗв/ч, а на расстоянии 1 м от поверхности — 0,1 мЗв/ч.

Критерий 18. Загрязнение наружной поверхности контейнеров с РАО после дезактивации для альфа-активных нуклидов не регламентируется и не должно быть более 2000 част./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$) для бета-активных нуклидов.

Критерий 19. Уровень снимаемого загрязнения с поверхности контейнеров не должен превышать 1 част./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$) для альфа-излучателей и 100 част./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$) для бета-излучателей.

Критерий 20. Контейнеры должны обладать механической прочностью, определяемой следующими показателями:

- статическая нагрузка на сжатие в течение 24 ч, равная пятикратному значению массы заполненного контейнера;
- контейнер должен сохранять целостность при падении на жесткое основание с высоты 0,5 м на днище и на угол между днищем и стенкой;
- контейнер должен сохранять целостность от удара (падения) металлического стержня из углеродистой стали диаметром 32 мм с полусферическим концом радиусом 16 мм, массой 6 кг с высоты 1 м в направлении центра наименее прочной части НЗК;
- бетон, применяемый при изготовлении контейнеров, должен иметь класс прочности не менее В-40 (М-500);
- для достижения механической прочности применяется армирование бетона стержневой или проволочной арматурой;
- бетон, применяемый для изготовления контейнеров, должен иметь марку по морозостойкости не ниже F-200.

Критерий 21. Контейнер должен быть изготовлен из бетона, отвечающего марке W-10 по водопроницаемости.

Критерий 22. Контейнеры должны обладать стойкостью по отношению к внутренним и внешним нагрузкам. Конструкционные материалы контейнеров и используемые для покрытия поверхностей материалы должны обеспечивать защиту от атмосферных осадков.

Критерий 23. Свободное пространство заполненного контейнера не должно содержать влаги (воды), горючих, воспламеняющихся, взрывоопасных, токсичных, коррозионных, биологических и иных материалов и веществ, способствующих нарушению его изоляционных характеристик.

Критерий 24. На контейнер с РАО, направляемый на хранение и захоронение, разрабатывается техническая документация, содержащая следующую информацию:

- объект — поставщик РАО;
- количество упаковок РАО в контейнере;
- индивидуальный номер (номера) контейнера (упаковок) РАО;
- идентификационный код (коды) контейнеров (упаковок) РАО;
- период потенциальной опасности РАО;
- дата заполнения контейнера РАО (день, месяц, год);
- дата вывоза контейнера (упаковок) на хранение и захоронение (день, месяц, год);
- характеристика РАО (источник образования, физическая природа, химический состав, величина суммарной активности, радионуклидный состав, величина удельной альфа-, бета- и гамма-активности, мощность дозы гамма-излучения на наружной поверхности (на расстоянии 0,1 м от наружной поверхности) контейнера РАО и на расстоянии 1 м от наружной поверхности упаковки РАО, характеристика формы РАО в упаковке РАО);
- методы определения содержания радионуклидов в РАО;
- методы кондиционирования РАО;
- методы проведения контроля качества контейнера РАО;
- тип и параметры контейнера РАО (тип контейнера, данные о его сертификации, габариты включая геометрические размеры и объем, объем РАО в упаковке, масса контейнера без РАО, масса РАО в контейнере, полная масса контейнеров с РАО);
- содержание коррозионно-активных веществ;
- радиационная стойкость отвержденных РАО;
- газообразование;
- биологическая устойчивость форм РАО, упаковок и контейнеров;
- содержание веществ, реагирующих с водой, ядовитых, химически токсичных и т. п. материалов;
- критерии приемки захораниваемых контейнеров и требования качества.

5.5.2. Предварительное обоснование и выбор вероятных площадок захоронения РАО

При разработке общей схемы обращения с РАО применительно к Северо-западному региону замысел состоял в том, чтобы все РАО с ПВХ в губе Андреева и поселке Гремиха, СРЗ «Нерпа», «10 СРЗ», ОАО «Звездочка», «Севмашпредприятия» и пр. на промежуточной стадии обращения были переведены в центр длительного хранения в губу Сайда, а впоследствии на окончательное захоронение в региональный могильник [250; 40; 222].

В интересах строительства регионального могильника было рассмотрено более десяти вероятных площадок на пространстве от Мурманской области (района, близкого к ПВХ «Сайда-губа») до архипелага Новая Земля (рис. 5.43 и 5.44) [245; 250; 133].

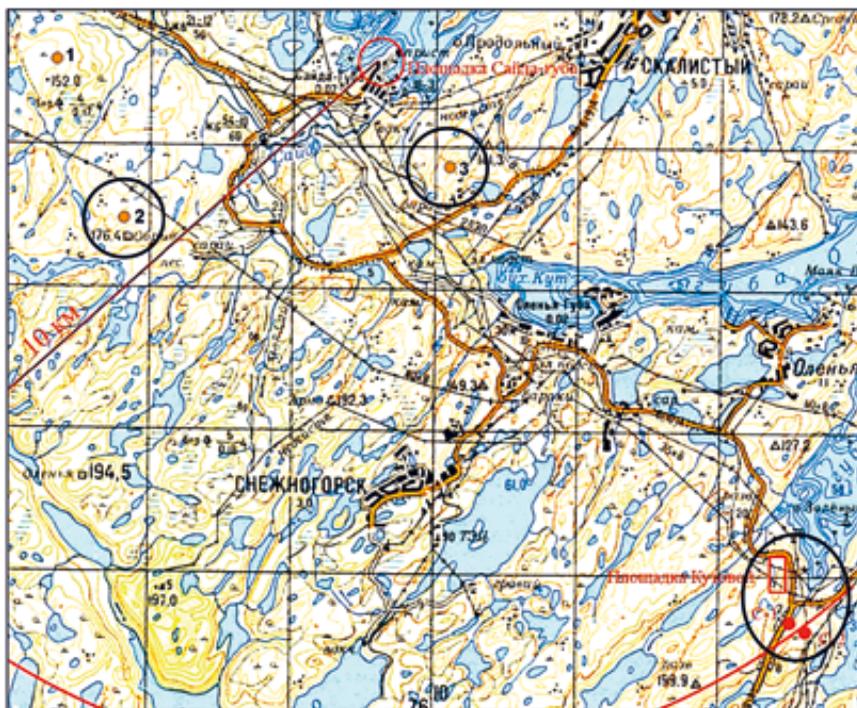


Рис. 5.43. Потенциальные участки для размещения регионального могильника захоронения РАО в районе «Сайда-губы»

На последующих этапах предлагаемых работ рекомендовалось выбрать в районе «Сайда-губы» дополнительные площадки для размещения двух объектов:

- централизованного хранилища кондиционированных ТРО;
- могильника короткоживущих НАО.

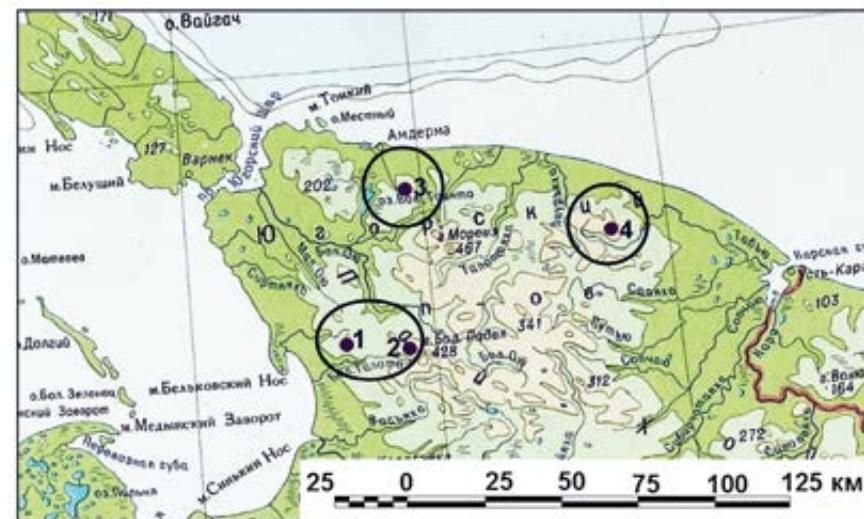


Рис. 5.44. Потенциальные участки для размещения регионального могильника РАО на Югорском полуострове

Размещение регионального центра обработки, переработки и хранения ТРО в районе Сайда-губы, вблизи от мест образования основных объемов РАО — ПВХ в губе Андреева, предприятий «Атомфлот», СРЗ «Нерпа», 10 СРЗ и других предприятий, расположенных в районе Мурманска, создает дополнительные преимущества по экономическим и экологическим показателям.

В соответствии с исследованиями, выполненными под руководством Горного института Кольского научного центра РАН по проекту TACIS, предпочтение отдано «площадке Кутовой» (см. рис. 5.43).

На основании предварительных оценок на указанных площадках может быть сооружен могильник для захоронения части короткоживущих НАО с использованием следующих конструктивных решений:

- горизонтальных горных выработок, созданных в массиве скальных пород с применением штольневой способа сооружения объекта;
- шахтных стволов диаметром 8 м, глубиной 60—90 м, толщиной крепи около 200 мм, рассмотренные в проекте ВНИПИпромтехнологии.

Достоинства штольневой способа сооружения объекта:

- простота проходки горизонтальных горных выработок и загрузки упаковок с РАО;
- расположение горных выработок выше зеркала грунтовых вод;
- эффективность предлагаемых технических решений подтверждена зарубежным и российским опытом сооружения подземных объектов выше зеркала грунтовых вод.

На выбранной площадке можно будет также разместить хранилище для хранения контейнеров с кондиционированными НАО и САО до их отправки в региональный могильник.

Потенциальные участки для размещения регионального могильника РАО на Югорском полуострове представлены на рис. 5.44.

Участок 1 располагается в районе горы Большая Падея (высотой 428 м) на расстоянии около 15 км восточнее побережья Печорского моря, между мысом Синькин Нос и мысом Бельковский Нос. Высота площадки — до 200 м. Мощность мерзлых пород — до 600 м. Площадь участка — около 80 км².

Участок 2 располагается в районе горы Большая Падея (высотой 428 м) на расстоянии около 30 км восточнее побережья Печорского моря, между мысом Синькин Нос и мысом Бельковский Нос. Высота площадки — до 300 м. Мощность мерзлых пород — до 700 м. Площадь участка — около 80 км².

Участок 3 располагается в районе горы Мореиз (высотой 467 м) южнее порта Амдерма на расстоянии около 12 км от Карского побережья. Высота площадки — 180 м. Мощность мерзлых пород — до 600 м. Площадь участка — около 80 км².

Участок 4 располагается в районе горы Хуптпэ (высотой 341 м) западнее порта Усть-Кара на расстоянии около 20 км от Карского побережья. Высота площадки — до 250 м. Мощность мерзлых пород — до 600 м. Площадь участка — около 80 км².

На участках 1 и 3 наиболее вероятно применение способа захоронения РАО в шахтных стволах большого диаметра, на участках 2 и 4 — в горизонтальных подземных выработках с применением штольневой конструкции сооружения объекта.

Важным достоинством предлагаемых участков является возможность использования очень больших объемов подземного пространства для безопасного окончательного захоронения кондиционированных НАО и короткоживущих САО с небольшим тепловыделением.

Кроме того, в проекте ТАСИС рассматривались и кристаллические скальные породы Кольского полуострова — «Высота 354» (рис. 5.45).

Возможность сооружения регионального могильника в горизонтальных горных выработках, пройденных в сдренированных горных массивах в зоне аэрации, рассматривалась на примере участка «Высота 354». Этот перспективный участок расположен на восточном берегу реки Ура, в непосредственной близости от автомобильной дороги «Губа Ара — Видяево — Ура-Губа» и в 11 км от автодороги регионального значения «Мурманск — Киркенес». Участок соединен автомобильными дорогами «Полярный — Заозерск», «Ура-Губа — Полярный» с береговыми техническими базами в губе Андреева и в губе Сайда.

Основным геоморфологическим элементом на участке является скальный массив с абсолютной высотой 354 м и относительной высотой 250 м, крутизна

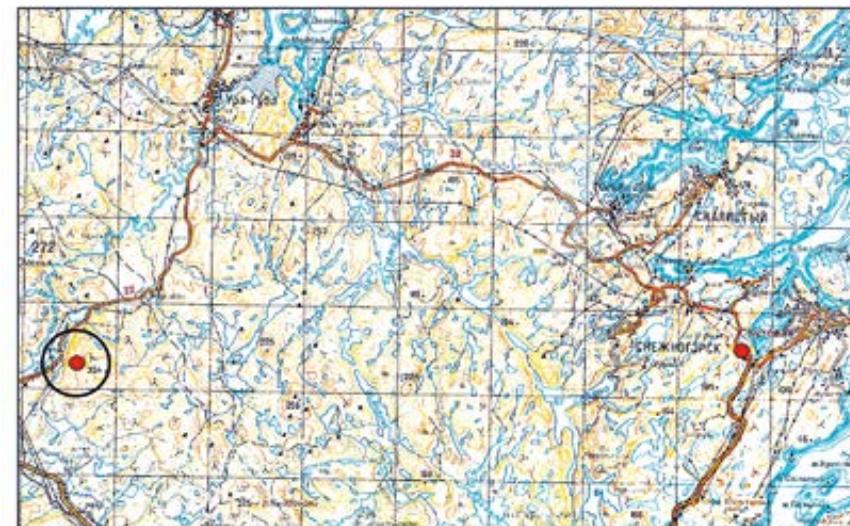


Рис. 5.45. Потенциальный район размещения регионального могильника РАО на Кольском полуострове (участок «Высота 354»)

склона горы — около 16°. Площадь участка по изогипсе 260 м — 16 км². Территория речной террасы в подножье высоты 354 м имеет относительно неровную поверхность с отдельными небольшими заболоченными участками.

Горные породы, слагающие массив, — глубинного происхождения, достаточно однородны по составу, представлены гнейсами и гранито-гнейсами кварцево-диоритового состава, мелко- и среднезернистой структуры.

Подземные воды, приуроченные к водоносным комплексам коренных пород, большей частью безнапорные, реже слабонапорные, и только в местах глубоких тектонических трещин обладают высоким напором. Движение воды в коренных породах происходит по трещинам, глубина которых составляет 100—150 м, реже 250 м.

Основная часть подземных вод формируется в верхней трещиноватой зоне коренных пород. Глубина их залегания зависит от рельефа и увеличивается от склонов к вершинам, где может достигать сотен метров.

5.5.3. Предварительные оценки и рекомендации по выбору перспективных участков для сооружения регионального могильника РАО

Наиболее экологически безопасно, технически надежно и экономически эффективно проблема захоронения больших объемов НАО и короткоживущих САО с небольшим тепловыделением может быть решена путем создания регио-

нального могильника в зоне сплошного распространения многолетнемерзлых пород, развитой в северной части Югорского полуострова и на архипелаге Новая Земля.

Основными доводами в пользу предлагаемого подхода являются [150]:

- подземная изоляция НАО и короткоживущих САО в многолетнемерзлых породах, обладающих уникальными изолирующими свойствами, позволяет практически исключить миграцию радионуклидов за пределы рабочего объема могильника и обеспечить сохранность окружающей среды в течение всего срока потенциальной опасности РАО;
- благодаря незначительному водообмену и благоприятному химическому составу грунтовых вод бетонная обделка сооружений регионального могильника РАО сохранит устойчивость и изолирующие свойства в течение сотен лет, в результате чего захораниваемые радионуклиды будут локализованы в пределах системы инженерных барьеров;
- использование достаточно простых конструкций горных выработок для подземной изоляции РАО позволит осуществить строительство опытно-промышленного объекта и ввод его в эксплуатацию в относительно сжатые сроки, а также модульным способом;
- размещение опытно-промышленного объекта в районе Югорского полуострова, неперспективном с точки зрения его хозяйственного освоения, а также удаленном и изолированном от промышленных и населенных районов страны;
- достаточно просто решается проблема транспортировки РАО.

На Кольском полуострове для дальнейших проработок может быть рекомендован участок «Высота 354» с использованием штольневой способа создания подземного могильника. Достоинством этого участка является его расположение в непосредственной близости от предприятий — источников РАО, а также вблизи от транспортных путей.

Сравнение вероятных мест размещения могильника РАО:

- потенциально возможный объем подземного пространства при сооружении регионального могильника РАО в массиве многолетнемерзлых пород значительно больше, чем на Кольском полуострове.
- на основании предварительных оценок с учетом радионуклидного состава РАО Северо-Западного региона безопасность захоронения НАО и короткоживущих САО даже с небольшим содержанием долгоживущих радионуклидов в массиве многолетнемерзлых пород может быть обеспечена при самых консервативных сценариях климатических изменений;
- в случае выбора участка в массиве многолетнемерзлых пород могут быть в значительной мере использованы технические решения и практический опыт, полученные при разработке проекта могильника САО и НАО на архипелаге Новая Земля, что позволит сократить сроки создания объекта и ввода его в эксплуатацию;

- в массиве многолетнемерзлых пород (на Югорском полуострове или архипелаге Новая Земля) может быть создан региональный могильник НАО и САО, в том числе для аналогичных отходов Кольской АЭС и Мурманского отделения ФГУП «РосРАО»; в результате будут практически освобождены от экологически опасных РАО все обжитые районы Мурманской и Архангельской областей;
- благодаря захоронению практически всех объемов РАО Мурманской и Архангельской областей не только будет эффективно решена экологическая проблема региона, но и улучшатся технико-экономические показатели регионального могильника РАО в «Сайда-губе»; кроме того, появится возможность долевого участия других организаций на этапе строительства могильника.

По результатам выполнения проекта ТАСИС рекомендованы три перспективных участка — «Дальние Зеленцы», «Кузрека» и «Шапочка» (рис. 5.46 [185]).

В итоге на основании работ, выполненных Горным институтом совместно с западноевропейскими партнерами и российскими организациями, в список потенциальных включены площадки [150]:



Рис. 5.46. Потенциальные площадки захоронения РАО и ОЯТ на Северо-Западе России

- в районе поселка Дальние Зеленцы (Мурманская область);
- в районе реки Кузрека (Мурманская область);
- на горе Шапочка (Архангельская область);
- в районе «Сайда-губы» (Мурманская область).

Ранжирование этих площадок было осуществлено с учетом критериев, связанных с природными условиями, воздействием на животный мир и растительность в процессе эксплуатации, местом проживания и плотности населения на ближайшей территории, а также экономическими показателями. При этом было введено поправочное условие, связанное с достоверностью имеющейся информации по каждой площадке. Результаты ранжирования площадок представлены в табл. 5.6.

Таблица 5.6. Результаты ранжирования потенциальных площадок захоронения РАО на Северо-Западе России, баллы

Показатель	«Кузрека»	«Сайда-губа»	«Шапочка»	«Дальние Зеленцы»
Количество баллов по оптимальной оценке	71	78	88	86
Место по оптимальной оценке	4	3	1	2
Количество баллов с учетом достоверности информации	71	80	69	88
Место с учетом достоверности информации	3	2	4	1
<i>Сумма баллов</i>	<i>149</i>	<i>163</i>	<i>152</i>	<i>177</i>

Для размещения подземного хранилища проблемных видов ОЯТ была рекомендована площадка, расположенная на побережье Баренцева моря вблизи поселка Дальние Зеленцы.

Не ограничиваясь только Мурманской и Архангельской областями, Консорциум независимых зарубежных компаний выполнил экспертизу проекта опытного промышленного объекта на архипелаге Новая Земля силами специалистов из Германии, Великобритании, Норвегии, Швеции и Финляндии. Общий вывод экспертов комиссии — положительный [308].

При анализе результатов ранее выполненного проекта с точки зрения применимости для обоснования концептуальных решений по проблеме РАО Северо-Западного региона в данном проекте не рекомендуется захоранивать РАО с существенным локальным тепловыделением в интересах предотвращения теплового воздействия на вмещающий массив многолетнемерзлых пород.

Результаты инженерно-геологических изысканий, проведенных на рабочей площадке и прилегающих территориях, и проектных проработок для обеспечения безопасной окончательной изоляции кондиционированных РАО подтвердили вывод, что массивы многолетнемерзлых пород являются перспективной природной средой для создания регионального могильника НАО и короткоживущих САО с небольшим тепловыделением.

В разрабатываемой концепции предлагается направлять на захоронение в региональный могильник НАО и короткоживущие САО с небольшим тепловыделением, которые составляют около 98% объема всех РАО региона. Решение проблемы безопасного окончательного захоронения этих видов РАО позволит значительно улучшить экологическую обстановку в Мурманской и Архангельской областях.

Характеристики выбранных для размещения радиационно опасных объектов конкретных площадок в Северо-Западном регионе России рекомендуется использовать в качестве первичной базы данных при рабочем проектировании и подготовке оценки воздействия на окружающую среду подземного могильника РАО и подземного хранилища ОЯТ.

5.5.4. Предварительная оценка радиационной безопасности

Долговременная безопасность подземного могильника РАО (более 10 000 лет) исследовалась для семи площадок Северо-Запада России. Для шести из них проведены подробные расчеты переноса радионуклидов, в рамках которых выполнена также оценка мощности дозы, получаемой человеком в долговременной перспективе. Однако для площадки в многолетнемерзлых породах на Новой Земле выполнена только оценка долговременной стабильности этих пород, поскольку она неприемлема в случае нестабильности мерзлоты.

Для всех площадок была продемонстрирована эффективность мультибарьерной системы захоронения с целью защиты человека от облучения. Наиболее важными барьерами в анализе безопасности были приняты:

- твердая форма отходов, способная удерживать и ограничивать высвобождение радионуклидов;
- инженерные барьеры (цементная закладка, бентонитовые стены), которые:
 - ◆ обеспечивают изоляцию упаковок отходов от вмещающих пород;
 - ◆ ограничивают поток подземных вод до значений, при которых обеспечивается перенос веществ через них только за счет диффузии;
 - ◆ задерживают перенос радионуклидов, высвободившихся из упаковок отходов;
- вмещающая порода, которая:
 - ◆ изолирует отходы от геосферы и биосферы и защищает их от внешних воздействий и процессов на поверхности или около нее;
 - ◆ обеспечивает благоприятные и стабильные механические, химические и гидрогеологические условия для инженерных барьеров;
 - ◆ ограничивает количество подземных вод, контактирующих с закладочным материалом и упаковками отходов;
 - ◆ разбавляет и диспергирует потенциально высвобождающиеся из хранилища радионуклиды.

При этом рассматривались процессы, связанные с преодолением техногенными радионуклидами ближней и дальней зон (полей) безопасности.

Ближнее поле. В состав ближнего поля входят зона отходов, инженерные барьеры и зона, нарушенная проходческими работами. При численных расчетах миграции радионуклидов из контейнеров с отходами через инженерные барьеры, нарушенную зону и поступления в окружающий массив пород, как правило, рассматривают следующие физико-химические процессы:

- растворение кондиционированных отходов согласно простейшей модели растворения (т. е. полное мгновенное растворение в случае неограниченной растворимости радионуклида и, с другой стороны, растворение, ограниченное пределом растворимости);
- диффузионный перенос в зоне отходов, окружающих инженерных барьеров и вмещающей породе с учетом сорбции на матрице отходов и твердой фазе барьеров;
- адвективно-диффузионный перенос (или адвективно-дисперсный перенос, так как гидродинамическая дисперсия включает молекулярную диффузию и механическую дисперсию) в пространстве между выработкой для захоронения и транспортной выработкой в случае сценария плохого запечатывания и сценария невыявленного разлома (с учетом сорбции);
- радиоактивный распад и образование дочерних радионуклидов.

Численное моделирование ближнего поля выполнено с помощью компьютерного кода PORELOW, разработанного в Лаборатории аналитических и вычислительных исследований (ACRi, США) и предназначенного для моделирования течения многофазных потоков, процессов тепло- и массопереноса в пористых средах с различной степенью насыщения.

Дальнее поле. Вмещающая порода и водоносные горизонты составляют дальнее поле. Концептуальные модели дальнего поля, а также необходимые для вычислений параметры (коэффициенты гидравлической проводимости, коэффициенты водоупругости и пористости, дисперсии и диффузии) основаны на данных по геологии и гидрогеологии, представленных в проекте «Определение пригодных площадок» TACIS.

Рассматривалась наиболее реалистичная базовая концептуальная модель для дальнего поля, которая описывает площадку, сложенную четвертичными осадочными породами, трещиноватыми выветренными скальными породами, перекрывающимися более плотные скальные породы. Модели представляли насыщенный водой вмещающий массив и покрывающие пласты.

Для расчета переноса грунтовых вод и загрязнений использовалась программа AQUA-3D, разработанная в 1998 г. исландской фирмой «Vatnaskil Consulting Engineers». Указанный компьютерный код позволяет методом конечных элементов моделировать условия течения в гетерогенной и анизотропной среде, откачивающие и нагнетательные скважины, а также пространственные изменения фильтрации и инфильтрации.

Важными выходными параметрами этой модели для дальнего поля является фактор разбавления F_D , вычисляемый в условиях равновесия в контрольных точках (река, искусственное озеро и почва для сценария нормальной эволюции плюс скважина откачки для альтернативных сценариев). Этот фактор был оценен для всех потенциальных площадок. В качестве примера в табл. 5.7 приведены рассчитанные значения фактора разбавления в контрольных точках применительно к площадке «Дальние Зеленцы», который является вполне приемлемым для решения задач захоронения РАО.

Таблица 5.7. Фактор разбавления в контрольных точках площадки «Дальние Зеленцы»

Контрольная точка	Фактор разбавления F_D
Река	1,0E-07
Озеро	1,4E-10
Почва	1,3E-07
Скважина	3,1E-06

Результатами моделирования ближнего поля являются потоки и концентрации активности радионуклидов на границе раздела ближнего и дальнего полей (рис. 5.47).

По итогам моделирования установлено, что радионуклидами, мигрирующими через границу раздела ближнего и дальнего полей при значениях потоков, значительно превышающих 10^{-10} Бк/год, в сценарии нормальной эволюции (см. рис. 5.47) являются ^{129}I ($T_{1/2} \approx 17$ млн лет), ^{79}Se ($T_{1/2} \approx 295$ тыс. лет), ^{59}Ni ($T_{1/2} \approx 76$ тыс. лет) и ^{94}Nb ($T_{1/2} \approx 20$ тыс. лет). Причем время, в течение которого наблюдается максимальное значение потока в ближнем поле, варьируется примерно от 100 тыс. до 10 млн лет. Все другие радионуклиды распадутся фактически полностью еще до того, как покинут хранилище.

Биосфера. Биосферные расчеты выполнены с целью оценки радиологических последствий облучения критической группы населения радионуклидами, поступающими в организм человека различными путями. При моделировании рассматривали:

- потребление загрязненной пищи или воды;
- вдыхание загрязненного воздуха;
- прямое излучение от загрязненной почвы, воды или отложений.

При анализе радиологических последствий принимали, что радионуклиды, вышедшие из ближнего поля и перенесенные через дальнее поле, достигают биосферы через скважину, реку или озеро, а также через почву (за счет движения вверх загрязненных подземных вод). Для каждого из этих биосферных рецеп-

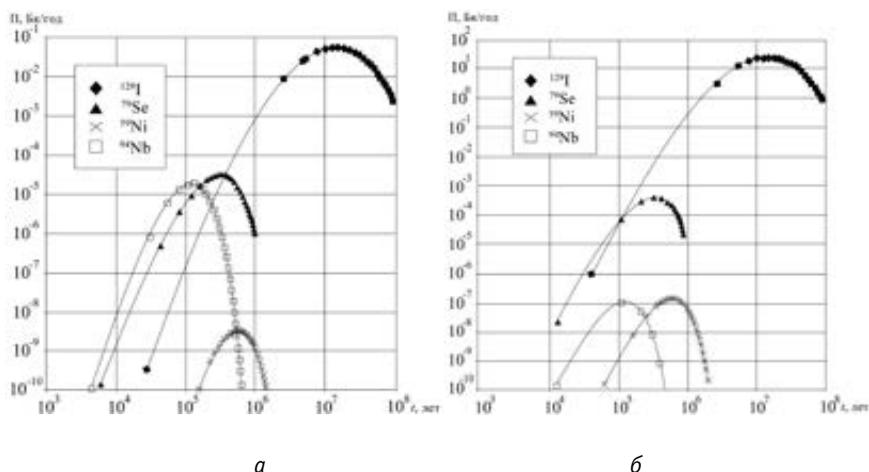


Рис. 5.47. Изменение потока техногенных радионуклидов на границе раздела ближнего (а) и дальнего (б) полей миграции от времени после запечатывания хранилища

торов рассчитывали концентрации радионуклидов путем умножения концентрации каждого радионуклида на границе раздела ближнего и дальнего полей на факторы разбавления, полученные из расчетов дальнего поля.

Далее значения концентраций вводили в биосферную модель вместе с соответствующими параметрами биосферы. Результатом расчетов является набор приведенных дозовых коэффициентов для каждого радионуклида и биосферного рецептора (скважины, почвы и реки). Затем рассчитывали мощности дозы для каждого радионуклида путем перемножения приведенного дозового коэффициента и концентрации радионуклида для каждого из трех рецепторов. Для вычислений в биосферной модели были подготовлены параметры наземных цепочек, поверхностных вод, дозовые коэффициенты, региональные почвенно-растительные параметры, параметры поверхностных вод, а также параметры потребления пищи человеком и животными.

Основным результатом биосферной модели помимо индивидуальной мощности дозы является определение дозовых коэффициентов. В качестве примера в табл. 5.8 для пяти площадок приведены рассчитанные дозовые коэффициенты для основных радионуклидов и трех путей их поступления.

Исследования показали, что для сценария нормальной эволюции и вероятностного сценария наибольший вклад в суммарную дозу дают ^{59}Ni , ^{79}Se , ^{94}Nb и ^{129}I .

В качестве примера в табл. 5.9 приведены значения суммарной мощности дозы, которую может дополнительно к природному уровню (в среднем $2,4\text{E}-03$ Зв/год) получить население при поступлении техногенных радиону-

клов через почву в организм человека при постоянном проживании в районе расположения пункта захоронения РАО.

Таблица 5.8. Рассчитанные приведенные дозовые коэффициенты для трех различных путей поступления радионуклидов

Нуклид	Скважина, (Зв/год)/(Бк/м ³)	Почва, (Зв/год)/(Бк/м ³)	Река, (Зв/год)/(Бк/год)				
			«Кийявр»	«Шапочка»	«Дальние Зеленцы»	«Пояконда-Нигрозеро»	«Кузрека»
^{14}C	4,15E-10	1,42E-09	1,28E-16	1,28E-16	4,27E-16	1,42E-15	1,42E-15
^{241}Am	8,01E-08	1,05E-08	2,48E-16	2,42E-16	8,26E-16	2,67E-15	2,67E-15
^{129}I	5,66E-08	4,63E-09	5,41E-16	5,41E-16	1,80E-15	6,01E-15	6,01E-15
^{94}Nb	6,85E-10	4,39E-08	2,65E-17	5,08E-17	7,39E-17	1,90E-16	1,90E-16
^{59}Ni	2,80E-11	1,86E-11	3,15E-19	3,41E-19	1,03E-18	3,37E-18	3,37E-18
^{239}Pu	1,00E-07	2,94E-09	9,97E-17	8,31E-17	3,32E-16	1,00E-15	1,00E-15
^{79}Se	6,29E-09	2,97E-06	3,18E-17	3,18E-17	1,06E-16	3,53E-16	3,53E-16
^{99}Tc	2,47E-10	4,21E-11	6,96E-19	6,96E-19	2,32E-18	7,73E-18	7,73E-18

Таблица 5.9. Расчетная доза при поступлении радионуклидов через почву к человеку, Зв/год

Нуклид	1 год	100 лет	300 лет	1000 лет	3000 лет	10 000 лет
^{14}C	1,81E-08	1,79E-08	1,73E-08	1,53E-08	1,07E-08	3,18E-09
^{59}Ni	1,24E-07	1,24E-07	1,23E-07	1,22E-07	1,19E-07	1,08E-07
^{63}Ni	3,27E-06	1,54E-06	1,60E-07	8,58E-11	0,00E+00	0,00E+00
^{79}Se	6,55E-12	6,54E-12	6,52E-12	6,45E-12	6,25E-12	5,62E-12
^{94}Nb	2,75E-07	2,74E-07	2,71E-07	2,62E-07	2,36E-07	1,68E-07
^{99}Tc	2,04E-10	2,04E-10	2,04E-10	2,03E-10	2,01E-10	1,94E-10
^{129}I	6,35E-11	6,35E-11	6,35E-11	6,35E-11	6,35E-11	6,35E-11
^{137}Cs	9,29E-05	9,21E-06	9,00E-09	8,31E-19	0,00E+00	0,00E+00
^{239}Pu	2,06E-07	2,05E-07	2,03E-07	1,98E-07	1,81E-07	1,36E-07
^{240}Pu	2,06E-07	2,04E-07	1,97E-07	1,77E-07	1,29E-07	4,48E-08
^{241}Pu	9,59E-08	7,78E-10	4,17E-16	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
^{241}Am	1,62E-06	1,38E-06	8,51E-07	1,71E-07	1,39E-09	1,49E-16

С точки зрения долговременной безопасности все эти площадки ведут себя одинаково приемлемо. Рассчитанные значения мощности дозы для всех рассмотренных радионуклидов применительно к сценарию нормальной эволюции существенно ниже рекомендуемого предела мощности дозы для населения — 10 мкЗв/год.

Это наиболее оптимистичный случай, типичный для короткого периода от 1000 до 10 000 лет, так как трудно гарантировать, что через 10 000 лет инженерные барьеры все еще сохранят свойства, необходимые для удержания радионуклидов.

В связи с этим на примере долгоживущих ^{79}Se , ^{129}I , ^{239}Pu , ^{241}Am была рассмотрена более высокая, чем установлена, активность на уровне 10^{12} Бк, что для ^{79}Se и ^{129}I почти в 1000 и 3000 раз выше, чем их реальное содержание в отходах. Оценки для этого случая показали, что вполне допустимо захоранивать отходы с вдесятеро более высоким содержанием долгоживущих радионуклидов на рассматриваемых площадках.

Площадка на архипелаге Новая Земля. Для этой площадки предварительная оценка эксплуатационных характеристик была в первую очередь ограничена оценкой того, насколько слой многолетнемерзлых пород может оказаться потенциально пригодным для сооружения хранилища, стабильного в ближайшем будущем.

За основу был принят консервативный прогноз Hadley Centre's Global Climate Models, согласно которому ожидается устойчивый рост глобальной температуры до 2250 г., причем в течение первых 100 лет она повысится на 4°C . В результате расчетов было показано, что мощность многолетнемерзлых пород в течение следующих 500 лет может быть значительно снижена. Кроме того, качество этих пород будет становиться менее подходящим для захоронения радиоактивных отходов, поскольку незамерзшая или частично замерзшая вмещающая порода (т. е. известняк) будет не в состоянии выполнять необходимую для этого функцию, а именно:

- изолировать отходы от геосферы и биосферы и обеспечивать их защиту от внешних воздействий и процессов на поверхности или около нее;
- обеспечивать благоприятные и стабильные механические, химические и гидрогеологические условия для инженерных барьеров;
- ограничивать количество подземных вод, контактирующих с закладочным материалом и упаковками отходов.

На основе всего этого был сделан вывод, что площадка в многолетнемерзлых породах непригодна для захоронения рассматриваемых отходов, содержащих заметное количество радионуклидов с периодом полураспада около 30 лет или более. Одновременно отмечено, что вечная мерзлота не может быть признана полностью устойчивой в течение 300 лет, так как обнаружены локальные структурные нарушения внутри многолетнемерзлых пород, расположенных недалеко от предполагаемого места нахождения хранилища, и в пластах карсто-

вого известняка не исключена возможность за относительно короткое время миграции радиоактивных веществ на дальние расстояния.

5.5.5. Предварительная оценка затрат на создание хранилища окончательной изоляции радиоактивных отходов

В процессе рассмотрения строительства регионального хранилища окончательного захоронения ТРО, образующихся при выводе из эксплуатации и утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО, затопленных ЯРОО и реабилитации инфраструктуры их обеспечения в [149; 150], исходили из условия, что в основной своей массе они относятся к категориям низкого, среднего уровня активности и в небольшой части — высокой активности с незначительным содержанием долгоживущих радионуклидов.

Согласно международным положениям, рекомендациям по безопасности и установившейся практике для большинства стран эти отходы подходят под требования приповерхностного захоронения. В силу суровых климатических условий региона с его долгими и холодными зимами и обильными снегопадами была принята концепция приповерхностного их размещения на глубине до 100 м с использованием больших горизонтальных и вертикальных выработок, спроектированных применительно к различным уровням активности отходов [151].

Для концептуального проекта отходы были разделены на три категории в зависимости от мощности дозы на поверхности их упаковок. Соответственно система многобарьерной изоляции приобрела следующие уровни:

- упаковки отходов (металлические или бетонные контейнеры);
- закладка промежутков вокруг контейнеров специальными гранулированными смесями или бетоном;
- крепление бетоном выработок — модулей для захоронения.

Инженерная система захоронения должна была состоять из подземных модулей и вскрывающих выработок (уклонов и/или стволов), бетонных конструкций, а также закладочных и запечатывающих материалов.

Модули, предназначенные для захоронения отходов, должны были состоять из горизонтальных выработок, расположенных в твердых породах. Для размещения бетонных контейнеров требовались модули длиной примерно 100 м, 10 м в ширину и 9 м в высоту, для металлических контейнеров — 100 м, 15 м и 18 м. После размещения отходов промежутки между бетонными и металлическими упаковками предполагалось засыпать гравийной смесью или залить бетоном.

Выбор инженерных барьеров, в том числе закладочных и запечатывающих материалов, производился на основе анализа мировой практики с учетом периода полураспада радионуклидов, содержащихся в отходах, и их радиотоксичности. Общий объем выемки горной породы при строительстве подземного

комплекса должен был составлять до 870 тыс. м³ и рассчитан на прием около 160 тыс. м³ отходов.

Однако прежде чем построить хранилище, необходимо было выполнить исследования для получения надежной и исчерпывающей информации о геологическом строении массива, его тектонике, структуре и гидрогеологических процессах в нем. На основании этой информации предполагалось построить адекватные литолого-тектоническую, гидрогеологическую и геомеханическую модели.

Площадка, которая необходима для размещения регионального могильника ТРО, должна была быть размерами около 2×2 км. Однако чтобы найти площадку с оптимальными параметрами, требовалось обследовать как минимум в два этапа несколько участков размерами не менее 10×10 км:

- первый этап — предварительный: в перспективной области 10×10 км найти участок не менее 2×2 км с благоприятными геолого-тектоническими, гидрогеологическими и геомеханическими условиями;
- второй этап — детальные исследования: на выбранном участке 2×2 км должна быть окончательно подтверждена его пригодность для размещения хранилища.

Далее в дополнение к выполненным наземным изысканиям после проходческих работ для принятия окончательных технологических решений о допустимости изоляции ТРО в подземных модулях необходимо продолжить исследования с целью получения достоверных сведений о конкретных характеристиках массива горных пород, где непосредственно будут размещаться контейнеры. Для этого создают подземную лабораторию и продолжают исследования. Общее представление о подземном хранилище, основных видах работ, сроках их реализации и необходимых затратах на строительство можно получить из данных, приведенных на рис. 5.48 и в табл. 5.10.

До настоящего времени этот проект остается не реализованным. Радиоактивные отходы, образовавшиеся и образующиеся от утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ, судов АТО и реабилитации арктических морей планируют кондиционировать в региональном центре по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов (объем хранилища до 100 тыс. м³, при необходимости может быть увеличен сегментами по 20 тыс. м³) и хранить на территории ПДХ «Сайда» не менее 50 лет (рис. 5.49 [186]).

Причина задержки строительства сооружения для окончательного захоронения ТРО в Северо-Западном регионе состоит в том, что программой развития атомного энергопромышленного комплекса России предусматривается создание в рамках Единой государственной системы обращения с РАО (ЕГС РАО) на начальном этапе ее формирования хранилищ окончательного захоронения НАО, САО ТРО в районе г. Сосновый Бор (2018—2022 гг.) и ВАО ТРО — в районе города Железногорска в Красноярском крае (2035—2040 гг.).

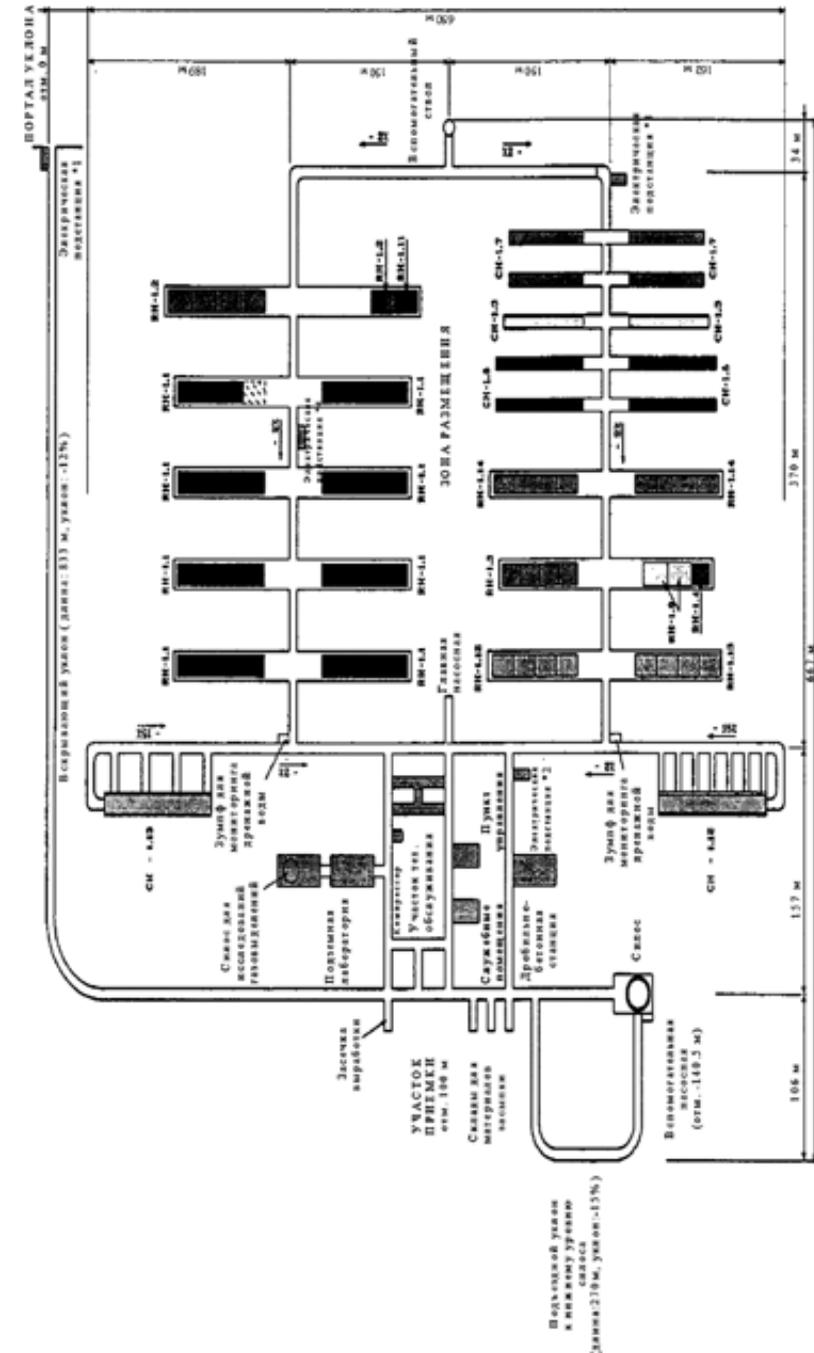


Рис. 5.48. Общая схема подземного хранилища радиоактивных отходов

Таблица 5.10. Ориентировочный график создания регионального подземного хранилища РАО

Наименование работ	Продолжительность	Годы										Затраты, млн евро *	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Этап А. Вопросы связанные с отходами	2 года	█											0,5
Уточнение инвентаризации и характеристик упаковок													—
Обоснования по кондиционированию и транспортировке													—
Согласование с общей Российской стратегией													—
Этап В. Исследования, подтверждение площадки	3—4 года	█	█	█									5,5
Этап С. Проектирование и лицензирование		█	█	█									2,0
Базовый проект наземных сооружений	0,5 года		█										—
Базовый проект подземных сооружений	0,5 года			█									—
Детальный проект сооружений (наземных/подземных)	1,5 года				█								—
Предварительный отчет анализа безопасности	1 год			█									—
Окончательный отчет анализа безопасности					█								—
Оценка долговременной безопасности и воздействия на окружающую среду						█							—
Разрешение на строительство							█						—
Испытания	1 год										█		—
Разрешение на ввод в эксплуатацию												█	—
Этап Д. Строительство													140
Подготовка площадки	1 год			█									—
Выемка грунта и строительство подземных сооружений	4,5 года										█		—
Эксперименты in-situ	3,5 года											█	—
Строительство наземных сооружений	2,5 года											█	—
Этап Е. Информирование общественности	Постоянно												—
Итого	До 10 лет												До 150

* По состоянию на 2004 г. Стоимость определена на основе практики и методики российских субконтракторов, которые имеют отличия от западной практики.



Рис. 5.49. Общий вид центра по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов на территории ПДХ «Сайда»

Проектируемый в Ленинградской области (Сосновый Бор) пункт захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) предназначен для окончательной изоляции РАО, содержащих изотопы с периодами полураспада не более 30 лет и образующихся только на предприятиях г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области. Расположение заглубленного ПЗРО предполагается на территории Ленинградского отделения филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО» и территориях филиалов концерна «Росэнергоатом» — ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2. ПЗРО будет представлять собой наземный комплекс сооружений, а под ними — туннель диаметром около 14 м и длиной порядка 1000 м, выполненный в котлинских глинах на глубине 60 м от поверхности (рис. 5.50 [188]). Туннель будет разделен на 20 отсеков для размещения упаковок с отходами. Вместимость туннеля составит примерно 50 тыс. м³ РАО. При необходимости предусмотрена возможность расширения объемов ПЗРО до 250 тыс. м³ РАО.

Ориентировочные показатели по количеству и виду упаковок ТРО, которые сможет вместить в себя проектируемый ПЗРО, таковы:

- общее количество упаковок — 18 тыс. шт. (при вместимости до 50 тыс. м³);
- САО и горючие отходы будут поступать в железобетонных контейнерах;
- НАО будут поступать в металлических контейнерах;
- количество железобетонных контейнеров — 3600 шт., металлических — 14 400 шт.

Продолжительность строительства первой очереди ПЗРО составит 3—5 лет, стоимость — 4—6 млрд руб.

Ключевой особенностью эксплуатации заглубленного ПЗРО является обеспечение длительного срока безопасного хранения ТРО за счет сочетания инженерных решений с природными свойствами геологической среды, которая

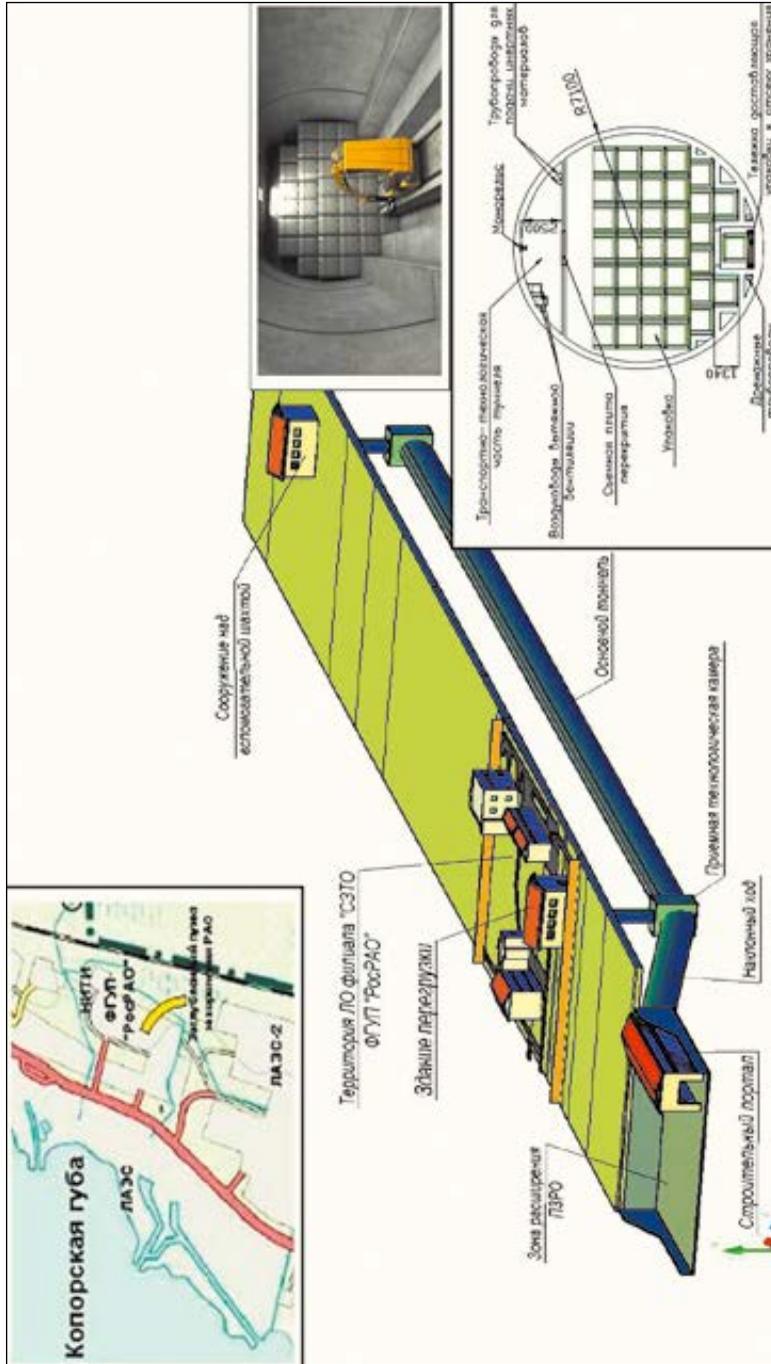


Рис. 5.50. Место расположения, продольный и поперечный разрезы ПЗРО, планируемого для строительства на территории отделения филиала «Северо-западный территориальный округ» ФГУП «РосРАО» и филиалов концерна «Росэнергоатом» ЛАЭС-1 и ЛАЭС-2 (г. Сосновый Бор)

сама по себе является уникальным защитным барьером. Постэксплуатационный период ПЗРО составит не менее 500 лет.

Чтобы понять, по какой причине не столь активно ведутся работы, связанные с окончательным захоронением РАО атомного флота, следует иметь в виду, что на территории России хранится примерно 600 млн м³ РАО в более чем 1170 сооружениях на 69 предприятиях [1; 125; 124].

Преобладающий вклад в образование РАО (по объему) в масштабе страны вносят предприятия ядерного топливного цикла, и основное их количество (до 99% по активности) сосредоточено на ПО «Маяк», ОАО «СХК» и ФГУП «ГХК». Степень потенциальной радиационной опасности накопленных и образующихся РАО различна. При повседневной деятельности наибольшую опасность представляют объекты и площадки ФГУП «РосРАО» и ФГУП «Радон», где вблизи населенных пунктов сосредоточено от 180 до 330 ГБк активности на 1 м³ отходов, что и является причиной строительства в первую очередь ПЗРО на территории Ленинградской области.

Второе место занимают «исторические» отходы («Ядерное наследие»), образовавшиеся в результате оборонной деятельности, обусловленные функционированием радиохимических предприятий ядерного топливного цикла, которые располагаются вдали от населенных пунктов и имеют глубоководную систему физической защиты (до 110 ГБк активности на 1 м³ отходов). И только на третьем месте располагаются объекты атомного флота, АЭС и предприятия ТК «ТВЭЛ» (0,4—6 ГБк активности на 1 м³ отходов). Остальные (добыча урановых руд и образование сопутствующих отходов при разработке нефтегазовых месторождений и пр.) относятся к наименее опасным источникам (табл. 5.11 [78; 63; 222; 218; 1; 251; 19; 134; 177]).

В настоящее время в соответствии с требованиями федерального закона № 190-ФЗ [263] ведутся проектно-изыскательские работы по первоочередным объектам окончательной изоляции РАО, которые рассмотрены выше.

Одновременно определены 30 перспективных площадок для размещения ПЗРО в 17 субъектах Федерации (Красноярском крае, Томской, Иркутской, Челябинской, Свердловской, Саратовской, Ленинградской, Архангельской областях, Ненецком АО, Астраханской области, Приморском крае, Калужской и Курской областях) и подготовлена схема территориального планирования объектов захоронения РАО [1]. Все это позволяет предполагать расширение деятельности в интересах решения проблемы обращения с РАО на территории России.

Таблица 5.11. Накопленные РАО на территории России без учета ОЯТ

Производители, владельцы РАО	Накопленные отходы, млн м ³			Суммарная активность, Бк	Объемная активность, Бк/м ³
	Всего	ТРО	ЖРО		
Радиохимические предприятия ЯТЦ	500	85	415 *	$\sim 5,6 \cdot 10^{19}$	$1,1 \cdot 10^{11}$
Добыча и переработка урановых руд	100	100	—	$\sim 5,4 \cdot 10^{15}$	$5,4 \cdot 10^8$
Предприятия ТК «ТВЭЛ»	10	10	— *	$\sim 37 \cdot 10^{15}$	$3,7 \cdot 10^9$
Атомный флот	0,140	0,135	0,005	$\sim 0,8 \cdot 10^{15}$	$5,7 \cdot 10^9$
Площадки ФГУП «РосРАО»	0,423	0,412	0,011	$\sim 74 \cdot 10^{15}$	$1,8 \cdot 10^{11}$
Площадка в Сергиевом Посаде	0,133	0,133	—	$\sim 44,4 \cdot 10^{15}$	$3,3 \cdot 10^{11}$
Нефтегазовая промышленность	0,020	0,020	—	$\sim 3,7 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^1$
Ядерный оружейный комплекс	0,020	Н. д.	—	Н. д.	—
<i>Всего</i>	<i>~ 610</i>	<i>~ 196</i>	<i>~ 415</i>	<i>$\sim 5,6 \cdot 10^{19}$</i>	<i>—</i>

* Основной способ обращения с ЖРО — закачка в подземные пласты.

Примечание. Н. д. — нет данных.

Выводы

1. Среди определяющих действующих источников техногенного радиоактивного загрязнения морей арктического региона по масштабности влияния на первом месте находятся глобальные выпадения, на втором — сбросы жидких радиоактивных отходов с западноевропейских заводов по переработке ядерного топлива, на третьем — затопленные российские радиоактивные отходы, образовавшиеся в результате эксплуатации корабельных и судовых реакторов.
2. На дне морей западной Арктики в настоящее время находятся 3 российские атомные подводные лодки, 5 реакторных отсеков с корабельными и судовыми ядерными энергетическими установками, 19 судов, в том числе баржа с реактором, выгруженным из АПЛ, 735 радиоактивных конструкций и блоков, затопленных без герметичной упаковки, и более 17 тыс. контейнеров с радиоактивными отходами атомного флота СССР/России. Однако к настоящему времени затопленные в контейнерах ТРО (до 90% из них), а также неупакованные объекты (на 100%) уже не представляют радиоэкологической опасности. По этой причине около 16 тыс. контейнеров с ТРО и 735 конструкций ЯЭУ не следует рассматривать в качестве источников радиационной и радиоэкологической опасности.

К ядерно опасным объектам относятся 3 АПЛ и 2 реакторных отсека с не выгруженным из корабельных реакторов отработавшим ядерным топливом, реактор АПЛ заказа № 421 и специальный контейнер с частью ОЯТ из реактора № 2 первой ядерной энергетической установки ОК-150 атомного ледокола «Ленин».

3. Суммарная активность радиоактивных отходов в Арктике за время допустимого слива жидких и затопления твердых радиоактивных отходов в прибрежных водах России составила 38,8 ПБк (примерно 1,05 МКи на момент слива и затопления), что сопоставимо с суммарной активностью сбросов жидких радиоактивных отходов, которые были разрешены контрольными органами Великобритании для радиохимического завода «Селлафилд» только в один из периодов его наиболее интенсивной деятельности — с 1971 по 1987 г. (37 ПБк / 1,0 МКи).

Сбросы РАО СССР/Россией были начаты в 1957 г. и прекращены в 1992—1993 гг., однако сливы радиоактивных отходов радиохимических предприятий «Селлафилд» в Ирландское море и с завода на мысе Аг (Франция) в пролив Ла-Манш, хотя и с меньшей интенсивностью, продолжают по настоящее время (были начаты в 1957 г.).

4. На момент затопления активность российских твердых радиоактивных отходов оценивалась до 26 ПБк (около 0,7 МКи) и все они находятся во внутренних водах Карского моря. В результате радиоактивного распада по состоянию на 2010 г. их суммарная активность не превышала 4 ПБк (около

0,11 МКи). Их активность на порядок ниже суммарной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs из состава глобальных радиоактивных выпадений, поступивших за прошедший период на его акваторию (более 45 ПБк / 1,2 МКи).

Суммарная активность долгоживущих техногенных радионуклидов на момент затопления в ЯЭУ затонувших АПЛ «Комсомолец» (Норвежское море), «К-159» (Баренцево море) и затопленной «К-27» (Карское море) оценивалась около 3,6 ПБк (0, 1 МКи), 6,6 ПБк (0,18 МКи) и 0,83 ПБк (0,02 МКи) соответственно, что почти втрое выше активности всех затопленных российских твердых радиоактивных отходов, чем и определяется *потенциальная* радиоэкологическая опасность этих АПЛ.

5. Результаты многочисленных исследований российских и международных морских экспедиций, работавших в последние десятилетия в районах гибели АПЛ и затоплений радиоактивных отходов, свидетельствуют, что *реальная* радиоэкологическая обстановка в этих местах характеризуется как нормальная (содержание радионуклидов в воде и биоте не превышает допустимых норм, а в отдельных районах не отличается от фона). Существенного влияния затопленных объектов на радиоэкологическую обстановку региона не выявлено.

В настоящее время Норвежское, Баренцево и Карское моря по содержанию техногенных радионуклидов в морской воде являются наиболее чистыми по сравнению с Северным, Балтийским и Ирландским морями.

Наличие техногенных радионуклидов в морской воде, донных отложениях и гидробионтах Норвежского, Баренцева и Карского морей в основном обусловлено глобальными радиоактивными выпадениями и сбросами жидких радиоактивных отходов с западноевропейских заводов по переработке отработавшего ядерного топлива («Селлафилд» в Великобритании и предприятие на мысе Аг во Франции).

6. В результате морских исследований в Карском море непосредственно в районах затоплений твердых радиоактивных отходов выявлены участки повышенного (в десятки и сотни раз по сравнению с фоном) содержания техногенных радионуклидов в донных отложениях вблизи затопленных объектов (на удалении нескольких десятков метров) в заливах Абросимова, Степового и Цивольки восточного побережья архипелага Новая Земля, что вызвано вымыванием (выходом) радионуклидов из разрушающихся контейнеров с ТРО. Наблюдения показали, что стенки большинства контейнеров подверглись сильному коррозионному воздействию и потеряли герметичность.

Вблизи затопленных объектов с отработавшим ядерным топливом выхода радиоактивных веществ за их пределы не обнаружено за исключением затонувшей АПЛ «Комсомолец», из которой в результате разгерметизации ЯЭУ при ударе о дно в незначительном количестве (на уровне 0,01—0,001% в год от накопленной активности) постоянно поступают в морскую воду техногенные радионуклиды.

7. Дозы облучения морских организмов арктического региона, формируемые техногенными радионуклидами, поступающими за пределы затопленных и затонувших ЯРОО, в 10—100 и более раз ниже дозы, обусловленной природным радиационным фоном. В то же время в непосредственной близости от контейнеров с твердыми радиоактивными отходами (в десятках метров) в местах радиоактивного загрязнения донных отложений дополнительные дозы облучения биоты могут достигать уровня, сопоставимого с радиационным фоном.

8. Коллективная доза облучения населения от потребления морепродуктов из Баренцева моря соответствует 3—5 чел.-Зв/год. Наибольший вклад в нее дает потребление рыбы (93%). По сравнению с Баренцевым морем коллективная доза от потребления морепродуктов из Карского моря на порядок меньше (вследствие более низкой продуктивности последнего и существенно меньшей численности критической группы населения) и составляет около 0,03 чел.-Зв/год.

Индивидуальные дозы облучения критической группы населения, проживающего на побережье Баренцева и Карского морей, с учетом потребления местных морепродуктов составляют 3—4 мкЗв/год. Это в сотни раз ниже допустимых дозовых нагрузок для населения как по российским нормам радиационной безопасности, так и по международным рекомендациям.

9. Норвежско-российская группа экспертов и эксперты МАГАТЭ на основании результатов многолетних исследований и радиоэкологического мониторинга оценили воздействие техногенных радиоактивных загрязнений на окружающую среду в арктическом регионе и пришли к выводу, что затопленные ЯРОО ВМФ и атомного ледокольного флота СССР/России до определенного времени могут оставаться на дне моря без дополнительных защитных мер, но при условии периодического проведения радиационного мониторинга с целью контроля возможных изменений радиоэкологической обстановки в районах их затоплений.

10. Захороненные в специально выбранных районах арктических морей твердые радиоактивные отходы и объекты с ОЯТ, а также затонувшие АПЛ «Комсомолец» (1989 г.), «К-159» (2003 г.) и затопленная «К-27» (1981 г.) значимо не влияют на существующую радиоэкологическую обстановку в регионе. Однако объекты с ОЯТ и несколько десятков с ТРО остаются *потенциальными* источниками интенсивного поступления техногенных радионуклидов в морскую воду. Реальное воздействие этих объектов на население и окружающую среду зависит от сроков сохранения их защитных барьеров, отделяющих радиоактивные вещества, находящиеся внутри, от окружающей среды.

11. Потенциальные источники радиоактивного загрязнения морской среды неоднородны по составу и могут быть разделены на три группы, первая из которых по степени исходящих от них угроз примерно в 10 раз превосходит

вторую и в 100 раз третью. К первой группе относятся объекты с отработавшим ядерным топливом, ко второй и третьей группам — объекты с ЯЭУ без ОЯТ и небольшая часть твердых радиоактивных отходов с наибольшим содержанием радиоактивных веществ.

12. Скорость выхода техногенных радионуклидов из наиболее опасных ЯРОО может иметь потенциальный масштаб тысячные-сотые-десятые доли ТБк/год с теоретически предельным уровнем до 1—3 ТБк/год, что не превышает действовавших до 1993 г. в ВМФ СССР/России допустимых норм для единичного затопленного источника — 110 ТБк/год.

В действительности эти величины для региона незначительны по сравнению с выносом речными водами таких продуктов глобальных выпадений, как ^{90}Sr и ^{137}Cs с территории водосбора рек, впадающих в арктические моря, суммарная активность которых составляет примерно 2800 ТБк/год.

13. Исходя из угроз, ожидаемых от наиболее потенциально опасных затонувших и затопленных ЯРОО, существующих технико-экономических возможностей и индивидуальных особенностей каждого объекта реабилитация морских акваторий может производиться следующими основными способами: оставление объекта на месте без изменений, дополнительная изоляция на месте или в прилегающем районе, подъем с последующей утилизацией в береговых условиях.
14. По предварительным оценкам очередность подъема и утилизации наиболее опасных ЯРОО может происходить в следующей последовательности.

I. Объекты с отработавшим ядерным топливом:

1. Затопленные АПЛ «К-27», «К-159» и баржа с реактором АПЛ заказа № 421.
2. Затопленная баржа с экранной сборкой атомного ледокола, реакторные отсеки АПЛ заказов № 285 и 901.
3. Затонувшая АПЛ «Комсомолец» (не решен вопрос, поднимать АПЛ или изолировать на месте, так как в результате разгерметизации ЯЭУ внутри накопилось большое количество жидких и твердых радиоактивных отходов).

II. Объекты без отработавшего ядерного топлива.

1. Затопленные «Лихтер-4» с двумя реакторами АПЛ заказа № 538 и реакторный отсек атомного ледокола с тремя реакторами.
2. Реакторные отсеки АПЛ заказов № 254 и 260.

III. Твердые радиоактивные отходы, затопленные в Новоземельской впадине в судах «Хосе Диас», «Саяны», «Курейка», «Леопард» и «Могилев» (не решен вопрос о допустимости их оставления в местах затопления при освоении нефтегазового шельфа Карского моря; при недопустимости приоритет изменится и может перейти на одно из первых мест, сопоставимое с необходимостью подъема баржи, содержащей реактор АПЛ с ОЯТ заказа № 421).

Заключение

Затонувшие и затопленные на северо-западе арктического региона российские объекты, содержащие отработавшее ядерное топливо и радиоактивные отходы, являются одним из масштабных проявлений последствий холодной войны.

Натурные исследования свидетельствуют, что в настоящее время они не представляют *реальной* радиоэкологической опасности для населения и окружающей природной среды.

Вместе с тем наиболее опасные из них, содержащие отработавшее ядерное топливо, следует рассматривать в качестве источников *потенциальной* опасности, масштабы и последствия которой будут зависеть от состояния защитных барьеров, отделяющих радиоактивные вещества от морской среды, скорости их разрушения и дальнейших процессов переноса техногенных радионуклидов морской водой включая воздействие на биоту и человека.

Нахождение большого числа объектов с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами на дне такого уникального природного региона, как Арктический бассейн, без комплексной программы дальнейшего обращения с ними и систематического радиоэкологического контроля неприемлемо как с экологической, так и с этической точек зрения.

Нахождение ядерных материалов в практически неконтролируемых условиях в мелководных районах на морских акваториях делает данную проблему еще более актуальной из-за террористической опасности.

Для обоснования основных направлений дальнейшей деятельности по реабилитации арктических морей необходимы всесторонняя разработка и анализ сценариев развития процессов, влияющих на радиоэкологическую обстановку в настоящее время и прогноз на будущее. Соответственно потребуются рассмотрение различных вариантов обращения с затонувшими и затопленными объектами с учетом радиоэкологических, экономических, социально-политических и нравственно-этических факторов включая возможность подъема и утилизации наиболее опасных из них.

Приложение 1. Основные результаты инвентаризации МАГАТЭ 2013—2014 гг. по затоплениям РАО и объектов с радиоактивными материалами в Мировом океане

Первый отчет МАГАТЭ по затоплениям РАО в моря и океаны — «Инвентаризация радиоактивных материалов, попавших в морскую среду: сбросы радиоактивных отходов в море» («Inventory of Radioactive Material Entering the Marine Environment: Sea Disposal of Radioactive Waste») [346] — был опубликован в 1991 г. Впоследствии в него внесли данные, предоставленные Россией по сбросам РАО в арктические моря и северо-западную часть Тихого океана, а также Швецией и Великобританией.

Откорректированная информация была опубликована в 1999 и 2001 гг. в виде отчетов «Инвентаризация захоронений радиоактивных отходов в море» («Inventory of Radioactive Waste Disposals at Sea. Vienna») [346a] и «Инвентаризация аварий и потерь на море с участием радиоактивных материалов» («Inventory of Accidents and Losses at Sea Involving Radioactive Materials») [345a].

В 2006 г. стороны — участницы Лондонской конвенции (1972 г.) и Протокола к ней (1996 г.) на 28-м Консультативном совещании обратились в МАГАТЭ с просьбой обновить данные, опубликованные в [345a] и [346a]. В 2007—2012 гг. это осуществили секретариаты МАГАТЭ и Международной морской организации (the International Maritime Organization — IMO). Материалы вошли в отчеты:

- Inventory of waste disposals, accidents and losses at sea involving radioactive materials for the purposes of the London Convention 1972 and London Protocol 1996 (with attached databases) Final Draft IAEA-TECDOC (in the process of publication) (Отчет 1);
- Database on waste disposal, accidents and losses at sea CD-ROM Supporting information for the IAEA-TECDOC (in preparation): Inventory of waste disposals, accidents and losses at sea involving radioactive materials (for the purposes of the London Convention 1972 and London Protocol 1996) Final Draft IAEA-TECDOC (in the process of digital publication) (Отчет 2).

В эти отчеты включены таблицы и карты¹, представляющие базу данных по захоронениям жидких и твердых радиоактивных отходов, авариям и потерям объектов, содержащих радиоактивные вещества, в Мировом океане.

МАГАТЭ выражает признательность П. Коенену (P. Coenen) и Е. Клеверлану (E. Kleveerlan) из Международной морской организации (IMO), а также государствам-членам МАГАТЭ, предоставившим информацию для включения в данный Отчет и в предыдущие документы TECDOC, которые настоящий Отчет заменяет. МАГАТЭ также признает вклад государств-членов, поддержавших работу Агентства путем предоставления комментариев и разъяснений в ходе процесса проверки, что позволило улучшить техническую точность настоящего документа.

Ответственным² за подготовку данной публикации, является сотрудник МАГАТЭ Д. Теллерия (D. Telleria) из Отделения радиационной и транспортной безопасности и безопасности отходов.

В настоящее приложение из этих материалов вошли карты (рис. 1—23) и обобщающая табл. 1, в которых приведены основные результаты инвентаризации МАГАТЭ 2013—2014 гг., дающие представление о местах затопления РАО и объектов, содержащих радиоактивные вещества, а также суммарную активность техногенных радионуклидов, поступивших в различные годы в воды Мирового океана.

¹ Карты, вошедшие в отчеты 1 и 2, предназначены только для иллюстративных целей и не гарантируют точности границ и юрисдикций. Границы и названия, а также обозначения, используемые в них, служат информационным целям и не подразумевают какого-либо правового статуса тех или иных стран, территорий или районов, их правительств и демаркации границ.

² *Примечание авт.* Авторы не вправе вносить исправления в исходные материалы Отчета 2, но считают необходимым обратить внимание читателя на неточности, приведенные на рис. 21 и 23: — рис. 21, указано место затопления в 1989 г. в Баренцевом море неизвестной АПЛ, которого не было; — рис. 21, неверно отнесена авария ЯЭУ на АПЛ «К-431» в 1985 г. в б. Чажма к затопленным и затонувшим объектам. После аварии АПЛ была выведена в отстой и утилизирована; — рис. 21 и 23, не указано место затопления АПЛ «К-27» в 1981 г. в Карском море, залив Степового; — рис. 23, указано место гибели АПЛ «К-141» в 2000 г., но не отмечено, что АПЛ поднята в 2001 г. и утилизирована; — рис. 23, указано место аварийного затопления РИТЭГ на севере о. Сахалин у мыса Анна в 1997 г., но не отмечено, что объект поднят в 2007 г. и утилизирован.

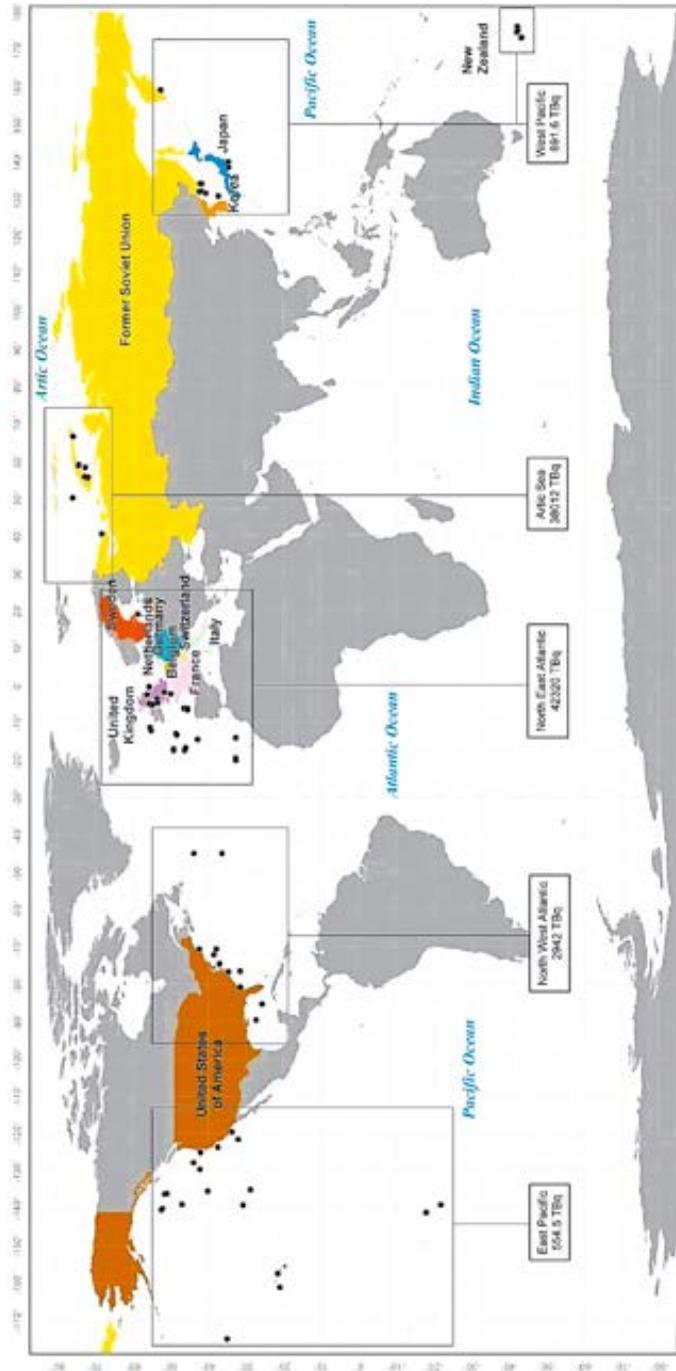


Рис. 1. Районы и активность радиоактивных отходов, затопленных в Мировом океане, по данным инвентаризации МАГАТЭ 2013—2014 гг. Источник: Отчет 1



Рис. 2. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в морях и океанах Бельгией (1960—1982 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 3. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в морях и океанах Францией (1967—1982 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 4. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Атлантическом океане Германией (1967 г.). Источник: Отчет 2



Рис. 5. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Атлантическом океане Италией (1969 г.). Источник: Отчет 2

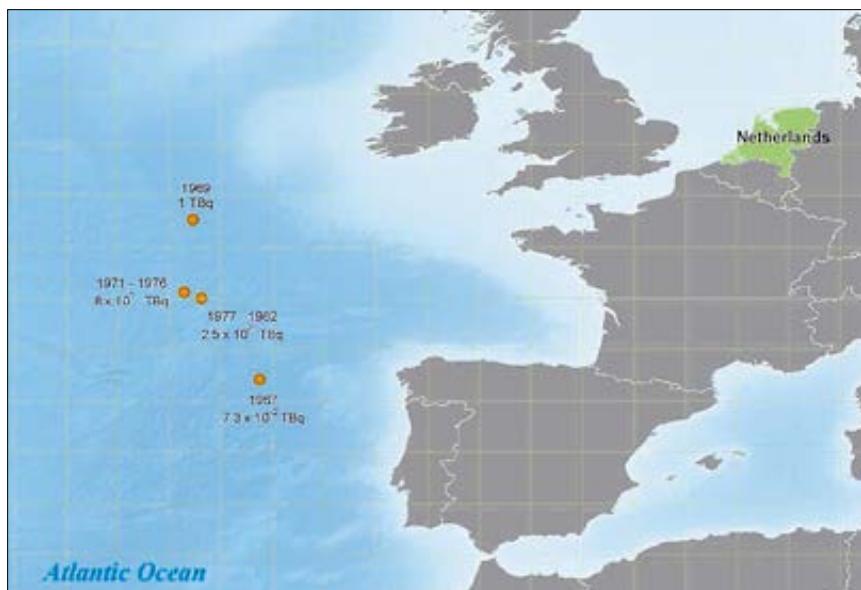


Рис. 6. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Атлантическом океане Нидерландами (1954—1976 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 7. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Атлантическом океане Швецией (1959—1969 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 8. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Атлантическом океане Швейцарией (1969—1982 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 9. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Атлантическом океане Англией (1949—1982 гг.). Источник: Отчет 2

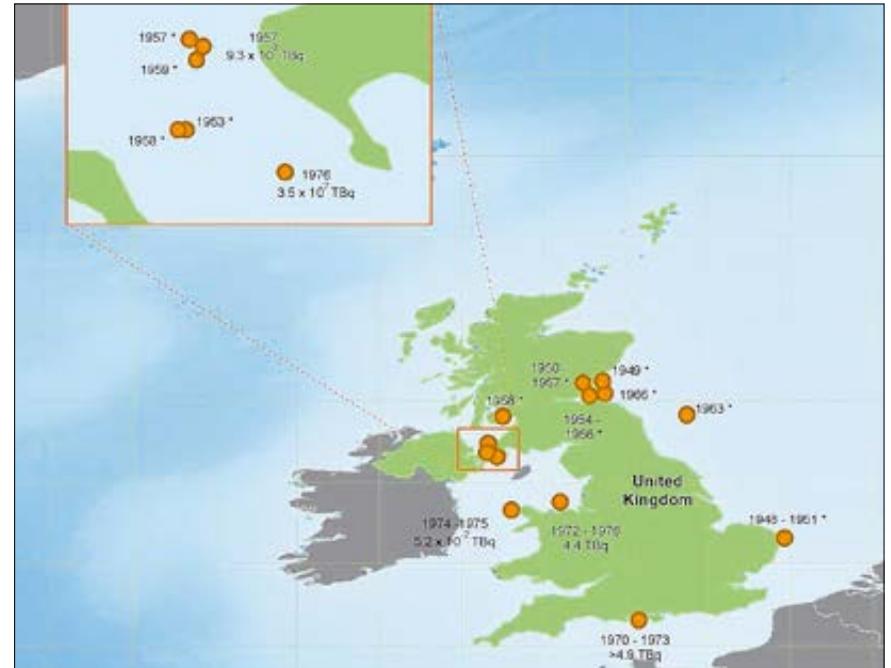


Рис. 10. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных у берегов Англии (1948—1976 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 11. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных у берегов США и в Атлантике (1949—1967 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 15. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных Россией в Арктике (1992—1993 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 16. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных Россией в Тихоокеанском регионе (1992—1993 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 17. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных в Японском море Южной Кореей (1968—1972 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 18. Места и активность радиоактивных отходов, затопленных у своих берегов Японией (1955—1969 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 19. Места и активность радиоактивных отходов затопленных у своих берегов Новой Зеландией (1954—1976 гг.). Источник: Отчет 2



Рис. 20. Места и активность затопленных и затонувших в Мировом океане в различные годы ядерных и радиационно опасных объектов США и СССР: Bomber — бомбардировщик, Sracesat — космический аппарат, Submarine — АПЛ, Cargo Plane — грузовой самолет, Satellite — спутник, Skyhawk Jet — уганный реактивный самолет, IRBM — баллистическая ракета средней дальности. Известное местонахождение затонувшего объекта обозначено треугольником, неизвестное — треугольником с точкой. Источник: Отчет 2



Рис. 21. Места и активность затопленных и затонувших в Мировом океане в различные годы ядерных и радиационно опасных объектов СССР: Submarine — АПЛ, Bomber — бомбардировщик, Satellite Cosmos — искусственный спутник, RTG — радиоизотопный термоэлектрический генератор, Lighter — лихтер (надводное судно). Известное местонахождение затонувшего объекта обозначено треугольником, неизвестное — треугольником с точкой. Источник: Отчет 2



Рис. 22. Места и активность затонувших в Мировом океане в различные годы ядерных и радиационно опасных объектов Франции: (MSC Carla — контейнеровоз, Mont Louis — захоронение в районе Мон-Луи. Источник: Отчет 2



Рис. 23. Места и активность затонувших в Мировом океане в различные годы ядерных и радиационно опасных объектов России: Spacecraft Phobos Grunt — космический аппарат «Фобос-грунт», Probe — зонд, Submarine — АПЛ, RTG — радиоизотопный термоэлектрический генератор. Известное местонахождение затонувшего объекта обозначено треугольником, неизвестное — треугольником с точкой. Источник: Отчет 2

Таблица 1. Суммарная активность техногенных радионуклидов затопленных в виде РАО и затонувших с объектами, содержащими радиоактивные вещества, в 1946—1993 гг. в Арктике, Атлантике и Тихом океане по данным инвентаризации МАГАТЭ 2013-14 гг. (Отчет 1)

Страна	Активность техногенных радионуклидов, ТБк				От всей активности, %
	Альфа	Бета-гамма	Сумма	Тритий ¹	
Арктические моря					
СССР ²	Н. д.	38 011	38 011 2	Н. д.	44,87
Россия	Н. д.	0,7	0,7	Н. д.	—
Сумма		> 38 011,7		Н. д.	44,87
Атлантический океан					
Бельгия	29	2091	2120	787	2,50
Франция	8,5	345	353,5	Н. д.	0,42
Германия	0,02	0,18	0,20	Н. д.	< 0,01
Италия	0,07	0,11	0,18	Н. д.	< 0,01
Нидерланды	1,1	335	336,5	99	0,40
Швеция	0,94	2,3	3,24	Н. д.	< 0,01
Швейцария	4,3	4415	4419,3	3902	5,22
Англия	631	34 456	35 087	10 781	41,42
США	Н. д.	2942,2	> 2942,2	Н. д.	3,47
Сумма	> 674,9	44 586,8	> 45 262,1	15 569	53,47
Тихий океан					
Франция ⁴	0,007	0,002	0,009	Н. д.	< 0,01
Япония	0,01	15,0	15,01	Н. д.	0,02
Южная Корея ³	Н. д.	Н. д.	Н. д.	Н. д.	Н. д.
Новая Зеландия	0,01	1,05	1,06	Н. д.	< 0,01
Россия	Н. д.	1,39	> 1,39	Н. д.	< 0,01
СССР	Н. д.	874	> 874 2	Н. д.	1,03
США	Н. д.	554,5	> 554,5	Н. д.	0,65
Сумма	> 0,027	> 1445,9	> 1446	Н. д.	1,70
Всего		> 84 720		15 569	100,00

¹ Если тритий не указан (Н. д.), то он включен в значения бета-гамма-активности.

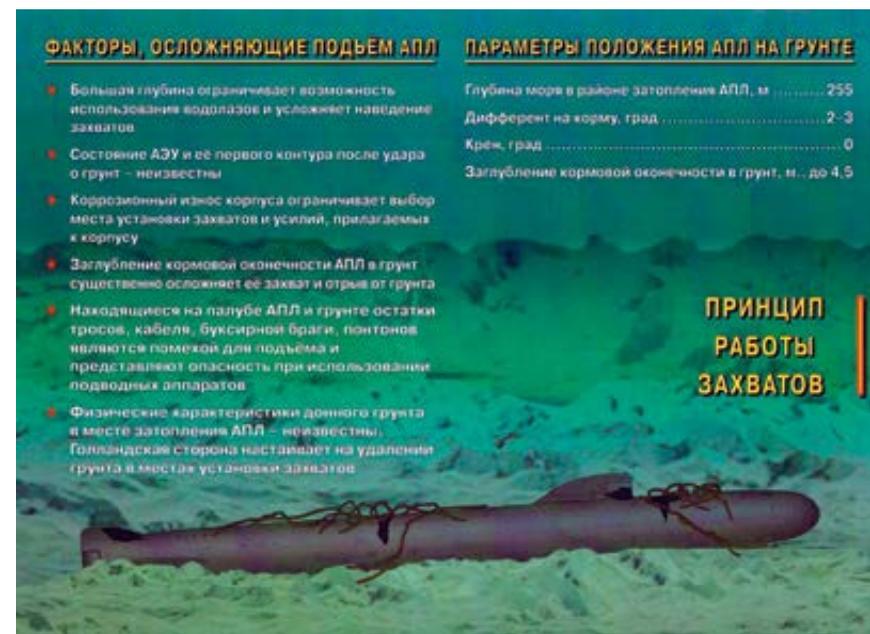
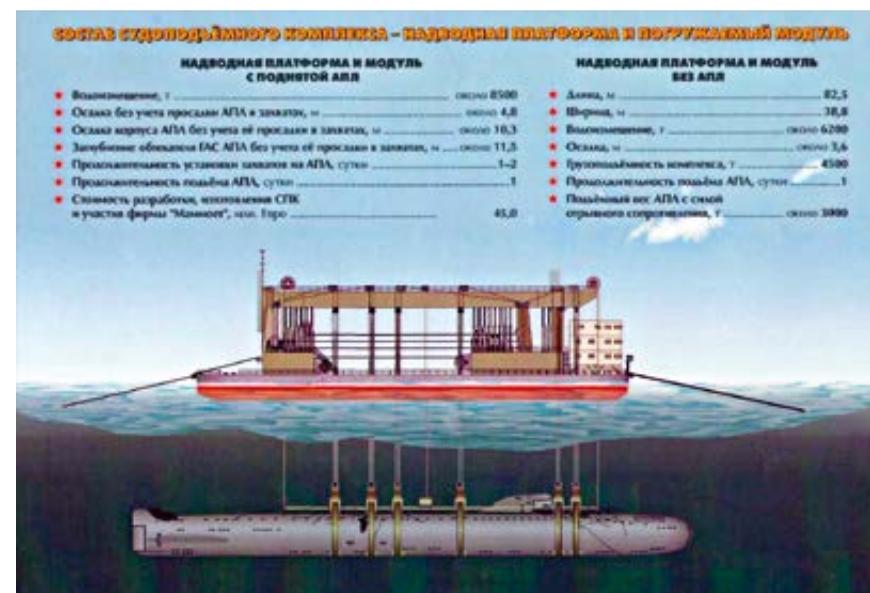
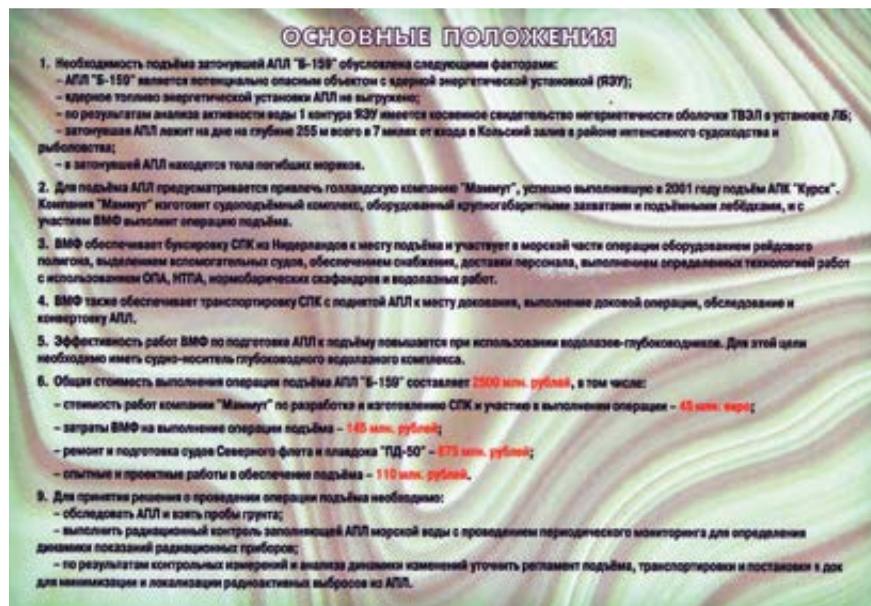
² Для твердых упакованных низкоактивных отходов активность представлена в эквиваленте ⁹⁰Sr [237].

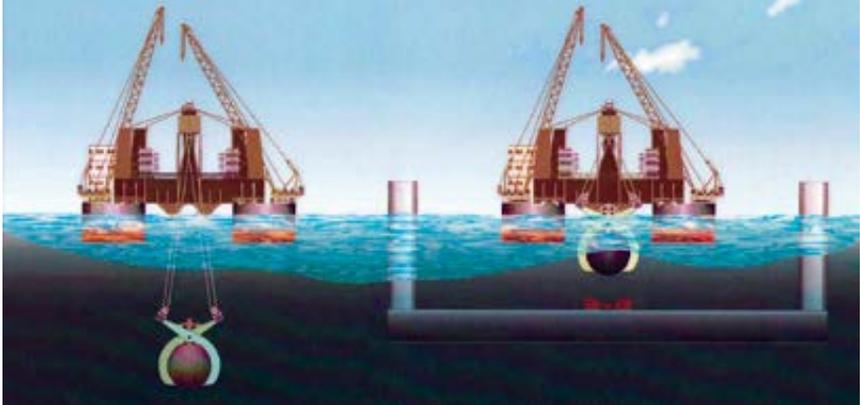
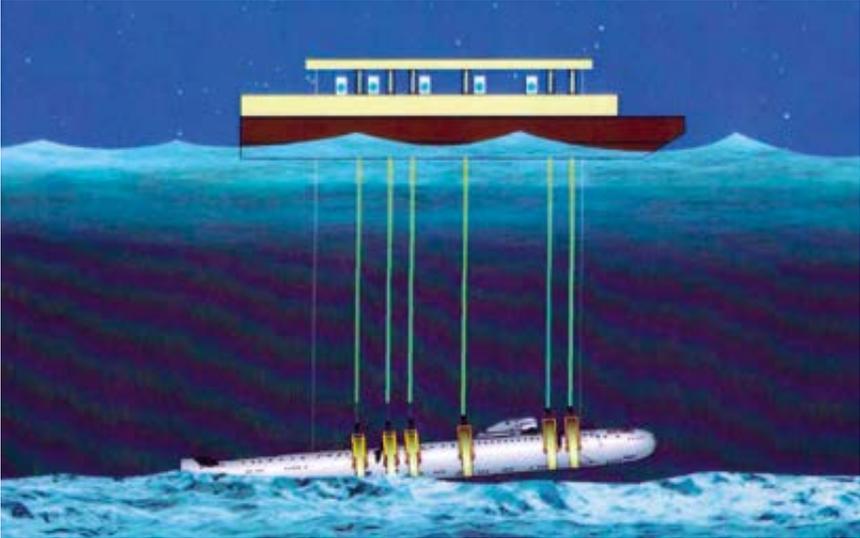
³ Информация по активности, сброшенной в море Республикой Корея, отсутствует.

⁴ Информация опубликована в 2006 г. и представлена Францией МАГАТЭ в 2010 г.

Примечание. Н. д. — нет данных.

Приложение 2. Проект подъема АПЛ «К-159» («Б-159») (концептуальный подход)





Приложение 3

Критические ситуации, возможные при подъеме АПЛ «К-159»

Критическая ситуация	Условия и план мероприятий для предотвращения критической ситуации	План мероприятий по ликвидации последствий критической ситуации
<p>Ухудшение гидрометеорообстановки:</p> <ul style="list-style-type: none"> • при подъеме АПЛ (момент отрыва от грунта); • при подъеме АПЛ (отрыв от грунта произошел); • при транспортировке АПЛ 	<p>По данным ФГУП ГНИГИ Минобороны России, наиболее благоприятное время проведения операции (минимальное волнение и ветер) — летние месяцы. С Гидрометцентром должен быть заключен договор на предоставление информации для подъема АПЛ «К-159». Необходимо иметь данные многолетних наблюдений Гидрометцентра по погоде и состоянию моря в районе проведения операции на каждую неделю летних месяцев. На основании этих данных должно быть выбрано время проведения операции при минимальных волнении и ветре. Вероятность ухудшения гидрометеорообстановки в выбранное для операции время должна быть минимальной (по результатам многолетних наблюдений). При неблагоприятном прогнозе (Усиление волнения свыше 4 баллов, усиление ветра свыше 5 баллов, туман) операция должна быть перенесена на другое (резервное) заранее назначенное время. В случае внезапного ухудшения погодных условий во время подъема он должен быть прекращен. Судоподъемный комплекс должен быть снят с якорей и транспортирован в безопасное место. При этом АПЛ должна находиться на гнях, в подвешенном состоянии. Во время движения подъем АПЛ должен быть продолжен. Необходимо постоянно отслеживать крен и дифферент АПЛ. В случае значительного ухудшения обстановки и невозможности дальнейшего движения в безопасное место АПЛ должна быть уложена на мелководье. Места аварийной посадки АПЛ и временного отстоя СПК должны быть определены заранее для каждого этапа судоподъемной операции</p>	<p>В случае ухудшения гидрометеорообстановки (волнение свыше 4 баллов) при начале подъема необходимо ослабить натяжение грузонесущих связей (ГНС) или полностью снять нагрузку.</p> <p>В случае ухудшения гидрометеорообстановки (волнение свыше 4 баллов) после отрыва от грунта возможны следующие варианты:</p> <ul style="list-style-type: none"> • покладка АПЛ на грунт; • съемка СПК с якорей и его транспортировка в безопасное место, где подъем может быть продолжен. <p>Решение по выбору вариантов принимается исполнителем совместно с заказчиком в зависимости от глубины подъема АПЛ и возможности ее транспортировки на ГНС до безопасного места.</p> <p>В случае ухудшения гидрометеорообстановки (волнение свыше 4 баллов) при транспортировке необходимо увеличить длину буксировочного троса и изменить движение каравана к ближайшему месту — убежищу по маршруту следования</p>

Критическая ситуация	Условия и план мероприятий для предотвращения критической ситуации	Продолжение
<p>Обрыв одного или нескольких якорных канатов, обеспечивающих позиционирование надводной платформы</p>	<p>Якорные канаты выбраны из расчета работы при волнении моря 5 баллов, ветре 6 баллов и скорости течения в море 0,7 узла. При этом запас прочности по якорной цепи составляет 5,7, а по якорному канату 3,4. Из отчета ФГУП ГНИНГИ Минобороны России видно, что постоянное течение в районе проведения работ по подъему в несколько раз меньше (0,1—0,2 узла), следовательно, запасы прочности по якорным канатам еще выше.</p> <p>Чтобы исключить возникновение аварийной ситуации, перед началом работ должны быть выполнены следующие условия:</p> <ul style="list-style-type: none"> • якорные канаты должны быть новыми, не бывшими в употреблении; • при установке якорные канаты должны быть осмотрены по всей длине, а при обнаружении дефектов заменены; • якорные канаты должны иметь сертификат соответствия качества. <p>В случае обрыва одного или нескольких якорных канатов на стадии подъема АПЛ (после отрыва ее от грунта) операцию подъема необходимо продолжать. При этом нужно удерживать СПК обеспечивающим судном и приступить к съёмке СПК с оставшихся якорей</p>	<p>План мероприятий по ликвидации последствий критической ситуации</p> <p>Если обрыв одного из якорных канатов произошел при волнении моря 3—5 баллов, необходимо прекратить выполнение работ, восстановить поврежденный якорный канат, произвести позиционирование СПК над АПЛ и продолжить работы.</p> <p>Если обрыв одного из якорных канатов произошел при волнении моря 3—5 баллов при преодолении сил сцепления АПЛ с грунтом, необходимо прекратить выполнение работ, ослабить натяжение ГНС, восстановить поврежденный якорный канат, произвести позиционирование СПК над АПЛ и продолжить работы</p>
<p>Обрыв направляющих тросов при заведении захватов или при проведении подъема</p>	<p>Направляющие тросы для наведения захватов выбраны на усилие 100 т. При этом коэффициент запаса прочности равен 3.</p> <p>Чтобы исключить возникновение аварийной ситуации, перед началом работ должны быть выполнены следующие условия:</p> <ul style="list-style-type: none"> • направляющие тросы должны быть новыми, не бывшими в употреблении; • направляющие тросы должны иметь сертификат качества; • направляющие тросы должны быть осмотрены по всей длине, а при обнаружении дефектов заменены. <p>При обрыве направляющих тросов необходимо остановить спуск захватов, поднять захваты на СПК, отвести СПК в сторону и выполнить работы по переустановке направляющих тросов. Необходимо предусмотреть наличие запасных канатов, вышек и другого оборудования. Обрыву направляющих тросов препятствуют соответствующие компоненты в составе СПК.</p> <p>При обрыве направляющего троса во время подъема АПЛ (после ее отрыва от грунта) операцию подъема следует продолжать. При оставке АПЛ на глубине 20—25 м и осмотре ее водолазами возможно удаление свисающего конца направляющего троса, если он может помешать дальнейшему проведению операции (например, может зацепиться при заведении СПК в док и т. п.). Решение об удалении свисающего конца направляющего троса должно приниматься совместно исполнителем и заказчиком</p>	<p>Если произошел обрыв одного из направляющих тросов при заведении захватов, необходимо прекратить выполнение работ, поднять захваты, повторно завести оборванный направляющий трос и возобновить работы</p>

Отказ в работе захватов	Продолжение
<p>Для успешного выполнения операции подъема АПЛ «К-159» предусматривается 6 захватов грузоподъемностью 750 т каждый. Каждый захват имеет гидростанцию для привода закрытия и раскрытия храпцов. Отказ одного из захватов может произойти по следующим причинам:</p> <ul style="list-style-type: none"> • отказ системы гидравлики захвата; • попадание грунта под храпцы захвата, мешающее его полному закрытию и постановке на замок. <p>При отказе одного захвата и невозможности его быстрого восстановления (время, необходимое на восстановление, сильно увеличивается риск срыва операции из-за ухудшения метеословий или по другой причине) операция по подъему АПЛ может быть продолжена без использования одного из захватов.</p> <p>Максимальная отрицательная плавучесть системы без учета присоса составляет –3537 тс. Полная отрицательная плавучесть (с учетом присоса) составляет –4137 тс. Отрыв АПЛ от грунта (для уменьшения нагрузок) производится последовательным обтягиванием тросов лебедок начиная от носовой оконечности. В случае отказа одного из захватов подъем АПЛ может быть произведен с использованием 5 остальных. В случае отказа одного из носовых захватов отрыв от грунта производится начиная с кормы.</p> <p>Для нормального смыкания захватов нужно либо предотвратить попадание грунта под захваты, т. е. в районе захватов произвести разрыв грунта (объем удаляемого грунта ориентировочно может составить 360 440 м³), либо изготовить массивные захваты (массой 180—200 т), способные многократно открываться и закрываться для выдавливания грунта</p>	<p>В случае отказа более одного захвата необходимо прекратить выполнение работ, произвести анализ причин невозможности установки захватов или их отказов в работе. Необходимо поднять захваты на поверхность и устранить отказ</p>

<p>Обрыв (выход из строя) грузонесущих связей при подъеме или транспортировке АПЛ</p>	<p>Для успешного выполнения операции подъема АПЛ «К-159» предусматривается 6 захватов грузоподъемностью 750 т каждый. Каждый захват имеет свои ГНС и лебедки. В случае выхода из строя одной (любой) из ГНС подъем и транспортировка АПЛ могут быть продолжены (см. пункт «Отказ в работе захватов»).</p> <p>Все ГНС, поставляемые фирмой «Матмоет», должны быть испытаны и аттестованы. Все материалы и комплектующие, примененные в ГНС, должны иметь соответствующие сертификаты качества. Применение деталей и комплектующих, бывших в употреблении, не допускается</p>	<p>В случае отказа двух и более ГНС необходимо прекратить подъем или транспортировку АПЛ. Опустить ее на грунт. Продолжение работ необходимо оформить отдельным решением исполнителя и заказчика</p>
<p>Выход из строя системы управления грузоподъемными устройствами или компенсаторами вертикальных перемещений (сбой программного обеспечения, обеспечение, обслуживание, разрыв трубопроводов гидравлики и т. д.) при подъеме или транспортировке АПЛ</p>	<p>Для успешного выполнения операции подъема АПЛ «К-159»:</p> <ul style="list-style-type: none"> • лебедки и компенсаторы должны иметь резервное ручное управление; • должен быть предусмотрен резервирование электропитания; • должен быть предусмотрен резервный дизель с гидронасосом; система гидравлики должна позволять питать гидравликой от резервного гидронасоса любую из 12 лебедок 	<p>В случае невозможности продолжения операции подъема или транспортировки АПЛ следует перейти на резервные источники питания, гидростанцию или компьютер. При увеличении нагрузок сверх предельно допустимых значений подъем прекратить. Восстановить работоспособность системы. При невозможности восстановления работоспособности системы произвести покладку АПЛ на грунт. При увеличении нагрузок сверх предельно допустимых значений во время транспортировки АПЛ транспортировку прекратить. При невозможности ввода системы в строй произвести покладку АПЛ на грунт и продолжить работы по восстановлению системы</p>

<p>Превышение крена или дифферента АПЛ относительно расчетных (допустимых) значений при подъеме</p>	<p>Предельно допустимый дифферент АПЛ составляет +5° и определяется условиями безаварийной работы полипастов (канаты не зажимаются на шкивах). В процессе подъема необходимо контролировать крен и дифферент. Выравнивание дифферента следует производить изменением длины ГНС, поднимая одни захваты быстрее других до тех пор, пока дифферент не будет ликвидирован. Выравнивание крена нужно производить изменением длины ГНС, лебедками захватов с одного борта до тех пор, пока крен не будет ликвидирован. Для предотвращения влияния на подъем дифферента свыше +5° целесообразно рекомендовать установку шарнирных вкладышей в блоки полипастов. Перед постановкой в док необходимо произвести водолазный осмотр состояния комплекса с АПЛ. Все обнаруженные дефекты, мешающие дальнейшему проведению операции, должны быть устранены. В случае необходимости следует произвести выравнивание крена и дифферента АПЛ, используя лебедки ГНС</p>	<p>Продолжение</p> <p>С помощью системы управления необходимо удерживать углы крена и дифферента в пределах допустимых значений. Выравнивание дифферента производить изменением длины ГНС, поднимая одни захваты быстрее других до тех пор, пока дифферент не будет ликвидирован. Выравнивание крена производить изменением длины ГНС лебедками захватов с одного борта до тех пор, пока крен не будет ликвидирован</p>
---	---	---

<p>Критическая ситуация на борту надводной платформы (пожар, поступление забортной воды, обесточивание и пр.)</p>	<p>Предотвратить данные критические ситуации со 100%-ной гарантией не представляется возможным. Однако можно минимизировать последствия наступления таких ситуаций настолько, чтобы они не повлияли на выполнение операции подъема АПЛ. Для этого необходимо предусмотреть:</p> <ul style="list-style-type: none"> • средства противопожарной защиты (в помещениях дизель-генераторов — систему объемного газового пожаротушения, в других помещениях — систему водяного пожаротушения); • средства для непотопляемости СПК (корпуса СПК должны иметь водонепроницаемые переборки, водоотливная система должна обеспечивать аварийное осушение любого отсека, на борту следует предусмотреть средства борьбы за живучесть); • резервный источник электропитания для обеспечения продолжения работ в случае обесточивания 	<p>В случае наступления данной критической ситуации необходимо:</p> <ul style="list-style-type: none"> • прекратить подъем или транспортировку АПЛ; • объявить аварийную тревогу; • персоналу выполнить действия в соответствии с судовым расписанием; • привлечь силы и средства судов обеспечения ВМФ к ликвидации критической ситуации; • после ликвидации критической ситуации исполнителю и заказчику принять решение о продолжении работ с учетом реального технического состояния СПК, гидрометеопрогноза и других факторов, влияющих на безопасность
---	---	---

Окончание		
<p>Утечка радиоактивных веществ в забортное пространство в количествах, приводящих к необходимости изменения регламента работ по подъему, транспортировке и постановке АПЛ в док</p>	<p>Параметры допустимой утечки радиоактивных веществ из поврежденной АПЛ в забортное пространство определяются по результатам работ ФГУП НИКИЭТ им. Н. А. Доллежала.</p> <p>В процессе подъема необходим постоянный радиационный мониторинг.</p> <p>В случае превышения допустимых параметров утечки радиоактивных веществ подъем следует производить в соответствии с регламентом подъема АПЛ в критической ситуации</p>	<p>Мероприятия поведутся на основе рекомендаций ФГУП НИКИЭТ им. Н. А. Доллежала</p>
<p>Загрязнение окружающей среды при всплытии дока радиоактивной водой, вытекающей из АПЛ</p>	<p>Для предотвращения загрязнения окружающей среды необходимо:</p> <ul style="list-style-type: none"> • производить измерение радиоактивности воды в отсеках; • иметь в составе обеспечивающих судов спецтанкер для сбора жидких радиоактивных отходов; • производить откачку загрязненной воды из отсеков в спецтанкер; • установить в доке поддон для сбора загрязненной воды из отсеков АПЛ. <p>В случае превышения допустимых параметров радиоактивности операцию докования следует производить в соответствии с регламентом подъема АПЛ в критической ситуации</p>	<p>Для предотвращения загрязнения окружающей среды необходимо:</p> <ul style="list-style-type: none"> • производить измерение радиоактивности воды в отсеках; • иметь в составе обеспечивающих судов спецтанкер для сбора жидких радиоактивных отходов; • производить откачку загрязненной воды из отсеков в спецтанкер; • установить в доке поддон для сбора загрязненной воды из отсеков АПЛ

Приложение 4. Выгрузка атомной установки ОК-150 и модернизация атомного ледокола «Ленин» на машиностроительном предприятии «Звездочка»

Постройка. Строительство ледокола «Ленин» было предусмотрено постановлением Совета Министров СССР № 2840-1203 от 20 ноября 1953 г. Проектирование атомной установки производило Особое конструкторское бюро машиностроения Министерства среднего машиностроения (МСМ) СССР, ледокола в целом — ЦКБ «Айсберг» Министерства судостроительной промышленности (МСП) СССР.

Ледокол построен Адмиралтейским заводом: закладка на стапеле — 19 июля 1956 г., спуск на воду — 5 декабря 1956 г., сдача в эксплуатацию — 5 декабря 1959 г.

Основные характеристики:

- главные измерения:
 - ◆ длина наибольшая — 134,0 м;
 - ◆ ширина наибольшая — 27,6 м;
 - ◆ высота борта — 16,1 м;
 - ◆ осадка (при плавании в Арктике) — 10,4 м;
 - ◆ водоизмещение (при плавании в Арктике) — 19 240 т;
- экипаж — 236 человек;
- мощность:
 - ◆ главная силовая установка — 44 000 л. с.;
 - ◆ основная электростанция — 5000 кВт;
 - ◆ резервная электростанция — 1000 кВт;
 - ◆ аварийная электростанция — 200 кВт.
- ледопробитость: толщина преодолеваемого сплошного льда непрерывным ходом 2 узла — 1,6—1,7 м.

Для ледокола была спроектирована и изготовлена опытная трехреакторная атомная установка ОК-150, укомплектованная в большой степени опытным, впервые примененным оборудованием.

Эксплуатация. В течение шести арктических навигаций 1960—1965 гг. ледокол прошел 62 000 миль. Проведено во льдах 458 кораблей и судов. Продолжительность арктической навигации не зависела от суровости зимы — проводку судов начинали в июне-июле и заканчивали в первых числах ноября, средняя скорость проводки судов увеличилась в два-три раза.

Была обеспечена уверенная доставка грузов в наиболее отдаленные и труднодоступные портопункты Северного морского пути, случаи гибели транспортных судов от ледового сжатия и выноса средних и малых ледоколов дрейфом льдов на мель сведены до минимума.

Атомная установка отработала 26 000 ч на средней мощности:

- в 1960 г. — 25%;
- в 1961 г. — 57%;
- в 1962 г. — 46%;
- в 1963 г. — 61%;
- в 1964 г. — 61%;
- в 1965 г. — 50%.

Эксплуатация ледокола сопровождалась проведением опытных и экспериментальных работ по отработке конструкций и выбору материалов для оборудования и систем (активной зоны, парогенераторов, арматуры, систем забортной воды и др.).

В 1966 г. при подготовке ледокола к очередной навигации в корпусе реактора № 1 была обнаружена течь, устранить которую без его замены оказалось невозможно. Замена корпуса была связана с нарушением герметизации первого контура, демонтажные работы предстояло производить в тяжелой радиационной обстановке. Учитывая, что примененная на ледоколе опытная атомная установка соответствовала уровню научных знаний и техническим возможностям отечественной промышленности 1950-х годов и что был накоплен 10-летний опыт эксплуатации атомных установок на ледоколе «Ленин», подводных лодках и наземных электростанциях, Совет Министров СССР по представлению МСМ, МСП и Министерства морского флота (ММФ) постановлением от № 148-62 18 февраля 1967 г. принял решение о полной замене атомной установки ОК-150 на установку типа ОК-900, технический проект которой был разработан для ледокола типа «Арктика». Предстояло:

- удалить из корпуса ледокола существующую установку с соблюдением условий радиационной безопасности;
- спроектировать и изготовить новую экономичную, надежную и ремонтно-пригодную атомную установку;
- в освобождаемом отсеке ледокола разместить новую установку с обслуживающими ее системами и оборудованием;
- обеспечить приемлемые характеристики остойчивости, непотопляемости и посадки ледокола при установке дополнительных конструкций и оборудования массой 1200 т.

Выгрузка атомной установки. Разработка проекта была поручена ЦКБ «Айсберг», исполнение — Адмиралтейскому заводу. Общепринятый подстольный демонтаж оборудования был неприемлем по условиям тяжелой радиационной обстановки, обусловленной сильной загрязненностью контуров атомной паропроизводительной установки (ППУ) за шестилетнюю эксплуатацию (около 6500 человек получили бы предельно допустимую годовую норму облучения).

Министр судостроительной промышленности предложил разработать способ агрегатного удаления всей атомной установки в сборе без нарушения ее герметизации.

Большая масса атомной установки с биологической защитой (до 2000 т) не позволяла удалить ее через палубу вверх или через борт на берег или на плавсредство. Поэтому для разработки было принято решение удалять ППУ через днище.

При этом к отсеку ППУ было решено подсоединить помещение системы управления и защиты реакторов, помещения датчиков теплоконтроля и креновых насосов и часть днища с находящимися в них сточными цистернами активных вод. Масса выгружаемого комплекса достигала 3700 т.

После изучения был принят способ свободного сброса в месте захоронения с применением кумулятивных зарядов. Этот вариант основан на возможности мгновенного отсоединения отсека от корпуса ледокола подрывом кумулятивных зарядов, установленных на силовых переборках. Наиболее ответственным моментом был этап, предшествующий подрыву зарядов, так как отсек удерживался в корпусе четырьмя переборочными перемычками высотой около 2,3 м каждая.

При наличии внутренних трещин хотя бы в одной перемычке могла быть нарушена прочность, и отсек массой 3700 т из-за перекоса расклинился бы в корпусе ледокола. Подобное могло произойти и при отказе в срабатывании кумулятивного заряда. Поэтому были предусмотрены верхние и нижние опоры, препятствовавшие перекосу отсека, специальное спусковое устройство, направляющее отсек при выходе его из корпуса, а для одновременного срабатывания всех кумулятивных зарядов каждый взрыватель был обеспечен несколькими схемами электропитания. Такие конструктивные мероприятия страховали от возможных случайностей и обеспечивали выход отсека из корпуса ледокола.

Проект предусматривал постоянное наличие экипажа на борту ледокола на всех стадиях демонтажных работ с обеспечением нормальных условий обитаемости, заложенных при его постройке.

Системы трубопроводов, электрокабелей и пр., обеспечивающие непотопляемость корабля и его обитаемость и проходящие через центральный отсек, восстанавливались прокладкой в бортовых помещениях, не затрагиваемых демонтажными работами.

Кинематика движения отсека при его выходе из корпуса ледокола была исследована на модели в масштабе 1:50 в бассейне ЦНИИ им. академика А. Н. Крылова. Действие кумулятивных зарядов было проверено в Военно-инженерной академии им. Ф. Э. Дзержинского и в ЦНИИ металлургии и сварки МСП на натуральных образцах стали толщиной 36 мм и на макетах в 1:5 натуральной величины.

Для соблюдения строгой очередности работ ЦКБ «Айсберг» с участием Адмиралтейского завода разработало технологическую инструкцию с учетом правил радиационной безопасности и выпустило рабочие чертежи. Проект выгрузки был рассмотрен и одобрен Министерством судостроительной промышленности.

Работы выполнялись в пять этапов:

- первый этап — подготовительные работы по отсоединению выгружаемого отсека от корпуса ледокола при его стоянке у береговой базы в Мурманске;
- второй этап — буксировка ледокола к месту выгрузки отсека;
- третий этап — работы на ледоколе в районе выгрузки отсека:
 - ◆ подводная электрорезка днища водолазами;
 - ◆ дистанционная газовая резка нижних участков переборок;
 - ◆ резка верхних участков переборок кумулятивными зарядами и выгрузка отсека с одновременным его захоронением в бухте;
- четвертый этап — обратная буксировка ледокола в Мурманск;
- пятый этап — постановка ледокола в док для монтажа новых днищевых секций.

Кроме Адмиралтейского завода в работах принимали участие представители Военно-инженерной академии им. Ф. Э. Дзержинского, службы ММП (в том числе аварийно-спасательная), конструкторы ЦКБ «Айсберг», спасательное судно «Алтай-1» ВМФ.

Буксировку ледокола в район выгрузки отсека и обратно сопровождали военные корабли Северного флота.

Демонтажные работы третьего этапа в районе выгрузки отсека продолжались с 8 по 19 сентября 1967 г. Отсоединение от корпуса ледокола части днища, подлежащей удалению вместе с атомной установкой, производилось водолазами с использованием беседки, заводимой под корпус ледокола.

Подводная электрорезка днищевой обшивки периметром около 60 м выполнялась в течение двух суток. Затем рез был уплотнен поролоном с брезентом, что позволило откачать воду из центрального отсека и приступить к резке силовых переборок.

Средние участки силовых продольных переборок толщиной от 36 до 52 мм разрезали вручную, затем с помощью дистанционного устройства — нижние участки.

После дистанционной резки выгружаемый комплекс удерживался верхними участками четырех силовых переборок, предназначенными для подрыва кумулятивными зарядами.

При выполнении операций по резке переборок ледокол находился над местом захоронения отсека.

Работы по изготовлению, монтажу на ледоколе и подрыву кумулятивных зарядов выполняли представители Военно-инженерной академии им. Ф. Э. Дзержинского.

Заряд представлял собой металлическую трубку диаметром около 36 мм, начиненную взрывчатым веществом. На полотне каждой из четырех переборок был смонтирован заряд длиной 2300 мм. Кроме того, заряды длиной по 1100 мм были установлены на четырех кницях, раскреплявших отсек в горизонтальной плоскости.

Расстановка судов перед выгрузкой отсека: в середине бухты — ледокол «Ленин», перед ледоколом — плавучая техническая база «Лепсе», по корме ледокола — спасательное судно ВМФ «Алтай-1».

По буксирному тросу, поданному с ПТБ «Лепсе» на ледокол, были проложены электрокабели резервного питания.

Производственный персонал и личный состав ледокола, свободный от вахт и аварийного расписания, был переведен на ПТБ «Лепсе».

После подрыва зарядов, момент которого определялся звуком взрыва, через 2—3 с отсек начал движение вниз, выходя из корпуса ледокола. Ледокол плавно подвсплыл при быстро затухающей амплитуде вертикальной качки. Выплеск воды на палубу был незначительным. Резервный дизель-генератор продолжал работать, обеспечивая электроэнергией соответствующих потребителей.

19 сентября 1967 г. в 22 часа 27 минут по московскому времени атомная установка ОК-150 была удалена с ледокола через днище и захоронена в заданном районе на глубине 50 м.

Обратную буксировку ледокола в Мурманск осуществляли при вырезанном днище (размер отверстия 12×13 м). Забортная вода, находившаяся в центральном отсеке ледокола, оказывала сильное гидродинамическое воздействие на водонепроницаемые переборки, поэтому скорость буксировки была ограничена 9 узлами. Контроль за отсутствием поступления забортной воды проводили аварийные партии.

26 сентября 1967 г. ледокол прибыл в Мурманск и 5 октября стал в док.

Восстановление. Для восстановления днища ледокола ЦКБ «Айсберг» и Адмиралтейский завод применили оригинальную технологическую систему:

- новую секцию, изготовленную по размерам выреза в днище, отбуксировали по воде от места сборки до плавдока и установили на килевой дорожке, док притопили на необходимую глубину;
- ледокол расположили в доке вырезом в днище точно над секцией; при всплытии дока новая секция входила в вырез днища ледокола, после чего произвели ее сварку с основным корпусом.

Работы по восстановлению днища и монтажу забортной арматуры по новому проекту модернизации были закончены 20 ноября 1967 г.

Впервые в практике мирового судостроения была разработана и осуществлена агрегатная выгрузка отсека атомной установки без нарушения его герметизации при спусковом весе 3700 т непосредственно в районе захоронения — уникальный по масштабам и инженерной смелости проект, четкий по исполнению. Это позволило сэкономить людской ресурс в части облучения персонала, сократить сроки по первому этапу замены атомной установки и сократить расходы по ее демонтажу.

Монтаж новой атомной установки. 12 декабря 1967 г. ледокол «Ленин» был установлен в г. Северодвинске у стенки предприятия «Звездочка» для монта-

жа новой атомной установки ОК-900, обслуживающих систем и оборудования, а также плановой модернизации. Предстояло выполнить следующие работы:

- разместить новую установку в пределах центрального отсека ледокола;
- переоборудовать помещения для систем, обеспечивающих работу атомной установки;
- заменить устаревшее оборудование;
- значительно увеличить объем автоматики, контроля и информации;
- улучшить систему зимнего кондиционирования жилых и общественных помещений;
- выполнить работы по требованиям Международной конвенции 1960 г. по охране человеческой жизни на море;
- перецентрировать валопроводы гребных винтов;
- выполнить работы первого этапа технического дооснащения ледокола.

Авторами проектов модернизации ледокола выступили ЦКБ «Айсберг» МСП, атомной установки — ОКБМ машиностроения МСМ.

Сложность размещения новой установки, ее автоматизация и взаимосвязанное управление паротурбинной и гребной электрической установкой потребовали привлечения к проектированию и выполнению работ на ледоколе специализированных НИИ и организаций:

- Института атомной энергии им. И. В. Курчатова МСМ — по тепловым и физическим расчетам атомной установки и зоны, по физическому пуску реактора и наладке работы установки;
- ЦМНИИ-1 МСП — по автоматизации и дистанционному управлению атомной установкой;
- ЦКБ «Луч» МСП — по автоматизации взаимосвязанной работы пароэнергетической и гребной электрической установок;
- ЛПО «Красная Заря» Министерства радиотехнической промышленности СССР — по дистанционному управлению оборудованием и арматурой;
- проектного союзного КБ комплексной автоматизации Министерства приборостроения и средств автоматизации СССР по сбору, обработке и представлению информации о работе атомной установки и систем;
- Союзного ЦНИИ приборостроения МСМ — по комплексной системе радиационного контроля;
- Института биофизики Министерства здравоохранения — по биологической защите и радиационной безопасности;
- Института металлургии и сварки МСП — по сварке оборудования атомной установки;
- ЦНИИ технологии судостроения МСП — по разработке рабочей технологии монтажа атомной установки;
- Завода «Экономайзер» МСП — по проектированию и изготовлению турбопитательных насосов;
- Отдельного КБ машиностроения МСП — по разработке проекта и поставке оборудования новой атомной энергетической установки ОК-900;

- Проектного бюро «Теплотехник» МСП — по разработке технического и рабочего проекта системы зимнего кондиционирования;
- Специального КБ аналитического приборостроения МПСА — по разработке технического и рабочего проекта и поставке датчиков и измерителей параметров сред в системах подачи питательной воды в установку;
- Научно-исследовательского вакуумного института — по разработке и поставке подвесок ионизационных камер сб. 41.

Поставку оборудования, аппаратуры и сдачу их в эксплуатацию ледокола совместно с предприятием «Звездочка» наряду с институтами произвели:

- Горьковский машиностроительный завод;
- Ленинградский машиностроительный завод им. С. М. Кирова МСП;
- Волгоградский машиностроительный завод «Баррикады» МСП;
- Куйбышевский приборостроительный завод МСП;
- Приборостроительный завод «Манометр» МСП;
- Витебский завод электротехнических приборов МПСА и СУ;
- Рязанский завод тепловых приборов МПСА и СУ;
- Николаевский завод «Теплотехник» МПСА и СУ;
- Смоленский опытный завод «НИИтеплоприбор» МСП;
- Львовский завод тепловых приборов МПСА и СУ;
- Ленинанканский приборостроительный завод МПСА и СУ;
- Машиностроительное предприятие (Электросталь) МПСА и СУ;
- Калужский турбинный завод МСМ;
- Ленинградский Балтийский завод МОП;
- Ленинградское объединение «Электросила» МСП;
- Харьковский электротехнический завод МЭТП;
- Ленинградский завод «Знамя Труда» МЭТП;
- Мелитопольский компрессорный завод МХНМ;
- Ленинградский завод подъемно-транспортного оборудования Министерства тяжелого, энергетического и транспортного машиностроения СССР;
- Харьковский завод им. Малышева;
- Барнаульский завод транспортного машиностроения МТЭ и ТМ;
- Ленинградский завод «Двигатель» МТЭ и ТМ;
- Ленинградский Пролетарский завод МСП;
- Ленинградский Ижорский завод МСП;
- Ленинградский Адмиралтейский завод МТТЭМ;
- Щелковский насосный завод МСП;
- Арматурный завод «Знамя Октября» МХНМ.

Большой объем новых, не свойственных предприятию «Звездочка» работ потребовал проведения организационных и технологических мероприятий. Были освоены современные методы обработки толстолистовой стали путем плазменной резки и электрошлаковой сварки. Для расширения фронта работ и сокращения сроков внедрено агрегатирование. В цехах собирали механизмы с уз-

лами трубопроводов; переборки арматурных выгородок с клапанами и полной обвязкой труб; помещения вентиляционных выгородок со штатными корабельными переборками, палубами и оборудованием.

Работы по модернизации систем зимнего кондиционирования жилых и общественных помещений, дистанционному управлению системой рециркуляции охлаждающей воды и перецентровке валовых линий выполнил Адмиралтейский завод.

Впервые была решена проблема отмывки трубопроводов и оборудования второго контура от активных и коррозионных отложений рецептурами, предложенными Институтом чистых реактивов Министерства химической промышленности.

Атомная паропроизводительная установка ОК-900 была спроектирована с учетом накопленного опыта эксплуатации атомных установок на ледоколе «Ленин» и объектах ВМФ.

Вместо трех реакторов установка состоит из двух реакторов большей тепловой мощности, размещенных в двух автономных помещениях. Трубная система парогенераторов в секционном исполнении позволяет производить отключение вышедших из строя секций. Предусмотрена замена всей трубной системы без демонтажа корпуса парогенераторов. Электродвигатели насосов первого контура размещены в помещении аппаратной, к ним обеспечен хороший доступ.

Основному оборудованию ППУ ОК-900 был установлен срок службы 25—30 тыс. ч, а для корпусов — до 100 тыс. ч, т. е. на весь срок эксплуатации ледокола. Согласно межведомственному регламенту и техническим условиям обеспечивается непрерывная работа всех механизмов и агрегатов без профилактического ремонта в течение 5000 ч, т. е. на всю арктическую навигацию.

В конструкции механизмов и их размещении предусмотрена максимальная ремонтпригодность, выгрузка любого агрегата возможна при минимальном сопутствующем демонтаже смежного оборудования.

ППУ ОК-900 отличала повышенная экономичность, что стало результатом усовершенствованной компоновки активной зоны реакторов, изменения конструкции парогенераторов и схемы соединения их с реактором, замены паровой системы компенсации объема первого контура на газовую, взаимосвязанного автоматического регулирования ППУ, паротурбинной и электрогребной установок.

Согласно технологии, разработанной ЦНИИ технологии судостроения, сборку реакторов с гидрокамерами насосов первого контура проводили на специальном стенде в цехе. Особую сложность представляла сварка патрубков гидрокамер с реакторами, требования по качеству которой были весьма высокими. Сборка в цехе обеспечила хороший доступ к монтажным узлам для исполнения работ и их контролю и сокращала сроки монтажа.

В цеховых условиях также был выполнен монтаж двух баков железо-водной защиты (ЖВЗ), лишь верхнюю часть которых приваривали непосредственно на ледоколе. Реактор с гидрокамерами транспортировали к ледоколу и грузили плавкраном в кессон бака ЖВЗ.

Сварка патрубков реактора и парогенераторов производилась на ледоколе. При монтаже атомной установки предприятие «Звездочка» решило сложную задачу сопряжения конструкций и оборудования (кессоны бака ЖВЗ — реактор, парогенераторы и насосы первого контура — плиты биологической защиты), имеющих массу до 80 т и линейные размеры до 6 м при большом объеме сварки, в машиностроительных допусках.

Результаты модернизации. Проложено 200 км электрокабеля, 50 км труб разного диаметра. Установлено 6200 единиц новых механизмов и оборудования, из них свыше 30 головных образцов основного оборудования.

22 апреля 1970 г. были закончены работы по подготовке к началу испытаний, и 23 апреля произведен физический пуск реактора атомной установки ОК-900, после чего начались ее комплексные испытания при стоянке ледокола у стенки завода. Работу установки в ходовых режимах проверяли в море с 19 по 24 мая 1970 г.

Сдаточные испытания подтвердили расчетные параметры, заложенные в проект. Все механизмы, оборудование и системы работали надежно, основные характеристики находились в пределах, предусмотренных МРТУ.

Приемная комиссия, состоящая из представителей МНР, МОП, МСМ и Минздрава СССР, в акте приемки ледокола в эксплуатацию записала:

- сравнительные характеристики показывают, что ППУ ОК-900 является более совершенной транспортной атомной установкой с характеристиками, существенно лучшими не только по сравнению с ППУ ОК-150, но и с другими атомными установками;
- ППУ ОК-900 отличается повышенной экономичностью, увеличенным ресурсом работы всего оборудования, повышенной надежностью и ремонтоспособностью, легкостью управления и повышенной автоматизацией;
- наряду с совершенной атомной установкой на ледоколе введено более экономичное автоматическое регулирование всей механической установкой, осуществляется автоматизация в управлении электропитанием основных потребителей;
- впервые в отечественной судовой практике задействована машина централизованного контроля.

Модернизированный ледокол «Ленин» был сдан в эксплуатацию в срок, предусмотренный постановлением правительства от 18 февраля 1967 г. № 148-62 — к началу навигации 1970 г. 20 июня 1970 г. был подписан приемный акт, а 21 июня атомоход совместно с другими ледоколами вышел в арктическую навигацию, работая по вскрытию Енисейской ледовой перемычки, преодолевая льды

толщиной 1—2 м. К 1 июля ледокол провел первый караван из трех судов, с 20 июля по 15 сентября обеспечил проводку судов через пролив Вилькицкого, затем работал в более высоких широтах. За пять месяцев 1970 г. ледокол прошел 17,5 тыс. миль и провел 139 судов.

Атомная установка во всех необходимых эксплуатационных случаях обеспечивала спецификационную мощность главных турбин — 44 тыс. л. с.

В течение всей навигации выхода из строя оборудования атомной, механической и электроэнергетической установок не было. Автоматика и системы дистанционного управления и информации работали нормально, замены каких-либо элементов, электронных блоков или узлов не потребовалось.

Радиационная обстановка в контурах атомной установки и по помещениям ледокола в течение всей навигации не изменялась.

Анализы воды первого, второго и третьего контуров, проводившиеся личным составом ледокола, показали, что радиоактивность находится в пределах утвержденных норм.

Работа ледокола «Ленин» в навигацию 1970 г. получила высокую оценку штаба ледокольной проводки Западного сектора Арктики.

Ледокол «Ленин» проработал 30 лет, в 1989 г. был выведен из эксплуатации и поставлен на вечную стоянку в Мурманске в качестве музея.



Ледокол-музей «Ленин» в Мурманске

Приложение 5. Боксовая модель прогноза загрязнения морской среды РАО, затопленными в заливах Новой Земли

Модель учитывает перенос радионуклидов с водными массами, осаждение на взвеси, загрязнение донных отложений [393; 395; 397; 355]. Распространение радиоактивных веществ между отдельными участками Карского моря описывается в виде системы связанных камер. В пределах каждой камеры распределение радионуклидов по объему воды предполагается однородным, их вынос в другие камеры пропорционален потокам загрязненной воды между камерами. Вынос радионуклидов в донные отложения происходит преимущественно за счет сорбции радионуклидов на взвеси с последующим оседанием в донные отложения.

Карское море описано в виде следующих взаимосвязанных камер:

- камера 1 — западная часть Карского моря;
- камера 2 — центральная и восточная части Карского моря;
- камера 3 — залив восточной части Новой Земли, места захоронения РАО.

Каждая камера включает в себя систему «водная среда — седименты». Характеристики камер, используемые при расчетах, представлены в табл. 1.

Таблица 1. Характеристики камер для модели дисперсии радионуклидов в Карском море [73; 366; 407; 411]

Камера	Глубина, м	Площадь, м ²	Объем, м ³
Камера 1	190	3,83·10 ¹¹	1,2·10 ¹³
Камера 2	50	5,0·10 ¹¹	7,0·10 ¹³
Камера 3	50	3,0·10 ⁷	1,5·10 ⁹
Карское море	111	8,83·10 ¹¹	9,8·10 ¹³

Уравнения модели представляют собой систему уравнений первого порядка. Каждая камера описывается двумя уравнениями — для активности радионуклида в воде и в верхнем слое седиментов. Уравнения для i -й камеры и j -го радионуклида имеют вид

$$V_i \frac{dC(i, j)}{dt} = \sum_{k \neq i}^n V_{ki} C(k, j) - \sum_{i \neq k}^n V_{ik} C(i, j) - \lambda_1(i, j) V_i C(i, j) + \lambda_2(i, j) V_{\text{sed}, i} C_{\text{sed}}(i, j) - \lambda(j) V_i C(i, j) + Q(i, j),$$

$$\frac{V_{\text{sed},i} dC_{\text{sed}}(i, j)}{dt} = \lambda_1(i, j) V_i C(i, j) - [\lambda_2(i, j) + \lambda(j)] V_{\text{sed},i} C_{\text{sed}}(i, j),$$

где $C(i, j)$ — активность j -го радионуклида в воде i -й камеры в момент t ; $C_{\text{sed}}(i, j)$ — активность j -го радионуклида в осадках i -й камеры в момент t ; V_i — объем i -й камеры; $Q(i, j)$ — источник j -го радионуклида в i -й камере; V_{ik} — скорость водообмена между i -й и j -й камерами, км³/год; $\lambda(j)$ — постоянная радиоактивного распада;

$$\lambda_1(i, j) = \frac{K_d(j)S(i)}{1 + K_d(j)\alpha(i)} + 0,06[1 + 1,3K_d(j)]^{-1};$$

$$\lambda_2(i, j) = 12,6[1 + 1,3K_d(j)]^{-1};$$

$K_d(j)$ — коэффициент распределения «вода — осадки»; $S(i)$ — скорость оседания взвеси, т/(м³·год); $\alpha(i)$ — концентрация взвеси в воде, т/м³.

Модель прошла тестирование в рамках международной программы IASAP, выполненной экспертами МАГАТЭ в 1990-х годах. Численные значения параметров, используемых в модели, представлены в табл. 2—4, а результаты — в табл. 5.

Таблица 2. Параметры переноса водных масс в Карском море [368IAEA-IASAP-2]

Номер камеры	Поступление в камеру, км ³ /год	Вынос из камеры, км ³ /год	Комментарий
1 ↔ Баренцево море:			Обмен с Баренцевым морем
через Карские Ворота	1240—20 000		
через Югорский Шар	~ 400		
через пролив Новая Земля — Земля Франца-Иосифа	10 000—17 000	~ 9000	
1, 2 ↔ Северный Ледовитый океан	0	19 000—22 000	Обмен с Северным Ледовитым океаном
1 ↔ 2	Из условий водного баланса		Обмен с камерой 2
2 ↔ реки	1100—1200	0	Поступление с реками
2 ↔ море Лаптевых	0	4900—11 000	Вынос в море Лаптевых

Таблица 3. Характеристики некоторых радионуклидов, используемые в модели [399IAEA-85]

Радионуклид	Период полураспада, лет	Коэффициент сорбции на частицах, м ³ /т
¹³⁷ Cs	30	100—2000
⁹⁰ Sr	29,1	500—1000
²³⁹ Pu	24 100	5·10 ⁴ —10 ⁵
²⁴¹ Am	433	5·10 ⁴ —2·10 ⁶

Таблица 4. Седиментационные характеристики для различных участков Карского моря [396IAEA-IASAP-4]

Участки Карского моря	Концентрация взвеси в воде, мг/л	Седиментация, мм/год
Западная часть Карского моря	~ 2	0,1
Восточная часть Карского моря	~ 3,5	0,1—3
Заливы Новой Земли	23 (1—300)	До 4—5

Таблица 5. Результаты расчетов распространения радионуклидов из захоронений РАО в заливе Новой Земли в Карском море

Морская среда	Залив Новой Земли		Карское море, западная часть		Карское море, центральная и восточная части	
	Максимальная концентрация	Время с начала загрязнения, лет	Максимальная концентрация	Время с начала загрязнения, лет	Максимальная концентрация	Время с начала загрязнения, лет
Залповый выброс 1 ТБк ¹³⁷Cs в заливе Новой Земли						
Вода, Бк/м ³	2·10 ³	0	1,2·10 ⁻²	1	4,0·10 ⁻³	3,5
Седименты, Бк/кг	26	5	1,7·10 ⁻⁴	8	1,2·10 ⁻⁴	14—15
Постоянный сброс 1 ТБк/год ¹³⁷Cs в заливе Новой Земли в течение 10 лет						
Вода, Бк/м ³	3,7·10 ³	10	4,3·10 ⁻²	10—11	3,0·10 ⁻²	12—13
Седименты, Бк/кг	2,4·10 ²	13	1,6·10 ⁻³	14—15	1,2·10 ⁻³	20

Входная информация для компьютерной программы включала задание динамики источника загрязнения. Источник загрязнения описывался в виде активности отдельных радионуклидов, поступающих из места захоронения в морскую среду в единицу времени (например, 1 Тбк ^{137}Cs в год).

Выходная информация, получаемая в результате работы программы, представляет собой динамические концентрации радионуклидов в воде и осадках, рассчитанные для каждой камеры за определенное время.

Расчеты по модели могут быть выполнены для различных сценариев возможных утечек радионуклидов.

Приложение 6. Радиоактивность морской воды, донных отложений и биоты в арктических морях и районах расположения радиационно опасных объектов

1. Радиоактивность морской среды

Таблица 1. Содержание ^{90}Sr в поверхностном слое воды Карского моря в 1963—1970 гг., Бк/м³ [237]

Координаты		1963		1964		1970	
с. ш.	в. д.	Дата отбора	Концентрация	Дата отбора	Концентрация	Дата отбора	Концентрация
76:40	71:02	—	—	04.05	26	—	—
68:48	64:37	—	—	02.08	19	—	—
73:20	65:45	22.08	44	26.08	19	—	—
73:30	80:00	11.08	56	28.08	48	—	—
79:14	74:36	04.09	19	—	—	—	—
75:15	85:21	—	—	08.09	85	—	—
71:00	59:00	—	—	—	—	13.08	7,4
78:04	65:20	—	—	—	—	15.09	7,4
76:10	76:36	—	—	—	—	13.09	30

Таблица 2. Поверхностная активность ^{137}Cs в донных отложениях Белого и Баренцева морей в 1970 г. [237]

Координаты		Поверхностная активность ^{137}Cs , Бк/м ²
с. ш.	в. д.	
Белое море		
64:36	40:05	396
64:32	40:05	747
44:48,8	39:52,5	448

Табл. 2 (окончание)

Координаты		Поверхностная активность ¹³⁷ Cs, Бк/м ²
с. ш.	в. д.	
64:42,8	39:25,3	562
64:45,2	39:34,8	662
64:55	39:57	416
66:13,3	40:09,5	448
66:44	41:09	488
66:32	42:05	666
Баренцево море		
68:39	43:11	699
71:07	53:10	1739
69:30	48:50	1691
68:29	46:11	492
67:50	46:44	459
67:40	49:00	1325
67:45	48:12	684
67:58	48:37	126
68:39	48:57	1032
68:43	49:51	1406
68:42	51:40	137
69:06	50:28,5	181
70:43	53:42	200
69:37	59:44	1169
68:40	58:00	174
68:00	54:15	292

Таблица 3. Результаты определения содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs
в водах Белого и Баренцева морей в 1970 г. [237]

Координаты		Глубина, м	Концентрация, Бк/м ³	
с. ш.	в. д.		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Белое море				
65:39,5	36:26	0	17	15
		260	15	15
66:04,5	34:58	0	17	15
64:01	37:58	0	19	7

Табл. 3 (окончание)

Координаты		Глубина, м	Концентрация, Бк/м ³	
с. ш.	в. д.		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
66:08,5	40:20,5	0	17	11
Баренцево море				
71:30	51:28	0	7	7
69:06	56:15	0	9	11
70:35	54:40	0	7	4

Таблица 4. Содержание ⁹⁰Sr в поверхностных и придонных водах Карского моря
в 1971 г. [418]

Дата отбора	Координаты		Глубина отбора, м	Концентрация, Бк/м ³
	с. ш.	в. д.		
23.07	70:28,8	58:54	0	13
25.07	72:00	66:10	0	10
			140	9
26.07	72:23	63:24	0	9
27.07	74:00	69:00	0	15
28.07	74:00	63:40	0	15
			145	10
03.08	74:30	81:02	0	18
04.08	74:48	73:48	0	23
16.08	73:07	80:33	0	12
19.08	76:00	81:58,8	0	17
21.08	77:36,3	66:33	0	13
22.08	78:54	62:43	0	10
			340	7
22.08	78:43,2	65:54	0	7
			360	7
24.08	78:00	79:00	0	13
			125	8
25.08	77:00	86:48	0	13
26.08	77:00	71:50	0	28
			250	6
04.09	78:30	89:40	0	16

Табл. 4 (окончание)

Дата отбора	Координаты		Глубина отбора, м	Концентрация, Бк/м ³
	с. ш.	в. д.		
			114	13
06.09	81:00	88:02,5	0	6
			200	7
09.10	76:00	68:00	0	19
			260	9
13.10	75:00	68:20	0	18
			170	8
14.10	75:00	64:02	0	22
15.10	74:00	67:00	0	15
			90	7
15.10	74:00	68:20	0	15
19.10	73:00	60:32	0	10
			110	7
19.10	72:00	56:00	0	8
			140	7
20.10	72:00	63:00	0	9
			135	6
24.10	70:00	64:00	0	8
			140	10

Таблица 5. Поверхностная активность ¹³⁷Cs в донных отложениях Карского моря в 1971 г. [418]

Дата отбора	Координаты		Глубина моря, м	Поверхностная активность, Бк/м ²
	широта	долгота		
25.07	72:00	67:41,6	60	314
29.07	73:50	70:15	22	185
29.07	73:00	73:00	28	407
30.07	71:49,9	72:57,7	15	166
31.07	73:50	72:07	20	233
31.07	73:50	73:56	18	322
01.08	73:37	78:53	22	592
02.08	73:59	80:18	35	555

Табл. 5 (окончание)

Дата отбора	Координаты		Глубина моря, м	Поверхностная активность, Бк/м ²
	широта	долгота		
03.08	74:30	81:02	40	407
04.08	74:19,7	79:21,3	18	155
04.08	74:48	73:48	28	777
05.08	73:08	66:14	96	270
11.08	71:00	73:18	10	629
19.08	75:00	79:40	39	270
19.08	76:00	81:58,8	32	226
20.08	76:00	78:18	65	218
20.08	76:00	74:00	115	370
24.08	78:00	83:40	130	226
25.08	76:58	80:49	79	370
28.08	75:22	84:06	50	518
28.08	75:00	86:30	34	666
03.09	77:30	87:00	142	555
04.09	78:30	89:40	114	285
05.09	79:00	85:50	58	292

Таблица 6. Результаты обследования радиоактивного загрязнения вод Баренцева моря в 1978 г. (лето) [418]

Координаты		Горизонт, м	¹³⁷ Cs, Бк/м ³	¹³⁴ Cs, Бк/м ³	⁹⁰ Sr, Бк/м ³
широта	долгота				
69:30	33:30	0	18,1	—	8,5
71:30	33:30	0	—	—	10,4
72:20	33:30	0	14,1	0,55	8,9
		100	13,2	—	8,9
		250	8,4	—	6,3
72:30	35:00	0	15,9	0,48	7,4
		100	17,2	—	8,1
		255	10,2	—	9,2
71:50	39:00	0	—	0,37	6,7
		100	—	—	7,0

Табл. 6 (окончание)

Координаты		Горизонт, м	¹³⁷ Cs, Бк/м ³	¹³⁴ Cs, Бк/м ³	⁹⁰ Sr, Бк/м ³
широта	долгота				
73:30	44:30	0	9,3	—	7,4
		100	10,6	—	7,4
		320	6,6	—	6,7
75:55	46:00	0	8,8	—	5,2
		100	8,4	—	9,3
		300	5,3	—	8,5
74:30	47:00	0	9,7	—	7,0
		190	11,0	—	8,1
71:30	46:27	0	10,7	—	6,3
71:00	51:48	0	20,7	—	8,1
68:11	40:28	0	15,0	—	8,1

Таблица 7. Содержание ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в поверхностных водах Баренцева, Карского и Гренландского морей в августе-октябре 1982 г. [418]

Номер станции	Дата отбора	Концентрация, Бк/м ³		
		¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr
7-37	10.08	29	0,6	14
6-16	11.08	27	0,5	10
42	12.08	23	0,4	12
48	14.08	18	0,2	10
47	14.08	27	0,5	11
46	15.08	24	0,6	8
45	15.08	22	0,5	8
51	17.08	3,4	—	7
52	17.08	4,6	—	9
53	17.08	6	—	9
54	19.08	9	0,08	8
55	21.08	7	—	20
56	22.08	17	—	21
6A	24.08	8	0,07	—
7-35	24.08	13	—	—
2-26	25.08	15	—	9

Табл. 7 (окончание)

Номер станции	Дата отбора	Концентрация, Бк/м ³		
		¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr
1-24	26.08	28	—	9
4-18	27.08	32	—	9
1-12	27.08	26	—	—
50	27.08	30	0,7	—
20-37	28.08	26	0,5	7
57	28.08	22	0,5	8
6-6	29.08	33	0,7	10
58	30.08	37	0,9	11
4-3	31.08	24	0,5	6
12-3	01.09	17	0,2	7
6-19	03.09	8	—	3,6
8-19	04.09	6	—	3,4
1-14C	04.09	12	—	6
7-14C	06.09	9	0,09	3,5
17-14C	08.09	9	—	5
22-14C	08.09	8	—	3,6
36	12.09	6	—	4,6
60	15.09	5	—	7
61	18.09	4,4	—	4,1
62	02.10	6	—	6
63	03.10	8	—	3,9
64	04.10	4,8	—	4,8
65	08.10	12	—	6
66	09.10	8	—	3,5
67	10.10	11	—	3,0
6-28	10.10	12	—	5
11-28	11.10	13	—	4,2
12-28	12.10	14	—	6
17-6	12.10	18	—	7
15-6	13.10	21	—	7
12-6	13.10	22	—	13
10-6	13.10	25	—	7

Таблица 8. Результаты определения содержания ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{90}Sr в воде Белого моря в 1985 г., Бк/м³ [28]

Номер станции	Дата отбора	Глубина моря, м	Горизонт отбора, м	^{137}Cs	^{134}Cs	^{90}Sr
1-27	09.08	19	0	16	—	—
			18	19	—	—
3-27	09.08.	51	0	15	—	—
			30	18	—	—
5-27	09.08	31	0	12	—	—
			13	18	—	—
			30	18	—	—
175	10.08	12	0	12	0,14	10
			11	20	—	11
			9-26	11.08	80	0
122	12.08	120	30	17	—	—
			79	19	—	11
			0	11	0,11	13
			20	16	—	10
			40	14	—	10
126	13.08	240	60	21	—	—
			80	15	—	—
			100	21	0,17	11
			0	13	0,12	10
			30	19	—	11
94	14.08	245	90	17	—	10
			150	18	—	9
			200	18	—	11
			0	13	0,15	10
			50	16	—	10
18	18.08	40	100	19	0,16	11
			150	17	—	10
			200	16	—	10
			0	15	0,16	10
			20	18	—	—
			39	15	0,18	9

Табл. 8 (окончание)

Номер станции	Дата отбора	Глубина моря, м	Горизонт отбора, м	^{137}Cs	^{134}Cs	^{90}Sr
107	20.08	260	0	17	—	12
86	22.08	20	0	13	0,15	8

Таблица 9. Поверхностная активность ^{137}Cs в донных отложениях Баренцева, Карского и Гренландского морей в 1982 г. [418]

Номер станции	Дата отбора	Поверхностная активность, Бк/м ²
7-37	10.08	200
6-16	11.08	420
42	12.08	580
48	14.08	100
47	14.08	420
51	17.08	330
52	17.08	390
53	17.08	570
55	21.08	315
56	22.08	305
6а	24.08	210
1-24	26.08	180
4-18	27.08	180
1-12	27.08	280
20-37	28.08	70
57	28.08	65
60	15.09	370
66	09.10	140
12-28	12.10	130

Таблица 10. Содержание ^{137}Cs на взвеси (Бк/кг), в морской воде (Бк/м³) и донных отложениях (Бк/кг) в Карском море в 1995—1996 гг. [354]

Станция	Расположение	Взвесь		Морская вода		Донные отложения
		Поверхность	Дно	Поверхность	Дно	
501	Севернее Новой Земли	—	—	3,2 ± 0,1	7,6 ± 0,1	—
5001	Северо-восточнее Новой земли	4 ± 2	1 ± 1	6,8 ± 0,2	7,2 ± 0,2	7 ± 2
513	Траверз Енисейского залива	—	—	2,5 ± 0,1	6,7 ± 0,1	7 ± 1
5130	Траверз Енисейского залива	—	—	—	—	7 ± 1
5140	Траверз Енисейского залива	—	—	—	—	5 ± 1
5150	Траверз Енисейского залива	16 ± 2	8 ± 1	5,6 ± 0,3	9,1 ± 0,2	22 ± 2
519	Вблизи полуострова Таймыр	3 ± 1	3 ± 1	5,6 ± 0,1	7,7 ± 0,1	—
521	Траверз Обской губы	—	—	5,0 ± 0,2	9,9 ± 0,2	41 ± 2
5230	Между Обской губой и Енисейским заливом	2 ± 2	15 ± 1	5,6 ± 0,1	9,2 ± 0,1	17 ± 1
5231	Между Обской губой и Енисейским заливом	—	—	7,1 ± 0,2	10,8 ± 0,2	23 ± 1
5410	Северо-восточнее полуострова Ямал	—	4 ± 1	7,6 ± 0,1	5,0 ± 0,1	12 ± 1
5431	Северо-восточнее полуострова Ямал	—	2 ± 1	5,8 ± 0,1	4,0 ± 0,1	11 ± 2
5510	Восточнее полуострова Ямал	—	—	—	3,3 ± 0,1	—
5540	Карские ворота	2 ± 1	1 ± 1	6,1 ± 0,1	5,2 ± 0,1	10 ± 1
5570	Карские ворота	2 ± 1	—	5,3 ± 0,1	13,2 ± 0,2	—
5600	Траверз залива Абросимова	4 ± 1	1 ± 1	5,6 ± 0,1	9,1 ± 0,2	20 ± 2
5610	Траверз залива Степового	2 ± 1	5 ± 1	6,0 ± 0,1	10,4 ± 0,2	14 ± 2

Табл. 10 (окончание)

Станция	Расположение	Взвесь		Морская вода		Донные отложения
		Поверхность	Дно	Поверхность	Дно	
5620	Новоземельская впадина	—	—	—	—	18 ± 2
5630	Новоземельская впадина	—	—	7,1 ± 0,3	11,0 ± 0,3	25 ± 1
5640	Новоземельская впадина	—	—	—	11,7 ± 0,1	17 ± 3
5680	Новоземельская впадина	2 ± 1	4 ± 1	5,2 ± 0,1	11,2 ± 0,1	15 ± 2
5720	Траверз залива Цивольки	4 ± 2	4 ± 2	6,1 ± 0,1	11,2 ± 0,2	11 ± 2
5760	Траверз залива Течений	2 ± 1	1 ± 1	6,8 ± 0,1	9,3 ± 0,2	10 ± 2

Таблица 11. Содержание ^{90}Sr в морской воде (Бк/м³) и донных отложениях (Бк/кг) в Карском море в 1995—1996 гг. [354]

Станция	Расположение	Морская вода		Донные отложения
		Поверхность	Дно	
5001	Северо-восточнее Новой Земли	—	—	1,0 ± 0,1
501	Севернее Новой Земли	1,5 ± 0,1	1,4 ± 0,1	—
513	Траверз Енисейского залива	3,8 ± 0,2	2,8 ± 0,2	0,12 ± 0,01
514	Траверз Енисейского залива	—	—	0,6 ± 0,06
521	Траверз Обской губы	6,8 ± 0,4	2,2 ± 0,1	0,14 ± 0,01
5231	Между Обской губой и Енисейским заливом	4,6 ± 0,3	0,6 ± 0,1	0,30 ± 0,02
5410	Северо-восточнее полуострова Ямал	—	—	0,3 ± 0,03
5431	Северо-восточнее полуострова Ямал	—	—	0,8 ± 0,08
5540	Карские ворота	2,3 ± 0,1	—	—

Табл. 11 (окончание)

Станция	Расположение	Морская вода		Донные отложения
		Поверхность	Дно	
5570	Карские ворота	3,6 ± 0,1	—	—
5630	Новоземельская впадина	2,0 ± 0,1	—	1,9 ± 0,2
5640	Новоземельская впадина	3,4 ± 0,1	—	—
5680	Новоземельская впадина	3,1 ± 0,1	—	—
5720	Траверз залива Цивольки	1,5 ± 0,1	—	—

Таблица 12. Концентрации трития в Белом, Баренцевом и Карском морях [237]

Море	Год	Горизонт	Концентрация, Бк/л
Белое	1974	Поверхность	1,3—13,5
		Придонный	0,7—5,5
	1985	Поверхность	1,3—5,6
		Придонный	1,1—3,2
Печорское	1974	Поверхность	4,1—20,0
Баренцево	1974	Поверхность	1,1—6,4
	1978	Поверхность	0,6—1,1
		200—350 м	0,6—0,8
Карское	1982	Поверхность	1,0—8,0
		Придонный	1,0—1,6
	1992	Поверхность	0,6—2,8
		35—115 м	0,7—1,8

Таблица 13. Концентрации ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁸Pu, ^{239,240}Pu, ²⁴¹Am, ⁹⁹Tc в поверхностных водах Карского и Баренцева морей в 1992 г. [412]

Станция	¹³⁷ Cs, Бк/м ³	⁹⁰ Sr, Бк/м ³	⁹⁹ Tc, мБк/м ³	²³⁸ Pu, мБк/м ³	^{239,240} Pu, мБк/м ³	²⁴¹ Am, мБк/м ³
Карское море						
1	8,1	3,8	197	0,3	4,0	0,6
2	5,3	3,7	156	0,2	3,5	—
3	—	3,5	—	—	3,5	—
4	5,5	11,4	—	—	4,4	0,8
5	3,8	8,3	64	0,3	7,7	1,5
6	3,3	6,7	63	—	4,3	0,5
7	7,7	5,5	172	0,1	1,8	—
8	6,5	4,3	—	—	2,8	—
9	7,6	6,3	135	—	3,0	0,5
10	7,2	3,1	150	0,3	2,5	—
11	7,3	3,8	155	0,2	3,1	—
Баренцево море						
12	7,4	3,6	157	—	2,0	—
13	5,1	4,2	144	0,2	7,5	0,7

Таблица 14. Поверхностная активность ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu (Бк/м²) в верхнем слое донных отложений Карского и Баренцева морей в 1992 г. [412]

Станция	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
Карское море		
1	280	18
2	120	2,5
3	330	9,9
4	270	6,1
5	500	24
7	350	9,3
8	340	8,3
10	360	9,5
Баренцево море		
12 (вблизи Карских ворот)	910	135

2. Радиоактивность морской среды в районах расположения радиационно опасных объектов

Таблица 15. Результаты измерений содержания ^{137}Cs в пробах морских грунтов, отобранных в Двинском заливе в районе Северодвинска в 1998—2000 гг. [237]

№ точки отбора	Отбор 13.10.98		Отбор 16.10.1999		Отбор 22.08.2000	
	Глубина моря	^{137}Cs , Бк/кг сухого веса	Глубина моря	^{137}Cs , Бк/кг сухого веса	Глубина моря	^{137}Cs , Бк/кг сухого веса
1	10	24,7 ± 0,9	12	27,1 ± 1,7	11	16,4 ± 1,0
2	9	8,3 ± 0,7	12	6,8 ± 1,1	11	< 0,5
3	12	5,6 ± 0,5	13	15,6 ± 2,0	13	12,5 ± 0,7
4	12	6,7 ± 0,6	14	< 1,3	12	4,3 ± 0,6
5	11	16,8 ± 1,2	14	9,1 ± 0,8	12	5,5 ± 0,5
6	13	9,3 ± 0,7	13	6,0 ± 0,7	13	6,4 ± 0,6
7	11	5,9 ± 0,4	14	2,3 ± 0,4	12	6,9 ± 0,6
8	8	5,8 ± 0,5	10	8,7 ± 1,0	9	2,3 ± 0,4
9	10	8,5 ± 0,7	10	2,2 ± 0,4	10	9,3 ± 0,6
10	10	17,6 ± 0,8	12	< 0,6	12	21,5 ± 1,4

Таблица 16. Содержание радионуклидов в водорослях, отобранных на акватории РТП «Атомфлот», Бк/кг сухого веса (август-сентябрь 1998 г.) [237]

Вид	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	^{137}Cs	^{60}Co	^{40}K
Ламинария сахарина (8) *	< 0,6—10,6	< 1,5—19,2	< 0,2—4,0	3,0—260	< 0,5—5,1	1850—3950
Фукоиды (1)	< 0,3	< 0,7	< 0,4	2,8	< 0,2	830

Примечание. *В скобках указано число проб.

Таблица 17. Содержание гамма-излучателей в донных отложениях акватории РТП «Атомфлот» (август-сентябрь 1998 г.) [237], Бк/кг сухого веса

Слой, см	^{137}Cs	^{134}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	^{60}Co	^{40}K
Поверхностный слой донных отложений (9 точек отбора)							
0—2	8,4—630	< 0,1—4,0	< 0,3—95	< 0,2—188	< 1,4—5,4	< 0,4—14,9	360—600
Пример вертикального распределения							
0—1	36,9±0,7	< 0,3	10,3±0,4	17,5±2,0	2,5±0,4	6,6±0,4	500±10
1—2	39,1±0,6	—	13,9±0,6	23,4±2,0	5,4±0,5	3,7±0,3	500±10
2—4	39,4±0,3	0,7±0,1	13,2±0,3	19,5±0,5	2,7±0,2	4,8±0,2	420±5
4—6	55,0±1,2	—	11,5±1,1	18,0±2,0	11,5±1,1	6,2±0,6	440±10
6—8	53,0±0,6	—	40,3±3,0	65,0±3	9,6±0,7	2,6±0,2	440±10
8—10	30,9±0,4	0,6±0,1	6,3±0,5	12,5±1,8	2,6±0,3	1,5±0,2	420±10
10—14	16,7±0,2	—	1,1±0,1	3,5±0,3	2,1±0,3	0,6±0,1	360±5

Таблица 18. Содержание искусственных радионуклидов в поверхностном слое донных отложений Мотовского залива и его губ [358]

Район	Число проб	^{137}Cs , Бк/кг сухого веса		^{60}Co , Бк/кг сухого веса		Число проб	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг сухого веса
		Среднее	Максимум	Среднее	Максимум		
Открытая часть залива	13	3,8	10,1	—	< 1	—	—
Западная Лица	9	16,7	48,4	0,6	4,0	1	2,0
Губа Ара	5	4,2	11,0	—	< 1	—	—
Губа Ура	8	4,3	13,8	—	< 1	1	1,3

3. Радиоактивность биоты

Таблица 19. Содержание ^{137}Cs в водорослях острова Вайгач и Кольского полуострова (1993 г.) [237]

Вид водорослей	Концентрация, Бк/кг сухого веса	
	остров Вайгач	Дальние Зеленцы, Кольский залив
<i>Fucus sp.</i>	1,7	—
<i>Fucus vesiculosus</i>	—	0,8
<i>Fucus distichus</i>	—	0,5
<i>Ascophyllum nodosum</i>	—	0,45
<i>Laminaria spp.</i>	1,4	—

Таблица 20. Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в водорослях Баренцева, Печорского и Белого морей (1993—1994 гг.) [237]

Вид водорослей	Море, район отбора	Удельная активность, Бк/кг сухого веса
<i>Ptilota plumose</i>	Баренцево море, Колгуев	0,28
<i>Laminaria saccharina</i>	Баренцево море, Iceland	0,057
	Баренцево море, полуостров Канин	0,029
	Белое море	0,039
<i>Fucus vesiculosus</i>	Баренцево море, Дальние Зеленцы	0,076
	Баренцево море, Iceland	0,11
	Белое море, Соловецкие острова	0,035
<i>Fucus sp.</i>	Печорское море, Вайгач	0,041
	Печорское море, Новая Земля	0,12
<i>Laminaria sp.</i>	Печорское море, Новая Земля	0,042
<i>Chozda filum</i>	Баренцево море	0,042

Таблица 21. Содержание ^{137}Cs в рыбе Баренцева моря [237]

Год	Вид рыбы	Среднее содержание, Бк/кг
1979	Треска	0,44
1980	Треска	0,95
	Окунь	0,92
1981	Треска	1,6
	Окунь	1,1
1982	Треска	2,1
	Окунь	0,61
1983	Треска	2,0
	Окунь	0,54
1984	Окунь	0,32
1989	Треска	1,5
1991	Треска	0,87

Таблица 22. Содержание радионуклидов в различных пробах биоты Карского моря (по данным совместной российско-норвежской экспедиции 1992 г.), Бк/кг сухого веса [237]

Станция	Вид биоты	^{137}Cs	^{60}Co	^{40}K	$^{239,240}\text{Pu}$
1	<i>Gammarida</i>	1,44	< 0,37	170	0,013
2	<i>Gammarida</i>	1,27	< 0,52	164	0,012
6	<i>Gammarida</i>	1,83	< 0,66	237	0,007
4	<i>Ophiuredea</i>	0,67	< 0,77	197	0,114
5	<i>Ophiuredea</i>	< 1,2	< 1,3	190	0,162
7	<i>Ophiuredea</i>	< 0,57	< 0,61	159	0,089
11	<i>Ophiuredea</i>	< 0,60	< 0,63	205	0,105

4. Радиоактивность морской воды, донных отложений и биоты в заливах архипелага Новая Земля и прилегающих морях

Таблица 23. Содержание техногенных радионуклидов в морской воде в различных частях залива Степового в 1993—1994 гг. [320]

Радио-нуклид	Горизонт	У входа в залив	Первая треть залива		Внутренняя часть залива	
			1993	1994	1993	1994
¹³⁷ Cs, Бк/м ³	Поверхность	5,1	5,2	8,6	5,8	7,4
	Придонный	6,9	8,2	9,5	26,5	16,7
¹³⁴ Cs, Бк/м ³	Поверхность	0,12	0,14	0,07	0,13	0,06
	Придонный	0,16	0,21	0,16	0,21	0,09
⁹⁰ Sr, Бк/м ³	Поверхность	5,5	4,9	2,9—3,1	5,2	2,4—2,9
	Придонный	4,2	4,0	4,2—4,7	24,3	3,9—5,0
^{239,240} Pu, мБк/м ³	Поверхность	2,9	2,3	3,6	1,9	4,7
	Придонный	18,0	2,3	4,5	6,0	5,9
²⁴¹ Am, мБк/м ³	Поверхность	—	1,5	—	2,0	—
	Придонный	5,3	7,7	—	—	—

Таблица 24. Содержание техногенных радионуклидов в поверхностном слое (0—2 см) донных отложений залива Степового в 1993—2004 гг., Бк/кг сухого веса [320]

Радио-нуклид	Первая треть залива			Внутренняя часть залива		
	1993	1994	2004	1993	1994	2004
¹³⁷ Cs	6,7—203	2—1670	4,4—19,2	34,3—289	4—109000	—
¹³⁴ Cs	0,17—0,23	0,3—2,4	—	0,32—0,47	0,3—39,8	—
⁶⁰ Co	0,29—1,2	< 0,1—6,0	—	1,6—15,2	< 0,3—3150	—
⁹⁰ Sr	0,4	0,4—6,0	—	2—4	1—130	< 0,01—0,035
²³⁸ Pu	—	0,04—0,09	< 0,01—0,031	0,03—0,06	0,11—6,5	0,29—1,1
^{239,240} Pu	0,37	< 0,1—6,0	0,27—0,62	0,73—0,79	0,64—28,4	—
²⁴¹ Am	0,07	—	—	—	1,1—2,0	—

Таблица 25. Содержание техногенных радионуклидов в морской воде в 1992—2002 гг. [320]

Радио-нуклид	Горизонт	Печор-ское море	Карское море					
			Открытая часть моря		Новозе-мельская впадина	Залив Цивольки	Залив Абросимова	
			1992	1993	1993	1993	1994	2002
¹³⁷ Cs, Бк/м ³	Поверхность	7,4	3,4—8,1	5,2—5,7	—	4,5—5,2	4,2—7,0	0,3—3,0
	Придонный	6,6	7,8—20,4	—	7,4—13,5	6,9—10,0	4,4—9,4	2,9—4,3
¹³⁴ Cs, Бк/м ³	Поверхность	0,23	0,09—0,26	0,08—0,12	—	0,12—0,16	0,08—0,20	—
	Придонный	0,12	0,16—0,68	—	0,32	0,23—0,27	0,08—0,28	—
⁹⁰ Sr, Бк/м ³	Поверхность	3,7	3,2—11,5	2,6—3,1	—	4,8—5,7	1,9—3,5	1,2—4,9
	Придонный	3,4	3,5—6,4	—	2,8—2,9	3,5—4,1	2,0—3,6	2,9—4,3
⁹⁹ Tc, Бк/м ³	Поверхность	0,16	0,063—0,20	—	—	—	—	—
	Придонный	—	—	—	—	—	—	—
²³⁸ Pu, мБк/м ³	Поверхность	—	0,1—0,3	—	—	—	—	—
	Придонный	—	0,1—1,4	—	—	—	—	—
^{239,240} Pu, мБк/м ³	Поверхность	2,0	1,8—7,7	2,6—3,8	—	4,0—9,8	3,5—6,8	1,2—4,9
	Придонный	7,4	5,4—16,0	—	7,0—12,0	5,8—8,1	3,5—5,1	3,5—6,4
²⁴¹ Am, мБк/м ³	Поверхность	—	0,5—1,5	—	—	—	12—74	—
	Придонный	0,2	0,5—1,8	—	—	—	10—28	—

Таблица 26. Содержание техногенных радионуклидов в поверхностном слое донных отложений в 1992—2004 гг. [320], Бк/кг сухого веса

Радио-нуклид	Печор-ское море	Карское море						
		Открытая часть моря	Новоземельская впадина		Залив Цивольки		Залив Абросимова (внутренняя часть, ТРО)	
			1992	1993	2004	1993	2004	1993
¹³⁷ Cs	10,3—10,6	2,2—27,4	12,1—21,2	6,5—11,0	3,1—30,9	1,4—11,5	23—31000	13,4—21,9
⁶⁰ Co	—	—	—	—	0,17—1,8	—	0,4—180	—
⁹⁰ Sr	—	—	0,8	—	0,4—1,0	—	0,3—8854	—
²³⁸ Pu	0,089	0,021—0,080	0,048	< 0,016	0,029	< 0,004—0,066	0,02—17,8	< 0,018—0,11
^{239,240} Pu	2,1	0,3—1,4	0,32—0,94	0,44	0,03—0,5	0,06—0,5	0,2—18,0	0,4—1,0
²⁴¹ Am	0,04	—	0,32	—	0,06—0,13	—	0,02—18,3	—

Таблица 27. Содержание техногенных радионуклидов в морской воде и взвесьях в различных частях залива Степового в 2012 г. [320; 319; 417]

Объект, радионуклид	Горизонт	Печорское море (ст. 1)	Залив Степового		
			У входа (ст. 45)	Вход (ст. 36)	Внутри (ст. 18)
Вода, ³ H, кБк/м ³	Поверхность	0,58 ± 0,10	3,50 ± 0,20	3,20 ± 0,20	3,30 ± 0,20
	Средний	1,20 ± 0,20	—	—	—
	Придонный	0,20 ± 0,08	1,80 ± 0,20	1,60 ± 0,20	1,30 ± 0,20
Вода, ⁹⁹ Tc, Бк/м ³	Поверхность	0,14 ± 0,07	0,15 ± 0,03	0,15 ± 0,05	0,22 ± 0,07
	Средний	0,36 ± 0,26	—	—	—
	Придонный	0,16 ± 0,10	0,21 ± 0,04	0,20 ± 0,06	0,27 ± 0,07
Вода, ⁹⁰ Sr, Бк/м ³	Поверхность	1,5 ± 0,7	5,2 ± 1,8	3,9 ± 1,3	4,3 ± 1,3
	Средний	1,5 ± 0,7	—	—	—
	Придонный	1,3 ± 0,6	3,4 ± 1,6	2,5 ± 1,1	5,8 ± 1,5
Вода, ¹³⁷ Cs, Бк/м ³	Поверхность	1,7 ± 0,3	1,6 ± 0,2	1,6 ± 0,3	1,5 ± 0,3
	Средний	1,6 ± 0,2	—	—	—
	Придонный	1,5 ± 0,3	1,7 ± 0,3	1,8 ± 0,3	15,4 ± 1,2
Вода, ²⁴¹ Am, мБк/м ³	Поверхность	2,8 ± 0,9	1,5 ± 0,6	1,3 ± 0,5	1,8 ± 0,5
	Средний	1,8 ± 0,6	—	—	—
	Придонный	2,9 ± 0,7	1,8 ± 0,6	1,1 ± 0,4	1,5 ± 0,5
Вода, ^{239,240} Pu, мБк/м ³	Поверхность	2,4 ± 0,8	1,4 ± 0,7	2,3 ± 0,6	2,2 ± 0,5
	Средний	4,5 ± 0,9	—	—	—
	Придонный	5,2 ± 0,9	2,4 ± 0,7	3,2 ± 0,7	4,8 ± 0,8
Взвесь, ^{239,240} Pu, мБк/м ³	Поверхность	0,10 ± 0,02	0,2 ± 0,07	0,17 ± 0,04	2,4 ± 0,8
	Средний	0,41 ± 0,14	—	—	2,4 ± 0,8
	Придонный	0,53 ± 0,18	0,43 ± 0,16	0,31 ± 0,10	2,4 ± 0,8
Содержание ^{239,240} Pu на взвеси, %	Поверхность	2,1	3,6	3,7	2,4 ± 0,8
	Средний	6,3	—	—	2,4 ± 0,8
	Придонный	4,3	6,0	5,4	2,4 ± 0,8

Таблица 28. Содержание изотопов урана в морской воде в различных частях залива Степового и их соотношение в 2012 г., Бк/м³ [320]

Объект, радионуклид	Горизонт	Печорское море (ст. 1)	Залив Степового		
			У входа (ст. 45)	Вход (ст. 36)	Внутри (ст. 18)
²³⁴ U	Поверхность	48,6 ± 4,2	46,4 ± 3,3	39,9 ± 3,3	44,9 ± 3,2
	Придонный	—	46,5 ± 3,3	48,8 ± 3,5	47,0 ± 3,3
²³⁵ U	Поверхность	1,6 ± 0,3	1,6 ± 0,2	1,2 ± 0,3	1,4 ± 0,2
	Придонный	—	1,7 ± 0,2	1,7 ± 0,2	1,6 ± 0,2
²³⁸ U	Поверхность	42,3 ± 3,7	39,7 ± 2,8	36,2 ± 3,0	39,2 ± 2,8
	Придонный	—	41,4 ± 3,0	43,4 ± 3,1	40,9 ± 2,9
²³⁴ U/ ²³⁸ U	Поверхность	1,15 ± 0,14	1,17 ± 0,12	1,10 ± 0,13	1,15 ± 0,12
	Придонный	—	1,12 ± 0,11	1,12 ± 0,11	1,15 ± 0,11
²³⁵ U/ ²³⁸ U	Поверхность	0,038 ± 0,008	0,040 ± 0,006	0,033 ± 0,009	0,036 ± 0,006
	Придонный	—	0,041 ± 0,006	0,039 ± 0,005	0,039 ± 0,006

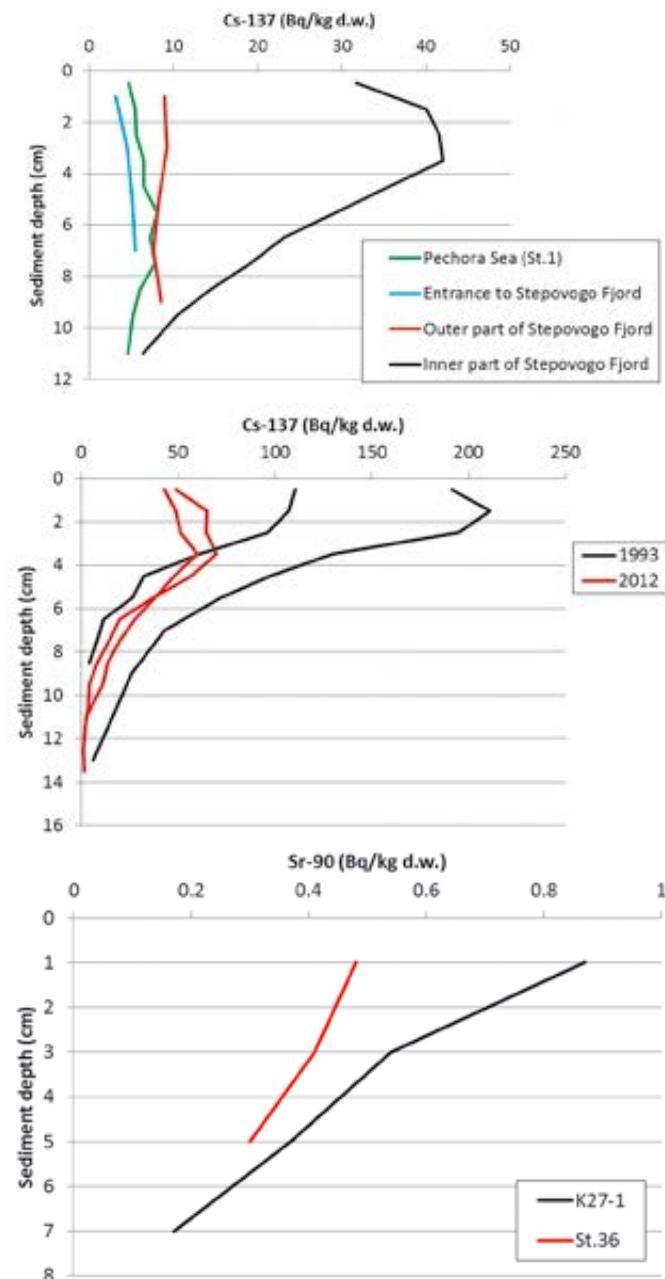


Рис. 1. Распределение по глубине ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в донных отложениях в различных частях залива Степового в 2012 г. [299; 320]

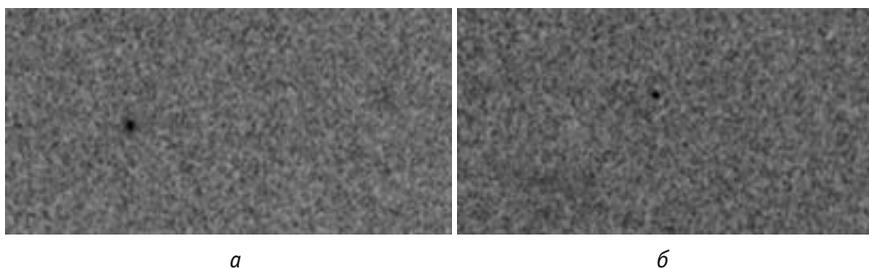


Рис. 2. Авторадиографическое определение наличия «горячих» частиц в донных отложениях залива Степового на станциях № 14 (а), № 18 (б) в 2012 г. (внутренний район захоронения ТРО) [320]



Рис. 3. Авторадиографическое определение наличия «горячих» частиц в песчаной ракушке (*Mya arenaria*) залива Степового, отобранной в двух милях от места совместного захоронения ТРО и затопления АПЛ «К-27» в 2012 г. [320]

Таблица 29. Плотность радиоактивного загрязнения донных отложений техногенными радионуклидами Печорского моря и залива Степовой в 2012 г., Бк/м² сухого веса [320]

Море, район залива	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am
Печорское море (ст. 1)	4,3 ± 0,5	130,0 ± 0,5	54,0 ± 0,0,4
Район затопления АПЛ «К-27»	—	42,0 ± 5,0	19,0 ± 2,0
Район наибольшего захоронения контейнеров с ТРО (внутренний):			
станция 4	9,90 ± 0,90	77,0 ± 4,0	50,0 ± 3,0
станция 12	0,98 ± 0,36	21,0 ± 2,0	14,0 ± 1,0
станция 18	1,01 ± 0,09	22,7 ± 0,4	—

Таблица 31. Коэффициент накопления техногенных радионуклидов биотой залива Степового [398; 320]

Биота	Орган	⁹⁰ Sr	⁹⁹ Tc	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am
Первая треть залива Степового (захоронена часть контейнеров с ТРО и затоплена АПЛ «К-27»)						
Многощетинковый червь	Трубки червя	—	—	390	—	—
Голожаберный моллюск	Мягкие ткани	33—55	2900—3000	—	910—1400	3900—7900
Иглокожие	Весь организм	—	850	—	16 000	33 000
	Мягкие ткани	—	1600	44	—	—
Водоросли	Целые	43	69 000	—	—	—
Рыба	Ткани	27	—	71—82	450—910	6900—8900
	Целая	—	—	33—44	—	—
	Кости ²	330	—	—	—	—
Тюлень	Ткани	—	—	66	—	—
Внутренняя часть залива (захоронена основная часть контейнеров с ТРО)						
Иглокожие	Мягкие ткани	—	1200	44	8000	7300
	Раковина	270	—	—	6900	15 000
Водоросли	Целые	15—42	1400—19 000	37—510	1400—30 000	4700—18 000
Рыба	Целая	—	—	8	—	—

Примечание. В Печорском море коэффициент накопления ¹³⁷Cs в тканях рыбы соответствует 95 единицам.

Таблица 30. Содержание техногенных радионуклидов в биоте залива Степового. Бк/кг сухого (¹) и сырого (²) веса [299; 398; 381; 318; 320; 378]

Наименование	Биота	Орган	⁹⁰Sr	⁹⁹Tc	¹³⁷Cs	²³⁹,²⁴⁰Pu	²⁴¹Am
<i>Neptunea antiqua</i>	Моллюск	Мягкие ткани ¹	0,10 ± 0,05	—	< 0,08	0,003 ± 0,002	0,008 ± 0,003
<i>Neptunea despecta</i>	Моллюск	Мягкие ткани ¹	0,06 ± 0,04	—	< 0,08	0,002 ± 0,002	0,004 ± 0,003
<i>Ophiuroidea and Asteroidea spp.</i>	Иглокожие	Весь организм ¹	—	—	< 0,11	0,036 ± 0,008	0,033 ± 0,008
<i>Fucus evanescens</i>	Водоросли	Целье ¹	0,74 ± 0,20	52,4 ± 2,7	< 0,2	—	—
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Рыба	Мускул ¹	0,05 ± 0,04	—	< 0,01	0,001 ± 0,001	0,007 ± 0,002
<i>Eleginus nawaga</i>	Рыба	Мускул ¹	—	—	0,08 ± 0,02	0,002 ± 0,002	0,009 ± 0,003
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Рыба	Кости ²	0,60 ± 0,37	—	0,06 ± 0,03	—	—
Внутренняя часть залива (захоронена основная часть контейнеров с ТРО)							
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	Иглокожие	Мягкие ткани ¹	—	—	0,08 ± 0,05	0,028 ± 0,004	0,019 ± 0,003
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	Иглокожие	Весь организм ²	1,40 ± 0,62	—	< 0,10	0,024 ± 0,009	0,040 ± 0,015
<i>Fucus evanescens</i>	Водоросли	Целье ²	0,37 ± 0,19	5,5 ± 0,3	< 0,40	0,117 ± 0,020	0,029 ± 0,013
<i>Saccharina latissima</i>	Водоросли	Целье ²	0,25 ± 0,17	1,5 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,017 ± 0,008	0,045 ± 0,014
<i>Desmarestia aculeata</i>	Водоросли	Целье ²	0,68 ± 0,29	20,9 ± 1,1	4,1 ± 0,3	0,370 ± 0,045	0,111 ± 0,019

Таблица 32. Коэффициенты накопления техногенных радионуклидов и металлов донными отложениями в Печорском море и заливе Степового [284; 311; 398; 320]

Радионуклид, ион металла	Печорское море	Залив Степового	
		Первая треть залива	Внутренняя часть залива
Радионуклиды			
¹³⁷Cs	3700	2500—6200	1300—4300
⁹⁰Sr	2000	150—480	68—300
²³⁹,²⁴⁰Pu	280 000	140 000—310000	100 000—220 000
²⁴¹Am	410 000	140 000—310000	54 000—140 000
Ионы металлов			
Кобальт	—	440 000	2 000 000
Медь	21 000	41 000	46 000
Марганец	370 000	830 000	17 000 000
Стронций	7,2	7,7	17
Уран	310	490	630

Таблица 33. Коэффициенты накопления металлов рыбой в заливе Степового [398; 320]

Ион металла	Орган	Залив Степового			
		Первая треть залива		Внутренняя часть залива	
		Морской ерш	Навага	Морской ерш	Навага
Алюминий	Жабры	940	680	3800	2300
Кобальт	Жабры	2500	1500	4400	1100
	Печень	1900	1000	4800	1700
Медь	Жабры	1200	450	1100	340
	Печень	3000	2000	3900	1900
Железо	Жабры	4500	3000	1700	660
	Печень	4900	4300	1400	760

Табл. 33 (окончание)

Ион металла	Орган	Залив Степового			
		Первая треть залива		Внутренняя часть залива	
		Морской ерш	Навага	Морской ерш	Навага
Марганец	Жабры	970	3200	3100	7900
	Печень	480	380	950	890
Стронций	Жабры	7,7	8,0	5,7	6,1
	Печень	0,098	0,094	0,054	0,077
Уран	Жабры	2,1	1,7	1,4	1,4

Таблица 34. Содержание металлов в поверхностном слое (0—1 см) донных отложений в Печорском море и заливе Степового в 2012 г., мг/кг [320]

Элемент	Печорское море	Залив Степового		
		Перед входом в залив	Первая треть залива	Внутренняя часть залива
Мышьяк	35	34 ± 40	36 ± 10	76 ± 69
Висмут	0,12	0,11 ± 0,03	0,21 ± 0,02	0,21 ± 0,02
Кадмий	0,10	0,1 ± 0,05	0,20 ± 0,10	0,5 ± 0,3
Кобальт	8,8	25 ± 15	26 ± 15	58 ± 41
Хром	68	136 ± 14	122 ± 8	104 ± 19
Медь	11	29 ± 9	51 ± 10	66 ± 10
Марганец	0,3	1,9 ± 1,8	3,5 ± 0,9	29 ± 18
Молибден	—	1,2 ± 0,8	2,4 ± 0,6	36 ± 22
Никель	26	87 ± 6	98 ± 4	118 ± 23
Цинк	54	89 ± 15	124 ± 16	157 ± 15
Стронций	58	45 ± 21	60 ± 13	135 ± 93
Свинец	12	9,8 ± 5,4	20 ± 2	22 ± 2
Торий	5,7	3,8 ± 0,2	5,0 ± 0,5	5,2 ± 0,5
Уран	1,1	1,1 ± 0,2	1,3 ± 0,3	2,3 ± 0,4

Приложение 7. Полное коррозионное разрушение затопленных ядерно и радиационно опасных объектов

1. Алгоритм расчета коррозионных потерь

Известно, что потеря массы металла (глубина коррозии) при постоянном нахождении объекта в морской воде прямо пропорциональна времени контакта с ней и характеристикам материалов, из которых изготовлен объект. В работах [192; 113] для определения глубины коррозии используется соотношение

$$q_t = nvt, \quad (1)$$

где q_t — глубина коррозии за t лет с момента затопления, мм; v — скорость коррозии определенного типа металла, мм/год; t — время нахождения объекта под водой, лет; n — безразмерный коэффициент, изменяющийся от 1 до 4 и отражающий вид коррозии (общая или питтинговая).

Для расчета глубины общей коррозии в этих работах рекомендуют принимать $n = 1$, для расчета глубины питтинговой коррозии — $n = 2,7$, в [190] $n = 4$.

В [155] для определения коррозионных потерь в металле используют обобщенную формулу, дополнительно учитывающую повышенную скорость коррозии за первый год q_1 :

$$q_t = q_1 + nv(t - 1). \quad (2)$$

В этой же работе q_1 рекомендуют брать как постоянную величину, равную 0,125 мм для углеродистых сталей во всех морях и океанах.

Поскольку затопленные и затонувшие ЯРОО относятся к двум типам (герметичные и негерметичные), модели коррозионного разрушения имеют различия, и их целесообразно рассмотреть отдельно.

Герметичный объект. После погружения герметичного металлического объекта в морскую воду начинается процесс питтинговой (язвенной) и общей коррозии его внешней поверхности. По истечении определенного времени t_n в результате общей коррозии и в первую очередь питтинга объект теряет герметичность (образуются сквозные отверстия). После этого начинает корродировать его внутренняя поверхность. При этом скорость коррозии внутренней поверхности рекомендуется принимать примерно в два раза ниже, чем скорость коррозии внешней поверхности [237].

В результате, используя (2), можно определить время образования язвенных отверстий:

$$t_n = 1 + \frac{(d - q_1)}{nv}, \quad (3)$$

где t_n — время, через которое нарушается герметичность объекта; d — толщина стенки объекта; $n = 3,5 \pm 0,5$ для питтинговой (язвенной) коррозии.

Поскольку t_n зависит от нескольких величин, погрешность его оценки определяются как:

$$\Delta t_n = t_n \left[\sqrt{\left(\frac{\Delta q_1}{q_1}\right)^2 + \left(\frac{\Delta v}{v}\right)^2} + \Delta n \right]. \quad (4)$$

По истечении t_n лет процесс коррозии будет продолжаться, но уже на обеих поверхностях. Соответственно формула (2) с учетом (3) при $n = 1$ и ее погрешность при $(t - 1) > t_n$ примут вид

$$q_t = 1,5q_1 + v(t - 1) + 0,5v[(t - t_n) - 1]; \quad (5)$$

$$\Delta q_n = q_n \left[\sqrt{\left(\frac{\Delta q_1}{q_1}\right)^2 + \left(\frac{\Delta v}{v}\right)^2 + \left(\frac{\Delta t_n}{t_n}\right)^2} + \Delta n \right]. \quad (6)$$

В связи с небольшой вероятностью (менее 0,05) образования встречных питтинговых (язвенных) отверстий после разгерметизации объекта в дальнейших расчетах для негерметичных объектов использовалась формула (3) без изменений для определения t_n .

Негерметичный объект. В случае затопления изначально негерметичного объекта коррозия начинается с момента его погружения в воду сразу на обеих поверхностях, и формулы (5) и (6) при $t_n = 0$ будут иметь вид

$$q_t = 1,5[q_1 + v(t - 1)]; \quad (7)$$

$$\Delta q_t = q_t \sqrt{\left(\frac{\Delta q_1}{q_1}\right)^2 + \left(\frac{\Delta v}{v}\right)^2}. \quad (8)$$

После времени t_n увеличивается дополнительный приток кислорода внутрь объекта, и скорость общей коррозии возрастает. При образовании менее 50% по площади сквозных отверстий в оболочке объекта данная величина может составлять 20—30%. Этот факт уже целесообразно учитывать, и формула (7) примет вид

$$q_t = 1,5[q_1 + v(t - 1)] + 0,25v[(t - t_n) - 1]. \quad (9)$$

Выражения (5), (7) и (9) в представленном выше виде справедливы при $v \approx \text{const}$.

Применительно к условиям захоронений и затоплений ЯРОО, которые происходили в Атлантике и морях северо-западной части Арктики на глубинах 10—5000 м, это условие соблюдается с определенной степенью допустимости, так как скорость коррозии, как известно, зависит в первую очередь от концентрации растворенного в воде кислорода и температуры. В меньшей степени для постоянно находящихся на одном месте объектов скорость коррозии зависит от солености и крайне неопределенно — от биологической активности, кроме того, она уменьшается при возрастании осадкообразования и кальцинирования поверхностей и пр. Учет влияния последних факторов на скорость коррозии представляется крайне сложным ввиду отсутствия функциональных зависимостей, и, как правило, это влияние рассматривается на качественном уровне по мере накопления экспериментальных данных об индивидуальном состоянии морской среды в каждом локальном морском районе.

В работах [192; 155; 237; 401; 240] на различных уровнях представлены экспериментальные данные, подтверждающие существование значимых различий в скорости коррозии в зависимости от концентрации кислорода C_{O_2} и температуры T морской воды для широкого интервала глубин, что позволило доработать приведенную выше методику расчета скорости коррозии путем введения соответствующих поправочных коэффициентов.

2. Определение средней скорости коррозии для различных морских условий

При оценках «сверху», как правило, используют постоянные максимальные значения средней скорости коррозии для различных морей и океанов, что не вполне обоснованно. В реальности она не является постоянной величиной

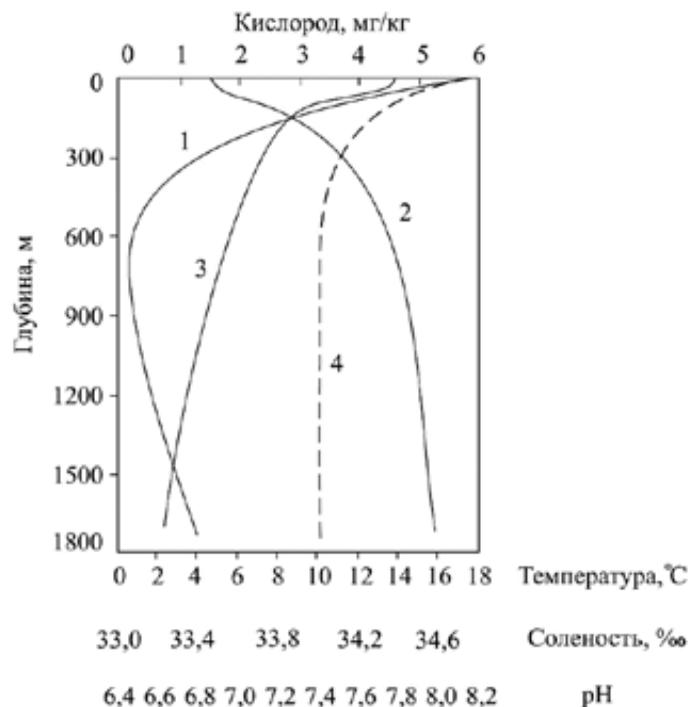


Рис. 1. Изменение концентрации кислорода, температуры, pH и солёности в зависимости от глубины для западного побережья США (1 — содержание кислорода, 2 — солёность, 3 — температура, 4 — водородный показатель среды pH)

и зависит от многих факторов, основными среди которых являются C_{O_2} и T . Это особенно ощутимо для объектов, находящихся под водой на относительно небольших глубинах от 10 до 300 м.

По истечении первого года нахождения металлического объекта в воде обрастание завершается, скорость коррозии снижается и в дальнейшем процесс коррозионного разрушения для локальных условий стабилизируется. Далее, используя зависимости, приведенные на рис. 1 и 2 [155], можно провести их оцифровку и получить данные в табличном виде (табл. 1), что существенно облегчит последующие расчеты в соответствии с формулами (4) и (5). Кроме того, имея такие данные, можно методом линейной экстраполяции сопоставить их с концентрацией кислорода и температурой, например, в Карском, Баренцевом, Норвежском и других морях и рассчитать изменение средней скорости коррозии в зависимости от глубины.

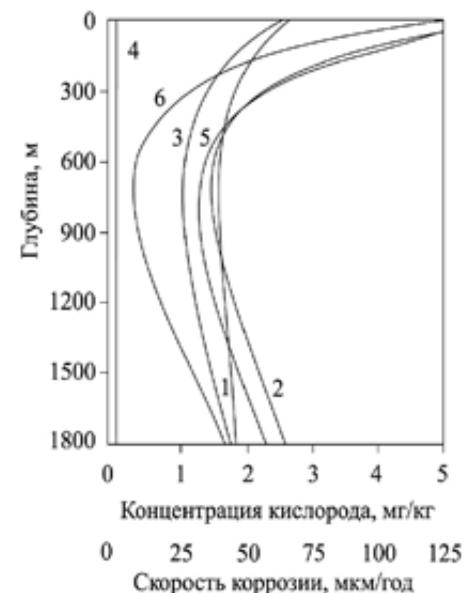


Рис. 2. Изменение скорости коррозии сталей и чугунов после первого года нахождения в морской воде в зависимости от глубины: 1 — серый чугун, 2 — легированные чугуны, 3 — аустенитные чугуны, 4 — кремнистые и кремнистомолибденовые чугуны, 5 — углеродистые + легированные стали; 6 — концентрация кислорода

Таблица 1. Изменение средней скорости общей коррозии углеродистых и легированных сталей в морской воде в зависимости от глубины, концентрации кислорода и температуры [11] (исходные данные, приведены на рис. 1 и 2 [155])

Глубина H , м	C_{O_2} , мг/л	T , °C	$v_{кор}$ мкм/год	Глубина H , м	C_{O_2} , мг/л	T , °C	$v_{кор}$ мкм/год
1	2	3	4	1	2	3	4
0	6,2	14,3	149	380	0,9	6,8	51
10	5,9	14,0	146	390	0,9	6,7	50
20	5,6	13,9	142	400	0,8	6,7	49
30	5,3	13,6	138	410	0,8	6,6	48
40	5,1	13,4	135	420	0,7	6,6	47
50	4,8	13,1	131	430	0,7	6,5	46

Табл. 1 (продолжение)

Глубина H , м	C_{O_2} , мг/л	T , °С	$v_{кор}$ мкм/год	Глубина H , м	C_{O_2} , мг/л	T , °С	$v_{кор}$ мкм/год
60	4,6	12,8	127	440	0,7	6,5	46
70	4,5	12,3	123	450	0,6	6,4	45
80	4,3	11,4	119	460	0,6	6,3	44
90	4,1	10,8	116	470	0,6	6,3	44
100	4,0	10,3	111	480	0,5	6,2	43
110	3,8	9,9	108	490	0,5	6,2	42
120	3,6	9,6	104	500	0,5	6,1	42
130	3,4	9,2	102	550	0,4	5,9	39
140	3,2	9,0	99	600	0,3	5,6	37
150	3,1	8,8	96	650	0,2	5,4	35
160	3,0	8,6	93	700	0,2	5,2	35
170	2,8	8,5	90	750	0,2	5,0	34
180	2,7	8,4	88	800	0,2	4,8	34
190	2,6	8,3	84	850	0,3	4,6	34
200	2,4	8,2	81	900	0,3	4,5	34
210	2,3	8,1	78	950	0,3	4,3	35
220	2,2	8,0	76	1000	0,4	4,1	36
230	2,1	7,9	74	1050	0,4	4,0	36
240	2,0	7,8	73	1100	0,5	3,8	37
250	1,9	7,7	70	1150	0,5	3,7	38
260	1,8	7,6	68	1200	0,6	3,5	39
270	1,7	7,6	66	1250	0,7	3,4	41
280	1,6	7,5	64	1300	0,7	3,3	42
290	1,5	7,4	62	1350	0,8	3,2	44

Табл. 1 (окончание)

Глубина H , м	C_{O_2} , мг/л	T , °С	$v_{кор}$ мкм/год	Глубина H , м	C_{O_2} , мг/л	T , °С	$v_{кор}$ мкм/год
300	1,5	7,3	61	1400	0,8	3,1	44
310	1,4	7,2	59	1450	0,9	3,0	46
320	1,3	7,2	58	1500	1,0	2,8	48
330	1,2	7,1	56	1550	1,1	2,7	49
340	1,2	7,0	55	1600	1,2	2,7	51
350	1,1	7,0	54	1650	1,2	2,6	52
360	1,0	6,9	53	1700	1,3	2,5	54
370	1,0	6,9	52	1800	1,4	2,5	55

Здесь следует сделать оговорку и обратить внимание на то, что во всех морях Мирового океана изменение средних значений концентрации растворенного кислорода и температуры, сохраняя общую тенденцию к уменьшению с глубиной, происходит с разной интенсивностью и имеет различную степень сезонных вариаций. В то же время к общей черте можно отнести практическое постоянство этих параметров на глубинах ниже 400 ± 100 м.

Принимая это во внимание, задачу определения средней скорости коррозии для различных глубин затопления ЯРОО можно ее разделить на две составляющие. В первом случае необходимо определить и ввести поправки в зависимости от изменения значений C_{O_2} и T на глубинах до 400 ± 100 м индивидуально для каждого моря, во втором — на глубинах более 500 м для различных морей.

Из приведенных на рис. 2 зависимостей видно, что скорость коррозии на глубинах ниже 400—600 м претерпевает значительно меньшие изменения и составляет 42 ± 12 мкм/год.

Анализ общего характера зависимостей от глубины, представленных на рис. 2 для различных металлов, свидетельствует, что при наличии данных об индивидуальных значениях скорости коррозии для каждого металла (табл. 2—8) можно внести соответствующие поправки для их корректировки применительно к различным глубинам, морям и океанам.

Таблица 2. Средняя скорость общей коррозии (растворения) в морской воде для разных металлов и материалов

Материал	Скорость коррозии (растворения), мкм/год	Источник
Нержавеющая сталь	< 2,6 / ~ 8 / < 0,005	[192; 190]
Титан и его сплавы	< 0,0001	[192]
Прочный корпус, низколегированная сталь АК-25, АК-29	~ 40—50	[79]
Сплав Pb-Bi	~ 10	[79]
U-Be реакторное топливо	~ 100	[79]
Оболочка твэла	~ 3000 ± 1000	
Цемент	~ 800 ± 100	[237]
Битум	~ 10; ~ 100	[237]
Фурфурол	~100 лет ~500 лет	[237] [240]

Таблица 4. Границы изменения средней скорости коррозии углеродистых и легированных сталей в морской воде на различных глубинах [155]

Марка стали	Состав, % (по массе)	H, м	v, мкм/год
Сварочное железо	Fe — 0,02C — 0,06Mn — 0,13P — 0,01S — 0,13Si	700—2000	23—66
Сталь AISI 1010	Fe — 0,11C — 0,52Mn — 0,016P — 0,024S — 0,048Si	700—2000	28—76
Сталь ASTM A36	Fe — 0,24C — 0,70Mn — 0,011P — 0,027S — 0,055Si	700—2000	38—79
Сталь HSLA № 4	Fe — 0,36Mn — 0,41Si — 0,32Ni — 0,72Cr — 0,38Cu	700—2000	25—84
Сталь HS № 5	Fe — 0,11C — 9,91Ni — 2,2Cr — 0,98Mo — 8,0Co	1800	41—58
Сталь AISI 4340	Fe — 0,33C — 0,65Mn — 2,0Ni — 0,73Cr — 0,26Mo — 0,11Cu	700—2000	36—56
Сталь AISI 502	Fe — 0,06C — 0,5Mn — 0,4Ni — 5,2Cr — 0,5Mo	700—2000	36—79

Примечания: 1. Скорость коррозии определена в течение 0,5—3 лет в Тихом океане.
2. Сталь AISI 4340 является аналогом низколегированной стали АК-25.
3. Сталь HSLA № 4 является аналогом углеродистой стали 22К.

Таблица 3. Скорость общей коррозии металлов при различных условиях [401]

Материал	Скорость коррозии, мкм/год		
	К-1	К-2	К-3
Углеродистая сталь	40	50	53
Бронза (Cu-Sn)	3	16	6
Латунь (Cu-Zn)	4	32	7
Монель (сплав Ni)	8	20	9
Аустенитная нержавеющая сталь (Fe — 18% Cr — 10% Ni — Ti)	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Примечание. К-1 — стоячая морская вода, К-2 — природная морская среда, К-3 — в потоке морской воды (лабораторный эксперимент).

Таблица 5. Скорость коррозии нержавеющей легированных сталей в морской воде на различных глубинах [155]

Нержавеющая сталь	Состав, % (по массе)	H, м	v, мкм/год
Серия AISI 200	Fe — 0,09C — 7,6Mn — 4,5Ni — 17,8Cr	700—2000	< 2,6
Серия AISI 300	Fe — 0,11C — 1,36Mn — 9,9Ni — 17,3Cr	700—2000	< 2,6
Серия AISI 310	Fe — 0,04C — 1,78Mn — 20,9Ni — 25,3Cr	700—2000	< 2,6
Серия AISI 320	Fe — 1,37Mn — 9,85Ni — 17,12Cr	700—2000	< 2,6
Серия AISI 330	Fe — 0,20C — 34,5Ni — 15,0Cr	700—2000	< 2,6
Серия AISI 340	Fe — 1,77Mn — 10,97Ni — 18,0Cr — 0,24Mo	700—2000	< 2,6

Примечания: 1. Скорость коррозии определена в течение 0,5—3 лет в Тихом океане.
2. Нержавеющая сталь AISI 300 является аналогом нержавеющей стали 08X18H10T.

Таблица 6. Коррозионное поведение титана и его сплавов в морской воде на различных глубинах [155]

Металл, сплав	<i>H</i> , м	Скорость коррозии, мкм/год
Нелегированный Ti	~ 2000	< 2,5 (незаметна)
Нелегированный Ti (марки RC 55)	~ 1400	< 2,5 (незаметна)
Нелегированный Ti (марки 75 A)	~ 2000	< 0,0001
Ti — 5A1 — 2,5Sn	~ 2000	< 2,5 (незаметна)
Ti — 7A1 — 12Zr	~ 1700	< 0,0001
Ti — 7A1 — 2Nb — 1Ta	~ 50	< 0,0001
Ti — 8Mn	~ 700	< 0,0001
Ti — 4A1 — 3Mo — 1V	~ 700	< 0,0001
Ti — 6A1 — 4V	~ 2000	< 0,0001
Ti — 13V — 11Cr — 3Al	~ 2000	< 0,0001

Примечание. Скорость коррозии определена в течение 0,5—3 лет в Тихом океане.

Таблица 7. Коррозионное поведение титана и нержавеющей стали в морской воде со скоростью течения 0,9 м/с [155]

Металл	Время нахождения в морской воде					
	Скорость коррозии, мкм/год	483 дня		4,5 лет		
		Максимальный питтинг, мм		Скорость коррозии, мкм/год	Максимальный питтинг, мм	
		на грани	на кромке		на грани	на кромке
Титан	0,0	Нет	Нет	0,0008	Нет	Нет
Нержавеющая сталь 302 (18Cr — 8Ni)	2,0	0,79	1,52	2,24	1,52	5,1
Нержавеющая сталь 316 (18Cr — 13Ni — 2Mo)	4,1	0,51	2,5	1,55	1,27	2,5

Таблица 8. Средняя скорость общей коррозии углеродистых и легированных сталей в различных морях

Район	Объект	Глубина, м	Скорость коррозии, мкм/год	Источник
Карское море	Затопленные контейнеры с ТРО (Ст3)	33	~ 50	[237]
	Затопленные контейнеры с ТРО (Ст3)	50—135	~ 50	[237]
	Затопленные контейнеры с ТРО (Ст3)	380	~ 40	[237]
Баренцево море	АПЛ «К-159», прочный корпус (АК-25)	246	~ 40	[237]
Святоносский залив (Баренцево море)	Трехотсечные блоки, ПЛ на плаву (АК-25)	До 10	~ 37—55	[192]
Кольский залив	Трехотсечные блоки, ПЛ на плаву (АК-25)	До 10	~ 35—60	[192]
Норвежское море	АПЛ «Комсомолец», корпуса реакторов АПЛ (сталь 48ТС)	1685	~ 0,0001 *, ~ 40—50	[401]
Двинский залив (Белое море)	Трехотсечные блоки, ПЛ на плаву (АК-25)	До 10	~ 40—60	[192]

* Для титанового корпуса АПЛ.

3. Расчет коррозионных потерь

1. Перед расчетами необходимо знать, на какой глубине находится объект, его характеристики, а также концентрацию кислорода и температуру морской воды. Полученные данные для удобства сводят в таблицу, подобную табл. 9 и 10.

Таблица 9. Характеристика затопленных объектов в Карском море

Объект затопления	Номера районов	Материал	Толщина корродирующей поверхности, мм
Контейнеры с ТРО	1—8	Углеродистая сталь Ст3	3; 5
ЦНПК	1, 2, 8	Аустенитная нержавеющая сталь 08X18H10T	50 (в районе крыльчатки) 100(наибольшая толщина корпуса)

Табл. 9 (окончание)

Объект затопления	Номера районов	Материал	Толщина корродирующей поверхности, мм
Парогенераторы	1, 2, 5, 6, 8	Перлитная углеродистая сталь 22К	60
АПЛ, РО (прочный корпус)	5,6	Сталь АК-25	27
Корпус реактора*	1, 6, 8	Низколегированная теплоустойчивая сталь 48ТС	100
Крышка реактора*	1, 3, 5	Низколегированная теплоустойчивая сталь 48ТС	400

* — плакировка 5 мм, нержавеющая сталь 08Х18Н10Т

Таблица 10. Характеристика районов затопления ТРО в Карском море

Номер района	Глубина затопления, м	Концентрация кислорода, мг/л	Среднегодовая температура морской воды, °С
1	380	6,5—7,5	От -1 до -0,5
2	13—33	7,5—8,0	От -0,5 до 3
3	24	7,5—8,0	От -0,5 до 3
4	56—135	7,0—8,0	От -0,5 до 2
5	25—27	7,5—8,0	От -0,5 до 3
6	12—20	7,5—8,0	От -0,5 до 3
7	13—16	7,5—8,0	От -0,5 до 3
8	До 50	7,5—8,1	От -0,5 до 3

2. Из литературных источников необходимо взять данные о распределении среднегодовой, минимальной и максимальной концентрации растворенного кислорода в морской воде и изменении температуры по глубине для каждого моря (пример, рис. 3—6, [79]). Провести их оцифровку, рассчитать соответствующие поправки и среднюю скорость коррозии в районе и диапазоне интересующих глубин (табл. 12—14).

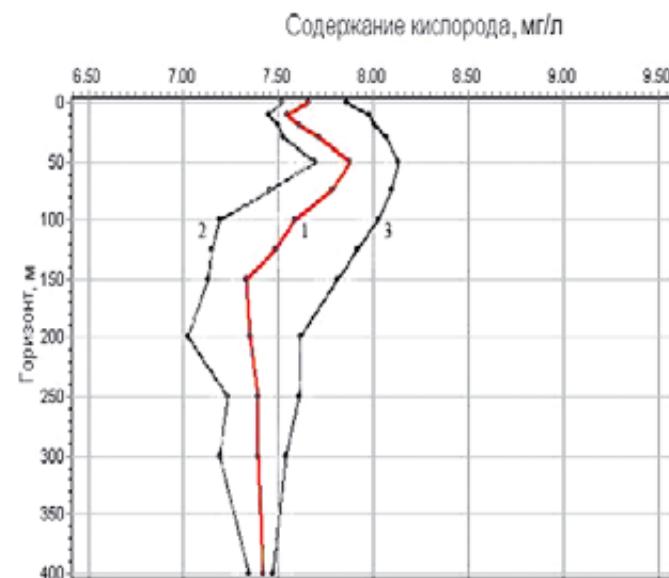


Рис. 3. Зависимость содержания растворенного кислорода от глубины в Карском море: 1 — среднее значение, 2 — минимальное, 3 — максимальное

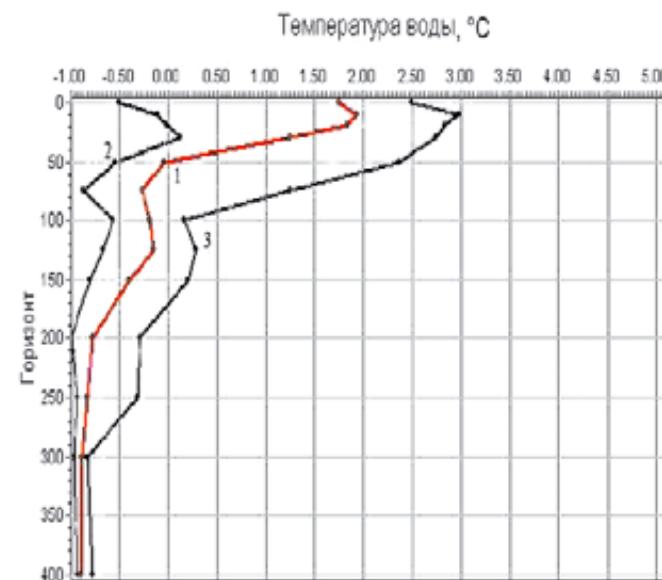


Рис. 4. Зависимость температуры воды от глубины в Карском море: 1 — среднее значение, 2 — минимальное, 3 — максимальное



Рис. 5. Зависимость содержания растворенного кислорода от глубины в Баренцевом море: 1 — среднее значение, 2 — минимальное, 3 — максимальное

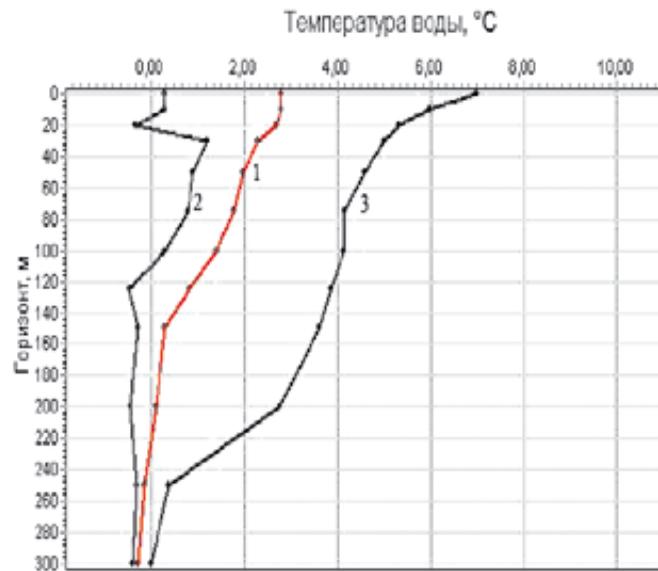


Рис. 6. Зависимость температуры воды от глубины в Баренцевом море: 1 — среднее значение, 2 — минимальное, 3 — максимальное

Таблица 12. Характеристики морской воды в Карском море и расчетные значения средней скорости коррозии углеродистых и легированных сталей на различных глубинах в местах затопления ЯРОО [11]

H, м	C_{O_2} , мг/л	$C_{O_2}^{max}$, мг/л	$C_{O_2}^{min}$, мг/л	ΔC_{O_2} , мг/л	T, °C	T_{max} , °C	T_{min} , °C	ΔT , °C	$v_{кор}$, мкм/год	$\Delta v(\Delta C, \Delta T)_{кор}$, мкм/год	$\Delta v_{кор}$, мкм/год
10	7,6	8,0	7,5	0,2	1,9	3,0	0,3	1,3	65	13	14
20	7,6	8,0	7,5	0,2	1,8	2,8	0,0	1,4	65	14	15
30	7,7	8,1	7,6	0,3	1,3	2,8	0,0	1,4	65	14	15
40	7,8	8,1	7,6	0,3	0,6	2,6	-0,2	1,4	63	14	15
50	7,9	8,1	7,7	0,2	0,1	2,4	-0,5	1,4	63	14	14
60	7,8	8,1	7,7	0,2	-0,1	1,9	-0,7	1,3	59	13	14
70	7,8	8,1	7,6	0,3	-0,2	1,5	-0,9	1,2	59	13	14
80	7,7	8,1	7,4	0,3	-0,2	1,1	-0,8	1,0	56	13	14
90	7,6	8,1	7,4	0,4	-0,3	0,6	-0,7	0,6	53	12	13
100	7,6	8,0	7,2	0,4	-0,2	0,2	-0,6	0,4	54	12	13
110	7,6	8,0	7,2	0,4	-0,2	0,2	-0,6	0,4	54	12	13
120	7,5	8,0	7,2	0,4	-0,1	0,3	-0,7	0,5	52	12	13
130	7,4	7,9	7,2	0,4	-0,1	0,2	-0,7	0,5	49	12	13
140	7,4	7,9	7,2	0,3	-0,2	0,2	-0,8	0,5	49	11	12
150	7,3	7,8	7,2	0,3	-0,3	0,1	-0,8	0,5	46	11	12
160	7,3	7,8	7,2	0,3	-0,4	0,1	-0,8	0,5	45	11	12
170	7,3	7,8	7,1	0,3	-0,5	0,0	-0,9	0,4	45	10	12
180	7,3	7,7	7,1	0,3	-0,6	-0,1	-0,9	0,4	44	10	11
190	7,3	7,7	7,1	0,3	-0,7	-0,2	-1,0	0,4	44	10	11
200	7,4	7,7	7,1	0,3	-0,7	-0,3	-1,0	0,4	46	9	10
210	7,4	7,7	7,1	0,3	-0,8	-0,3	-1,0	0,3	46	9	10
220	7,4	7,7	7,2	0,2	-0,8	-0,3	-1,0	0,3	46	8	9
230	7,4	7,7	7,2	0,2	-0,8	-0,3	-1,0	0,3	46	7	9
240	7,4	7,6	7,2	0,2	-0,8	-0,3	-0,9	0,3	46	7	9
250	7,4	7,6	7,3	0,2	-0,8	-0,3	-0,9	0,3	46	6	8
260	7,4	7,6	7,3	0,2	-0,8	-0,4	-0,9	0,3	46	6	8
270	7,4	7,6	7,3	0,2	-0,8	-0,5	-0,9	0,2	46	6	8
280	7,4	7,6	7,3	0,2	-0,9	-0,6	-1,0	0,2	45	5	7
290	7,4	7,6	7,2	0,2	-0,9	-0,6	-1,0	0,2	45	5	7
300	7,4	7,6	7,2	0,2	-0,9	-0,6	-1,0	0,2	45	5	7
310	7,4	7,6	7,2	0,2	-0,9	-0,6	-1,0	0,2	45	5	7
320	7,4	7,6	7,3	0,2	-0,9	-0,6	-1,0	0,2	45	5	7

Табл. 12 (окончание)

H , м	C_{O_2} , мг/л	$C_{O_2}^{max}$, мг/л	$C_{O_2}^{min}$, мг/л	ΔC_{O_2} , мг/л	T , °C	T_{max} , °C	T_{min} , °C	ΔT , °C	$v_{кор}$, мкм/год	$\Delta v(\Delta C, \Delta T)_{кор}$, мкм/год	$\Delta v_{кор}$, мкм/год
330	7,4	7,6	7,3	0,1	-0,9	-0,6	-1,0	0,2	45	4	7
340	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,2	45	4	6
350	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,2	45	4	6
360	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,1	45	3	6
370	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,1	45	3	6
380	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,1	45	3	6
390	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,1	45	3	6
400	7,4	7,5	7,3	0,1	-0,9	-0,7	-1,0	0,1	45	3	6

Примечание. T , C_{O_2} , v — средние значения, ΔT , ΔC_{O_2} , Δv — вариации температуры, концентрации кислорода, скорости коррозии, $\Delta v(\Delta C, \Delta T)_{кор}$ — вариационная составляющая скорости коррозии по концентрации кислорода и температуре.

Таблица 13. Характеристики морской воды в Баренцевом море и среднегодовая скорость коррозии углеродистых и легированных сталей на различных глубинах в районе затопления АПЛ «К-159» [11]

Глубина, м	Концентрация кислорода, мг/л				Температура, °C				Скорость коррозии, мкм/год	
	C_{O_2}	$C_{O_2}^{max}$	$C_{O_2}^{min}$	ΔC_{O_2}	T	T_{max}	T_{min}	ΔT	$v_{кор}$	$\Delta v_{кор}$
10	7,2	7,4	7,1	0,2	5,1	5,7	4,5	0,6	60	8
20	7,2	7,4	7,1	0,2	4,9	5,5	4,3	0,6	59	8
30	7,2	7,3	7,0	0,2	4,7	5,2	4,1	0,6	58	8
40	7,2	7,3	7,0	0,2	4,5	5,1	4,0	0,6	57	8
50	7,2	7,3	7,0	0,2	4,2	4,9	3,9	0,5	56	8
60	7,2	7,3	7,0	0,2	4,1	4,7	3,8	0,5	55	8
70	7,2	7,3	7,0	0,2	4,0	4,5	3,6	0,5	55	8
80	7,1	7,3	7,0	0,2	3,9	4,4	3,4	0,5	52	8
90	7,1	7,3	7,0	0,2	3,8	4,3	3,2	0,6	52	8
100	7,1	7,3	7,0	0,2	3,6	4,3	3,2	0,6	51	8
110	7,1	7,3	7,0	0,2	3,6	4,2	3,1	0,6	51	8
120	7,1	7,3	7,0	0,2	3,5	4,1	3,1	0,5	50	8
130	7,1	7,3	7,0	0,2	3,5	4,0	3,0	0,5	50	8
140	7,1	7,3	7,0	0,2	3,4	4,0	3,0	0,5	50	8
150	7,0	7,2	6,9	0,2	3,4	3,9	2,9	0,5	47	8
160	7,0	7,2	6,9	0,2	3,3	3,8	2,9	0,5	47	8

Табл. 13 (окончание)

Глубина, м	Концентрация кислорода, мг/л				Температура, °C				Скорость коррозии, мкм/год	
	C_{O_2}	$C_{O_2}^{max}$	$C_{O_2}^{min}$	ΔC_{O_2}	T	T_{max}	T_{min}	ΔT	$v_{кор}$	$\Delta v_{кор}$
170	7,0	7,2	6,9	0,2	3,3	3,7	2,8	0,5	47	8
180	7,0	7,2	6,9	0,2	3,2	3,6	2,7	0,5	46	8
190	7,0	7,2	6,9	0,2	3,1	3,7	2,6	0,6	46	8
200	7,0	7,2	6,9	0,2	3,0	3,6	2,5	0,6	45	8
210	7,0	7,2	6,9	0,2	3,0	3,6	2,5	0,6	45	8
220	7,0	7,2	6,9	0,2	3,0	3,5	2,4	0,6	45	8
230	7,0	7,2	6,9	0,2	2,9	3,5	2,4	0,6	45	8
240	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,4	0,5	45	7
250	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,3	0,6	45	7
260	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,3	0,6	45	7
270	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,3	0,6	45	7
280	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,3	0,6	45	7
290	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,3	0,6	45	7
300	7,0	7,1	6,9	0,1	2,9	3,4	2,3	0,6	45	7

Таблица 14. Характеристики морской воды в Норвежском море и среднегодовая скорость коррозии углеродистых и легированных сталей на различных глубинах в районе затопления АПЛ «Комсомолец» [11]

Глубина, м	Концентрация кислорода, мг/л				Температура, °C				Скорость коррозии, мкм/год	
	C_{O_2}	$C_{O_2}^{max}$	$C_{O_2}^{min}$	ΔC_{O_2}	T	T_{max}	T_{min}	ΔT	$v_{кор}$	$\Delta v_{кор}$
500	6,2	6,4	6,1	0,3	4,6	4,8	4,4	0,2	82	13
600	6	6,2	5,9	0,2	3,9	4,0	3,8	0,2	74	12
700	5,7	5,8	5,6	0,2	3,2	3,8	3,0	0,1	64	11
800	5,4	5,5	5,3	0,1	2,5	2,7	2,4	0,1	53	10
1000	5,2	5,3	5,0	0,2	1,9	2,0	1,8	0,1	45	11
1200	4,8	5,0	4,7	0,1	1,1	1,2	1,0	0,1	32	10
1500	5,2	5,3	5,1	0,2	0,5	0,7	0,3	0,1	39	11
2000	5,6	5,8	5,4	0,3	0,1	0,3	0,0	0,1	47	13
2500	5,9	6,0	5,8	0,3	-0,1	0,1	-0,2	0,1	54	13
3000	6	6,2	5,9	0,3	-0,5	-0,3	-0,6	0,1	40	13

3. Из приведенных на рис. 3—6 зависимостей видно, что содержание кислорода и температура морской воды стабилизируются на глубине 300—400 м и да-

лее меняются незначительно. Пользуясь приближением из [155] и зависимостью концентрации растворенного кислорода от температуры, можно принять:

- изменение концентрации кислорода на 1 мг/л приводит к изменению скорости коррозии на $\sim 25 \pm 1$ мкм/год;
- изменение температуры воды на 1°C приводит к изменению скорости коррозии на $\sim 4,5 \pm 0,5$ мкм/год.

Используя данные, например, приведенные в табл. 12, можно рассчитать разницу между концентрациями растворенного кислорода и температурами на глубинах выше 400 м:

$$\Delta C_{\text{O}_2} = C_{\text{O}_2}(H = 400 \text{ м}) - C_{\text{O}_2}(H < 400 \text{ м}); \quad (6)$$

$$\Delta T = T(H = 400 \text{ м}) - T(H < 400 \text{ м}). \quad (7)$$

Исходя из сделанных допущений и формул (6) и (7), выражение для пересчета средней скорости коррозии на глубинах менее 400 м можно привести к следующему виду:

$$V_{\text{кор}}(H < 400 \text{ м}) \approx [V_{\text{кор}}(H = 400 \text{ м}) + 25\Delta C_{\text{O}_2} + 4,5\Delta T]. \quad (8)$$

Аналогично необходимо рассчитать параметры отклонений от среднегодовых концентраций кислорода и температуры в зависимости от глубины относительно соответствующих значений для рассматриваемого моря (см. пример по Карскому морю, приведенный в табл. 12), а затем при помощи формулы (8) рассчитать погрешности на температурные и кислородные отклонения.

Исходя из принятых приближений ($\Delta v_{\text{пр}1} \approx 25 \pm 1$ мкм/год и $\Delta v_{\text{пр}2} \approx 4,5 \pm 0,5$ мкм/год), погрешности на температуру и кислород $\Delta v(\Delta C, \Delta T)$, а также погрешности определения скорости коррозии из литературных данных Δv , следует рассчитать суммарную погрешность по формуле

$$\Delta V = \sqrt{\Delta V^2(\Delta C, \Delta T) + \Delta V^2 + \Delta V_{\text{пр}1}^2 + \Delta V_{\text{пр}2}^2}. \quad (9)$$

4. На основании п. 1 выбрать среднегодовую, минимальную и максимальную скорость коррозии и приступить к расчету по формулам (3)—(5).
5. По полученным в п. 4 данным построить графики и определить t_n .
6. Дальнейшие расчеты проводятся по программе «Коррозионное разрушение» [49], структура которой приведена на рис. 7.

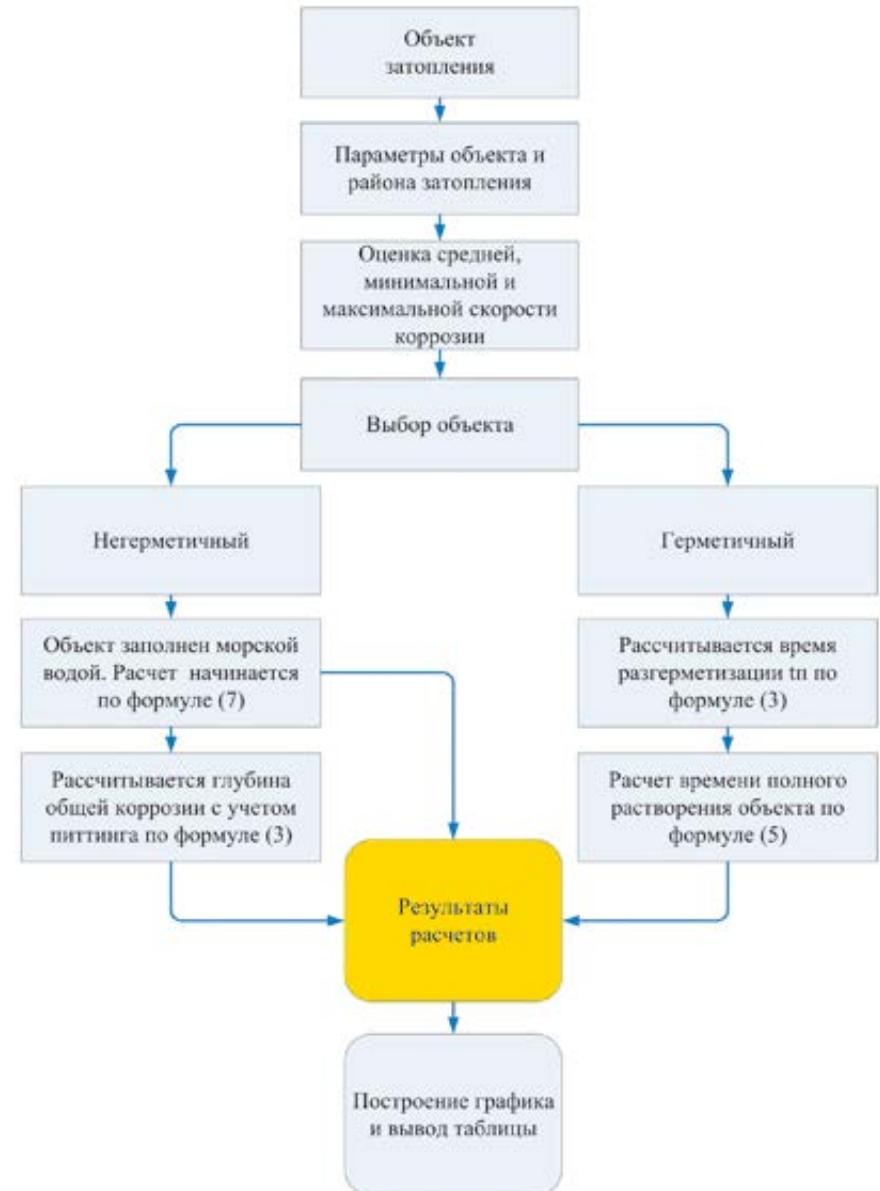


Рис. 7. Блок-схема программы «Коррозионное разрушение» ИБРАЭ РАН

4. Результаты расчета коррозионного разрушения металлических конструкций

Контейнеры из стали Ст3. Учет влияния агрессивных свойств морской среды (концентрации растворенного кислорода, температуры, солености) на скорость коррозии выявил, что на изделия, изготовленном, например, из углеродистой стали, затопленном в Карском море на глубине 20—50 м, могут образоваться микроотверстия в результате питтинговой (язвенной) коррозии через 23 ± 7 лет, а на таком же изделии, затопленном на глубине 380 м, — через 32 ± 8 лет (рис. 8).

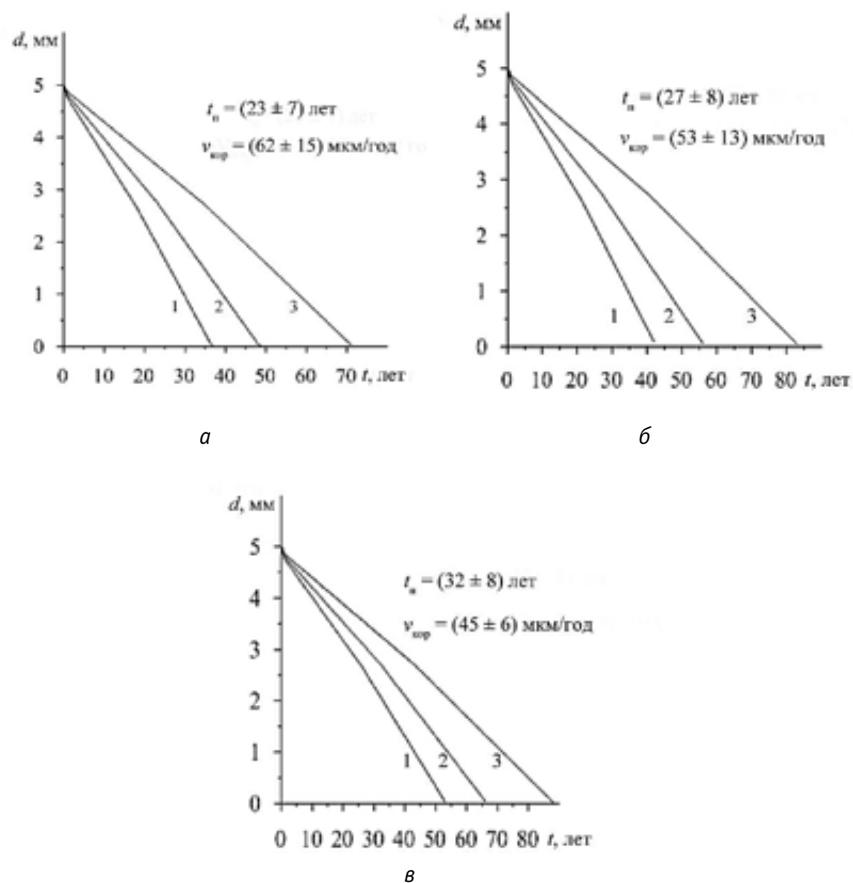


Рис. 8. Коррозионное разрушение металлического контейнера с ТРО из Ст3 толщиной 5 мм в морской воде на глубинах 20—50 м (а), 130 м (б) и 380 м (в) в Карском море:
 t_n — время образования сквозных отверстий в результате питтинговой коррозии,
 1 — минимальное время разрушения, 2 — среднее, 3 — максимальное

Различие по среднему времени в полном разрушении объекта в тех же условиях составляет 53 ± 12 лет и 66 ± 16 лет соответственно (табл. 15). Это приведет к неидентичности по времени выхода радиоактивных веществ в морскую воду из объектов с ТРО в различных районах их затопления и, соответственно, по периодам радиоэкологического влияния на окружающую среду.

Таблица 15. Время полного коррозионного разрушения контейнера с ТРО из Ст3 толщиной 5 мм в Карском море на различных глубинах захоронения, лет

Год	20—30 м (районы № 2, 3, 5—7)			50 м (район № 8)			130 м (район № 4)			380 м (район № 1)		
	Максимальное	Среднее	Минимальное	Максимальное	Среднее	Минимальное	Максимальное	Среднее	Минимальное	Максимальное	Среднее	Минимальное
0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
5	4,6	4,4	4,3	4,6	4,4	4,3	4,7	4,5	4,3	4,7	4,5	4,4
10	4,3	4,0	3,7	4,3	4,0	3,7	4,4	4,1	3,8	4,4	4,2	4,0
15	4,0	3,5	3,0	4,0	3,5	3,1	4,1	3,7	3,3	4,1	3,9	3,6
20	3,7	3,0	2,4	3,6	3,0	2,4	3,8	3,3	2,8	3,9	3,5	3,2
25	3,5	2,9	2,1	3,6	3,0	2,3	3,6	2,9	2,2	3,6	3,2	2,8
30	3,3	2,6	1,7	3,3	2,6	1,7	3,3	2,5	1,6	3,4	2,9	2,3
31	3,1	2,1	1,1	3,1	2,2	1,3	3,1	2,2	1,2	3,3	2,8	2,2
35	3,0	2,0	1,0	3,0	2,0	1,0	3,0	2,0	0,9	3,1	2,5	1,8
39	2,7	1,5	0,2	2,7	1,5	0,3	2,8	1,5	0,3	2,9	2,2	1,4
40	2,6	1,2	0,0	2,5	1,2	0,0	2,6	1,4	0,1	2,9	2,1	1,3
45	2,3	0,9	—	2,3	0,9	—	2,5	1,1	0,0	2,6	1,7	0,8
50	2,1	0,6	—	2,1	0,7	—	2,2	0,7	—	2,3	1,3	0,3
52	2,0	0,4	—	1,9	0,4	—	2,1	0,6	—	2,2	1,1	0,1
53	1,7	0,0	—	1,7	0,1	—	1,8	0,3	—	2,1	1,1	0,0
55	1,6	—	—	1,5	0,0	—	1,8	0,1	—	2,0	0,9	—
60	1,2	—	—	1,1	—	—	1,5	0,0	—	1,7	0,5	—
65	0,9	—	—	0,8	—	—	1,2	—	—	1,4	0,1	—
66	0,5	—	—	0,4	—	—	0,9	—	—	1,3	0,0	—
70	0,1	—	—	0,0	—	—	0,6	—	—	1,1	—	—
75	0,0	—	—	—	—	—	0,2	—	—	0,8	—	—
80	—	—	—	—	—	—	0,0	—	—	0,5	—	—
85	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,2	—	—
88	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,0	—	—

Парогенератор. Коррозионные потери парогенератора (рис. 9) из перлитной углеродистой стали 22К толщиной стенки 60 мм, затопленных в Карском море (районы № 1, 2, 5, 6, 8) приведены в табл. 16 и 17 и на рис. 10 и 11.

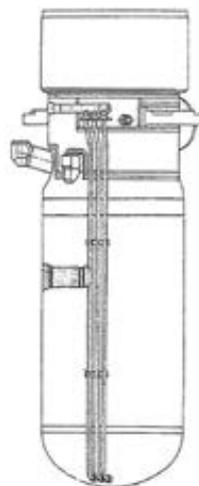


Рис. 9. Негерметичный парогенератор из перлитной углеродистой стали 22К с толщиной стенки 60 мм

Таблица 16. Изменение остаточной толщины (мм) негерметичного парогенератора из перлитной углеродистой стали 22К с толщиной стенки 60 мм от времени коррозионного разрушения в морской воде на глубине 20—50 м в Карском море

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	60,0	60,0	60,0
40	57,2	56,0	54,8
80	54,5	52,1	49,7
120	51,8	48,2	44,6
160	49,1	44,3	39,5
200	46,4	40,4	34,4
240	43,7	36,5	28,6
280	41,0	32,4	22,6

Табл. 16 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
320	38,3	27,8	16,7
360	35,6	23,3	10,7
400	32,6	18,7	4,8
432	30,1	15,1	0,0
440	29,5	14,2	—
480	26,3	9,6	—
520	23,2	5,1	—
560	20,0	0,5	—
560	19,7	0,0	—
600	16,8	—	—
640	13,7	—	—
680	10,5	—	—
720	7,4	—	—
760	4,2	—	—
800	1,0	—	—
820	0,0	—	—

Таблица 17. Изменение остаточной толщины (мм) негерметичного парогенератора из перлитной углеродистой стали 22К с толщиной стенки 60 мм от времени коррозионного разрушения в морской воде на глубине 380 м в Карском море

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (39)	средняя (45)	максимальная (51)
0	60,0	60,0	60,0
40	57,9	57,2	56,5
80	55,8	54,5	53,2
120	53,8	51,8	49,8

Табл. 17 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (39)	средняя (45)	максимальная (51)
160	51,7	49,1	46,5
200	49,7	46,4	43,1
240	47,6	43,7	39,8
280	45,6	41,0	36,4
320	43,5	38,3	32,9
360	41,5	35,6	29,0
400	39,4	32,7	25,1
440	37,3	29,5	21,2
480	35,3	26,4	17,2
520	33,1	23,2	13,3
560	30,7	20,1	9,4
600	28,3	16,9	5,5
640	25,9	13,8	1,6
656	25,0	12,5	0,1
680	23,5	10,6	—
720	21,1	7,5	—
760	18,7	4,3	—
800	16,4	1,2	—
810	15,5	0,1	—
840	14,0	—	—
880	11,6	—	—
920	9,2	—	—
960	6,8	—	—
1000	4,4	—	—
1040	2,0	—	—
1100	0,0	—	—

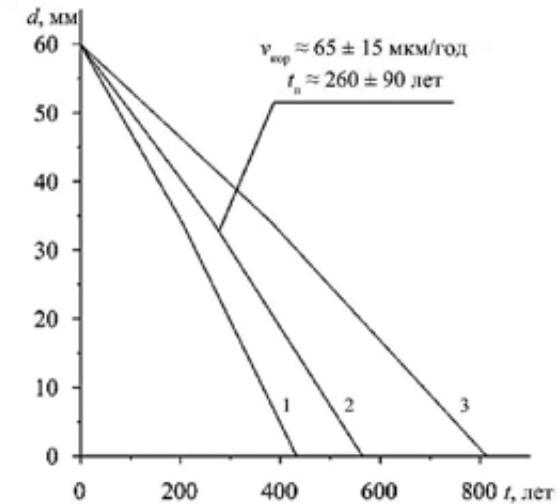


Рис. 10. Коррозионное разрушение парогенератора из перлитной углеродистой стали 22К с толщиной стенки 60 мм в морской воде на глубине 20—50 м в Карском море:
 t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии,
1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

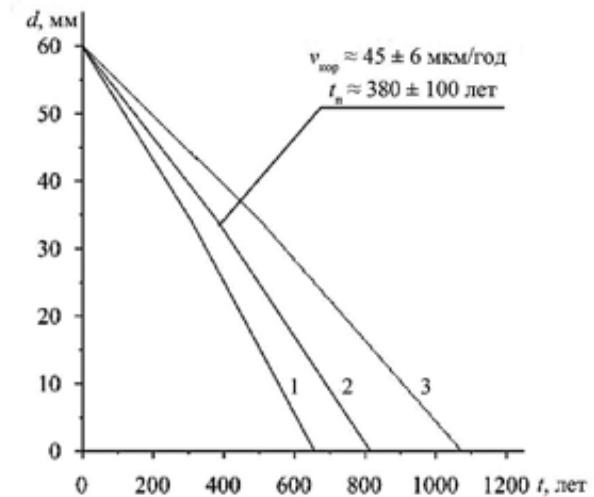


Рис. 11. Коррозионное разрушение парогенератора из перлитной углеродистой стали 22К с толщиной стенки 60 мм в морской воде на глубинах 380 м в Карском море:
 t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии,
1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

Карское море. Крышка реактора. Соответствующие данные приведены в табл. 18 и 19.

Таблица 18. Изменение остаточной толщины (мм) внешней оболочки крышки реактора толщиной 400 мм из стали 48ТС в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	400,0	400,0	400,0
500	377,4	367,4	357,5
1000	354,8	334,9	315,1
1500	332,2	302,4	272,6
2000	309,7	269,9	230,2
2500	287,1	237,4	187,8
3000	264,5	204,9	145,4
3500	241,9	172,4	102,9
4000	219,4	139,9	60,5
4500	196,8	107,4	18,1
4700	187,2	93,6	0,0
5000	174,2	74,9	—
5500	151,6	42,4	—
6000	129,1	9,9	—
6200	122,2	0,0	—
6500	106,5	—	—
7000	83,9	—	—
7500	61,3	—	—
8000	38,8	—	—
8500	16,2	—	—
8800	0,0	—	—

Таблица 19. Изменение остаточной толщины (мм) плакировки крышки реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08Х18Н10Т в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	5,0	5,0	5,0
200	4,7	4,6	4,5
400	4,4	4,2	3,9
600	4,2	3,8	3,4
800	3,9	3,4	2,9
1000	3,6	3,0	2,3
1200	3,4	2,6	1,8
1400	3,1	2,2	1,3
1600	2,8	1,8	0,8
1800	2,5	1,4	0,2
1900	2,4	1,2	0,0
2000	2,3	1,0	—
2200	2,0	0,6	—
2400	1,7	0,2	—
2500	1,6	0,0	—
2600	1,5	—	—
2800	1,2	—	—
3000	0,9	—	—
3200	0,6	—	—
3400	0,4	—	—
3600	0,1	—	—
3700	0,0	—	—

Разрушение законсервированного реактора без ОЯТ. Соответствующие оценки приведены на рис. 12 и в табл. 20—29. В этих таблицах и далее представлены данные о времени существования отдельных конструктивов, входящих в объекты, от момента их контакта с водой до разрушения для различных скоростей протекания коррозии. Общее время разрушения объекта в целом можно получить из анализа цепочек разрушения типа кожух — бетон — фланец и т. д.

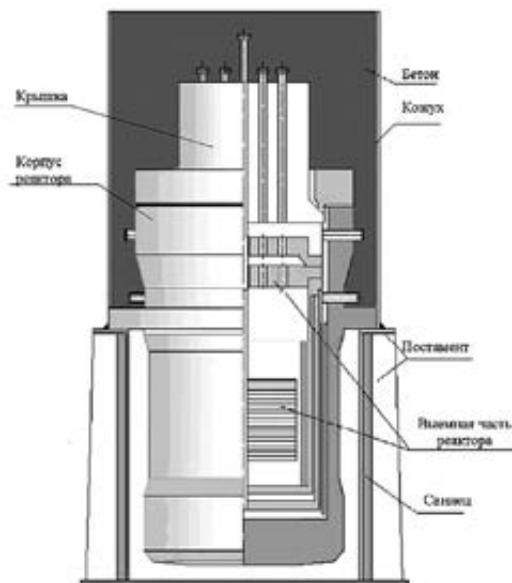


Рис. 12. Законсервированный реактор АПЛ заказа № 538 без ОЯТ

Таблица 20. Изменение остаточной толщины (мм) корпуса реактора из углеродистой стали 48ТС толщиной 100 мм в Карском море на глубине 50 м от времени коррозионного разрушения ($v_{кор} \approx 63 \pm 14$ мкм/год)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
200	93,4	89,5	85,7
400	84,5	76,9	69,3
600	75,7	64,3	53,0
800	66,9	51,7	36,6
1000	58,0	39,1	20,2

Табл. 20 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
1200	49,2	26,5	3,9
1250	47,1	23,6	0,0
1400	40,4	13,9	—
1600	31,5	1,3	—
1620	30,6	0,0	—
1800	22,7	—	—
2000	13,9	—	—
2200	5,1	—	—
2300	0,0	—	—

Таблица 21. Изменение остаточной толщины (мм) металлического кожуха для заливки верхней части корпуса реактора бетоном толщиной 5 мм из углеродистой стали в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 63 \pm 14$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
10	4,5	4,3	4,1
20	4,1	3,7	3,3
30	3,6	3,0	2,5
40	3,2	2,4	1,6
50	2,8	1,8	0,8
60	2,3	1,2	0,0
70	1,9	0,5	—
78	1,5	0,0	—
80	1,4	—	—
90	1,0	—	—
100	0,6	—	—
110	0,1	—	—

Таблица 22. Изменение остаточной толщины (мм) бетона толщиной 100 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 800 \pm 100$ мкм/год) закрывающего фланец патрубка от времени разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (700)	средняя (800)	максимальная (900)
10	94,4	92,7	90,9
20	88,3	84,7	81,0
30	82,2	76,7	71,2
40	76,1	68,7	61,3
50	70,0	60,7	51,4
60	63,9	52,7	41,5
70	57,8	44,7	31,6
80	51,7	36,7	21,7
90	45,6	28,7	11,8
100	39,5	20,7	1,9
105	38,8	19,9	0,9
110	33,3	12,7	0,0
120	27,2	4,7	—
125	24,2	0,7	—
130	21,1	0,0	—
140	15,0	—	—
150	8,9	—	—
160	2,8	—	—
170	0,0	—	—

Таблица 23. Изменение остаточной толщины (мм) герметизирующего фланца патрубка толщиной 20 мм из углеродистой стали в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 63 \pm 14$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
20	19,1	18,7	18,3
40	18,2	17,4	16,6
60	17,3	16,2	15,0

Табл. 23 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
80	16,4	14,9	13,0
100	15,5	13,4	10,5
120	14,7	11,5	8,1
140	13,6	9,6	5,6
160	12,3	7,7	3,1
180	10,9	5,8	0,7
186	10,5	5,3	0,0
200	9,6	3,9	—
220	8,3	2,1	—
240	7,0	0,2	—
245	6,8	0,0	—
260	5,6	—	—
280	4,3	—	—
300	3,0	—	—
320	1,7	—	—
340	0,3	—	—
345	0,0	—	—

Таблица 24. Изменение остаточной толщины (мм) бетонного укрытия верхней части корпуса реактора толщиной 500 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 800 \pm 100$ мкм/год) от времени его разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (700)	средняя (800)	максимальная (900)
50	470,0	460,7	451,4
100	439,4	420,7	402,0
150	408,8	380,7	352,5
200	378,3	340,7	303,1
250	347,7	300,7	253,7
300	317,1	260,7	204,2

Табл. 24 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (700)	средняя (800)	максимальная (900)
350	286,6	220,7	154,8
400	256,0	180,7	105,4
450	225,4	140,7	55,9
500	194,9	100,7	6,5
510	190,6	95,1	0,0
550	164,3	60,7	—
600	133,7	20,7	—
625	117,8	0,0	—
650	103,2	—	—
700	72,6	—	—
750	42,0	—	—
800	11,5	—	—
820	0,0	—	—

Таблица 25. Изменение остаточной толщины (мм) крышки реактора из углеродистой стали 48ТС толщиной 400 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 63 \pm 14$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
500	377,9	368,4	359,0
1000	355,8	336,9	318,1
1500	333,7	305,4	277,2
2000	311,6	273,9	236,2
2500	289,5	242,4	195,3
3000	267,5	210,9	154,4
3500	245,4	179,4	113,5
4000	223,3	147,9	72,6
4500	201,2	116,4	31,7
4900	184,2	92,1	0,0

Табл. 25 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (49)	средняя (63)	максимальная (77)
5000	179,1	84,9	—
5500	157,1	53,4	—
6000	135,0	21,9	—
6300	119,6	0,0	—
6500	112,9	—	—
7000	90,8	—	—
7500	68,7	—	—
8000	46,6	—	—
8500	24,6	—	—
9000	2,5	—	—
9100	0,0	—	—

Таблица 26. Изменение остаточной толщины (мм) патрубков для органов управления и защиты реактора из нержавеющей стали 08X18N10T толщиной 2 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
50	1,9	1,9	1,9
100	1,9	1,8	1,7
150	1,8	1,6	1,5
200	1,7	1,5	1,3
250	1,6	1,3	1,1
300	1,5	1,2	0,9
350	1,4	1,0	0,7
400	1,3	0,9	0,5
450	1,2	0,7	0,3
500	1,1	0,6	0,1
525	1,0	0,5	0,0

Табл. 26 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
550	1,0	0,4	—
600	0,9	0,3	—
650	0,8	0,1	—
700	0,7	0,0	—
750	0,6	—	—
800	0,5	—	—
850	0,4	—	—
900	0,3	—	—
950	0,2	—	—
1000	0,1	—	—
1050	0,0	—	—

Таблица 27. Изменение остаточной толщины (мм) плакировки корпуса реактора из нержавеющей стали 08X18H10T толщиной 5 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
200	5,0	4,9	4,9
400	4,9	4,8	4,7
600	4,8	4,6	4,4
800	4,7	4,4	4,1
1000	4,6	4,2	3,9
1200	4,4	4,0	3,1
1400	4,3	3,7	2,3
1600	4,1	3,0	1,5
1800	4,0	2,3	0,8
1900	3,9	1,7	0,0
2000	3,9	1,6	—
2200	3,5	0,9	—

Табл. 27 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
2400	3,1	0,2	—
2500	3,0	0,0	—
2600	2,7	—	—
2800	2,3	—	—
3000	1,9	—	—
3200	1,5	—	—
3400	1,1	—	—
3600	0,7	—	—
3800	0,3	—	—
4000	0,0	—	—

Таблица 28. Изменение остаточной толщины (мм) плакировки крышки реактора из нержавеющей стали 08X18H10T толщиной 5 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
200	5,0	4,9	4,9
400	4,9	4,8	4,7
600	4,8	4,6	4,4
800	4,7	4,4	4,1
1000	4,6	4,2	3,9
1200	4,4	4,0	3,4
1600	4,1	3,5	2,1
1800	4,0	3,2	1,4
2000	3,9	2,9	0,6
2100	3,7	2,7	0,0
2200	3,6	1,0	—
2600	3,1	0,2	—
2700	3,0	0,0	—

Табл. 28 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
2800	2,8	—	—
3000	2,5	—	—
3200	2,1	—	—
3400	1,7	—	—
3600	1,3	—	—
4000	0,5	—	—
4200	0,1	—	—
4250	0,0	—	—

Таблица 29. Изменение остаточной толщины (мм) внутриреакторных конструкций из нержавеющей стали 08X18H10T толщиной 5 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
100	5,0	4,9	4,9
200	4,9	4,9	4,8
300	4,9	4,8	4,6
400	4,9	4,6	4,3
500	4,8	4,4	4,1
600	4,7	4,2	3,8
700	4,5	4,0	3,5
800	4,4	3,8	3,3
900	4,2	3,6	3,0
1000	4,1	3,4	2,7
1100	4,0	3,2	2,1
1200	3,8	3,0	1,3
1300	3,7	2,8	0,5
1350	3,6	2,7	0,0
1400	3,6	2,6	—

Табл. 29 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
1500	3,4	2,3	—
1600	3,3	2,0	—
1700	3,2	1,7	—
1800	3,0	1,4	—
1900	2,9	1,1	—
2000	2,7	0,8	—
2100	2,5	0,5	—
2200	2,1	0,2	—
2250	1,8	0,0	—
2300	1,7	—	—
2400	1,3	—	—
2500	0,8	—	—
2600	0,4	—	—
2700	0,0	—	—

Разрушение реакторной сборки ледокола «Ленин». Перед затоплением экранная сборка была размещена на понтоне в специальном контейнере из нержавеющей стали и залита твердеющим радиационно-стойким консервантом на основе фурфурола (табл. 30—35, рис. 13).

Таблица 30. Изменение остаточной толщины (мм) кессона из нержавеющей стали толщиной 18 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	18,0	18,0	18,0
500	17,3	17,0	16,7
1000	16,6	16,0	15,3
1500	16,0	15,0	14,0
2000	15,3	14,0	12,7
2500	14,6	13,0	11,2

Табл. 30 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
3000	13,9	11,9	9,8
3500	13,2	10,8	8,3
4000	12,5	9,7	6,9
4500	11,8	8,6	5,4
5000	11,0	7,5	4,0
5500	10,3	6,4	2,5
6000	9,5	5,3	1,1
6368	9,0	4,5	0,0
6500	8,8	4,2	—
7000	8,0	3,1	—
7500	7,3	2,0	—
8000	6,5	0,9	—
8400	5,9	0,0	—
8500	5,8	—	—
9000	5,0	—	—
9500	4,3	—	—
10 000	3,5	—	—
10 500	2,8	—	—
11 000	2,1	—	—
11 500	1,3	—	—
12 000	0,6	—	—
12 500	0,0	—	—

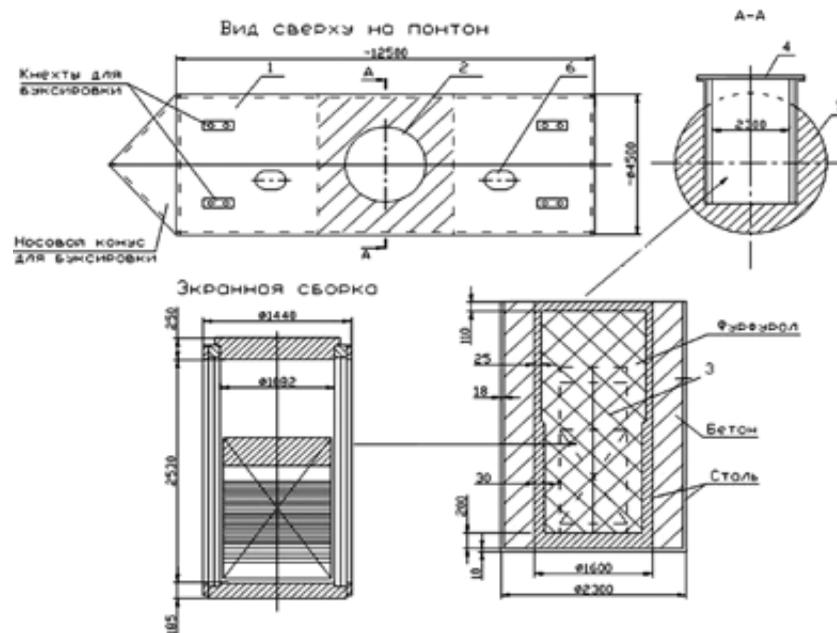


Рис. 13. Схема консервации перед затоплением экранной сборки атомного ледокола «Ленин»: 1 — понтон, материал углеродистая сталь, 2 — сваренный кессон, материал нержавеющая сталь 08Х18Н10Т толщиной 18 мм, 3 — экранная сборка в контейнере, 4 — крышка кессона, материал нержавеющая сталь 08Х18Н10Т, 5 — пространство в понтоне вокруг кессона со сборкой залито серпентинитовым бетоном, 6 — понтон, оборудован горловинами, леерным ограждением и системой затопления

Таблица 31. Изменение остаточной толщины (мм) кожуха для бетона из углеродистой стали толщиной 10 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	10,0	10,0	10,0
20	9,0	8,6	8,1
40	8,1	7,3	6,5
60	7,2	6,0	4,8
80	6,3	4,7	3,1
100	5,4	3,4	1,4
115	4,7	2,3	0,0

Табл. 31 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
120	4,5	2,1	—
140	3,6	0,8	—
155	3,1	0,0	—
160	2,7	—	—
180	1,8	—	—
200	0,9	—	—
220	0,0	—	—

Таблица 32. Изменение остаточной толщины (мм) бетонной защиты толщиной 1500 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 800 \pm 100$ мкм/год) до полного ее разрушения

Год	Скорость растворения, мкм/год		
	минимальная (700)	средняя (800)	максимальная (900)
0	350,0	350,0	350,0
200	337,7	334,0	330,2
400	325,5	318,0	310,4
600	313,3	302,0	290,6
800	301,1	286,0	270,9
1000	288,8	270,0	251,1
1200	276,6	254,0	198,2
1400	264,4	238,0	79,5
1500	256,2	174,0	0,0
1600	252,2	142,4	—
1800	239,9	46,4	—
1900	214,8	0,0	—
2000	176,7	—	—
2200	103,3	—	—
2400	29,9	—	—
2500	0,0	—	—

Таблица 33. Изменение остаточной толщины (мм) верхней части контейнера из углеродистой стали толщиной 25 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	25,0	25,0	25,0
100	22,7	21,7	20,6
200	20,4	18,4	16,4
300	18,2	15,2	12,2
400	15,9	11,9	7,9
500	13,6	8,7	3,7
580	11,7	5,9	0,0
600	11,4	5,4	—
700	9,1	2,2	—
760	7,6	0,0	—
800	6,9	—	—
900	4,6	—	—
1000	2,4	—	—
1100	0,0	—	—

Таблица 34. Изменение остаточной толщины (мм) нижней части контейнера из углеродистой стали толщиной 30 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	30,0	30,0	30,0
100	27,7	26,7	25,6
200	25,4	23,4	21,4
300	23,2	20,2	17,2
400	20,9	16,9	12,9
500	18,6	13,7	8,7
600	16,4	10,4	4,4

Табл. 34 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
700	14,1	7,2	0,2
720	14,0	7,0	0,0
800	11,9	3,9	—
900	9,6	0,7	—
920	9,2	0,0	—
1000	7,4	—	—
1100	5,1	—	—
1200	2,8	—	—
1300	0,6	—	—
1350	0,0	—	—

Таблица 35. Изменение остаточной толщины (мм) экранной сборки ледокола «Ленин» из нержавеющей стали толщиной 20 мм в Карском море на глубине 50 м ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год) от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	20,0	20,0	20,0
500	19,6	19,4	19,2
1000	19,2	18,8	18,4
1500	18,8	17,9	15,8
2000	18,4	15,8	13,1
2500	17,0	13,7	10,3
3000	15,6	11,6	7,5
3500	14,2	9,5	4,7
4000	12,8	7,4	2,0
4350	11,7	5,9	0,0
4500	11,3	5,3	—
5000	9,9	3,2	—
5500	8,5	1,1	—
5800	7,8	0,0	—

Табл. 35 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
6000	7,0	—	—
6500	5,6	—	—
7000	4,2	—	—
7500	2,8	—	—
8000	1,3	—	—
8500	0,0	—	—

Разрушение реакторного отсека АПЛ с реакторным оборудованием. Соответствующие данные приведены на в табл. 36—47 и рис. 14—24.

Таблица 36. Изменение остаточной толщины (мм) металлического буля и легкого корпуса Р0 из низколегированной стали 10ХСНД толщиной 5 мм в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	5,0	5,0	5,0
5	4,6	4,4	4,2
10	4,3	3,9	3,6
15	3,9	3,4	3,0
20	3,6	3,0	2,2
25	3,3	2,4	1,4
30	2,9	1,7	0,5
33	2,7	1,3	0,0
35	2,5	1,1	—
40	2,1	0,4	—
43	1,8	0,0	—
45	1,6	—	—
50	1,2	—	—
55	0,7	—	—
60	0,3	—	—
63	0,0	—	—

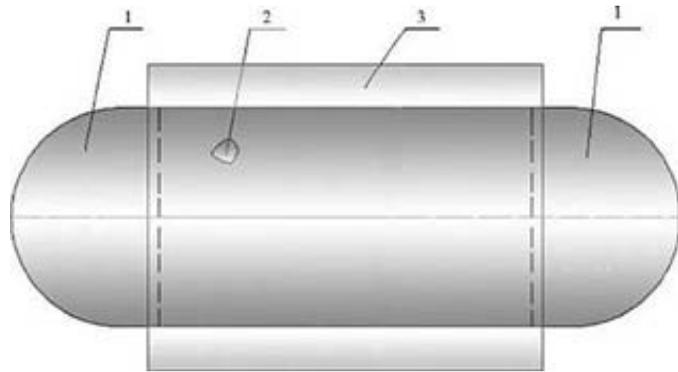


Рис. 14. Герметизированный реакторный отсек АПЛ: 1 — були плавучести, 2 — реакторный отсек, 3 — легкий корпус

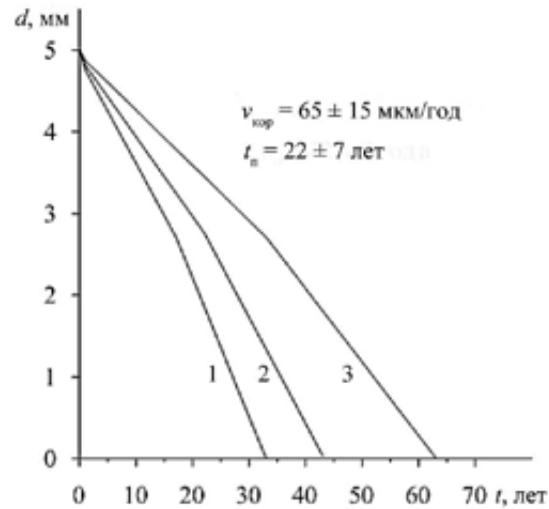


Рис. 15. Время коррозионного разрушения металлического буля и легкого корпуса РО из низколегированной стали 10ХСНД в морской воде на глубине 20 м в Карском море: толщина стенки — 5 мм, t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

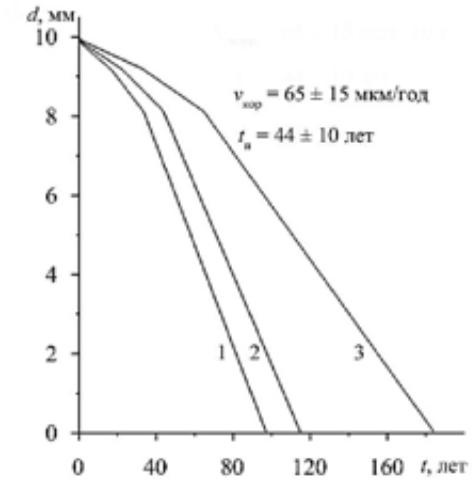


Рис. 16. Коррозионное разрушение металлической переборки РО толщиной 10 мм из стали АК-25 в морской воде на глубине 20 м в Карском море: t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

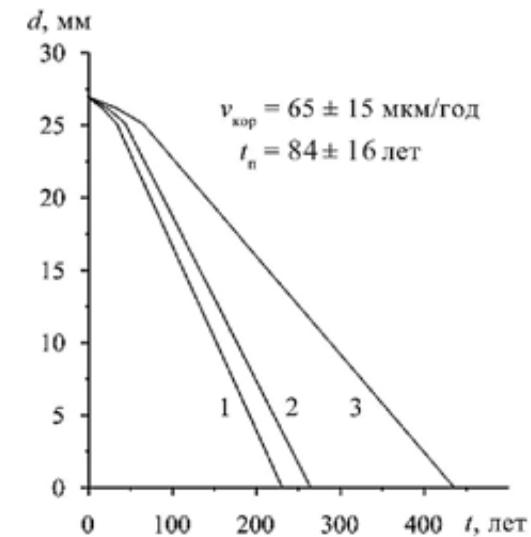


Рис. 17. Коррозионное разрушение цилиндрической части прочного корпуса РО толщиной 27 мм из стали АК-25 в морской воде на глубине 20 м в Карском море: t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

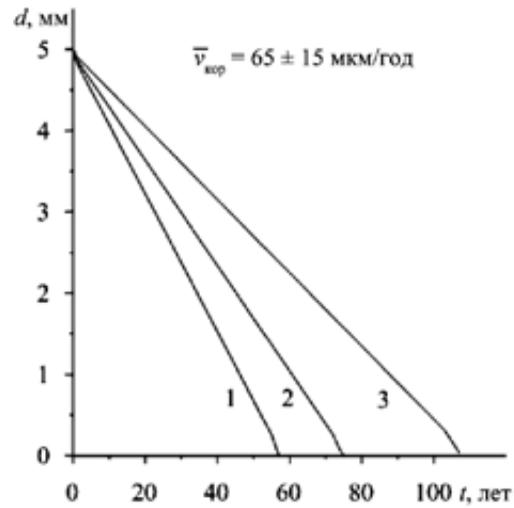


Рис. 18. Коррозионное разрушение бака МВЗ толщиной 5 мм из легированной стали в морской воде, заполнившей РО на глубине 20 м в Карском море: 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

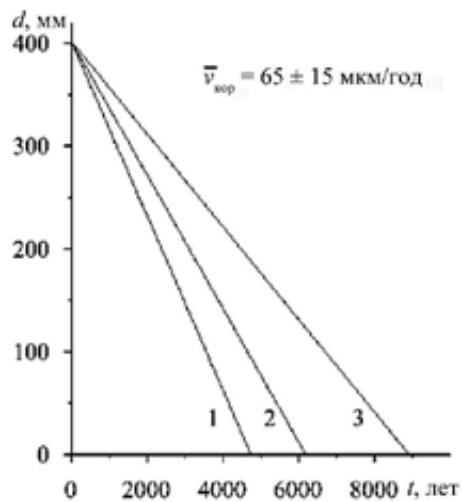


Рис. 19. Коррозионное разрушение внешней оболочки крышки реактора толщиной 400 мм из стали 48ТС в морской воде на глубине 20 м в Карском море: 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

Таблица 37. Изменение остаточной толщины (мм) переборки РО толщиной 10 мм из стали АК-25 в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	10,0	10,0	10,0
10	9,7	9,6	9,5
20	9,5	9,3	9,0
30	9,3	8,8	8,3
40	9,0	8,3	7,3
50	8,6	7,4	6,0
60	8,3	6,3	4,7
70	7,8	5,1	3,5
80	7,1	4,0	2,2
90	6,4	2,9	0,9
97	5,9	2,1	0,0
100	5,7	1,7	—
110	5,1	0,6	—
115	4,7	0,0	—
120	4,4	—	—
130	3,7	—	—
140	3,0	—	—
150	2,3	—	—
160	1,7	—	—
170	1,0	—	—
180	0,3	—	—
184	0,0	—	—

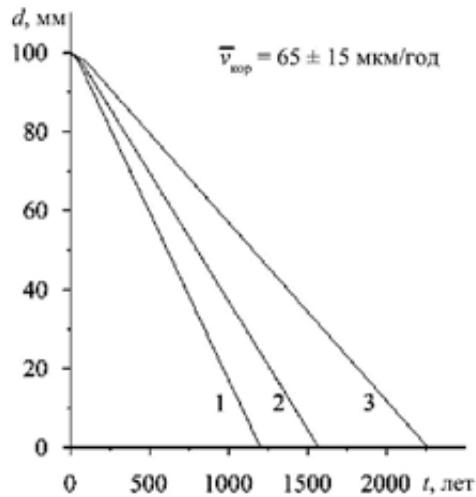


Рис. 20. Коррозионное разрушение внешней оболочки корпуса реактора толщиной 100 мм из стали 48ТС в морской воде на глубине 20 м в Карском море: 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

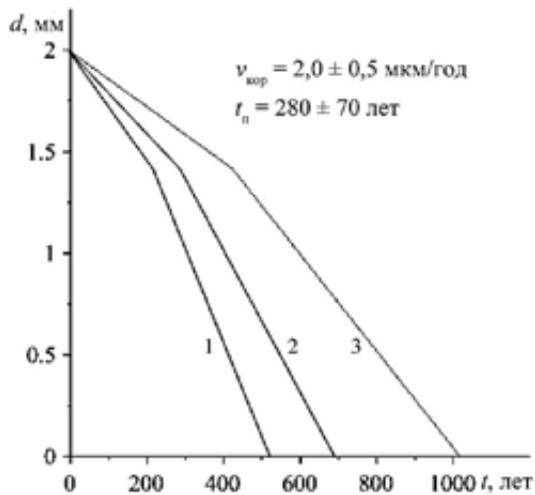


Рис. 21. Коррозионное разрушение импульсной трубки первого контура из нержавеющей стали в морской воде на глубине 20 м: $v_{кор} \approx 2 \pm 0,5$ мкм/год, t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

Таблица 38. Изменение остаточной толщины (мм) прочного корпуса Р0 толщиной 27 мм из стали АК-25 в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	27,0	27,0	27,0
20	26,5	26,3	26,0
40	26,0	25,3	24,3
60	25,3	23,3	21,7
80	24,1	21,0	19,2
100	22,7	18,7	16,7
120	21,4	16,4	14,1
140	20,0	14,2	11,6
160	18,7	11,9	9,0
180	17,3	9,6	6,5
200	16,0	7,3	3,9
220	14,6	5,1	1,4
230	13,9	3,9	0,0
240	13,2	2,8	—
260	11,9	0,5	—
264	11,6	0,0	—
280	10,5	—	—
300	9,2	—	—
320	7,8	—	—
340	6,5	—	—
360	5,1	—	—
380	3,8	—	—
400	2,4	—	—
420	1,1	—	—
435	0,0	—	—

Таблица 39. Изменение остаточной толщины (мм) бака МВЗ толщиной 5 мм из легированной стали в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	5,0	5,0	5,0
5	4,7	4,6	4,5
10	4,5	4,3	4,1
15	4,3	4,0	3,6
20	4,1	3,6	3,2
25	3,8	3,3	2,8
30	3,6	3,0	2,4
35	3,4	2,7	2,0
40	3,2	2,3	1,5
45	2,9	2,0	1,1
50	2,7	1,7	0,7
55	2,5	1,4	0,3
57	2,4	1,2	0,0
60	2,3	1,0	—
65	2,0	0,7	—
70	1,8	0,4	—
75	1,6	0,0	—
80	1,3	—	—
85	1,1	—	—
90	0,9	—	—
95	0,7	—	—
100	0,4	—	—
105	0,2	—	—
110	0,0	—	—

Таблица 40. Изменение остаточной толщины (мм) внешней оболочки крышки реактора толщиной 400 мм из стали 48ТС в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	400,0	400,0	400,0
500	379,5	369,6	359,6
1000	356,9	337,1	317,1
1500	334,4	304,6	274,7
2000	311,8	272,1	232,3
2500	289,2	239,6	189,8
3000	266,7	207,1	147,4
3500	244,1	174,6	105,0
4000	221,5	142,1	62,5
4500	199,0	109,6	20,1
4750	188,3	94,2	0,0
5000	176,4	77,1	—
5500	153,8	44,6	—
6000	131,3	12,1	—
6200	122,9	0,0	—
6500	108,7	—	—
7000	86,1	—	—
7500	63,6	—	—
8000	41,0	—	—
8500	18,4	—	—
8900	0,0	—	—

Таблица 41. Изменение остаточной толщины (мм) внешней оболочки корпуса реактора толщиной 100 мм из стали 48ТС в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	100,0	100,0	100,0
200	93,1	89,1	85,0
400	84,0	76,1	68,1
600	75,0	63,1	51,1
800	66,0	50,1	34,1
1000	56,9	37,1	17,1
1200	47,9	24,1	0,0
1200	47,9	24,0	—
1400	38,9	11,1	—
1550	31,2	0,0	—
1600	29,9	—	—
1800	20,8	—	—
2000	11,8	—	—
2200	2,8	—	—
2300	0,0	—	—

Таблица 42. Изменение остаточной толщины (мм) импульсной трубки первого контура толщиной 2 мм из нержавеющей стали в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	2,0	2,0	2,0
50	1,9	1,9	1,9
150	1,8	1,7	1,6
200	1,7	1,6	1,5
250	1,7	1,5	1,3
350	1,5	1,2	0,8
400	1,4	1,0	0,6

Табл. 42 (окончание)

500	1,2	0,7	0,1
520	1,2	0,6	0,0
550	1,1	0,5	—
600	1,0	0,3	—
650	0,9	0,1	—
690	0,8	0,0	—
750	0,6	—	—
800	0,5	—	—
850	0,4	—	—
900	0,3	—	—
950	0,2	—	—
1020	0,0	—	—
t_n	280 ± 70		

Примечание. t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии.

Таблица 43. Изменение остаточной толщины (мм) гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура толщиной 5 мм из нержавеющей стали в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	5,0	5,0	5,0
125	4,8	4,8	4,8
375	4,5	4,3	4,0
500	4,3	4,0	3,8
625	4,3	3,8	3,3
875	3,8	3,0	2,0
1000	3,5	2,5	1,5
1250	3,0	1,8	0,3
1300	3,0	1,5	0,0

Табл. 43 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
1375	2,8	1,3	—
1500	2,5	0,8	—
1625	2,3	0,3	—
1725	2,0	0,0	—
1875	1,5	—	—
2000	1,3	—	—
2125	1,0	—	—
2250	0,8	—	—
2375	0,5	—	—
2550	0,0	—	—
t_n	700 ± 180		

Примечание. t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии.

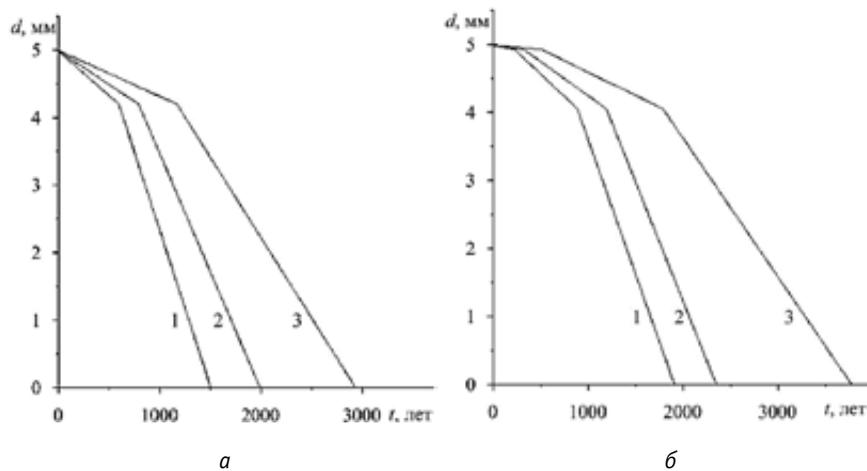


Рис. 22. Коррозионное разрушение плакировки корпуса реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год: а — время растворения фурфурола 100 лет, б — время растворения фурфурола 500 лет, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

Таблица 44. Изменение остаточной толщины (мм) трубопровода первого контура толщиной 10 мм из нержавеющей стали в районе № 6 в Карском море на глубине 20 м для различных скоростей коррозии от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	10,0	10,0	10,0
520	9,6	9,6	9,6
4500	9,0	8,6	8,0
2000	8,6	8,0	7,6
2500	8,4	7,6	6,6
3500	7,6	6,0	4,0
4000	7,0	5,0	3,0
5000	6,0	3,6	0,6
5200	5,9	3,0	0,0
5500	5,6	2,6	—
6000	5,0	1,6	—
6500	4,6	0,6	—
6900	4,0	0,0	—
7500	3,0	—	—
8000	2,6	—	—
8500	2,0	—	—
9000	1,6	—	—
9500	1,0	—	—
10200	0,0	—	—
t_n	2800 ± 600		

Примечание. t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии.

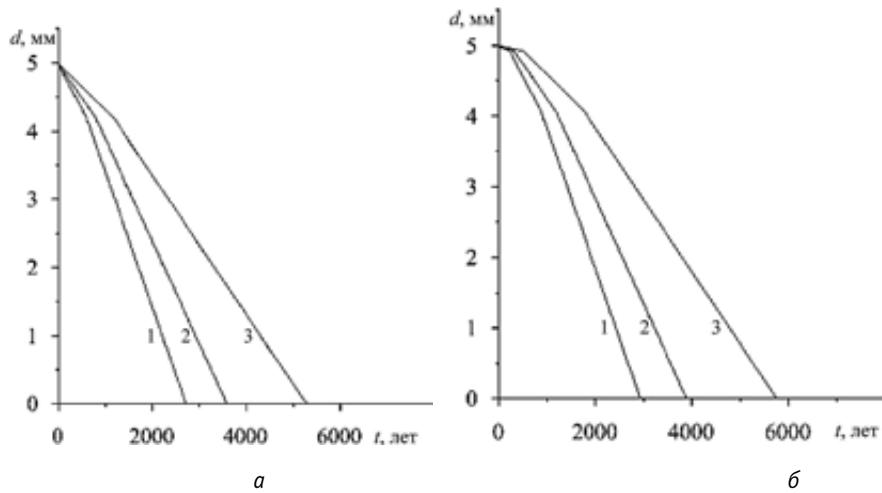


Рис. 23. Коррозионное разрушение плакировки крышки реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год: а — время растворения фурфурола 100 лет, б — время растворения фурфурола 500 лет, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

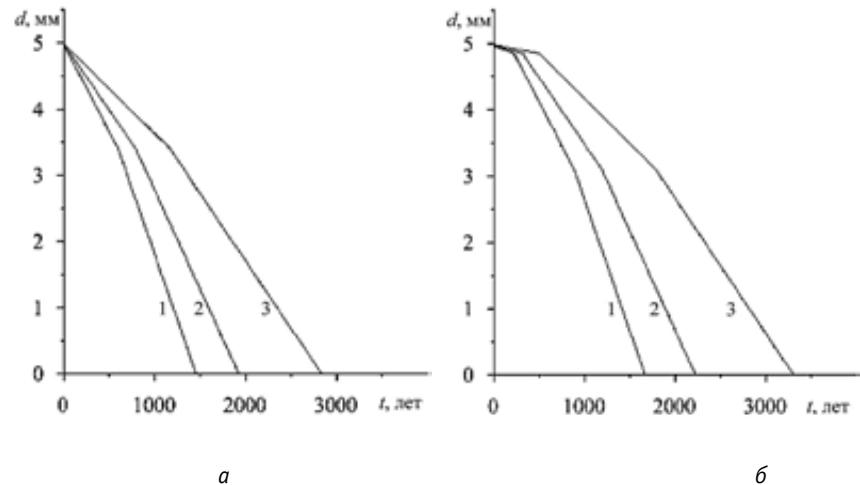


Рис. 24. Коррозионное разрушение ВРК из нержавеющей стали 5 мм при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год: а — время растворения фурфурола 100 лет, б — время растворения фурфурола 500 лет, 1 — максимальная скорость коррозии, 2 — средняя, 3 — минимальная

Таблица 45. Изменение остаточной толщины (мм) плакировки корпуса реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 и 500 лет в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Фурфурол, 100 лет			Год	Фурфурол, 500 лет		
	Скорость коррозии, мкм/год				Скорость коррозии, мкм/год		
	1,5	2,0	2,5		1,5	2,0	2,5
0	5,0	5,0	5,0	0	5,0	5,0	5,0
200	5,0	4,9	4,9	200	4,9	4,8	4,7
400	4,9	4,8	4,7	400	4,7	4,6	4,5
600	4,9	4,6	4,4	600	4,6	4,4	4,2
800	4,7	4,4	4,2	800	4,4	4,2	3,3
1000	4,6	4,2	3,6	1000	4,3	3,5	2,3
1200	4,3	3,3	2,0	1400	4,1	2,8	1,4
1400	4,2	2,6	1,2	1600	3,6	2,1	0,5
1500	4,0	1,9	0,4	1800	3,4	1,7	0,0
1600	3,8	1,5	0,0	1900	3,2	1,4	—
1800	3,6	1,2	—	2000	2,7	0,7	—
1950	2,9	0,0	—	2350	2,2	0,0	—
2000	2,4	—	—	2600	2,2	—	—
2200	2,0	—	—	2700	1,7	—	—
2400	1,6	—	—	3000	1,3	—	—
2600	1,2	—	—	3200	0,8	—	—
2800	0,4	—	—	3600	0,3	—	—
3000	0,0	—	—	3800	0,0	—	—

Таблица 46. Время коррозионного разрушения плакировки крышки реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 лет и 500 лет в районе № 6 в Карском море на глубине 20 м

Год	Фурфурол, 100 лет			Год	Фурфурол, 500 лет		
	Скорость коррозии, мкм/год				Скорость коррозии, мкм/год		
	1,5	2,0	2,5		1,5	2,0	2,5
0	5,0	5,0	5,0	0	5,0	5,0	5,0
300	4,9	4,9	4,8	300	4,8	4,7	4,6
600	4,9	4,6	4,4	600	4,6	4,4	4,2
900	4,7	4,3	4,0	900	4,4	4,0	3,6
1200	4,4	4,0	3,4	1200	4,2	3,6	3,0
1500	4,2	3,6	2,8	1500	3,9	3,1	2,4
1800	4,0	3,1	2,2	1800	3,6	2,7	1,8
2100	3,4	2,2	1,0	2400	3,2	2,2	1,2
2200	3,1	1,8	0,5	2700	2,9	1,8	0,6
2700	2,9	1,4	0,0	2900	2,6	1,3	0,2
2800	2,8	1,3	—	3000	2,6	1,3	0,0
3000	2,5	0,9	—	3300	2,3	0,9	—
3300	2,2	0,4	—	3600	2,0	0,4	—
3500	1,9	0,0	—	3890	1,7	0,0	—
3600	1,9	—	—	3900	1,7	—	—
3900	1,3	—	—	4500	1,4	—	—
4200	1,0	—	—	4800	1,1	—	—
4500	0,7	—	—	5100	0,8	—	—
4800	0,4	—	—	5400	0,5	—	—
5100	0,1	—	—	5700	0,2	—	—

Таблица 47. Время коррозионного разрушения ВРК из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 и 500 лет в Карском море на глубине 20 м

Год	Фурфурол, 100 лет			Год	Фурфурол, 500 лет		
	Скорость коррозии, мкм/год				Скорость коррозии, мкм/год		
	1,5	2,0	2,5		1,5	2,0	2,5
0	5,0	5,0	5,0	0	5,0	5,0	5,0
200	4,7	4,6	4,5	200	4,9	4,9	4,9
400	4,4	4,2	3,9	400	4,9	4,7	4,4
600	4,2	3,8	3,4	800	4,4	3,9	3,3
800	3,9	3,4	2,6	1000	4,2	3,5	2,6
1000	3,6	2,8	1,8	1200	3,9	3,1	1,9
1200	3,3	2,2	1,0	1400	3,6	2,5	1,1
1400	2,9	1,6	0,2	1600	3,4	1,9	0,3
1460	2,8	1,4	0,0	1670	3,3	1,7	0,0
1600	2,5	1,0	—	1800	3,1	1,3	—
1800	2,1	0,4	—	2000	2,7	0,7	—
1925	1,9	0,0	—	2200	2,3	0,1	—
2000	1,7	—	—	2250	2,2	0,0	—
2200	1,3	—	—	2400	1,9	—	—
2400	0,9	—	—	2600	1,4	—	—
2600	0,5	—	—	2800	1,0	—	—
2800	0,1	—	—	3200	0,2	—	—
2850	0,0	—	—	3300	0,0	—	—

Коррозионное разрушение АПЛ «К-159». Соответствующие данные приведены и в табл. 48—57.

Таблица 48. Изменение остаточной толщины (мм) легкого корпуса из углеродистой стали толщиной 5 мм при $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
0	5,0	5,0	5,0
10	4,5	4,3	4,1
20	4,0	3,6	3,2
30	3,4	2,9	2,4
40	2,9	2,2	1,5
50	2,4	1,6	0,7
58	2,0	1,0	0,0
60	1,9	0,9	—
70	1,4	0,2	—
73	1,3	0,0	—
80	0,9	—	—
90	0,4	—	—
98	0,0	—	—

Таблица 49. Изменение остаточной толщины (мм) прочного корпуса из углеродистой стали толщиной 27 мм при $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
0	27,0	27,0	27,0
50	25,3	24,7	24,1
100	23,6	21,8	20,1
150	21,0	18,5	15,8

Табл. 49 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
200	18,5	15,1	11,6
250	16,0	11,7	7,4
300	13,5	8,3	3,2
333	11,6	5,8	0,0
350	11,0	5,0	—
400	8,5	1,6	—
425	7,3	0,0	—
450	5,9	—	—
500	3,4	—	—
550	0,9	—	—
580	0,0	—	—

Таблица 50. Изменение остаточной толщины (мм) внешней поверхности корпуса реактора из углеродистой стали 48ТС толщиной 100 мм при $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
0	100,0	100,0	100,0
200	96,6	95,4	93,1
400	91,0	86,4	81,8
600	84,3	77,4	70,5
800	77,6	68,4	59,2
1000	70,9	59,4	48,0
1200	64,1	50,4	36,7
1400	57,4	41,4	25,4
1600	50,7	32,4	14,1
1800	44,0	23,4	2,8

Табл. 50 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
1850	42,3	21,2	0,0
2000	37,3	14,4	—
2200	30,5	5,4	—
2320	26,5	0,0	—
2400	23,8	—	—
2600	17,1	—	—
2800	10,4	—	—
3000	3,7	—	—
3100	0,0	—	—

Таблица 51. Изменение остаточной толщины (мм) внешней поверхности крышки реактора из углеродистой стали 48ТС толщиной 400 мм при $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
0	400,0	400,0	400,0
1000	371,3	359,9	348,4
2000	337,7	314,9	292,0
3000	304,1	269,9	235,6
4000	270,5	224,9	179,2
5000	236,9	179,9	122,8
6000	203,3	134,9	66,4
7000	169,7	89,9	10,0
7200	163,8	81,9	0,0
8000	136,1	44,9	—
8950	102,6	0,0	—
9000	102,5	—	—
10000	68,9	—	—
11000	35,3	—	—

Табл. 51 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (38)	средняя (45)	максимальная (52)
12000	1,7	—	—
12100	0,0	—	—

Таблица 52. Изменение остаточной толщины (мм) импульсной трубки первого контура толщиной 2 мм из нержавеющей стали 08X18H10T в Баренцевом море при $v_{кор} \approx 2 \pm 0,5$ мкм/год на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	2,0	2,0	2,0
50	1,9	1,9	1,9
150	1,8	1,7	1,6
200	1,7	1,6	1,5
250	1,7	1,5	1,3
350	1,5	1,2	0,8
400	1,4	1,0	0,6
500	1,2	0,7	0,1
520	1,2	0,6	0,0
550	1,1	0,5	—
600	1,0	0,3	—
650	0,9	0,1	—
690	0,8	0,0	—
750	0,6	—	—
800	0,5	—	—
900	0,3	—	—
950	0,2	—	—
1050	0,0	—	—
t_n	280 ± 70		

Примечание. t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии.

Табл. 53 (окончание)

Таблица 53. Изменение остаточной толщины (мм) гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2 \pm 0,5$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м для скорости коррозии от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	5,0	5,0	5,0
160	4,8	4,8	4,8
650	4,5	4,3	4,0
900	4,3	4,0	3,8
1150	4,3	3,8	3,3
1650	3,8	3,0	2,0
2000	3,5	2,5	1,5
2400	3,0	1,8	0,3
2500	3,0	1,5	0,0
2650	2,8	1,3	—
2900	2,5	0,8	—
3150	2,3	0,3	—
3350	2,0	0,0	—
3650	1,5	—	—
3900	1,3	—	—
4150	1,0	—	—
4400	0,8	—	—
4650	0,5	—	—
5000	0,0	—	—
t_n	1300 ± 350		

Примечание. t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии.

Таблица 54. Изменение остаточной толщины (мм) трубопровода первого контура толщиной 10 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2 \pm 0,5$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м для скорости коррозии от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	10,0	10,0	10,0
360	9,6	9,6	9,6
1300	9,0	8,6	8,0
1800	8,6	8,0	7,6
2300	8,4	7,6	6,6
3300	7,6	6,0	4,0
4000	7,0	5,0	3,0
4800	6,0	3,6	0,6
5000	5,9	3,0	0,0
5300	5,6	2,6	—
5800	5,0	1,6	—
6300	4,6	0,6	—
6700	4,0	0,0	—
7300	3,0	—	—
7800	2,6	—	—
8300	2,0	—	—
8800	1,6	—	—
9300	1,0	—	—
10 000	0,0	—	—
t_n	2600 ± 550		

Примечание. t_n — время образования сквозных отверстий в результате язвенной коррозии.

Таблица 55. Изменение остаточной толщины (мм) плакировки корпуса реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	5,0	5,0	5,0
500	4,9	4,8	4,6
1000	4,7	4,3	4,0
1500	4,3	3,8	3,3
2000	4,0	3,3	1,4
2350	3,7	2,3	0,0
2500	3,6	1,9	—
3000	3,3	0,4	—
3150	3,1	0,0	—
3500	2,3	—	—
4000	1,3	—	—
4500	0,3	—	—
4650	0,0	—	—

Таблица 56. Изменение остаточной толщины (мм) плакировки крышки реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	5,0	5,0	5,0
500	4,9	4,8	4,6
1000	4,7	4,3	4,0
1500	4,3	3,8	3,3
2000	4,0	3,3	2,3
2500	3,6	2,6	1,4

Табл. 56 (окончание)

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
3000	3,3	1,8	0,4
3200	3,1	1,6	0,0
3500	2,8	1,1	—
4000	2,3	0,3	—
4200	2,1	0,0	—
4500	1,8	—	—
5000	1,3	—	—
5500	0,8	—	—
6000	0,3	—	—
6250	0,0	—	—

Таблица 57. Изменение остаточной толщины (мм) ВРК из нержавеющей стали при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год в Баренцевом море на глубине 246 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (1,5)	средняя (2,0)	максимальная (2,5)
0	5,0	5,0	5,0
500	4,8	4,6	4,3
1000	4,3	3,6	3,0
1500	3,7	2,6	1,6
1900	3,1	1,8	0,0
2000	3,0	1,6	—
2500	2,3	0,2	—
2560	2,2	0,0	—
3000	1,6	—	—
3500	0,6	—	—
3800	0,0	—	—

Приложение 8. Скорость выхода техногенных радионуклидов из затопленных ядерно и радиационно опасных объектов в морскую воду

1. Оценка выхода радионуклидов в морскую воду в результате коррозии защитных барьеров затопленных объектов

Радиоэкологическая опасность, которую могут представлять затопленные объекты с ОЯТ и ТРО, определяется не столько суммарной активностью радионуклидов, находящихся в источнике, сколько скоростью их поступления в окружающую морскую среду. В соответствии с [240] скорость выхода радионуклидов за пределы корродирующего (разрушающегося) материала может быть выражена соотношением

$$Q(t) = \frac{Smv}{V_0} \sum_i^n q_i(0) f(t) \exp(-\lambda_i t),$$

где t — время коррозии, лет; $Q(t)$ — скорость выхода радионуклидов в морскую воду, Бк/год; S — площадь поверхности корродирующего материала, м²; m — масса корродирующего материала, г; V_0 — начальный объем корродирующего материала, м³; v — скорость коррозии, м/год; λ_i — постоянная распада i -го нуклида, год⁻¹; n — число рассматриваемых нуклидов; $q_i(0)$ — удельная активность i -го нуклида в момент затопления ($t = 0$), Бк/г; $f(t)$ — функция относительного распределения наведенной активности в корпусе объекта.

Для тонкостенных (≤ 30 мм) конструкций $f(t)$ принимали равномерной, для толстостенных (> 30 мм) — в виде эмпирической зависимости [4]

$$f(t) = 80(0,1 - vt)^2 - 15,5(0,1 - vt) + 1.$$

Скорость выхода радионуклидов из контейнеров, залитых бетоном, принимали в три раза меньшей по сравнению с рекомендациями [372] на основании натурных данных, приведенных в [289; 288; 420].

Время разрушения объекта оценивали с помощью программного блока «Коррозионное разрушение» [11; 49], который одновременно позволяет уточнять

значения коэффициентов коррозии для каждого района затопления в зависимости от глубины (табл. 1).

Таблица 1. Изменение скорости коррозии углеродистой стали в зависимости от глубины затопления ЯРОО

Регион, район затопления	Глубина затопления, м	Скорость коррозии, мкм/год
Карское море, районы № 2, 3, 5—7	20—50	65 ± 15—63 ± 15
Карское море, район № 4	100	53 ± 13
Карское море, район № 1	380	45 ± 8

Далее с помощью программного блока «Скорость выхода» [49] решалась задача определения интенсивности (скорости) поступления активности за пределы корродирующего объекта.

Оценка интенсивности выхода радионуклидов в морскую воду осуществлялась при следующих допущениях [48]:

- все металлы имеют неоднородный состав, корродируют питтинговым и общим способами с постоянной скоростью на глубине более 400 м и с переменной скоростью на глубине менее 400 м;
- все продукты коррозии немедленно выходят в морскую воду;
- если коррозия происходит в замкнутом объеме, ее скорость замедляется (коэффициент переменный: 0,1 при смачивании, 1 для проточной воды);
- пара разнородных конструкционных материалов реактора (перлитная сталь — внешняя оболочка и нержавеющая сталь — внутренняя плакировка) создает разность потенциалов в пределах 0,5—0,7 В, что ускоряет коррозию примерно в два раза [81];
- содержание активационных радионуклидов во внешней оболочке корпуса (100 мм) и крышке (400 мм) реактора соответствует экспериментальным зависимостям, во внутренней плакировке (5 мм) — распределено равномерно в оболочке и плакировке, активности соотносятся ~ 1:9;
- средняя скорость коррозии корпуса реактора из углеродистой стали принималась равной 40 мкм/год, нержавеющей — 2 мкм/год [416; 155];
- скорость выхода продуктов деления из твэлов соответствует 1%/год, ТУЭ и ядерного материала — 0,5%/год.

К недостаткам оценки скорости выхода радионуклидов в морскую воду следует отнести невозможность учета результирующего влияния на коррозию скорости течений, pH воды, заиливания, обрастания и т. д. в связи с отсутствием устойчивых количественных зависимостей, а также исчерпывающих данных о качестве подготовки объектов к затоплению (сварке, состоянии уплотнителей, наполнителей и пр.).

2. Интенсивность выхода радионуклидов из омоноличенных контейнеров

Из общего количества сброшенных контейнеров примерно 25% имели суммарную активность менее 0,004 ТБк (0,1 Ки), ~ 50% — от 0,004 до 0,04 ТБк (0,1—1 Ки), ~ 20% — от 0,04 до 0,37 ТБк (1—10 Ки). Не более 5% ТРО с активностью от 0,37 до 3,7 ТБк (10—100 Ки) представляли собой крупногабаритные изделия и объекты (парогенераторы, корпуса реакторов, суда и др.).

Примерно 90% контейнеров, затопленных в Карском море, заполняли ТРО навалом, остальные цементировали или заливали битумом. Около 90% контейнеров были выполнены из СтЗ толщиной 3 мм, остальные — 5 мм.

Цементации и битумированию подвергали отходы с более высокой активностью, чем основная их масса. Наибольшая активность была сосредоточена в ТРО, находящихся в трюмах затопленных судов.

Цементированию и битумированию в основном подвергались отходы от переработки ЖРО, в результате чего в дальнейших расчетах принималось равномерное распределение техногенных радионуклидов по всему объему моноблоков.

Оценки коррозионного разрушения основной массы контейнеров, представленные в главе 3, позволяют сделать вывод, что примерно 90% из них уже не являются прежними источниками опасности, так как в результате питтинговой и общей коррозии (коррозионного разрушения) основная масса радионуклидов поступила в морскую воду, диффундировала и осела вблизи контейнеров в донных отложениях.

Пик интенсивности выхода основной массы радионуклидов в морскую воду пришелся на 1990—2005 гг. Продолжается медленное поступление радионуклидов из толстостенных контейнеров, затопленных в 1980—1990-е годы, их существенное разрушение произойдет примерно в 2020—2050 гг.

Остальные объекты в виде бетонных, битумных блоков и судов, в трюмах которых находятся наиболее активные ТРО, имеют более мощные защитные барьеры (цемент, битум, корпуса судов) и будут представлять собой длительно действующие источники радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Контейнеры с бетоном. Выход радионуклидов с поверхности бетонного блока ($V \approx 1 \text{ м}^3$, $S \approx 5 \text{ м}^2$) начнется примерно через 37 лет после затопления, когда наступает период $\geq 50\%$ -ного разрушения его металлической оболочки (контейнера), а еще примерно через 20 лет следует ожидать практически полного ее разрушения. Для этих условий в расчетах коэффициент скорости разрушения бетона был принят равным 0,5 и 1,0, а абсолютная скорость разрушения — наименьшая: для цемента — $800 \pm 100 \text{ мкм/год}$, для битума — $10 \pm 2 \text{ мкм/год}$ (наибольшие значения составляют около 2500 мкм/год и 100 мкм/год соответственно). При наименьших скоростях разрушения примерно с 55-го года

после затопления выход радионуклидов продолжится до полного разрушения конструкций: около 700 лет для бетона и 5000 лет для битума.

В связи с широким диапазоном вариаций активности затопленных ТРО (от 0,1 до 100 Ки) для удобства последующего анализа в качестве примера расчет выполнен применительно к активности, равной 1 Ки ($3,70\text{E}+10 \text{ Бк}$) и среднестатистического радионуклидного состава, приведенного в табл. 2—3. Скорость выхода приведена в табл. 4—5.

Таблица 2. Активность техногенных радионуклидов, принятая для одного контейнера с ТРО

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
⁵⁴ Mn	0,86	8,11E-01	3,70E+09	10
⁶⁰ Co	5,27	1,32E-01	1,11E+10	30
⁹⁰ Sr	29,1	2,38E-02	5,55E+09	15
¹³⁷ Cs	30	2,31E-02	1,67E+10	45
Суммарная активность	—	—	3,70E+10	100

Таблица 3. Изменение активности техногенных радионуклидов внутри контейнера с ТРО в результате радиоактивного распада до начала разрушения поверхности бетона, Бк

Год	Сумма	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
0	3,3E+10	1,6E+09	9,7E+09	5,4E+09	1,6E+10
5	2,6E+10	6,4E+07	5,8E+09	4,9E+09	1,5E+10
10	2,1E+10	1,1E+06	3,0E+09	4,4E+09	1,3E+10
15	1,7E+10	1,9E+04	1,5E+09	3,9E+09	1,2E+10
20	1,5E+10	3,4E+02	8,0E+08	3,4E+09	1,0E+10
25	1,3E+10	5,8E+00	4,1E+08	3,1E+09	9,3E+09
30	1,1E+10	—	2,1E+08	2,7E+09	8,3E+09
35	9,9E+09	—	1,1E+08	2,4E+09	7,4E+09
37	9,5E+09	—	8,5E+07	2,3E+09	7,1E+09

Таблица 4. Скорость выхода техногенных радионуклидов с поверхности бетона в морскую воду ($v_{\text{разр}} \approx 800 \pm 100 \text{ мкм/год}$), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
38	1,8E+07	0,0	1,5E+05	4,5E+06	1,4E+07
50	1,4E+07	—	3,1E+04	3,4E+06	1,0E+07

Табл. 4 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
100	8,7E+06	—	8,6E+01	2,1E+06	6,6E+06
150	2,7E+06	—	—	6,2E+05	2,1E+06
200	8,4E+05	—	—	1,9E+05	6,6E+05
250	2,6E+05	—	—	5,8E+04	2,1E+05
300	8,3E+04	—	—	1,7E+04	6,5E+04
350	2,6E+04	—	—	5,3E+03	2,0E+04
400	8,1E+03	—	—	1,6E+03	6,5E+03
450	2,5E+03	—	—	4,9E+02	2,0E+03
500	7,9E+02	—	—	1,5E+02	6,4E+02
550	2,5E+02	—	—	4,5E+01	2,0E+02
600	7,7E+01	—	—	1,4E+01	6,4E+01
650	2,4E+01	—	—	4,2E+00	2,0E+01
670	1,5E+01	—	—	2,6E+00	1,3E+01

Таблица 5. Скорость выхода техногенных радионуклидов с поверхности битума
в морскую воду ($v_{\text{разр}} \approx 10 \pm 2$ мкм/год), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
38	2,3E+05	0,0	1,9E+03	5,6E+04	1,7E+05
50	1,7E+05	—	3,9E+02	4,2E+04	1,3E+05
100	1,1E+05	—	1,1E+00	2,6E+04	8,3E+04
150	3,4E+04	—	—	7,8E+03	2,6E+04
200	1,1E+04	—	—	2,4E+03	8,2E+03
250	3,3E+03	—	—	7,2E+02	2,6E+03
300	1,0E+03	—	—	2,2E+02	8,1E+02
350	3,2E+02	—	—	6,6E+01	2,6E+02
400	1,0E+02	—	—	2,0E+01	8,1E+01
450	3,2E+01	—	—	6,1E+00	2,5E+01
500	9,9E+00	—	—	1,9E+00	8,0E+00
550	2,5E+00	—	—	—	2,5E+00
590	1,0E+00	—	—	—	1,0E+00

Суммарный график скорости выхода техногенных радионуклидов для бетона и битума представлен на рис. 1.

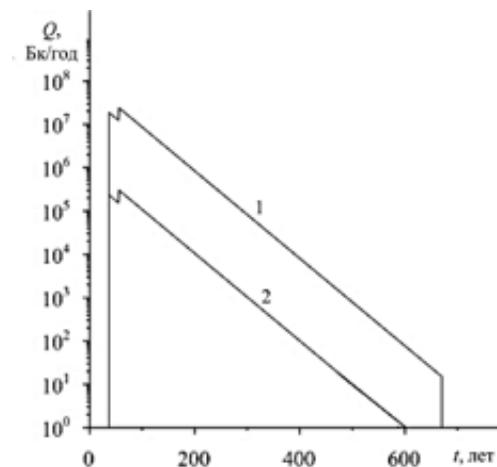


Рис. 1. Суммарная скорость выхода техногенных радионуклидов в морскую воду:
1 — с поверхности бетона ($v_{\text{разр}} \approx 800 \pm 100$ мкм/год), 2 — с поверхности битума
($v_{\text{разр}} \approx 10 \pm 2$ мкм/год)

3. Интенсивность выхода радионуклидов из объектов без ОЯТ

3.1. Выход радионуклидов из двух реакторов АПЛ заказа № 538

Основная активность сосредоточена во внутриреакторных конструкциях и корпусах реакторов (табл. 6).

Таблица 6. Наведенная активность нуклидов в двух реакторах АПЛ заказа № 538 на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
⁵⁵ Fe	2,68	2,59E-01	4,16E+15	98,1
⁶⁰ Co	5,27	1,32E-01	7,24E+13	1,7
⁶³ Ni	100,1	6,92E-03	9,12E+12	0,2
⁵⁹ Ni	75000	9,24E-06	7,51E+10	< 0,01
¹⁴ C	5730	1,21E-04	4,24E+11	0,01
Суммарная активность	—	—	4,24E+15	100

В соответствии с процентным распределением активности (около 95% от общей) на ВРК приходится примерно 4000 ТБк (табл. 7).

Таблица 7. Наведенная активность радионуклидов в ВРК двух реакторов АПЛ заказа № 538 на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
⁵⁵ Fe	2,68	2,59E-01	3,92E+15	98,1
⁶⁰ Co	5,27	1,32E-01	6,83E+13	1,7
⁶³ Ni	100,1	6,92E-03	8,61E+12	0,2
⁵⁹ Ni	75000	9,24E-06	7,09E+10	< 0,01
¹⁴ C	5730	1,21E-04	4,00E+11	0,01
Суммарная активность	—	—	4,00E+15	100

Оставшаяся активность (около 5%) приходится на корпус и крышку реактора, что составляет примерно 240 ТБк (табл. 8).

Таблица 8. Наведенная активность нуклидов в корпусах и крышках двух реакторов АПЛ заказа № 538 на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
⁵⁵ Fe	2,68	2,59E-01	2,35E+14	98,1
⁶⁰ Co	5,27	1,32E-01	4,10E+12	1,7
⁶³ Ni	100,1	6,92E-03	5,16E+11	0,2
⁵⁹ Ni	75000	9,24E-06	4,25E+09	< 0,01
¹⁴ C	5730	1,21E-04	2,40E+10	0,01
Суммарная активность	—	—	2,40E+14	100

Исходя из того, что распределение активности между корпусом реактора и крышкой составляет примерно 9:1, их общая активность будет составлять для двух реакторов соответственно около 220 и 20 ТБк. В таком же соотношении будут находиться общие активности между внешними оболочками корпусов, крышек реакторов и их плакировками (табл. 9).

Таблица 9. Наведенная активность нуклидов во внешних оболочках корпусов, крышек двух реакторов и их плакировках заказа № 538 на момент затопления, Бк

Нуклид	Корпус	Плакировка	Крышка	Плакировка
⁵⁵ Fe	1,96E+13	1,96E+14	1,96E+12	1,77E+13
⁶⁰ Co	3,42E+11	3,42E+12	3,42E+10	3,08E+11

Табл. 9 (окончание)

Нуклид	Корпус	Плакировка	Крышка	Плакировка
⁶³ Ni	4,30E+10	4,30E+11	4,30E+09	3,87E+10
⁵⁹ Ni	3,54E+08	3,54E+09	3,54E+07	3,19E+08
¹⁴ C	2,00E+09	2,00E+10	2,00E+08	1,80E+09
Суммарная активность	2,00E+13	2,00E+14	2,00E+12	1,80E+13

3.1.1. Скорость выхода радионуклидов из корпусов двух реакторов

Исходя из конструкции объем корродирующего активированного материала для двух реакторов $V_0 \approx 3,2$ м³, площадь поверхности $S \approx 34,4$ м², скорость коррозии $v_{кор} \approx 63 \pm 14$ мкм/год. Вода с внешней стороны к корпусу реактора подойдет через 50 лет, после питтинга металла кессона. Следовательно, до этого времени происходил распад нуклидов без коррозионного выхода их в морскую воду. С $t \approx 50$ лет начинается выход активности в морскую воду с коэффициентом $n = 0,5$. Как только кессон полностью прокорродирует ($t \approx 120$ лет), коэффициент $n = 1$. Таким образом, до 50-го года от момента затопления выхода радионуклидов в морскую воду нет, но происходит уменьшение активности в результате радиоактивного распада (рис. 2 и 3, табл. 10).

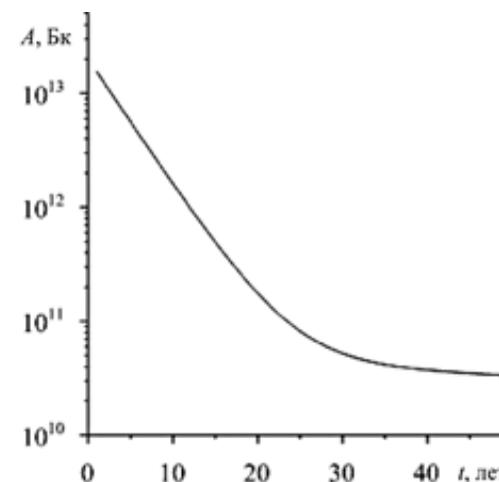


Рис. 2. Изменение суммарной активности наведенных радионуклидов в корпусах двух реакторов АПЛ заказа № 538 от момента затопления до начала их выхода в морскую воду в результате радиоактивного распада

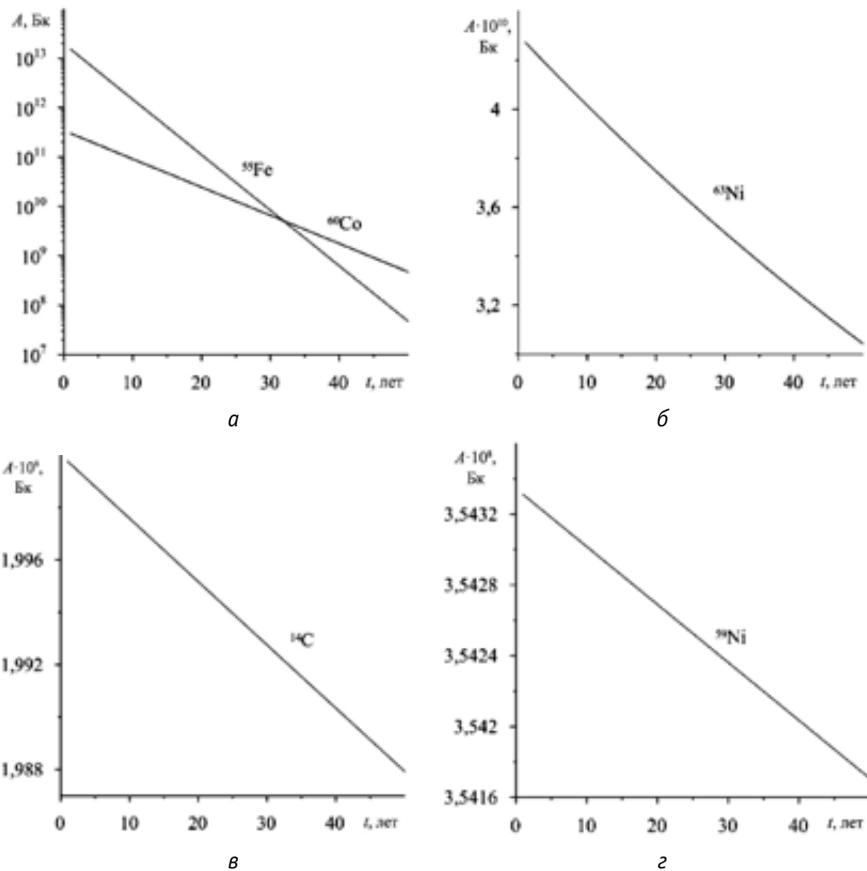


Рис. 3. Изменения активности наведенных радионуклидов в корпусах двух реакторов АПЛ заказа № 538 от момента затопления до начала их выхода в морскую воду в результате радиоактивного распада

Таблица 10. Изменение наведенной активности радионуклидов в корпусах двух реакторов АПЛ заказа № 538, затопленных в Карском море на глубине 50 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,5E+13	1,5E+13	3,0E+11	4,3E+10	3,5E+08	2,0E+09
5	5,6E+12	5,4E+12	1,8E+11	4,2E+10	3,5E+08	2,0E+09
10	1,6E+12	1,5E+12	9,2E+10	4,0E+10	3,5E+08	2,0E+09
15	4,9E+11	4,1E+11	4,8E+10	3,9E+10	3,5E+08	2,0E+09
20	1,8E+11	1,1E+11	2,5E+10	3,7E+10	3,5E+08	2,0E+09

Табл. 10 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
25	8,2E+10	3,1E+10	1,3E+10	3,6E+10	3,5E+08	2,0E+09
30	5,2E+10	8,4E+09	6,6E+09	3,5E+10	3,5E+08	2,0E+09
35	4,2E+10	2,3E+09	3,4E+09	3,4E+10	3,5E+08	2,0E+09
40	3,7E+10	6,3E+08	1,8E+09	3,3E+10	3,5E+08	2,0E+09
45	3,5E+10	1,7E+08	9,2E+08	3,2E+10	3,5E+08	2,0E+09
50	3,3E+10	4,7E+07	4,8E+08	3,0E+10	3,5E+08	2,0E+09

Дальше процесс выхода техногенных радионуклидов в морскую воду полностью начинает зависеть от состояния защитных барьеров, которые корродируют с различной скоростью. Соответственно с различной интенсивностью и радионуклиды будут поступать в морскую воду (рис. 4 и 5, табл. 11).

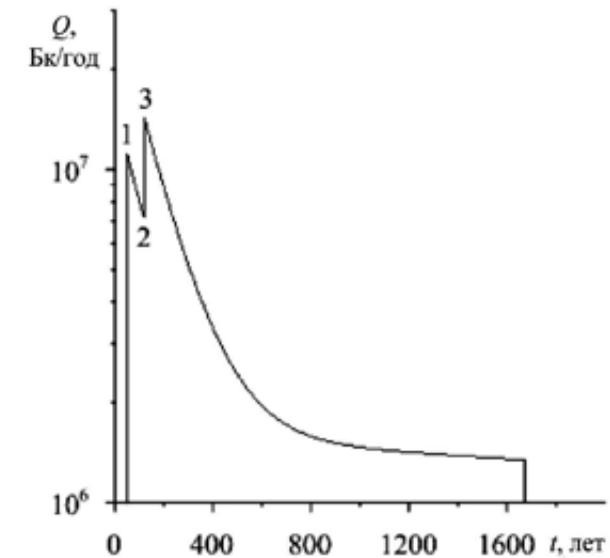


Рис. 4. Суммарная скорость выхода наведенных радионуклидов из корпусов двух реакторов АПЛ заказа № 538 от начала коррозии до полного разрушения его внешней оболочки из стали 48ТС (1 — начало выхода радионуклидов в морскую воду с внешней стороны корпуса реактора; 2—3 — питтинг кессона, начало коррозионного разрушения кессона)

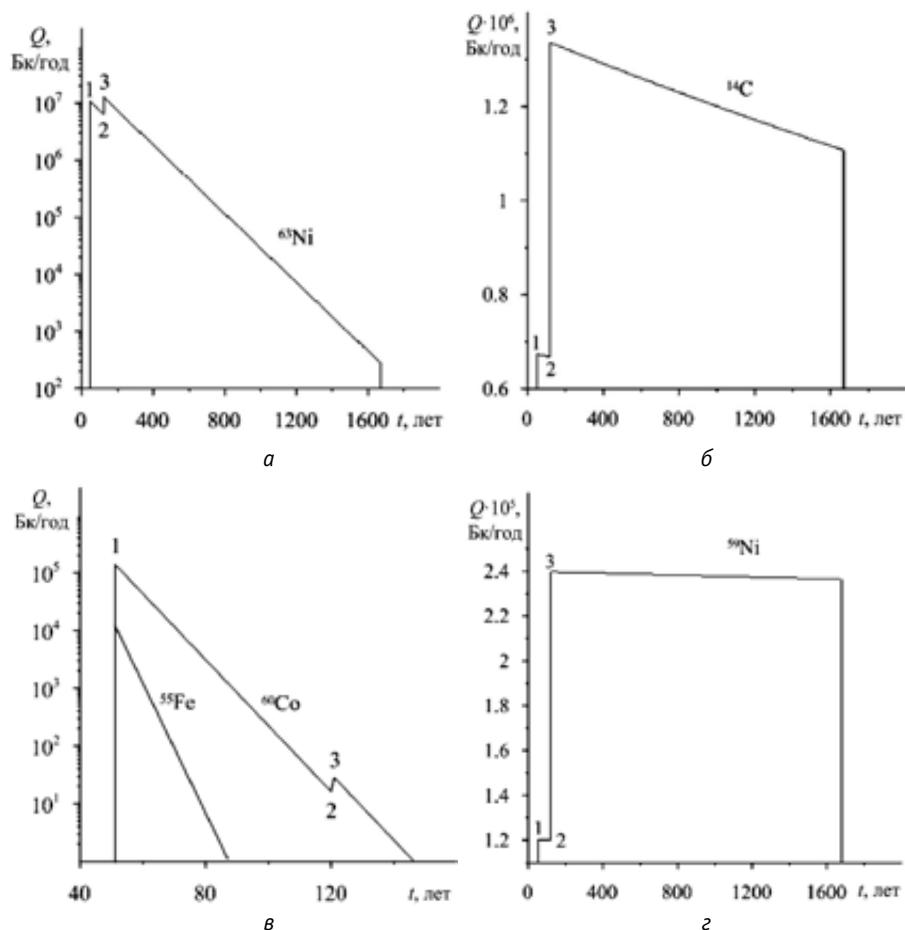


Рис. 5. Скорость выхода наведенных радионуклидов в морскую воду с внешней поверхности двух корпусов реактора АПЛ заказа № 538 от начала коррозии: 1 — начало выхода радионуклидов в морскую воду с внешней стороны корпуса реактора, 2—3 — начало полного коррозионного разрушения кессона

Таблица 11. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из корпусов двух реакторов АПЛ заказа № 538 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленных в Карском море на глубине 50 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
50	1,1E+07	1,2E+04	1,4E+05	1,0E+07	1,2E+05	6,7E+05
60	1,0E+07	1,2E+03	4,3E+04	9,6E+06	1,2E+05	6,7E+05
80	9,2E+06	6,9E+00	3,1E+03	8,4E+06	1,2E+05	6,7E+05

Табл. 11 (окончание)

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
100	8,1E+06	—	2,2E+02	7,3E+06	1,2E+05	6,7E+05
120	7,1E+06	—	1,6E+01	6,3E+06	1,2E+05	6,7E+05
140	1,3E+07	—	2,3E+00	1,1E+07	2,4E+05	1,3E+06
160	1,1E+07	—	—	9,6E+06	2,4E+05	1,3E+06
180	9,9E+06	—	—	8,4E+06	2,4E+05	1,3E+06
200	8,9E+06	—	—	7,3E+06	2,4E+05	1,3E+06
220	7,9E+06	—	—	6,4E+06	2,4E+05	1,3E+06
240	7,1E+06	—	—	5,5E+06	2,4E+05	1,3E+06
260	6,4E+06	—	—	4,8E+06	2,4E+05	1,3E+06
280	5,7E+06	—	—	4,2E+06	2,4E+05	1,3E+06
300	5,2E+06	—	—	3,7E+06	2,4E+05	1,3E+06
400	3,4E+06	—	—	1,8E+06	2,4E+05	1,3E+06
500	2,4E+06	—	—	9,1E+05	2,4E+05	1,3E+06
600	2,0E+06	—	—	4,6E+05	2,4E+05	1,3E+06
700	1,7E+06	—	—	2,3E+05	2,4E+05	1,2E+06
800	1,6E+06	—	—	1,1E+05	2,4E+05	1,2E+06
900	1,5E+06	—	—	5,7E+04	2,4E+05	1,2E+06
1000	1,5E+06	—	—	2,9E+04	2,4E+05	1,2E+06
1100	1,4E+06	—	—	1,4E+04	2,4E+05	1,2E+06
1200	1,4E+06	—	—	7,2E+03	2,4E+05	1,2E+06
1300	1,4E+06	—	—	3,6E+03	2,4E+05	1,2E+06
1400	1,4E+06	—	—	1,8E+03	2,4E+05	1,1E+06
1500	1,4E+06	—	—	9,0E+02	2,4E+05	1,1E+06
1600	1,4E+06	—	—	4,5E+02	2,4E+05	1,1E+06
1700	1,3E+06	—	—	2,8E+02	2,4E+05	1,1E+06

3.1.2. Скорость выхода радионуклидов из плакировки двух корпусов реактора

Аналогичные расчеты были проведены для плакировки реактора толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T. Исходя из данных, приведенных в [240], начальный объем корродирующего активированного материала принят равным $0,08 \text{ м}^3$, площадь поверхности — $14,6 \text{ м}^2$. Для этих условий коэффициент

коррозионного разрушения конструкции n будет изменяться в пределах от 0 до 0,75 (табл. 12).

Таблица 12. Зависимость коэффициента n скорости коррозии от этапов разрушения корпусов реакторов АПЛ

Период от момента затопления, лет	Значение n	Этап коррозионного разрушения
0—300	0	Корпус реактора герметичен
300—600	0,1	Питтинговая коррозия фланца
600—1700	0,5	Питтинг патрубков органов управления
1700—2500	0,75	Полное разрушение корпуса реактора из стали 48ТС

В табл. 13 представлены результаты расчета снижения активности радионуклидов в плакировке корпуса реактора в результате радиоактивного распада.

Таблица 13. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке корпуса двух реакторов АПЛ заказа № 538 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленных в Карском море на глубине 50 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
0	1,6E+14	1,5E+14	3,0E+12	4,3E+11	3,5E+09	2,0E+10
20	1,8E+12	1,1E+12	2,5E+11	3,8E+11	3,5E+09	2,0E+10
40	3,7E+11	6,3E+09	1,8E+10	3,3E+11	3,5E+09	2,0E+10
60	3,1E+11	3,6E+07	1,3E+09	2,8E+11	3,5E+09	2,0E+10
80	2,7E+11	2,0E+05	9,2E+07	2,5E+11	3,5E+09	2,0E+10
100	2,4E+11	1,1E+03	6,6E+06	2,2E+11	3,5E+09	2,0E+10
120	2,1E+11	6,5E+00	4,8E+05	1,9E+11	3,5E+09	2,0E+10
140	1,9E+11	—	3,4E+04	1,6E+11	3,5E+09	2,0E+10
160	1,7E+11	—	2,5E+03	1,4E+11	3,5E+09	2,0E+10
180	1,5E+11	—	1,8E+02	1,2E+11	3,5E+09	2,0E+10
200	1,3E+11	—	1,3E+01	1,1E+11	3,5E+09	2,0E+10
220	1,2E+11	—	—	9,4E+10	3,5E+09	2,0E+10
240	1,1E+11	—	—	8,2E+10	3,5E+09	1,9E+10
260	9,4E+10	—	—	7,1E+10	3,5E+09	1,9E+10
280	8,5E+10	—	—	6,2E+10	3,5E+09	1,9E+10
300	7,7E+10	—	—	5,4E+10	3,5E+09	1,9E+10

Исходя из данных, приведенных в табл. 13, к моменту начала выхода радионуклидов с поверхности плакировки активностью ^{55}Fe и ^{60}Co можно пренебречь в связи с относительно малыми периодами их полураспада. Зависимость скорости выхода радионуклидов от времени при $v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год представлена на рис. 6 и в табл. 14.

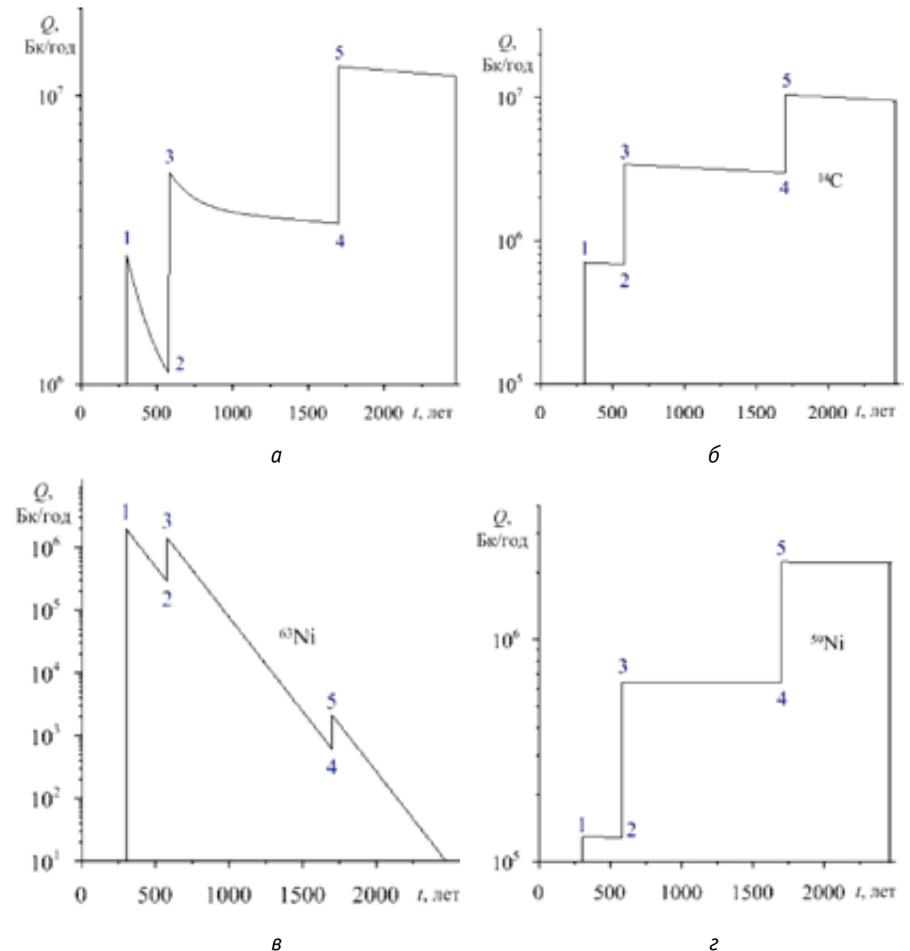


Рис. 6. Скорость выхода наведенных радионуклидов в морскую воду из плакировки корпуса двух реакторов из стали 08X18H10T АПЛ заказа № 538 от начала коррозии до полного разрушения: а — суммарная, б — ^{14}C , в — ^{63}Ni , г — ^{59}Ni (1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — питтинг патрубков органов управления, 4—5 — начало разрушения корпуса реактора)

Таблица 14. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки корпуса двух реакторов АПЛ заказа № 538 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18N10Т, затопленных в Карском море на глубине 50 м до их полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
300	2,8E+06	0,0	0,0	2,0E+06	1,3E+05	7,0E+05
400	1,8E+06	—	—	9,8E+05	1,3E+05	7,0E+05
500	1,3E+06	—	—	4,9E+05	1,3E+05	6,9E+05
600	5,3E+06	—	—	1,2E+06	6,4E+05	3,4E+06
700	4,6E+06	—	—	6,2E+05	6,4E+05	3,4E+06
800	4,3E+06	—	—	3,1E+05	6,4E+05	3,3E+06
900	4,1E+06	—	—	1,5E+05	6,4E+05	3,3E+06
1000	4,0E+06	—	—	7,7E+04	6,4E+05	3,2E+06
1100	3,9E+06	—	—	3,9E+04	6,4E+05	3,2E+06
1200	3,8E+06	—	—	1,9E+04	6,4E+05	3,2E+06
1300	3,8E+06	—	—	9,7E+03	6,4E+05	3,1E+06
1400	3,7E+06	—	—	4,8E+03	6,4E+05	3,1E+06
1500	3,7E+06	—	—	2,4E+03	6,4E+05	3,0E+06
1600	3,6E+06	—	—	1,2E+03	6,4E+05	3,0E+06
1700	3,6E+06	—	—	6,1E+02	6,4E+05	3,0E+06
1800	1,3E+07	—	—	1,1E+03	2,2E+06	1,0E+07
1900	1,2E+07	—	—	5,3E+02	2,2E+06	1,0E+07
2000	1,2E+07	—	—	2,7E+02	2,2E+06	1,0E+07
2100	1,2E+07	—	—	1,3E+02	2,2E+06	9,9E+06
2200	1,2E+07	—	—	6,7E+01	2,2E+06	9,8E+06
2300	1,2E+07	—	—	3,3E+01	2,2E+06	9,7E+06
2400	1,2E+07	—	—	1,7E+01	2,2E+06	9,6E+06
2500	1,2E+07	—	—	1,0E+01	2,2E+06	9,5E+06

3.1.3. Скорость выхода радионуклидов из крышек двух реакторов

Время полного коррозионного разрушения крышки реактора из углеродистой стали 48ТС толщиной 400 мм составляет около 6350 лет, а от момента затопления — 7000 лет, так как разрушение бетонного укрытия происходит примерно за 700 лет. В соответствии с конструкцией крышки реактора площадь и объ-

ем корродирующего активированного материала для двух изделий составляют 5,8 м² и 0,73 м³, а скорость коррозии — 63 ± 14 мкм/год. Расчет спада активности радионуклидов за 700 лет приведен на рис. 7 и в табл. 15 и 16.

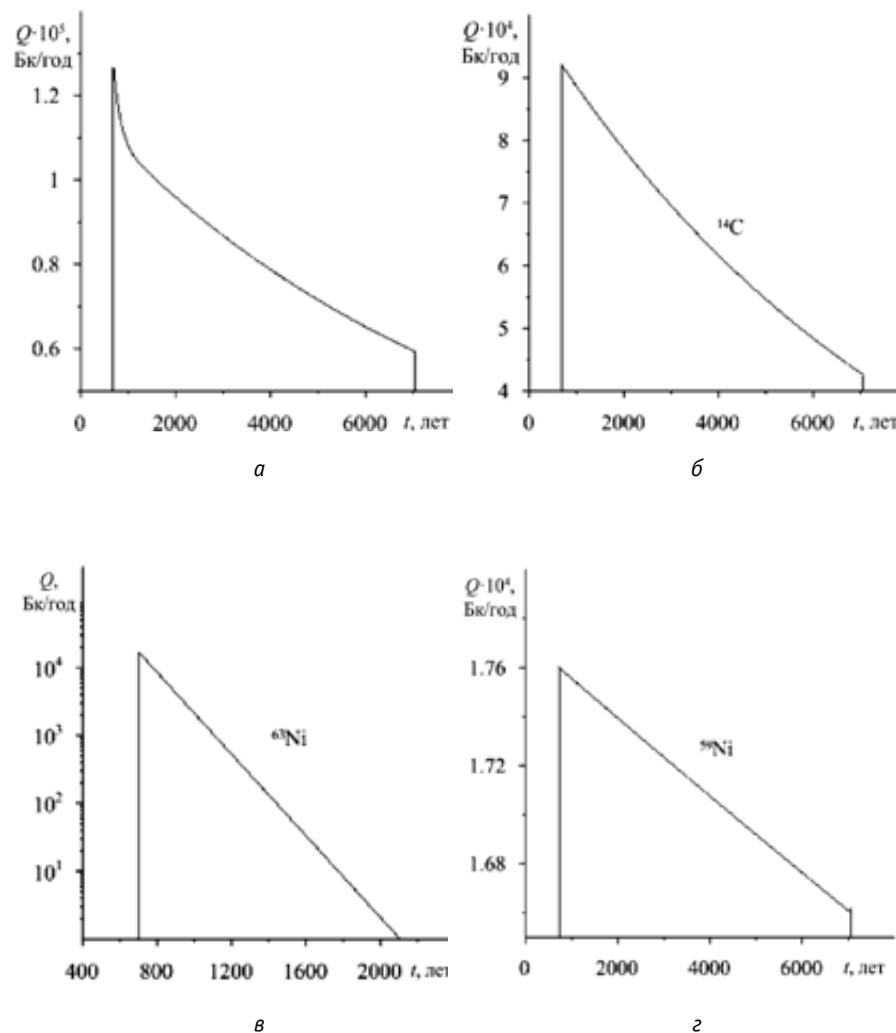


Рис. 7. Скорость выхода наведенных радионуклидов в морскую воду из двух крышек реакторов из стали 48ТС АПЛ заказа № 538 от начала коррозии до полного разрушения: а — суммарная, б — ¹⁴C, в — ⁶³Ni, г — ⁵⁹Ni

Таблица 15. Изменение наведенной активности радионуклидов в крышке реактора АПЛ заказа № 538 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 50 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,6E+12	1,5E+12	3,0E+10	4,3E+09	3,5E+07	2,0E+08
50	3,3E+09	4,7E+06	4,8E+07	3,0E+09	3,5E+07	2,0E+08
100	2,4E+09	1,1E+01	6,6E+04	2,2E+09	3,5E+07	2,0E+08
150	1,8E+09	—	9,2E+01	1,5E+09	3,5E+07	2,0E+08
200	1,3E+09	—	—	1,1E+09	3,5E+07	2,0E+08
250	9,9E+08	—	—	7,6E+08	3,5E+07	1,9E+08
300	7,7E+08	—	—	5,4E+08	3,5E+07	1,9E+08
350	6,1E+08	—	—	3,8E+08	3,5E+07	1,9E+08
400	5,0E+08	—	—	2,7E+08	3,5E+07	1,9E+08
450	4,2E+08	—	—	1,9E+08	3,5E+07	1,9E+08
500	3,6E+08	—	—	1,4E+08	3,5E+07	1,9E+08
550	3,2E+08	—	—	9,5E+07	3,5E+07	1,9E+08
600	2,9E+08	—	—	6,8E+07	3,5E+07	1,9E+08
650	2,7E+08	—	—	4,8E+07	3,5E+07	1,9E+08
700	2,5E+08	—	—	3,4E+07	3,5E+07	1,8E+08

Таблица 16. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из двух крышек реакторов АПЛ заказа № 538 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленных в Карском море на глубине 50 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
700	1,3E+05	0,0	0,0	1,7E+04	1,8E+04	9,2E+04
800	1,2E+05	—	—	8,5E+03	1,8E+04	9,1E+04
900	1,1E+05	—	—	4,2E+03	1,8E+04	9,0E+04
1000	1,1E+05	—	—	2,1E+03	1,8E+04	8,9E+04
1100	1,1E+05	—	—	1,1E+03	1,8E+04	8,8E+04
1200	1,0E+05	—	—	5,3E+02	1,8E+04	8,6E+04
1300	1,0E+05	—	—	2,7E+02	1,8E+04	8,5E+04
1400	1,0E+05	—	—	1,3E+02	1,7E+04	8,4E+04
1500	1,0E+05	—	—	6,6E+01	1,7E+04	8,3E+04

Табл. 16 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1600	1,0E+05	—	—	3,3E+01	1,7E+04	8,2E+04
1700	9,9E+04	—	—	1,7E+01	1,7E+04	8,1E+04
1800	9,8E+04	—	—	8,3E+00	1,7E+04	8,0E+04
1900	9,7E+04	—	—	4,2E+00	1,7E+04	7,9E+04
2000	9,6E+04	—	—	2,1E+00	1,7E+04	7,9E+04
2100	9,5E+04	—	—	1,0E+00	1,7E+04	7,8E+04
2200	9,4E+04	—	—	—	1,7E+04	7,7E+04
2300	9,3E+04	—	—	—	1,7E+04	7,6E+04
2400	9,2E+04	—	—	—	1,7E+04	7,5E+04
2500	9,1E+04	—	—	—	1,7E+04	7,4E+04
2600	9,0E+04	—	—	—	1,7E+04	7,3E+04
2700	8,9E+04	—	—	—	1,7E+04	7,2E+04
2800	8,9E+04	—	—	—	1,7E+04	7,1E+04
3100	8,6E+04	—	—	—	1,7E+04	6,9E+04
3400	8,3E+04	—	—	—	1,7E+04	6,6E+04
3700	8,1E+04	—	—	—	1,7E+04	6,4E+04
4000	7,9E+04	—	—	—	1,7E+04	6,2E+04
4300	7,6E+04	—	—	—	1,7E+04	5,9E+04
4600	7,4E+04	—	—	—	1,7E+04	5,7E+04
4900	7,2E+04	—	—	—	1,7E+04	5,5E+04
5100	7,1E+04	—	—	—	1,7E+04	5,4E+04
5500	6,8E+04	—	—	—	1,7E+04	5,1E+04
5800	6,6E+04	—	—	—	1,7E+04	5,0E+04
6100	6,5E+04	—	—	—	1,7E+04	4,8E+04
6400	6,3E+04	—	—	—	1,7E+04	4,6E+04
7000	5,9E+04	—	—	—	1,7E+04	4,3E+04
8000	5,5E+04	—	—	—	1,7E+04	3,8E+04

3.1.4. Скорость выхода радионуклидов из плакировки крышек двух реакторов

Таблица 17. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке двух крышек реакторов АПЛ заказа № 538 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08Х18Н10Т, затопленных в Карском море на глубине 50 м, в результате радиоактивного распада с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,4E+13	1,4E+13	2,7E+11	3,9E+10	3,2E+08	1,8E+09
20	1,6E+11	1,0E+11	2,2E+10	3,4E+10	3,2E+08	1,8E+09
40	3,4E+10	5,7E+08	1,6E+09	2,9E+10	3,2E+08	1,8E+09
60	2,8E+10	3,2E+06	1,2E+08	2,6E+10	3,2E+08	1,8E+09
80	2,4E+10	1,8E+04	8,3E+06	2,2E+10	3,2E+08	1,8E+09
100	2,2E+10	1,0E+02	6,0E+05	1,9E+10	3,2E+08	1,8E+09
120	1,9E+10	—	4,3E+04	1,7E+10	3,2E+08	1,8E+09
140	1,7E+10	—	3,1E+03	1,5E+10	3,2E+08	1,8E+09
160	1,5E+10	—	2,2E+02	1,3E+10	3,2E+08	1,8E+09
180	1,3E+10	—	1,6E+01	1,1E+10	3,2E+08	1,8E+09
200	1,2E+10	—	1,2E+00	9,7E+09	3,2E+08	1,8E+09
220	1,1E+10	—	—	8,4E+09	3,2E+08	1,8E+09
240	9,4E+09	—	—	7,4E+09	3,2E+08	1,8E+09
260	8,5E+09	—	—	6,4E+09	3,2E+08	1,7E+09
280	7,6E+09	—	—	5,6E+09	3,2E+08	1,7E+09
300	6,9E+09	—	—	4,9E+09	3,2E+08	1,7E+09

Таблица 18. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки двух крышек реакторов АПЛ заказа № 538 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08Х18Н10Т, затопленных в Карском море на глубине 50 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
300	3,1E+05	0,0	0,0	2,1E+05	1,4E+04	7,7E+04
400	2,0E+05	—	—	1,1E+05	1,4E+04	7,6E+04
500	1,4E+05	—	—	5,4E+04	1,4E+04	7,5E+04
600	5,8E+05	—	—	1,4E+05	7,1E+04	3,7E+05

Табл. 18 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
700	5,1E+05	—	—	6,8E+04	7,1E+04	3,7E+05
800	4,7E+05	—	—	3,4E+04	7,0E+04	3,6E+05
900	4,5E+05	—	—	1,7E+04	7,0E+04	3,6E+05
1000	4,3E+05	—	—	8,5E+03	7,0E+04	3,5E+05
1100	4,3E+05	—	—	4,2E+03	7,0E+04	3,5E+05
1200	4,2E+05	—	—	2,1E+03	7,0E+04	3,5E+05
1300	4,1E+05	—	—	1,1E+03	7,0E+04	3,4E+05
1400	4,1E+05	—	—	5,3E+02	7,0E+04	3,4E+05
1500	4,0E+05	—	—	2,7E+02	7,0E+04	3,3E+05
1600	4,0E+05	—	—	1,3E+02	7,0E+04	3,3E+05
1700	5,9E+05	—	—	1,0E+02	1,0E+05	4,9E+05
1800	5,9E+05	—	—	5,0E+01	1,0E+05	4,8E+05
1900	5,8E+05	—	—	2,5E+01	1,0E+05	4,8E+05
2000	5,8E+05	—	—	1,2E+01	1,0E+05	4,7E+05
2100	5,7E+05	—	—	6,3E+00	1,0E+05	4,7E+05
2200	5,6E+05	—	—	3,1E+00	1,0E+05	4,6E+05
2300	5,6E+05	—	—	1,6E+00	1,0E+05	4,5E+05
2400	5,5E+05	—	—	—	1,0E+05	4,5E+05
2500	5,5E+05	—	—	—	1,0E+05	4,4E+05
2600	5,4E+05	—	—	—	1,0E+05	4,4E+05
2700	5,4E+05	—	—	—	1,0E+05	4,3E+05
2800	5,3E+05	—	—	—	1,0E+05	4,3E+05
2900	5,3E+05	—	—	—	1,0E+05	4,2E+05
3000	5,2E+05	—	—	—	1,0E+05	4,2E+05

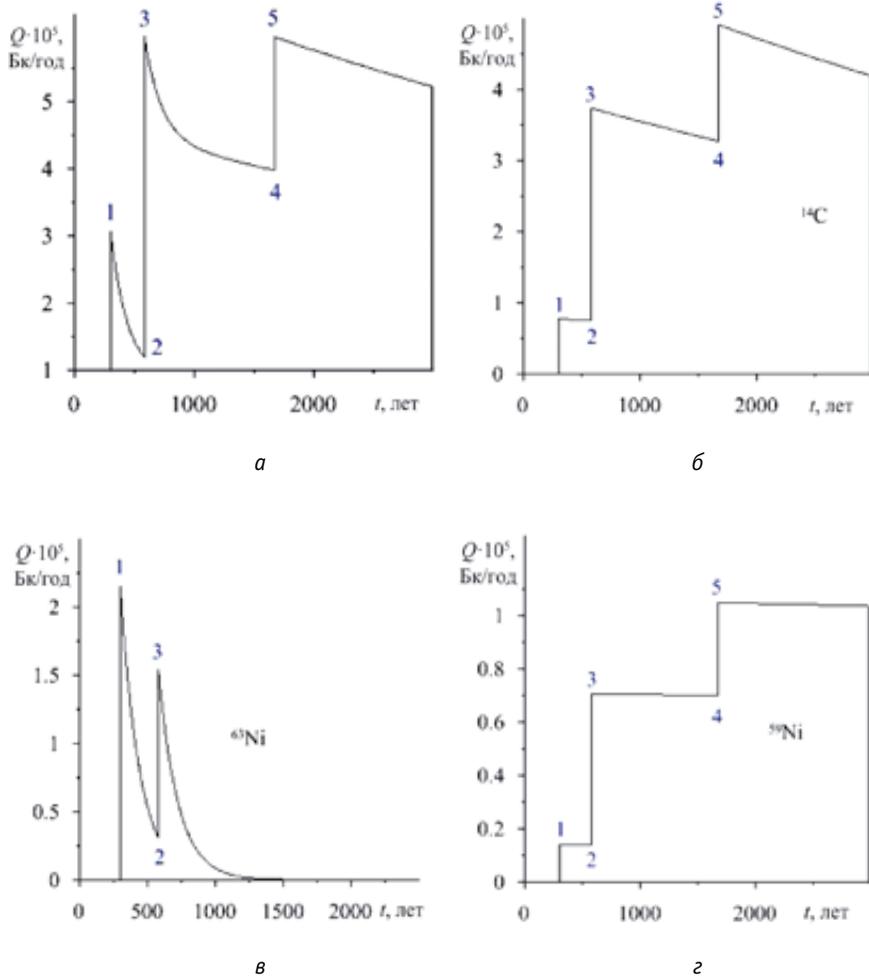


Рис. 8. Скорость выхода наведенных радионуклидов в морскую воду из плакировки крышек двух реакторов из стали 08X18H10T АПЛ заказа № 538 от начала коррозии до полного разрушения: а — суммарная, б — ^{14}C , в — ^{63}Ni , г — ^{59}Ni (1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — питтинг патрубков органов управления, 4—5 — начало полного разрушения внешней части корпуса реактора)

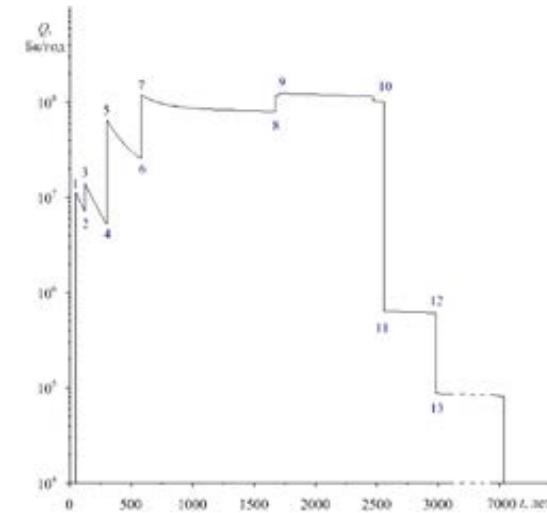


Рис. 9. Суммарная скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов из двух реакторов АПЛ заказа № 538, затопленных в Карском море на глубине 50 м, до полного разрушения при $v_{\text{кор}} \approx 63 \pm 14$ мкм/год для корпуса реактора из стали 48ТС и при $v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год для плакировки из стали 08X18H10T: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — коррозионное разрушение кессона, 4—5 — разрушение герметизирующего фланца, 6—7 — питтинг патрубков органов управления в крышке реактора, 7—11 — разрушение внешней поверхности корпуса реактора, плакировки и ВРК, 12—14 — завершение разрушения реактора

Таблица 19. Суммарная скорость выхода в морскую воду радионуклидов из двух реакторов АПЛ заказа № 538, затопленных в Карском море на глубине 50 м, до полного разрушения при скорости коррозии для корпуса реактора из стали 48ТС

$v_{\text{кор}} \approx 63 \pm 14$ мкм/год и нержавеющей стали 08X18H10T
 $v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год, Бк/год

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
50	1,1E+07	1,2E+04	1,4E+05	1,0E+07	1,2E+05	6,7E+05
60	1,0E+07	1,2E+03	4,3E+04	9,6E+06	1,2E+05	6,7E+05
80	9,2E+06	6,9E+00	3,1E+03	8,4E+06	1,2E+05	6,7E+05
87	8,8E+06	1,1E+00	1,2E+03	8,0E+06	1,2E+05	6,7E+05
100	8,1E+06	—	2,2E+02	7,3E+06	1,2E+05	6,7E+05
120	7,1E+06	—	1,6E+01	6,3E+06	1,2E+05	6,7E+05

Табл. 19 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
140	1,3E+07	—	2,3E+00	1,1E+07	2,4E+05	1,3E+06
146	1,2E+07	—	1,1E+00	1,1E+07	2,4E+05	1,3E+06
200	8,9E+06	—	—	7,3E+06	2,4E+05	1,3E+06
500	3,1E+07	—	—	1,1E+07	3,0E+06	1,6E+07
1000	8,6E+07	—	—	1,7E+06	1,4E+07	7,1E+07
1500	8,1E+07	—	—	5,3E+04	1,4E+07	6,7E+07
2000	1,2E+08	—	—	2,6E+03	2,2E+07	9,8E+07
2500	1,0E+08	—	—	—	1,9E+07	8,3E+07
3000	8,7E+04	—	—	—	1,7E+04	7,0E+04
3500	8,3E+04	—	—	—	1,7E+04	6,5E+04
4000	7,9E+04	—	—	—	1,7E+04	6,2E+04
4500	7,5E+04	—	—	—	1,7E+04	5,8E+04
5000	7,2E+04	—	—	—	1,7E+04	5,5E+04
5500	6,8E+04	—	—	—	1,7E+04	5,1E+04
6000	6,5E+04	—	—	—	1,7E+04	4,8E+04
6500	6,2E+04	—	—	—	1,7E+04	4,6E+04
7000	5,9E+04	—	—	—	1,7E+04	4,3E+04
8000	5,5E+04	—	—	—	1,7E+04	3,8E+04

3.2. Выход радионуклидов из реакторных отсеков АПЛ заказа № 254

В Карском море в районе № 6 у архипелага Новая Земля в заливе Абросимова на глубине 20 м затоплено два РО АПЛ без ОЯТ заказов № 254 и 260 и два РО АПЛ с ОЯТ заказов № 285 и 901. Реакторы заполнены фурфуролом, что увеличивает время начала выхода радионуклидов в морскую воду. Коррозионное разрушение реакторного отсека, описанное ранее на примере АПЛ заказа № 901, будет незначительно отличаться от РО АПЛ заказов № 254 и 260 за исключением того, что у последних не было булей. В связи с этим переборка толщиной 10 мм из углеродистой стали начинает корродировать сразу и более

интенсивно со скоростью $v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год с коэффициентом $n = 1$ (для АПЛ заказа № 901 в подобных условиях $n = 0,5$). Время полного разрушения составит 110 ± 30 лет, питтинга — около 44 лет (табл. 20).

Таблица 20. Изменение остаточной толщины (мм) переборки РО заказов № 254 и 260 толщиной 10 мм из стали АК-25 в районе № 6 в Карском море на глубине 20 м от времени коррозионного разрушения

Год	Скорость коррозии, мкм/год		
	минимальная (50)	средняя (65)	максимальная (80)
0	10,0	10,0	10,0
10	9,5	9,3	9,1
20	9,1	8,6	8,2
30	8,6	8,0	7,4
40	8,2	7,3	6,1
50	7,7	6,5	4,7
60	7,3	5,3	3,2
70	6,6	4,2	1,7
80	5,8	3,1	0,2
82	5,7	2,9	0,0
90	5,0	1,9	—
100	4,2	0,8	—
107	3,8	0,0	—
110	3,4	—	—
120	2,7	—	—
130	1,9	—	—
140	1,1	—	—
150	0,3	—	—
153	0,0	—	—

В связи с тем, что время питтинга сопоставимо, а полное коррозионное разрушение переборки отличается всего на 8 лет и попадает в пределы погрешности (115 ± 35 лет для АПЛ заказа № 901 с булями), для расчета скорости выхода радионуклидов будет использована модель коррозионного разрушения, ранее описанная применительно к АПЛ заказа № 901.

По данным [237] суммарная активность двух реакторов АПЛ заказа № 254 на момент затопления составляла 1839 Тбк. Расчет наведенной активности элементов и конструкций реакторов целесообразно проводить для идентичных АПЛ заказов № 254 и 260, также как и для АПЛ заказа № 538. Результаты расчетов наведенной активности, а также площадь поверхности и объем активированного материала для отдельных элементов конструкций двух реакторов для АПЛ заказов № 254 и 260 представлены в табл. 21.

Таблица 21. Наведенная активность отдельных конструкций для двух реакторов на АПЛ заказов № 254 и 260

Конструкция	Площадь активированной поверхности, м ²	Объем активированного материала, м ³	Активность, Тбк	
			АПЛ заказа № 254 (два реактора)	АПЛ заказа № 260 (два реактора)
Суммарная	—	—	1839	1097
ВРК	91,1	0,49	1750	1042
Корпус реактора	17,2	1,6	8	5
Плакировка корпуса	14,6	0,08	72	45
Крышка реактора	11,6	1,46	1	0,5
Плакировка крышки	4,05	1,82·10 ⁻²	9	4,5

Таблица 22. Наведенная активность нуклидов в конструктивных элементах двух реакторов АПЛ заказа № 254 на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк				
			ВРК	Корпус реактора	Плакировка корпуса реактора	Крышка реактора	Плакировка крышки реактора
⁵⁵ Fe	2,68	2,6E-01	1,7E+15	7,8E+12	7,1E+13	9,8E+11	8,8E+12
⁶⁰ Co	5,27	1,3E-01	3,0E+13	1,4E+11	1,2E+12	1,7E+10	1,5E+11
⁶³ Ni	100,1	6,9E-03	3,8E+12	1,7E+10	1,6E+11	2,2E+09	1,9E+10
⁵⁹ Ni	75000	9,2E-06	3,1E+10	1,4E+08	1,3E+09	1,8E+07	1,6E+08
¹⁴ C	5730	1,2E-04	1,8E+11	8,0E+08	7,2E+09	1,0E+08	9,0E+08
Суммарная активность	—	—	1,8E+15	8,0E+12	7,2E+13	1,0E+12	9,0E+12

3.2.1. Скорость выхода радионуклидов из корпусов двух реакторов

После затопления отсека выход радионуклидов с внешней поверхности корпусов реакторов из легированной стали толщиной 100 мм в морскую воду происходит сразу после его разгерметизации, т. е. примерно через 44 года с момента затопления. При скорости коррозии для углеродистой стали $v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год время полного коррозионного разрушения составит примерно 1600 лет. До момента поступления воды в отсек активность будет уменьшаться в соответствии с законом радиоактивного распада, далее начнется коррозия их внешней оболочки и выход радионуклидов в морскую воду до полного разрушения (табл. 23 и 24).

Таблица 23. Изменение наведенной активности радионуклидов в корпусах двух реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м от момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1	6,2E+12	6,1E+12	1,2E+11	1,7E+10	1,4E+08	8,0E+08
5	2,2E+12	2,2E+12	7,1E+10	1,7E+10	1,4E+08	8,0E+08
10	6,4E+11	5,9E+11	3,7E+10	1,6E+10	1,4E+08	8,0E+08
15	2,0E+11	1,6E+11	1,9E+10	1,6E+10	1,4E+08	8,0E+08
20	7,0E+10	4,4E+10	9,8E+09	1,5E+10	1,4E+08	8,0E+08
25	3,3E+10	1,2E+10	5,1E+09	1,4E+10	1,4E+08	8,0E+08
30	2,1E+10	3,3E+09	2,6E+09	1,4E+10	1,4E+08	8,0E+08
35	1,7E+10	9,2E+08	1,4E+09	1,4E+10	1,4E+08	8,0E+08
40	1,5E+10	2,5E+08	7,1E+08	1,3E+10	1,4E+08	8,0E+08
44	1,4E+10	9,0E+07	4,2E+08	1,3E+10	1,4E+08	8,0E+08

Таблица 24. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения их внешних оболочек, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	9,8E+06	4,8E+04	2,6E+05	8,8E+06	9,9E+04	5,6E+05
50	9,3E+06	1,3E+04	1,3E+05	8,5E+06	9,9E+04	5,6E+05
60	8,6E+06	1,0E+03	3,6E+04	7,9E+06	9,9E+04	5,6E+05
70	8,1E+06	7,5E+01	9,6E+03	7,4E+06	9,9E+04	5,5E+05
80	7,6E+06	5,7E+00	2,6E+03	6,9E+06	9,9E+04	5,5E+05

Табл. 24 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
90	7,1E+06	—	6,9E+02	6,5E+06	9,9E+04	5,5E+05
100	6,7E+06	—	1,9E+02	6,0E+06	9,9E+04	5,5E+05
200	3,7E+06	—	—	3,0E+06	9,9E+04	5,5E+05
300	2,1E+06	—	—	1,5E+06	9,9E+04	5,4E+05
400	1,4E+06	—	—	7,5E+05	9,9E+04	5,3E+05
500	1,0E+06	—	—	3,8E+05	9,9E+04	5,3E+05
600	8,1E+05	—	—	1,9E+05	9,9E+04	5,2E+05
700	7,1E+05	—	—	9,4E+04	9,8E+04	5,1E+05
800	6,5E+05	—	—	4,7E+04	9,8E+04	5,1E+05
900	6,2E+05	—	—	2,4E+04	9,8E+04	5,0E+05
1000	6,1E+05	—	—	1,2E+04	9,8E+04	5,0E+05
1100	5,9E+05	—	—	5,9E+03	9,8E+04	4,9E+05
1200	5,8E+05	—	—	3,0E+03	9,8E+04	4,8E+05
1300	5,8E+05	—	—	1,5E+03	9,8E+04	4,8E+05
1400	5,7E+05	—	—	7,4E+02	9,8E+04	4,7E+05
1500	5,6E+05	—	—	3,7E+02	9,8E+04	4,7E+05
1600	5,6E+05	—	—	1,9E+02	9,8E+04	4,6E+05

Табл. 25 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
20	8,8E+09	5,6E+09	1,2E+09	1,9E+09	1,8E+07	1,0E+08
25	4,1E+09	1,5E+09	6,4E+08	1,8E+09	1,8E+07	1,0E+08
30	2,6E+09	4,2E+08	3,3E+08	1,7E+09	1,8E+07	1,0E+08
35	2,1E+09	1,1E+08	1,7E+08	1,7E+09	1,8E+07	1,0E+08
40	1,9E+09	3,2E+07	8,9E+07	1,6E+09	1,8E+07	1,0E+08
44	1,8E+09	1,1E+07	5,2E+07	1,6E+09	1,8E+07	9,9E+07

Таблица 26. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из двух крышек реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения их внешних оболочек, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	9,0E+05	4,5E+03	2,4E+04	8,1E+05	9,1E+03	5,1E+04
50	8,6E+05	1,2E+03	1,2E+04	7,9E+05	9,1E+03	5,1E+04
60	8,0E+05	9,2E+01	3,3E+03	7,3E+05	9,1E+03	5,1E+04
70	7,5E+05	6,9E+00	8,9E+02	6,8E+05	9,1E+03	5,1E+04
80	7,0E+05	—	2,4E+02	6,4E+05	9,1E+03	5,1E+04
90	6,6E+05	—	6,4E+01	6,0E+05	9,1E+03	5,1E+04
100	6,2E+05	—	1,7E+01	5,6E+05	9,1E+03	5,1E+04
110	5,8E+05	—	4,6E+00	5,2E+05	9,1E+03	5,1E+04
120	5,4E+05	—	1,2E+00	4,8E+05	9,1E+03	5,1E+04
500	9,3E+04	—	—	3,5E+04	9,1E+03	4,9E+04
1000	5,6E+04	—	—	1,1E+03	9,1E+03	4,6E+04
1500	5,2E+04	—	—	3,4E+01	9,0E+03	4,3E+04
2000	5,0E+04	—	—	1,1E+00	9,0E+03	4,1E+04
2500	4,7E+04	—	—	—	8,9E+03	3,8E+04
3000	4,5E+04	—	—	—	8,9E+03	3,6E+04
3500	4,3E+04	—	—	—	8,9E+03	3,4E+04
4000	4,1E+04	—	—	—	8,8E+03	3,2E+04
4500	3,9E+04	—	—	—	8,8E+03	3,0E+04
5000	3,7E+04	—	—	—	8,7E+03	2,8E+04
5500	3,5E+04	—	—	—	8,7E+03	2,7E+04
6000	3,4E+04	—	—	—	8,7E+03	2,5E+04

3.2.2. Скорость выхода радионуклидов из крышек реакторов

Расчет скорости выхода радионуклидов в морскую воду из внешних оболочек крышек реакторов аналогичен расчетам, проведенным для корпусов, так как контакт с морской водой происходит одновременно примерно через 44 года с момента затопления, но время полного коррозионного разрушения составит около 6200 лет. Также вначале спад активности происходит в соответствии с законом радиоактивного распада, и далее начинается выход радионуклидов в морскую воду (табл. 25 и 26).

Таблица 25. Изменение наведенной активности радионуклидов в двух крышках реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,7E+11	7,6E+11	1,5E+10	2,1E+09	1,8E+07	1,0E+08
5	2,8E+11	2,7E+11	8,9E+09	2,1E+09	1,8E+07	1,0E+08
10	8,1E+10	7,4E+10	4,6E+09	2,0E+09	1,8E+07	1,0E+08
15	2,5E+10	2,0E+10	2,4E+09	1,9E+09	1,8E+07	1,0E+08

Скорость выхода радионуклидов в морскую воду для плакировочных накладок корпуса и крышки реактора, а также для ВРК рассчитана с учетом значений коэффициента скорости коррозии и периодов их действия, полученных при расчете времени коррозионного разрушения (табл. 27).

Таблица 27. Коэффициенты скорости коррозии и периоды их изменений при коррозионном разрушении плакировочных накладок корпусов и крышек двух реакторов, а также ВРК, находящихся в РО АПЛ, затопленном в Карском море на глубине 20 м, при $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год

Конструктив реактора	Растворение фурфурола			
	100 лет		500 лет	
	период	<i>n</i>	период	<i>n</i>
Плакировка корпуса	0—420	Радиоактивный распад	0—820	Радиоактивный распад
	420—740	0,1 (внутр.)	820—1610	0,5 (внутр.)
	740—1610	0,5 (внутр.)	1610—2810	0,75 + 1 (внешн.)
	1610—2770	0,75+1(внешн.)	—	—
Плакировка крышки	0—420	Радиоактивный распад	0—820	Радиоактивный распад
	420—740	0,1 (внутр.)	820—1610	0,5 (внутр.)
	740—1610	0,5 (внутр.)	1610—4410	0,75 (внутр.)
	1610—4310	0,75 (внутр.)	—	—
ВРК	0—420	Радиоактивный распад	0—820	Радиоактивный распад
	420—740	0,1	820—1610	0,5
	740—1610	0,5	1610—2740	0,75
	1610—2650	0,75	—	—

3.2.3. Скорость выхода радионуклидов из ВРК

Таблица 28. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из двух ВРК РО АПЛ заказа № 254 ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
421	1,5E+07	0,0	0,0	7,6E+06	1,1E+06	6,2E+06
600	9,4E+06	—	—	2,2E+06	1,1E+06	6,1E+06

Табл. 28 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
800	3,8E+07	—	—	2,7E+06	5,7E+06	3,0E+07
1000	3,5E+07	—	—	6,9E+05	5,7E+06	2,9E+07
1200	3,4E+07	—	—	1,7E+05	5,7E+06	2,8E+07
1400	3,3E+07	—	—	4,3E+04	5,7E+06	2,7E+07
1600	3,3E+07	—	—	1,1E+04	5,7E+06	2,7E+07
1800	4,8E+07	—	—	4,1E+03	8,5E+06	3,9E+07
2000	4,7E+07	—	—	1,0E+03	8,5E+06	3,8E+07
2200	4,6E+07	—	—	2,5E+02	8,5E+06	3,7E+07
2400	4,5E+07	—	—	6,4E+01	8,5E+06	3,7E+07
2600	4,4E+07	—	—	1,6E+01	8,4E+06	3,6E+07
2650	4,4E+07	—	—	1,1E+01	8,4E+06	3,5E+07

Таблица 29. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 500 лет (примерно через 820 лет с момента затопления) из двух ВРК РО АПЛ заказа № 254 ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
821	3,8E+07	0,0	0,0	2,4E+06	5,7E+06	2,9E+07
1000	3,5E+07	—	—	6,9E+05	5,7E+06	2,9E+07
1200	3,4E+07	—	—	1,7E+05	5,7E+06	2,8E+07
1400	3,3E+07	—	—	4,3E+04	5,7E+06	2,7E+07
1600	3,3E+07	—	—	1,1E+04	5,7E+06	2,7E+07
1800	4,8E+07	—	—	4,1E+03	8,5E+06	3,9E+07
2000	4,7E+07	—	—	1,0E+03	8,5E+06	3,8E+07
2200	4,6E+07	—	—	2,5E+02	8,5E+06	3,7E+07
2400	4,5E+07	—	—	6,4E+01	8,5E+06	3,7E+07
2600	4,4E+07	—	—	1,6E+01	8,4E+06	3,6E+07
2740	4,3E+07	—	—	6,0E+00	8,4E+06	3,5E+07

3.2.4. Скорость выхода радионуклидов из плакировки корпуса реактора

Таблица 30. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 5 мм из нержавеющей стали, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	5,6E+13	5,5E+13	1,1E+12	1,5E+11	1,3E+09	7,2E+09
50	1,2E+11	1,7E+08	1,7E+09	1,1E+11	1,3E+09	7,2E+09
100	8,6E+10	4,1E+02	2,4E+06	7,8E+10	1,3E+09	7,1E+09
150	6,3E+10	—	3,3E+03	5,5E+10	1,3E+09	7,1E+09
200	4,7E+10	—	4,6E+00	3,9E+10	1,3E+09	7,0E+09
250	3,6E+10	—	—	2,7E+10	1,3E+09	7,0E+09
300	2,8E+10	—	—	1,9E+10	1,3E+09	6,9E+09
350	2,2E+10	—	—	1,4E+10	1,3E+09	6,9E+09
400	1,8E+10	—	—	9,7E+09	1,3E+09	6,9E+09
450	1,5E+10	—	—	6,9E+09	1,3E+09	6,8E+09
500	1,3E+10	—	—	4,9E+09	1,3E+09	6,8E+09
550	1,1E+10	—	—	3,4E+09	1,3E+09	6,7E+09
600	1,0E+10	—	—	2,4E+09	1,3E+09	6,7E+09
650	9,6E+09	—	—	1,7E+09	1,3E+09	6,7E+09
700	9,1E+09	—	—	1,2E+09	1,3E+09	6,6E+09
750	8,7E+09	—	—	8,6E+08	1,3E+09	6,6E+09
800	8,4E+09	—	—	6,1E+08	1,3E+09	6,5E+09
820	8,3E+09	—	—	5,3E+08	1,3E+09	6,5E+09
1000	7,8E+09	—	—	1,5E+08	1,3E+09	6,4E+09
1200	7,5E+09	—	—	3,8E+07	1,3E+09	6,2E+09
1400	7,3E+09	—	—	9,5E+06	1,3E+09	6,1E+09
1600	7,2E+09	—	—	2,4E+06	1,3E+09	5,9E+09

Таблица 31. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из плакировки корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 5 мм ($v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
421	6,0E+05	0,0	0,0	3,1E+05	4,6E+04	2,5E+05
600	3,8E+05	—	—	8,9E+04	4,6E+04	2,4E+05
800	1,5E+06	—	—	1,1E+05	2,3E+05	1,2E+06
1000	1,4E+06	—	—	2,8E+04	2,3E+05	1,2E+06
1200	1,4E+06	—	—	7,0E+03	2,3E+05	1,1E+06
1400	1,3E+06	—	—	1,7E+03	2,3E+05	1,1E+06
1600	1,3E+06	—	—	4,4E+02	2,3E+05	1,1E+06
1800	4,5E+06	—	—	3,8E+02	8,0E+05	3,7E+06
2000	4,4E+06	—	—	9,6E+01	8,0E+05	3,6E+06
2200	4,3E+06	—	—	2,4E+01	8,0E+05	3,5E+06
2400	4,2E+06	—	—	6,0E+00	8,0E+05	3,4E+06
2600	4,2E+06	—	—	1,5E+00	8,0E+05	3,4E+06
2800	4,1E+06	—	—	—	7,9E+05	3,3E+06

Таблица 32. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 500 лет (примерно через 820 лет с момента затопления) из плакировок двух корпусов реактора РО АПЛ заказа № 254 толщиной 5 мм ($v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
821	1,5E+06	0,0	0,0	9,6E+04	2,3E+05	1,2E+06
1000	1,4E+06	—	—	2,8E+04	2,3E+05	1,2E+06
1200	1,4E+06	—	—	7,0E+03	2,3E+05	1,1E+06
1400	1,3E+06	—	—	1,7E+03	2,3E+05	1,1E+06
1600	1,3E+06	—	—	4,4E+02	2,3E+05	1,1E+06
1800	4,5E+06	—	—	3,8E+02	8,0E+05	3,7E+06
2000	4,4E+06	—	—	9,6E+01	8,0E+05	3,6E+06
2200	4,3E+06	—	—	2,4E+01	8,0E+05	3,5E+06
2400	4,2E+06	—	—	6,0E+00	8,0E+05	3,4E+06
2600	4,2E+06	—	—	1,5E+00	8,0E+05	3,4E+06
2800	4,1E+06	—	—	—	7,9E+05	3,3E+06

3.2.5. Скорость выхода радионуклидов из плакировки крышек реакторов

Таблица 33. Изменение наведенной активности радионуклидов в результате радиоактивного распада в плакировках двух крышек реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 5 мм, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1	7,0E+12	6,8E+12	1,3E+11	1,9E+10	1,6E+08	9,0E+08
50	1,5E+10	2,1E+07	2,1E+08	1,4E+10	1,6E+08	8,9E+08
100	1,1E+10	5,2E+01	3,0E+05	9,7E+09	1,6E+08	8,9E+08
150	7,9E+09	—	4,2E+02	6,9E+09	1,6E+08	8,8E+08
200	5,9E+09	—	—	4,8E+09	1,6E+08	8,8E+08
250	4,5E+09	—	—	3,4E+09	1,6E+08	8,7E+08
300	3,5E+09	—	—	2,4E+09	1,6E+08	8,7E+08
350	2,7E+09	—	—	1,7E+09	1,6E+08	8,6E+08
400	2,2E+09	—	—	1,2E+09	1,6E+08	8,6E+08
450	1,9E+09	—	—	8,6E+08	1,6E+08	8,5E+08
500	1,6E+09	—	—	6,1E+08	1,6E+08	8,5E+08
550	1,4E+09	—	—	4,3E+08	1,6E+08	8,4E+08
600	1,3E+09	—	—	3,0E+08	1,6E+08	8,4E+08
650	1,2E+09	—	—	2,1E+08	1,6E+08	8,3E+08
700	1,1E+09	—	—	1,5E+08	1,6E+08	8,3E+08
750	1,1E+09	—	—	1,1E+08	1,6E+08	8,2E+08
800	1,1E+09	—	—	7,6E+07	1,6E+08	8,2E+08
820	1,0E+09	—	—	6,6E+07	1,6E+08	8,2E+08

Таблица 34. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из плакировок двух крышек реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 5 мм ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
421	9,2E+04	0,0	0,0	4,7E+04	7,1E+03	3,8E+04
800	2,3E+05	—	—	1,7E+04	3,5E+04	1,8E+05
1200	2,1E+05	—	—	1,1E+03	3,5E+04	1,7E+05
1600	2,0E+05	—	—	6,6E+01	3,5E+04	1,7E+05
2000	2,9E+05	—	—	6,2E+00	5,2E+04	2,4E+05

Табл. 34 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
2400	2,8E+05	—	—	—	5,2E+04	2,2E+05
2800	2,7E+05	—	—	—	5,2E+04	2,1E+05
3200	2,6E+05	—	—	—	5,2E+04	2,0E+05
3600	2,5E+05	—	—	—	5,1E+04	1,9E+05
4000	2,4E+05	—	—	—	5,1E+04	1,9E+05
4300	2,3E+05	—	—	—	5,1E+04	1,8E+05

Таблица 35. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 500 лет (примерно через 820 лет с момента затопления) из плакировок двух крышек реакторов РО АПЛ заказа № 254 толщиной 5 мм ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
821	2,3E+05	0,0	0,0	1,5E+04	3,5E+04	1,8E+05
1200	2,1E+05	—	—	1,1E+03	3,5E+04	1,7E+05
1600	2,0E+05	—	—	6,6E+01	3,5E+04	1,7E+05
2000	2,9E+05	—	—	6,2E+00	5,2E+04	2,4E+05
2400	2,8E+05	—	—	—	5,2E+04	2,2E+05
2800	2,7E+05	—	—	—	5,2E+04	2,1E+05
3200	2,6E+05	—	—	—	5,2E+04	2,0E+05
3600	2,5E+05	—	—	—	5,1E+04	1,9E+05
4000	2,4E+05	—	—	—	5,1E+04	1,9E+05
4400	2,3E+05	—	—	—	5,1E+04	1,8E+05

Суммарный выход радионуклидов в морскую воду из двух реакторов РО АПЛ заказа № 254. По результатам расчетов, приведенных выше, построены результирующие графики скорости выхода наведенных радионуклидов для скорости коррозии нержавеющей стали 08X18H10T $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год и растворении фурфурола за 100 лет (рис. 10, табл. 36).

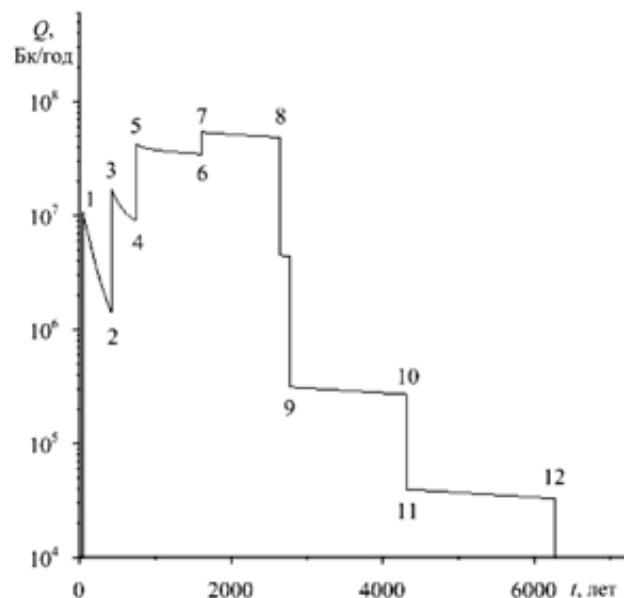


Рис. 10. Суммарная скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов из двух реакторов РО АПЛ заказа № 254, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения при скорости коррозии стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 лет: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — появление язвенных отверстий в импульсных трубках первых контуров, 4—5 — питтинг гильз штоков компенсирующей решетки и трубопроводов систем подпитки первого контура, 5—9 — разрушение внешней поверхности корпусов реакторов, плакировок и ВРК, 10—12 — завершение разрушения плакировок крышек реакторов и внешней поверхности крышек реакторов

Таблица 36. Суммарная скорость выхода в морскую воду радионуклидов из РО АПЛ заказа № 254, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения при скорости коррозии стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 лет, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
75	8,4E+06	1,3E+01	4,2E+03	7,7E+06	1,1E+05	6,1E+05
120	6,4E+06	—	1,3E+01	5,7E+06	1,1E+05	6,0E+05
400	1,5E+06	—	—	8,2E+05	1,1E+05	5,8E+05
800	4,0E+07	—	—	2,9E+06	6,1E+06	3,1E+07
1200	3,6E+07	—	—	1,8E+05	6,1E+06	3,0E+07
1600	3,5E+07	—	—	1,2E+04	6,1E+06	2,9E+07
2000	5,2E+07	—	—	1,1E+03	9,3E+06	4,2E+07

Табл. 36 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
2400	5,0E+07	—	—	—	9,3E+06	4,0E+07
2800	3,1E+05	—	—	—	6,1E+04	2,5E+05
3200	3,0E+05	—	—	—	6,1E+04	2,4E+05
3600	2,9E+05	—	—	—	6,0E+04	2,3E+05
4000	2,8E+05	—	—	—	6,0E+04	2,2E+05
4400	3,9E+04	—	—	—	8,8E+03	3,0E+04
4800	3,8E+04	—	—	—	8,8E+03	2,9E+04
5200	3,6E+04	—	—	—	8,7E+03	2,8E+04
5600	3,5E+04	—	—	—	8,7E+03	2,6E+04
6000	3,4E+04	—	—	—	8,7E+03	2,5E+04
6300	3,3E+04	—	—	—	8,6E+03	2,4E+04

3.3. Выход радионуклидов из двух реакторов АПЛ заказа № 260

По данным [237], суммарная активность в РО АПЛ заказа № 260 составляет 1097 ТБк. Наведенная активность нуклидов на момент затопления представлена в табл. 37.

Таблица 37. Наведенная активность радионуклидов в реакторном отсеке заказа № 260 на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк				
			ВРК	Корпус реактора	Плакировка корпуса реактора	Крышка реактора	Плакировка крышки реактора
⁵⁵ Fe	2,68	2,6E-01	1,0E+15	4,9E+12	4,4E+13	4,9E+11	4,4E+12
⁶⁰ Co	5,27	1,3E-01	1,8E+13	8,5E+10	7,7E+11	8,5E+09	7,7E+10
⁶³ Ni	100,1	6,9E-03	2,2E+12	1,1E+10	9,7E+10	1,1E+09	9,7E+09
⁵⁹ Ni	75000	9,2E-06	1,9E+10	8,9E+07	8,0E+08	8,9E+06	8,0E+07
¹⁴ C	5730	1,2E-04	1,0E+11	5,0E+08	4,5E+09	5,0E+07	4,5E+08
Суммарная активность	—	—	1,0E+15	5,0E+12	4,5E+13	5,0E+11	4,5E+12

3.3.1. Скорость выхода радионуклидов из корпуса реактора АПЛ заказа № 260

Таблица 38. Изменение наведенной активности радионуклидов с внешней поверхности корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	3,9E+12	3,8E+12	7,5E+10	1,1E+10	8,9E+07	5,0E+08
5	1,4E+12	1,3E+12	4,4E+10	1,0E+10	8,9E+07	5,0E+08
10	4,0E+11	3,7E+11	2,3E+10	1,0E+10	8,9E+07	5,0E+08
15	1,2E+11	1,0E+11	1,2E+10	9,7E+09	8,9E+07	5,0E+08
20	4,4E+10	2,8E+10	6,2E+09	9,4E+09	8,9E+07	5,0E+08
25	2,0E+10	7,6E+09	3,2E+09	9,0E+09	8,9E+07	5,0E+08
30	1,3E+10	2,1E+09	1,7E+09	8,7E+09	8,9E+07	5,0E+08
35	1,0E+10	5,7E+08	8,6E+08	8,4E+09	8,9E+07	5,0E+08
40	9,3E+09	1,6E+08	4,4E+08	8,2E+09	8,9E+07	5,0E+08
44	8,8E+09	5,6E+07	2,6E+08	7,9E+09	8,9E+07	5,0E+08

Таблица 39. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внешних поверхностей корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	6,1E+06	3,0E+04	1,6E+05	5,5E+06	6,2E+04	3,5E+05
50	5,8E+06	8,3E+03	8,3E+04	5,3E+06	6,2E+04	3,5E+05
60	5,4E+06	6,2E+02	2,2E+04	5,0E+06	6,2E+04	3,5E+05
70	5,0E+06	4,7E+01	6,0E+03	4,6E+06	6,2E+04	3,5E+05
80	4,7E+06	3,5E+00	1,6E+03	4,3E+06	6,2E+04	3,5E+05
90	4,4E+06	—	4,3E+02	4,0E+06	6,2E+04	3,5E+05
100	4,2E+06	—	1,2E+02	3,8E+06	6,2E+04	3,5E+05
200	2,3E+06	—	—	1,9E+06	6,2E+04	3,4E+05
300	1,3E+06	—	—	9,4E+05	6,2E+04	3,4E+05
400	8,7E+05	—	—	4,7E+05	6,2E+04	3,3E+05
500	6,3E+05	—	—	2,4E+05	6,2E+04	3,3E+05
600	5,0E+05	—	—	1,2E+05	6,2E+04	3,3E+05

Табл. 39 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
700	4,4E+05	—	—	5,9E+04	6,2E+04	3,2E+05
800	4,1E+05	—	—	3,0E+04	6,1E+04	3,2E+05
900	3,9E+05	—	—	1,5E+04	6,1E+04	3,1E+05
1000	3,8E+05	—	—	7,4E+03	6,1E+04	3,1E+05
1100	3,7E+05	—	—	3,7E+03	6,1E+04	3,1E+05
1200	3,7E+05	—	—	1,9E+03	6,1E+04	3,0E+05
1300	3,6E+05	—	—	9,3E+02	6,1E+04	3,0E+05
1400	3,6E+05	—	—	4,6E+02	6,1E+04	3,0E+05
1500	3,5E+05	—	—	2,3E+02	6,1E+04	2,9E+05
1600	3,5E+05	—	—	1,2E+02	6,1E+04	2,9E+05

3.3.2. Скорость выхода радионуклидов из крышки реактора АПЛ заказа № 260

Таблица 40. Изменение наведенной активности радионуклидов внешних поверхностей крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	3,9E+11	3,8E+11	7,5E+09	1,1E+09	8,9E+06	5,0E+07
5	1,4E+11	1,3E+11	4,4E+09	1,0E+09	8,9E+06	5,0E+07
10	4,0E+10	3,7E+10	2,3E+09	1,0E+09	8,9E+06	5,0E+07
15	1,2E+10	1,0E+10	1,2E+09	9,7E+08	8,9E+06	5,0E+07
20	4,4E+09	2,8E+09	6,2E+08	9,4E+08	8,9E+06	5,0E+07
25	2,0E+09	7,6E+08	3,2E+08	9,0E+08	8,9E+06	5,0E+07
30	1,3E+09	2,1E+08	1,7E+08	8,7E+08	8,9E+06	5,0E+07
35	1,0E+09	5,7E+07	8,6E+07	8,4E+08	8,9E+06	5,0E+07
40	9,3E+08	1,6E+07	4,4E+07	8,2E+08	8,9E+06	5,0E+07
44	8,8E+08	5,6E+06	2,6E+07	7,9E+08	8,9E+06	5,0E+07

Таблица 41. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов с внешних поверхностей крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	4,5E+05	2,2E+03	1,2E+04	4,1E+05	4,6E+03	2,6E+04
50	4,3E+05	6,1E+02	6,1E+03	3,9E+05	4,6E+03	2,6E+04
60	4,0E+05	4,6E+01	1,6E+03	3,7E+05	4,6E+03	2,6E+04
70	3,7E+05	3,5E+00	4,4E+02	3,4E+05	4,6E+03	2,6E+04
80	3,5E+05	—	1,2E+02	3,2E+05	4,6E+03	2,6E+04
90	3,3E+05	—	3,2E+01	3,0E+05	4,6E+03	2,6E+04
100	3,1E+05	—	8,6E+00	2,8E+05	4,6E+03	2,6E+04
110	2,9E+05	—	2,3E+00	2,6E+05	4,6E+03	2,5E+04
120	2,7E+05	—	—	2,4E+05	4,6E+03	2,5E+04
500	4,6E+04	—	—	1,7E+04	4,6E+03	2,4E+04
1000	2,8E+04	—	—	5,5E+02	4,5E+03	2,3E+04
1500	2,6E+04	—	—	1,7E+01	4,5E+03	2,2E+04
2000	2,5E+04	—	—	—	4,5E+03	2,0E+04
2500	2,4E+04	—	—	—	4,5E+03	1,9E+04
3000	2,2E+04	—	—	—	4,4E+03	1,8E+04
3500	2,1E+04	—	—	—	4,4E+03	1,7E+04
4000	2,0E+04	—	—	—	4,4E+03	1,6E+04
4500	1,9E+04	—	—	—	4,4E+03	1,5E+04
5000	1,8E+04	—	—	—	4,4E+03	1,4E+04
5500	1,8E+04	—	—	—	4,3E+03	1,3E+04
6000	1,7E+04	—	—	—	4,3E+03	1,2E+04

3.3.3. Скорость выхода радионуклидов из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 260

Таблица 42. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировках корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 5 мм из нержавеющей стали с учетом времени растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления), затопленных в Карском море на глубине 20 м, до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1	3,5E+13	3,4E+13	6,7E+11	9,6E+10	8,0E+08	4,5E+09
50	7,5E+10	1,1E+08	1,1E+09	6,8E+10	8,0E+08	4,5E+09

Табл. 42 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
100	5,4E+10	2,6E+02	1,5E+06	4,8E+10	8,0E+08	4,4E+09
150	3,9E+10	—	2,1E+03	3,4E+10	8,0E+08	4,4E+09
200	2,9E+10	—	2,9E+00	2,4E+10	8,0E+08	4,4E+09
250	2,2E+10	—	—	1,7E+10	8,0E+08	4,4E+09
300	1,7E+10	—	—	1,2E+10	8,0E+08	4,3E+09
350	1,4E+10	—	—	8,6E+09	7,9E+08	4,3E+09
400	1,1E+10	—	—	6,1E+09	7,9E+08	4,3E+09
420	1,0E+10	—	—	5,3E+09	7,9E+08	4,3E+09

Таблица 43. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 260 толщиной 5 мм из нержавеющей стали ($v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
421	3,8E+05	0,0	0,0	1,9E+05	2,9E+04	1,6E+05
600	2,4E+05	—	—	5,5E+04	2,9E+04	1,5E+05
800	9,6E+05	—	—	6,9E+04	1,4E+05	7,5E+05
1000	8,9E+05	—	—	1,7E+04	1,4E+05	7,3E+05
1200	8,6E+05	—	—	4,3E+03	1,4E+05	7,1E+05
1400	8,4E+05	—	—	1,1E+03	1,4E+05	6,9E+05
1600	8,2E+05	—	—	2,7E+02	1,4E+05	6,8E+05
1800	2,8E+06	—	—	2,4E+02	5,0E+05	2,3E+06
2000	2,8E+06	—	—	6,0E+01	5,0E+05	2,3E+06
2200	2,7E+06	—	—	1,5E+01	5,0E+05	2,2E+06
2400	2,6E+06	—	—	3,7E+00	5,0E+05	2,2E+06
2600	2,6E+06	—	—	—	5,0E+05	2,1E+06
2800	2,6E+06	—	—	—	5,0E+05	2,1E+06

3.3.4. Скорость выхода радионуклидов из плакировки крышки реактора заказа № 260

Таблица 44. Изменение наведенной активности радионуклидов в результате радиоактивного распада в плакировках крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 5 мм из нержавеющей стали с учетом времени растворения фурфурола 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	3,5E+12	3,4E+12	6,7E+10	9,6E+09	8,0E+07	4,5E+08
50	7,5E+09	1,1E+07	1,1E+08	6,8E+09	8,0E+07	4,5E+08
100	5,4E+09	2,6E+01	1,5E+05	4,8E+09	8,0E+07	4,4E+08
150	3,9E+09	—	2,1E+02	3,4E+09	8,0E+07	4,4E+08
200	2,9E+09	—	—	2,4E+09	8,0E+07	4,4E+08
250	2,2E+09	—	—	1,7E+09	8,0E+07	4,4E+08
300	1,7E+09	—	—	1,2E+09	8,0E+07	4,3E+08
350	1,4E+09	—	—	8,6E+08	7,9E+07	4,3E+08
400	1,1E+09	—	—	6,1E+08	7,9E+07	4,3E+08
420	1,0E+09	—	—	5,3E+08	7,9E+07	4,3E+08

Таблица 45. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из плакировок крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 260 толщиной 5 мм из нержавеющей стали ($v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
421	4,6E+04	0,0	0,0	2,3E+04	3,5E+03	1,9E+04
800	1,2E+05	—	—	8,5E+03	1,8E+04	9,1E+04
1200	1,0E+05	—	—	5,3E+02	1,8E+04	8,7E+04
1600	1,0E+05	—	—	3,3E+01	1,7E+04	8,3E+04
2000	1,4E+07	—	—	3,1E+02	2,6E+06	1,2E+07
2400	1,4E+07	—	—	2,0E+01	2,6E+06	1,1E+07
2800	1,3E+07	—	—	1,2E+00	2,6E+06	1,1E+07
3200	1,3E+07	—	—	—	2,6E+06	1,0E+07
3600	1,2E+07	—	—	—	2,6E+06	9,7E+06
4000	1,2E+07	—	—	—	2,6E+06	9,3E+06
4310	1,1E+07	—	—	—	2,6E+06	8,9E+06

3.3.5. Скорость выхода радионуклидов из ВРК заказа № 260

Таблица 46. Изменение наведенной активности радионуклидов в двух ВРК РО АПЛ заказа № 260 из нержавеющей стали с учетом растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления), затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	8,1E+14	7,9E+14	1,6E+13	2,2E+12	1,8E+10	1,0E+11
50	1,7E+12	2,5E+09	2,5E+10	1,6E+12	1,8E+10	1,0E+11
100	1,2E+12	6,0E+03	3,5E+07	1,1E+12	1,8E+10	1,0E+11
150	9,1E+11	—	4,8E+04	7,9E+11	1,8E+10	1,0E+11
200	6,8E+11	—	6,7E+01	5,6E+11	1,8E+10	1,0E+11
250	5,2E+11	—	—	4,0E+11	1,8E+10	1,0E+11
300	4,0E+11	—	—	2,8E+11	1,8E+10	1,0E+11
350	3,2E+11	—	—	2,0E+11	1,8E+10	1,0E+11
400	2,6E+11	—	—	1,4E+11	1,8E+10	9,9E+10
420	2,4E+11	—	—	1,2E+11	1,8E+10	9,9E+10

Таблица 47. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из двух ВРК РО АПЛ заказа № 260 из нержавеющей стали ($v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
421	8,9E+06	0,0	0,0	4,5E+06	6,8E+05	3,7E+06
600	5,6E+06	—	—	1,3E+06	6,8E+05	3,6E+06
800	2,3E+07	—	—	1,6E+06	3,4E+06	1,8E+07
1000	2,1E+07	—	—	4,1E+05	3,4E+06	1,7E+07
1200	2,0E+07	—	—	1,0E+05	3,4E+06	1,7E+07
1400	2,0E+07	—	—	2,6E+04	3,4E+06	1,6E+07
1600	1,9E+07	—	—	6,4E+03	3,4E+06	1,6E+07
1800	2,8E+09	—	—	2,4E+05	5,1E+08	2,3E+09
2000	2,8E+09	—	—	6,0E+04	5,1E+08	2,3E+09
2200	2,7E+09	—	—	1,5E+04	5,0E+08	2,2E+09
2400	2,7E+09	—	—	3,8E+03	5,0E+08	2,2E+09
2600	2,6E+09	—	—	9,5E+02	5,0E+08	2,1E+09
2650	2,6E+09	—	—	6,7E+02	5,0E+08	2,1E+09

По результатам расчетов, приведенным выше, построены результирующие графики скорости выхода наведенных радионуклидов в морскую воду (рис. 11, табл. 48).

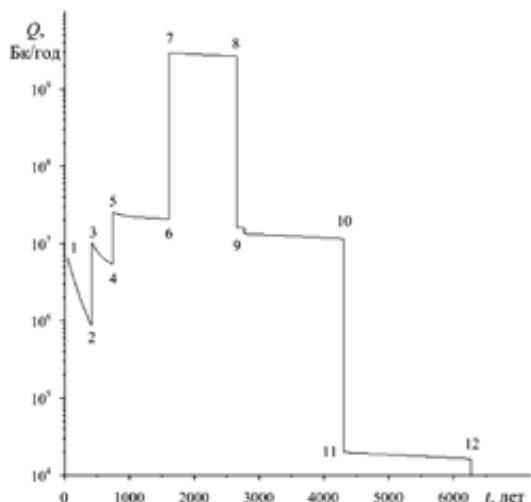


Рис. 11. Суммарная скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов из двух реакторов РО АПЛ заказа № 260, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения при скорости коррозии корпуса и крышки реакторов из углеродистой стали 48ТС $v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год и нержавеющей стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 лет: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — появление язвенных отверстий в импульсной трубке в первом контуре, растворение фурфурола, 4—5 — питтинг гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура, 7—10 — разрушение внешней поверхности корпуса реактора, плакировки и ВРК, 10—12 — завершение разрушения плакировки и внешней поверхности крышек реакторов

Таблица 48. Суммарная скорость выхода в морскую воду радионуклидов из РО АПЛ заказа № 254, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения при скорости коррозии для корпуса реактора из углеродистой стали 48ТС $v_{кор} \approx 65 \pm 15$ мкм/год и нержавеющей стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола 100 лет, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
75	5,3E+06	1,8E+01	3,8E+03	4,8E+06	6,6E+04	3,7E+05
116	4,1E+06	—	1,5E+01	3,6E+06	6,6E+04	3,7E+05
400	9,3E+05	—	—	5,1E+05	6,6E+04	3,6E+05
800	2,4E+07	—	—	1,7E+06	3,6E+06	1,9E+07
1200	2,2E+07	—	—	1,1E+05	3,6E+06	1,8E+07

Табл. 48 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1600	2,1E+07	—	—	6,9E+03	3,6E+06	1,7E+07
2000	2,8E+09	—	—	—	5,1E+08	2,3E+09
2400	2,7E+09	—	—	—	5,1E+08	2,2E+09
2800	1,3E+07	—	—	—	2,6E+06	1,1E+07
3200	1,3E+07	—	—	—	2,6E+06	1,0E+07
3600	1,2E+07	—	—	—	2,6E+06	9,7E+06
4000	1,2E+07	—	—	—	2,6E+06	9,3E+06
4400	2,0E+04	—	—	—	4,4E+03	1,5E+04
4800	1,9E+04	—	—	—	4,4E+03	1,4E+04
5200	1,8E+04	—	—	—	4,4E+03	1,4E+04
5600	1,7E+04	—	—	—	4,3E+03	1,3E+04
6000	1,7E+04	—	—	—	4,3E+03	1,2E+04
6300	1,6E+04	—	—	—	4,3E+03	1,2E+04

4. Интенсивность выхода радионуклидов из объектов с ОЯТ

4.1. Выход радионуклидов из реактора АПЛ заказа № 421

Суммарная активность затопленного реактора с ОЯТ АПЛ заказа № 421 по данным [237] составляла 884 ТБк. Исходя из того, что наведенная активность большинства затопленных реакторов без ОЯТ оценивалась 10—30 ТБк, можно принять, что активность продуктов деления и актиноидов в топливе активной зоны АПЛ заказа № 421 на момент затопления составляла примерно 870 ТБк.

Наиболее радиоэкологически опасными и миграционно способными, как известно, являются ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. Исследования, проведенные в 1960-х годах специалистами РНЦ «Курчатовский институт», показали, что из ОТВС эти радионуклиды при попадании топлива в морскую воду выходят примерно в течение 100 лет со средней скоростью 1 %/год от общей активности (рис. 12, табл. 49).

Это позволяет наряду с выходом наведенной радиоактивности рассмотреть вклад в общую активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. Нуклидный состав наведенной активности корпуса, крышки и ВРК реактора АПЛ заказа № 421 рассчитывался на том же основании, что и для реактора АПЛ заказа № 538 (табл. 50—51).

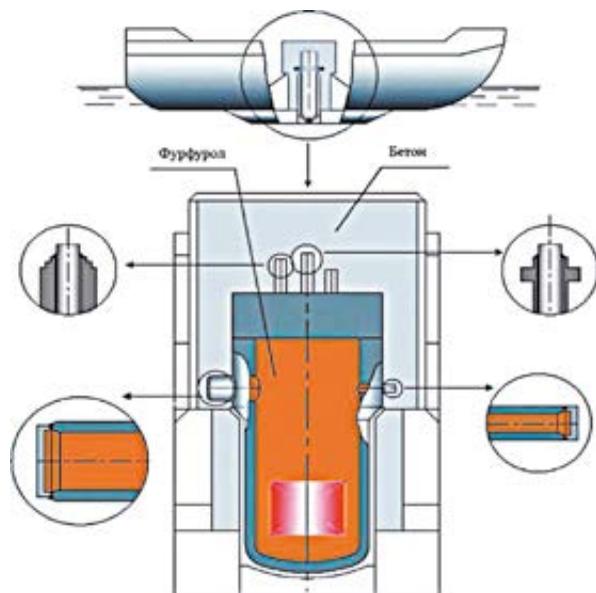


Рис. 12. Защитные барьеры затопленного реактора с ОЯТ АПЛ заказа № 421

Таблица 49. Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в топливе активной зоны реактора АПЛ заказа № 421 на момент затопления в Карском море на глубине 300 м

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
^{90}Sr	29,1	2,43E-02	3,93E+13	4,52
^{137}Cs	30,0	2,31E-02	4,07E+13	4,68
Суммарная активность	—	—	8,70E+14	100

Таблица 50. Наведенная активность нуклидов в ВРК реактора АПЛ заказа № 421 на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
^{55}Fe	2,68	2,59E-01	1,27E+13	98,1
^{60}Co	5,27	1,32E-01	2,22E+11	1,7
^{63}Ni	100,1	6,92E-03	2,80E+10	0,2
^{59}Ni	75000	9,24E-06	2,30E+08	< 0,01
^{14}C	5730	1,21E-04	1,30E+09	0,01
Суммарная активность	—	—	1,30E+13	100

Таблица 51. Наведенная активность нуклидов в корпусе, крышке реактора и их плакировках для АПЛ заказа № 421 на момент затопления, Бк

Нуклид	Корпус	Плакировка	Крышка	Плакировка
^{55}Fe	9,81E+10	7,85E+11	9,81E+09	8,83E+10
^{60}Co	1,71E+09	1,37E+10	1,71E+08	1,54E+09
^{63}Ni	2,15E+08	1,72E+09	2,15E+07	1,94E+08
^{59}Ni	1,77E+06	1,42E+07	1,77E+05	1,59E+06
^{14}C	1,00E+07	8,00E+07	1,00E+06	9,00E+06
Суммарная активность	1,00E+11	8,00E+11	1,00E+10	9,00E+10

4.1.1. Скорость выхода радионуклидов из внешней оболочки корпуса реактора

Таблица 52. Снижение наведенной активности в корпусе реактора АПЛ заказа № 421, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада после питтингового разрушения кессона через 65 лет, Бк

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
0	7,7E+10	7,6E+10	1,5E+09	2,1E+08	1,8E+06	1,0E+07
5	2,8E+10	2,7E+10	8,9E+08	2,1E+08	1,8E+06	1,0E+07
10	8,1E+09	7,4E+09	4,6E+08	2,0E+08	1,8E+06	1,0E+07
15	2,5E+09	2,0E+09	2,4E+08	1,9E+08	1,8E+06	1,0E+07
20	8,8E+08	5,6E+08	1,2E+08	1,9E+08	1,8E+06	1,0E+07
25	4,1E+08	1,5E+08	6,4E+07	1,8E+08	1,8E+06	1,0E+07
30	2,6E+08	4,2E+07	3,3E+07	1,7E+08	1,8E+06	1,0E+07
35	2,1E+08	1,1E+07	1,7E+07	1,7E+08	1,8E+06	1,0E+07
40	1,9E+08	3,2E+06	8,9E+06	1,6E+08	1,8E+06	1,0E+07
45	1,7E+08	8,6E+05	4,6E+06	1,6E+08	1,8E+06	9,9E+06
50	1,7E+08	2,4E+05	2,4E+06	1,5E+08	1,8E+06	9,9E+06
55	1,6E+08	6,5E+04	1,2E+06	1,5E+08	1,8E+06	9,9E+06
60	1,5E+08	1,8E+04	6,4E+05	1,4E+08	1,8E+06	9,9E+06
65	1,5E+08	4,9E+03	3,3E+05	1,4E+08	1,8E+06	9,9E+06

Таблица 53. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внешней оболочки корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного его разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
66	7,2E+04	1,8E+00	1,4E+02	6,6E+04	8,6E+02	4,8E+03
67	7,1E+04	1,4E+00	1,2E+02	6,5E+04	8,6E+02	4,8E+03
68	7,1E+04	1,1E+00	1,1E+02	6,5E+04	8,6E+02	4,8E+03
102	5,7E+04	—	1,2E+00	5,1E+04	8,6E+02	4,8E+03
103	5,7E+04	—	1,1E+00	5,1E+04	8,6E+02	4,8E+03
400	1,2E+04	—	—	6,5E+03	8,5E+02	4,6E+03
800	5,7E+03	—	—	4,1E+02	8,5E+02	4,4E+03
1200	5,1E+03	—	—	2,6E+01	8,5E+02	4,2E+03
1600	4,8E+03	—	—	1,6E+00	8,4E+02	4,0E+03
1670	4,8E+03	—	—	1,0E+00	8,4E+02	4,0E+03
2000	4,6E+03	—	—	—	8,4E+02	3,8E+03
2400	4,5E+03	—	—	—	8,4E+02	3,6E+03
2800	4,3E+03	—	—	—	8,4E+02	3,4E+03
3200	4,1E+03	—	—	—	8,3E+02	3,3E+03
3600	4,0E+03	—	—	—	8,3E+02	3,1E+03
4000	3,8E+03	—	—	—	8,3E+02	3,0E+03
4400	3,7E+03	—	—	—	8,2E+02	2,8E+03
4500	3,6E+03	—	—	—	8,2E+02	2,8E+03

4.1.2. Скорость выхода радионуклидов из плакировки корпуса реактора

Таблица 54. Снижение наведенной активности радионуклидов в плакировке корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду (с учетом времени растворения фурфурола 100 лет), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	6,2E+11	6,1E+11	1,2E+10	1,7E+09	1,4E+07	8,0E+07
50	1,3E+09	1,9E+06	1,9E+07	1,2E+09	1,4E+07	8,0E+07
100	9,5E+08	4,6E+00	2,7E+04	8,6E+08	1,4E+07	7,9E+07

Табл. 54 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
150	7,0E+08	—	3,7E+01	6,1E+08	1,4E+07	7,9E+07
200	5,2E+08	—	—	4,3E+08	1,4E+07	7,8E+07
250	4,0E+08	—	—	3,1E+08	1,4E+07	7,8E+07
300	3,1E+08	—	—	2,2E+08	1,4E+07	7,7E+07
350	2,4E+08	—	—	1,5E+08	1,4E+07	7,7E+07
400	2,0E+08	—	—	1,1E+08	1,4E+07	7,6E+07
450	1,7E+08	—	—	7,6E+07	1,4E+07	7,6E+07
500	1,4E+08	—	—	5,4E+07	1,4E+07	7,5E+07
550	1,3E+08	—	—	3,8E+07	1,4E+07	7,5E+07
600	1,2E+08	—	—	2,7E+07	1,4E+07	7,4E+07
650	1,1E+08	—	—	1,9E+07	1,4E+07	7,4E+07
700	1,0E+08	—	—	1,4E+07	1,4E+07	7,4E+07
750	9,7E+07	—	—	9,6E+06	1,4E+07	7,3E+07
780	9,5E+07	—	—	8,0E+06	1,4E+07	7,3E+07

Таблица 55. Снижение наведенной активности радионуклидов в плакировке корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду (с учетом времени растворения фурфурола 500 лет), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	6,2E+11	6,1E+11	1,2E+10	1,7E+09	1,4E+07	8,0E+07
70	1,2E+09	1,1E+04	1,4E+06	1,1E+09	1,4E+07	7,9E+07
140	7,5E+08	—	1,4E+02	6,5E+08	1,4E+07	7,9E+07
210	4,9E+08	—	—	4,0E+08	1,4E+07	7,8E+07
280	3,4E+08	—	—	2,5E+08	1,4E+07	7,7E+07
350	2,4E+08	—	—	1,5E+08	1,4E+07	7,7E+07
420	1,8E+08	—	—	9,4E+07	1,4E+07	7,6E+07
490	1,5E+08	—	—	5,8E+07	1,4E+07	7,5E+07
560	1,2E+08	—	—	3,6E+07	1,4E+07	7,5E+07
630	1,1E+08	—	—	2,2E+07	1,4E+07	7,4E+07
700	1,0E+08	—	—	1,4E+07	1,4E+07	7,4E+07
770	9,5E+07	—	—	8,3E+06	1,4E+07	7,3E+07

Табл. 55 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
840	9,1E+07	—	—	5,1E+06	1,4E+07	7,2E+07
910	8,9E+07	—	—	3,2E+06	1,4E+07	7,2E+07
980	8,7E+07	—	—	1,9E+06	1,4E+07	7,1E+07
1050	8,6E+07	—	—	1,2E+06	1,4E+07	7,0E+07
1120	8,5E+07	—	—	7,4E+05	1,4E+07	7,0E+07
1180	8,4E+07	—	—	4,9E+05	1,4E+07	6,9E+07

Таблица 56. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м до полного ее разрушения (с учетом времени растворения фурфурола 100 лет), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
780	2,6E+04	0,0	0,0	2,1E+03	3,9E+03	2,0E+04
1000	2,4E+04	—	—	4,6E+02	3,8E+03	1,9E+04
1500	2,2E+04	—	—	1,5E+01	3,8E+03	1,8E+04
1886	2,1E+04	—	—	1,0E+00	3,8E+03	1,7E+04
2000	2,1E+04	—	—	—	3,8E+03	1,7E+04
2500	2,0E+04	—	—	—	3,8E+03	1,6E+04
3000	1,9E+04	—	—	—	3,8E+03	1,5E+04
3500	1,8E+04	—	—	—	3,8E+03	1,4E+04
4000	1,7E+04	—	—	—	3,7E+03	1,3E+04
4500	1,6E+04	—	—	—	3,7E+03	1,3E+04
5000	2,1E+04	—	—	—	4,9E+03	1,6E+04

Таблица 57. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного ее разрушения (с учетом времени растворения фурфурола 500 лет), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1180	1,5E+04	0,0E+00	0,0E+00	8,9E+01	2,6E+03	1,3E+04
1500	1,5E+04	—	—	9,7E+00	2,6E+03	1,2E+04
1830	1,4E+04	—	—	1,0E+00	2,5E+03	1,2E+04
2000	1,4E+04	—	—	—	2,5E+03	1,1E+04
2500	1,3E+04	—	—	—	2,5E+03	1,1E+04

Табл. 57 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
3000	1,3E+04	—	—	—	2,5E+03	1,0E+04
3500	1,2E+04	—	—	—	2,5E+03	9,6E+03
4000	1,1E+04	—	—	—	2,5E+03	9,0E+03
4500	1,1E+04	—	—	—	2,5E+03	8,5E+03
5000	3,1E+04	—	—	—	7,4E+03	2,4E+04
5400	3,0E+04	—	—	—	7,4E+03	2,3E+04

4.1.3. Скорость выхода радионуклидов из крышки реактора

Таблица 58. Изменение наведенной активности радионуклидов в крышке реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,7E+09	7,6E+09	1,5E+08	2,1E+07	1,8E+05	1,0E+06
50	1,7E+07	2,4E+04	2,4E+05	1,5E+07	1,8E+05	9,9E+05
100	1,2E+07	—	3,3E+02	1,1E+07	1,8E+05	9,9E+05
150	8,8E+06	—	—	7,6E+06	1,8E+05	9,8E+05
200	6,5E+06	—	—	5,4E+06	1,8E+05	9,8E+05
250	5,0E+06	—	—	3,8E+06	1,8E+05	9,7E+05
300	3,8E+06	—	—	2,7E+06	1,8E+05	9,6E+05
350	3,0E+06	—	—	1,9E+06	1,8E+05	9,6E+05
400	2,5E+06	—	—	1,3E+06	1,8E+05	9,5E+05
450	2,1E+06	—	—	9,5E+05	1,8E+05	9,5E+05
500	1,8E+06	—	—	6,7E+05	1,8E+05	9,4E+05
550	1,6E+06	—	—	4,8E+05	1,8E+05	9,4E+05
600	1,4E+06	—	—	3,4E+05	1,8E+05	9,3E+05
650	1,3E+06	—	—	2,4E+05	1,8E+05	9,2E+05
700	1,3E+06	—	—	1,7E+05	1,8E+05	9,2E+05
734	1,2E+06	—	—	1,3E+05	1,8E+05	9,2E+05

Таблица 59. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из крышки реактора АПЛ заказа № 538 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 50 м, до полного ее разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
735	4,4E+02	0,0	0,0	4,7E+01	6,3E+01	3,3E+02
1000	3,9E+02	—	—	7,6E+00	6,3E+01	3,2E+02
1292	3,7E+02	—	—	1,0E+00	6,3E+01	3,1E+02
1500	3,6E+02	—	—	—	6,2E+01	3,0E+02
2000	3,4E+02	—	—	—	6,2E+01	2,8E+02
2500	3,3E+02	—	—	—	6,2E+01	2,6E+02
3000	3,1E+02	—	—	—	6,2E+01	2,5E+02
3500	3,0E+02	—	—	—	6,1E+01	2,3E+02
4000	2,8E+02	—	—	—	6,1E+01	2,2E+02
4500	2,7E+02	—	—	—	6,1E+01	2,1E+02
5000	2,6E+02	—	—	—	6,0E+01	2,0E+02
5500	2,4E+02	—	—	—	6,0E+01	1,8E+02
6000	2,3E+02	—	—	—	6,0E+01	1,7E+02
6500	2,2E+02	—	—	—	6,0E+01	1,6E+02
7000	2,1E+02	—	—	—	5,9E+01	1,5E+02
7500	2,0E+02	—	—	—	5,9E+01	1,4E+02
8000	1,9E+02	—	—	—	5,9E+01	1,4E+02
8500	1,9E+02	—	—	—	5,9E+01	1,3E+02
9000	1,8E+02	—	—	—	5,8E+01	1,2E+02
9500	1,7E+02	—	—	—	5,8E+01	1,1E+02
9600	1,7E+02	—	—	—	5,8E+01	1,1E+02

4.1.4. Скорость выхода радионуклидов из плакировки крышки реактора

Таблица 60. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке крышки реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду (с учетом времени растворения фурфурола 100 лет), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,0E+10	6,8E+10	1,3E+09	1,9E+08	1,6E+06	9,0E+06
50	1,5E+08	2,1E+05	2,1E+06	1,4E+08	1,6E+06	8,9E+06

Табл. 60 (окончание)

100	1,1E+08	—	3,0E+03	9,7E+07	1,6E+06	8,9E+06
150	7,9E+07	—	4,2E+00	6,9E+07	1,6E+06	8,8E+06
200	5,9E+07	—	—	4,8E+07	1,6E+06	8,8E+06
250	4,5E+07	—	—	3,4E+07	1,6E+06	8,7E+06
300	3,5E+07	—	—	2,4E+07	1,6E+06	8,7E+06
350	2,7E+07	—	—	1,7E+07	1,6E+06	8,6E+06
400	2,2E+07	—	—	1,2E+07	1,6E+06	8,6E+06
450	1,9E+07	—	—	8,6E+06	1,6E+06	8,5E+06
500	1,6E+07	—	—	6,1E+06	1,6E+06	8,5E+06
550	1,4E+07	—	—	4,3E+06	1,6E+06	8,4E+06
600	1,3E+07	—	—	3,0E+06	1,6E+06	8,4E+06
650	1,2E+07	—	—	2,1E+06	1,6E+06	8,3E+06
700	1,1E+07	—	—	1,5E+06	1,6E+06	8,3E+06
750	1,1E+07	—	—	1,1E+06	1,6E+06	8,2E+06
780	1,1E+07	—	—	9,0E+05	1,6E+06	8,2E+06

Таблица 61. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке крышки реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду (с учетом времени растворения фурфурола 500 лет), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,0E+10	6,8E+10	1,3E+09	1,9E+08	1,6E+06	9,0E+06
50	1,5E+08	2,1E+05	2,1E+06	1,4E+08	1,6E+06	8,9E+06
100	1,1E+08	—	3,0E+03	9,7E+07	1,6E+06	8,9E+06
150	7,9E+07	—	4,2E+00	6,9E+07	1,6E+06	8,8E+06
200	5,9E+07	—	—	4,8E+07	1,6E+06	8,8E+06
250	4,5E+07	—	—	3,4E+07	1,6E+06	8,7E+06
300	3,5E+07	—	—	2,4E+07	1,6E+06	8,7E+06
350	2,7E+07	—	—	1,7E+07	1,6E+06	8,6E+06
400	2,2E+07	—	—	1,2E+07	1,6E+06	8,6E+06
450	1,9E+07	—	—	8,6E+06	1,6E+06	8,5E+06
500	1,6E+07	—	—	6,1E+06	1,6E+06	8,5E+06
550	1,4E+07	—	—	4,3E+06	1,6E+06	8,4E+06
600	1,3E+07	—	—	3,0E+06	1,6E+06	8,4E+06

Табл. 61 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
650	1,2E+07	—	—	2,1E+06	1,6E+06	8,3E+06
700	1,1E+07	—	—	1,5E+06	1,6E+06	8,3E+06
750	1,1E+07	—	—	1,1E+06	1,6E+06	8,2E+06
800	1,1E+07	—	—	7,6E+05	1,6E+06	8,2E+06
850	1,0E+07	—	—	5,4E+05	1,6E+06	8,1E+06
900	1,0E+07	—	—	3,8E+05	1,6E+06	8,1E+06
950	9,9E+06	—	—	2,7E+05	1,6E+06	8,0E+06
1000	9,7E+06	—	—	1,9E+05	1,6E+06	8,0E+06
1050	9,6E+06	—	—	1,3E+05	1,6E+06	7,9E+06
1100	9,6E+06	—	—	9,5E+04	1,6E+06	7,9E+06
1150	9,5E+06	—	—	6,7E+04	1,6E+06	7,8E+06
1180	9,4E+06	—	—	5,6E+04	1,6E+06	7,8E+06

Таблица 62. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного ее разрушения (с учетом времени растворения фурфурола 100 лет), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
780	2,4E+03	0,0	0,0	1,9E+02	3,5E+02	1,8E+03
1000	2,2E+03	—	—	4,2E+01	3,5E+02	1,8E+03
1500	2,0E+03	—	—	1,3E+00	3,5E+02	1,7E+03
1540	2,0E+03	—	—	1,0E+00	3,5E+02	1,7E+03
2000	1,9E+03	—	—	—	3,5E+02	1,6E+03
2500	1,8E+03	—	—	—	3,5E+02	1,5E+03
3000	1,7E+03	—	—	—	3,5E+02	1,4E+03
3500	1,7E+03	—	—	—	3,4E+02	1,3E+03
4000	1,6E+03	—	—	—	3,4E+02	1,2E+03
4500	1,5E+03	—	—	—	3,4E+02	1,2E+03
5000	1,4E+03	—	—	—	3,4E+02	1,1E+03
5500	1,4E+03	—	—	—	3,4E+02	1,0E+03
5800	1,3E+03	—	—	—	3,4E+02	1,0E+03

Таблица 63. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 421 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного ее разрушения (с учетом времени растворения фурфурола 500 лет), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1180	2,1E+03	0,0	0,0	1,2E+01	3,5E+02	1,7E+03
1500	2,0E+03	—	—	1,3E+00	3,5E+02	1,7E+03
1540	2,0E+03	—	—	1,0E+00	3,5E+02	1,7E+03
2000	1,9E+03	—	—	—	3,5E+02	1,6E+03
2500	1,8E+03	—	—	—	3,5E+02	1,5E+03
3000	1,7E+03	—	—	—	3,5E+02	1,4E+03
3500	1,7E+03	—	—	—	3,4E+02	1,3E+03
4000	1,6E+03	—	—	—	3,4E+02	1,2E+03
4500	1,5E+03	—	—	—	3,4E+02	1,2E+03
5000	1,4E+03	—	—	—	3,4E+02	1,1E+03
5500	1,4E+03	—	—	—	3,4E+02	1,0E+03
6000	1,3E+03	—	—	—	3,4E+02	9,7E+02
6200	1,3E+03	—	—	—	3,4E+02	9,5E+02

4.1.5. Скорость выхода радионуклидов с внутриреакторных конструкций

Таблица 64. Изменение наведенной активности радионуклидов во внутриреакторных конструкциях реактора АПЛ заказа № 421 из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада (с учетом времени растворения фурфурола 100 лет), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,0E+13	9,8E+12	1,9E+11	2,8E+10	2,3E+08	1,3E+09
50	2,2E+10	3,1E+07	3,1E+08	2,0E+10	2,3E+08	1,3E+09
100	1,6E+10	7,5E+01	4,3E+05	1,4E+10	2,3E+08	1,3E+09
150	1,1E+10	—	6,0E+02	9,9E+09	2,3E+08	1,3E+09
200	8,5E+09	—	—	7,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
250	6,4E+09	—	—	5,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
300	5,0E+09	—	—	3,5E+09	2,3E+08	1,3E+09

Табл. 64 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
350	4,0E+09	—	—	2,5E+09	2,3E+08	1,2E+09
400	3,2E+09	—	—	1,8E+09	2,3E+08	1,2E+09
450	2,7E+09	—	—	1,2E+09	2,3E+08	1,2E+09
500	2,3E+09	—	—	8,8E+08	2,3E+08	1,2E+09
550	2,1E+09	—	—	6,2E+08	2,3E+08	1,2E+09
600	1,9E+09	—	—	4,4E+08	2,3E+08	1,2E+09
650	1,7E+09	—	—	3,1E+08	2,3E+08	1,2E+09
700	1,6E+09	—	—	2,2E+08	2,3E+08	1,2E+09
750	1,6E+09	—	—	1,6E+08	2,3E+08	1,2E+09
780	1,5E+09	—	—	1,3E+08	2,3E+08	1,2E+09

Таблица 65. Изменение наведенной активности радионуклидов во внутриреакторных конструкциях реактора АПЛ заказа № 421 из нержавеющей стали 08X18Н10Т, затопленного в Карском море на глубине 300 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду в результате радиоактивного распада (с учетом времени растворения фурфурола 500 лет), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,0E+13	9,8E+12	1,9E+11	2,8E+10	2,3E+08	1,3E+09
50	2,2E+10	3,1E+07	3,1E+08	2,0E+10	2,3E+08	1,3E+09
100	1,6E+10	7,5E+01	4,3E+05	1,4E+10	2,3E+08	1,3E+09
150	1,1E+10	—	6,0E+02	9,9E+09	2,3E+08	1,3E+09
200	8,5E+09	—	—	7,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
250	6,4E+09	—	—	5,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
300	5,0E+09	—	—	3,5E+09	2,3E+08	1,3E+09
350	4,0E+09	—	—	2,5E+09	2,3E+08	1,2E+09
400	3,2E+09	—	—	1,8E+09	2,3E+08	1,2E+09
450	2,7E+09	—	—	1,2E+09	2,3E+08	1,2E+09
500	2,3E+09	—	—	8,8E+08	2,3E+08	1,2E+09
550	2,1E+09	—	—	6,2E+08	2,3E+08	1,2E+09
600	1,9E+09	—	—	4,4E+08	2,3E+08	1,2E+09
650	1,7E+09	—	—	3,1E+08	2,3E+08	1,2E+09

Табл. 65 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
700	1,6E+09	—	—	2,2E+08	2,3E+08	1,2E+09
750	1,6E+09	—	—	1,6E+08	2,3E+08	1,2E+09
800	1,5E+09	—	—	1,1E+08	2,3E+08	1,2E+09
850	1,5E+09	—	—	7,8E+07	2,3E+08	1,2E+09
900	1,4E+09	—	—	5,5E+07	2,3E+08	1,2E+09
950	1,4E+09	—	—	3,9E+07	2,3E+08	1,2E+09
1000	1,4E+09	—	—	2,8E+07	2,3E+08	1,2E+09
1050	1,4E+09	—	—	1,9E+07	2,3E+08	1,1E+09
1100	1,4E+09	—	—	1,4E+07	2,3E+08	1,1E+09
1150	1,4E+09	—	—	9,7E+06	2,3E+08	1,1E+09
1180	1,4E+09	—	—	8,1E+06	2,3E+08	1,1E+09

Таблица 66. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внутриреакторных конструкций реактора АПЛ заказа № 421 из нержавеющей стали 08X18Н10Т, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного их разрушения (с учетом времени растворения фурфурола 100 лет), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
780	2,9E+05	0,0	0,0	2,3E+04	4,3E+04	2,2E+05
800	2,8E+05	—	—	2,0E+04	4,3E+04	2,2E+05
1000	2,6E+05	—	—	5,1E+03	4,2E+04	2,1E+05
1200	2,5E+05	—	—	1,3E+03	4,2E+04	2,1E+05
1400	2,5E+05	—	—	3,2E+02	4,2E+04	2,0E+05
1600	2,4E+05	—	—	8,0E+01	4,2E+04	2,0E+05
1800	2,4E+05	—	—	2,0E+01	4,2E+04	1,9E+05
2000	2,3E+05	—	—	5,0E+00	4,2E+04	1,9E+05
2200	2,3E+05	—	—	1,3E+00	4,2E+04	1,9E+05
2400	2,2E+05	—	—	—	4,2E+04	1,8E+05
2600	2,2E+05	—	—	—	4,2E+04	1,8E+05
2800	2,1E+05	—	—	—	4,2E+04	1,7E+05
3000	2,1E+05	—	—	—	4,2E+04	1,7E+05
3200	2,1E+05	—	—	—	4,2E+04	1,6E+05
3260	2,0E+05	—	—	—	4,2E+04	1,6E+05

Таблица 67. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внутриреакторных конструкций реактора АПЛ заказа № 421 из нержавеющей стали 08X18N10T, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного их разрушения (с учетом времени растворения фурфурола 500 лет), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
1180	2,5E+05	0,0	0,0	1,5E+03	4,2E+04	2,1E+05
1200	2,5E+05	—	—	1,3E+03	4,2E+04	2,1E+05
1400	2,5E+05	—	—	3,2E+02	4,2E+04	2,0E+05
1600	2,4E+05	—	—	8,0E+01	4,2E+04	2,0E+05
1800	2,4E+05	—	—	2,0E+01	4,2E+04	1,9E+05
2000	2,3E+05	—	—	5,0E+00	4,2E+04	1,9E+05
2200	2,3E+05	—	—	1,3E+00	4,2E+04	1,9E+05
2230	2,3E+05	—	—	1,0E+00	4,2E+04	1,8E+05
2400	2,2E+05	—	—	—	4,2E+04	1,8E+05
2600	2,2E+05	—	—	—	4,2E+04	1,8E+05
2800	2,1E+05	—	—	—	4,2E+04	1,7E+05
3000	2,1E+05	—	—	—	4,2E+04	1,7E+05
3200	2,1E+05	—	—	—	4,2E+04	1,6E+05
3400	2,0E+05	—	—	—	4,1E+04	1,6E+05
3600	2,0E+05	—	—	—	4,1E+04	1,6E+05
3660	2,0E+05	—	—	—	4,1E+04	1,6E+05

4.1.6. Выход активности из ОЯТ

Для определения времени выхода активности в морскую воду из ОЯТ реактора АПЛ заказа № 421 принято допущение, что вымывание продуктов деления ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs из топлива составляет примерно 1 %/год для каждого радионуклида. Соответственно с учетом защитного действия фурфурола их активность на момент выхода в морскую воду будет ниже в результате радиоактивного распада в течение 100 или 500 лет (табл. 68 и 69).

Таблица 68. Изменение активности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в топливе реактора АПЛ заказа № 421, затопленного в Карском море на глубине 300 м в результате радиоактивного распада до начала выхода в морскую воду с учетом времени растворения фурфурола 100 лет (примерно через 770 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
0	7,8E+13	3,8E+13	4,0E+13
50	2,4E+13	1,1E+13	1,3E+13

Табл. 68 (окончание)

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
100	7,3E+12	3,3E+12	4,0E+12
150	2,2E+12	9,6E+11	1,3E+12
200	6,8E+11	2,8E+11	4,0E+11
250	2,1E+11	8,1E+10	1,3E+11
300	6,3E+10	2,3E+10	4,0E+10
350	1,9E+10	6,8E+09	1,3E+10
400	5,9E+09	2,0E+09	3,9E+09
450	1,8E+09	5,7E+08	1,2E+09
500	5,6E+08	1,7E+08	3,9E+08
550	1,7E+08	4,8E+07	1,2E+08
600	5,3E+07	1,4E+07	3,9E+07
650	1,6E+07	4,0E+06	1,2E+07
700	5,0E+06	1,2E+06	3,9E+06
750	1,6E+06	3,4E+05	1,2E+06
770	9,7E+05	2,1E+05	7,6E+05

Таблица 69. Изменение активности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в топливе реактора АПЛ заказа № 421, затопленного в Карском море на глубине 300 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода в морскую воду с учетом времени растворения фурфурола 500 лет (примерно через 1170 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
0	7,8E+13	3,8E+13	4,0E+13
50	2,4E+13	1,1E+13	1,3E+13
100	7,3E+12	3,3E+12	4,0E+12
150	2,2E+12	9,6E+11	1,3E+12
200	6,8E+11	2,8E+11	4,0E+11
250	2,1E+11	8,1E+10	1,3E+11
300	6,3E+10	2,3E+10	4,0E+10
350	1,9E+10	6,8E+09	1,3E+10
400	5,9E+09	2,0E+09	3,9E+09
450	1,8E+09	5,7E+08	1,2E+09
500	5,6E+08	1,7E+08	3,9E+08
550	1,7E+08	4,8E+07	1,2E+08

Табл. 69 (окончание)

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
600	5,3E+07	1,4E+07	3,9E+07
650	1,6E+07	4,0E+06	1,2E+07
700	5,0E+06	1,2E+06	3,9E+06
750	1,6E+06	3,4E+05	1,2E+06
800	4,8E+05	9,9E+04	3,8E+05
850	1,5E+05	2,9E+04	1,2E+05
900	4,6E+04	8,3E+03	3,8E+04
950	1,4E+04	2,4E+03	1,2E+04
1000	4,5E+03	7,0E+02	3,8E+03
1050	1,4E+03	2,0E+02	1,2E+03
1100	4,3E+02	5,9E+01	3,7E+02
1150	1,3E+02	1,7E+01	1,2E+02
1170	8,4E+01	1,0E+01	7,4E+01

Из данных, приведенных в табл. 68 и 69, следует, что при вымывании примерно 1 %/год ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs из ОЯТ и защитном действии фурфурола 100 лет суммарная скорость их выхода составит примерно 1·10⁶ Бк/год. Для случая растворения фурфурола за 500 лет скорость выхода их активности в морскую воду не будет превышать 10—100 Бк/год, чем можно в последующих оценках пренебречь.

Однако активность ТУЭ в ОЯТ остается довольно высокой. В последующих оценках их активность принята как постоянная величина, равная 0,09 ± 0,03% от общей активности [237] реактора, что в среднем составляет примерно 0,8 ТБк. Учитывая, что полное растворение ОТВС в морской воде может происходить примерно 200—300 лет, скорость выхода ТУЭ будет составлять примерно (3—4)·10⁹ Бк/год. На общем уровне выхода продуктов активации выход ТУЭ в морскую воду будет выглядеть в виде залпового выброса продолжительностью примерно 200—300 лет (табл. 70, рис. 13).

Таблица 70. Суммарная скорость выхода в морскую воду активности с продуктами деления из ОЯТ и радионуклидов из реактора АПЛ заказа № 421, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	ТУЭ
70	7,1E+04	1,1E+00	1,1E+02	6,5E+04	8,6E+02	4,8E+03	—	—	—
100	5,7E+04	—	1,1E+00	5,1E+04	8,6E+02	4,8E+03	—	—	—
500	8,7E+03	—	—	3,3E+03	8,5E+02	4,6E+03	—	—	—
800	4,0E+09	—	—	2,3E+04	4,8E+04	2,5E+05	1,7E+03	6,4E+03	4,0E+09
1000	2,9E+05	—	—	5,7E+03	4,8E+04	2,4E+05	—	—	—

Табл. 70 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	ТУЭ
1300	2,8E+05	—	—	7,6E+02	4,7E+04	2,3E+05	—	—	—
1500	2,7E+05	—	—	—	4,7E+04	2,3E+05	—	—	—
2000	2,6E+05	—	—	—	4,7E+04	2,1E+05	—	—	—
2500	2,4E+05	—	—	—	4,6E+04	2,0E+05	—	—	—
3000	2,3E+05	—	—	—	4,6E+04	1,9E+05	—	—	—
3500	2,0E+04	—	—	—	4,2E+03	1,6E+04	—	—	—
4000	1,9E+04	—	—	—	4,1E+03	1,5E+04	—	—	—
4500	1,8E+04	—	—	—	4,1E+03	1,4E+04	—	—	—
5000	2,3E+04	—	—	—	5,3E+03	1,7E+04	—	—	—
5500	1,6E+03	—	—	—	4,0E+02	1,2E+03	—	—	—
6000	2,3E+02	—	—	—	6,0E+01	1,7E+02	—	—	—
6500	2,2E+02	—	—	—	6,0E+01	1,6E+02	—	—	—
7000	2,1E+02	—	—	—	5,9E+01	1,5E+02	—	—	—
7500	2,0E+02	—	—	—	5,9E+01	1,4E+02	—	—	—
8000	1,9E+02	—	—	—	5,9E+01	1,4E+02	—	—	—
8500	1,9E+02	—	—	—	5,9E+01	1,3E+02	—	—	—
9000	1,8E+02	—	—	—	5,8E+01	1,2E+02	—	—	—
9500	1,7E+02	—	—	—	5,8E+01	1,1E+02	—	—	—
9600	1,7E+02	—	—	—	5,8E+01	1,1E+02	—	—	—

4.2. Выход радионуклидов из реакторной сборки ледокола «Ленин»

При расчете скорости выхода радионуклидов из реакторной сборки ледокола в морскую воду следует, что примерно до 7000-го года с момента затопления выход радионуклидов в результате коррозионного разрушения конструкции не ожидается (см. приложение 7). Однако происходит уменьшение активности вследствие радиоактивного распада продуктов деления и превалирование ТУЭ, что приводит к состоянию, которое в период от 1000 до 100 000 лет по суммарной активности топлива характеризуется практически неизменной величиной (рис. 14).

Далее примерно с 7000 по 8400 гг. при расчете скорости коррозии принималось $n = 0,5$ для внешней поверхности экранной сборки и $n = 0,1$ для внутренней поверхности. После примерно 8400 г. и до полного коррозионного разрушения экранной сборки (около 12 800 лет от момента затопления) $n = 1$ для внешней поверхности и $n = 0,5$ — для внутренней.

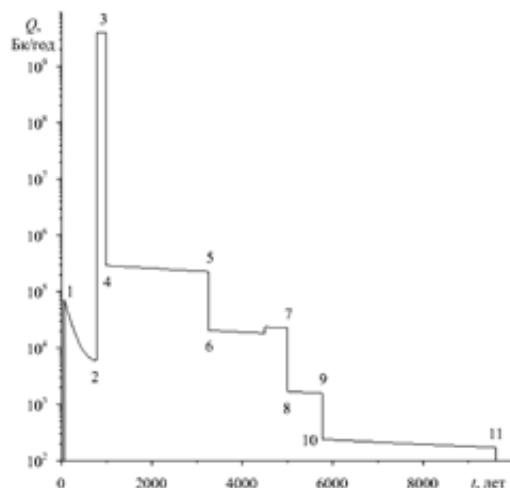


Рис. 13. Суммарная скорость выхода в морскую воду продуктов активации и радионуклидов из ОЯТ из реактора АПЛ заказа № 421, затопленного в Карском море на глубине 300 м, до полного разрушения при скорости коррозии корпуса и крышки реактора из углеродистой стали 48ТС $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год и нержавеющей стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфуrolа за 100 лет: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — разрушение герметизирующего фланца, растворение фурфуrolа и выход ОЯТ, 4—6 — разрушение внутриреакторных конструкций, 6—10 — разрушение плакировки корпуса и крышки реактора, 10—11 — разрушение внешней поверхности крышки реактора

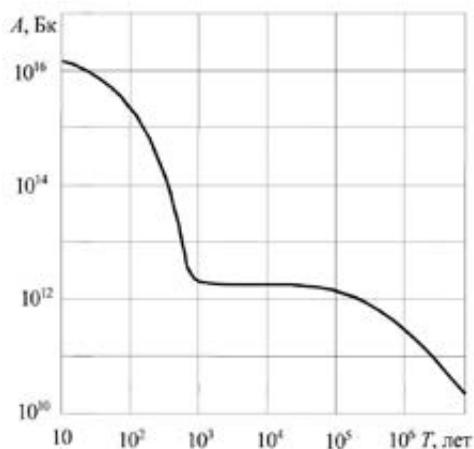


Рис. 14. Изменение активности продуктов деления и накопления в ядерном материале реактора

Общая активность экранной сборки ледокола «Ленин» составляла 11 267 ТБк. Предполагается, что на топливо приходится не менее 95% общей активности объекта, что соответствует 10 700 ТБк. Активность в нем ^{137}Cs и ^{90}Sr находится на уровне 4,6% (табл. 71). Остальная активность (около 567 ТБк) сосредоточена в экранной сборке (табл. 72). Площадь и объем активированной поверхности сборки приняты равными 127,2 м² и 0,83 м³.

Таблица 71. Активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в ядерном топливе ледокола «Ленин» на момент его затопления в Карском море

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
^{90}Sr	28,00	2,48E-02	4,84E+14	4,5
^{137}Cs	30,00	2,31E-02	5,01E+14	4,7
Суммарная активность	—	—	1,07E+16	100

Таблица 72. Активность наведенных радионуклидов в экранной сборке ледокола «Ленин», затопленной в Карском море на глубине 50 м, на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк	Вклад радионуклидов, %
^{55}Fe	2,68	2,59E-01	5,56E+14	98,1
^{60}Co	5,27	1,32E-01	9,69E+12	1,7
^{63}Ni	100,1	6,92E-03	1,22E+12	0,2
^{59}Ni	75000	9,24E-06	1,00E+10	< 0,01
^{14}C	5730	1,21E-04	5,67E+10	< 0,01
Суммарная активность	—	—	5,67E+14	100

Таблица 73. Время уменьшения исходной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в топливе экранной сборки ледокола «Ленин» в результате радиоактивного распада, Бк

Год	Сумма	^{90}Sr	^{137}Cs
0	9,6E+14	4,7E+14	4,9E+14
100	9,0E+13	4,1E+13	5,0E+13
200	8,4E+12	3,4E+12	4,9E+12
300	7,8E+11	2,9E+11	4,9E+11
400	7,3E+10	2,4E+10	4,9E+10
500	6,9E+09	2,0E+09	4,8E+09
600	6,5E+08	1,7E+08	4,8E+08

Табл. 73 (окончание)

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
700	6,2E+07	1,4E+07	4,7E+07
800	5,9E+06	1,2E+06	4,7E+06
900	5,7E+05	1,0E+05	4,7E+05
1000	5,5E+04	8,6E+03	4,6E+04
1100	5,3E+03	7,2E+02	4,6E+03
1200	5,2E+02	6,1E+01	4,6E+02
1300	5,0E+01	5,1E+00	4,5E+01
1400	4,5E+00	—	4,5E+00
1500	1,0E+00	—	1,0E+00

Таблица 74. Уменьшение наведенной активности радионуклидов в экранной сборке ледокола «Ленин», затопленной в Карском море на глубине 50 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду (контакта с морской водой). Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	4,4E+14	4,3E+14	8,5E+12	1,2E+12	1,0E+10	5,7E+10
50	9,4E+11	1,3E+09	1,3E+10	8,6E+11	1,0E+10	5,6E+10
100	6,8E+11	3,3E+03	1,9E+07	6,1E+11	1,0E+10	5,6E+10
150	5,0E+11	—	2,6E+04	4,3E+11	1,0E+10	5,6E+10
200	3,7E+11	—	3,6E+01	3,1E+11	1,0E+10	5,5E+10
500	1,0E+11	—	—	3,8E+10	1,0E+10	5,3E+10
1000	6,1E+10	—	—	1,2E+09	1,0E+10	5,0E+10
1500	5,7E+10	—	—	3,8E+07	9,9E+09	4,7E+10
2000	5,4E+10	—	—	1,2E+06	9,9E+09	4,5E+10
2500	5,2E+10	—	—	3,7E+04	9,8E+09	4,2E+10
3000	4,9E+10	—	—	1,2E+03	9,8E+09	3,9E+10
3500	4,7E+10	—	—	3,6E+01	9,7E+09	3,7E+10
4000	4,5E+10	—	—	1,1E+00	9,7E+09	3,5E+10
4500	4,3E+10	—	—	—	9,6E+09	3,3E+10
5000	4,1E+10	—	—	—	9,6E+09	3,1E+10
5500	3,9E+10	—	—	—	9,5E+09	2,9E+10
6000	3,7E+10	—	—	—	9,5E+09	2,7E+10

Табл. 74 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
6500	3,5E+10	—	—	—	9,5E+09	2,6E+10
7000	3,4E+10	—	—	—	9,4E+09	2,4E+10

Таблица 75. Суммарная скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов из экранной сборки ледокола «Ленин», затопленной в Карском море на глубине 50 м, до полного ее разрушения. Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
7000	6,2E+06	0,0	0,0	0,0	1,7E+06	4,5E+06
7500	5,9E+06	—	—	—	1,7E+06	4,2E+06
8000	5,7E+06	—	—	—	1,7E+06	4,0E+06
8500	1,4E+07	—	—	—	4,3E+06	9,3E+06
9000	1,3E+07	—	—	—	4,2E+06	8,8E+06
9500	1,2E+07	—	—	—	4,2E+06	8,3E+06
10000	1,2E+07	—	—	—	4,2E+06	7,8E+06
10500	1,2E+07	—	—	—	4,2E+06	7,3E+06
11000	1,1E+07	—	—	—	4,2E+06	6,9E+06
11500	1,1E+07	—	—	—	4,2E+06	6,5E+06
12000	1,0E+07	—	—	—	4,1E+06	6,1E+06
12500	9,9E+06	—	—	—	4,1E+06	5,7E+06
12800	9,7E+06	—	—	—	4,1E+06	5,6E+06

Выход активности из экранной сборки ледокола «Ленин» не ограничивается только выходом наведенных радионуклидов (рис. 15). В ней находится 125 ОТВС, в которых содержатся продукты деления (основные — ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr) и накопления (ТУЭ). Ранее было отмечено, что до момента разгерметизации сборки (примерно через 7000 лет) активность ¹³⁷Cs через 1600 лет снизится до 1 Бк, и ее не следует учитывать в последующих расчетах.

В то же время активность ТУЭ не уменьшится и останется практически неизменной в течение 100 000 лет на уровне примерно 11,3 ТБк. Также сделано допущение, что полное разрушение ОТВС и вымывание из ОЯТ ТУЭ в среднем будет происходить 200—300 лет, что обеспечит скорость их поступления в морскую воду около (4—6)·10¹⁰ Бк/год (табл. 76, рис. 16).

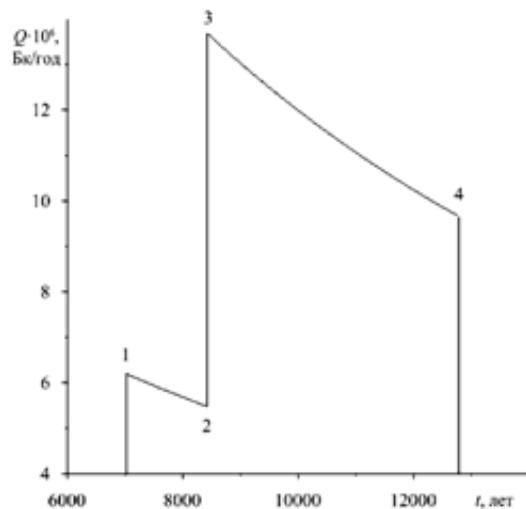


Рис. 15. Суммарная скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов из экранной сборки ледокола «Ленин», затопленного в Карском море на глубине 50 м, до полного ее разрушения при скорости коррозии для нержавеющей стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год и растворении фурфурола в течение 100 лет: 1 — начало выхода радионуклидов с экранной сборки, 2—3 — коррозионное разрушение кессона из нержавеющей стали 08Х18Н10Т толщиной 18 мм, 3—4 — полное коррозионное разрушение экранной сборки

Таблица 76. Суммарная скорость выхода в морскую воду основных продуктов активации и актиноидов из ОЯТ экранной сборки ледокола «Ленин», затопленной в Карском море на глубине 50 м, до полного ее разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	ТУЭ
7000	5,5E+10	0,0	0,0	0,0	1,7E+06	4,5E+06	5,0E+10
7500	5,9E+06	—	—	—	1,7E+06	4,2E+06	—
8000	5,7E+06	—	—	—	1,7E+06	4,0E+06	—
8500	1,4E+07	—	—	—	4,3E+06	9,3E+06	—
9000	1,3E+07	—	—	—	4,2E+06	8,8E+06	—
9500	1,2E+07	—	—	—	4,2E+06	8,3E+06	—
10000	1,2E+07	—	—	—	4,2E+06	7,8E+06	—
10500	1,2E+07	—	—	—	4,2E+06	7,3E+06	—
11000	1,1E+07	—	—	—	4,2E+06	6,9E+06	—
11500	1,1E+07	—	—	—	4,2E+06	6,5E+06	—

Табл. 76 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	ТУЭ
12000	1,0E+07	—	—	—	4,1E+06	6,1E+06	—
12500	9,9E+06	—	—	—	4,1E+06	5,7E+06	—
12800	9,7E+06	—	—	—	4,1E+06	5,6E+06	—

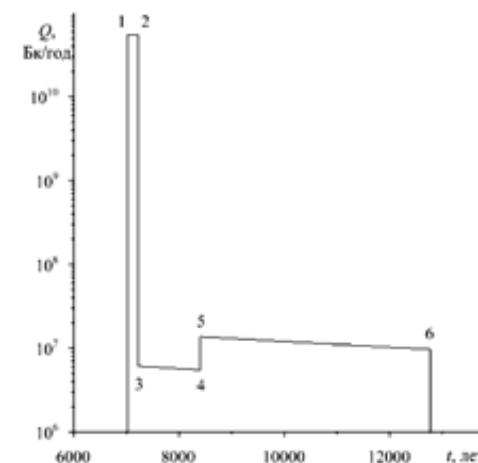


Рис. 16. Суммарная скорость выхода в морскую воду продуктов активации и радионуклидов из ОЯТ экранной сборки ледокола «Ленин», затопленной в Карском море на глубине 50 м, до полного разрушения при скорости коррозии для нержавеющей стали 08Х18Н10Т $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год: 1—2 — выход ТУЭ (актиноидов) в морскую воду из ОЯТ, 3—4 — выход радионуклидов с поверхности экранной сборки, 4—5 — полное коррозионное разрушение кессона из нержавеющей стали 08Х18Н10Т толщиной 18 мм, 5—6 — выход радионуклидов из экранной сборки до полного разрушения

4.3. Выход радионуклидов из РО АПЛ заказа № 285

Таблица 77. Изменение наведенной активности радионуклидов во внешней оболочке корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 285 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду (контакта с морской водой), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,7E+10	7,6E+10	1,5E+09	2,1E+08	1,8E+06	1,0E+07
5	2,8E+10	2,7E+10	8,9E+08	2,1E+08	1,8E+06	1,0E+07

Табл. 77 (окончание)

10	8,1E+09	7,4E+09	4,6E+08	2,0E+08	1,8E+06	1,0E+07
15	2,5E+09	2,0E+09	2,4E+08	1,9E+08	1,8E+06	1,0E+07
20	8,8E+08	5,6E+08	1,2E+08	1,9E+08	1,8E+06	1,0E+07
25	4,1E+08	1,5E+08	6,4E+07	1,8E+08	1,8E+06	1,0E+07
30	2,6E+08	4,2E+07	3,3E+07	1,7E+08	1,8E+06	1,0E+07
35	2,1E+08	1,1E+07	1,7E+07	1,7E+08	1,8E+06	1,0E+07
40	1,9E+08	3,2E+06	8,9E+06	1,6E+08	1,8E+06	1,0E+07
44	1,8E+08	1,1E+06	5,2E+06	1,6E+08	1,8E+06	9,9E+06

Таблица 78. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внешних оболочек корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 285 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	1,2E+05	6,0E+02	3,2E+03	1,1E+05	1,2E+03	6,9E+03
100	8,3E+04	—	2,3E+00	7,5E+04	1,2E+03	6,9E+03
200	4,6E+04	—	—	3,8E+04	1,2E+03	6,8E+03
300	2,7E+04	—	—	1,9E+04	1,2E+03	6,7E+03
400	1,7E+04	—	—	9,4E+03	1,2E+03	6,7E+03
500	1,3E+04	—	—	4,7E+03	1,2E+03	6,6E+03
600	1,0E+04	—	—	2,4E+03	1,2E+03	6,5E+03
700	8,8E+03	—	—	1,2E+03	1,2E+03	6,4E+03
800	8,2E+03	—	—	5,9E+02	1,2E+03	6,3E+03
900	7,8E+03	—	—	3,0E+02	1,2E+03	6,3E+03
1000	7,6E+03	—	—	1,5E+02	1,2E+03	6,2E+03
1100	7,4E+03	—	—	7,4E+01	1,2E+03	6,1E+03
1200	7,3E+03	—	—	3,7E+01	1,2E+03	6,0E+03
1300	7,2E+03	—	—	1,9E+01	1,2E+03	6,0E+03
1400	7,1E+03	—	—	9,3E+00	1,2E+03	5,9E+03
1500	7,1E+03	—	—	4,6E+00	1,2E+03	5,8E+03
1600	7,0E+03	—	—	2,3E+00	1,2E+03	5,8E+03

Таблица 79. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировках корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 285 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду с учетом растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	6,2E+11	6,1E+11	1,2E+10	1,7E+09	1,4E+07	8,0E+07
20	7,0E+09	4,4E+09	9,8E+08	1,5E+09	1,4E+07	8,0E+07
40	1,5E+09	2,5E+07	7,1E+07	1,3E+09	1,4E+07	8,0E+07
60	1,2E+09	1,4E+05	5,1E+06	1,1E+09	1,4E+07	7,9E+07
80	1,1E+09	8,1E+02	3,7E+05	9,9E+08	1,4E+07	7,9E+07
100	9,5E+08	4,6E+00	2,7E+04	8,6E+08	1,4E+07	7,9E+07
120	8,4E+08	—	1,9E+03	7,5E+08	1,4E+07	7,9E+07
140	7,5E+08	—	1,4E+02	6,5E+08	1,4E+07	7,9E+07
160	6,6E+08	—	9,9E+00	5,7E+08	1,4E+07	7,8E+07
180	5,9E+08	—	—	4,9E+08	1,4E+07	7,8E+07
200	5,2E+08	—	—	4,3E+08	1,4E+07	7,8E+07
220	4,7E+08	—	—	3,8E+08	1,4E+07	7,8E+07
240	4,2E+08	—	—	3,3E+08	1,4E+07	7,8E+07
260	3,8E+08	—	—	2,8E+08	1,4E+07	7,8E+07
280	3,4E+08	—	—	2,5E+08	1,4E+07	7,7E+07
300	3,1E+08	—	—	2,2E+08	1,4E+07	7,7E+07
320	2,8E+08	—	—	1,9E+08	1,4E+07	7,7E+07
340	2,5E+08	—	—	1,6E+08	1,4E+07	7,7E+07
360	2,3E+08	—	—	1,4E+08	1,4E+07	7,7E+07
380	2,1E+08	—	—	1,2E+08	1,4E+07	7,6E+07
400	2,0E+08	—	—	1,1E+08	1,4E+07	7,6E+07
420	1,8E+08	—	—	9,4E+07	1,4E+07	7,6E+07

Таблица 80. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из плакировки корпуса реактора АПЛ заказа № 285 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного ее разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
420	6,7E+03	0,0	0,0	3,4E+03	5,2E+02	2,8E+03
450	6,1E+03	—	—	2,8E+03	5,2E+02	2,8E+03

Табл. 80 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
600	4,2E+03	—	—	9,9E+02	5,1E+02	2,7E+03
750	1,8E+04	—	—	1,7E+03	2,6E+03	1,3E+04
900	1,6E+04	—	—	6,2E+02	2,6E+03	1,3E+04
1050	1,6E+04	—	—	2,2E+02	2,6E+03	1,3E+04
1200	1,5E+04	—	—	7,7E+01	2,6E+03	1,3E+04
1350	1,5E+04	—	—	2,7E+01	2,6E+03	1,2E+04
1500	1,5E+04	—	—	9,7E+00	2,6E+03	1,2E+04
1650	5,1E+04	—	—	1,2E+01	8,9E+03	4,2E+04
1800	5,0E+04	—	—	4,2E+00	8,9E+03	4,1E+04
1950	4,9E+04	—	—	1,5E+00	8,9E+03	4,0E+04
2100	4,9E+04	—	—	—	8,9E+03	4,0E+04
2250	4,8E+04	—	—	—	8,9E+03	3,9E+04
2400	4,7E+04	—	—	—	8,9E+03	3,8E+04
2550	4,6E+04	—	—	—	8,8E+03	3,8E+04
2700	4,6E+04	—	—	—	8,8E+03	3,7E+04
2770	4,5E+04	—	—	—	8,8E+03	3,7E+04

Таблица 81. Изменение наведенной активности радионуклидов во внешних оболочках крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 285 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду (контакта с морской водой), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,7E+09	7,6E+09	1,5E+08	2,1E+07	1,8E+05	1,0E+06
5	2,8E+09	2,7E+09	8,9E+07	2,1E+07	1,8E+05	1,0E+06
10	8,1E+08	7,4E+08	4,6E+07	2,0E+07	1,8E+05	1,0E+06
15	2,5E+08	2,0E+08	2,4E+07	1,9E+07	1,8E+05	1,0E+06
20	8,8E+07	5,6E+07	1,2E+07	1,9E+07	1,8E+05	1,0E+06
25	4,1E+07	1,5E+07	6,4E+06	1,8E+07	1,8E+05	1,0E+06
30	2,6E+07	4,2E+06	3,3E+06	1,7E+07	1,8E+05	1,0E+06
35	2,1E+07	1,1E+06	1,7E+06	1,7E+07	1,8E+05	1,0E+06
40	1,9E+07	3,2E+05	8,9E+05	1,6E+07	1,8E+05	1,0E+06
44	1,8E+07	1,1E+05	5,2E+05	1,6E+07	1,8E+05	9,9E+05

Таблица 82. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внешних оболочек крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 285 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	9,0E+03	4,5E+01	2,4E+02	8,1E+03	9,1E+01	5,1E+02
300	2,0E+03	—	—	1,4E+03	9,1E+01	5,0E+02
600	7,5E+02	—	—	1,7E+02	9,1E+01	4,8E+02
900	5,8E+02	—	—	2,2E+01	9,1E+01	4,6E+02
1200	5,4E+02	—	—	2,7E+00	9,0E+01	4,5E+02
1500	5,2E+02	—	—	—	9,0E+01	4,3E+02
1800	5,1E+02	—	—	—	9,0E+01	4,2E+02
2100	4,9E+02	—	—	—	9,0E+01	4,0E+02
2400	4,8E+02	—	—	—	8,9E+01	3,9E+02
2700	4,6E+02	—	—	—	8,9E+01	3,7E+02
3000	4,5E+02	—	—	—	8,9E+01	3,6E+02
3300	4,4E+02	—	—	—	8,9E+01	3,5E+02
3600	4,2E+02	—	—	—	8,9E+01	3,3E+02
3900	4,1E+02	—	—	—	8,8E+01	3,2E+02
4200	4,0E+02	—	—	—	8,8E+01	3,1E+02
4500	3,9E+02	—	—	—	8,8E+01	3,0E+02
4800	3,8E+02	—	—	—	8,8E+01	2,9E+02
5100	3,7E+02	—	—	—	8,7E+01	2,8E+02
5400	3,6E+02	—	—	—	8,7E+01	2,7E+02
5700	3,5E+02	—	—	—	8,7E+01	2,6E+02
6000	3,4E+02	—	—	—	8,7E+01	2,5E+02
6200	3,3E+02	—	—	—	8,6E+01	2,4E+02

Таблица 83. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке крышек реакторов АПЛ заказа № 285 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 20 м, с момента затопления до начала выхода радионуклидов в морскую воду с учетом растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,0E+10	6,8E+10	1,3E+09	1,9E+08	1,6E+06	9,0E+06
20	7,9E+08	5,0E+08	1,1E+08	1,7E+08	1,6E+06	9,0E+06
40	1,7E+08	2,8E+06	8,0E+06	1,5E+08	1,6E+06	9,0E+06

Табл. 83 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
60	1,4E+08	1,6E+04	5,7E+05	1,3E+08	1,6E+06	8,9E+06
80	1,2E+08	9,1E+01	4,1E+04	1,1E+08	1,6E+06	8,9E+06
100	1,1E+08	—	3,0E+03	9,7E+07	1,6E+06	8,9E+06
120	9,5E+07	—	2,1E+02	8,4E+07	1,6E+06	8,9E+06
140	8,4E+07	—	1,5E+01	7,3E+07	1,6E+06	8,8E+06
160	7,4E+07	—	1,1E+00	6,4E+07	1,6E+06	8,8E+06
180	6,6E+07	—	—	5,6E+07	1,6E+06	8,8E+06
200	5,9E+07	—	—	4,8E+07	1,6E+06	8,8E+06
220	5,3E+07	—	—	4,2E+07	1,6E+06	8,8E+06
240	4,7E+07	—	—	3,7E+07	1,6E+06	8,7E+06
260	4,2E+07	—	—	3,2E+07	1,6E+06	8,7E+06
280	3,8E+07	—	—	2,8E+07	1,6E+06	8,7E+06
300	3,5E+07	—	—	2,4E+07	1,6E+06	8,7E+06
320	3,1E+07	—	—	2,1E+07	1,6E+06	8,7E+06
340	2,9E+07	—	—	1,8E+07	1,6E+06	8,6E+06
360	2,6E+07	—	—	1,6E+07	1,6E+06	8,6E+06
380	2,4E+07	—	—	1,4E+07	1,6E+06	8,6E+06
400	2,2E+07	—	—	1,2E+07	1,6E+06	8,6E+06
420	2,1E+07	—	—	1,1E+07	1,6E+06	8,6E+06

Таблица 84. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения
фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления)
из плакировок крышек реакторов АПЛ заказа № 285 толщиной 5 мм из
нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 20 м,
до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
420	9,2E+02	0,0	0,0	4,7E+02	7,1E+01	3,8E+02
600	5,8E+02	—	—	1,4E+02	7,1E+01	3,7E+02
800	2,3E+03	—	—	1,7E+02	3,5E+02	1,8E+03
1000	2,2E+03	—	—	4,2E+01	3,5E+02	1,8E+03
1200	2,1E+03	—	—	1,1E+01	3,5E+02	1,7E+03
1400	2,0E+03	—	—	2,7E+00	3,5E+02	1,7E+03
1600	2,0E+03	—	—	—	3,5E+02	1,7E+03
1800	2,9E+03	—	—	—	5,2E+02	2,4E+03

Табл. 84 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
2000	2,9E+03	—	—	—	5,2E+02	2,4E+03
2200	2,8E+03	—	—	—	5,2E+02	2,3E+03
2400	2,8E+03	—	—	—	5,2E+02	2,2E+03
2600	2,7E+03	—	—	—	5,2E+02	2,2E+03
2800	2,7E+03	—	—	—	5,2E+02	2,1E+03
3000	2,6E+03	—	—	—	5,2E+02	2,1E+03
3200	2,6E+03	—	—	—	5,2E+02	2,0E+03
3400	2,5E+03	—	—	—	5,2E+02	2,0E+03
3600	2,5E+03	—	—	—	5,1E+02	1,9E+03
3800	2,4E+03	—	—	—	5,1E+02	1,9E+03
4000	2,4E+03	—	—	—	5,1E+02	1,9E+03
4200	2,3E+03	—	—	—	5,1E+02	1,8E+03
4310	2,3E+03	—	—	—	5,1E+02	1,8E+03

Таблица 85. Изменение наведенной активности радионуклидов в ВРК реакторов
АПЛ заказа № 285 из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском
море на глубине 20 м, от момента затопления до начала выхода радионуклидов
в морскую воду с учетом растворения фурфурола за 100 лет
(примерно 420 лет от момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,3E+13	1,3E+13	2,5E+11	3,6E+10	3,0E+08	1,7E+09
20	1,5E+11	9,5E+10	2,1E+10	3,2E+10	3,0E+08	1,7E+09
40	3,2E+10	5,4E+08	1,5E+09	2,8E+10	3,0E+08	1,7E+09
60	2,6E+10	3,0E+06	1,1E+08	2,4E+10	3,0E+08	1,7E+09
80	2,3E+10	1,7E+04	7,8E+06	2,1E+10	3,0E+08	1,7E+09
100	2,0E+10	9,8E+01	5,6E+05	1,8E+10	3,0E+08	1,7E+09
120	1,8E+10	—	4,1E+04	1,6E+10	3,0E+08	1,7E+09
140	1,6E+10	—	2,9E+03	1,4E+10	3,0E+08	1,7E+09
160	1,4E+10	—	2,1E+02	1,2E+10	3,0E+08	1,7E+09
180	1,2E+10	—	1,5E+01	1,1E+10	3,0E+08	1,7E+09
200	1,1E+10	—	1,1E+00	9,2E+09	3,0E+08	1,7E+09
220	9,9E+09	—	—	8,0E+09	3,0E+08	1,7E+09
240	8,9E+09	—	—	6,9E+09	3,0E+08	1,7E+09

Табл. 85 (окончание)

260	8,0E+09	—	—	6,0E+09	3,0E+08	1,6E+09
280	7,2E+09	—	—	5,3E+09	3,0E+08	1,6E+09
300	6,5E+09	—	—	4,6E+09	3,0E+08	1,6E+09
320	5,9E+09	—	—	4,0E+09	3,0E+08	1,6E+09
340	5,4E+09	—	—	3,5E+09	3,0E+08	1,6E+09
360	5,0E+09	—	—	3,0E+09	3,0E+08	1,6E+09
380	4,6E+09	—	—	2,6E+09	3,0E+08	1,6E+09
400	4,2E+09	—	—	2,3E+09	3,0E+08	1,6E+09
420	3,9E+09	—	—	2,0E+09	3,0E+08	1,6E+09

Таблица 86. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из ВРК реакторов АПЛ заказа № 285 из нержавеющей стали 08X18Н10Т, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного ее разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
420	1,4E+05	0,0	0,0	7,4E+04	1,1E+04	6,0E+04
450	1,3E+05	—	—	6,0E+04	1,1E+04	6,0E+04
600	9,1E+04	—	—	2,1E+04	1,1E+04	5,9E+04
750	3,8E+05	—	—	3,8E+04	5,6E+04	2,9E+05
900	3,5E+05	—	—	1,3E+04	5,6E+04	2,8E+05
1050	3,4E+05	—	—	4,7E+03	5,5E+04	2,8E+05
1200	3,3E+05	—	—	1,7E+03	5,5E+04	2,7E+05
1350	3,2E+05	—	—	5,9E+02	5,5E+04	2,7E+05
1500	3,2E+05	—	—	2,1E+02	5,5E+04	2,6E+05
1650	4,7E+05	—	—	1,1E+02	8,3E+04	3,9E+05
1800	4,6E+05	—	—	3,9E+01	8,3E+04	3,8E+05
1950	4,6E+05	—	—	1,4E+01	8,2E+04	3,7E+05
2100	4,5E+05	—	—	4,9E+00	8,2E+04	3,7E+05
2250	4,4E+05	—	—	1,7E+00	8,2E+04	3,6E+05
2400	4,4E+05	—	—	—	8,2E+04	3,5E+05
2550	4,3E+05	—	—	—	8,2E+04	3,5E+05
2650	4,3E+05	—	—	—	8,2E+04	3,4E+05

Таблица 87. Изменение активности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в ОЯТ двух реакторов РО АПЛ заказа № 285, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до выхода радионуклидов в морскую воду с учетом растворения фурфурола 100 лет и коррозионного разрушения гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура (примерно через 720 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
0	3,5E+14	1,7E+14	1,8E+14
50	1,1E+14	5,2E+13	5,8E+13
100	3,3E+13	1,5E+13	1,8E+13
150	1,0E+13	4,4E+12	5,8E+12
200	3,1E+12	1,3E+12	1,8E+12
250	9,4E+11	3,7E+11	5,7E+11
300	2,9E+11	1,1E+11	1,8E+11
350	8,8E+10	3,1E+10	5,7E+10
400	2,7E+10	8,9E+09	1,8E+10
450	8,2E+09	2,6E+09	5,6E+09
500	2,5E+09	7,5E+08	1,8E+09
550	7,8E+08	2,2E+08	5,6E+08
600	2,4E+08	6,3E+07	1,8E+08
650	7,4E+07	1,8E+07	5,6E+07
700	2,3E+07	5,3E+06	1,7E+07
720	1,4E+07	3,2E+06	1,1E+07

Для дальнейших расчетов активность актиноидов в ОЯТ оценена на уровне примерно 2,4 ТБк. Учитывая, что полное разрушение ОЯТ в морской воде происходит за 200—300 лет, скорость выхода ТУЭ будет составлять около $(0,8—1,2) \cdot 10^{10}$ Бк/год, что приведет примерно через 700 лет к их залповому выбросу в морскую воду (табл. 88, рис. 17).

Таблица 88. Суммарная скорость выхода в морскую воду основных продуктов активации, распада ядерного топлива (^{137}Cs , ^{90}Sr) и актиноидов (ТУЭ) из двух реакторов РО АПЛ заказа № 285 с учетом растворения фурфурола за 100 лет, Бк/год

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C	^{90}Sr	^{137}Cs	ТУЭ
45	1,3E+05	6,5E+02	3,4E+03	1,2E+05	1,3E+03	7,5E+03	—	—	—
59	1,2E+05	1,7E+01	5,5E+02	1,1E+05	1,3E+03	7,5E+03	—	—	—
86	9,8E+04	—	1,6E+01	8,9E+04	1,3E+03	7,4E+03	—	—	—
400	1,9E+04	—	—	1,0E+04	1,3E+03	7,1E+03	—	—	—
720	1,2E+10	—	—	1,1E+04	1,3E+04	6,8E+04	5,4E+04	1,1E+05	1,2E+10
800	1,2E+10	—	—	2,9E+04	6,0E+04	3,1E+05	1,1E+04	2,7E+04	1,2E+10
820	1,2E+10	—	—	2,5E+04	6,0E+04	3,1E+05	5,1E+03	1,2E+04	1,2E+10
1200	3,6E+05	—	—	1,8E+03	6,0E+04	2,9E+05	—	—	—
1600	3,4E+05	—	—	—	5,9E+04	2,8E+05	—	—	—
2000	5,1E+05	—	—	—	9,2E+04	4,2E+05	—	—	—
2400	4,9E+05	—	—	—	9,2E+04	4,0E+05	—	—	—
2800	3,1E+03	—	—	—	6,1E+02	2,5E+03	—	—	—
3200	3,0E+03	—	—	—	6,1E+02	2,4E+03	—	—	—
3600	2,9E+03	—	—	—	6,0E+02	2,3E+03	—	—	—
4000	2,8E+03	—	—	—	6,0E+02	2,2E+03	—	—	—
4400	3,9E+02	—	—	—	8,8E+01	3,0E+02	—	—	—
4800	3,8E+02	—	—	—	8,8E+01	2,9E+02	—	—	—
5200	3,6E+02	—	—	—	8,7E+01	2,8E+02	—	—	—
5600	3,5E+02	—	—	—	8,7E+01	2,6E+02	—	—	—
6000	3,4E+02	—	—	—	8,7E+01	2,5E+02	—	—	—
6200	3,3E+02	—	—	—	8,6E+01	2,4E+02	—	—	—

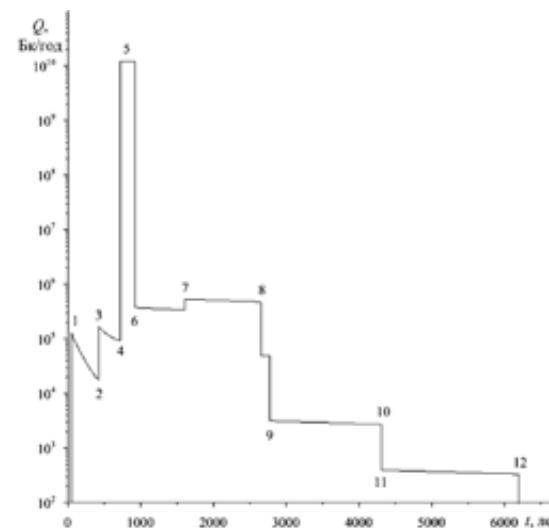


Рис. 17. Суммарная скорость выхода в морскую воду основных продуктов активации и радионуклидов из ОЯТ двух реакторов РО АПЛ заказа № 285, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения при скорости коррозии корпуса и крышки реактора из углеродистой стали 48ТС $v_{\text{кор}} \approx 65 \pm 15$ мкм/год и нержавеющей стали 08X18H10T $v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 лет: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—4 — появление язвенных отверстий в импульсной трубке первого контура, растворение фурфурола, питтинг гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура, 5 — выход радионуклидов из ОЯТ, 6—11 — разрушение внешней поверхности корпуса реактора, плакировки, ВРК, 11—12 — окончательное разрушение внешней поверхности крышки реактора

4.4. Выход радионуклидов из РО АПЛ заказа № 901

Таблица 89. Изменение активности наведенных радионуклидов во внешней оболочке корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала их выхода в морскую воду, Бк

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C
0	7,7E+10	7,6E+10	1,5E+09	2,1E+08	1,8E+06	1,0E+07
5	2,8E+10	2,7E+10	8,9E+08	2,1E+08	1,8E+06	1,0E+07
10	8,1E+09	7,4E+09	4,6E+08	2,0E+08	1,8E+06	1,0E+07
15	2,5E+09	2,0E+09	2,4E+08	1,9E+08	1,8E+06	1,0E+07
20	8,8E+08	5,6E+08	1,2E+08	1,9E+08	1,8E+06	1,0E+07

Табл. 89 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
25	4,1E+08	1,5E+08	6,4E+07	1,8E+08	1,8E+06	1,0E+07
30	2,6E+08	4,2E+07	3,3E+07	1,7E+08	1,8E+06	1,0E+07
35	2,1E+08	1,1E+07	1,7E+07	1,7E+08	1,8E+06	1,0E+07
40	1,9E+08	3,2E+06	8,9E+06	1,6E+08	1,8E+06	1,0E+07
44	1,8E+08	1,1E+06	5,2E+06	1,6E+08	1,8E+06	9,9E+06

Таблица 90. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из внешних оболочек корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 100 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	1,2E+05	6,0E+02	3,2E+03	1,1E+05	1,2E+03	6,9E+03
100	8,3E+04	—	2,3E+00	7,5E+04	1,2E+03	6,9E+03
200	4,6E+04	—	—	3,8E+04	1,2E+03	6,8E+03
300	2,7E+04	—	—	1,9E+04	1,2E+03	6,7E+03
400	1,7E+04	—	—	9,4E+03	1,2E+03	6,7E+03
500	1,3E+04	—	—	4,7E+03	1,2E+03	6,6E+03
600	1,0E+04	—	—	2,4E+03	1,2E+03	6,5E+03
700	8,8E+03	—	—	1,2E+03	1,2E+03	6,4E+03
800	8,2E+03	—	—	5,9E+02	1,2E+03	6,3E+03
900	7,8E+03	—	—	3,0E+02	1,2E+03	6,3E+03
1000	7,6E+03	—	—	1,5E+02	1,2E+03	6,2E+03
1100	7,4E+03	—	—	7,4E+01	1,2E+03	6,1E+03
1200	7,3E+03	—	—	3,7E+01	1,2E+03	6,0E+03
1300	7,2E+03	—	—	1,9E+01	1,2E+03	6,0E+03
1400	7,1E+03	—	—	9,3E+00	1,2E+03	5,9E+03
1500	7,1E+03	—	—	4,6E+00	1,2E+03	5,8E+03
1600	7,0E+03	—	—	2,3E+00	1,2E+03	5,8E+03

Табл. 91 (окончание)

Таблица 91. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировках корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду с учетом растворения фурфурола за 100 лет, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	6,2E+11	6,1E+11	1,2E+10	1,7E+09	1,4E+07	8,0E+07
20	7,0E+09	4,4E+09	9,8E+08	1,5E+09	1,4E+07	8,0E+07
40	1,5E+09	2,5E+07	7,1E+07	1,3E+09	1,4E+07	8,0E+07
60	1,2E+09	1,4E+05	5,1E+06	1,1E+09	1,4E+07	7,9E+07
80	1,1E+09	8,1E+02	3,7E+05	9,9E+08	1,4E+07	7,9E+07
100	9,5E+08	4,6E+00	2,7E+04	8,6E+08	1,4E+07	7,9E+07
120	8,4E+08	—	1,9E+03	7,5E+08	1,4E+07	7,9E+07
140	7,5E+08	—	1,4E+02	6,5E+08	1,4E+07	7,9E+07
160	6,6E+08	—	9,9E+00	5,7E+08	1,4E+07	7,8E+07
180	5,9E+08	—	—	4,9E+08	1,4E+07	7,8E+07
200	5,2E+08	—	—	4,3E+08	1,4E+07	7,8E+07
220	4,7E+08	—	—	3,8E+08	1,4E+07	7,8E+07
240	4,2E+08	—	—	3,3E+08	1,4E+07	7,8E+07
260	3,8E+08	—	—	2,8E+08	1,4E+07	7,8E+07
280	3,4E+08	—	—	2,5E+08	1,4E+07	7,7E+07
300	3,1E+08	—	—	2,2E+08	1,4E+07	7,7E+07
320	2,8E+08	—	—	1,9E+08	1,4E+07	7,7E+07
340	2,5E+08	—	—	1,6E+08	1,4E+07	7,7E+07
360	2,3E+08	—	—	1,4E+08	1,4E+07	7,7E+07
380	2,1E+08	—	—	1,2E+08	1,4E+07	7,6E+07
400	2,0E+08	—	—	1,1E+08	1,4E+07	7,6E+07
420	1,8E+08	—	—	9,4E+07	1,4E+07	7,6E+07

Таблица 92. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировок корпусов двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08X18H10T, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения с учетом растворения фурфурола за 100 лет (через 420 лет с момента затопления), Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
420	6,7E+03	0,0	0,0	3,4E+03	5,2E+02	2,8E+03
450	6,1E+03	—	—	2,8E+03	5,2E+02	2,8E+03
600	4,2E+03	—	—	9,9E+02	5,1E+02	2,7E+03
750	1,8E+04	—	—	1,7E+03	2,6E+03	1,3E+04
900	1,6E+04	—	—	6,2E+02	2,6E+03	1,3E+04
1050	1,6E+04	—	—	2,2E+02	2,6E+03	1,3E+04
1200	1,5E+04	—	—	7,7E+01	2,6E+03	1,3E+04
1350	1,5E+04	—	—	2,7E+01	2,6E+03	1,2E+04
1500	1,5E+04	—	—	9,7E+00	2,6E+03	1,2E+04
1650	5,1E+04	—	—	1,2E+01	8,9E+03	4,2E+04
1800	5,0E+04	—	—	4,2E+00	8,9E+03	4,1E+04
1950	4,9E+04	—	—	1,5E+00	8,9E+03	4,0E+04
2100	4,9E+04	—	—	—	8,9E+03	4,0E+04
2250	4,8E+04	—	—	—	8,9E+03	3,9E+04
2400	4,7E+04	—	—	—	8,9E+03	3,8E+04
2550	4,6E+04	—	—	—	8,8E+03	3,8E+04
2700	4,6E+04	—	—	—	8,8E+03	3,7E+04
2800	4,5E+04	—	—	—	8,8E+03	3,7E+04

Таблица 93. Изменение наведенной активности радионуклидов во внешней оболочке крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду (контакта с морской водой), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,7E+09	7,6E+09	1,5E+08	2,1E+07	1,8E+05	1,0E+06
5	2,8E+09	2,7E+09	8,9E+07	2,1E+07	1,8E+05	1,0E+06
10	8,1E+08	7,4E+08	4,6E+07	2,0E+07	1,8E+05	1,0E+06
15	2,5E+08	2,0E+08	2,4E+07	1,9E+07	1,8E+05	1,0E+06
20	8,8E+07	5,6E+07	1,2E+07	1,9E+07	1,8E+05	1,0E+06

Табл. 94 (окончание)

25	4,1E+07	1,5E+07	6,4E+06	1,8E+07	1,8E+05	1,0E+06
30	2,6E+07	4,2E+06	3,3E+06	1,7E+07	1,8E+05	1,0E+06
35	2,1E+07	1,1E+06	1,7E+06	1,7E+07	1,8E+05	1,0E+06
40	1,9E+07	3,2E+05	8,9E+05	1,6E+07	1,8E+05	1,0E+06
44	1,8E+07	1,1E+05	5,2E+05	1,6E+07	1,8E+05	9,9E+05

Таблица 94. Скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов из внешних оболочек крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 400 мм из стали 48ТС, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
45	9,0E+03	4,5E+01	2,4E+02	8,1E+03	9,1E+01	5,1E+02
300	2,0E+03	—	—	1,4E+03	9,1E+01	5,0E+02
600	7,5E+02	—	—	1,7E+02	9,1E+01	4,8E+02
900	5,8E+02	—	—	2,2E+01	9,1E+01	4,6E+02
1200	5,4E+02	—	—	2,7E+00	9,0E+01	4,5E+02
1500	5,2E+02	—	—	—	9,0E+01	4,3E+02
1800	5,1E+02	—	—	—	9,0E+01	4,2E+02
2100	4,9E+02	—	—	—	9,0E+01	4,0E+02
2400	4,8E+02	—	—	—	8,9E+01	3,9E+02
2700	4,6E+02	—	—	—	8,9E+01	3,7E+02
3000	4,5E+02	—	—	—	8,9E+01	3,6E+02
3300	4,4E+02	—	—	—	8,9E+01	3,5E+02
3600	4,2E+02	—	—	—	8,9E+01	3,3E+02
3900	4,1E+02	—	—	—	8,8E+01	3,2E+02
4200	4,0E+02	—	—	—	8,8E+01	3,1E+02
4500	3,9E+02	—	—	—	8,8E+01	3,0E+02
4800	3,8E+02	—	—	—	8,8E+01	2,9E+02
5100	3,7E+02	—	—	—	8,7E+01	2,8E+02
5400	3,6E+02	—	—	—	8,7E+01	2,7E+02
5700	3,5E+02	—	—	—	8,7E+01	2,6E+02
6000	3,4E+02	—	—	—	8,7E+01	2,5E+02
6200	3,3E+02	—	—	—	8,6E+01	2,4E+02

Таблица 95. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке крышек реакторов АПЛ заказа № 901 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08Х18Н10Т, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду с учетом растворения фурфурола за 100 лет, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	7,0E+10	6,8E+10	1,3E+09	1,9E+08	1,6E+06	9,0E+06
20	7,9E+08	5,0E+08	1,1E+08	1,7E+08	1,6E+06	9,0E+06
40	1,7E+08	2,8E+06	8,0E+06	1,5E+08	1,6E+06	9,0E+06
60	1,4E+08	1,6E+04	5,7E+05	1,3E+08	1,6E+06	8,9E+06
80	1,2E+08	9,1E+01	4,1E+04	1,1E+08	1,6E+06	8,9E+06
100	1,1E+08	—	3,0E+03	9,7E+07	1,6E+06	8,9E+06
120	9,5E+07	—	2,1E+02	8,4E+07	1,6E+06	8,9E+06
140	8,4E+07	—	1,5E+01	7,3E+07	1,6E+06	8,8E+06
160	7,4E+07	—	1,1E+00	6,4E+07	1,6E+06	8,8E+06
180	6,6E+07	—	—	5,6E+07	1,6E+06	8,8E+06
200	5,9E+07	—	—	4,8E+07	1,6E+06	8,8E+06
220	5,3E+07	—	—	4,2E+07	1,6E+06	8,8E+06
240	4,7E+07	—	—	3,7E+07	1,6E+06	8,7E+06
260	4,2E+07	—	—	3,2E+07	1,6E+06	8,7E+06
280	3,8E+07	—	—	2,8E+07	1,6E+06	8,7E+06
300	3,5E+07	—	—	2,4E+07	1,6E+06	8,7E+06
320	3,1E+07	—	—	2,1E+07	1,6E+06	8,7E+06
340	2,9E+07	—	—	1,8E+07	1,6E+06	8,6E+06
360	2,6E+07	—	—	1,6E+07	1,6E+06	8,6E+06
380	2,4E+07	—	—	1,4E+07	1,6E+06	8,6E+06
400	2,2E+07	—	—	1,2E+07	1,6E+06	8,6E+06
420	2,1E+07	—	—	1,1E+07	1,6E+06	8,6E+06

Таблица 96. Скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов после растворения фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из плакировок крышек двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 толщиной 5 мм из нержавеющей стали 08Х18Н10Т, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
420	9,2E+02	0,0	0,0	4,7E+02	7,1E+01	3,8E+02
600	5,8E+02	—	—	1,4E+02	7,1E+01	3,7E+02

Табл. 96 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
800	2,3E+03	—	—	1,7E+02	3,5E+02	1,8E+03
1000	2,2E+03	—	—	4,2E+01	3,5E+02	1,8E+03
1200	2,1E+03	—	—	1,1E+01	3,5E+02	1,7E+03
1400	2,0E+03	—	—	2,7E+00	3,5E+02	1,7E+03
1600	2,0E+03	—	—	—	3,5E+02	1,7E+03
1800	2,9E+03	—	—	—	5,2E+02	2,4E+03
2000	2,9E+03	—	—	—	5,2E+02	2,4E+03
2200	2,8E+03	—	—	—	5,2E+02	2,3E+03
2400	2,8E+03	—	—	—	5,2E+02	2,2E+03
2600	2,7E+03	—	—	—	5,2E+02	2,2E+03
2800	2,7E+03	—	—	—	5,2E+02	2,1E+03
3000	2,6E+03	—	—	—	5,2E+02	2,1E+03
3200	2,6E+03	—	—	—	5,2E+02	2,0E+03
3400	2,5E+03	—	—	—	5,2E+02	2,0E+03
3600	2,5E+03	—	—	—	5,1E+02	1,9E+03
3800	2,4E+03	—	—	—	5,1E+02	1,9E+03
4000	2,4E+03	—	—	—	5,1E+02	1,9E+03
4200	2,3E+03	—	—	—	5,1E+02	1,8E+03
4300	2,3E+03	—	—	—	5,1E+02	1,8E+03

Таблица 97. Изменение наведенной активности радионуклидов в двух ВРК реакторов РО АПЛ заказа № 901 из нержавеющей стали 08Х18Н10Т, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду с учетом защитных свойств фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	1,0E+13	9,8E+12	1,9E+11	2,8E+10	2,3E+08	1,3E+09
20	1,1E+11	7,2E+10	1,6E+10	2,4E+10	2,3E+08	1,3E+09
40	2,4E+10	4,1E+08	1,2E+09	2,1E+10	2,3E+08	1,3E+09
60	2,0E+10	2,3E+06	8,3E+07	1,8E+10	2,3E+08	1,3E+09
80	1,8E+10	1,3E+04	6,0E+06	1,6E+10	2,3E+08	1,3E+09
100	1,6E+10	7,5E+01	4,3E+05	1,4E+10	2,3E+08	1,3E+09
120	1,4E+10	—	3,1E+04	1,2E+10	2,3E+08	1,3E+09
140	1,2E+10	—	2,2E+03	1,1E+10	2,3E+08	1,3E+09

Табл. 97 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
160	1,1E+10	—	1,6E+02	9,2E+09	2,3E+08	1,3E+09
180	9,5E+09	—	1,2E+01	8,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
200	8,5E+09	—	—	7,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
220	7,6E+09	—	—	6,1E+09	2,3E+08	1,3E+09
240	6,8E+09	—	—	5,3E+09	2,3E+08	1,3E+09
260	6,1E+09	—	—	4,6E+09	2,3E+08	1,3E+09
280	5,5E+09	—	—	4,0E+09	2,3E+08	1,3E+09
300	5,0E+09	—	—	3,5E+09	2,3E+08	1,3E+09
320	4,5E+09	—	—	3,1E+09	2,3E+08	1,3E+09
340	4,1E+09	—	—	2,7E+09	2,3E+08	1,2E+09
360	3,8E+09	—	—	2,3E+09	2,3E+08	1,2E+09
380	3,5E+09	—	—	2,0E+09	2,3E+08	1,2E+09
400	3,2E+09	—	—	1,8E+09	2,3E+08	1,2E+09
420	3,0E+09	—	—	1,5E+09	2,3E+08	1,2E+09

Таблица 98. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов после растворения
фурфурола за 100 лет (примерно через 420 лет с момента затопления) из
двух ВРК реакторов РО АПЛ заказа № 901 из нержавеющей стали 08X18H10T,
затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
420	1,1E+05	0,0	0,0	5,6E+04	8,5E+03	4,6E+04
450	1,0E+05	—	—	4,6E+04	8,5E+03	4,6E+04
600	7,0E+04	—	—	1,6E+04	8,5E+03	4,5E+04
750	2,9E+05	—	—	2,9E+04	4,3E+04	2,2E+05
900	2,7E+05	—	—	1,0E+04	4,2E+04	2,2E+05
1050	2,6E+05	—	—	3,6E+03	4,2E+04	2,1E+05
1200	2,5E+05	—	—	1,3E+03	4,2E+04	2,1E+05
1350	2,5E+05	—	—	4,5E+02	4,2E+04	2,1E+05
1500	2,4E+05	—	—	1,6E+02	4,2E+04	2,0E+05
1650	3,6E+05	—	—	8,5E+01	6,3E+04	3,0E+05
1800	3,5E+05	—	—	3,0E+01	6,3E+04	2,9E+05
1950	3,5E+05	—	—	1,1E+01	6,3E+04	2,9E+05
2100	3,4E+05	—	—	3,8E+00	6,3E+04	2,8E+05

Табл. 99 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
2250	3,4E+05	—	—	1,3E+00	6,3E+04	2,8E+05
2400	3,3E+05	—	—	—	6,3E+04	2,7E+05
2550	3,3E+05	—	—	—	6,3E+04	2,7E+05
2650	3,3E+05	—	—	—	6,3E+04	2,6E+05

Таблица 99. Изменение активности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в топливе двух реакторов РО
АПЛ заказа № 901, затопленного в Карском море на глубине 20 м, в результате
радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду
с учетом растворения фурфурола за 100 лет, коррозионного разрушения гильзы
штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого
контура (примерно через 720 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
0	3,3E+14	1,6E+14	1,7E+14
50	1,0E+14	4,8E+13	5,4E+13
100	3,1E+13	1,4E+13	1,7E+13
150	9,3E+12	4,0E+12	5,3E+12
200	2,8E+12	1,2E+12	1,7E+12
250	8,6E+11	3,4E+11	5,3E+11
300	2,6E+11	9,8E+10	1,7E+11
350	8,1E+10	2,8E+10	5,2E+10
400	2,5E+10	8,2E+09	1,6E+10
450	7,6E+09	2,4E+09	5,2E+09
500	2,3E+09	6,9E+08	1,6E+09
550	7,1E+08	2,0E+08	5,1E+08
600	2,2E+08	5,8E+07	1,6E+08
650	6,8E+07	1,7E+07	5,1E+07
700	2,1E+07	4,9E+06	1,6E+07
720	1,3E+07	3,0E+06	1,0E+07

Для последующих расчетов активность ТУЭ в ОЯТ оценена в размере примерно 4,4 ТБк. Учитывая, что полное разрушение ОЯТ в морской воде произойдет за 200—300 лет, скорость выхода будет составлять около $(1,5—2,2) \cdot 10^{10}$ Бк/год, что сформирует примерно через 700 лет после затопления залповый выброс техногенных радионуклидов в морскую воду (табл. 100, рис. 18).

Таблица 100. Суммарная скорость выхода в морскую воду основных продуктов активации, деления ОЯТ (^{137}Cs , ^{90}Sr) и актиноидов с учетом растворения фурфурола за 100 лет из двух реакторов РО АПЛ заказа № 901 до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	^{55}Fe	^{60}Co	^{63}Ni	^{59}Ni	^{14}C	^{90}Sr	^{137}Cs	ТУЭ
59	1,2E+05	1,7E+01	5,5E+02	1,1E+05	1,3E+03	7,5E+03	—	—	—
86	9,8E+04	—	1,6E+01	8,9E+04	1,3E+03	7,4E+03	—	—	—
400	1,9E+04	—	—	1,0E+04	1,3E+03	7,1E+03	—	—	—
800	2,2E+10	—	—	2,2E+04	4,7E+04	2,4E+05	3,0E+04	1,0E+05	2,2E+10
1200	2,8E+05	—	—	1,4E+03	4,7E+04	2,3E+05	—	—	—
1600	2,7E+05	—	—	—	4,6E+04	2,2E+05	—	—	—
2000	4,0E+05	—	—	—	7,3E+04	3,3E+05	—	—	—
2400	3,8E+05	—	—	—	7,2E+04	3,1E+05	—	—	—
2800	3,1E+03	—	—	—	6,1E+02	2,5E+03	—	—	—
3200	3,0E+03	—	—	—	6,1E+02	2,4E+03	—	—	—
3600	2,9E+03	—	—	—	6,0E+02	2,3E+03	—	—	—
4000	2,8E+03	—	—	—	6,0E+02	2,2E+03	—	—	—
4400	3,9E+02	—	—	—	8,8E+01	3,0E+02	—	—	—
4800	3,8E+02	—	—	—	8,8E+01	2,9E+02	—	—	—
5200	3,6E+02	—	—	—	8,7E+01	2,8E+02	—	—	—
5600	3,5E+02	—	—	—	8,7E+01	2,6E+02	—	—	—
6000	3,4E+02	—	—	—	8,7E+01	2,5E+02	—	—	—
6200	3,3E+02	—	—	—	8,6E+01	2,4E+02	—	—	—

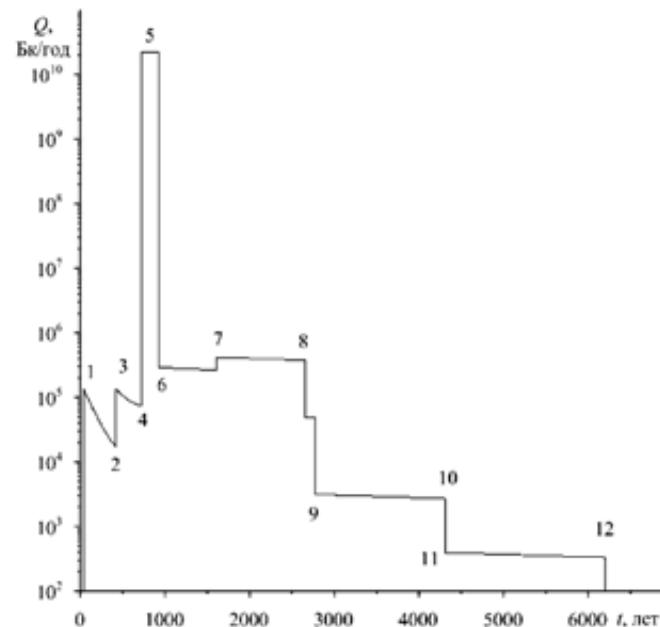


Рис. 18. Суммарная скорость выхода в морскую воду основных продуктов активации, деления (^{137}Cs , ^{90}Sr) и актиноидов (ТУЭ) из двух реакторов РО АПЛ заказа № 901, затопленного в Карском море на глубине 20 м, до полного разрушения при скорости коррозии корпуса и крышки реактора из углеродистой стали 48ТС $v_{\text{кор}} \approx 65 \pm 15$ мкм/год и нержавеющей стали 08X18H10T $v_{\text{кор}} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год с учетом растворения фурфурола за 100 лет: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—4 — появление язвенных отверстий в импульсной трубке в первом контуре, растворение фурфурола, питтинг гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура, 5 — выход продуктов деления и ТУЭ из ОЯТ, 6—11 — разрушение внешней поверхности корпуса крышки реактора, плакировки и ВРК, реактора, 11—12 — окончательное разрушение внешней поверхности крышки реактора

4.5. Выход радионуклидов из АПЛ «К-159»

Наведенная активность радионуклидов в реакторном отсеке АПЛ заказа № 289 («К-159», она же «Б-159») на момент затопления составляла 359 ТБк (табл. 101).

Таблица 101. Активность наведенных радионуклидов в элементах двух реакторов АПЛ «К-159» на момент затопления (2003 г.)

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год ⁻¹	Активность, Бк				
			ВРК	Корпус реактора	Плакировка корпуса реактора	Крышка реактора	Плакировка крышки реактора
⁵⁵ Fe	2,68	2,6E-01	3,2E+14	3,2E+12	2,9E+13	3,6E+11	3,2E+12
⁶⁰ Co	5,27	1,3E-01	5,5E+12	5,5E+10	5,0E+11	6,3E+09	5,5E+10
⁶³ Ni	100,1	6,9E-03	6,9E+11	6,9E+09	6,3E+10	8,0E+08	6,9E+09
⁵⁹ Ni	75 000	9,2E-06	5,7E+09	5,7E+07	5,2E+08	6,6E+06	5,7E+07
¹⁴ C	5730	1,2E-04	3,2E+10	3,2E+08	2,9E+09	3,7E+07	3,2E+08
Суммарная активность	—	—	3,2E+14	3,2E+12	2,9E+13	3,7E+11	3,2E+12

Таблица 103. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из корпусов двух реакторов АПЛ «К-159» толщиной 100 мм из стали 48ТС, затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	6,0E+08	5,9E+08	1,2E+07	1,7E+06	1,4E+04	7,8E+04
80	1,1E+06	1,0E+00	4,1E+02	9,7E+05	1,4E+04	7,7E+04
124	8,0E+05	—	1,1E+00	7,1E+05	1,4E+04	7,7E+04
200	7,6E+05	—	—	6,3E+05	2,1E+04	1,1E+05
400	2,9E+05	—	—	1,6E+05	2,1E+04	1,1E+05
600	2,2E+05	—	—	5,3E+04	2,7E+04	1,4E+05
800	1,8E+05	—	—	1,3E+04	2,7E+04	1,4E+05
1000	1,7E+05	—	—	3,3E+03	2,7E+04	1,4E+05
1200	1,6E+05	—	—	8,2E+02	2,7E+04	1,3E+05
1400	1,6E+05	—	—	2,1E+02	2,7E+04	1,3E+05
1600	1,6E+05	—	—	5,2E+01	2,7E+04	1,3E+05
1800	1,5E+05	—	—	1,3E+01	2,7E+04	1,3E+05
2000	1,5E+05	—	—	3,2E+00	2,7E+04	1,2E+05
2200	1,5E+05	—	—	—	2,7E+04	1,2E+05
2320	1,4E+05	—	—	—	2,7E+04	1,2E+05

4.5.1. Скорость выхода радионуклидов из корпуса реактора

В рассматриваемом случае выход радионуклидов с внешней поверхности корпусов реакторов из легированной стали толщиной 100 мм в морскую воду происходит сразу с момента затопления АПЛ. При скорости коррозии для углеродистой стали $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год время полного коррозионного разрушения составит примерно 2300 лет (коэффициенты скорости коррозии, периоды их действия и результаты расчетов представлены в табл. 102).

Таблица 102. Коэффициенты скорости коррозии и периоды их действия, принятые при расчете скорости выхода радионуклидов с поверхности корпуса реактора в морскую воду

Коэффициент скорости коррозии n	Период действия, лет
0,5	0—170
0,75	170—420
1,0	420—2320

4.5.2. Скорость выхода радионуклидов из крышки реактора

Выход радионуклидов с внешней поверхности крышек двух реакторов толщиной 400 мм в морскую воду происходит сразу с момента затопления АПЛ. При скорости коррозии для углеродистой стали $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год время полного коррозионного разрушения составит примерно 9000 лет (коэффициенты скорости коррозии, периоды их действия и результаты расчетов представлены в табл. 104).

Таблица 104. Коэффициенты скорости коррозии и периоды их действия, принятые при расчете скорости выхода радионуклидов с поверхности крышек двух реакторов в морскую воду

Коэффициент скорости коррозии n	Период действия, лет
0,5	0—170
0,75	170—420
1,0	420—9000

Таблица 105. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из крышек двух реакторов АПЛ «К-159» толщиной 400 мм из стали 48ТС, затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, до полного их разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	5,1E+07	5,0E+07	9,9E+05	1,4E+05	1,2E+03	6,6E+03
70	9,6E+04	1,2E+00	1,3E+02	8,8E+04	1,2E+03	6,6E+03
105	7,6E+04	—	1,1E+00	6,9E+04	1,2E+03	6,5E+03
500	2,4E+04	—	—	8,9E+03	2,3E+03	1,2E+04
1000	1,4E+04	—	—	2,8E+02	2,3E+03	1,2E+04
1500	1,3E+04	—	—	8,8E+00	2,3E+03	1,1E+04
1813	1,3E+04	—	—	1,0E+00	2,3E+03	1,1E+04
2000	1,3E+04	—	—	—	2,3E+03	1,0E+04
2500	1,2E+04	—	—	—	2,3E+03	9,8E+03
3000	1,1E+04	—	—	—	2,3E+03	9,2E+03
3500	1,1E+04	—	—	—	2,3E+03	8,7E+03
4000	1,0E+04	—	—	—	2,3E+03	8,2E+03
4500	9,9E+03	—	—	—	2,2E+03	7,7E+03
5000	9,5E+03	—	—	—	2,2E+03	7,2E+03
5500	9,0E+03	—	—	—	2,2E+03	6,8E+03
6000	8,6E+03	—	—	—	2,2E+03	6,4E+03
6500	8,2E+03	—	—	—	2,2E+03	6,0E+03
7000	7,9E+03	—	—	—	2,2E+03	5,7E+03
7500	7,5E+03	—	—	—	2,2E+03	5,3E+03
8000	7,2E+03	—	—	—	2,2E+03	5,0E+03
8500	6,9E+03	—	—	—	2,2E+03	4,7E+03
9000	6,6E+03	—	—	—	2,2E+03	4,5E+03

4.5.3. Скорость выхода радионуклидов из плакировки корпусов реакторов

Выход радионуклидов из плакировки корпусов реакторов из нержавеющей стали 08X18H10T толщиной 5 мм в морскую воду происходит с момента разгерметизации реакторов, т. е. примерно на 280-й год от момента затопления (питинговое разрушение импульсных трубок датчиков давления в первом контуре с толщиной стенки 2 мм из нержавеющей стали). Коэффициенты скорости коррозии, периоды их действия и результаты расчетов представлены в табл. 106.

Таблица 106. Коэффициенты скорости коррозии и их периоды действия при расчете скорости выхода радионуклидов из плакировки корпусов реакторов в морскую воду

Коэффициент скорости коррозии n	Период действия, лет
Радиоактивный распад	0—280
0,1	280—700
0,5	700—2300
1,0 (внешний) + 0,75 (внутренний)	2300—3400

Таблица 107. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировке корпусов двух реакторов из нержавеющей стали АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	2,3E+13	2,2E+13	4,4E+11	6,2E+10	5,2E+08	2,9E+09
20	2,6E+11	1,6E+11	3,6E+10	5,4E+10	5,2E+08	2,9E+09
40	5,4E+10	9,2E+08	2,6E+09	4,7E+10	5,2E+08	2,9E+09
60	4,5E+10	5,2E+06	1,9E+08	4,1E+10	5,1E+08	2,9E+09
80	3,9E+10	2,9E+04	1,3E+07	3,6E+10	5,1E+08	2,9E+09
100	3,5E+10	1,7E+02	9,6E+05	3,1E+10	5,1E+08	2,9E+09
120	3,1E+10	—	6,9E+04	2,7E+10	5,1E+08	2,9E+09
140	2,7E+10	—	5,0E+03	2,4E+10	5,1E+08	2,9E+09
160	2,4E+10	—	3,6E+02	2,1E+10	5,1E+08	2,9E+09
180	2,1E+10	—	2,6E+01	1,8E+10	5,1E+08	2,8E+09
200	1,9E+10	—	1,9E+00	1,6E+10	5,1E+08	2,8E+09
220	1,7E+10	—	—	1,4E+10	5,1E+08	2,8E+09
240	1,5E+10	—	—	1,2E+10	5,1E+08	2,8E+09
260	1,4E+10	—	—	1,0E+10	5,1E+08	2,8E+09
280	1,2E+10	—	—	9,0E+09	5,1E+08	2,8E+09

Таблица 108. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировки корпусов двух реакторов АПЛ «К-159» толщиной 5 мм из нержавеющей стали ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
280	4,5E+05	0,0	0,0	3,3E+05	1,9E+04	1,0E+05
300	4,1E+05	—	—	2,9E+05	1,9E+04	1,0E+05
600	1,5E+05	—	—	3,6E+04	1,9E+04	9,9E+04
900	5,9E+05	—	—	2,2E+04	9,3E+04	4,8E+05
1200	5,5E+05	—	—	2,8E+03	9,3E+04	4,6E+05
1500	5,4E+05	—	—	3,5E+02	9,3E+04	4,4E+05
1800	5,2E+05	—	—	4,4E+01	9,2E+04	4,3E+05
2100	5,0E+05	—	—	5,5E+00	9,2E+04	4,1E+05
2400	1,7E+06	—	—	2,4E+00	3,2E+05	1,4E+06
2700	1,7E+06	—	—	—	3,2E+05	1,3E+06
3000	1,6E+06	—	—	—	3,2E+05	1,3E+06
3300	1,6E+06	—	—	—	3,2E+05	1,2E+06
3400	1,5E+06	—	—	—	3,2E+05	1,2E+06

4.5.4. Скорость выхода радионуклидов из плакировки крышки реактора

Выход радионуклидов из плакировок крышек двух реакторов из нержавеющей стали 08X18H10T толщиной 5 мм в морскую воду происходит с момента разгерметизации реактора, т. е. примерно на 280-й год с момента затопления. При скорости коррозии для нержавеющей стали $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год время полного коррозионного разрушения составит примерно 4500 лет (коэффициенты скорости коррозии, периоды их действия и результаты расчетов представлены в табл. 109).

Таблица 109. Коэффициенты скорости коррозии и периоды их действия при расчете скорости выхода радионуклидов из плакировки корпусов реакторов в морскую воду

Коэффициент скорости коррозии k	Период действия, лет
Радиоактивный распад	0—280
0,1	280—700
0,5	700—2300
0,75	2300—3400
1,0	3400—4500

Таблица 110. Изменение наведенной активности радионуклидов в плакировках крышек двух реакторов из нержавеющей стали АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	2,5E+12	2,4E+12	4,8E+10	6,9E+09	5,7E+07	3,2E+08
20	2,8E+10	1,8E+10	4,0E+09	6,0E+09	5,7E+07	3,2E+08
40	6,0E+09	1,0E+08	2,9E+08	5,2E+09	5,7E+07	3,2E+08
60	5,0E+09	5,8E+05	2,1E+07	4,6E+09	5,7E+07	3,2E+08
80	4,4E+09	3,3E+03	1,5E+06	4,0E+09	5,7E+07	3,2E+08
100	3,8E+09	1,8E+01	1,1E+05	3,5E+09	5,7E+07	3,2E+08
120	3,4E+09	—	7,7E+03	3,0E+09	5,7E+07	3,2E+08
140	3,0E+09	—	5,5E+02	2,6E+09	5,7E+07	3,2E+08
160	2,7E+09	—	4,0E+01	2,3E+09	5,7E+07	3,2E+08
180	2,4E+09	—	2,9E+00	2,0E+09	5,7E+07	3,1E+08
200	2,1E+09	—	—	1,7E+09	5,7E+07	3,1E+08
220	1,9E+09	—	—	1,5E+09	5,7E+07	3,1E+08
240	1,7E+09	—	—	1,3E+09	5,7E+07	3,1E+08
260	1,5E+09	—	—	1,1E+09	5,7E+07	3,1E+08
280	1,4E+09	—	—	1,0E+09	5,7E+07	3,1E+08

Таблица 111. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из плакировок крышек двух реакторов АПЛ «К-159» толщиной 5 мм из нержавеющей стали ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
280	6,0E+04	0,0	0,0	4,4E+04	2,5E+03	1,4E+04
300	5,5E+04	—	—	3,9E+04	2,5E+03	1,4E+04
600	2,1E+04	—	—	4,8E+03	2,5E+03	1,3E+04
900	8,0E+04	—	—	3,0E+03	1,3E+04	6,4E+04
1200	7,5E+04	—	—	3,8E+02	1,3E+04	6,2E+04
1500	7,2E+04	—	—	4,8E+01	1,3E+04	6,0E+04
1800	7,0E+04	—	—	6,0E+00	1,2E+04	5,8E+04
2100	6,8E+04	—	—	—	1,2E+04	5,6E+04
2400	9,9E+04	—	—	—	1,9E+04	8,0E+04

Табл. 111 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
2700	9,6E+04	—	—	—	1,9E+04	7,8E+04
3000	9,3E+04	—	—	—	1,9E+04	7,5E+04
3300	9,1E+04	—	—	—	1,8E+04	7,2E+04
3600	1,2E+05	—	—	—	2,5E+04	9,3E+04
3900	1,1E+05	—	—	—	2,4E+04	8,9E+04
4200	1,1E+05	—	—	—	2,4E+04	8,6E+04
4500	1,1E+05	—	—	—	2,4E+04	8,3E+04

4.5.5. Скорость выхода радионуклидов из внутриреакторных конструкций

Выход радионуклидов из внутриреакторных конструкций двух реакторов из нержавеющей стали 08X18H10T в морскую воду происходит с момента разгерметизации реактора, т. е. примерно на 280-й год от момента затопления. При скорости коррозии для нержавеющей стали $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год время полного коррозионного разрушения составит примерно 2800 лет (коэффициенты скорости коррозии, периоды их действия и результаты дальнейших расчетов представлены в табл. 112—114).

Таблица 112. Коэффициенты скорости коррозии и их периоды действия при расчете скорости выхода радионуклидов из ВРК в морскую воду

Коэффициент скорости коррозии n	Период действия, лет
Радиоактивный распад	0—280
0,1	280—700
0,5	700—2320
0,75	2320—2840

Таблица 113. Изменение наведенной активности радионуклидов в ВРК из нержавеющей стали двух реакторов АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду, Бк

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
0	2,5E+14	2,4E+14	4,8E+12	6,9E+11	5,7E+09	3,2E+10
20	2,8E+12	1,8E+12	4,0E+11	6,1E+11	5,7E+09	3,2E+10
40	6,0E+11	1,0E+10	2,9E+10	5,3E+11	5,7E+09	3,2E+10
60	5,0E+11	5,8E+07	2,1E+09	4,6E+11	5,7E+09	3,2E+10

Табл. 113 (окончание)

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
80	4,4E+11	3,3E+05	1,5E+08	4,0E+11	5,7E+09	3,2E+10
100	3,9E+11	1,9E+03	1,1E+07	3,5E+11	5,7E+09	3,2E+10
120	3,4E+11	1,1E+01	7,7E+05	3,0E+11	5,7E+09	3,2E+10
140	3,0E+11	—	5,6E+04	2,6E+11	5,7E+09	3,2E+10
160	2,7E+11	—	4,0E+03	2,3E+11	5,7E+09	3,2E+10
180	2,4E+11	—	2,9E+02	2,0E+11	5,7E+09	3,2E+10
200	2,1E+11	—	2,1E+01	1,7E+11	5,7E+09	3,2E+10
220	1,9E+11	—	1,5E+00	1,5E+11	5,7E+09	3,1E+10
240	1,7E+11	—	—	1,3E+11	5,7E+09	3,1E+10
260	1,5E+11	—	—	1,1E+11	5,7E+09	3,1E+10
280	1,4E+11	—	—	1,0E+11	5,7E+09	3,1E+10

Таблица 114. Скорость выхода в морскую воду радионуклидов из ВРК двух реакторов АПЛ «К-159» из нержавеющей стали ($v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год), затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, до полного разрушения, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C
280	5,1E+07	0,0	0,0	3,7E+07	2,1E+06	1,2E+07
400	3,0E+07	—	—	1,6E+07	2,1E+06	1,1E+07
600	1,7E+07	—	—	4,1E+06	2,1E+06	1,1E+07
800	7,0E+07	—	—	5,1E+06	1,1E+07	5,5E+07
1000	6,5E+07	—	—	1,3E+06	1,1E+07	5,3E+07
1200	6,3E+07	—	—	3,2E+05	1,1E+07	5,2E+07
1400	6,1E+07	—	—	8,0E+04	1,1E+07	5,1E+07
1600	6,0E+07	—	—	2,0E+04	1,0E+07	4,9E+07
1800	5,9E+07	—	—	5,0E+03	1,0E+07	4,8E+07
2000	5,8E+07	—	—	1,2E+03	1,0E+07	4,7E+07
2200	5,6E+07	—	—	3,1E+02	1,0E+07	4,6E+07
2400	8,3E+07	—	—	1,2E+02	1,6E+07	6,7E+07
2600	8,1E+07	—	—	2,9E+01	1,6E+07	6,6E+07
2800	8,0E+07	—	—	7,4E+00	1,6E+07	6,4E+07

4.5.6. Скорость выхода продуктов деления из ОЯТ

Суммарная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в ОЯТ на момент затопления АПЛ составляла примерно 3100 ТБк. В результате радиоактивного распада до момента разгерметизации ЯЭУ их активность понизится (табл. 115). Активность ТУЭ — примерно 55 ТБк (табл. 116, 117).

Таблица 115. Изменение активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в ОЯТ АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода радионуклидов в морскую воду с учетом коррозионного разрушения гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура (примерно через 700 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	^{90}Sr	^{137}Cs
0	3,1E+15	1,5E+15	1,6E+15
50	9,6E+14	4,5E+14	5,2E+14
100	2,9E+14	1,3E+14	1,6E+14
150	8,9E+13	3,8E+13	5,1E+13
200	2,7E+13	1,1E+13	1,6E+13
250	8,2E+12	3,2E+12	5,1E+12
300	2,5E+12	9,2E+11	1,6E+12
350	7,7E+11	2,7E+11	5,0E+11
400	2,4E+11	7,7E+10	1,6E+11
450	7,2E+10	2,2E+10	5,0E+10
500	2,2E+10	6,5E+09	1,6E+10
550	6,8E+09	1,9E+09	5,0E+09
600	2,1E+09	5,5E+08	1,6E+09
650	6,5E+08	1,6E+08	4,9E+08
700	2,0E+08	4,6E+07	1,5E+08

Таблица 116. Активность ТУЭ в ОЯТ двух реакторов АПЛ «К-159» на момент затопления

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год $^{-1}$	Активность, Ки	Активность, Бк	Вклад ТУЭ, %
^{238}Pu	87,7	7,90E-03	8,78E+01	3,25E+12	6,0
^{239}Pu	24060	2,88E-05	7,47E+01	2,76E+12	5,1
^{240}Pu	6537	1,06E-04	3,98E+01	1,47E+12	2,7

Табл. 115 (окончание)

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ , год $^{-1}$	Активность, Ки	Активность, Бк	Вклад ТУЭ, %
^{241}Pu	14,4	4,81E-02	1,21E+03	4,48E+13	82,1
^{241}Am	432,00	1,60E-03	6,08E+01	2,25E+12	4,1
Суммарная активность	—	—	1,47E+03	5,45E+13	100,0

Таблица 117. Изменение активности ТУЭ в топливе реактора АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, в результате радиоактивного распада до начала выхода в морскую воду с учетом коррозионного разрушения гильзы штока компенсирующей решетки и трубопровода системы подпитки первого контура (примерно через 700 лет с момента затопления), Бк

Год	Сумма	^{238}Pu	^{239}Pu	^{240}Pu	^{241}Pu	^{241}Am
0	5,2E+13	3,2E+12	2,8E+12	1,5E+12	4,3E+13	2,2E+12
50	1,3E+13	2,2E+12	2,8E+12	1,5E+12	4,0E+12	2,1E+12
100	8,0E+12	1,5E+12	2,8E+12	1,5E+12	3,6E+11	1,9E+12
150	7,0E+12	9,9E+11	2,8E+12	1,4E+12	3,3E+10	1,8E+12
200	6,5E+12	6,7E+11	2,7E+12	1,4E+12	3,0E+09	1,6E+12
250	6,1E+12	4,5E+11	2,7E+12	1,4E+12	2,7E+08	1,5E+12
300	5,9E+12	3,0E+11	2,7E+12	1,4E+12	2,4E+07	1,4E+12
350	5,6E+12	2,0E+11	2,7E+12	1,4E+12	2,2E+06	1,3E+12
400	5,5E+12	1,4E+11	2,7E+12	1,4E+12	1,9E+05	1,2E+12
450	5,3E+12	9,3E+10	2,7E+12	1,4E+12	1,8E+04	1,1E+12
500	5,2E+12	6,2E+10	2,7E+12	1,4E+12	1,6E+03	1,0E+12
550	5,1E+12	4,2E+10	2,7E+12	1,4E+12	1,4E+02	9,3E+11
600	5,0E+12	2,8E+10	2,7E+12	1,4E+12	1,3E+01	8,6E+11
650	4,9E+12	1,9E+10	2,7E+12	1,4E+12	1,2E+00	7,9E+11
700	4,8E+12	1,3E+10	2,7E+12	1,4E+12	—	7,3E+11

Поскольку вымывание ОЯТ в морскую воду происходит примерно за 200—300 лет, скорость выхода ТУЭ будет составлять примерно $2,4 \cdot 10^{10}$ Бк/год.

4.5.7. Суммарная скорость выхода радионуклидов в морскую воду

Таблица 118. Суммарная скорость выхода в морскую воду техногенных радионуклидов из двух реакторов АПЛ «К-159», затонувшей на глубине 246 м в Баренцевом море, Бк/год

Год	Сумма	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁵⁹ Ni	¹⁴ C	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	ТУЭ
0	6,5E+08	6,4E+08	1,3E+07	1,8E+06	1,5E+04	8,4E+04	—	—	—
80	1,2E+06	1,0E+00	4,4E+02	1,1E+06	1,5E+04	8,4E+04	—	—	—
124	8,7E+05	—	1,1E+00	7,7E+05	1,5E+04	8,3E+04	—	—	—
500	2,2E+07	—	—	8,3E+06	2,2E+06	1,2E+07	—	—	—
700	2,4E+10	—	—	2,1E+06	2,2E+06	1,1E+07	4,6E+05	1,5E+06	2,4E+10
800	2,4E+10	—	—	5,2E+06	1,1E+07	5,5E+07	1,2E+05	3,3E+05	2,2E+10
900	2,4E+10	—	—	2,6E+06	1,1E+07	5,5E+07	—	—	2,0E+10
1000	6,6E+07	—	—	1,3E+06	1,1E+07	5,4E+07	—	—	—
1500	6,1E+07	—	—	—	1,1E+07	5,1E+07	—	—	—
2000	5,8E+07	—	—	—	1,1E+07	4,8E+07	—	—	—
2500	8,4E+07	—	—	—	1,6E+07	6,8E+07	—	—	—
3000	1,7E+06	—	—	—	3,4E+05	1,4E+06	—	—	—
3500	1,3E+05	—	—	—	2,7E+04	1,0E+05	—	—	—
4000	1,2E+05	—	—	—	2,7E+04	9,6E+04	—	—	—
4500	1,2E+05	—	—	—	2,7E+04	9,1E+04	—	—	—
5000	9,5E+03	—	—	—	2,2E+03	7,2E+03	—	—	—
5500	9,0E+03	—	—	—	2,2E+03	6,8E+03	—	—	—
6000	8,6E+03	—	—	—	2,2E+03	6,4E+03	—	—	—
6500	8,2E+03	—	—	—	2,2E+03	6,0E+03	—	—	—
7000	7,9E+03	—	—	—	2,2E+03	5,7E+03	—	—	—
7500	7,5E+03	—	—	—	2,2E+03	5,3E+03	—	—	—
8000	7,2E+03	—	—	—	2,2E+03	5,0E+03	—	—	—
8500	6,9E+03	—	—	—	2,2E+03	4,7E+03	—	—	—
9000	6,6E+03	—	—	—	2,2E+03	4,5E+03	—	—	—

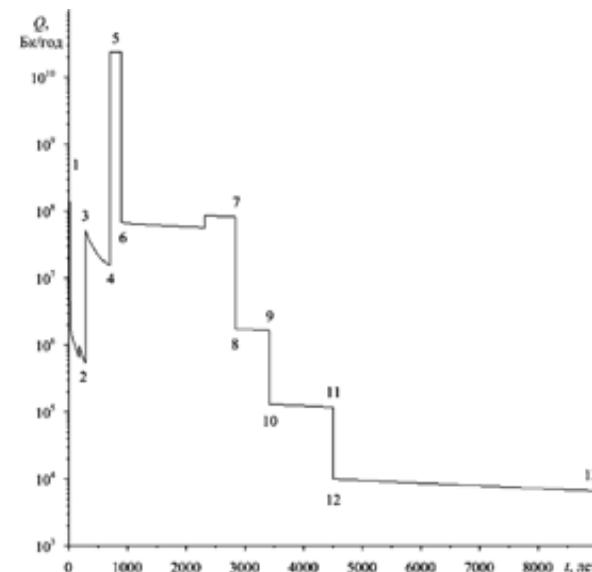


Рис. 19. Суммарная скорость выхода в морскую воду наведенных радионуклидов и радионуклидов из ОЯТ двух реакторов АПЛ «К-159», затонувшей в Баренцевом море на глубине 246 м, до полного разрушения при скорости коррозии для внешних оболочек корпусов и крышек двух реакторов из углеродистой стали 48ТС $v_{кор} \approx 45 \pm 7$ мкм/год и плакировок из нержавеющей стали 08X18H10T $v_{кор} \approx 2,0 \pm 0,5$ мкм/год: 1 — начало выхода радионуклидов, 2—3 — появление язвенных отверстий в импульсных трубках в первом контуре, 4—5 — питтинг гильз штоков КР и трубопроводов систем подпитки первого контура, 6—12 — разрушение внешней поверхности корпуса, крышки реактора, плакировки и ВРК, 12—13 разрушение внешней поверхности крышек реакторов

4.6. Выход радионуклидов из АПЛ в аварийных условиях

Захоронение объектов в море (хранение на дне) не исключает возникновения аварий. Одни могут быть обусловлены исходным состоянием объектов, в частности, неподготовленностью перед затоплением или последствиями удара о дно при свободном падении на грунт (АПЛ «Комсомолец», «К-159»), другие связаны с длительным нахождением на дне, несмотря на их спецподготовку перед затоплением (АПЛ «К-27», реакторные отсеки, блоки).

В разделе 3.1.2 отмечалось, что в результате затопления и удара о дно АПЛ «К-159» (она же «Б-159») в случае разгерметизации первого контура реактора радиоактивные вещества могут поступить в реакторный отсек и далее в окружающую среду. Этот сценарий реалистичен и подтверждается состоянием радиозоологической обстановки вблизи АПЛ «Комсомолец» (после удара АПЛ

о дно с момента затопления по настоящее время наблюдается выход из реактора ^{137}Cs в морскую воду).

Кроме порыва и ускоренной коррозии трубопроводов ЯЭУ с ВВР в результате поступления внутрь морской воды не только может происходить выход техногенных радионуклидов, но и формируются условия для разбухания топлива с последующей возможностью его осыпания на дно в виде топливной просыпи (наблюдалась в хранилищах ОТВС [40а]). Не следует исключать и появления изменений в геометрии активной зоны, в результате которых система поглотителей потеряет эффективность. Вероятность совместного протекания таких событий мала, но это может при определенных условиях привести к ядерной аварии — СЦР [386б] (с 1963 г. по настоящее время последствия СЦР вблизи затопленных АПЛ ВМС США и ВМФ России еще не наблюдались).

Применительно к АПЛ «К-27» с жидкометаллическим теплоносителем аварийные ситуации с протеканием СЦР также могут возникнуть, но только в случае превышения критического состояния реакторов при:

- попадании воды в активную зону (наиболее вероятный сценарий);
- взаимном смещении топлива и поглотителей, приводящем к уменьшению компенсирующей способности СУЗ (менее вероятный сценарий).

Исходя из этого, выделяют две определяющих группы сценариев радиационных аварий, которые связаны с длительным нахождением ЯРОО на дне:

- первая обусловлена поступлением радионуклидов в морскую воду из-за потери герметичности топлива (без СЦР);
- вторая — с возможным образованием критической массы из просыпи топлива на дно корпуса реактора ВВР или поступлением воды в реактор с ЖМТ (сопровождается СЦР).

4.6.1. Аварийный выход радионуклидов из АПЛ «К-159»

Выход радионуклидов из АПЛ «К-159» в морскую воду будет преимущественно происходить через открытый рубочный люк в третьем отсеке и частично (до 10%) через восьмой-девятый отсеки в районе образовавшихся нарушений герметичности прочного корпуса.

Для решения задачи о перераспределении Cs^{137} внутри АПЛ и выходе его в море специалисты ОАО НИКИЭТ им. Н. А. Доллежаля [272] использовали многозонную модель, в которой рассматривали: топливо, воду, поверхности отсеков и оборудования, море, что позволило получить представление о динамике накопления ^{137}Cs в отсеках АПЛ и его поступлении через рубку в забортное пространство (в табл. 119 и 120 приведены данные для одного реактора, для второго они практически идентичны).

Таблица 119. Ожидаемое накопление активности Cs^{137} в воде отсеков затонувшей АПЛ «К-159» в зависимости от времени после разгерметизации реактора, Тбк

Отсек АПЛ	Время после разгерметизации, лет					
	0,25	0,5	1	2	5	10
1-й	7,33E-07	3,09E-05	1,02E-03	2,09E-02	4,11E-01	1,50E+00
2-й	3,64E-05	7,51E-04	1,19E-02	1,16E-01	9,55E-01	2,29E+00
3-й	6,73E-04	6,99E-03	5,70E-02	3,09E-01	1,43E+00	2,62E+00
4-й	2,29E-02	1,25E-01	5,66E-01	1,90E+00	7,51E+00	1,99E+01
5-й	1,04E+00	2,85E+00	6,59E+00	1,24E+01	2,19E+01	2,64E+01
6-й	9,99E-03	5,77E-02	2,90E-01	1,17E+00	5,22E+00	1,13E+01
7-й	1,44E-05	1,73E-04	1,84E-03	1,57E-02	1,85E-01	8,07E-01
8-й	3,05E-08	7,36E-07	1,59E-05	2,72E-04	7,40E-03	5,51E-02
9-й	1,32E-10	6,51E-09	2,89E-07	1,01E-05	6,81E-04	9,44E-03

Примечание. Осаждение ^{137}Cs на внутренних поверхностях АПЛ через несколько лет после разгерметизации реактора может достигать 30% от содержания его в воде.

Таблица 120. Интенсивность и общий выход ^{137}Cs в морскую воду из АПЛ «К-159» в различные годы после разгерметизации реактора

Время после разгерметизации реактора, лет	Скорость выхода в рубку из АПЛ, Тбк/ч	Концентрация ^{137}Cs в воде, Бк/л		Активность, поступившая в море, Тбк
		В рубке АПЛ	За пределами рубки	
0,25	1,20E-07	1 600	0,01	2,56E-05
0,5	1,27E-06	17 000	0,07	5,77E-04
0,75	4,55E-06	60 000	0,2	3,26E-03
1	1,04E-05	140 000	0,6	1,05E-02
1,5	2,95E-05	400 000	1,6	4,81E-02
2	5,70E-05	800 000	3,2	1,32E-01
3	1,25E-04	1 700 000	6,9	4,85E-01
4	1,98E-04	2 700 000	11,0	1,10 E+00
5	2,65E-04	3 600 000	14,7	1,99E+00
6	3,25E-04	4 400 000	18,1	3,11E+00
8	4,22E-04	5 700 000	23,4	5,88E+00
10	4,85E-04	6 550 000	27,0	9,18E+00

Из данных, приведенных в табл. 119 и 120, следует, что в первые годы после разгерметизации реактора ^{137}Cs будет накапливаться преимущественно в пятом отсеке АПЛ (в этот период во внешнюю среду через рубку выходит незначительное его количество — до 3 Бк/л, что соответствует около 30% от фона морской воды, обусловленного природным ^{40}K). Через 10 лет после наступления равновесия в накоплении ^{137}Cs внутри АПЛ он станет поступать в рубку гораздо интенсивнее с примерно постоянной скоростью на уровне (4—5)Е–04 ТБк/ч, загрязняя вблизи АПЛ морскую воду до 20—30 Бк/л, то есть в 2—3 раза выше фона.

Последующие изменения интенсивности поступления ^{137}Cs в морскую воду можно ожидать в случаях появления более сильных разрушений защитных барьеров АПЛ. С учетом средней скорости выхода ^{137}Cs из ОЯТ ~ 1%/год общий процесс загрязнения им внешней среды может происходить примерно сто лет.

4.6.2. Выход радионуклидов из АПЛ «К-159» при СЦР (гипотетическая авария)

Оценка активности продуктов деления, накопленных в реакторах АПЛ «К-159», в результате ее эксплуатации в течение предшествующих лет была выполнена специалистами НИЦ «Курчатовский институт» с использованием программы SCALE-4.3 (табл. 121 [111]). С помощью этой же программы (число делений принято равным 10^{19}) рассчитана активность дополнительно образовавшихся при СЦР продуктов деления (табл. 122).

Таблица 121. Радиационный потенциал продуктов деления с периодами полураспада более двух лет, накопленный в одном реакторе АПЛ «К-159» в процессе его эксплуатации

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность при затоплении на 2003 г., Бк	Активность на 2014 г., Бк
^3H	12,3	3,21E+12	1,74E+12
^{85}Kr	10,7	7,28E+13	3,59E+13
^{90}Sr	28,2	1,50E+15	1,15E+15
^{134}Cs	2,06	2,76E+12	7,03E+10
^{137}Cs	30,0	1,60E+15	1,24E+15
^{147}Pm	2,62	4,57E+13	2,55E+12
^{151}Sm	90,0	1,63E+13	1,50E+13
^{152}Eu	13,3	1,49E+12	7,44E+11

Табл. 121 (окончание)

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность при затоплении на 2003 г., Бк	Активность на 2014 г., Бк
^{154}Eu	8,8	9,11E+12	3,76E+12
^{155}Eu	4,96	2,06E+12	5,01E+11
Сумма		3,29E+15	2,45E+15

Таблица 122. Ожидаемое образование основных продуктов деления при СЦР мощностью 10^{19} делений, в реакторе АПЛ «К-159», Бк

Нуклид	Время после СЦР						
	0	1 ч	3 ч	12 ч	1 сут	7 сут	28 сут
РБГ (криптон, ксенон)	5,85E+13	5,96E+11	2,27E+11	7,33E+10	3,81E+10	4,07E+10	2,55E+8
Йод, бром	2,82E+12	4,18E+11	2,09E+11	4,26E+10	2,15E+10	1,64E+9	1,12E+8
Рутений, теллур	5,59E+12	2,50E+11	4,26E+11	3,88E+9	1,99E+9	4,74E+8	6,84E+7
^{140}La	9,80E+5	3,52E+6	8,47E+6	2,85E+7	4,00E+7	1,08E+8	3,77E+7
^{140}Ba	1,32E+7	1,49E+8	1,49E+8	1,46E+8	1,42E+8	1,03E+8	3,27E+7
^{143}Ce	6,92E+6	1,24E+9	1,26E+9	1,04E+9	8,10E+8	3,92E+7	9,92E+2
^{143}Pr	1,04E+2	1,90E+6	7,32E+6	2,89E+7	5,14E+7	1,01E+8	3,58E+5
^{141}Ce	3,96E+2	5,51E+6	2,00E+7	4,77E+7	5,33E+7	4,77E+7	3,05E+5
^{144}Ce	7,82E+4	5,85E+6	5,85E+6	5,81E+6	5,81E+6	5,74E+6	5,44E+6
^{144}Pr	2,62E+5	5,66E+6	5,81E+6	5,81E+6	3,37E+6	5,74E+6	5,44E+6
^{147}Nd	1,55E+4	6,40E+7	6,66E+7	6,51E+7	6,33E+7	4,33E+7	1,15E+7
^{89}Sr	2,04E+5	3,41E+7	3,64E+7	3,63E+7	3,60E+7	3,31E+7	2,49E+7
^{91}Sr	2,07E+8	4,22E+9	3,66E+9	1,89E+9	7,92E+8	2,20E+4	—
^{91}Y	5,03E+3	1,32E+6	4,81E+6	1,71E+7	2,49E+7	2,85E+7	2,23E+7
^{93}Y	9,77E+7	2,89E+9	2,53E+9	1,36E+9	5,99E+8	3,05E+4	—
^{95}Zr	3,56E+5	3,12E+7	3,17E+7	3,16E+7	2,04E+7	2,96E+7	2,35E+7

Табл. 122 (окончание)

Нуклид	Время после СЦР						
	0	1 ч	3 ч	12 ч	1 сут	7 сут	28 сут
⁹⁷ Zr	4,62E+8	2,33E+9	2,15E+9	1,48E+9	9,06E+8	2,48E+6	—
⁹⁵ Nb	8,84E+2	2,05E+4	7,25E+4	3,03E+5	6,10E+5	3,96E+6	1,15E+7
¹³⁷ Cs	8,92E+3	3,48E+5	3,48E+5	3,48E+5	3,48E+5	3,48E+5	3,48E+5
⁹⁰ Sr	1,08E+3	1,74E+5	1,74E+5	1,74E+5	1,74E+5	1,74E+5	1,72E+4
Сумма	6,69E+13	1,27E+12	8,66E+11	1,24E+11	6,38E+10	4,33E+10	6,02E+8

Из данных, приведенных в табл. 122, следует, что суммарная активность продуктов деления, образовавшихся при СЦР, не будет превышать накопленной в реакторе. А через 1—3 ч в результате распада короткоживущих радионуклидов она станет еще на один-два порядка меньше. При этом добавочная активность ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr будет на много порядков меньше активности этих радионуклидов, накопившихся в процессе эксплуатации.

По опыту подобных инцидентов в реакторах АПЛ СЦР приведет к оплавлению до 10% активной зоны, и реакция прекратится. Корпус реактора останется целым. Радионуклиды частично поступят в реакторный отсек пропорционально их доли выхода из оплавленного топлива (табл. 123).

Таблица 123. Выход продуктов деления из топлива реактора при СЦР
(по данным чернобыльской аварии 1986 г.)

Группа радионуклидов	Доля выхода (летучесть), %
РБГ (криптон, ксенон)	100
Йод, бром	50
Цезий	20
Рутений, теллур	10
Прочие (Стронций)	5

В результате суммарный выброс радионуклидов из АПЛ «К-159» в окружающую среду при СЦР окажется значительно ниже ранее накопленной активности (фактически СЦР инициирует выброс только небольшой части ранее накопленной активности). Соответственно основной вклад в загрязнение окружающей среды вновь будет вносить ¹³⁷Cs (табл. 124).

Таблица 124. Суммарная активность основных радионуклидов с периодами полураспада более двух лет, которая может поступить в окружающую среду при СЦР из реактора АПЛ «К-159»

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность, Бк	Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность, Бк
³ H	12,3	1,74E+11	¹⁴⁷ Pm	2,62	2,55E+10
⁸⁵ Kr	10,7	7,18E+12	¹⁵¹ Sm	90,0	1,50E+11
⁹⁰ Sr	28,2	5,72E+12	¹⁵² Eu	13,3	8,44E+9
¹³⁴ Cs	2,06	1,40E+9	¹⁵⁴ Eu	8,8	3,76E+10
¹³⁷ Cs	30,0	2,48E+13	¹⁵⁵ Eu	4,96	4,08E+9
Сумма, Бк					3,22E+13

4.6.3. Выход радионуклидов из АПЛ «К-27» при СЦР (гипотетическая авария)

В реакторном отсеке АПЛ «К-27» находятся два реактора с жидкометаллическим теплоносителем, содержащие ОЯТ в активных зонах. Приоритетность подъема и утилизации этого объекта среди других определяется несколькими факторами:

- ОЯТ, находящееся в активных зонах реакторов, имеет высокое обогащение по ²³⁵U, что при минимальном объеме поступления воды может привести к СЦР;
- глубина затопления АПЛ «К-27» невелика (около 30 м), что снижает несанкционированный доступ к ней;
- в 2011 г. в ходе разгерметизации реактора АПЛ заводской номер 900, аналогичного реакторам АПЛ «К-27», было обнаружено, что консервант на основе фурфурола утратил адгезию с элементами конструкции активной зоны с образованием щелей, через которые в реактор может проникнуть вода (см. рис. 1.28).

Критическое состояние реактора правого борта при разгерметизации ЯЭУ может быть достигнуто в случае попадания 5—6 л морской воды, левого — 18—20 л [61а], что приведет к СЦР. Интенсивность СЦР и ее последствия будут зависеть от скорости поступления воды в активную зону. Максимальная авария возможна в месте затопления АПЛ, когда обеспечен постоянный приток воды под давлением в реактор.

По оценкам [85а] при скорости поступления воды на уровне 0,2—0,5 л/мин энерговыделение при СЦР составит около 320 МДж (около 10¹⁹ делений). В этих условиях произойдет расплавление Pb-Bi теплоносителя и разрушение

части твэлов. Корпус лодки останется целым, а вся вышедшая из реактора активность будет локализована внутри реакторного отсека.

При более интенсивном потоке нейтронов (около 10^{20} делений) СЦР разрушит не только корпус реактора, но и реакторный отсек. Произойдет выброс активности в окружающую среду. Высота подъема воды на поверхности от подводного взрыва составит 1—2 м, т. е. сформируется приповерхностный выброс радиоактивных веществ.

Специалистами ФЭИ им. А. И. Лейпунского и НИЦ «Курчатовский институт» было показано, что СЦР станет инициатором выброса в окружающую среду части накопленных в реакторе радионуклидов. При этом основное их количество, проходя через морскую воду, растворится в ней с последующим радиоактивным загрязнением донных отложений, фауны и флоры. Около 20% поступит в приводную часть атмосферы с образованием берегового радиоактивного следа. Загрязнение окружающей среды будет происходить долгоживущими ^{137}Cs и ^{90}Sr (табл. 125 [307a]).

Таблица 125. Суммарная активность продуктов деления с периодами полураспада более двух лет, накопленных в реакторе правого борта АПЛ «К-27», и ожидаемых при выходе из него с глубины 30 м в атмосфере и морской воде при СЦР мощностью 10^{20} делений

Нуклид	Период полураспада, лет	Активность, Бк		
		Накоплена на 2014 г.	Поступит в воздух	Поступит в морскую воду
Se ⁷⁹	6,5E+4	3,45E+08	1,04E+06	1,37E+7
Kr ⁸⁵	10,72	1,06E+12	2,86E+11	3,18E+11
Rb ⁸⁷	5,56E+10	2,32E+04	6,96E+00	3,48E+02
Sr ⁹⁰	29,2	3,90E+13	3,92E+10	5,85E+11
Zr ⁹³	1,5E+6	2,24E+09	6,73E+05	3,36E+7
Nb ^{93m}	13,6	1,87E+09	5,62E+05	2,8E+7
Pd ¹⁰⁷	6,5E+6	1,18E+07	3,54E+03	1,77E+5
Sn ^{121m}	52	9,09E+09	2,73E+05	1,37E+8
Sn ¹²⁶	1,0E+5	3,01E+08	9,03E+04	4,51E+6
I ¹²⁹	1,6E+7	2,47E+07	7,20E+05	3,7E+6
Cs ¹³⁵	2,3E+6	1,50E+09	2,25E+06	2,25E+7
Cs ¹³⁷	30	4,43E+13	1,33E+11	1,33E+12

Табл. 125 (окончание)

Нуклид	Период полураспада, лет	Активность, Бк		
		Накоплена на 2014 г.	Поступит в воздух	Поступит в морскую воду
Pm ¹⁴⁷	2,62	5,95E+09	1,78E+06	8,92E+7
Sm ¹⁵¹	90	1,79E+12	5,36E+08	2,69E+10
Eu ¹⁵²	13,2	5,02E+05	1,51E+02	7,55E+3
Eu ¹⁵⁵	4,68	7,81E+10	2,35E+05	1,17E+9
Сумма, Бк		86,27E+12	0,46E+12	2,26E+12

Примечание. В реакторе левого борта после аварии накопленная активность составляет около 93% от активности правого борта.

Приложение 9. Подъем АПЛ «Курск»

Главнокомандующий ВМФ
в 1997—2005 гг.
адмирал флота В. И. Куроедов



Атомная подводная лодка
«Курск» в море



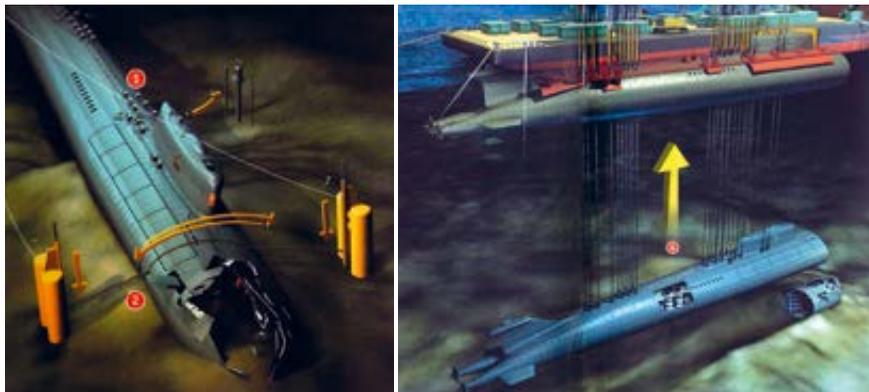
Экспедицией особого назначения по подъему АПЛ «Курск» руководил начальник штаба Северного флота вице-адмирал М. В. Моцак. В ее состав входили около 3000 человек, 12 боевых кораблей, 16 судов обеспечения, 8 вертолетов. Боевое дежурство по охране района при осуществлении подъема АПЛ нес крейсер «Петр Великий» (http://nfm.ru/blogs/alyohin/podjom_apl_kursk). Судоподъем (комплекс) и обеспечение включали: баржу «Гигант-4» («Smit International») с подъемной грузонесущей системой («Mammoet»), баржу «Carrier» с оборудованием для отрезки первого отсека («Smit International»), водолазное судно «Мауо» (DSND), суда-буксировщики: морские буксиры, работавшие по контракту с компанией «Smit Maritime Contractors BV» («Smit Wijs», «Атрек» и «Navila Charter»), и рейдовые буксиры Северного флота (СФ); понтоны дополнительной плавучести («Mammoet»), специально изготовленные на ПО «Севмаш» для докования; плавучий док ПД-50 (СФ), плавучие краны «Палтус» и 7500 (СФ), спасательный буксир «Алтай» (СФ), понтоны ССП-80 и ССП-200 (СФ).



Баржа «Гигант-4» («Smit International») с подъемной грузонесущей системой («Mammoet»)



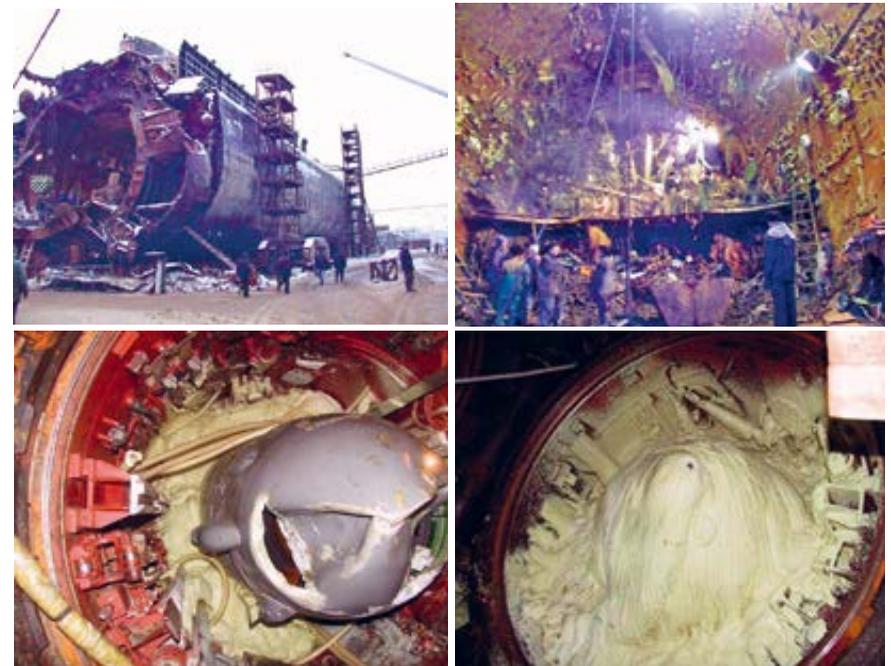
Элементы подъемной грузонесущей системы («Маммоет») баржи «Гигант-4» («Smit International»), специалисты по обслуживанию системы



Отделение носовой части подводной лодки от корпуса тросовой пилой и подъем АПЛ



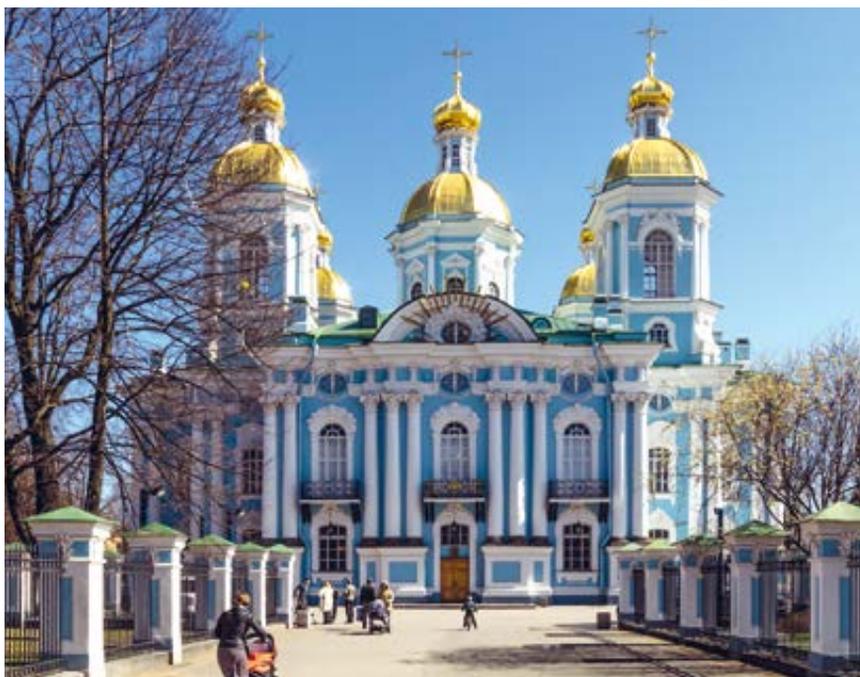
АПЛ «Курск» после подъема заведена в плавучий док ПД-50 на СРЗ-82 в поселке Росляково Мурманской области (http://nnp.ru/blogs/alyohin/podjom_apl_kursk)



АПЛ «Курск» в плавучем доке ПД-50 (внизу общий вид состояния ракет) (http://trinixy.ru/2007/04/16/podvodnaja_lodka_kursk_18_foto.html)



Движение АПЛ «Курск» под водой прервалось. Все замерло



Морской собор Святого Николая Чудотворца и Богоявления в С.-Петербурге

Литература

1. *Абрамов А. А.* Программа организации деятельности по обращению с РАО в новых условиях (данные СГУК РВ и РАО). — М.: ГК «Росатом», 30.05.2013. — 17 с.
2. *Алексеев Г. В., Захаров В. Ф., Иванов Н. Е.* Изменения современного климата Арктики // Исследования изменений климата и процессов взаимодействия океана и атмосферы в Арктике и Антарктике. — СПб., 2007. — С. 7—17. — (Тр. НИИ Арктики и Антарктики; т. 447).
3. *Алиев Р. А.* Осадконакопление в заливах Карского моря // Подвод. технологии. — 2006. — № 4. — С. 12—19.
4. *Амозова Л. П., Арутюнян Р. В., Высоцкий В. Л. и др.* Концептуальные подходы к созданию региональной системы радиэкологического мониторинга в Мурманской области // Изв. Академии наук. Энергетика. — 2005. — № 5. — С. 42—49.
5. *Андреев А. О., Дукальская М. В., Фролов С. В.* Международный полярный год (История и перспективы). — СПб.: ААНИИ, 2007. — 237 с.
6. *Андрианов В. Г., Сафронов В. Г.* Радиэкологическое состояние Центрального полигона РФ. Новая Земля. — М., 1994. — С. 63.
7. *Антипов С. В., Ахунов В. Д., Высоцкий В. Л. и др.* Обоснование приоритетов при комплексной утилизации и экологической реабилитации объектов атомного флота // Атом. энергия. — 2006. — Т. 101, № 1. — С. 11—17.
8. *Антипов С. В., Высоцкий В. Л., Билашенко В. П.* Перспективы радиационно-экологической реабилитации морей арктического региона. — Псков, 2014. — С. 11—17. — (Материалы рос.-норв. рабочей группы).
9. *Антипов С. В., Высоцкий В. Л., Осминов В. А. и др.* Разработка основ развития ФГУП «РосРАО» и программы первоочередных мероприятий по комплексному обращению с радиоактивными отходами на территории России на 2013—2020 годы и на период до 2025 года. — М.: ИБРАЭ РАН, 2013. — 487 с.
10. *Антипов С. В., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В.* Инженерно-радиационное обследование затопленных объектов — определяющее звено в разработке комплексной программы радиационной реабилитации арктических морей. — Осло, 2011. — 14 с. — (Материалы КЭГ МАГАТЭ).
11. *Антипов С. В., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В. и др.* Оценка выхода техногенных радионуклидов в морскую воду из затопленных ядерных и радиационно-опасных объектов в результате коррозии защитных барьеров в Арктическом и Дальневосточном регионах. — М.: ИБРАЭ РАН, 2010. — 342 с.

12. Антипов С. В., Высоцкий В. Л., Хохлов И. Н. и др. Разработка комплексной программы вывода из эксплуатации и реабилитации объектов, их составных частей и территорий, загрязненных ядерными материалами, радиоактивными и химически опасными веществами на предприятиях ТК «ТВЭЛ». — М.: ИБРАЭ РАН, 2012. — 327 с.
13. Антипов С. В., Дианский Н. А., Гусев А. В. Расчет переноса радиоактивных веществ в северо-восточной части Тихого океана // Изв. РАН. Энергетика. — 2006. — № 4. — С. 112—119.
14. Антипов С. В., Саркисов А. А., Высоцкий В. Л. и др. Радиоэкологические последствия эксплуатации и утилизации объектов атомного флота в Дальневосточном регионе. — М.: ИБРАЭ РАН, 2010. — 388 с.
15. Антипов С. В., Свиаренко С. И., Высоцкий В. Л. и др. Методология стратегического планирования и разработки Программы вывода из эксплуатации ядерного наследия топливной компании «ТВЭЛ» // Изв. РАН. Энергетика. — 2013. — № 2. — С. 112—120.
- 15а. Антипов С. В., Биладенко В. П., Высоцкий В. Л. и др. Прогноз и оценка радиоэкологических последствий гипотетической аварии на затонувшей в Баренцевом море АПЛ «Б-159» // Атом. энергия. — 2015. — Т. 119, вып. 1. — С. 51—59.
16. Арутюнян Р. В., Данилян В. А., Высоцкий В. Л. и др. Анализ и оценка радиоэкологических последствий ядерной аварии в бухте Чажма / ИБРАЭ РАН. — М., 1998. — 43 с. — (Препринт ИБРАЭ-98-7).
17. Архипов Б. В., Солбаков В. В., Соболев И. О. и др. Моделирование рассеивания радиоактивности в морской среде. — М.: ВЦ им. А. А. Дородницына РАН, 2012. — 31 с.
18. Афиногенов А. М., Сапожников Ю. А., Калмыков С. Н. и др. Содержание ^{239,240}Pu в донных отложениях Карского моря и эстуариев рек Обь и Енисей // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 2. Химия. — 1998. — Т. 39, № 1. — С. 67—69.
19. Ахунов В. Д., Васильев А. П., Высоцкий В. Л. и др. Решение проблем обращения с РАО в Северо-Западном регионе России // Изв. РАН. Энергетика. — 2013. — № 2. — С. 19—32.
20. Бабанин В. П. Судоподъемные работы. — М.: РосКонсулт, 2006. — 206 с.
21. Бакуров Г. И. Принципиальная технология бетонирования укрытия АПЛ «Комсомолец» // Комплекс подъема затонувших объектов: Сб. науч. тр. / Санкт-Петербург. гос. мор. ун-т. — СПб., 1993. — С. 117—123.
22. Биология и океанография Северного морского пути: Баренцево и Карское моря. — Изд. 2-е. — М.: Наука, 2007. — 324 с.
23. Богатов С. А. Оценка возможности экологического ущерба в регионе Баренцева моря от затопления АПЛ К-159. — М.: ИБРАЭ РАН, 2003. — 76 с.
24. Богатов С. А., Гаврилов С. Л., Данилян В. А. и др. Оценка выхода радионуклидов для ряда гипотетических аварий на объектах ВМФ. — М., 2001. — 27 с. — (Препринт ИБРАЭ; № ИБРАЭ-2001-07).
25. Большой Л. А., Саркисов А. А., Лаверов Н. П. и др. Проблемы ядерного наследия и пути их решения: Развитие системы обращения с радиоактивными отходами. — Т. 2. — М.: ОАО «Энергопроманалитика», 2013. — 392 с.
28. Большой Л. А., Саркисов А. А., Никитин В. С. и др. Усовершенствование системы радиационного мониторинга и аварийного реагирования в Северо-Западном регионе России // Изв. РАН. Энергетика. — 2009. — № 2. — С. 34—42.
27. Вавилкин В. Н., Сандлер Н. Г., Гладков Г. А. и др. Анализ состояния и прогноз длительных радиоэкологических последствий аварии и нахождения на дне АПЛ «Комсомолец» (Экспертное заключение). — Н. Новгород: ОКБМ, 1993. — 23 с.
28. Вакуловский С. М., Никитин А. И., Чумичев В. Б. Загрязнение Белого моря радиоактивными отходами западноевропейских стран // Атом. энергия. — 1988. — Т. 65, вып. 1. — С. 66—67.
29. Вакуловский С. М., Никитин А. И., Чумичев В. Б. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов // Атом. энергия. — 1985. — Т. 58, вып. 6. — С. 445—449.
30. Вакуловский С. М., Тертышник Э. Г., Чумичев В. Б., Шкуро В. Н. Радиоактивное загрязнение Карского моря. — Обнинск, 1974. — С. 173—179. — (Тр. ИЭМ; вып. 2).
31. Васильев А. В. Арктика: новый вектор развития // Арктика: экология и экономика. — 2011. — № 1. — С. 20—25.
32. Васильев В. В., Жуков М. А., Истомин А. В., Селин В. С. Оценка условий и перспектив использования природных ресурсов неограниченных морских пространств в арктической зоне. — Апатиты: КНЦ РАН, 2007. — 148 с.
33. Владимиров М. В., Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е. и др. Обследование затоплений радиоактивных отходов в Карском море // Подводные технологии и мир океана. — 2006. — № 5—6. — С. 30—37.
34. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде, установленные в связи с аварией на Чернобыльской АЭС (ВДУ-91). — М., 1991. — 17 с.
- 34а. Временные методические указания по организации и проведению государственного надзора за соблюдением требований состава вод над шельфом, донных отложений, в том числе по показаниям их химического и радиоактивного загрязнения на континентальном шельфе. — М.: Госкомгидромет, 1981. — 30 с.

35. Временные правила сброса ЖРО слабой активности в морские районы. — М.: ВМФ, 1993. — 92 с.
36. Временные санитарные требования к захоронению в море радиоактивных отходов (ВСТЗ-66). — М.: ВМФ, 1966. — 87 с.
37. Временные санитарные требования к сбросу в море с объектов ВМФ жидких отходов, содержащих долгоживущие радиоактивные вещества. — М.: ВМФ, 1960. — 61 с.
38. *Высоцкий В. Л.* Научно-технические и нормативно-правовые проблемы создания системы обращения со слабоактивными отходами в Северо-Западном регионе России // *Вопр. утилизации АПЛ.* — 2008. — № 1. — С. 36—61.
39. *Высоцкий В. Л., Алексеенко С. Н., Борисов А. В. и др.* Оценка состояния радиоэкологической обстановки в пунктах базирования и обеспечения кораблей с ЯЭУ. — Владивосток: ТОФ, 1996. — 226 с.
40. *Высоцкий В. Л., Богатов С. А., Большов Л. А. и др.* Проблемы обращения с радиоактивными отходами утилизируемых ядерных и радиационно-опасных объектов ВМФ на Северо-Западе России // II международный ядерный форум 2—5 октября 2007. — СПб., 2007. — С. 105—107.
- 40а. *Высоцкий В. Л., Булыгин В. К., Максимов А. А. и др.* Радиоэкологический мониторинг выгрузки дефектного отработавшего ядерного топлива из хранилищ выдержки аварийных плавучих мастерских // *Сб. материалов междунар. науч. семинара «Научные проблемы и нерешенные задачи утилизации кораблей с ЯЭУ»*, 22—24 апреля 2002 г. — М.: ИБРАЭ РАН, 2004. — С. 419—456.
41. *Высоцкий В. Л., Богатов С. А., Гаврилов С. Л. и др.* Повышение эффективности радиационного мониторинга и оперативного реагирования при авариях, связанных с затоплением ядерных и радиационно-опасных объектов, выведенных из эксплуатации // *Научные и технические проблемы обеспечения безопасности при обращении с ОЯТ и РАО утилизируемых АПЛ и НК с ЯЭУ.* — Т. 1 / Под ред. акад. А. А. Саркисова. — М.: ИБРАЭ РАН, 2007. — С. 209—228.
42. *Высоцкий В. Л., Максимов А. А., Лукьянец А. И. и др.* Радиоэкологическое обеспечение реабилитации территорий и морских акваторий, загрязненных радиоактивными веществами при эксплуатации атомных подводных лодок // *Междунар. конф. «Экологические проблемы утилизации атомных подводных лодок и развитие ядерной энергетики в регионе» (Экофлот-2002)*, 16—20 сентября 2002 г. — Владивосток, 2002. — С. 77—79.
43. *Высоцкий В. Л., Максимов А. А., Лукьянец А. И. и др.* Реабилитация озера-котлована в интересах хозяйственной деятельности. — Владивосток: ТОФ, 2002. — 14 с.
44. *Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В.* Анализ точности определения концентрации долгоживущих радионуклидов в морской среде // *Атом. энергия.* — 1997. — Т. 83, вып. 4. — С. 277—290.
45. *Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В.* Подготовка ядерных и радиационно-опасных объектов к затоплению, долговременному хранению и окончательной изоляции на морских акваториях // *Состояние и прогноз эффективности функционирования защитных барьеров.* — Гаага, 2010. — С. 17—34. — (Материалы КЭГ МАГАТЭ).
46. *Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Богатов С. А. и др.* Утилизация выведенных из эксплуатации объектов атомного флота и экологической реабилитации обеспечивающей инфраструктуры в Северо-Западном регионе России: Стратегический Мастер-план. Подпрограмма № 6 «Обращение с РАО». — М.: ИБРАЭ РАН, 2007. — 182 с.
47. *Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Денскевич А. В. и др.* Начальный этап радиационного мониторинга района затопления атомной подводной лодки «К-159», выведенной из боевого состава флота и предназначенной для утилизации (Баренцево море 31.08—09.09.2003 г.). — Северодвинск; Москва: СФ; ИБРАЭ РАН; РНЦ КИ, 2003. — 87 с.
48. *Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Сотников В. А. и др.* Выход техногенных радионуклидов в морскую воду из затопленных и затонувших ядерных и радиационно-опасных объектов // *Изв. Академии наук. Энергетика.* — 2014. — № 1. — С. 38—54.
49. *Высоцкий В. Л., Сотников В. А., Хохлов И. Н.* Руководство по расчету разрушения защитных барьеров затопленных, затонувших ядерных и радиационно-опасных объектов в Арктическом и Дальневосточном регионах и оценке скорости выхода техногенных радионуклидов в морскую воду. — М.: ИБРАЭ РАН, 2011. — 61 с.
50. *Вялышев А. И., Кобылянский В. В., Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е.* Современное состояние подводной лодки К-27 // *Подводные технологии и мир океана.* — 2006. — № 5—6. — С. 17—21.
51. *Галимов Э. М., Лаверов Н. П., Степанец О. В., Владимиров М. В.* Радиохимические исследования мелководных заливов архипелага Новая Земля в 2002 году // *Геохимия.* — 2004. — № 1. — С. 3—14.
52. *Гапонов И. А., Казеннов А. Ю., Королев А. В. и др.* Проведение радиационного мониторинга АПЛ «К-159» // *Международное сотрудничество по ликвидации ядерного наследия атомного флота СССР (Докл. междунар. конф., 16—18 апр. 2008 г.).* — М., 2008. — С. 21—24.
53. *Гапонов И. А., Казеннов А. Ю., Королев А. В. и др.* Радиационный мониторинг АПЛ «К-159» // *Безопасность окружающей среды.* — 2009. — № 1. — С. 98—101.

54. Гидрометеорология и гидрохимия морей. — Т. 1: Баренцево море. — СПб.: Гидрометеоздат, 1998. — 236 с.
55. Гладков Г. А., Журнов А. Д., Станиславский Г. А. и др. История создания первой отечественной атомной подводной лодки / Под ред. В. К. Уласевича. — М.: ГУП НИКИЭТ, 2002. — 98 с.
56. Гладков Г. А., Сивинцев Ю. В. Радиационная обстановка в районе затонувшей атомной подводной лодки «Комсомолец» // Атом. энергия. — 1993. — Т. 77. — С. 7—16.
57. Глобальное партнерство Г8 — Оценка и варианты планов на будущее. Довилль, Франция. Саммит Г8 26—27 мая 2011 г. Приложение № 6. — [Б. м.], 2011. — 17 с.
58. Годовой отчет 2007. — Ч. 2: Атомная энергетика и перспективные энергетические технологии. — Разд. «Вопросы экологии» / Рос. науч. центр «Курчат. ин-т». — М., 2008. — С. 56—59.
59. Горз Дж. Н. Подъем затонувших кораблей. — Л.: Судостроение, 1978. — 352 с.
60. Грамберг И. С., Додин Д. А., Лаверов Н. П. и др. Арктика на пороге третьего тысячелетия (Ресурсный потенциал и проблемы экологии). — СПб.: Наука, 2000. — 247 с.
61. Гришин Д. С., Кучин Н. Л., Лайкин А. И., Платовских Ю. А. Проблемы оценки радиозоологической ситуации по результатам натурных измерений радиоактивного загрязнения бухт и заливов Арктического и Дальневосточного регионов // Подводные технологии и мир океана. — 2006. — № 5—6. — С. 76—83.
- 61а. Громов Б. Ф., Григорьев О. Г., Тошинский Г. И. Анализ опыта эксплуатации реакторных установок с теплоносителем свинец-висмут и имевших место аварий // Сб. докл. конф. «Тяжелые жидко-металлические теплоносители в ядерных технологиях». — Т. 1. — Обнинск, 1999. — С. 63—69.
62. Гуляев С. К., Катцов В. М., Соломина О. Н. Глобальное потепление продолжается // Вестник РАН. — 2008. — Вып. 1. — С. 20—27.
63. Гупало Т. А., Коновалов В. Ю., Феценко А. И. и др. Перспективы перевозок радиоактивных отходов и изолирующих материалов для объектов окончательной изоляции РАО // Ядерная и радиационная безопасность России: Тематич. сб. — Вып. 4. — М.: ГК «Росатом», 2009. — С. 349—357.
64. Гусев Д. И. Гигиенические критерии к оценке загрязнения радионуклидами прибрежных морских вод // Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment: Paper IAEA-SM-198/56. — Vienna: IAEA, 1975. — P. 363—373.
65. Гусев Д. И., Подгурский А. М. Гигиенические требования к захоронению в морях твердых радиоактивных отходов с объектов ВМФ // Материалы симпозиума «Гигиеническое нормирование слива радиоактивных отходов в морях», 18—20 апреля 1967. — М.: МО РФ, 1967. — С. 257—269.
66. Гуськов М. Г., Макаров В. Г. Проблемы гидротранспорта для подачи бетонной смеси на большие глубины // Комплекс подъема затонувших объектов: Сб. науч. тр. / Санкт-Петербург. гос. мор. ун-т. — СПб., 1993. — С. 123—129.
67. Данилов А. И., Дмитриев В. Г., Кочемасов Ю. В. и др. Стратегическая оценка окружающей среды как основа формирования и реализации плана действий по устойчивому развитию Арктики. — СПб.: Наука, 2005. — 52 с.
68. Денскевич А. В., Ананьев Д. В., Пехенько П. А. и др. Проведение радиационного мониторинга района затопления атомной подводной лодки К-159 на ГС «Визир» (Баренцево море 13.02. — 19.02.2004 г.). — Североморск, 2004. — 12 с.
69. Денскевич А. В., Пехенько П. А., Каминский О. О. и др. Проведение радиационного мониторинга района затопления атомной подводной лодки К-159 на ГС «Крильон» (Баренцево море 16.05. — 21.05.2005 г.). — Североморск, 2005. — 24 с.
70. Денскевич А. В., Пехенько П. А., Каминский О. О. и др. Проведение радиационного мониторинга района затопления атомной подводной лодки К-159 на «ГС-278» (Баренцево море 11.11. — 13.11.2005 г.). — Североморск, 2006. — 31 с.
71. Дмитриевский В. И. Подводное бетонирование. — М.: Транспорт, 1972. — 237 с.
72. Дмитриенко О. Б., Лукашин В. Н., Шевченко В. Н. Нанопланктон Атлантического океана из проб седиментационных ловушек, отобранный в 1990, 1994—1995 гг., включая полигон «Комсомолец» // Океанология. — 2006. — Вып. 1. — С. 38—54.
73. Добровольский А. Д., Залогин Б. С. Моря СССР. — М.: Наука, 1985. — 192 с.
74. Додин Д. А. Устойчивое развитие Арктики. — СПб.: Наука, 2005. — 282 с.
75. Дождиков С. И., Журавков А. М., Золотков А. А. Коррозионная стойкость отработавшего ядерного топлива в морской воде // Атомная энергия на море: Экология и безопасность (Сб. докл. международного научного семинара Ядерного общества СССР, 24—28 сентября 1990 г., г. Мурманск). — М.: ИАЭ им. И. В. Курчатова, 1991. — С. 337—342.

76. Дорожкин А. И., Федоров А. Л., Сорокин А. И и др. Оценка воздействия укрытия АПЛ «Комсомолец» на окружающую среду // Комплекс подъема затонувших объектов: Сб. науч. тр. / Санкт-Петербург. гос. мор. ун-т. — СПб., 1993. — С. 112—117.
77. Дорофеев В. Ю. Альтернативные варианты подъема атомной подводной лодки «Б-159» / СПМБМ «Малахит». — СПб.; Осло, февр. 2011. — 12 с. — (Материалы КЭГ МАГАТЭ).
78. Егоров Н. Н. Состояние и проблемы с радиоактивными отходами и обработавшим ядерным топливом в России // Вопр. радиац. безопасности. — 1997. — № 4. — С. 3—8.
79. Единая государственная система информации об обстановке в мировом океане («ЕСИМО») // <http://data.oceaninfo.info>.
80. Енговатов И. А., Машкович В. П., Орлов Ю. В. и др. Радиационная безопасность при выводе из эксплуатации реакторных установок гражданского и военного назначения. — М.: ПАИМС, 1999. — 300 с.
81. Ефимов Е. И., Степанов В. Н., Чекунов В. В. и др. Оценка радиационных последствий гибели атомного судна в океане. — Обнинск: ФЭИ, 1993. — 169 с.
82. Зайцев В. Н., Митрофанов Е. Ф., Рахманин Н. Н. Исследования динамики операции подъема // Флагман корабельной науки. — Т. 5 / ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова. — СПб., 2008. — С. 57—78.
83. Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности НП-055-04. — М., 2004. — 47 с.
84. Зудин О. С., Нелесо Б. А. Статистический анализ информации о радиоактивном загрязнении океана. — Л.: Гидрометеиздат, 1975. — 112 с.
- 84а. Ибраев Р. А. Математическое моделирование распространения радиоактивности в акватории Баренцева моря применительно к АПЛ «Б-159». — М.: ИВМ РАН, 2014. — 37 с.
85. Иванов А. Б., Красилов Г. А., Логачев В. А. и др. Северный полигон Новая Земля: Радиоэкологические последствия ядерных испытаний. — М.: Гос. ин-т прикладной экологии, 1997. — 87 с.
- 85а. Игнатьев С. В., Забудько А. Н. и др. Ядерная и радиационная безопасность длительного хранения ОЯТ РУ наземных стендов прототипов 27/ВТ и КМ-1 // Материалы междунар. науч. семинара «Научные и технические проблемы обеспечения безопасности при обращении с ОЯТ и РАО утилизируемых АПЛ и НК С ЯЭУ», 22—24 сентября 2004 г. — Т. 1 / Под ред. акад. А. А. Саркисова. — М., 2007. — С. 127—134.
86. Израэль Ю. А. О состоянии современного климата // Метеорология и гидрология. — 2008. — Вып. 10. — С. 5—8.
87. Израэль Ю. А., Семенов С. М., Анисимов О. А. и др. Четвертый оценочный доклад Межправительственной группы экспертов по изменению климата // Метеорология и гидрология. — 2007. — Вып. 9. — С. 5—13.
88. Израэль Ю. А., Стукин Е. Д., Сойфер В. Н. и др. Результаты радиоэкологического обследования района гибели атомной подводной лодки «Курск» // Метеорология и гидрология. — 2000. — № 10. — С. 173—178.
89. Ильин В., Колесников А. Отечественные атомные подводные лодки // Техника и вооружение. — 2000. — № 5—6. — С. 23—29.
90. Ильин В., Колесников А. Подводные лодки России (иллюстрированный справочник). — М.: АСТ; Астрель, 2001. — 124 с.
91. Казеннов А. Ю. Методы обследования подводных потенциально опасных объектов с помощью аппаратуры радиационного подводного мониторинга нового поколения // Тр. МЧС. — № 5—6. — М., 2006. — С. 22—29.
92. Казеннов А. Ю. Мониторинг радиоактивных загрязнений морей // Материалы Первых Александровских чтений, Москва, 17 февраля 1995 г. — М.: РНЦ «Курчат. ин-т», 1995. — С. 14—25.
93. Казеннов А. Ю. Проведение радиационного мониторинга АПЛ Б-159. — М., 2007. — 9 с. — (Материалы российско-британской группы экспертов, 15 августа 2007 г.).
94. Казеннов А. Ю. Радиационное обследование затопленных объектов. — В. Новгород, 2012. — 15 с. — (Материалы заседания эксперт. рос.-норв. группы, 30—31 мая 2012 г.).
95. Казеннов А. Ю. Российско-норвежская экспедиция 2012 г. Обследование АПЛ К-27. — Сакле, Франция: КЭГ МАГАТЭ, 2012. — 11 с.
96. Казеннов А. Ю. Технологии радиационного мониторинга затопленных объектов и акваторий: Опыт РНЦ «Курчатовский институт». — СПб., 2010. — 16 с. — (Материалы заседания эксперт. рос.-норв. группы, 19—21 октября 2010 г.).
97. Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е. Программа и методика проведения измерений и обобщение экспериментальных данных о подводных потенциально опасных объектах, затопленных в заливах Степового, Абросимова и Цивольки архипелага Новая Земля. — М.: РНЦ «Курчат. ин-т», 2006. — 67 с.
98. Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е., Алексеев И. Н. Современное состояние затопленных объектов с ОЯТ и ТРО в заливах архипелага Новая Земля // Международное сотрудничество по ликвидации ядерного наследия атомного флота СССР (Сб. докл. междунар. конф., Москва, 16—18 апреля 2008). — М., 2008. — С. 21—24.

99. Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е., Кобылянский В. В. Поиск и идентификация экранной сборки и реакторного отсека атомного ледокол «Ленин» // Тр. МЧС. — № 5—6. — М., 2006. — С. 38—43.
100. Казеннов А. Ю., Нежданов Г. А., Лыцов В. Н. Экспресс-обследование заливов архипелага Новая Земля с помощью высокочувствительного погружного гамма-спектрометра: Доклад на международном семинаре «Природные условия Баренцева и Карского морей» (27.02—01.03.1995 г.). — СПб.: Ин-т Арктики и Антарктики, 1995. — 8 с.
- 100а. Касаткина Н. Е. Адсорбция радионуклидов цезия на донных отложениях и оценка радиозоологической ситуации в бассейнах Баренцева и Азовского морей. — Иваново: ГОУ ВПО ИГХТУ; ММБИ КНЦ РАН, 2008. — 22 с.
101. Катков А. Е. Введение в региональную радиозоологию моря. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 180 с.
102. Кваша Н. И., Лавковский С. А., Кобзев В. И. и др. Оценка влияния радиоактивных отходов атомного флота на радиационную обстановку в территориальных водах России // Рос. хим. журн. — 2001. — Т. 45, № 5—6. — С. 142—148.
103. Кибиткин В. М., Крамаренко А. В., Игнатъев Д. Л. и др. Обследование ПЛА «Б-159». — СПб.: СПМБМ «Малахит», 2007. — 163 с.
104. Кобылянский В. В., Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е. Подводные захоронения радиоактивных отходов в Арктике. Какова реальная угроза // 2-я всерос. науч.-технич. конф. «Научное и техническое обеспечение исследований и освоения шельфа Северного ледовитого океана». — Новосибирск, 2012. — С. 27—45.
105. Кобылянский В. В., Рогачева А. В., Доманов М. М., Полунина Ю. Ю. Содержание и накопление ¹³⁷Cs в бентосных организмах в районах захоронения твердых радиоактивных отходов в Карском море // Подводные технологии (Экология моря). — 2007. — № 2. — С. 60—71.
106. Кобылянский В. В., Сагалович А. М., Казеннов А. Ю. и др. Обследование состояния АПЛ «Комсомолец», Норвежское море, август 2007 г. (Краткое сообщение по итогам экспедиции) // Мор. испытания. — 2007. — № 2. — С. 4—13.
107. Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей северо-европейского бассейна (Сб. работ Мурманского морского биологического института) / Отв. ред. Г. Г. Матишов. — Апатиты: Изд-во Кольского науч. центра РАН, 2004. — 274 с.
108. Конвенция ООН по морскому праву. — Монтего-Бей, 1982. — 172 с.
109. Конвенция по предотвращению загрязнения моря сбросами отходов и других материалов [Лондонская конвенция по дампингу отходов (LDC)]. Москва, Вашингтон, Лондон, Мехико, 29 декабря 1972 г. // Сб. действующих договоров, соглашений и конвенций, заключенных СССР с иностранными государствами. — М.: Изд-во М-ва иностр. дел, 1978. — С. 540—549.
110. Кормилицын Ю. Н., Носов Н. А. Экспедиция 1994 года к АПЛ «Комсомолец». — СПб.: СПГМТУ, 1994. — 11 с. — (Материалы всероссийской НТК «Научно-технические проблемы создания средств подъема и утилизации затонувших объектов» 19—20 декабря 1994 г.).
- 110а. Королев А. В., Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е. и др. Определение исходных данных по потенциальному источнику выброса, включая остаточную активность, и сценарии для максимальной возможной аварии с возникновением СЦР для АПЛ «Б-159». — М.: НИЦ «Курчат. ин-т», 2014. — 41 с.
111. Королев А. В., Казеннов А. Ю., Кикнадзе О. Е. Радиозоологический мониторинг затопленных в Арктике ядерных и радиационно опасных объектов. — М.: НИЦ КИ, 2014. — 21 с. — (III междунар. семинар).
112. Коррозионная стойкость ОТВС в морской воде. — М.: РНЦ «Курчат. ин-т», 1987. — 176 с.
113. Коррозия металлов / Под ред. В. В. Скорчеллетти. — Л.: Госхимиздат, 1952.
114. Котляков В. М. От Международного полярного года к Международному полярному десятилетию // Арктика: экология и экономика. — 2011. — № 1. — С. 4—19.
115. Котляков В. М., Саруханян Э. И. Международный полярный год // Природа. — 2007. — Март. — С. 7—12.
116. Краморенко А. В. Возможные технологии подъема АПЛ К-27, организация судоподъемных работ и управление рисками. — СПб.: НИИ СПТ ВУНЦ ВМФ, 2013. — 27 с. — (VII Междунар. форум «Атом Эко—2013»).
117. Краморенко А. В. Организационно-технологические аспекты проблемы подъема затопленных и затонувших потенциально опасных объектов. — СПб.: 40 ГНИИ МО РФ, 2011. — 14 с.
118. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Оценка радиозоологических последствий захоронения радиоактивных отходов в арктических морях // Изв. Академии пром. экологии. — 1999. — № 2. — С. 99—102.
119. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Оценка экологического риска радиоактивного загрязнения Карского и Баренцева морей // Изв. вузов. Ядер. энергетика. — 1993. — № 2. — С. 81—89.
120. Крышев И. И., Странд П., Браун Дж. Е. Факторы концентрации радионуклидов в морской арктической биоте // Сб. аннот. Междунар. конф. «Радиационное наследие XX века и восстановление окружающей среды» (Радлег-2000), 30 октября — 2 ноября 2000. — М., 2000. — С. 55—56.

121. Кузнецов А. П., Бурмистрова И. И. Фораминиферы в донной фауне района нахождения АПЛ «Комсомолец» // Бентос северных морей: Сб. науч. тр. / Под ред. А. П. Кузнецова и О. Н. Зезиной. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — С. 6—12.
122. Кузнецов А. П., Шмелев И. П., Демидов А. М. и др. Радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs в донной фауне окрестностей местонахождения АПЛ «Комсомолец» // Бентос северных морей: Сб. науч. тр. / Под ред. А. П. Кузнецова и О. Н. Зезиной. — М.: Изд-во ВНИРО, 1997. — С. 13—18.
123. Кузнецов А. П., Шмелев И. П., Ефимов Б. В. и др. Материалы по содержанию металлов и радионуклидов в донной фауне и осадках Баренцева моря // Бентос высокоширотных районов: Сб. науч. тр. / Под ред. А. П. Кузнецова и О. Н. Зезиной. — М.: Изд-во ВНИРО, 1998. — С. 13—21.
124. Кузнецов В. М., Никитин В. С., Хвостов М. С. Радиоэкология и радиационная безопасность. — М.: Энергомашиностроение, 2011. — 1206 с.
125. Кузнецов В. М., Чеченов Х. Д., Никитин В. С. Экологическая безопасность объектов использования атомной энергии. — М.: Энергомашиностроение, 2010. — 851 с.
126. Кузнецов В. М., Шмелев И. П., Демидов А. М. и др. Радионуклиды в донной фауне района нахождения АПЛ «Комсомолец» // Изв. РАН. Сер. биологическая. — 1996. — Вып. 4. — С. 467—471.
127. Лаверов Н. Д., Дмитриевский А. П., Богоявленский В. И. Фундаментальные аспекты освоения нефтегазовых ресурсов арктического шельфа России // Арктика: экология и экономика. — 2011. — № 1. — С. 26—37.
128. Лавковский С. А., Кобзев В. Н., Лыццов В. Н. и др. Разработка научно-методических основ диагностирования и прогнозирования состояния захоронений ядерных отходов на дне Баренцева, Карского и Японского морей: Определение путей предотвращения опасных экологических последствий / Междунар. науч.-технич. центр. — Н. Новгород.: СКБ «Лазурит», 1998. — 348 с.
129. Лайкин А. И. Предложения для рабочей группы по изучению радиоактивного загрязнения северных акваторий. — СПб.: ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова, 2010. — 8 с. — (Материалы рос.-норв. рабочей группы).
130. Лайкин А. И., Михеев Ю. В., Рубанов С. М. Решение радиоэкологических проблем // Флагман корабельной науки. — Т. 5 / ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова. — СПб., 2008. — С. 79—94.
131. Ларичкин Ф. Д., Фадеев А. М., Череповицин А. Е. Проблемы изучения и освоения минерально сырьевых ресурсов арктического региона // Арктика: экология и экономика. — 2012. — № 1 (5). — С. 8—15.
132. Лисовский И. В. Затонувшие атомные подводные лодки — насколько реальна радиологическая угроза? // Подвод. технологии. — 2006. — № 5—6. — С. 8—16.
133. Лобанов Н. Ф., Бейгул В. П., Камнев Е. Н. и др. Разработка концепции, определяющей основные функциональные требования к выбору мест расположения региональных объектов обращения, временного хранения и окончательного захоронения РАО в Северо-Западном регионе России. — М.: ВНИПИпромтехнологии Росатома; СИ-6, 2007. — 177 с.
134. Локальные стратегии территориальных отделений ФГУП «РосРАО». — М.: ИБРАЭ РАН, 2013. — 213 с.
135. Лысенко Н. И. Итоги деятельности ДВЦ «ДальРАО» — филиала ФГУП «РосРАО» за 2012 год и основные направления деятельности на 2013 год: Доклад. — Владивосток, 2013. — 52 с.
136. Лысенко Н. И. Этапы развития Дальневосточного центра по обращению с радиоактивными отходами — филиала федерального государственного унитарного предприятия «Предприятие по обращению с радиоактивными отходами «РосРАО»»: Доклад. — Владивосток, 2011. — 74 с.
137. Максимов А. А., Гичев Д. В., Высоцкий В. Л. и др. Радиационный мониторинг и реабилитация загрязненных территорий — основа радиоэкологического благополучия Дальневосточного региона // Материалы 3-го междунар. эколог. форума «Природа без границ», 11—13 ноября 2008 г. — Владивосток, 2008. — С. 37—42.
138. Маркез Ч. Ликвидация стратегических наступательных вооружений // Пленарное заседание КЭГ МАГАТЭ 18—19 октября 2012. — Париж, 2012 — 10 с.
139. Мартиниусен Э. Селлафилд: Доклад Объединения «Беллона». — Осло; Мурманск; Брюссель; Вашингтон, 2004. — 90 с.
140. Матишов Г. Г., Денисов В. В., Дженюк С. Л. и др. Проблемы и методы экологического мониторинга морей и прибрежных зон Западной Арктики. — Апатиты: КНЦ РАН, Мурман. мор. биол. ин-т, 2001. — 280 с.
141. Матишов Г. Г., Матишов Д. Г., Риссанен К. Радиоактивное загрязнение Кольского залива Баренцева моря // Докл. РАН. — 1999. — Т. 352, вып. 6. — С. 571—573.
142. Матишов Г., Матишов Д., Щипа Е., Риссанен К. Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. — Апатиты: КНЦ РАН, Мурман. мор. биол. ин-т, 1994. — 238 с.
143. Матишов Д. Г., Матишов Г. Г. Радиационная экологическая океанология. — Апатиты: КНЦ РАН, Мурман. мор. биол. ин-т, 2001. — 267 с.
144. Матишов Д. Г., Матишов Г. Г. Радиационная экологическая океанология. — Апатиты: КНЦ РАН, Мурман. мор. биол. ин-т, 2001. — 418 с.

145. Мелешко В. П., Катцов В. М., Мервис В. М. и др. Климат России в 21 веке // Метеорология и гидрология. — 2008. — Ч. 1, вып. 6. — С. 5—19.
146. Мелешко В. П., Катцов В. М., Мервис В. М. и др. Климат России в 21 веке // Метеорология и гидрология. — 2008. — Ч. 2, вып. 7. — С. 21—28.
147. Мелешко В. П., Катцов В. М., Мервис В. М. и др. Климат России в 21 веке // Метеорология и гидрология. — 2008. — Ч. 3, вып. 8. — С. 9—16.
148. Мельников В. И. Проведение подводных работ специального назначения в рамках задач МЧС по предупреждению чрезвычайных обстоятельств // Сб. материалов регион. конф. МЧС-06. — М., 2006. — С. 4—8.
149. Мельников В. И., Конухин В. П., Наумов В. А. и др. Анализ проблем захоронения радиоактивных отходов и долговременного хранения отработавшего ядерного топлива, образующихся при комплексной утилизации АПЛ, НК с ЯЭУ и судов АТО. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2004. — 147 с.
150. Мельников В. И., Конухин В. П., Наумов В. А. и др. Инновационные проекты подземных объектов долговременного хранения и захоронения ядерных и радиационно-опасных материалов в геологических формациях европейского Севера России. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2005. — 72 с.
151. Мельников В. И., Наумов В. А., Гусак С. А. Обоснование концепции подземного хранилища радиоактивных отходов в Северном регионе России // Проблемы разработки месторождений полезных ископаемых и освоения подземного пространства Северо-Запада России. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. — С. 117—134.
152. Мерикова Т. А., Троицкий А. В. Как оборудование АПК «Курск» перенесло Катастрофу // Флагман корабельной науки. — Т. 5 / ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова. — СПб., 2008. — С. 107—114.
153. Методика разработки критериев приемлемости радиоактивных отходов для захоронения при проектировании пунктов приповерхностного захоронения радиоактивных отходов. — М.: Федер. служба по экологич., технолог. и атом. надзору РФ, 2014. — 105 с.
154. Мирошников А. Ю. Закономерности распределения и накопления радиоцезия в донных осадках Карского моря. — М.: ИГЭМ РАН, 2012. — 24 с.
155. Морская коррозия: Справочник / Под ред. М. Шумахера. — М.: Металлургия, 1983. — 237 с.
156. Нелено Б. А. Ядерная гидрофизика. — М.: Атомиздат, 1970. — 223 с.
157. Никитин А. И. Натурные исследования последствий сброса и захоронения радиоактивных отходов в моря Северного и Дальневосточного регионов России. — Обнинск: ГУ «НПО «Тайфун», 2009. — 49 с.
158. Никитин А. И. Предложения по программе совместной российско-норвежской экспедиции в места затопления радиоактивных отходов в Карском море. — СПб., 2010. — 17 с. — (Материалы работы рос.-норв. группы по мониторингу Арктики).
159. Никитин А. И. Сравнительный анализ содержания искусственных радионуклидов в воде и донных отложениях залива Абросимова в 1994 и 2002 гг. // Международное сотрудничество по ликвидации ядерного наследия атомного флота СССР (Сб. докл. междунар. конф., Москва, 16—18 апр. 2008 г.). — М., 2008. — С. 21—22.
160. Никитин А. И., Катрич И. Ю., Кабанов А. И. и др. Радиоактивное загрязнение Северного Ледовитого океана по результатам наблюдений в 1985—1987 гг. // Атом. энергия. — 1991. — Т. 71, вып. 2. — С. 169—172.
161. Никитин А. И., Лавковский С. А., Кобзев В. И. и др. Результаты морской экспедиции 2002 г. к местам затопления радиоактивных отходов в бухтах Новой Земли. — Н. Новгород: ЦКБ «Лазурит», 2002. — 136 с.
162. Никитин А. И., Сурнин В. А., Новицкий М. А. и др. Радионуклиды и тяжелые металлы в Енисейском заливе в 2001 г. // Метеорология и гидрология. — 2005. — № 4. — С. 56—65.
163. Никитин А. И., Чумичев В. Б., Валетова Н. К. и др. Современное содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239-240}\text{Pu}$ и ^3H в воде речной системы р. Иртыш // Изв. вузов. Сер. Ядер. энергетика. — 2005. — Вып. 3. — С. 26—34.
164. Никитин В. С., Саркисов А. А., Высоцкий В. Л. и др. Возможности ЦС «Звездочка» в реализации проектов по утилизации затопленных радиационно-опасных объектов. — Гаага, 2010. — 35 с. — (Материалы КЭГ МАГАТЭ).
165. Новоземельский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. — М.: ИздАТ, 2000. — 487 с.
166. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1.758-99. — М.: Минздрав России, 1999. — 116 с.
167. Нормы радиационной безопасности (НРБ-09/2009). Санитарные правила и нормы. — М.: Федер. центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. — 100 с.
168. Объект капитального строительства «Пункт изоляции аварийных АПЛ. Приморский край». — М.: Упр. по сопровождению программ ФЦП и Гособоронзаказа, 2012. — 23 с.
169. Океанологические исследования и подводно-технические работы на месте гибели АПЛ «Комсомолец» / Под ред. М. Е. Виноградова, А. М. Сагаловича, С. В. Хетагурова. — М.: Наука, 1996. — 360 с.
170. Ольгард П. Л. Мировой обзор вывода из эксплуатации атомных подводных лодок // Проблемы вывода из эксплуатации и утилизации атом-

- ных подводных лодок / Под ред. акад. А. А. Саркисова. — М., 1999. — С. 42—54.
171. Остапенко В. А., Краморенко А. В., Игнатъев Д. Л. и др. Обследование ПЛА «Б-159». — СПб.: ФГУП СПбМ «Малахит», 2007. — 96 с.
172. Отечественные атомные подводные лодки // Техника и вооружение. — 2000. — № 5. — С. 2—6; № 6. — С. 17—19.
173. Пантелеев В. Н. Выгрузка топлива из реактора АПЛ класса «Альфа» и разборка активной зоны. — Хельсинки, 2012. — 37 с. — (Материалы КЭГ МАГАТЭ).
174. Пашин В. М. Подъем АПК «Курск». Научная база. Общая характеристика операции подъема // Флагман корабельной науки. — Т. 5 / ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова. — СПб., 2008. — С. 3—30.
175. Пашин В. М. Развитие судоподъемных технологий // Флагман корабельной науки. — Т. 5. — СПб.: ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова, 2008. — С. 95—106.
176. Пилясов А. Н. Контуры Стратегии развития арктической зоны России // Арктика: экология и экономика. — 2011. — № 1. — С. 38—47.
177. Показатели эффективности обращения с РАО отделений ФГУП «РосРАО». — М.: ИБРАЭ РАН; ФГУП «РосРАО», 2013. — 27 с.
178. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. — М.: Атомиздат, 1964. — 295 с.
179. Правила сброса радиоактивных отходов в море (ПС-82). — М.: ВМФ, 1983. — 74 с.
180. Предварительный отчет проведения радиационного мониторинга АПЛ Б-159 на НИС «Альянс», ГС «Крильон». — М.: РНЦ КИ; ФГУП НИКИ-ЭТ, 2007. — 136 с.
181. Пресс-конференция по итогам российско-норвежской экспедиции в Карское море: Пресс-релиз от 25 сентября 2012 г. / Генер. консульство России в Киркенесе (Норвегия).
182. Принципы обращения с радиоактивными отходами. — Вена, 1996. — 28 с. — (Публикация МАГАТЭ. Основы безопасности; сер. № 111-F).
183. Приповерхностное захоронение радиоактивных отходов. Требования безопасности НП-069-06. — М., 2006. — 62 с.
184. Проблемы захоронения радиоактивных отходов в морях. Гигиенические нормативы слива и захоронения радиоактивных отходов / МО РФ. — М., 1967. — 288 с. — (Материалы симпозиума 18—20 апр. 1967 г.).
185. Проект ТАСИС R 4.10/95. NUCRUS 95 410 / Европейская комиссия. Программа ТАСИС. — Брюссель, 2000. — 169 с.
186. Программа Германии в рамках Глобального партнерства с Россией. — Мурманск, 2013. — 35 с. — (27-е пленарное заседание КЭГ МАГАТЭ, 9—10 окт. 2013 г.).
187. Программа глобального партнерства G-8 стран «Большой восьмерки» МНЭПР. Вклад Франции и Германии. — Париж, 2012. — 43 с. — (Пленарное заседание КЭГ МАГАТЭ, 18—19 окт. 2012 г.).
188. Пункт захоронения НАО и САО в Ленинградской области / Независимое атом. электрон. период. изд. AtomInfo.Ru. — Обнинск, 9 марта 2014. — 7 с.
189. Путин В. В. Арктика — территория диалога // Арктич. ведомости. — 2012. — № 1. — С. 6—11.
190. Радиационно-гигиенические требования к размещению твердых радиоактивных отходов в реакторных отсеках утилизируемых атомных подводных лодок. — М.: Федер. упр. медико-биол. и экстрем. проблем при М-ве здравоохранения РФ, 2002. — Разд. 2.6.6 «Радиационные отходы, утилизация, обезвреживание, захоронение». — С. 134—162.
191. Разработка методик расчета скоростей разрушения защитных барьеров затопленных и плавающих объектов с ТРО и оценка выноса в окружающую среду вредных веществ. — СПб.: ЦНИИ КМ «Прометей», 1997. — 228 с.
192. Разработка предложений по совершенствованию технических и организационных мер, необходимых для обеспечения безопасности длительного нахождения в морской среде прочных и легких корпусов, выведенных из эксплуатации АПЛ с выгруженным и не выгруженным ядерным топливом. — СПб.: ФД ГУП «Экология-Прометей», 2000. — 174 с.
193. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 г. / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1994. — 194 с.
194. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1995 г. / Под ред. К. П. Махонько. — Обнинск: НПО «Тайфун», 1996. — 248 с.
195. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1996 г. — СПб.: Гидрометеиздат, 1998. — 176 с.
196. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1997 г. — СПб.: Гидрометеиздат, 1998. — 167 с.
197. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1998 г. — СПб.: Гидрометеиздат, 2000. — 207 с.
198. Радиоактивность Балтийского моря, 1984—1991 гг. — СПб., 1996. — 113 с. — (Тр. ХЕЛКОМ (Хельсинк. комис.), вып. № 616).

199. Рамзаев В. П., Иванов С. А., Гончарова Ю. Н. и др. Исследование радиоактивного загрязнения морской биоты в связи с аварией на АЭС «Фукусима-1» // Радиационная гигиена. — 2012. — Т. 5, № 4. — С. 5—11.
199. Результаты работ по обследованию и локализации аварийного боезапаса на АПЛ «Комсомолец» // Материалы всерос. НТК «Научно-технические проблемы создания средств подъема и утилизации затонувших объектов», 19—20 декабря 1994 г. — СПб.: СПГМТУ, 1994. — 53 с.
201. Рекомендации по установлению критериев приемлемости кондиционированных радиоактивных отходов для их хранения и захоронения РБ-023-02. — М., 2002 — 47 с.
202. Российские уловы в северо-восточной Атлантике в 1987 г. — М.: ВНИРО, 1988.
203. Российские уловы в северо-восточной Атлантике в 1988 г. — М.: ВНИРО, 1989.
204. Российские уловы в северо-восточной Атлантике в 1989 г. — М.: ВНИРО, 1990.
205. Российские уловы в северо-восточной Атлантике в 1990 г. — М.: ВНИРО, 1991.
206. Российские уловы в северо-восточной Атлантике в 1991 г. — М.: ВНИРО, 1992.
207. Российские уловы в северо-восточной Атлантике в 1992 г. — М.: ВНИРО, 1993.
208. Рубцов П. М., Ружанский П. А. Оценка радиационных характеристик отработавшего ядерного топлива реакторов атомных подводных лодок и ледокола «Ленин», затопленных в районе архипелага Новая Земля // Атом. энергия. — 1996. — Т. 81, вып. 3. — С. 212—219.
209. Руководство по контролю за радиоактивным загрязнением внешней среды и внутренним облучением личного состава атомных подводных лодок (РКВС-77). — М.: Воен. изд-во, 1978. — 87 с.
210. Руководство по контролю за радиоактивным загрязнением внешней среды и внутренним облучением личного состава кораблей с атомными энергетическими установками (РКВС-90). — М.: Воен. изд-во, 1991. — 96 с.
211. Рукша В. В., Смирнов А. А., Кашка М. М. и др. Атомный ледокольный флот России и перспективы развития Северного морского пути // Арктика: экология и экономика. — 2011. — № 1. — С. 52—61.
212. Саркисов А. А. Развитие Арктики и ликвидация ядерного наследия. — Осло, 2012. — 22 с. — (Материалы заседания КЭГ МАГАТЭ, апр. 2012 г.).
213. Саркисов А. А., Антипов С. В., Высоцкий В. Л. Приоритетные проекты программы реабилитации Арктических морей от радиационно-опасных объектов и необходимость международного сотрудничества. — Париж, 2012 — 15 с. — (Материалы 26-го пленарного заседания КЭГ МАГАТЭ, 18—19 октября 2012 г.).
214. Саркисов А. А., Антипов С. В., Высоцкий В. Л. и др. Научно-технические проблемы радиоэкологической реабилитации потенциальных районов нефтегазового промысла арктических морей // 2-я всерос. науч.-технич. конф. «Научное и техническое обеспечение исследований и освоения шельфа Северного ледовитого океана». — Новосибирск, 2012. — С. 199—205.
215. Саркисов А. А., Антипов С. В., Высоцкий В. Л. и др. Проблемы и перспективы радиоэкологической реабилитации арктических морей // Вопр. утилизации АПЛ. — 2012. — № 1 (23). — С. 8—23.
216. Саркисов А. А., Антипов С. В., Высоцкий В. Л. и др. Стратегические подходы к планированию обращения с затопленными объектами атомного флота // Изв. РАН. Энергетика. — 2013. — № 2. — С. 86—89.
217. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л. Проблемы и пути решения радиационно-экологической реабилитации морей Арктического региона. — СПб., 2010. — 26 с. — (Материалы рос.-норв. встречи).
218. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Антипов С. В. и др. Обращение с радиоактивными отходами, образующимися при утилизации и реабилитации ядерных и радиационно-опасных объектов в Дальневосточном регионе // Изв. Академии наук. Энергетика. — 2009. — № 6. — С. 49—60.
219. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Богатов С. А. и др. Применение современных методов планирования при разработке и реализации Стратегического Мастер-плана комплексной утилизации и реабилитации выведенных из эксплуатации объектов атомного флота на Северо-Западе России 2009 г. // Изв. Академии наук. Энергетика. — 2009. — № 5. — С. 84—88.
220. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В. и др. Анализ состояния и возможных подходов по обращению с затопленными радиационно-опасными объектами в Северо-Западном регионе России. — М.: ИБРАЭ РАН, 2005. — 139 с.
221. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В. и др. Результаты начального этапа радиационного мониторинга района затопления АПЛ «К-159» // Изв. Академии наук. Сер. Энергетика. — 2004. — № 6. — С. 102—108.
222. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В. и др. Стратегия обращения с радиоактивными отходами, образующимися при утилизации и реабилитации ядерных и радиационно-опасных объектов на Северо-

- Западе России // Изв. Академии наук. Энергетика. — 2009. — № 5. — С. 61—73.
223. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Никитин В. С. Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. — М.: ИБРАЭ РАН, 2006. — 76 с.
224. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Никитин В. С. Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. — М.: ИБРАЭ РАН, 2009. — 82 с.
225. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Никитин В. С. Проблемы радиационной реабилитации арктических морей, способы и пути их решения // Арктика: экология и экономика. — 2010. — № 1. — С. 72—84.
226. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Никитин В. С. Радиоэкологические проблемы радиационной реабилитации арктических морей // Международное сотрудничество по ликвидации ядерного наследия атомного флота СССР. — М., 2008. — С. 24—25.
227. Саркисов А. А., Высоцкий В. Л., Сивинцев Ю. В., Никитин В. С. Радиозкологические проблемы реабилитации арктических морей // Атом. энергия. — 2007. — Т. 103, вып. 6. — С. 359—381.
228. Саркисян А. С., Семенов Е. В., Высоцкий В. Л. и др. Разработка моделей и оценка переноса радиоактивных веществ морским путем в северо-западной части Тихого океана, в Охотском и Японском морях: Постановка задачи. — М.: ИВМ РАН; ИБРАЭ РАН, 2005. — 28 с.
229. Саркисян А. С., Дианский Н. А., Гусев А. В. и др. Моделирование циркуляции Тихого океана с высоким пространственным разрешением и расчет переноса радиоактивных веществ в северо-восточной части Тихого океана по заданным сценариям гипотетических аварий в процессе транспортировки отработавшего ядерного топлива из П.-Камчатского во Владивосток. — М.: ИВМ РАН; ИБРАЭ РАН, 2006. — 127 с.
230. Саркисян А. С., Мошонкин С. Н., Дианский Н. А. и др. Моделирование обратных связей климатообразующих процессов в Северном Ледовитом океане // Арктика: экология и экономика. — 2013. — № 1 (9). — С. 12—23.
231. Сброс радиоактивных отходов и радиоактивное загрязнение Карского моря: Результаты трех лет исследований (1992—1994), проведенных совместной российско-норвежской группой экспертов. — 1-е изд. / Под ред. П. Странда, А. Никитина, Б. Линда, Б. Сальбю, Г. Кристенсена; Совместная рос.-норв. группа экспертов по изучению радиоактив. загрязнения север. территорий. — Осло; Москва, 1996. — 187 с.
232. Сброс радиоактивных отходов и радиоактивное загрязнение Карского моря: Результаты трех лет исследований (1992—1994), проведенных совместной российско-норвежской группой экспертов. — 2-е изд. / Под ред. П. Странда, А. Никитина, Б. Линда, Б. Сальбю, Г. Кристенсена; Совместная рос.-норв. группа экспертов по изучению радиоактив. загрязнения север. территорий. — Осло; Москва, 1997. — 216 с.
233. Семенов Н. Ф. Захоронение затонувших экологически опасных объектов // Комплекс подъема затонувших объектов: Сб. науч. тр. / С.-Петерб. гос. мор. ун-т. — СПб., 1993. — С. 106—111.
234. Сивинцев Ю. В. Затопление радиоактивных отходов — прошлое, настоящее, будущее // Международное сотрудничество по ликвидации ядерного наследия атомного флота СССР (Сб. докл. междунар. конф., Москва, 16—18 апреля 2008 г.). — М., 2008. — С. 18—19.
235. Сивинцев Ю. В. Подъем и анализ затопленных радиоактивных отходов // Атом. техника за рубежом. — 1995. — № 5. — С. 3—8.
236. Сивинцев Ю. В. Проблема реабилитации бухт архипелага Новая Земля от затопленных радиационно опасных объектов // Научные проблемы и нерешенные задачи утилизации кораблей с ЯЭУ и экологической реабилитации обслуживающей инфраструктуры / Под ред. акад. А. А. Саркисова. — М.: ИБРАЭ РАН, 2004. — С. 199—209.
237. Сивинцев Ю. В., Вакуловский С. М., Васильев А. П. и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию: Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в арктические и дальневосточные моря («Белая книга-2000»). — М.: ИздАТ, 2005. — 624 с.
238. Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Данилян В. А. Радиоэкологические последствия тяжелой радиационной аварии на атомной подводной лодке в бухте Чажма в 1985 г. // Атом. энергия. — 1994. — Т. 76, вып. 2. — С. 158—160.
239. Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Данилян В. А. Радиоэкологические последствия тяжелой радиационной аварии на атомной подводной лодке в бухте Чажма в 1985 г. // Материалы 4-й ежегодной науч.-технич. конф. Ядер. о-ва «Ядерная энергия и безопасность человека» (28 июня — 2 июля 1993 г., Н. Новгород). — Т. 1. — Н. Новгород, 1993. — С. 183—184.
240. Сивинцев Ю. В., Кикнадзе О. Е. Оценки активности и выхода радионуклидов из радиоактивных отходов, затопленных в дальневосточных морях. — М.: РНЦ «Курчат. ин-т», 1998. — 104 с.
241. Смолдырем А. Е. Выбор параметров транспортирования бетонных закладочных смесей по трубопроводом // Бюл. цв. металлургии. — 1984. — № 8. — С. 13—17.
242. Сомов И. Е. О подъеме АПЛ «К-27» для снижения ядерного и радиационного риска в Северо-Западном регионе. — Осло, 2011. — 7 с. — (Материалы КЭГ МАГАТЭ).
243. Спасский И. Д. «Курск» после 12 августа 2000 года. — М.: Русь, 2003. — 287 с.

244. Степанец О. В. Радиогеоэкологические исследования мелководных заливов архипелага Новая Земля в местах захоронения затопленных объектов. — Осло, 2011. — 14 с. — (Материалы работы КЭГ МАГАТЭ).
245. Степанец О. В., Борисов А. П., Комаревский В. М. и др. Радиогеохимические исследования водной среды центральной части Карского моря и эстуариев рек Оби и Енисея в 1999—2000 гг. // Геоэкология. — 2004. — № 5. — С. 415—421.
246. Степанец О. В., Борисов А. П., Лигаев А. Н., Галимов Э. М. Оценка скорости седиментации современных осадков Карского моря с использованием радиоактивных трассеров // Геохимия. — 2001. — № 7. — С. 752—761.
247. Степанец О. В., Борисов А. П., Травкина А. В. и др. Использование радионуклидов ^{210}Pb и ^{137}Cs для геохронологии современных осадков арктического бассейна в местах захоронения твердых радиоактивных отходов // Геохимия. — 2010. — № 4. — С. 424—429.
248. Степанец О. В., Кодина Л. А., Лигаев А. Н. и др. Радиогеохимические исследования особенностей распределения радионуклидов в местах захоронения твердых радиоактивных отходов вблизи архипелага Новая Земля // Геохимия. — 2006. — № 12. — С. 1315—1324.
249. Стратегические подходы в решении проблем утилизации выведенного из эксплуатации российского атомного флота в северо-западном регионе / Под ред. акад. А. А. Саркисова. — М.: ИБРАЭ РАН; НИКИЭТ; РНЦ КИ, 2004. — 79 с.
250. Стратегический Мастер-план. Утилизация и экологическая реабилитация выведенных из эксплуатации объектов атомного флота и обеспечивающей инфраструктуры в северо-западном регионе России / Под ред. акад. А. А. Саркисова. — М.: ИБРАЭ РАН; НИКИЭТ; РНЦ КИ, 2007. — 102 с.
251. Стратегия обращения с радиоактивными отходами. — М.: ОАО «Концерн Росэнергоатом», 2013. — 345 с.
252. Стратегия развития заключительной стадии жизненного цикла объектов и материалов использования атомной энергии (Бэкенд) до 2030 года. — М.: ГК «Росатом», 2011. — 23 с.
253. Сыч Ю. Г., Дубинко Л. В. Радиоэкологическая обстановка на архипелаге Новая Земля // Арктика: экология и экономика. — 2012. — № 1 (5). — С. 48—59.
254. Технический проект подъема, транспортировки и постановки в док ПЛА «Б-159» (Пояснительная записка). — СПб.: ФГУП «Малахит», 2004. — 62 с.
255. Технологические и организационные аспекты обращения с радиоактивными отходами. — Вена: МАГАТЭ, 2005. — 221 с.
256. Технология добычи полезных ископаемых со дна озер, морей и океанов / Под общ. ред. В. В. Ржевского. — М.: Недра, 1979. — 376 с.
257. Тимофеев С. Ф., Берченко И. В., Олейник А. А. Личинки моллюсков и полихет в зимнем планктоне Карского моря // Биология моря. — 2007. — Т. 33, вып. 3. — С. 229—231.
258. Туфанов Д. Г. Коррозионная стойкость нержавеющей сталей, сплавов и чистых металлов. — М.: Металлургия, 1990. — 317 с.
259. Ульянов А. Н. Проведение подводно-технических работ по поиску и подъему затонувших изделий вооружения и военной техники. — Североморск: СФ, 2012. — 12 с.
260. Уорд Дж., Инглиш К., Хиллз Н. Программа сотрудничества в военной области по вопросам окружающей среды в Арктике. Проект 1.12. Обследование российской АПЛ Б-159: Презентация 15 августа 2007. — М., 2007 — 25 с.
261. Ускорение снижения угроз на северо-западе России: Международный проект по разработке Стратегического Мастер-плана. — М.: ИБРАЭ РАН, 2007. — 23 с.
- 261а. Усягина И. С. Распределение и пути миграции искусственных радионуклидов в экосистеме Баренцева моря. — Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 2012. — 24 с.
262. Факты и проблемы, связанные с захоронением радиоактивных отходов в морях, омывающих территорию Российской Федерации (Материалы доклада Правительственной комиссии по вопросам, связанным с захоронением в море радиоактивных отходов, созданной распоряжением Президента РФ от 24.10.1992 г. за № 613-рп под председательством А. В. Яблокова) / Администрация Президента РФ. — М., 1993. — 108 с.
263. Федеральный закон «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации» от 11 июля 2011 г. № 190-ФЗ.
264. Филиппов В. В. Проблемы устойчивого развития Арктики. — Якутск, 2005. — 54 с.
265. Флагман корабельной науки. — Т. 5 / ЦНИИ им. акад. А. Н. Крылова. — СПб., 2008. — 116 с.
266. Фролов И. Е., Гудкович З. М., Карктин В. П. и др. Климатические изменения ледового покрова морей Евроазиатского шельфа. — СПб.: Наука, 2007. — 136 с. — (Науч. исслед. в Арктике; Т. 2).
267. Хлопкин Н. С. Экологичность атомного флота // Море. — 1998. — № 3 (9). — С. 21—22.

268. Целиков Д. Радиоактивное загрязнение океана в окрестностях Фукусимы сохраняется. 3 окт. 2011 г. // <http://compulenta.computerra.ru/archive/ecology/638022>.
269. Черняев А. М., Гапонов И. А., Казеннов А. Ю. и др. Радиационное обследование АПЛ «Курск» // Атом. энергия. — 2002. — Т. 93, вып. 3. — С. 37—41.
270. Черняев А. М., Казеннов А. Ю., Высоцкий В. Л. и др. Основные результаты радиационного мониторинга вблизи легкого корпуса затонувшей атомной подводной лодки «К-159» и прилегающем районе. — Северодвинск; Москва, 2003. — 42 с.
271. Чечеткин Ю. И., Грачев А. Ф. Обращение с радиоактивными отходами. — Самара, 2000. — 248 с.
272. Шишкин В. А., Васюхно В. П., Орлов Ю. В. и др. Радиационный мониторинг АПЛ Б-159 с помощью ТЛД дозиметров. — М.: ФГУП НИКИЭТ им. Н. А. Доллежала, 2007. — 71 с.
273. Ядерная безопасность на северо-западе России. — Осло: МИД Норвегии, 2005. — 22 с.
274. Ядерные взрывы в СССР. — Вып. 1: Северный испытательный полигон (Справочная информация). — М.: МО, 1992. — 147 с.
275. Alexandrov V. P., Sivintsev Yu. Applications of the Compounds Furfurol to the Isolation of Spent Nuclear Fuel. Russian Research Center “Kurchatov Institute”, Report No. 31/7705 (English Version). — Moscow, 1996.
276. Alexandrov V. P., Sivintsev Yu. Composition and Properties of Compounds Furfurol. Russian Research Center “Kurchatov Institute”, Report No. 31/7522 (English Version). — Moscow, 1995.
277. Ali S. M., Beaumont H. M., Dutton L. M. et al. Evolution of the radiological situation around the nuclear reactors with spent fuel which have been scuttled in the Kara Sea: Report EUR-17634 EN. — [S. l.], 1997.
278. Ali S., Beaumont H., Dutton L. M. C et al. The Radiological Consequences of the Marine Reactors Scuttled in the Kara Sea // Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the Third Intern. Conf., Oslo, 1997) / Ed. by P. Strand. — Ostersund, 1997. — P. 28—31.
279. АМЕС Project 1.12 (B-159 Radio-Ecological Survey) Record of Meeting held in Devonport on 20th to 22nd March 2007. — Oslo, 2007. — 12 p.
280. Amundsen I., Josjpe M., Reistad O. et al. The accidental sinking of the nuclear submarine, the Kursk, monitoring of radioactivity and the preliminary assessment of the potential impact of radioactive releases // Marine Pollution Bul. — 2002. — 44. — P. 459—468.
281. Amundsen I., Lind B., Reistad O. et al. The Kursk Accident / Norwegian Radiation Protection Authority. — Ostersund, 2001. — (Report 2001:5).
282. Blindheim J., Foyen L., Martinsen E. et al. Sunken Nuclear Submarine in the Norwegian Sea — A potential environment problem? / Inst. of Marine Res. (Fisken Og Havet). — Bergen (Norway), 1994. — 46 p. — (Report NR. 7).
283. Camarcat N., Lederman P. French research and development in nuclear fuel reprocessing // Nuclear Europe Worldscan. — 2001. — № 3—4. — P. 28—29.
284. Carroll J., Boisson F., Fowler S. W., Teysse J.-L. Radionuclide adsorption to sediments from nuclear waste dumping sites in the Kara Sea // Marine Pollution Bul. — 1997. — 35 (7—12). — P. 296—304.
285. Chernjaev A. M., Sivintsev Yu. For how long will sea water stay out of contact with radionuclides in dumped nuclear reactors // J. Rad. Prot. Dosimetry. — 1998. — 75 (1—4). — P. 199—202.
286. Climate Change. Valencia, Spain: Synthesis Report adopted section by section at IPCC Plenary XXVII, 12—17 Nov. 2007. — [S. l.], 2007. — 52 p.
287. Colompo P. et al. Analysis and Evaluation of a Radioactive Waste Package Retrieved from the Atlantic 900-Meter Disposal Site / U.S. Environmental Protection Agency. — Washington, DC, May 1982. — (EPA 520/1-90-014).
288. Colompo P. et al. Analysis and Evaluation of a Radioactive Waste Package Retrieved from the Atlantic 3800-Meter Low-Level Radioactive Waste Disposal Site / U.S. Environmental Protection Agency. — Washington, DC, Sept. 1993. — (EPA 402-90-R-004).
289. Colompo P. et al. Analysis and Evaluation of a Radioactive Waste Package Retrieved from the Farrallon Islands 900-Meter Disposal Site / U.S. Environmental Protection Agency. — Washington, DC, Sept. 1990. — (EPA 520/1-90-027).
290. Convention on the Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matters (London Dumping Convention). — London, 1972. — 32 p.
291. Convention on the Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matters. The Definition Required by Annex I, paragraph 6 to the Convention, and the Recommendations Required by Annex II, Section D: International Atomic Energy Agency (IAEA) Information Circular INFCIRC / 205 / Add. 1 / Rev. 1 [1974]. — [S. l.], Jan. 1975. — 22 p.
292. Convention on the Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matters. The Definition Required by Annex I, paragraph 6 to the Convention, and the Recommendations Required by Annex II, Section D. International Atomic Energy Agency (IAEA) Information Circular INFCIRC / 205 / Add. 1 / Rev. 1. — [S. l.], Aug. 1978. — 26 p.
293. Cross-Border Environmental Problems Emanating from Defence-related Installations and Activities, Phase 1, 1993—1995. — Vol. 1: Radioactive contamination: NATO/CCMS Report No. 204. — [S. l.], 1995.

294. Cross-Border Environmental Problems Emanating from Defence-related Installations and Activities, Phase 11: 1995—1998: Final Report. — Vol. 4: Environmental Risk Assessment for Two Defence-Related Problems. — [S. 1.], 1998. — NATO/CCMS Report No. 227.
295. Deep Sea Radiological Environmental Monitoring Conducted at the Site of the Nuclear-Powered Submarine Thresher Sinking / Knolls Atomic Power Laboratory. — [S. 1.], 1993. — (Report KAPL-4748).
296. Deep Sea Radiological Environmental Monitoring Conducted at the Site of the Nuclear-Powered Submarine Scorpion Sinking / Knolls Atomic Power Laboratory. — [S. 1.], 1993. — (Report KAPL-4749).
297. Deep Sea Radiological Environmental Monitoring Performed During September 1998 at the Sites of the Sunken Submarines USS Thresher and USS Scorpion / Knolls Atomic Power Laboratory. — [S. 1.], 2000. — (Report KAPL-4842).
298. *Dubasov Yu. V., Baranov Yu. I., Katsarov S. V et al.* Investigation of radionuclide content in the gulfs and Chernaya Bay of archipelago Novaya Zemlya // Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the 4th Intern. Conf., Edinburgh, Scotland, 20—23 Sept. 1999) / Ed. by P. Strand and T. Jolle. — Osteras, 1999. — P. 225—226.
299. Dumping of radioactive waste and radioactive contamination in the Kara Sea: Results from 3 years of investigations (1992—1994) by the Joint Norwegian Russian Expert Group. — Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1996.
300. Dumping of Radioactive Waste and Radioactive Contamination in the Kara Sea. Results from 3 years of investigation (1992—94) performed by the Joint Russian-Norwegian Expert group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. (First Edition) / Ed. by P. Strand, A. I. Nikitin, B. Lind et al. — [S. 1.], 1996. — 54 p. — ISBN 82-9930079-5-3.
301. Dumping of Radioactive Waste and Radioactive Contamination in the Kara Sea: Results from 3 years of investigation (1992—94) performed by the Joint Russian-Norwegian Expert group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. (Second Edition) / Ed. by P. Strand, A. I. Nikitin, B. Lind et al. — [S. 1.], 1997. — 67 p. — ISBN 82-9930079-5-3.
302. *Dyer R.* Recovery, Analysis and Evaluation of Radioactive Waste Package Retrieved from Three Former US Ocean Disposal Sites: Paper presented at the Intern. Meeting on Assessment of Actual and Potential Consequences of Dumping of Radioactive Waste into Arctic Seas. — Oslo, Febr. 1—3, 1993.
303. Effects of Ionizing Radiation Dose Rates Received by Aquatic Organisms and Ecosystems / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1976. — (Technical Report Series No. 172).
304. Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic (The First Intern. Conference, Kirkinnes, Norway, 23—27 August 1993) / Ed. by P. Strand and E. Holm. — Osteras, 1993. — 433 p.
305. Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the Second Intern. Conf., Oslo, 1995) / Ed. by P. Strand and A. Cooke. — Osteras, 1995. — 341 p.
306. Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the Third Intern. Conf., Oslo, 1997) / Ed. by P. Strand. — Osteras, 1997. — 273 p.
307. Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the 4th Intern. Conf., Edinburgh, Scotland, 20—23 Sept. 1999) / Ed. by P. Strand and T. Jolle. — Osteras, 1999. — 362 p.
- 307a. Evaluation of risks and environmental impact of potential lifting and transportation of Russian dumped submarine K-27. — Moscow: Energy Safety Analysis Center of IBRAE RAN, 2014. — 66 p.
308. Feasibility investigations into a nuclear repository on Novaya Zemlya in Russia: The inventory and the status of the technical concept. — Iss. 1: A Report Produced by a Consortium of Western Companies on the Basis of Information Supplied under Subcontract by VNIPIPT. — [S. 1.], 2001.
309. Fifth Annual Report 2007 / Global Threat Reduction Programme. Department for Business, Enterprise and Regulatory Reform (BESS). — [S. 1.], 2007. — P. 74—75.
310. *Fink F. W.* Corrosion of Metals in Seawater / U.S. Dept. of the Interior. — [S. 1.], 1960. — (PB 171344, OSW R&D Report No 46).
311. *Fisher N. S., Fowler S. W., Boisson F. et al.* Radionuclide bioconcentration factors and sediment partition coefficients in Arctic seas subject to contamination from dumped nuclear wastes // Environmental Science & Technology. — 1999. — 33 (12). — P. 1979—1982.
312. Fishery Statistics. 1990—1992 / Official Statistics of Norway. — Oslo, 1994—1995. — In Norwegian.
313. *Foyn L., Nikitin A. et al.* Joint Norwegian-Russian Expedition to the dump sites for radioactive waste in the Abrosimov fiord and the Stepovogo fiord // August-September 1994. Report from the expedition on board R/V “Victor Buinitskiy”, August-September 1994. — Oslo; Moscow, 1994.
314. *Foyn L., Nikitin A. et al.* Joint Norwegian-Russian expedition to the dump sites for radioactive waste in the open Kara Sea, the Tsvolvky Fiord and the Stepovogo Fiord // Report from the expedition on board R/V “Viktor Buinitskiy”, September-October 1993. — Oslo; Moscow, 1993.
315. The G-8 Global Partnership: Assessment and Option for Future Programming in the Field of Nuclear and Radiological Safety. — Moscow, Nov. 21—23, 2012. — 430 p.

316. Gao Y., Drange H., Johannessen O. M., Petersson L. H. Sources and pathways of ⁹⁰Sr in the North Atlantic-Arctic region: present day and global warming // *J. of Environmental Radioactivity*. — 2009. — Vol. 100. — P. 375—395.
317. Grotteim S. Studies on distribution of radiocesium, plutonium and americium in sea water and sediments / NRPA. — [S. 1.], 1998.
318. Gwynn J. P., Andersen M., Fuglei E. et al. Radionuclides in Marine and Terrestrial Mammals of Svalbard. — Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2005. — (StrålevernRapport 2005:7).
319. Gwynn J. P., Heldal H. E., Gåfvert T. et al. Radiological status of the marine environment of the Barents Sea // *J. of Environmental Radioactivity*. — 2012. — Vol. 113. — P. 155—162.
320. Gwynn J. P., Nikitin A. T. et al. Joint Norwegian-Russian Expert Group investigation into the radioecological status of Stepovogo Fjord: The dumping site of the nuclear submarine K-27 and solid Radioactive Waste Norway NRPA, Russian Association Typhyn. — [S. 1.], 2013. — 86 p.
321. Haidvogel D., Arango H., Budgell W. et al. Ocean forecasting in terrain-following coordinates: formulation and skill assessment of the regional ocean modelling system // *Dynamics of Atmospheres and Oceans*. — 2008. — 227. — P. 3595—3624.
- 321a. Hunke E. C., Lipscomb W. H. CICE: The Los Alamos Sea Ice Model: Documentation and Software User's Manual. Version 4.1 // <http://oceans11.lanl.gov/trac/CICE/attachment/wiki/WikiStart/cicedoc.pdf>.
322. Heiser J. H., Cowgill M. G., Sivintsev Yu. V. et al. Furfurol-based polymers for the sealing of reactor vessels dumped in the Arctic Kara Sea // *Radionuclides in the Oceans (Proceedings of Part 1 of the International Symposium RADO-96/97: Inventories, Behaviour and Processes. Cherbourg-Octeville, France, 07—11 Oct. 1996)* // *Radioprotection*. — 1997. — Vol. 32, C 2. — 1997. — P. C2-49—C2-53.
323. Heiser J. H., Sivintsev Ju., Alexandrov V. P., Dyer R. S. Leaching of Radionuclides from Furfurol-based Polimers Used to Solidify Reactor Compartment and Components Disposed in the Arctic Kara Sea. // *Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the 4th Intern. Conf., Edinburgh, Scotland, 20—23 Sept. 1999)* / Ed. by P. Strand and T. Jolle. — Østerås, 1999. — P. 298—300.
324. HELCOM MORS Environmental Database / HELCOM — Baltic Marine Environment Protection Commission. — Helsinki, 2013.
325. Heldal H., Vikeb F., Johansen G. Dispersal of the radionuclide caesium-137 from point sources in the Barents and Norwegian Seas and its potential contamination of the Arctic marine food chain: Coupling numerical ocean models with geographical fish distribution data // *Pollution 180*. — Bergen, Inst. of Marine Research, 2013. — P. 190—198.
326. Hermansen K., Selnaes Ø., Eikermann I. M. et al. K-159. Havarieriet av den russiske atomubåten K-159 og den norske atomberedskapsorganisasjonens håndtering av ulykken: StrålevernRapport. — Østerås: Statens strålevern, 2006. — P. 8.
327. Hibler L. Migration of radioactive contaminants from the 1985 Chazhma bay submarine reactor accident and fire — joint U.S. — Russian scoping investigation. — Washington: Battelle Marine Sciences Laboratory / Pacific Northwest National Laboratories, 1998. — 12 p.
328. Holm E. Polonium-210 and radiocesium in muscle tissue of fish from different Nordic marine areas // *Nordic Radioecology. The Transfer of Radionuclides Through Nordic Ecosystems to Man* / Ed. by H. Dahlgard. — [S. 1.]: Elsevier, 1994. — P. 119—127.
329. Hosseini A., Brown J. Environmental impact assessment for ionizing radiation within the Arctic // *Radioprotection*. — 2009. — Vol. 44, № 5. — P. 589—594.
330. http://shturman-tof.ru/Morskay/kniga_pamyti/kp_15_k129.htm; http://www.atrinaflot.narod.ru/1_submarines/01_plrb_629/629_10.jpg.
331. <http://www.projectjennifer.at/>.
332. <http://submarine.id.ru/k-141/plan.php>.
333. <http://ru.wikipedia.org/wiki>.
334. <http://www.ckb-rubin.ru/rus/project/submarine/opkursk/index.htm>.
335. <http://2012over.ru/ocean-do-sikh-por-stradaet-ot-avarii-na-fukusime.html>; <http://sciencefact.ru>.
336. <http://www.ozemle.net/zagryaznenie-okeana-ot-povrezhdennoj-aes-fukusi-ma-stalo-xudshim-v-istorii.php>.
337. <http://www.oceanology.ru/goto/http://www.cybersecurity.ru>.
338. <http://aprvda.com/content/v-tihom-okeane-obnaruzhenno-radiacionnoe-zagryaznenie>.
339. <http://www.seu.ru/programs/atomsafe/B3/9.htm>.
340. <http://www.gpavet.narod.ru/Places/nz12.htm>.
341. <http://ru.wikipedia.org/wiki/>.
342. <http://nationalecurity.ru/library/00045/nuclearbomb023.htm>.
- 342a. Ibrayev R. A., Kalmykov V. V., Ushakov K. V., Khabeev R. N. Eddy-resolving 1/10° model of the World Ocean // *Ecological safety of coastal and shelf zones and comprehensive use of shelf resources / NAS of Ukraine, MHI, IGS, OD IBSS*; Eds by V. A. Ivanov et al. — Sevastopol, 2011. — 476 p. — (Collected scientific papers; Iss. 25, vol. 2).

3426. *Ibrayev R. A., Khabeev R. N., Ushakov K. V.* Eddy-resolving 1/10° Model of the World Ocean // *Izv. Akad. Nauk. Fiz. Atmos. Okeana.* — 2012. — 48 (1). — P. 37—46.
343. ICES Fisheries Statistics / R. J. R. Grainger (Ed.); Intern. Council for the Exploration of the Sea. — Copenhagen, Vol. 70 (1988); Vol. 71 (1989); Vol. 72 (1990); Vol. 73 (1992).
344. International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1996. — (Safety Series No. 115).
345. International Meeting on Assessment of Actual and Potential Consequences of Radioactive Waste into Arctic Seas (Oslo, Norway, 01—05 Febr. 1993): Working Materials of the International Atomic Energy Agency. — Vienna, 1993. — 194 p.
- 345a. Inventory of accidents and losses at sea involving radioactive material / IAEA. — Vienna, 2001. — 69 p. — (IAEA-TECDOC-1242).
346. Inventory of Radioactive Material Entering the Marine Environment: Sea Disposal of Radioactive Waste / IAEA. — [S. l.], 1991. — 76 p. — (IAEA-TECDOC-588).
- 346a. Inventory of Radioactive Waste Disposals at Sea / IAEA. — Vienna, 1999. — 127 p. — (IAEA-TECDOC-1105).
347. Investigation of Environmental Radioactivity in Waste Dumping Areas of the Far Eastern Sea Areas. Results from the First Japanese—Korean—Russian Joint Expedition 1994. — Vienna: IAEA, July 1995. — 63 p.
348. Investigation of Environmental Radioactivity in Waste Dumping Areas of the North-West Pacific Ocean. Results from the Second Japanese—Korean—Russian Joint Expedition 1995. — Vienna, IAEA, Dec. 1996. — 56 p.
349. *Ivanov G.* Assessment of Radioactive Contamination in the Pechora Region // Environmental Radioactivity in the Arctic (Proc. of the 4th Intern. Conf., Edinburgh, Scotland, 20—23 Sept. 1999) / Ed. by P. Strand and T. Jolle. — Ostersund, 1999. — P. 259—262.
350. *Josjpe M., Karcher M., Gwynn J. et al.* Improvement of the dose assessment tools on the basis of dispersion of the ⁹⁹Tc in the Nordic Seas and the Arctic Ocean // Radioprotection. — 2008. — Pt. 1. — P. 463—467.
351. *Kershow P., Baxter A.* Sellafield as a Source of Radioactivity to the Barents Sea // International Meeting on Assessment of Actual and Potential Consequences of Radioactive Waste into Arctic Seas (Oslo, Norway, 01—05 February 1993): Working Materials of the International Atomic Energy Agency. — Vienna, 1993. — P. 91—104; Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic (The First Intern. Conference, Kirkenes, Norway, 23—27 August 1993) / Ed. by P. Strand and E. Holm. — Ostersund, 1993. — P. 161—176; Radioactivity and Environmental Security in the Oceans: New Research and Policy Priority in the Arctic and North Atlantic: Proc. of the Intern. Conference, Woods Hole Oceanographic Institution., USA, 07—09 June 1993. — [S. l.], 1993. — P. 49—63.
352. *Khlopkin N. S., Gladkov G. A., Lystsov V. N. et al.* Assessment and prognosis of the state of nuclear installation of submarine “Komsomolets”: Report from Working Group under leadership of Academician N. S. Khlopkin / RRC “Kurchatov Institute”. — Moscow, 1994. — (Distributed by the Norwegian Defense Research Establishment, Kjeller, Norway).
353. *Kobzev V., Lavkovsky S., Pleskov A.* Application of the ISTI Project 101 for Assessment of Radiological Impact of Catastrophes with NPS, while in Transport for Dismantling // *J. of Environmental Radioactivity.* — 2005. — Vol. 83. — P. 31—33.
354. *Krosshavn M., Jørnstad H., Carroll J. et al.* Environmental Investigations in the Kara Sea and Eastern Barents Sea / FFI (Norwegian Defense Research Establishment). — Kjeller, Norway, 1998. — 55 p. — (FFI/RAP-PORT-98/04827).
355. *Kryshev I. I., Sazykina T. G.* Doses to marine biota from radioactive waste dumping in the fjords of Novaya Zemlya // *Radiation Protection Dosimetry.* — 1998. — Vol. 75 (1—4). — P. 253—256.
356. *Kryshev I. I., Sazykina T. G.* Radiological Consequences of Radioactive Contamination of the Kara and Barents Seas // *J. of Environmental Radioactivity.* — 1995. — Vol. 26, № 3. — P. 213—223.
357. *Kryshev I. I., Sazykina T. G., Kryshev A. I. et al.* Radioecological modelling and the computer codes for calculations of doses to marine biota and man in the Arctic // *Environmental Modelling & Software.* — 2001. — Vol. 16. — P. 697—709.
- 357a. *Large W., Yeager S.* The global climatology of an interannually varying air-sea flux data set // *Clim. Dyn.* — 2009. — Vol. 33, № 2—3. — P. 341—364.
358. *Matishov G. G., Matishov D. G., Namiatov A. A. et al.* Anthropogenic radionuclides in Kola and Motovsky Bays of the Barents Sea, Russia // *J. of Environmental Radioactivity.* — 1999. — Vol. 43. — P. 77—88.
359. *Miyake Yo., Saruhashi K.* Contents of caesium-137, plutonium and americium isotopes in the southern ocean waters // *Metereology and Geophysics.* — 1988. — Vol. 39, № 3. — P. 95—113.
360. *Montgomery H. A. C., Thorn N. S., Cockburn A.* Determination of Dissolved Oxygen by the Winkler Method and the Solubility of Oxygen in Pure Water and Sea Water // *J. Appl. Chem.* — 1964. — Vol. 14, № 7. — P. 280—296.
361. *Nagakura T., Maki Y., Tanaka N.* Safety evaluation on transport program of fuel at sea and test program on full scale cask in Japan // *Japan, PATRAM-78,* 1978. — 84 p.

362. *Nejdanov G.* Cs-137 contamination of sea water surrounding the “Komso-molets” nuclear submarine // Radioactivity and Environmental Security in the Oceans: New Research and Policy Priority in the Arctic and North Atlantic: Proc. of the Intern. Conference, Woods Hole Oceanographic Institution., USA, 07—09 June 1993. — [S. l.], 1993. — 1993. — P. 119—133.
363. *Nielsen S., Joensen H.* Recent trends of environmental radioactivity in Greenland and the Faroe Islands // Radioprotection. — 2008. — Pt. 1. — P. 436—439.
364. *Nikitin A. I.* Investigation of marine environment radioactive contamination in the Barents Sea: The work performed by Russian participants in 2006—2010. — Pscov, 2014. — 22 p.
365. *Nikitin A. I., Lavkovsky S. A., Tsaturov Y. S.* Time trend of the marine environment radioactive contamination in Abrosimov Bay of the Kara Sea (according to data of field studies in 1994 and 2002) // The 6th International Conference on Radioactivity in the Arctic & Antarctic, 2—6 Oct. 2005, Nice, France: Proceedings / Ed. by P. Strand, P. Borretzen, T. Jolle; Norwegian Radiation Protection Authority. — Osteras, 2005. — P. 190—193.
366. Norwegian-Russian expedition to the dump sites for radioactive waste in the open Kara Sea, the Tsvolki Fjord and the Stepovogo Fjord, September-October 1993: Cruise report from the Expedition on Board R/V Victor Buinitski, with some preliminary results / By L. Foyne and A. Nikitin. — [S. l.], 1993. — 63 p.
367. *Offrings H.* Raising the Kursk / Plantijn Casparie. — Utrecht, 2003. — 186 p. — ISBN 90-5179-108-9.
368. *Pavlov V. K.* Oceanographic Description of the Kara and Barents Seas / IAEA. — Vienna, 1994. — (Working Materials of the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP). Reproduced by the International Atomic Energy Agency as IAEA-IASAP-2).
369. *Pettersson H., Baxter M., Gastend J. et al.* Radionuclide Analysis of Samples from the 1995 Japanese—Korean— Russian Expedition to the Far Eastern Seas / Intern. Atomic Energy Agency (IAEA); Marine Environment Laboratory (MEL). — Monaco, 1996. — 31 p.
370. Pilot Study for the update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters: Final Report / EC. — Stockholm, 1999.
371. Predicted Radionuclide Release from Marine Reactors Dumped in the Kara Sea / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1997. — (IAEA-TEC-DOC-938).
372. Predicted Radionuclide release from marine reactors dumped in the Kara Sea: Report of the Source Term Working Group of the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP) / IAEA. — Vienna, 1997. — 47 p.
373. Radioactive contamination at dumping sites for nuclear waste in the Kara Sea (Results from the Russian-Norwegian 1993 expedition to the Kara Sea) / Joint Russian-Norwegian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. Nov. 1994. — Osteras: Norwegian Radiation Protection Authority, 1994. — ISBN 82-993079-3-7.
374. Radioactive contamination in the Russian Arctic: Report of Russian experts for AMAP / Eds.: M. Balonov, Yu. Tsaturov, B. Howard, P. Strand; AMAP Data-Centre for Radioactivity. — [S. l.], 1999. — (Report 1999: 1).
375. Radioactive Waste Disposal into the Sea / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1961. — (IAEA Safety Series No 5).
376. Radioactivity and Environmental Security in the Oceans: New Research and Policy Priority in the Arctic and North Atlantic: Proc. of the Intern. Conference, Woods Hole Oceanographic Institution, USA, 07—09 June 1993. — [S. l.], 1993. — 648 p.
377. Radioactivity in the Marine Environment / National Academy of Sciences. — Washington, 1971.
378. Radioactivity in the Marine Environment 2011: Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME): StrålevernRapport / Norwegian Radiation Protection Authority. — Østerås. — In prep.
379. Radioactivity monitoring of the Irish environment 2010—2011 / RPII. — [S. l.], 2012. — 267 p.
380. Radiological Conditions of the Western Kara Sea: Assessment of the Radiological Impact of the Dumping of Radioactive Waste in the Arctic Seas: Report of the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP) / IAEA. — Vienna, 1998.
381. Radionuclides in food and the environment, 2011. — Cefas, UK, 2012. — (RIFE-17).
382. Radionuclides in the Oceans (Inputs and Inventories) / Ed. by P. Guegueniat, P. Germain and H. Metivier; Inst. de Protection et de Surete Nucleaire. — [S. l.]: Les Editions de Physique, 1996. — 231 p.
383. Radionuclides in the Oceans (Proceedings of Part 1 of the International Symposium RADO-96/97: Inventories, Behaviour and Processes. Cherbourg-Octeville, France, 07—11 Oct. 1996) // Radioprotection. — 1997. — Vol. 32, C 2. — 422 p.
384. A report from an International Expert Group to the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) / P. Strand, M. Balonov, A. Aarkrog, J. M. Bowers, B. Hovard, A. Salo, Yu. Tsaturov; Norwegian Radiation Protection Authority. — Osteras, 1997. — (Arctic pollution issues: Radioactive contamination).

385. Report of the Sixteenth Consultative Meeting of the Contracting Parties to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, Resolution LC 16/14 / Intern. Maritime Organization (IMO). — London, 1993. — 24 p.
386. Resolution LDC 14(7): Report of the Seventh Consultative Meeting of the Contracting Parties to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, LDC 7/12 / Intern. Maritime Organization (IMO). — London, 1983. — 27 p.
- 386a. Risk and Environmental Impact Assessment Related to the Sunken Russian Submarine B-159 and Its Potential Recovery and Dismantling. — Moscow: IBRAE RAS, 2013. — 24 p.
- 386b. Risk and environmental impact assessment related to the sunken Russian submarine B-159 and its potential recovery and dismantling. — Moscow: Energy Safety Analysis Center of IBRAE RAN, 2014. — 33 p.
387. *Rissanen K., Ikaheimonen T. K., Matishov D. G., Matishov G. G.* Radioactivity levels in Kola Bay // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — Vol. 75, № 1—4. — P. 223—228.
388. *Rostmark S.* Freeze dredging — underwater freezing for sediment remediation and rescue of objects at sea bottom. — Sweden, Lulea, Univ. of Technology; the Hague, Netherlands, 2010. — 24 p. — (CEG IAEA Workshop 24—26 Febr. 2010).
389. *Ryan T. P., McMahon C. A., Dowdall A. et al.* Radioactivity monitoring of the Irish marine environment 2000 and 2001 / Radiological Protection Inst. of Ireland (RPII). — Dublin, Apr. 2003.
390. *Rydjord A. L., Salbu B.* Transport of isotopes from the Irish Sea / Nasjonale Miljøovervåkningsprogram radioaktivitet; Norwegian Univ. of Life Sciences. — [S. l.], 2011. — 17 p.
391. *Salbu B.* Dumping of radioactive waste and investigation of radioactive contamination in the Kara Sea: Summary of the 1992—1994 expeditions / Norwegian Univ. of Life Sciences. — [S. l.], 2011. — 22 p.
392. *Sapozhnikov Yu., Aibulatov A., Plishkin A.* Arctic Nuclear Waste Assessment Program Workshop. — Woods Hole: Oceanographic Institution, 1995.
393. *Sazykina T. G.* A Radioecological Model of Radionuclide Bioaccumulation in the Ecosystems of the Barents and Kara Seas // Environmental Radioactivity in the Arctic / Eds.: P. Strand and A. Cooke. — Ostersund, 1995. — P. 159—162.
394. *Sazykina T. G.* The regional radioecological model “Arctic” for predictions of radioactive contamination of the Barents and Kara seas // International Symposium on Marine Pollution: Extended Synopses. — Monaco: IAEA, 1998. — P. 339—340.
395. *Sazykina T. G., Kryshev I.* Current and potential doses from Arctic seafood consumption // Science of the Total Environment. — 1997. — Vol. 202. — P. 57—65.
396. *Sazykina T. G., Kryshev I. I.* Provision of the specific input data for an assessment of radiological of waste dumping into the Barents and Kara Seas / IAEA. — Vienna, 1994. — (Working Materials of the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP). Reproduced by the International Atomic Energy Agency as IAEA-IASAP-4).
397. *Sazykina T. G., Kryshev I. I., Kryshev A. I.* Doses to marine biota from radioactive waste dumping in the fjords of Novaya Zemlya // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — Vol. 75, № 1—4. — P. 253—256.
398. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment / IAEA. — Vienna. — (Technical Reports Series No. 422).
399. Sediment K_s and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1985. — (IAEA Technical Reports Series No. 247).
400. *Shishkin V.* Comprehensive project on management of SNF of the Alfa-class submarines and decommissioning of the SNF storage facility // CEG IAEA workshop on remediation of Gremikha site — Cadarache, 29—31 Oct. 2003. — Cadarache, 2003. — P. 23—53.
401. *Sivintsev U. V.* Review of Specified by the International Arctic Sea Assessment Program (IASAP). — [S. l.], 1995.
402. *Sivintsev Yu.* Monitoring of Radioactive Contamination in Surrounding of Sunken Nuclear Submarines // International Meeting on Assessment of Actual and Potential Consequences of Radioactive Waste into Arctic Seas (Oslo, Norway, 01—05 Febr. 1993): Working Materials of the International Atomic Energy Agency. — Vienna, 1993. — P. 75—80.
403. *Sivintsev Yu., Chernjaev A. M.* For how Long will Sea Water stay out of Contact with Radionuclides in Dumped Nuclear Reactors? // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — Vol. 75, № 1—4. — P. 199—202.
404. Sixth International Symposium on Environmental Radioactivity in the Arctic & Antarctic, NRPA, France, Nice, 2—6 Oct. 2005. — [S. l.], 2005.
405. *Smith J. N., Ellis K. M., Polyak L. et al.* 239, 240 Pu transport unto the Arctic Ocean from underwater nuclear tests in Chernaya Bay Novaya Zemlya // Continental Shelf Res. — 2000. — Vol. 20. — P. 255—279.
406. A Source of International to the Kara Sea and Barents Sea / Norwegian Defence Research Establishment. — Kjeller, Norway, 1998. — 55 p. — (FFI Report-98/04827; Project FFITOX/692/U-072). — ISBN 82-464-0290-0.

407. Sources of Radioactivity in the Marine Environment and their Relative Contributions to Overall Dose Assessment from Marine Radioactivity (MARDOS) / Intern. Atomic Energy Agency. — Vienna, 1995. — (IAEA-TEC-DOC-838).
408. A State of the Arctic Environmental Report / Arctic Pollution and Assessment Programme (AMAP). — Oslo, 1998. — 859 p. — (Arctic Pollution Issues).
409. *Stepanets O., Borisov A., Ligaev A., Vladimirov M.* Radiological investigations in Shallow Bays of Novaya Zemlya Archipelago in 2002—2004 // Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic (The 6st International Conference, Nice, France, 02—06 Oct. 2005) / Ed. by P. Strand, P. Borretzen and T. Jolle. — Osters, 2005. — P. 118—121.
410. *Stepanets O., Borisov A., Ligaev A. et al.* Radiological investigations in shallow bays of Novaya Zemlya Archipelago in 2002—2005 // J. of Environmental Radioactivity. — 2007. — Vol. 96, № 1—3. — Special Issue: Radioactivity in the Environment (including the Arctic and Antarctic).
411. *Strand P., Nikitin A. I., Rudjord A. L. et al.* Survey of Artificial Radionuclides in the Barents and the Kara sea // J. of Environmental Radioactivity. — 1994. — Vol. 25, № 1. — P. 99—112.
412. *Strand P., Rudjord A. L., Salbu B. et al.* Survey of artificial radionuclides in the Kara Sea // Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic (The First Intern. Conference, Kirines, Norway, 23—27 August 1993) / Ed. by P. Strand and E. Holm. — Osters, 1993. — P. 53—65.
413. Sunken Komsomolets Submarine. — Ch. 5.3.3.4 // Radionuclides in the Oceans (Inputs and Inventories) / Ed. by P. Guegueniat, P. Germain and H. Metivier; Inst. de Protection et de Surete Nucleaire. — [S. l.]: Les Editions de Physique, 1996. — P. 113—114.
414. A Survey of Artificial Radionuclides in the Kara Sea. Results from the Russian—Norwegian 1992 Expedition to the Barents and Kara Seas / Joint Russian-Norwegian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination of the Northern Seas. — [S. l.], 1993. — 91 p.
415. Survey of artificial radionuclides in the Kara Sea (Results from the Russian-Norwegian 1992 expedition to the Barents and Kara Sea) / Joint Russian-Norwegian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. — Osters: Norwegian Radiation Protection Authority, 1994. — ISBN 82-993079-1-0.
416. *Suss H. et al.* Corrosion Rates and Evaluation of structural Materials on the North Atlantic Continental Rise. — [S. l.], 1982. — (Report KAPL-4135).
417. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung: Jahresbericht 2012 / Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). — [S. l.], 2014. — In prep.
418. *Vakulovsky S., Nikitin A., Chumichev V., Malyshev S.* Radioactive contamination of the Barents and Kara Seas // International Meeting on Assessment of Actual and Potential Consequences of Radioactive Waste into Arctic Seas (Oslo, Norway, 01—05 Febr. 1993): Working Materials of the International Atomic Energy Agency. — Vienna, 1993.
419. *Vikebø F. B., Husebø Å., Slotte A. et al.* Impact of hatching date, vertical distribution and inter-annual variation in physical forcing on northward displacement and temperature conditions of Norwegian spring spawning herring larvae (*Clupea harengus* L.) // ICES J. of Marine Science. — 2010. — Vol. 67. — P. 1710—1717.
420. *Walden B.* Recovery of Low Level Radioactive Waste Package Retrieveds from Deep Ocean Disposal Site / U.S. Environmental Protection Agency. — Washington, DC, 1990. — (EPA 520/1-90-027).
421. *Yefimov E.* Radionuclides composition, characteristics of shielding barriers and analyses of weak points of the dumped reactors of submarine No. 601: Working material of the International Arctic Seas Assessment Project IAEA-IASAP-6. — Vienna, 1994.

Научное издание

*Ашот Аракелович Саркисов,
Юрий Васильевич Сивинцев,
Валентин Леонидович Высоцкий,
Владимир Семенович Никитин*

**АТОМНОЕ НАСЛЕДИЕ
ХОЛОДНОЙ ВОЙНЫ НА ДНЕ АРКТИКИ.
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ТЕХНИКО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ РЕАБИЛИТАЦИИ МОРЕЙ**

*Утверждено к печати Ученым советом
Института проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук*

Литературный редактор *А. И. Иоффе*

Дизайн и верстка *Е. Л. Наконечная*
Редактор *И. Е. Суркова*

Иллюстрации приведены в авторской редакции

Формат 60 x 90 ¹/₁₆. Бумага офсетная 80 г/м²
Печать офсетная. Гарнитура «Оффицина»
Уч.-изд. л. 43,75. Тираж 510 экз. Заказ 74171

Заказное

Отпечатано с готовых диапозитивов типографией 000 «Издательство Юлис»