

Развитие системы мониторинга радиационной обстановки на территории России

Под редакцией В.М. Шершакова

2020

УДК
ББК

Развитие системы мониторинга радиационной обстановки на территории России. Под редакцией доктора техн. наук В.М. Шершакова. М.: ООО «Информполиграф». 2020.

Авторы – В.Г. Булгаков, С.М. Вакуловский, И.И. Крышев,
В.Д. Гнилomedов, М.Н. Каткова, Е.К. Гаргер, В.Д. Уваров, О.Н. Полянская,
И.А. Куприянова, В.Н. Яхрюшин, А.А. Сапожникова, А.А. Бурякова,
А.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина, И.В. Косых, Н.Н. Павлова

ISBN

ВВЕДЕНИЕ

С началом атмосферных испытаний ядерного и термоядерного оружия на отечественных и зарубежных полигонах в 1945 – 1953 годах радиоактивное загрязнение приобрело глобальный характер. Возникла необходимость контроля радиационной обстановки на всей территории СССР, а не только в районах испытаний.

29 августа 1949 года на Семипалатинском полигоне был произведён первый в СССР ядерный взрыв мощностью 20 килотонн. Через 7 дней после взрыва была проведена первая радиационная разведка в районе полигона с помощью дозиметров, установленных на самолёте и автомобиле. Маршрут наземных и авиационных измерений представлен на рисунке 1.

Проведённые измерения показали, что радиоактивный след распространился далеко за пределы полигона на расстояние до 600 км от места взрыва.

Результаты обследования воздействия первого ядерного взрыва и нескольких последующих на прилегающие районы и оценка масштабов воздействия послужили толчком к организации контроля радиационной обстановки не только на ядерных полигонах и прилегающих к ним районах, но и на всей территории страны.

В 1954 году руководитель советской ядерной программы И.В. Курчатов поручил выдающемуся учёному-геофизику Е.К. Фёдорову создать институт

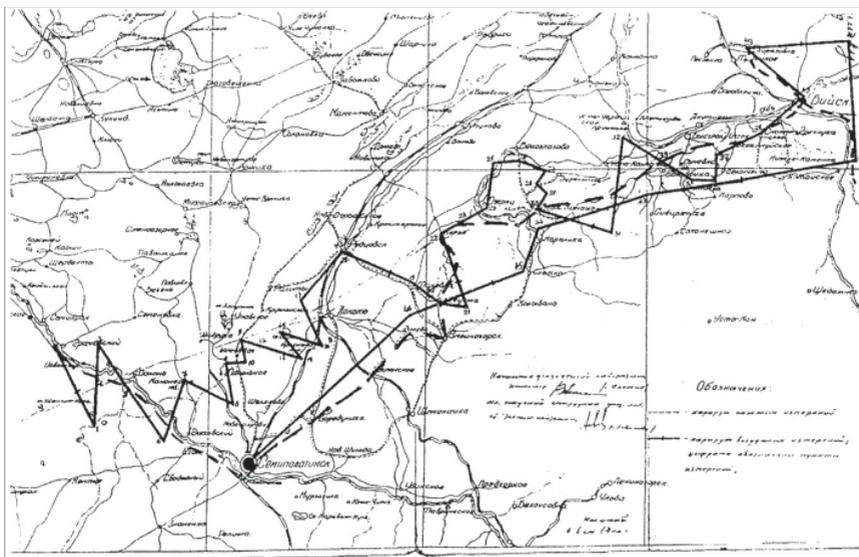


Рис. 1. Маршруты наземных и воздушных измерений интенсивности гамма-излучения следа радиоактивного облака ядерного взрыва на Семипалатинском полигоне (5 – 13 сентября 1949 г.).

для исследования распространения в окружающей среде радиоактивных продуктов ядерных взрывов, который затем получил название «Институт прикладной геофизики» (ИПГ). Первоочередной задачей для сотрудников этого института стало создание комплекса приборов и разработка методики их использования для радиационного контроля атмосферы и местности. Испытывались эти приборы в реальных условиях радиоактивно загрязнённых территорий.

Эту работу возглавил тогда молодой физик Ю.А. Израэль. Именно тогда была разработана конструкция самолётного радиометра ИПГ-54, который многократно использовался в последующие годы.

С марта 1954 года на 120 метеостанциях начались регулярные наблюдения за атмосферными выпадениями радионуклидов с помощью горизонтальных планшетов по всей территории страны на базе сети метеостанций.

В ноябре 1955 года на Семипалатинском полигоне была взорвана самая мощная на тот период термоядерная бомба (около двух мегатонн). Ю.А. Израэль с сотрудниками провёл обследование места взрыва и прилегающей территории. Впоследствии годы на Семипалатинском и начиная с 1955 года

на Новоземельском полигонах продолжались испытания ядерных и термоядерных зарядов большей мощности.

Реальная радиационная обстановка на территории страны, возникшая в результате проведения ядерных испытаний, обусловила острую необходимость в прогнозе радиоактивного загрязнения объектов природной среды. Для этого было необходимо кроме данных о мощностях доз гамма-излучения на местности и в атмосфере иметь данные об изотопном составе радиоактивного загрязнения. Поэтому директор ИПГ Е.К. Фёдоров принял решение пригласить в институт специалистов, способных изготовить гамма-спектрометры, которые можно было бы эксплуатировать не только в лабораторных условиях, но и устанавливать на самолётах, кораблях, автомобилях. Это позволяло организовать регулярные наблюдения за состоянием радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды на территории всей страны.

В феврале 1961 года Постановлением Правительства СССР была создана Общегосударственная радиометрическая служба на базе территориальных подразделений и научно-исследовательских институтов ГУГМС при Совете Министров СССР. Основу создаваемой Общегосударственной радиометрической службы составили метеостанции, метеопосты, гидрологические станции, морские обсерватории. Формированием службы руководила Нина Константиновна Гасилина. Основными задачами радиометрической службы были определены:

1. Организация систематических и оперативных наблюдений за состоянием радиоактивного загрязнения объектов природной среды;
2. Сбор, анализ, обобщение информации о состоянии радиоактивного загрязнения объектов природной среды и передача её в директивные органы и заинтересованные ведомства;
3. Прогноз изменения радиационной обстановки и предупреждение о её возможном ухудшении с целью оптимизации мер по защите здоровья населения.

Первый отчёт, в котором были обобщены данные о радиоактивном загрязнении территории страны по результатам наблюдений на гидрометеостанциях и постах за второй и третий кварталы 1962 года, был подготовлен под руководством Н.К. Гасилиной (рис. 2).

В отчёте были приведены данные о суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей, атмосферных выпадений и почвы. Мониторинг каждого из этих объектов природной среды выполнялся разными научными организациями Росгидромета. В середине 1963 года было принято решение

Объединить методическое руководство радиационным мониторингом в одной организации. Выполнение этой задачи было возложено на заместителя директора Института прикладной геофизики Г.А. Середу. Ему было поручено организовать для выполнения научно-методического руководства радиометрической сетью подразделение ИПГ в г. Обнинске. Были созданы радиометрические лаборатории, проводившие регулярные наблюдения по единому регламенту и единым методическим указаниям.

В настоящее время научно-методическое руководство работой сети радиационного мониторинга (СРМ), а также сбор, анализ, обобщение и архивацию информации, получаемой на территориальном и региональном

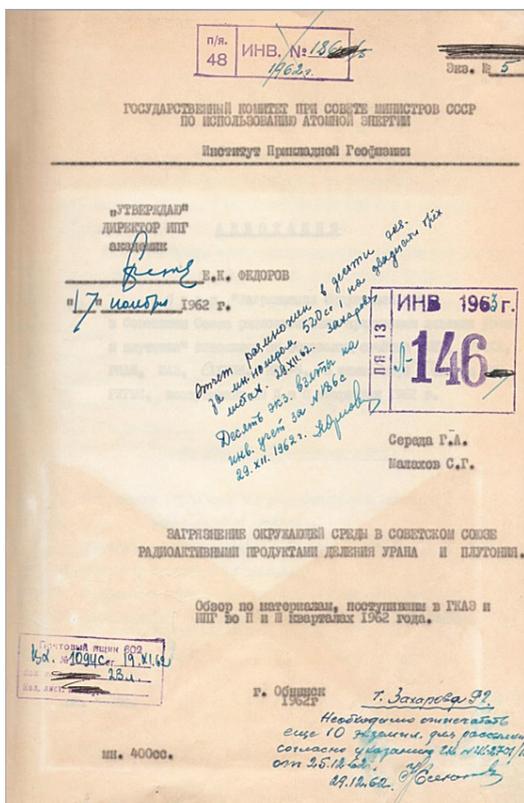


Рис. 2. Титульный лист первого отчёта о радиоактивном загрязнении территории страны по результатам наблюдений на гидрометеостанциях и постах (II и III кварталы 1962 года)

уровнях, осуществляет лаборатория ИПМ (Института проблем мониторинга окружающей среды ФГБУ «НПО «Тайфун», г. Обнинск). Лаборатория носит название «Лаборатория научно-методического руководства сети радиационного мониторинга Росгидромета».

По состоянию на начало 2020 года количество пунктов наблюдения СРМ Росгидромета на территории Российской Федерации было следующим:

1 277 – по измерению МАЭД;

360 – по отбору проб выпадений;

53 – по отбору проб аэрозолей;

32 – по отбору проб атмосферных осадков для определения содержания в них трития;

15 – по отбору проб воды из рек для определения содержания в них трития;

43 – по отбору проб воды из пресных водоёмов для определения содержания в них ^{90}Sr ;

10 – по отбору проб морской воды для определения содержания в них ^{90}Sr ;

10 – по отбору проб морского грунта на содержание гамма-излучающих радионуклидов.

На СРМ Росгидромета работают 38 радиометрических групп и лабораторий. Из них 22 выполняют γ -спектрометрический анализ проб аэрозолей и атмосферных выпадений, 5 – радиохимический анализ и одна лаборатория (ФГБУ «НПО «Тайфун») выполняет определение трития и изотопов плутония.

1. Организация государственной радиометрической службы и регулярных наблюдений на территории страны

Регулярные наблюдения за выпадениями радиоактивных продуктов ядерных взрывов, содержащихся в атмосфере, на поверхность земли с помощью горизонтальных планшетов на территории СССР начались с марта 1954 года на 120 метеостанциях. Организацию наблюдений на станциях осуществили заместитель руководителя Главного управления гидрометеослужбы (ГУГМС) при СМ СССР Валентин Игнатьевич Корзун и на полярных метеостанциях – заместитель начальника Севморпути Евгений Иванович Толстик. С метеостанций экспонированные планшеты направлялись для радиометрического и изотопного анализов в Москву, в Институт атомной энергии, в подразделение, которым руководил академик Исаак Константинович Кикоин. Накопленный за 6 лет опыт работы показал, что целесообразно весь цикл наблюдений за состоянием радиоактивного загрязнения объектов природной среды сосредоточить в одном ведомстве. Поэтому Правительство СССР 4 февраля 1961 года издало Постановление о создании на базе территориальных подразделений и научно-исследовательских институтов Главного управления Гидрометеослужбы при Совете Министров СССР Общегосударственной

радиометрической службы. В этом же году рядом заинтересованных министерств был подготовлен документ «Положение об Общегосударственной радиометрической службе и информации». Основными задачами определялось следующее.

1. Организация систематических и оперативных наблюдений за состоянием радиоактивного загрязнения объектов природной среды.

2. Сбор, анализ, обобщение информации о состоянии радиоактивного загрязнения объектов природной среды и передача её в директивные органы и заинтересованные ведомства.

3. Прогноз изменения радиационной обстановки и предупреждение о её возможном ухудшении с целью оптимизации мер по защите здоровья населения.

Первая страница этого документа представлена на рис. 1.1.

Рабочим аппаратом Общегосударственной радиометрической службы был назначен Второй отдел ГУГМС во главе с Ниной Константиновной Гасиловой, под непосредственным руководством которой проходило формирование подразделений радиометрической службы. Методическое руководство территориальными подразделениями службы было возложено на ЦАО, ГГО, ГХИ, ГОИН по профилю их работы. Первый отчёт, в котором были обобщены данные о радиоактивном загрязнении территории страны по результатам наблюдений на гидрометеостанциях и постах в июле – декабре

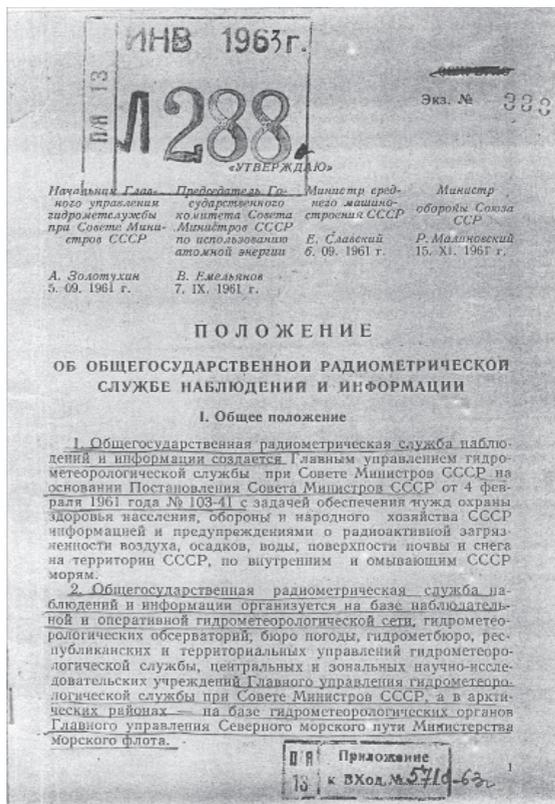


Рис.1.1. Первый лист Положения
об Общегосударственной радиометрической службе

1961 года, был подготовлен под руководством Н.К. Гасилиной. В отчёте были приведены значения суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей, атмосферных выпадений и почв. Данные об изотопном составе радиоактивных аэрозолей в приземной атмосфере в г. Обнинске, включая «свежие» продукты деления, источником которых были термоядерные взрывы на Новоземельском и Семипалатинском полигонах, были получены в 1962 году.

Ниже представлены первые данные о содержании техногенных радионуклидов в приземной атмосфере в г. Обнинске, полученные с помощью сцинтилляционного детектора в сочетании с многоканальным амплитудным анализатором типа АМА-ЗС (рис. 1.2).

Концентрация радиоизотопов в приземном слое атмосферы по данным гамма-спектрометрического анализа Табл. 3

№ пп	Изотоп	Энергия γ -квант в Кев	Квантовый выход (с учётом e/μ)%	Концентрация в 10^{-12} кюри/м ³			Проба от I.XI.63.	
				Проба от 3.XI.62.	Проба от 4.XI.62.	Проба от 5.XI.62	Изотоп	Концентрация в 10^{-12} кюри/м ³
1	Mo-99 + Tc-99m	140	90	79	21,6	1,37	Ce-I41 } ~ 0,54 Ce-I44 }	
2	Te-I32	230	95	51	8	-		
3	I-I32*			51	8	-		
4	Ce-I41	145	47	23,4	6,9	1,43	Zr-95 } ~ 0,35 Nb-95 }	
5	Xa-I40	1460	94	20,4	6,6	0,36		
6	Ba-I40*			19,2	6,2	0,32		
7	Ru-I03	490	90	8,8	3,2	0,61	Ru-I06 } ~ 0,27 Rh-I06 Ru-I03 Rh-I03 }	
8	I-I31	360	80	8,0	0,19	0,11		
9	Zr-95	760	97	3,6	1,24	0,68		
10	Nb-95*			0,64	0,21	0,13		
Суммарная активность по данным гамма-спектрометрии и β -измерений:				$\Sigma\gamma$ - 265	62	5,0		
				$\Sigma\beta$ - 400	108	10,1		

Рис. 1.2. Данные об изотопном составе в приземной атмосфере г. Обнинска в ноябре 1963 года

В июне 1963 года приказом начальника ГУГМС отраслевые институты – ЦАО, ГГО, ГХИ и ГОИН – были освобождены от методического руководства территориальными радиометрическими подразделениями. Одновременно функции руководства Общегосударственной радиометрической сетью были возложены на Институт прикладной геофизики (ИПГ).

Директором ИПГ академиком Е.К. Фёдоровым было принято решение сосредоточить проведение работ по изучению радиоактивного загрязнения окружающей среды продуктами ядерных взрывов на Обнинском полигоне ИПГ, впоследствии преобразованного в отделение ИПГ, филиал ИПГ.

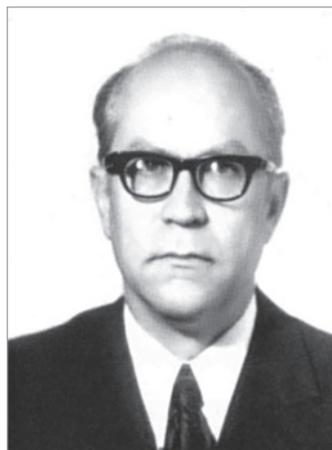
В 1968 году он преобразован в самостоятельный институт экспериментальной метеорологии (ИЭМ), на базе которого и подразделений ЦКБ ГМП в 1986 г. было организовано научно-производственное объединение «Тайфун». Первым руководителем Обнинского полигона стал Г.А. Середа. На Обнинском полигоне начали работать специально приглашённые для этой цели С.М. Вакуловский, Ц.И. Бобовникова, Я.И. Газиев, И.Л. Кароль, С.Г. Малахов, К.П. Махонько, А.Н. Силантьев, внесшие впоследствии выдающийся вклад в изучение процессов радиоактивного загрязнения окружающей среды и научно-методическое обеспечение радиационного мониторинга.

На Обнинском полигоне начала создаваться система сбора, обработки и обобщения информации о радиационной обстановке на территории страны с составлением ежеквартальных, полугодовых и ежегодных обзоров, которые с 1985 г. выпускаются в форме ежегодников. Основным составителем этих обзоров был С.Г. Малахов, а с 1972 г. – К.П. Махонько.

К.П. Махонько внёс значительный вклад в организацию Государственной системы радиационного мониторинга и её научно-методическое обеспечение. Под руководством К.П. Махонько и при его непосредственном участии разработан комплекс методик, позволяющий всем подразделениям системы радиационного мониторинга Росгидромета работать по единой методологии, на однотипном оборудовании и получать надёжные результаты о состоянии радиационной обстановки на территории страны.

В 1964 г. на Обнинский филиал ИПГ было возложено научно-методическое руководство всей сетью наблюдений за радиоактивным загрязнением воздуха, воды и почвы на территории страны, включая работы по радиоизотопному анализу этих проб.

В 1966 – 1968 гг. был подготовлен и издан Гидрометеоиздатом в четырёх частях «Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды» в качестве руководства для организаций, осуществляющих контроль за радиоактивным загрязнением окружающей среды техногенными радионуклидами. Специально для радиометрической



Константин Павлович Махонько (1928 – 2002), ведущий учёный в области радиационного мониторинга окружающей среды и ядерной метеорологии

сети специалистами ИЭМ был разработан и в 1975 г. издан Гидрометеоиздатом Руководящий документ. Он носил название «Наставление гидрометеорологическим станциям и постам». Выпуск 12 назывался «Наблюдения за радиоактивным загрязнением природной среды». Затем этот документ был переработан и актуализирован в последующих изданиях, вышедших в 1982 и в 2015 годах [2].

Из других методических разработок ИЭМ и НПО «Тайфун» отметим «Методику массового спектрометрического анализа проб природной среды» /под редакцией А.Н. Силантьева и К.П. Махонько. Л.: Гидрометеоиздат, 1984/, «Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов» /под редакцией С.М. Вакуловского. М.: Гидрометеоиздат, 1986/ и «Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС /под редакцией К.П. Махонько. Л.: Гидрометеоиздат, 1990/, используемое не только в системе Росгидромета, но и другими ведомствами, занимающимися контролем радиационной обстановки вокруг радиационно опасных объектов.



Аркадий Никитич Силантьев (1927 – 2002), ведущий учёный в области разработки и внедрения в практику методики спектрометрического анализа содержания радионуклидов в объектах окружающей среды. Фото на борту теплохода «Леонид Собинов», Чёрное море, научный семинар Ядерного общества СССР «Экология АЭС», июнь 1991 год

Основу сети наблюдательных пунктов Общегосударственной радиометрической службы составили метеостанции, метеопосты, гидрологические станции и морские обсерватории. Пункты наблюдения были оснащены средствами отбора проб компонентов окружающей среды. Были созданы радиометрические лаборатории, проводившие регулярные наблюдения по единому регламенту и единым методикам.

К началу 70-х годов прошлого столетия на территории СССР велись наблюдения за мощностью экспозиционной дозы гамма-излучения в 2 109 пунктах. Наблюдения за атмосферными выпадениями радиоактивных веществ велись в 510 пунктах; за концентрацией радиоактивных веществ в приземной атмосфере – в 86 пунктах. Наблюдения за содержанием криптона-85 велись в трёх пунктах, а наблюдения за содержанием стронция-90 – на 69 реках и озёрах, за содержанием трития в

атмосферных осадках и реках – в 40 пунктах, за содержанием стронция-90 в морях, омывающих территорию страны, – на 45 морских станциях. Данные регулярных наблюдений анализировались, обобщались и представлялись начиная со второго полугодия 1961 года в виде ежеквартальных, полугодовых, а с 1963 года по настоящее время – в виде ежегодных отчётов.

После подписания в августе 1963 года Московского договора о прекращении испытаний ядерного оружия в атмосфере на земле и под водой были разрешены только подземные испытания ядерного оружия, но при условии недопущения выхода радиоактивных продуктов взрыва за пределы государственных границ. Поэтому возникла новая задача по контролю трансграничного переноса радиоактивных изотопов с использованием наземных, морских, авиационных систем контроля. И если при контроле радиационной обстановки на полигонах после наземных взрывов необходимо было иметь аппаратуру для измерения высоких уровней загрязнения, то для решения новой задачи было необходимо разработать и внедрить в практику работы методы измерения радиоактивных изотопов на сверхнизком уровне. Этой деятельностью руководил Юрий Антониевич Израэль, занимая должности директора ИПГ, первого заместителя и руководителя Гидрометеослужбы СССР.

Наблюдения за радиоактивным загрязнением компонентов природной среды (ПС) включают систематические стационарные наблюдения и экспедиционные обследования по специальным программам. В ходе систематических стационарных наблюдений проводятся отбор и первичная обработка проб радиоактивных аэрозолей, радиоактивных выпадений, жидких и твёрдых атмосферных осадков, поверхностных вод.

В отобранных и подготовленных пробах проводятся измерения активности проб, измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) или её амбиентного эквивалента (МАЭД).

Измерение активности проб включает:

- МЭД проб радиоактивных аэрозолей и радиоактивных выпадений (носимым дозиметром непосредственно на месте отбора проб);
- суммарной бета-активности в пробах радиоактивных аэрозолей и радиоактивных выпадений;
- изотопного состава методом гамма-спектрометрии и радиохимии при наличии оборудования и специалистов.

При выборе места для наблюдательного пункта, которые размещаются на территориях гидрометеорологических станций и постов,

гидрометеорологических обсерваторий, радиометрических лабораторий, или других учреждений Росгидромета, необходимо исключить влияние локальных хозяйственных и природных объектов.

Отбор проб поверхностных пресных вод производится на гидрологических станциях. Пробы воды отбираются из поверхностного слоя (глубиной не более 0,5 м) на рейдовой вертикали с гидрометрической переправы, лодки или катера, из болот – пешим проходом.

Отбор проб морской воды производится в морских гидрометеорологических обсерваториях.

Отбор проб радиоактивных аэрозолей, радиоактивных выпадений, атмосферных осадков проводится при любых погодных условиях с использованием ВФУ (воздухофильтрующая установка), планшетов или универсальных сборников радиоактивных выпадений, сборников атмосферных осадков. ВФУ для отбора проб радиоактивных аэрозолей размещается в защитном домике (сборно-разборного типа) или в защитном павильоне (контейнерного типа), в котором имеются жалюзи для свободного поступления наружного воздуха. К установке подводится силовой кабель, обеспечивается заземление, грозозащита и освещение внутри помещения.

Планшет или универсальный сборник для отбора проб радиоактивных выпадений устанавливается на специальной стойке высотой не менее 1 м. В районах с высоким снежным покровом сборник устанавливается на большей высоте, превышающей мощность снежного покрова.

Измерение МЭД носимым дозиметром выполняется на высоте 1 метра.

1.1. Средства и методы радиационного мониторинга приземной атмосферы

Отбор проб радиоактивного йода из приземного слоя атмосферы осуществляется с помощью автоматизированных воздухофильтрующих установок путём прокачки атмосферного воздуха через систему накопительных фильтров, технические характеристики которых приведены в таблице 1.1.

В настоящее время существует два типа установок:

- УВФ-2 с радиационным блоком для установок в 100-километровых зонах радиационно опасных объектов (РОО);

- УВФ-1 без радиационного блока для установки на остальных пунктах наблюдения.

Таблица 1.1.

Основные технические характеристики ВФУ

Технические характеристики	Типы и величины технических характеристик ВФУ					
	УВФ 1(2)	Тайфун-3А	Тайфун-3А	Тайфун-3А	Тайфун-4	Тайфун-5(5М)
Производительность, м ³ /ч	800 – 1300	1 900	3 000	4 800	800	4 800
Потребляемая мощность, кВт	1,1-4,5	4,5	8	8	2,2	11
Размер фильтра, мм	900 x 750	650 x 500	650 x 500	1500 x 650	750 x 650	1425 x 750

Воздухофильтрующие установки имеют ряд принципиальных качеств, основными из которых являются:

- высокая точность измерения интегрального расхода прокаченного воздуха;

- УВФ-1 обеспечивает автоматическое включение установки на период отбора пробы, непрерывное измерение объёма воздуха, прокачиваемого за время экспозиции пробы;

- УВФ-2 с радиационным блоком, кроме перечисленных выше возможностей, обеспечивает автоматическое непрерывное измерение поверхностной суммарной бета-активности и экспозиционной дозы под накопительным фильтром. Эта информация отображается на дисплее (объём прокаченного воздуха, поверхностная бета-активность и мощности дозы гамма-излучения), затем через интерфейс по каналам связи передаётся на удалённый компьютер. Компьютер обеспечивает дистанционное управление УВФ-2 – сбор, накопление, обработку и анализ данных, подачу «тревожного сигнала» для оператора в случае резкого увеличения содержания техногенных радионуклидов в воздухе.

В качестве накопительных фильтров для отбора проб радиоактивных аэрозолей используется фильтрующий материал.

Для отбора молекулярной фракции радиоактивного йода используется сорбционно-фильтрующий материал. В качестве накопительного фильтра для отбора проб молекулярной фракции радиоактивного йода можно использовать фильтры из других материалов с коэффициентами проскока не более 5 % для газообразных соединений радиоактивного йода при скорости прокачиваемого воздуха 20 см/с.

Сроки отбора проб приземного воздуха

Отбор проб радиоактивных аэрозолей и молекулярной фракции радиоактивного йода проводится круглогодично, независимо от температуры окружающего воздуха. Отбор производится непрерывно с экспозицией 5 суток, останавливается ВФУ только на время замены фильтров. Смена фильтров производится в 7 ч 30 мин местного времени через каждые 5 суток.

Изменение сроков отбора проб радиоактивных аэрозолей возможно в случаях:

- лесных, торфяных и других пожаров, пыльных бурь в районе расположения ВФУ;
- объявления Росгидрометом режима повышенной готовности на некоторых территориях (например, в случае трансграничного переноса радионуклидов с территорий соседних государств);
- объявления о нештатной или аварийной ситуации на РОО в районе расположения метеостанции или поста;
- специального распоряжения Росгидромета.

При продолжительных или больших по площади пожарах и пыльных бурях из-за сильного задымления или запыления воздуха накопительные фильтры на ВФУ загрязняются. Объем прокачки воздуха из-за увеличения сопротивления фильтров значительно снижается, и электродвигатель вентилятора может выйти из строя. В таких ситуациях на ВФУ, отбирающих пробы с 5-суточной экспозицией, переходят на отбор проб с суточной экспозицией или меньшей, в зависимости от задымления (запыления) воздуха.

Отбор проб атмосферных выпадений

Для отбора проб радиоактивных выпадений с суточной экспозицией применяют планшет из медицинской марли с рабочей поверхностью 55 на 55 см, площадью 0,3 м², установленный на специальной стойке.

Для отбора проб радиоактивных выпадений с месячной экспозицией применяют универсальный сборник радиоактивных выпадений, состоящий из квадратной кюветы со стороной 55 см и высотой стенок 50 см, внутрь которой вкладывается разъемная рамка с экспонируемой марлей, зажатой между двумя редкими сетками.

Универсальный сборник радиоактивных выпадений совмещает в одной конструкции возможность оперативного отбора суточных проб для оценки уровней активности радиоактивных выпадений в случае нештатной

ситуации и возможность отбора месячных проб для количественных измерений активности радиоактивных выпадений в обычном режиме работы.

Отбор проб суточных радиоактивных выпадений с помощью планшетов проводится в период с 7 ч 30 мин местного времени текущих суток до 7 ч 30 мин следующих суток. Сбор радиоактивных выпадений с месячной экспозицией универсальным сборником радиоактивных выпадений осуществляется в период с 7 ч 30 мин местного времени первого числа текущего месяца до 7 ч 30 мин первого числа следующего месяца.

Отбор проб атмосферных осадков сборником атмосферных осадков производится в течение месяца с целью измерения содержания трития, входящего в состав воды.

1.2. Средства и методы радиационного мониторинга местности

Мониторинг радиоактивного загрязнения местности осуществляется путём измерения МАЭД и определения содержания радионуклидов в почве методом гамма-спектрометрии. Измерение МАЭД проводится для оперативной оценки радиационной обстановки в пункте наблюдения на высоте одного метра от поверхности носимыми дозиметрами или автоматическими средствами. В качестве носимых дозиметров используются профессиональные носимые дозиметры со следующими техническими характеристиками:

- диапазон измерения МАЭД от 0,05 мкЗв/ч до 1,0 Зв/ч;
- диапазон энергий гамма-излучения от 0,05 до 3,0 МэВ;
- предел основной относительной погрешности измерения – не более 20 %.

Допускается использование дозиметров с более низким верхним пределом измерения МАЭД при условии, что на пункте наблюдения имеется поверенный войсковой дозиметр, имеющий следующие технические характеристики:

- диапазон измерения от 50 мкР/ч (0,5 мкЗв/ч) до 200 Р/ч (2 Зв/ч);
- диапазон энергий гамма-излучения от 0,085 до 1,25 МэВ;
- предел основной относительной погрешности измерения – не более 30 %.

На некоторых метеостанциях для измерения МАЭД установлены автоматические дозиметры, обеспечивающие непрерывную регистрацию.

Автоматические дозиметры должны иметь технические характеристики не ниже характеристик носимых дозиметров. Все используемые средства измерений должны проходить метрологическую поверку в установленном порядке и иметь свидетельство об этом.

Для получения информации об изотопном составе радиоактивного загрязнения почвы используются два метода:

- метод отбора проб с последующим лабораторным гамма-спектрометрическим и радиохимическим анализом (метод массового гамма-спектрометрического анализа проб почв был разработан в начале 1960-х годов А.Н. Силантьевым, им же этот метод был внедрён в практику);

- метод измерений с помощью гамма-спектрометров, установленных на автомобилях или авиационных средствах.

Первый метод используется для регулярной оценки воздействия РОО на радиационную обстановку в штатных условиях эксплуатации, определения радиационного фона, а также оценки радиоактивного загрязнения территорий в результате аварий и инцидентов. Отбор проб почвы производится в зонах наблюдений РОО один раз в год при отсутствии аварийных выбросов.

Второй метод необходимо использовать в случаях аварийных выбросов, в результате которых происходит радиоактивное загрязнение больших территорий и появляется необходимость в получении оперативной информации о степени загрязнения, для принятия решений о мерах защиты населения, проживающего на загрязнённой территории.

1.3. Средства и методы радиационного мониторинга водных объектов

Радиационный мониторинг водных объектов, загрязнение которых обусловлено прежде всего глобальными радиоактивными выпадениями от испытаний ядерного оружия, осуществляется радиометрическими подразделениями Гидрометеослужбы путём регулярных наблюдений за содержанием стронция-90 и трития в пресноводных и морских водоёмах.

Отбор проб поверхностных вод пресных водотоков и водоёмов для определения содержания стронция-90 производится на гидропостах, радиохимический анализ – в региональных радиометрических лабораториях, входящих в систему радиационного мониторинга Росгидромета. Время отбора

и количество отбираемых в течение года проб устанавливается в зависимости от радиационной обстановки на территории проведения наблюдений и гидрологических режимов водоёмов и водотоков. Количество проб устанавливается по согласованию с ФГБУ «НПО «Тайфун».

На загрязнённых территориях и в 100-км зонах радиационно опасных объектов количество проб воды, отбираемых из водотоков и водоёмов, может достигать 12 проб за год (ежемесячно). В остальных регионах из водоёмов и водотоков отбираются не менее 4 проб за год. Сроки отбора пробы воды устанавливаются в зависимости от уровня воды в водном объекте и времени года. При этом два отбора проб следует приурочивать к летней и зимней межени; один – перед ледоставом осенью и один – весной к паводку (при максимальном уровне воды).

Средства отбора проб

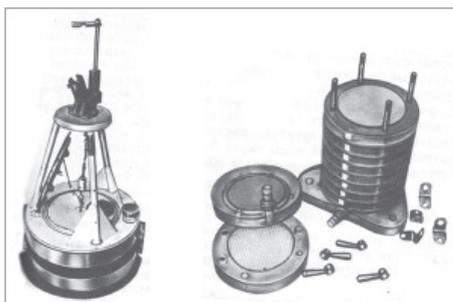
На рис.1.3 слева представлен пробоотборник «Медуза», с помощью которого проводится отбор 500 – 1 000 л воды на борт судна за 1 час с одновременной прокачки воды через селективный сорбент.

На рисунке справа представлен пробоотборник «Спрут», предназначенный для отбора проб воды с глубины до 300 м. Скорость прокачки через шланг длиной в 300 м и контейнер с сорбентом составляет 500 – 600 л/час.

На рис. 1.4 слева представлен мягкий батометр БМС в сложенном виде. Разработка конструкции такого батометра позволила отказаться от использования громоздких неудобных для транспортирования металлических батометров объёмом в 200 л. Справа представлена фильтровальная установка «Мидия», которая позволяет при отборе проб



*Рис. 1.3. Пробоотборник «Медуза»
и шланговый пробоотборник «Спрут»*



*Рис. 1.4. Мягкий батометр БМС-200 и
фильтровальная установка «Мидия»
(справа)*

воды отделять радионуклиды, находящиеся на взвешенной части от растворённых радионуклидов.

Для экспрессной оценки радиоактивного загрязнения воды и донных отложений были разработаны, изготовлены и использованы в практической работе конструкции погружных гамма-спектрометров. На рис. 1.5 слева представлен погружной гамма-спектрометр «Волокуша» для экспрессной оценки содержания радионуклидов в воде, справа представлен гамма-спектрометр «Кальмар» для экспрессной оценки радиоактивного загрязнения донных отложений. В спектрометрах используются сцинтилляционные детекторы, соединённые с фотоэлектронными умножителями, сигналы от которых поступают через кабель-трос к многоканальному амплитудному анализатору на борт судна.

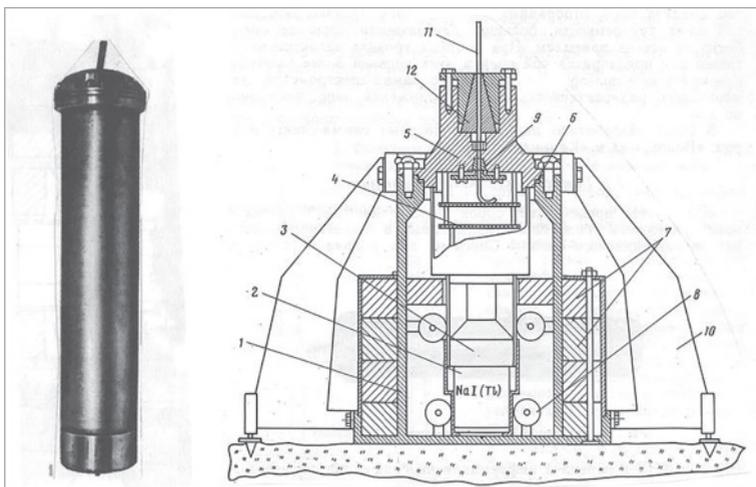


Рис. 1.5. Подводный гамма-спектрометр «Волокуша» (слева) и схема подводного гамма-спектрометра «Кальмар» (справа)

Контроль содержания чистых бета-излучающих изотопов, таких как ^{90}Sr , ^{89}Sr осуществляется методами радиохимического выделения из проб воды с последующим измерением на радиометрических установках. Необходимый минимальный объём воды для получения надёжного результата определяется чувствительностью установки. В начале 1960-х годов для надёжного определения ^{90}Sr в морской воде отбирались пробы объёмом 150–200 л. Первичное концентрирование ^{90}Sr из таких проб и последующий

радиохимический анализ были трудоёмкими процессами. Для перехода к анализу проб морской воды из объёмов 10 – 20 л было необходимо создать радиометрическую установку с чувствительностью, на порядок превышающую выпускаемые промышленностью установки. И две такие установки были сконструированы, изготовлены и использовались начиная с 1967 года в ИЭМ. В течение последующих лет на этих установках была получена информация о содержании ^{90}Sr во всех морях, омывающих Россию. На рис. 1.6 представлена такая установка.



Рис. 1.6. Низкофоновая радиометрическая установка «Коралл»

Установка состояла из сцинтилляционного детектора типа «фосвич», размещённого в стальном защитном корпусе с толщиной стенок 15 см и двоянного пятиканального амплитудного анализатора.

Список использованных источников

1. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды в 4 частях. Гидрометеоиздат, 1966 – 1968.
2. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Выпуск 12. Наблюдения за радиоактивным загрязнением природной среды». Гидрометеоиздат, 1975. Переработано и актуализировано в изданиях, вышедших в 1982 г. и в 2015 году.
3. Методика массового спектрометрического анализа проб природной среды. Под редакцией А.Н. Силантьева и К.П. Махонько. Л.: Гидрометеоиздат, 1984.
4. Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов» / Под редакцией С.М. Вакуловского. М.: Гидрометеоиздат, 1986.
5. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / Под редакцией К.П. Махонько. Л.: Гидрометеоиздат, 1990.

2. Радиоактивное загрязнение природных сред от испытаний ядерного оружия

Необходимость контроля радиационной обстановки на территории страны возникла первоначально в связи с широкомасштабными процессами загрязнения окружающей среды в результате испытаний ядерного оружия. Наибольшее радиоактивное загрязнение окружающей среды, носившее глобальный характер, происходило в период испытания ядерного оружия в атмосфере, начиная с первого наземного ядерного взрыва 16 июля 1945 года в США и заканчивая последним ядерным взрывом в атмосфере 18 октября 1980 года в Китае. Пик испытаний пришёлся на середину 60-х годов.

В результате ядерных взрывов происходило загрязнение земной поверхности широким спектром радионуклидов. При этом долгоживущие техногенные радионуклиды, поступившие в окружающую среду в результате ядерных испытаний, такие как ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , по-прежнему определяют фоновый уровень радиоактивности в окружающей среде.

В период ядерных испытаний произошло глобальное загрязнение атмосферы на большую высоту. Сформировался «стратосферный резервуар» техногенных радионуклидов, влияние которого сказывалось на радиоактивном загрязнении приземного воздуха в течение долгого времени после прекращения ядерных испытаний в атмосфере [1, 2].

2.1. Динамика техногенного радиационного фона

При атмосферном ядерном взрыве загрязнение воздуха происходит на большую высоту. На рис. 2.1 показано распределение величины объёмной $\Sigma\beta$ радионуклидов на разных высотах в тропосфере в июне 1974 года и в апреле и мае 1975 года на территории СССР. Отчётливо выражено увеличение уровня загрязнения воздуха с высотой.

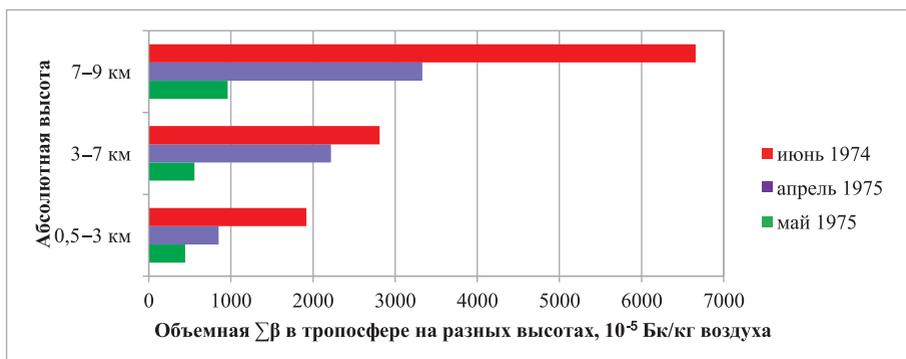


Рис. 2.1. Объёмная $\Sigma\beta$ в тропосфере на разных высотах над территорией СССР в 1974 – 1975 годах, $n \cdot 10^5$ Бк/кг воздуха

Радиоактивные продукты ядерных взрывов проникали и в стратосферу, где воздух очищался значительно медленнее, чем в тропосфере. Постепенная разгрузка стратосферного резервуара радионуклидов ещё долгое время сказывалась на радиационной обстановке в приземном слое воздуха.

На рис. 2.2 показана динамика загрязнения атмосферы β -излучающими радионуклидами в период ядерных испытаний. Обращает внимание достаточно быстрое очищение тропосферы от загрязнения в отличие от воздуха стратосферы, очищение которого происходит медленнее.

С середины 80-х годов величина объёмной $\Sigma\beta$ приблизилась к фоновому уровню, обеспечиваемому в основном природными радионуклидами (осреднение по всем пунктам наблюдений на территории СССР, а затем России, кроме мест локальных загрязнений). Подобная динамика наблюдается и по величине объёмной активности основных дозообразующих техногенных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H , приведённая далее на рис. 2.3.

На рисунке 2.3 приведена усреднённая объёмная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в приземной атмосфере и ^3H в атмосферных осадках в те же сроки.

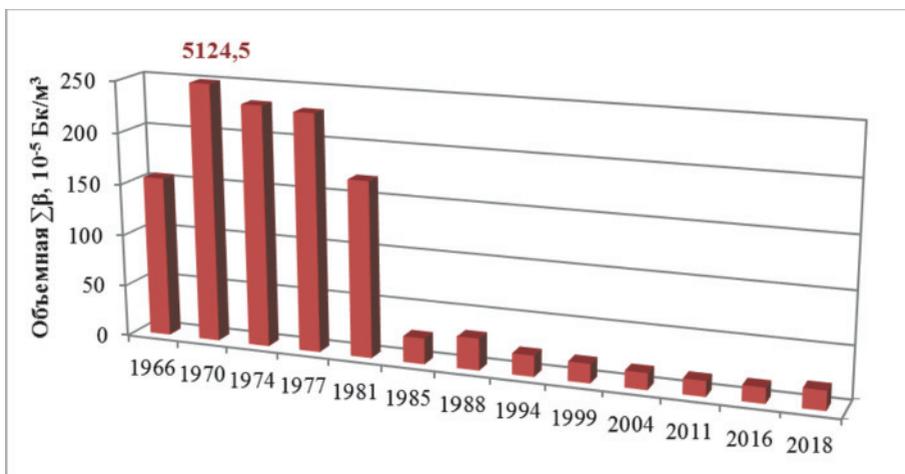


Рис. 2.2. Динамика объёмной $\Sigma\beta$ в приземной атмосфере на территории СССР (по 1988 год) и РФ (с 1994 года), 10^{-5} Бк/м³

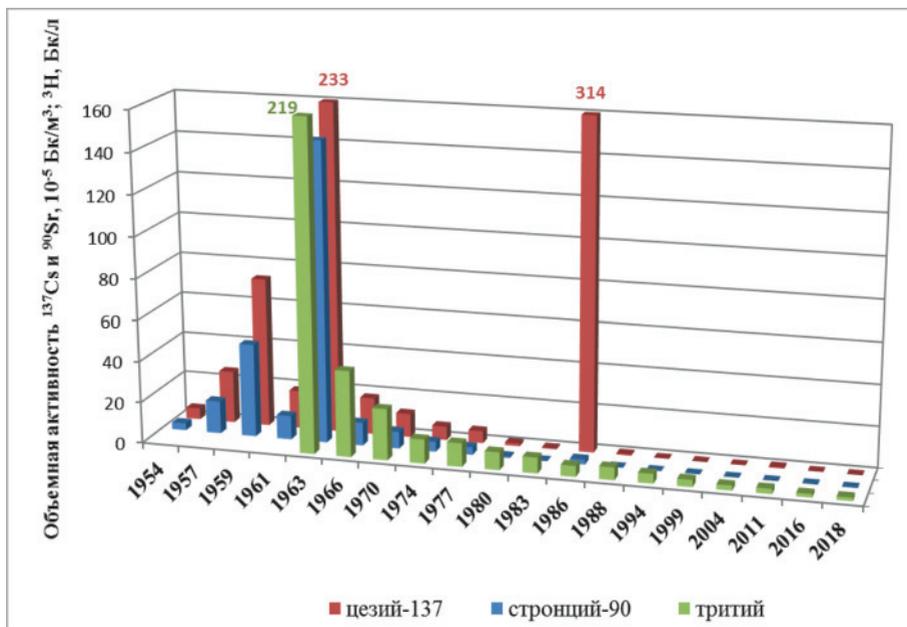


Рис. 2.3. Динамика объёмной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr в приземной атмосфере (10^{-5} Бк/м³) и трития в атмосферных осадках (Бк/л) на территории СССР (по 1988 год) и РФ (с 1994 года)

Осреднение выполнено по всем пунктам на территории СССР, а затем России, кроме мест локальных загрязнений. Со времени начала регулярных наблюдений за радионуклидами в приземной атмосфере в 1954 году наблюдалось увеличение объёмной активности этих радионуклидов по мере роста интенсивности испытания ядерного оружия в атмосфере. Максимальных значений их активность достигла в 1963 году, концентрация ^{137}Cs составила $233 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, ^{90}Sr – $146 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ и трития в атмосферных осадках – 219 Бк/л. Для ^{90}Sr и трития это были максимальные среднегодовые значения за весь период наблюдения. Более высокая среднегодовая активность ^{137}Cs наблюдалась в год аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году – $314 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³.

Приближение концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в приземной атмосфере к фоновому уровню, наблюдаемому в настоящее время, так же как и объёмной $\Sigma\beta$, произошло в середине 80-х годов (за исключением ^{137}Cs в 1986 году). Трития в атмосферных осадках – в 2004 – 2006 годах. Тритий, помимо техногенных, имеет природный источник.

Систематические измерения содержания трития в атмосферных осадках в системе радиационного мониторинга Росгидромета (в ФГБУ «НПО «Тайфун») проводятся со второй половины 1969 г. [3]. В настоящее время на территории России расположено 32 пункта наблюдения.

На рисунке 2.4 приведены среднегодовые объёмные активности трития в атмосферных осадках в 1970 – 2018 годах в среднем по территории

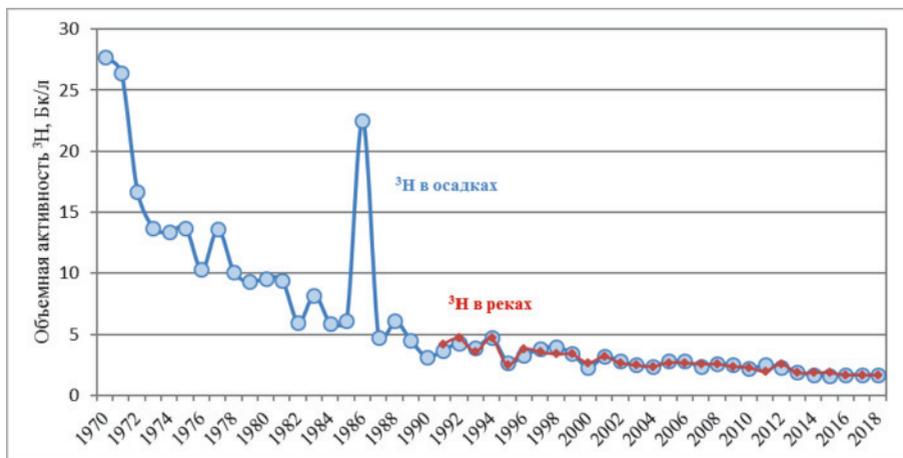


Рис. 2.4. Среднегодовая объёмная активность трития (^3H) в атмосферных осадках в 1970 – 2018 годах и речных водах в 1991 – 2018 годах на территории России

России. Отчётливо выделяются периоды непосредственного обогащения тропосферы техногенным тритием в результате испытания ядерного оружия (по 1981 год) и вследствие аварии на Чернобыльской АЭС (1986 год).

В соответствии с понижением активности трития в атмосферных осадках происходило уменьшение его концентрации в поверхностных водах. На рис. 2.4, начиная с 1991 года, приведены среднегодовые значения объёмной активности трития в речной воде по данным 15 пунктов наблюдения на территории России. Близкие концентрации трития наблюдались в ледниках Гренландии и Антарктиды в доядерный период. Так, в 1929 – 1950 годах во льду Гренландии была зафиксирована концентрация трития около 7,2 Бк/л [4], в Антарктиде в 1929 – 1942 годах – от 2,16 Бк/л до 5,5 Бк/л со средним значением – 3,8 Бк/л [5]. Хорошо выражена общая тенденция снижения активности трития за представленный период и близкие значения в осадках и речной воде – в 2018 году она составила 1,65 и 1,70 Бк/л соответственно.

Иная динамика в атмосфере наблюдается у радиоактивного изотопа инертного газа криптона – ^{85}Kr (период полураспада 10,76 лет), который имеет преимущественно промышленное происхождение. Значительный интерес представляет наличие в воздухе радионуклида криптона-85 из-за его своеобразного воздействия на атмосферу.

В Советском Союзе регулярные измерения содержания ^{85}Kr в приземном воздухе осуществлялись в Московском инженерно-физическом институте (МИФИ) и в Институте экспериментальной метеорологии (ИЭМ) в 1971 – 1995 годах в Новомосковске (Тульская обл.), Череповце (Вологодская обл.) и в Ереване [6].

В настоящее время практически весь ^{85}Kr в земной атмосфере обусловлен выбросами промышленных предприятий, ведущих переработку отработавшего ядерного топлива. Концентрация ^{85}Kr в воздухе на европейской территории России составляет около 1,5 Бк/м³. На основе динамики содержания ^{85}Kr в атмосфере выполнен прогноз, согласно которому к 2030 году содержание ^{85}Kr в воздухе составит от 1,5 до 3 Бк/м³ [7]. Вклад атмосферного ^{85}Kr в дозу облучения населения незначителен. Основное воздействие ^{85}Kr на атмосферу связано с увеличением электропроводности атмосферы за счёт её ионизации, что, вероятно, приведёт к труднопрогнозируемым погодным изменениям [8].

Наблюдения за активностью изотопов плутония (^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu) в воздухе позволяют идентифицировать источник выброса и в ряде случаев определить причину выброса.

Систематические наблюдения за активностью изотопов плутония в атмосфере на сети радиационного мониторинга Росгидромета выполняются в Обнинске с 1992 года и Курске с 1997 года. В 1992 – 1996 годах такие наблюдения выполнялись в Брянске для определения влияния территорий, загрязнённых изотопами плутония в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Определяются ^{238}Pu (период полураспада 87,7 лет) и сумма ^{239}Pu и ^{240}Pu (период полураспада $2,41 \cdot 10^4$ и $6,54 \cdot 10^3$ лет соответственно). Раздельное определение этих изотопов на основе массовых методик невозможно и не имеет практического значения. Основное количество плутония было выброшено в окружающую среду в результате ядерных взрывов в атмосфере. Общая активность плутония в природе, оценивается в 14 600 ТБк, из них 13 000 ТБк составляет вклад испытаний ядерного оружия. Природный ^{239}Pu образуется в пренебрежимо малых количествах в урановой руде, что позволяет считать его исключительно техногенным радионуклидом.

Максимальное выпадение $^{239+240}\text{Pu}$ наблюдалось в 1963 году после крупномасштабных ядерных испытаний, которые проводились в 1961 – 1962 годах [9]. После окончания ядерных испытаний выпадение плутония в атмосфере продолжалось – из стратосферного резервуара, сформировавшегося в ходе испытаний [10]. К середине 80-х содержание изотопов плутония в атмосферном воздухе в основном определялось вторичным ветровым подъёмом с загрязнённых территорий.

С целью оценки глобального фона изотопов плутония в воздухе, в НПО «Тайфун» были выполнены определения их объёмной активности в приземной атмосфере в пунктах наблюдения, удалённых от локальных источников. Такие источники были выбраны по низким уровням активности техногенных радионуклидов в воздухе, в частности ^{137}Cs . Пробы аэрозолей для определения глобального фона изотопов плутония были отобраны в г. Ухта (Республика Коми) и на о. Диксон в Карском море. Концентрация плутония в этих пунктах находится на пределе обнаружения методики анализа и требует длительной экспозиции для определения. На о. Диксон во втором полугодии 2015 года объёмная активность ^{238}Pu составила $0,075 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³, $^{239+240}\text{Pu}$ – $0,14 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³, а их отношение равно 0,5. В г. Ухта активность ^{238}Pu была $0,26 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³, а $^{239+240}\text{Pu}$ ниже порога обнаружения. Наибольшее поступление изотопов плутония в окружающую среду после прекращения испытаний ядерного оружия в атмосфере произошло в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

По результатам разовых измерений, выполненных в 1987–1989 годах в г. Чернобыле, к 1989 году объёмная активность изотопов плутония в приземной атмосфере уменьшилась на три порядка (рис. 2.5). Отношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ колеблется в диапазоне 0,5–0,7.

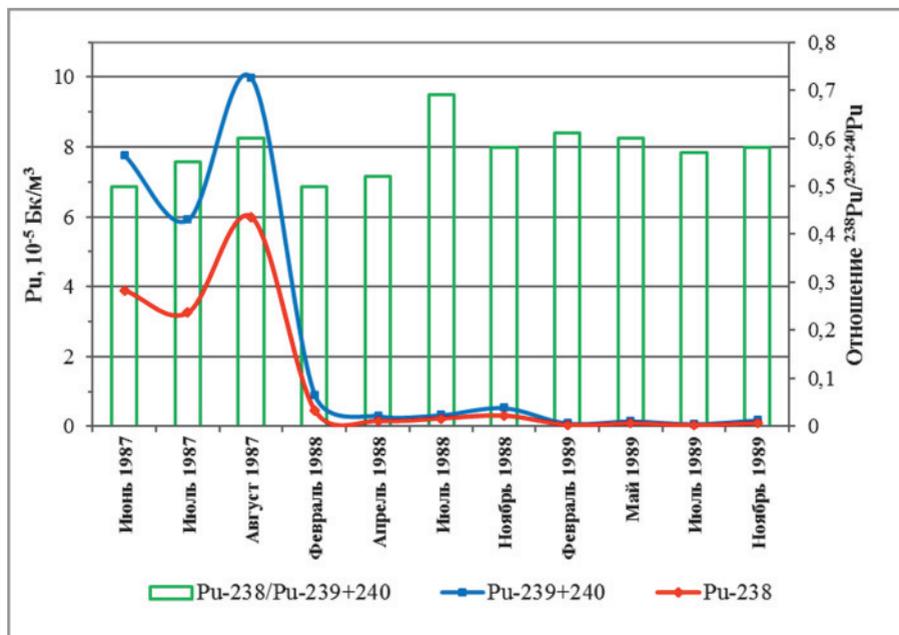


Рис. 2.5. Концентрация изотопов плутония в приземном слое атмосферы города Чернобыля (10^5 Бк/м³) и отношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в 1987–1989 годах

В районах, находящихся под влиянием ветрового переноса радиоактивных аэрозолей с загрязнённых территорий, до настоящего времени наблюдаются повышенные значения объёмной активности изотопов плутония в воздухе. Регулярные наблюдения за концентрацией изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ в приземном слое атмосферы проводились в 1992–1996 годах в Брянске, расположенном по направлению господствующих ветров с загрязнённых западных районов Брянской области (рис. 2.6).

За этот период среднегодовая объёмная активность изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ уменьшалась от $24,1 \cdot 10^{-9}$ до $2,55 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³, что лежит в пределах средних значений для центральных районов европейской территории России. С 1996 года наблюдения за изотопами плутония были перенесены в Курск,

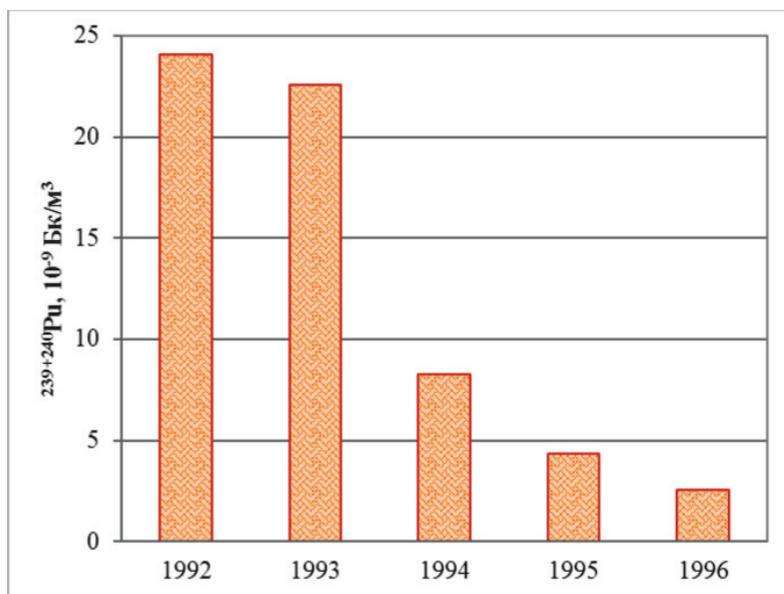


Рис. 2.6. Среднегодовая объёмная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в приземном слое атмосферы Брянска в 1992 – 1996 годах, 10^{-9} Бк/м³

который, как и Брянск, находится под влиянием господствующих ветров с загрязнённых территорий и лежит в пределах 100-км зоны Курской АЭС. Такое расположение пункта наблюдения позволяет контролировать не только влияние загрязнённых территорий на величину объёмной активности изотопов плутония в воздухе, но и возможное их присутствие в выбросах АЭС.

Среднегодовые объёмные активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в приземном воздухе в Курске показывают наличие дополнительного источника, помимо ветрового подъёма (рис. 2.7). Величина объёмной активности ^{238}Pu увеличилась в 2015 г. в 14,4 раза по сравнению с 2014 годом – от $0,8 \cdot 10^{-9}$ до $11,5 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³. При этом отношение объёмных активностей ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ изменилось от 0,2 – 0,4 в предшествующие годы до 2,0 в 2015 году. А во втором квартале 2015 года отношение концентраций этих изотопов было 3,4 при величинах объёмных активностей $42,6 \cdot 10^{-9}$ и $12,6 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³ соответственно.

Достаточно устойчивое соотношение изотопов плутония в 2008 – 2014 годах свидетельствует о преобладающем влиянии вторичного ветрового подъёма с загрязнённых территорий, где оно имеет устойчивую величину и соотношение изотопов, на присутствие изотопов плутония

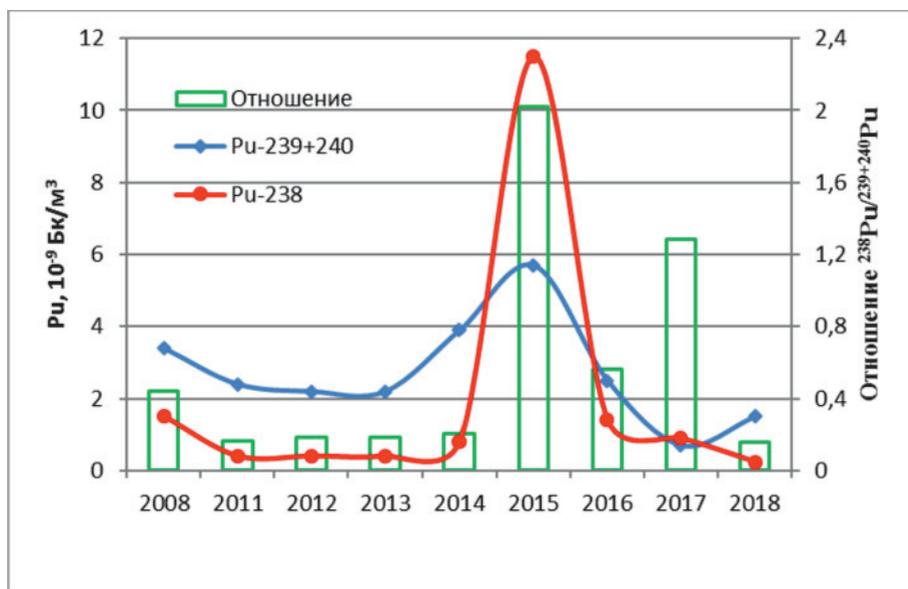


Рис. 2.7. Среднегодовая объёмная активность ^{238}Pu и $^{239+240}Pu$ в атмосферном воздухе Курска и отношение $Pu-238/Pu-239+240$ в 2008 и 2011 – 2018 годах

в воздухе Курска. Резкое увеличение соотношения изотопов плутония в 2015 году, наряду с увеличением их объёмной активности, свидетельствует о преобладающем влиянии другого источника. В данном случае это, скорее всего, Курская АЭС, на которой выполнялись штатные работы по обслуживанию оборудования, реактора и т.п. С 1995 года территории, загрязнённые в результате аварии на Чернобыльской АЭС, незначительно загрязняют атмосферный воздух. В Брянске и Курске среднегодовые значения объёмной активности $^{239+240}Pu$ в атмосферном воздухе были в диапазоне $1,5 \cdot 10^{-9}$ – $6,3 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³. Повышенные значения, по-видимому, возникали за счёт выбросов Курской АЭС, как это было в 2015 году.

В настоящее время наиболее значительные выбросы плутония в окружающую среду осуществляют радиохимические предприятия. Среднегодовые значения объёмной активности изотопов плутония в воздухе района расположения ПО «Маяк» (пос. Новогорный) изменяются в широких пределах: ^{238}Pu – от $190 \cdot 10^{-9}$ до $2\,300 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³, $^{239+240}Pu$ – от $120 \cdot 10^{-9}$ до $890 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³. Отношение среднегодовой объёмной активности ^{238}Pu и

$^{239+240}\text{Pu}$ в атмосферном воздухе в рассматриваемый период колеблется от 0,6 в 2007 году до 2,6 в 2012 году (рис. 2.8).

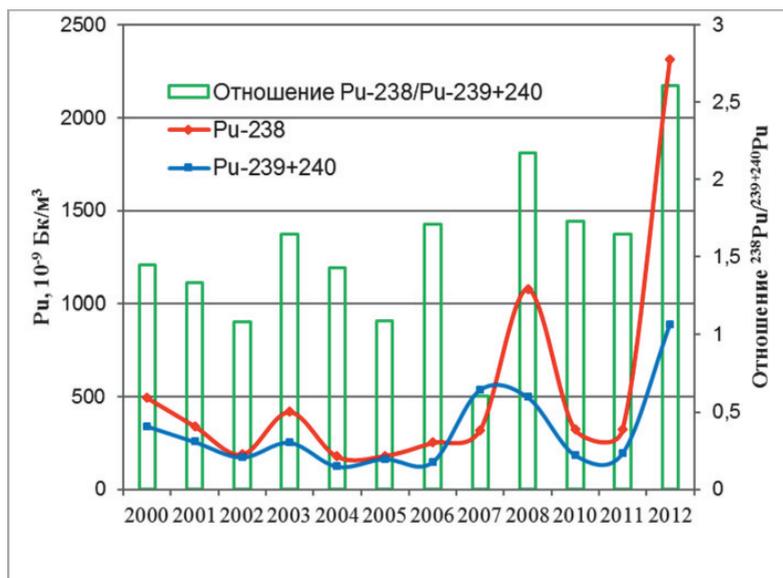


Рис. 2.8. Среднегодовая объёмная активность ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в атмосферном воздухе пос. Новогорного (ПО «Маяк») и отношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в 2000 – 2012 годах

Существенно более низкие уровни объёмной активности изотопов плутония, на 2–3 порядка, наблюдаются в районах расположения непромышленных ядерных реакторов. Среднегодовые концентрации здесь колеблются в диапазоне 3 – 37 нБк/м³. Таким образом, в настоящее время объёмная активность плутония в приземном слое атмосферы определяется выбросами локальных источников загрязнения и вторичным подъёмом с поверхности территорий, загрязнённых в ходе наземных ядерных испытаний и в результате радиационных аварий. Уровень глобального фона радионуклидов плутония в воздухе, по-видимому, не превышает $0,5 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³. Наблюдаемая объёмная активность изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ в приземном слое атмосферы Обнинска, Брянска, Курска была на 6 – 7 порядков, а в районе ПО «Маяк» – на 3 – 4 порядка ниже величины допустимой объёмной активности для населения по Нормам радиационной безопасности (НРБ-99/2009), равной $2,5 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³ [11].

2.2. Радиоактивное загрязнение местности

Суммирование результатов наблюдений за радиоактивными выпадениями на подстилающую поверхность позволило рассчитать изменение во

времени плотности загрязнения земной поверхности. На рисунке 2.9 представлены графики накопления радионуклидов на земной поверхности для 4 радионуклидов. Как видно из графиков, в период 1954 – 1963 годов наблюдался быстрый рост накоплений ^{137}Cs и ^{90}Sr . Максимальное загрязнение почвы в среднем по СССР было в 1966 г и составляло 2,6 кБк/м² по ^{137}Cs и 1,6 кБк/м² по ^{90}Sr . Чернобыльская авария обусловила резкое и неравномерное увеличение загрязнения ^{137}Cs , которое наиболее значительным было в Брянской, Тульской, Калужской, Орловской областях.

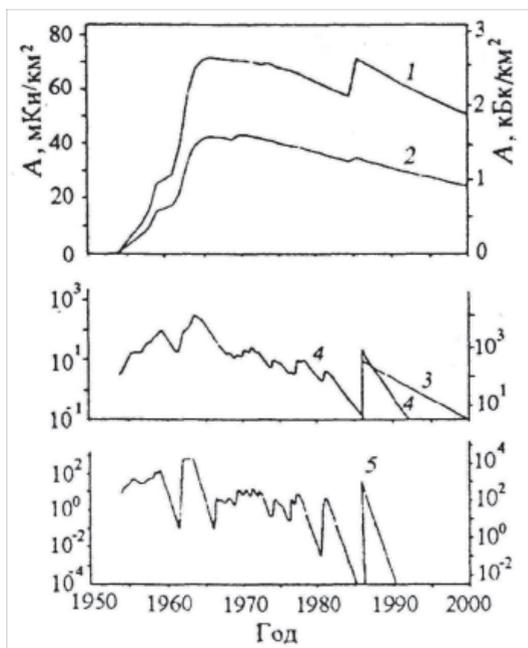


Рис. 2.9. Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{144}Ce , $^{95,95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$ в среднем по СССР (до 1991 года) и России (после 1991 года)

2.3. Радиоактивное загрязнение водных объектов

Наблюдения за радиоактивным загрязнением водных объектов были начаты в 1961 г. путём анализа проб воды на содержание ^{90}Sr . Разработка методики анализа и проведение анализов проводились под руководством Ц.И. Бобовниковой (пресноводные бассейны) и В.Б. Чумичева (моря). На рисунках 2.10 и 2.11 представлена динамика изменений концентрации стронция-90 в реках.

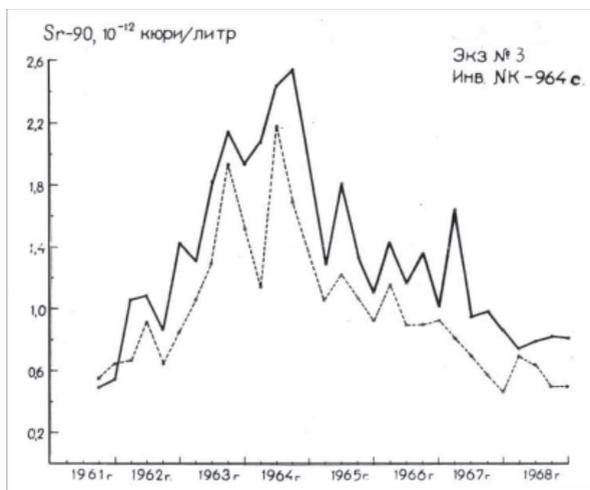


Рис. 2.10. Среднеквартальная концентрация ^{90}Sr в реках Советского Союза

Как видно из представленных рисунков, максимальные уровни загрязнения, обусловленные выпадениями из атмосферы продуктов проведённых атмосферных ядерных взрывов, наблюдались в 1963–1965 гг. с последующим снижением до 1986 г. После аварии на ЧАЭС 26.04.1986 г. повышение содержания ^{90}Sr наблюдалось в реке Днепр, на водосборы которой выпали «чернобыльские» радионуклиды.

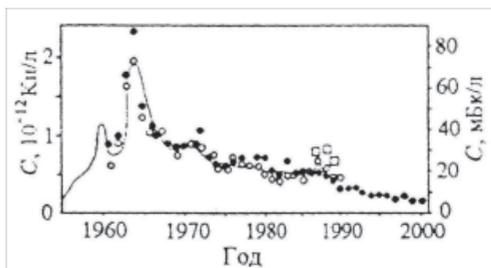


Рис. 2.11. Среднегодовая концентрация ^{90}Sr в реках. Кругок – СССР (после 1985 года, без Днепра), квадратик – с Днепром

2.4. Радиоактивное загрязнение местности в Оренбургской области после Тоцких воинских учений

К 1954 году в СССР был накоплен опыт проведения испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, но не было опыта проведения войсковых учений в условиях реального применения ядерного оружия. Для

приобретения реального опыта было принято решение провести осенью 1954 г. общевойсковое учение, во время которого должна быть взорвана атомная бомба, на территории Тоцкого артиллерийского полигона в Оренбургской области. Запланированное учение после большой подготовительной работы было проведено 14 сентября 1954 г. В Тоцком учении приняла участие войсковая группировка численностью 31 тысяча человек, оснащённая новым для того времени вооружением. Руководством учений была проведена большая работа по обеспечению безопасности в населённых пунктах, расположенных в зоне возможного воздействия ядерного взрыва и воинских подразделений, принимавших участие в учении.

На территории полигона для обеспечения точности места, над которым должна быть взорвана бомба, был выкрашен белым цветом квадрат размером 100 x 100 м. Для того чтобы можно было «выйти на цель» при отсутствии видимости в центре квадрата были размещены три радиолокационных отражателя. Для обеспечения безопасности населения район учений был разбит на четыре зоны:

- Зона № 1—запретная зона радиусом до 8 км от центра взрыва. Жители, скот, всё движимое имущество, фураж выводилось в населённые пункты, расположенные на расстоянии не менее 15 км.

- Зона № 2 на расстоянии 8 – 12 км. Из зоны за 3 часа до взрыва население отводилось в естественные укрытия(балки, овраги). За 10 минут до взрыва все жители этой зоны должны лечь на землю лицом вниз, а весь скот отгонялся в безопасные районы.

- Зона № 3 на расстоянии 12 – 15 км. С территории этой зоны за 1 час до взрыва население выводилось из домов на приусадебные участки на расстоянии 15 – 30 м от жилых строений. За 10 минут до взрыва по сигналу люди должны были лечь на землю.

- Зона № 4 на расстоянии 15 – 50 км, в которой предусматривалась защита населения в случае возникновения аварийного варианта взрыва не на запланированной высоте, а на земле. Население этой зоны за 2 часа до взрыва укрывалось в домах, но находилось в полной готовности к эвакуации в случае радиоактивного загрязнения местности.

Взрыв мощностью 40 кт был проведён в 9 ч 34 мин на запланированной высоте 350 м. Радиационная разведка, выполненная дозиметристами, находившимися в танках, броня которых уменьшала мощность дозы до 9 раз, позволила определить мощность дозы на местности в районе эпицентра взрыва. Результаты представлены в таблице 2.1.

Таблица 2.1

Мощность доз гамма-излучения на местности в районе эпицентра ядерного взрыва, произведённого на Тоцком учении, через различные интервалы времени (Р/час)

Расстояние от эпицентра взрыва, м	30 мин	1 час	5 часов	1 сутки	5 суток
100	–	–	12	1	0,3
200	140	85	9	0,8	0,1
400	19	12	1,2	0,1	–
700	2,0	1,2	0,1	0,01	–
1000	0,3	0,2	0,02	0,002	–

Радиометрические подразделения Госкомгидромета СССР ещё не были организованы в то время, и первое обследование территории Оренбургской области, примыкающей к месту взрыва, сотрудниками радиометрического подразделения Приволжского УГМС и ФГБУ «НПО «Тайфун» было совместно проведено только в 1991 году.

В итоге обследования 12 населённых пунктов, примыкающих к месту взрыва, и окрестностей Оренбурга была получена информация о мощности экспозиционной дозы гамма-излучения, которая колебалась в пределах 7 – 16 мкР/час и была в пределах глобального уровня, обусловленного атмосферными ядерными взрывами. Одновременно с измерениями мощности экспозиционной дозы были отобраны пробы почв, в том числе и в эпицентре взрыва, для последующего изотопного анализа. Пробы почвы анализировались в НПО «Тайфун» на гамма-спектрометре и подвергались радиохимическому анализу на содержание долгоживущих стронция-90 и плутония-239 + 240.

В эпицентре ядерного взрыва, произведённого 14.09.1954 г., был произведён послойный отбор проб почвы на глубину до 15 см. Радионуклидный анализ позволил обнаружить в почве ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, количество которых составляло для ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ соответственно 1,37, 0,03, 0,065, 0,0026 Ки/км². Плотности загрязнения почвы всеми радионуклидами, кроме $^{152,154}\text{Eu}$ в эпицентре взрыва, находятся практически на уровне глобального радиоактивного фона.

Европий-152 и -154 отсутствуют в составе глобального радиоактивного фона. Это – продукты активации нейтронами, возникшими при ядерном

взрыве, стабильного 151 и ^{153}Eu . Ввиду того, что сечение захвата нейтронов ^{153}Eu существенно меньше, чем для ^{151}Eu , а период полураспада возникающего ^{154}Eu тоже меньше, чем у ^{152}Eu , к 1991 г. в почве в районе эпицентра взрыва ^{154}Eu было значительно меньше, чем ^{152}Eu .

Превышение мощности дозы над естественным гамма-фоном в эпицентре взрыва было практически полностью обусловлено гамма-излучением ^{152}Eu . В таблице 2.2 приведено вертикальное распределение ^{152}Eu и ^{137}Cs в почве в эпицентре рассматриваемого ядерного взрыва.

Таблица 2.2

Вертикальное распределение по глубине в почве цезия-137 и европия-152 в центре взрыва

Глубина от поверхности, см	Цезий-137		Европий-152	
	Бк/м ²	мКи/км ²	Бк/м ²	мКи/км ²
0 - 1	370	10,0	2030	55
1 - 2	930	25,1	3050	82,5
2 - 3	1000	27,0	4070	110
3 - 4	74	2,0	6920	187
4 - 5	70,3	1,9	5410	146
5 - 6	< 1	< 0,03	3250	87,7
6 - 7	< 1	< 0,03	4010	108
7 - 8	< 1	< 0,03	4560	123
8 - 9	< 1	< 0,03	3540	95,6
9 - 10	< 1	< 0,03	4810	130
10 - 15	< 1	< 0,03	9040	244
Σ 0 - 15	2440	66	50680	1370

Хорошо видно, что цезий-137 практически весь содержится в верхнем слое почвы 0 – 5 см, максимум его концентрации находится на глубине около 2 см. В отличие от него ^{152}Eu наблюдается во всех слоях почвы, видимо, за счёт проникновения нейтронного потока в момент ядерного взрыва на большую глубину. При этом первоначально максимальная концентрация ^{152}Eu должна была иметь место в поверхностном слое почвы. В настоящее время максимум концентрации наблюдается на глубине около 4 см от поверхности, что говорит о заметной миграции ^{152}Eu вниз по почвенному профилю с течением времени со скоростью около 0,1 см/год.

Кроме центра пробы почвы отбирались в восточном направлении от него, в районах вероятного направления распространения

радиоактивного облака на разных расстояниях от эпицентра вплоть до границы Оренбургской области в районе Тюльгана. Наряду с этим пробы почвы отбирались в поперечном сечении возможного радиоактивного следа, а также в 14 населённых пунктах, ближайших к месту проведения ядерного взрыва для последующего изотопного анализа в лабораториях ФГБУ «НПО «Тайфун». Изотопный анализ определил, что в эпицентре взрыва плотность загрязнения европием-152 составляла $1,4 \text{ Ки/км}^2$, а цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239+240 была на уровне глобального фона по стране, обусловленного атмосферными ядерными взрывами в предыдущие годы.

2.5. Радиоактивное загрязнение от подземных ядерных взрывов

После подписания в 1963 г. Московского договора о прекращении ядерных испытаний в атмосфере, космосе и под водой в СССР, в США продолжились подземные испытания образцов ядерного оружия. Предполагалось, что при подземных взрывах радиоактивные продукты будут выходить в атмосферу в минимальных количествах и выпадать на земную поверхность вблизи мест проведения испытаний, не за пределы государственных границ. На территории СССР было проведено 500 подземных ядерных взрывов [12]. После взрывов, как правило, радиоактивные продукты выпадали в ближней зоне и не выходили за пределы государственных границ, но были отдельные случаи, когда радиоактивные продукты распространялись на дальние расстояния от мест проведения взрывов. В качестве примеров таких взрывов приводятся два взрыва, проведённых в СССР, и один взрыв, проведённый в США.

Подземный ядерный взрыв на Семипалатинском полигоне в январе 1965 г.

15 января 1965 г. на Семипалатинском полигоне был проведён подземный ядерный взрыв, в результате которого радиоактивные изотопы были выброшены в атмосферу и зафиксированы на значительных расстояниях от полигона. Результаты наблюдений за пределами СССР показали, что радиоактивные продукты были зафиксированы в Японии и Гонконге [13]. Распределение плотности радиоактивных выпадений на территории СССР от этого взрыва показано на рисунке 2.12.

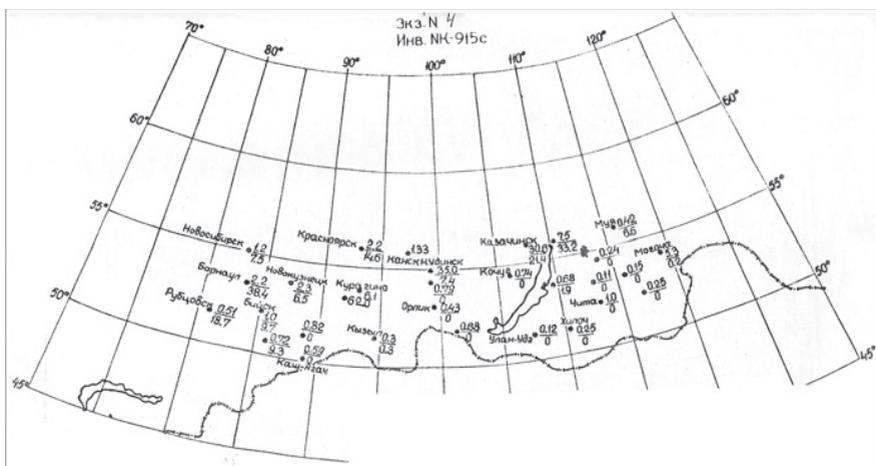


Рис. 2.12. Выпадения суммарной бета-активности после подземного взрыва в октябре 1965 г. (в знаменателе – количество атмосферных осадков)

В Японии в результате изотопного анализа были обнаружены $^{140}\text{Ba}+^{140}\text{La}$, ^{89}Sr . По соотношению изотопов были определены возраст свежих продуктов деления и дата взрыва 15 января 1965 года.

Подземный ядерный взрыв на Новой Земле в октябре 1966 г.

27 октября 1966 г. на Новой Земле был произведён подземный ядерный взрыв, вследствие которого в приземный слой атмосферы поступили радиоактивные продукты взрыва. По данным метеорологов была построена траектория движения воздушных масс от места взрыва, представленная на рисунке 2.13 [14].

Радиометрические подразделения Гидрометеослужбы, расположенные по траектории движения радиоактивного облака, зафиксировали повышение суммарной бета-активности, а изотопный анализ выявил повышенные уровни содержания цезия-137. В непосредственной близости от Новой Земли в Нарьян-Маре, Амдерме, Салехарде суммарная бета-активность в приземной атмосфере увеличилась на порядок по сравнению с фоновыми значениями. Объёмная активность ^{137}Cs в Амдерме 28 – 29 октября увеличилась по сравнению с фоном на 3 порядка до $5 \cdot 10^{-12}$ кюри/м³.

Как видно из рисунка 2.13, траектория пролегла по территории СССР и не выходила за пределы национальных границ в течение первых 5 суток



Рис. 2.13. Траектория движения облака подземного взрыва на Новой земле 27.10.1966 г.

после взрыва, то есть взрыв был произведён без нарушения договора об условиях проведения подземных ядерных взрывов.

Подземный взрыв в США в 1968 году

В середине декабря 1968 г. на территории СССР в приземном слое воздуха и выпадениях на фоне глобальных выпадений были обнаружены свежие радиоактивные продукты. В то же время в печати появилось сообщение о том, что 8 декабря 1968 года в штате Невада (США) был произведён подземный ядерный взрыв (Скунер), радиоактивные продукты которого распространились на значительное расстояние не только на территории США, но и за её пределами [15]. Траектории воздушных частиц на высоте 5 км, построенные начиная от места взрыва показали, что воздушные массы из района взрыва достигли территории Советского Союза 15 декабря и перемещались над ней около 6 суток (рис. 2.14).

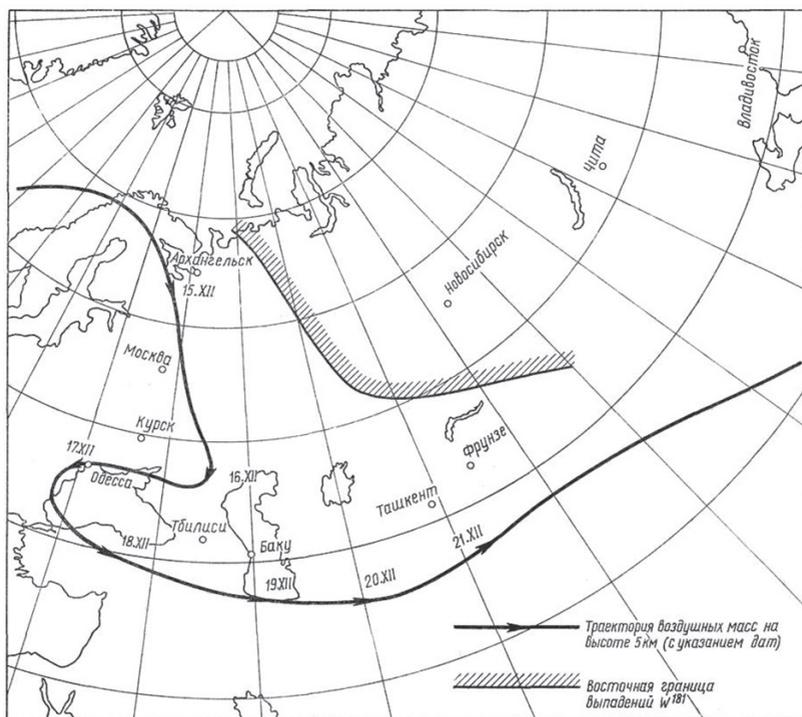


Рис. 2.14. Траектория воздушных частиц, образовавшихся в штате Невада 08.12.1968 г. на высоте 5 км, над территорией Советского Союза и соседних государств

Пробы воздуха и осадков над некоторыми городами Советского Союза, отобранные в течение декабря 1968 года на фильтры и горизонтальные планшеты, были подвергнуты гамма-спектрометрическому и радиохимическому анализу в начале января 1969 года. Объем одной пробы воздуха, прокаченной за месяц через фильтр, составлял $10^5 - 10^6 \text{ м}^3$.

На рис. 2.15 показаны гамма-спектры радиоактивных проб воздуха в Подмоскowie до появления радиоактивных продуктов (кривая 1) и в период 13 – 21 декабря (кривая 2). Из сравнения кривых видно, что в пробах воздуха, отобранных после 15 декабря, появилась линия 59 кэВ. Период полураспада радиоактивных продуктов в этой пробе, определенный по скоростям уменьшения интенсивности данной линии, оказался равным 140 суткам. По этим данным в пробах был идентифицирован ^{181}W .

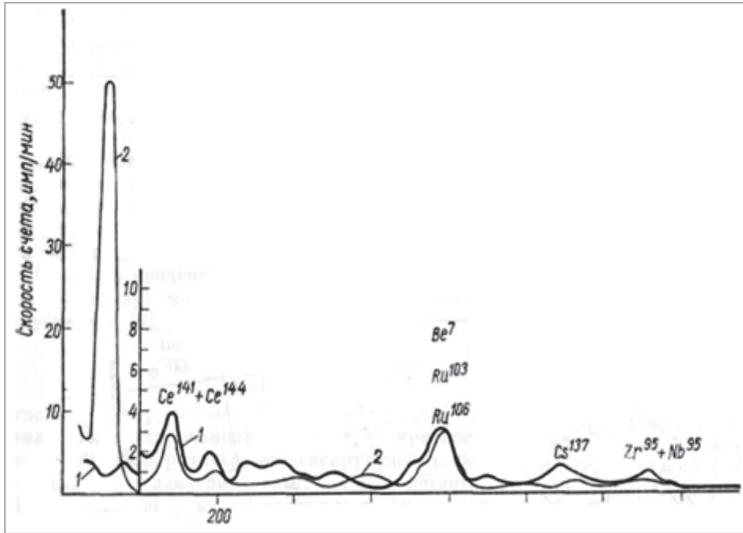


Рис. 2.15. Энергетические спектры γ -излучения проб радиоактивных выпадений (1 – фоновая проба: 2 – проба «свежих» выпадений в декабре 1968 г.)

В таблице 2.3 приведён средний изотопный состав в зоне выпадений в различных пунктах наблюдений.

Состав осколков деления в декабрьских выпадениях практически совпадает с составом, характерным для глобальных выпадений. Отличительной чертой декабрьских выпадений является значительное количество ^{181}W , который, по-видимому, является продуктом активации при ядерном взрыве. Так, среднесуточные концентрации ^{181}W в воздухе в районе Москвы достигали значений $4,6 \cdot 10^{-14}$ кюри/м³.

В пробах был идентифицирован также ^{185}W , отношение активности которого к ^{181}W на время взрыва в различных пробах колебалось от 0,9 до 4,6. В среднем это отношение составляло $2,7 \pm 0,6$.

Таким образом, появление ^{181}W и ^{185}W в период с 15 по 21 декабря 1968 года (а в некоторых пунктах позже) над территорией Советского Союза, то есть в период пересечения этой территории траекторией воздушных масс из штата Невада, доказывает, что изотопы вольфрама появились «благодаря» американскому подземному ядерному взрыву «Скунер», проведённому 8 декабря 1968 года.

Таблица 2.3

Изотопный состав радиоактивных выпадений в различных пунктах наблюдений на территории СССР в декабре 1968 года

Место взятия проб	$^{95}\text{Zr} + \text{Nb}^{95}$	^{137}Cs	$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	^{181}W
Москва и Подмосковье	2,3	1,3		6,4
Район восточнее Архангельска	–	–	–	0,55
Горький	2,3	1,7	–	10,6
Курск	2,6	2,2	4,8	11,4
Одесса	1,2	1,1	2,2	5,1
Тбилиси	1,8	1,7	6,3	13,2
Ташкент	2,6	1,9	4,6	19,2
Фрунзе	2,6	1,3	–	6,9
Новосибирск Чита Владивосток Среднее по 3 городам	0,58	0,62	3,6	0,46

2.6. Наблюдения за радиоактивным загрязнением в Южном полушарии и Антарктиде

Ядерные взрывы в атмосфере проводились не только в Северном полушарии, но также и в Южном (Англия в 1952 – 1958 годах, Франция в 1966 – 1974 годах). Для оценки загрязнения от проведённых взрывов в Южном и Северном полушариях были организованы наблюдения на судах Гидрометеослужбы, осуществлявших доставку в Антарктиду сотрудников на антарктические станции. Первые наблюдения были проведены С.М. Вакуловским во время 9-й Антарктической экспедиции на дизель-электроходе «Обь» в декабре 1963 – мае 1964 годов. Для проведения наблюдений на крыше капитанской рубки была смонтирована фильтровентиляционная установка, на которой ежедневно менялись фильтры. Фильтры без озоления измерялись 4 раза через день для определения содержания суммарной бета-активности. После возвращения из экспедиции фильтры в лаборатории

были подвергнуты гамма-спектрометрическому анализу. Анализ выявил наличие ^{54}Mn , источником которого был самый мощный термоядерный взрыв в тротиловом эквиваленте 50 Мт, проведённый на Новой Земле осенью 1961 года. Аналогичные наблюдения проводились Е.Н. Давыдовым и В.П. Мартыненко в 1965 – 1966 годах на дизель-электроходе «Обь» [16], Е.Н. Давыдовым, Э.Г. Тертышником и Е.Н. Сивериным на научно-исследовательских судах «Профессор Визе» в 1967 – 1968 годах [17] и в 1968 – 1969 годах – «Профессор Зубов» [18]. В 1965 – 1969 годах на экспедиционных судах гамма-спектрометрический анализ проводился непосредственно на судах по утверждённой методике, что позволяло оперативно получать важную информацию. Сопоставление метеорологической информации в точках наблюдения за радиоактивностью с данными о датах и местах проведения взрывов позволяли получать информацию об особенностях атмосферной циркуляции в различных районах земного шара.

В 1969 – 1970 годах на станции «Молодёжная» впервые в Антарктиде были выполнены наблюдения за содержанием в атмосфере радиоактивных продуктов естественного и техногенного происхождения сотрудником ФГБУ «НПО «Тайфун» В.А. Жуковым. Для проведения измерений была смонтирована воздухофильтрующая установка производительностью 1 900 м³, с помощью которой производился ежедневно отбор проб воздуха. Определение содержания гамма-излучающих изотопов производилось с помощью гамма-спектрометра на базе сцинтилляционного детектора и многоканального амплитудного анализатора типа «Радуга». Проведённые измерения надёжно выявили наличие техногенных $^{141,144}\text{Ce}$, ^{106}Ru , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, ^{137}Cs и космогенных ^7Be и ^{22}Na . Источником техногенных радионуклидов были атмосферные ядерные взрывы, проводившиеся как в Северном, так и в Южном полушариях. Обобщение результатов наблюдений было выполнено В.А. Жуковым в его диссертационной работе «Изотопный состав радиоактивных аэрозолей в атмосфере побережья восточной Антарктиды» [19]. В качестве наиболее интересных результатов можно назвать оценку средней скорости переноса в южно-полярную область продуктов ядерных взрывов из Северного полушария, а по данным о ^{22}Na – выполнить качественное описание сезонных поступлений на побережье Антарктиды стратосферного радиоактивного воздуха.

В 1971 г. наблюдения за содержанием радиоактивных изотопов на станции «Молодёжная» были продолжены В.П. Мартыненко [20]. В этом году в июне – августе Франция и Англия провели в Южном полушарии 6 воздушных

взрывов. На станции «Молодёжная» в этот период фиксировались короткоживущие продукты взрывов, такие как ^{140}La , ^{131}I , а также ^{95}Zr , ^{144}Ce , ^{137}Cs .

По соотношению изотопов были определены даты взрывов, которые совпали с датами, опубликованными позже, и время переноса изотопов от мест проведения взрывов до Антарктиды – 3...4 дня.

Список использованных источников

1. Отчёт о НИР «Загрязнение окружающей среды в Советском Союзе радиоактивными продуктами деления урана и плутония. Обнинск, 1962 г., 23 с. Фонд данных ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. № 146.

2. Махонько К.П. Поведение в атмосфере радиоактивных продуктов ядерных взрывов. Санкт-Петербург. Гидрометиздат, 2002. 163 с.

3. Сойфер В.Н., Горячев В.А., Вакуловский С.М., Катрич И.Ю. Тритиевые исследования природных вод в России. М.: ГЕОС. 2008. 286 с.

4. Povinec P. Radioactivity produced in the earth atmosphere by solar particles. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae Physica. 1977. No. 18. p. 151 – 164.

5. Вакуловский С.М., Воронцов А.И., Катрич И.Ю и др. Тритий в атмосферных осадках, реках и морях, омывающих территорию Советского Союза // Атомная энергия. 1978. Т. 44. № 5. С. 432 – 435.

6. Тёртышник Э.Г., Корсаков А.Т. Темпы накопления ^{85}Kr в атмосфере // Атомная энергия. 1990. Т. 65. № 4. С. 267 – 271.

7. Корсаков А.Т., Тёртышник Э.Г. Криптон-85 в атмосфере // АНРИ. 2013. №4. С. 19 – 27.

8. Стыро Б.И., Буткус Д.В. Геофизические проблемы криптона-85 в атмосфере. Вильнюс: Мокслас, 1988. 158 с.

9. Трансурановые элементы в окружающей среде / Под ред. Р.М. Алексахина. Москва: Энергоатомиздат, 1985. 344 с.

10. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году. Ежегодник. М.: ВНИИГМИ-МЦД, 2015. 322 с.

11. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009.

12. Дубасов Ю.В. и др. Подземные ядерные взрывы в промышленных целях на территории СССР в 1965 – 1988 гг. Центр общественной информации по атомной энергии // Бюллетень 1/94, с. 18 – 29.

13. Отчёт «Радиоактивное загрязнение атмосферы и местности на больших удалениях от подземных ядерных взрывов по данным радиометрической сети станций ГМС СССР». 1969 г, с.24. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. №Л-2357.

14. Отчёт «Радиоактивное загрязнение территории СССР продуктами подземного взрыва на Новой Земле 27 октября 1966 г.». 1967 г., с.13. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. №Л-1597.

15. Израэль Ю.А. и др. Изотопы вольфрама в свежих радиоактивных выпадениях в декабре 1968 г. // Атомная энергия. 1971. Т. 30. № 4. С. 377 – 380.

16. Отчёт о работе радиометрической группы в антарктическом рейсе д/э «Обь» во время проведения 11 САЭ с 19.2 1965 по 16.5 1966. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». № 119.

17. Отчёт о работе радиометрической группы в 13 антарктическом рейсе НИС (научно-исследовательское судно) «Профессор Визе» в ноябре – феврале 1967 – 1968 годов. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун» Инв. № 0-118.

18. Отчёт о работе радиометрической группы в 14 антарктическом рейсе НИС «Профессор Зубов» с 16.11.1968 по 15.03.1969. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун» Инв. № 0-143.

19. Жуков В.А. Изотопный состав радиоактивных аэрозолей в атмосфере побережья восточной Антарктиды. Диссертация. Обнинск, 1973 г. 177 с.

20. Отчёт по теме «Результаты наблюдений за естественной и искусственной радиоактивностью в Антарктиде на ст. «Молодёжная» в 1971 г. в период 16-й САЭ». Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. № Л-295.

3. Радиоактивное загрязнение водных объектов

3.1. Радиоактивное загрязнение реки Енисей

В 1971 году специалисты НПО «Тайфун» при обследовании шельфа Карского моря обнаружили присутствие ^{54}Mn , ^{65}Zn и повышенные уровни ^{137}Cs . Проведённые в 1973 году детальные обследования загрязнения воды, донных отложений и пойменных почв в Енисее показали, что источником радиоактивного загрязнения были сбросы технологических вод Красноярского горно-химического комбината (ГХК), расположенного в долине реки на расстоянии около 2 000 км от устья [1 – 5]. Полученные данные впервые позволили оценить масштабы распространения загрязняющих веществ в водной среде.

На рисунке 3.1 показано распределение активностей ^{137}Cs на разном расстоянии от места сброса технологических вод ГХК вниз по долине в речной воде (10^{-6} Бк/л), донных отложениях (10^{-7} Бк/кг) и пойменных почвах (10^{-9} Бк/м²). Обращает на себя внимание высокая и устойчивая активность ^{137}Cs в речной воде. На расстоянии от 600 до 1 700 км его величина колеблется в диапазоне $(300 - 370) \cdot 10^{-6}$ Бк/л. Одним из наиболее информативных показателей дальности распространения радиоактивного загрязнения по речной долине явились донные отложения. На расстоянии 1 930 км от места сброса загрязнённых вод активность ^{137}Cs составляла $7 \cdot 10^{-7}$ Бк/кг.

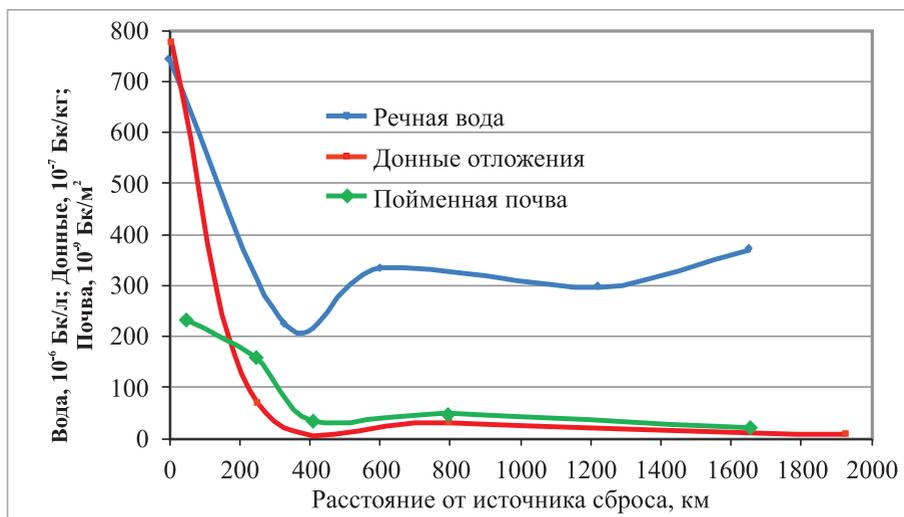


Рис. 3.1. Содержание ^{137}Cs в речной воде, донных отложениях в р. Енисей и пойменной почве в его долине на разном удалении от места сброса технологических вод ГХК по данным исследований 1973 года

Спектр обнаруженных радионуклидов достаточно широк (таблицы 3.1 – 3.3). Представленные в таблицах результаты исследования радиоактивного загрязнения объектов долины р. Енисей показали, что почва поймы, донные отложения, речная вода содержат радиоактивные изотопы, источником которых были технологические воды ГХК.

Таблица 3.1

**Радионуклиды в донных отложениях р. Енисей в августе 1973 года
(10^{-7} Бк/кг сухого веса)**

Изотопы	Расстояние от точки сброса технологических вод ГХК (км)			
	6	250	800	1930
^{46}Sc	560	55	5,2	–
^{51}Cr	2 590	–	–	–
^{54}Mn	370	70	4,1	–
^{58}Co	330	70	5,9	–
^{60}Co	740	63	8,1	–
^{59}Fe	670	21	–	–

Окончание таблицы 3.1

Изотопы	Расстояние от точки сброса технологических вод ГХК (км)			
	6	250	800	1930
⁶⁵ Zn	2 500	420	41	1,1
¹³⁴ Cs	240	4,1	0,18	-
¹³⁷ Cs	780	70	30	7,0
¹⁴⁴ Ce	185	250	5,9	-
¹⁵² Eu	370	31	5,2	-
¹⁵⁴ Eu	111	5,9	-	-

Максимальное содержание радионуклидов промышленного происхождения наблюдалось вблизи точки сброса технологических вод. Их присутствие прослеживалось в донных отложениях на расстоянии до 2 000 км от точки сброса.

Таблица 3.2

**Концентрация радионуклидов в воде р. Енисей в августе 1973 года
(10⁻⁶ Бк/л)**

Изотоп	Расстояние от точки сброса технологических вод ГХК (км)				
	1	329	605	1 225	1 655
¹³⁷ Cs	740	222	333	296	370
⁹⁰ Sr	7 400	1 591	1 554	1 554	1 480
⁵¹ Cr	1 480 000	88 800	33 300	14 800	–
⁶⁵ Zn	74 000	4 440	3 515	2 405	1 665
⁶⁰ Co	31 820	–	–	–	–
⁵⁴ Mn	8 510	–	–	–	–
¹⁵² Eu	11 100	–	–	–	–

Результаты исследований загрязнения р. Енисей были доведены до руководителей Министерства среднего машиностроения и были одним из факторов, которые обусловили принятия решения об остановке промышленных реакторов ГХК в 1991 году, что привело в последующие годы к существенному улучшению радиационной обстановки в долине Енисея.

Фундаментальным результатом этих исследований для развития мониторинга радиоактивного загрязнения поверхностных вод суши и мирового океана было доказательство возможности водной миграции радионуклидов

на большие расстояния. Позднее специалистами НПО «Тайфун» был обнаружен радиоактивный след от сбросов ядерного центра в Хэнфорде (США) в реку Колумбия в ходе экспедиции по изучению радиационной обстановки в Тихом океане.

Таблица 3.3

**Радионуклиды в почве поймы и островов р. Енисей в августе 1973 года
(10^{-9} Бк/м²)**

Изотоп	Расстояние от точки сброса технологических вод ГХК (км)				
	48	245	409	791	1655
¹³⁷ Cs	231	158	34	48	21
⁶⁵ Zn	0,94	3,5	0,85	0,037	0,03
⁵⁴ Mn	0,12	0,58	0,13	0,0074	0,0037
⁵⁸ Co	0,16	0,21	0,037	–	–
⁶⁰ Co	0,47	1,2	0,19	0,026	0,0037
⁵⁹ Fe	0,11	0,23	–	–	–
¹⁵² Eu	0,24	0,73	0,11	0,048	0,03
¹⁵⁴ Eu	0,059	0,20	0,026	–	–
⁴⁶ Sc	0,052	0,20	0,10	–	–

При работе всех трёх реакторов ГХК сбросы радионуклидов и их содержание в воде реки Енисей были заметно выше современных уровней. Обобщённые данные мониторинга о содержании радионуклидов в воде реки Енисей в районе расположения ГХК в 2000 – 2017 годах приведены в таблице 3.4.

Доминирующим путём облучения населения в районе расположения ГХК в период эксплуатации ядерных реакторов являлось потребление рыбы [6, 7]. В этот период до 90 % дозы от потребления енисейской рыбы формировалось за счёт вклада ³²P. Это согласуется с результатами работы [8], согласно которой основной вклад в радиационный риск (91,7 %) для населения от радиоактивных сбросов Хэнфордского ядерного центра в бассейне реки Колумбия вносило внутреннее облучение от потребления рыбы, загрязнённой ³²P. После вывода из эксплуатации двух промышленных реакторов в 1992 году сбросы ³²P в реку Енисей существенно сократились, как следствие снизились и уровни облучения населения от потребления речной рыбы. При уровнях сбросов ГХК после 1993 г. годовая мощность дозы в ближней зоне не превышала 0,1 мЗв/год для критической группы населения, а в дальней

зоне не превышала 0,01 мЗв/год для всех групп населения [6]. Эти дозы значительно ниже допустимого предела дозы для населения (1 мЗв/год).

Таблица 3.4.

Содержание техногенных радионуклидов в воде р. Енисей в период эксплуатации (2000 – 2010 гг.) и после остановки (2011 – 2018 гг.) последнего ядерного реактора ГХК, Бк/л

Место пробо-отбора воды	17 км выше выпуска (п. Додоново), фон				УВ*
Период	2000 – 2010 гг.		2011 – 2018 гг.		
Радионуклид	Среднее значение	Доверительный интервал	Среднее значение	Доверительный интервал	
¹³⁷ Cs	0,0017	0,0007 – 0,0027	0,0017	0,0011 – 0,0023	11
⁹⁰ Sr	0,0037	0,0026 – 0,0048	0,0033	0,0021 – 0,0047	4,9
Место пробо-отбора воды	10 км ниже выпуска (1 км выше с. Б.Балчуг)				УВ*
Период	2000 – 2010 гг.		2011 – 2018 гг.		
Радионуклид	Среднее значение	Доверительный интервал	Среднее значение	Доверительный интервал	
⁶⁰ Co	0,001	0,001 – 0,002	0,0014	0,001 – 0,002	40
¹³⁷ Cs	0,0014	0,001 – 0,003	0,0015	0,0007 – 0,0023	11
²⁴ Na	1,51	1,31 – 1,70	–	–	2900 **
³² P	0,11	0,07 – 0,13	–	–	57
⁹⁰ Sr	0,0036	0,0022 – 0,005	0,0036	0,0025 – 0,0049	4,9
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu***	–	–	0,00053	0,0004 – 0,00074	0,55

Примечание:

* – уровень вмешательства по НРБ-99/2009;

** – ДУА_{нас} по НРБ-96, т.к. уровень вмешательства по НРБ-99/2009 для ²⁴Na не указан;

*** – измерения объёмной активности начали проводить с 2015 г., среднее значение определяется за 2015 – 2018 годы.

Оценки мощности дозы облучения организмов енисейской биоты в регионе ГХК представлены в таблице 3.5 [9]. В качестве исходных при расчёте мощности дозы использовались данные многолетнего мониторинга за содержанием техногенных радионуклидов в реке Енисей (таблица 3.4).

Доминирующий вклад в суммарную мощность дозы гидробионтов реки Енисей в 2000 – 2010 гг. вносило внутреннее облучение, обусловленное

содержащимися в воде ^{24}Na и ^{32}P . Согласно оценкам [10] в период работы всех ядерных реакторов ГХК в 1975 – 1980 гг. мощности дозы облучения варьировали от 0,049 мГр/сут (рыба) до 0,17 мГр/сут (моллюски). По сравнению с этим периодом максимальных дозовых нагрузок мощности дозы облучения речной биоты в 2000 – 2010 годах уменьшились примерно на порядок. После вывода из эксплуатации последнего реактора весной 2010 г. дозовые нагрузки на референтные виды речной биоты снизились и в последующее десятилетие были ниже, чем в 2000 – 2010 гг., для рыбы – в 22 раза, для моллюсков – в 5 раз. В период работы ГХК до остановки ядерных реакторов для гидробионтов реки Енисей преобладал вклад в суммарную дозу облучения таких короткоживущих радионуклидов, как ^{24}Na и ^{32}P . На современном этапе деятельности Комбината основной вклад в дозу техногенного облучения речной биоты вносят техногенные радионуклиды: плутоний, ^{60}Co и ^{137}Cs . Уровни облучения речной биоты в районе расположения ГХК не превышают экологически безопасного уровня [9, 10].

Таблица 3.5.

**Оценки мощности дозы облучения гидробионтов на реке Енисей
в регионе ГХК в 2000–2018 годы, мкГр/сут**

Гидробионт	Район с. Большой Балчуг (16 км от ГХК)	Район п. Додоново (фон- овый пункт наблюдений)
2000 – 2010 гг.		
Рыба придонная	6,6 ± 1,3	0,07 ± 0,03
Моллюски	8,2 ± 1,7	0,06 ± 0,03
2011 – 2018 гг.		
Рыба придонная	0,29 ± 0,12	0,07 ± 0,03
Моллюски	1,8 ± 0,6	0,06 ± 0,02

3.2. Перенос сбросов радиоактивных веществ промышленного предприятия Великобритании (Селлафилд)

В 1973 году сотрудники экспедиции НПО «Тайфун» во время обследования морей, омывающих Европейский континент, выявили высокие концентрации ^{137}Cs в воде Ирландского моря – 2,4 Бк/л, которые превысили концентрации этого изотопа в других морях. Кроме ^{137}Cs в пробах морской воды был

впервые в мире обнаружен ^{134}Cs , отсутствующий в глобальных радиоактивных выпадениях, но присутствовавший в сбросах промышленных предприятий, таких как заводы в Хэнфорде в США и ГКХ в СССР [11 – 13].

Наличие этих двух изотопов с разными периодами полураспада по изменению их соотношения дало возможность определять скорость водного переноса при наблюдениях, выполняемых на разных расстояниях от их источника. Наиболее значительным этот перенос был в 70 – 80-х годах прошлого столетия (рис. 3.2).

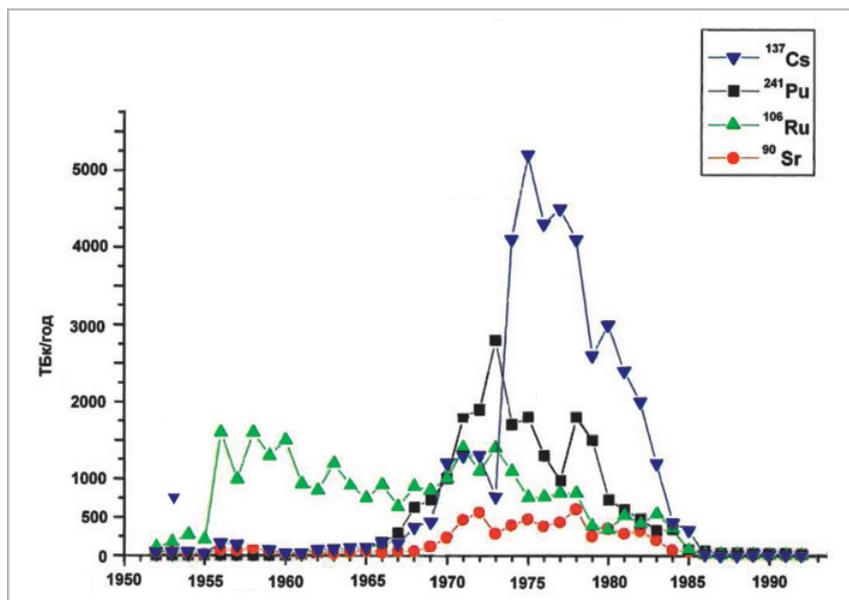


Рис. 3.2. Сбросы ^{137}Cs , ^{241}Pu , ^{106}Ru и ^{90}Sr с жидкими радиоактивными отходами Селлафилда в 1952 – 1992 годах

За 5 – 6 лет через Северное море и вдоль Норвежских берегов радиоактивные вещества достигали Баренцева и Карского морей. В 1982 году экспедиция сотрудников НПО «Тайфун» обследовала акватории Баренцева, Карского и Гренландского морей. Результаты этих исследований представлены на рисунке 3.3.

По результатам этой экспедиции было оценено количество ^{137}Cs , поступившего в Баренцево море с ветвью Гольфстрима вдоль берегов Норвегии, которое составило 0,9 ПБк. Это количество составило 20 % от общего сброса в Ирландское море. Присутствие радиоактивных веществ отходов Селлафилда было также зарегистрировано в водах морей Северного Ледовитого океана.

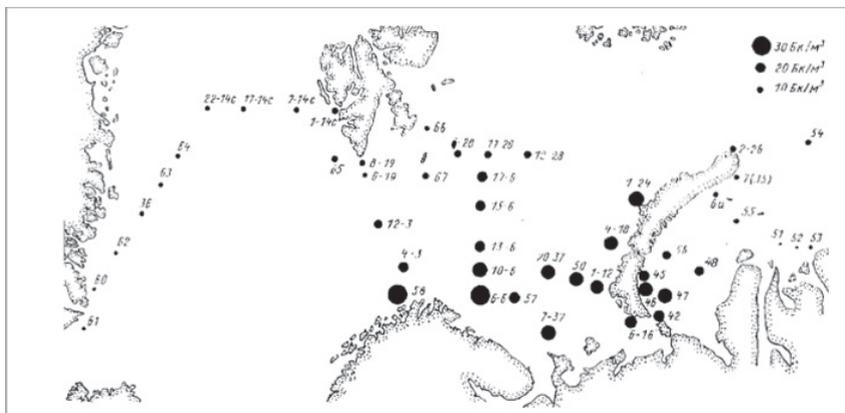


Рис. 3.3. Расположение станций отбора проб и распределение концентраций ^{137}Cs в поверхностных водах Баренцева, Карского и Гренландского морей в 1982 году (Цифры у точек означают номер пробы; диаметр кружка пропорционален концентрации)

В воды Баренцева моря кроме глобальных выпадений и дальнего переноса из Ирландского моря техногенные радионуклиды поступали с речным стоком, а также за счёт сброса жидких радиоактивных отходов в специально выбранные районы моря, проводившиеся в 1968 – 1992 годах. Оценки вклада каждого источника представлены в таблице 3.6.

Таблица 3.6

**Поступление техногенных радионуклидов в Баренцево море
в 1961 – 2000 годах (ТБк)**

Источник	годы					Вклад источника, %
	1961–1970	1971–1980	1981–1990	1991–2000	1961–2000	
Атмосферные выпадения $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	1 800	160	230	18	2 210	18
Речной сток $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	120	55	36	16	230	1,8
Перенос морскими течениями $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	250	3 100	5 800	150	9 300	75,6

Источник	годы					Вклад источника, %
	1961–1970	1971–1980	1981–1990	1991–2000	1961–2000	
Сбросы ЖРО в море $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}+^{60}\text{Co}$	83	165	310	1,6	560	4,6
Сумма от всех источников	2 253	3 480	6 376	185,6	12 300	100

Таким образом, основным источником радиоактивного загрязнения является трансграничный перенос, на долю которого приходится более 75 %. На долю сбросов жидких радиоактивных отходов в выбранных районах моря и речного стока приходится в сумме 6,4 %.

Регулярные наблюдения за содержанием техногенных радионуклидов в Баренцевом море были начаты в 1963 году. На рисунке 3.4 представлены данные систематических наблюдений за содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr в поверхностных водах Баренцева моря в 1963 – 2014 годах.

Отчётливо выделяются два периода повышенных содержаний этих радионуклидов. Очевидно, эти периоды связаны с наибольшей величиной

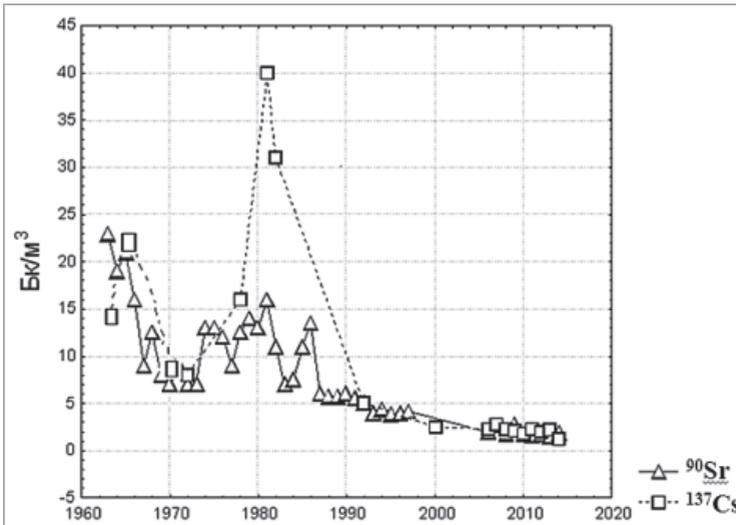


Рис. 3.4. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Баренцева моря в 1963 – 2014 годах

атмосферных выпадений, вызванных максимальным количеством испытаний ядерного оружия в 60-е годы. Второй период повышенных содержаний приходится на 70 – 80-е годы и соответствует времени наиболее высоких объёмов сброса с предприятия в Селлафилде (рис.3.4, табл. 3.6).

В настоящее время содержание техногенных радионуклидов, обусловленных указанным переносом морскими течениями в Баренцевом море, незначительно и постоянно снижается.

Накопленный опыт изучения дальнего переноса радионуклидов морскими течениями позволил оперативно организовать наблюдения за водной миграцией аварийных сбросов радионуклидов АЭС «Фукусима-1».

3.3. Изучение водного переноса аварийных сбросов АЭС «Фукусима-1»

Было принято решение Росгидромета об оценке радиоактивного загрязнения воды и воздуха в Японском море и Курило-Камчатском районе Тихого океана после аварии на японской АЭС «Фукусима-1». В период с 22 апреля по 20 мая 2011 года под патронажем Русского географического общества на научно-исследовательском судне «Павел Гордиенко» (87-й рейс) ФГБУ «ДВНИГМИ» Росгидромета сотрудники НПО «Тайфун» провели экспедиционные исследования в Японском море и северо-западной части Тихого океана. Исследования проводились в районе, примыкающем к Курильским островам, а также на северной границе течения Курисио напротив острова Хоккайдо [14].

В ходе рейса постоянно регистрировалась мощность дозы гамма-излучения, отбирались пробы морской воды по маршруту судна, проводился непрерывный мониторинг содержания радионуклидов в атмосфере. Мощность дозы гамма-излучения над поверхностью морской воды во время проведения рейса находилась в пределах 0,03 – 0,08 мкЗв/ч и в среднем составляло 0,07 мкЗв/ч. Эти значения ниже типичного для России среднего уровня 0,10 – 0,12 мкЗв/ч над поверхностью земли.

Присутствие ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs , являющихся основными дозообразующими гамма-излучателями в составе выбросов на АЭС «Фукусима-1», в пробах атмосферных аэрозолей в ходе оперативных бортовых измерений регистрировалось лишь вблизи побережья Японии – при прохождении Сангарского пролива и при нахождении судна в северо-западной части Тихого

океана напротив острова Хоккайдо. Зарегистрированные здесь максимальные объёмные активности ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs составили $4 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³, $29 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ и $32 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³ соответственно. Даже максимальные значения, зарегистрированные здесь, более чем в 10 000 раз ниже нормативов НРБ-99/2009. Поэтому вблизи дальневосточного побережья России гамма-излучатели в пробах аэрозолей практически не регистрировались. Результаты оперативных бортовых измерений содержания ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs в пробах атмосферных аэрозолей были подтверждены последующим лабораторным гамма-спектрометрическим анализом отобранных проб. Во время рейса выполнялся отбор проб морской воды для определения активности ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu и трития. Всего было отобрано 29 проб морской воды с различных глубин (от поверхности до 250 м).

Присутствие ^{134}Cs (являющегося индикатором «фукусимского» загрязнения) и ^{137}Cs в морской воде в ходе бортовых измерений было зарегистрировано практически во всех точках отбора проб по маршруту судна (рис. 3.5). Наибольшие значения объёмной активности этих радионуклидов в морской воде были зарегистрированы в северо-западной части Тихого океана на северной границе течения Куроисио примерно в 400 км от аварийной АЭС (20 – 30 Бк/м³). Результаты бортовых измерений позволили определить, что продукты аварии на АЭС «Фукусима-1» поступали в морские воды на глубине около 50 – 100 м.

Максимальные зарегистрированные значения объёмной активности радионуклидов цезия в морской воде у побережья российского Дальнего Востока были примерно в 1 000 раз ниже уровней вмешательства (УВ) для питьевой воды и не представляют опасности для населения и морской биоты (УВ по ^{90}Sr составляет 4 900 Бк/м³).

Данные анализов, проведённых в стационарных лабораториях, полностью подтвердили результаты бортовых измерений и сделанный на их основе вывод об отсутствии радиационной опасности для российского побережья Дальнего Востока. Содержание ^{90}Sr в морской воде исследованных районов (слой 0 – 100 м) находилось в интервале 0,7 – 2,4 Бк/м³, что соответствует диапазону регионального техногенного фона (УВ по ^{90}Sr составляет 4 900 Бк/м³). Объёмные активности трития в воде (слой 0 – 100 м) составили 0,5 – 2,4 кБк/м³ (УВ – 7 600 кБк/м³). Содержание изотопов плутония ($^{239+240}\text{Pu}$) в морской воде в большинстве случаев также соответствовало региональному техногенному фону – 7 – 58 мБк/м³ для растворённой фракции и 0,1 – 1,1 мБк/м³ на взвеси (УВ – 550 Бк/м³).

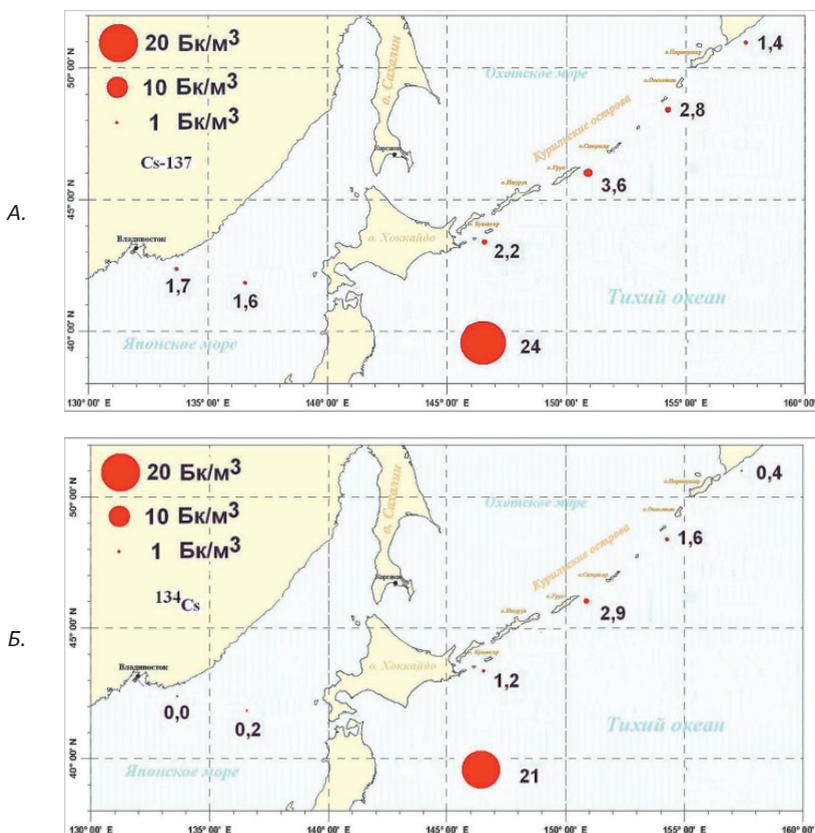


Рис.3.5. Пространственное распределение ^{137}Cs (А) и ^{134}Cs (Б) в поверхностных водах в период с 24 апреля по 6 мая 2011 года (по результатам оперативной гамма-спектрометрии на борту судна)

В двух пробах поверхностной воды в ходе радиохимического анализа определены повышенные по сравнению с фоновыми объёмные активности $^{239+240}\text{Pu}$ для растворённой фракции – 4 660 и 260 мБк/м³ (при соотношении $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ около 0,45). Это не связано с переносом из района аварийной АЭС «Фукусима-1», т.к. отношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в почвах в районе станции составляет около двух.

Таким образом, в дополнение к выводу, который был сделан о том, что наблюдаемые в районах российского побережья Дальнего Востока уровни загрязнения гамма-излучателями из состава аварийных выбросов и сбросов

на АЭС «Фукусима-1» опасности не представляли, лабораторный анализ не выявил увеличения содержания ^{90}Sr , трития и $^{239+240}\text{Pu}$ в морской воде исследованных районов.

3.4. Радиоэкологическое обследование Обь-Иртышской речной системы

В 1976 и 1977 годах экспедиции ИЭМ провели обследование рек Оби и её притоков Томи и Иртыша. Обследование охватило участок Оби от впадения Томи, включая её устьевую часть, до впадения Иртыша с его устьевой частью. Целью работ была оценка возможного переноса радиоактивных веществ, источником которых были сбросы технологических вод Сибирского химического комбината. На рис.3.6 и 3.7 показаны места отбора проб воды и донных отложений реки Оби и приустьевых частей рек Томи и Иртыша.

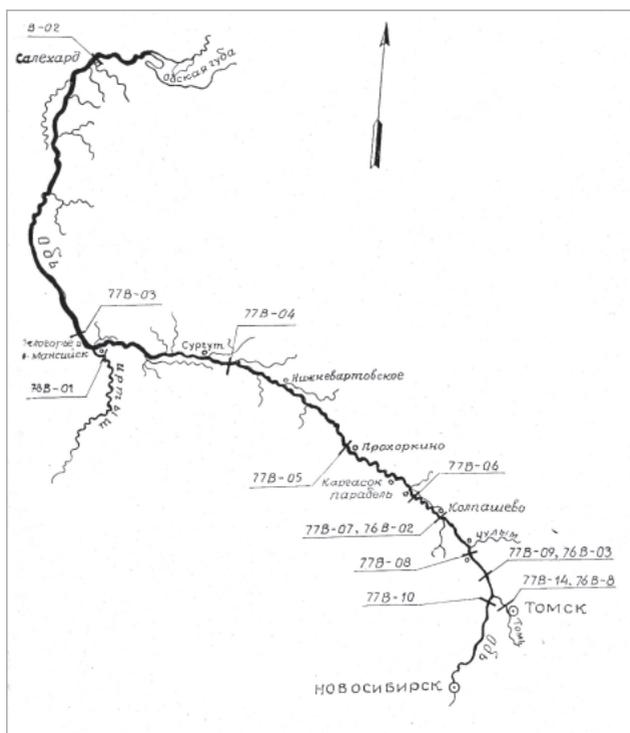


Рис.3.6. Схема опробования реки Обь в 1977–1978 годах

Вблизи места сброса технологических вод у п. Чернильщиково была определена мощность дозы гамма-излучения над поверхностью воды в Томи и детальное обследование приустьевой части (рис. 3.7).

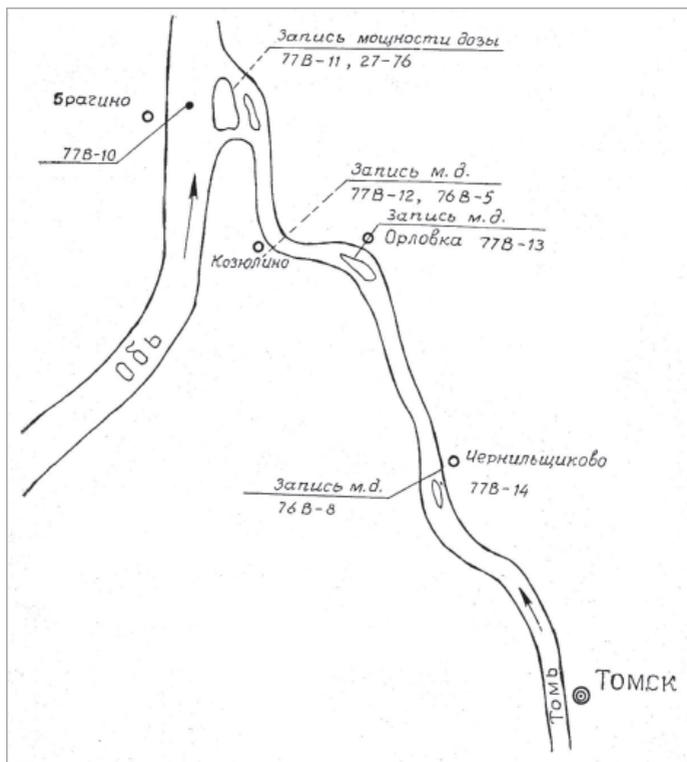


Рис. 3.7. Схема опробования реки Томь в районе сброса технологических вод Сибирского химического комбината

Вблизи точки сброса наблюдалось увеличение мощности дозы гамма-излучения над поверхностью воды. Вблизи места поступления технологических вод мощность дозы по сравнению с фоновым значением увеличилась более чем на порядок. Неравномерность распределения мощности дозы объясняется отсутствием полного перемешивания воды в реке вследствие малого расстояния от места сброса.

Увеличение мощности дозы гамма-излучения объясняется наличием в сбрасываемых технологических водах короткоживущих натрия-24 и мышьяка-76. В таблице 3.7 представлены данные по этим изотопам.

Таблица 3.7

**Концентрация короткоживущих гамма-излучателей
в пробах ионообменной смолы (август 1977)**

Проба	Натрий-24	Проба	Мышьяк-76
	Концентрация, пКи/л		Концентрация, пКи/л
77В-16П(К)	130000	77В-16П(А)	140000
77В-15Л(К)	4000	77В-15Л(А)	-
77В-14Л(К)	26000	77В-14Л(А)	26000
77В-13П(К)	3400	77В-13П(А)	3100
77В-13Л(К)	1600	77В-13Л(А)	2100
77В-12С(К)	2000	77В-12С(А)	2500
77В-11П(К)	1000	77В-11П(А)	1600
77В-11Л(К)	80	77В-11Л(А)	-
77В-10(К)	н.п.*)	77В-10(А)	н.п.
77В-09П(К)	50	77В-09П(А)	300
77В-09Л(К)	н.п.	77В-09Л(А)	130
77В-08П(К)	н.п.	77В-08П(А)	140
77В-08Л(К)	н.п.	77В-08Л(А)	н.п.

* н.п. - ниже порога обнаружения, около 40 пКи/л
для натрия-24, около 80 пКи/л для мышьяка-76.

Определение состава радионуклидов отобранных проб показал, что в воде рек присутствуют радионуклиды, отсутствующие в глобальных выпадениях, такие как ^{51}Cr , ^{58}Co , ^{65}Zn , ^{46}Sc , ^{54}Mn , ^{59}Fe , а содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr и трития выше глобального уровня. На рис.3.8 представлена картина изменения содержания радионуклидов в р. Обь в зависимости от расстояния от устья Томи, в приустьевой части которой производится сброс технологических вод Сибирского химического комбината (п. Чернильщикова).

В 2004 – 2006 годах под руководством А.И. Никитина специалистами НПО «Тайфун» Росгидромета совместно с Институтом проблем экологии и эволюции РАН и Тобольской биологической станцией РАН были проведены радиоэкологические наблюдения за содержанием радионуклидов на участке речной системы Теча – Обь. Система Теча – Обь протяжённостью свыше 1 000 км включает реки Тобол и Иртыш [15 – 18].

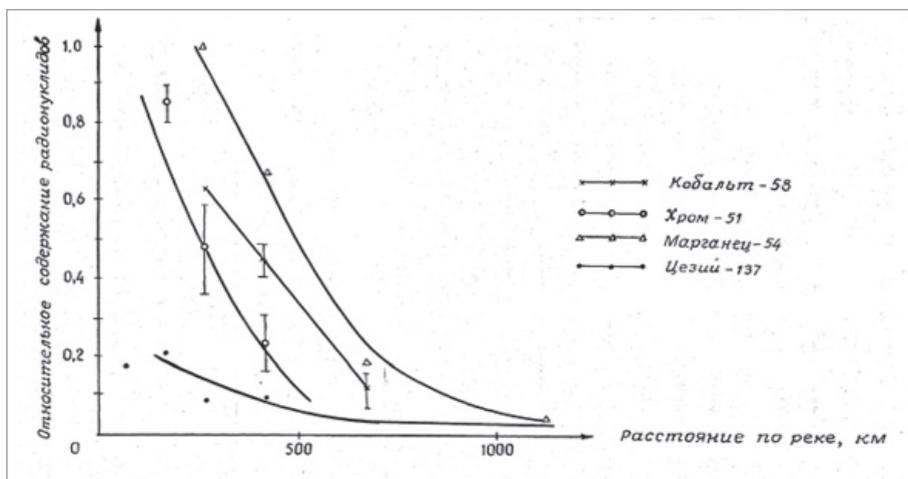


Рис. 3.8. Изменение концентрации радионуклидов, переносимых в р. Обь на взвешях, в зависимости от расстояния (отсчёт расстояния от устья реки Томи)

Никитин Александр Иванович – выдающийся учёный в области радиационного мониторинга окружающей среды, доктор наук, главный научный сотрудник НПО «Тайфун» (г. Обнинск). Работы А.И. Никитина внесли основополагающий вклад в изучение радиоактивного загрязнения морей Арктики и Дальнего Востока, речной системы Обь-Иртышского бассейна и водных объектов, загрязнённых в результате чернобыльской аварии. Имел многолетний опыт международной деятельности, являлся экспертом программы АМАП. С 1992 года работал в составе российско-норвежских морских экспедиций по изучению радиоактивного загрязнения морской среды в районах захоронения радиоактивных отходов в Карском и Баренцевом морях, неоднократно являлся их научным руководителем.



Никитин Александр Иванович
(1947–2014)

В ходе комплексного радиоэкологического обследования 2004 – 2006 годов было определено содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и трития в компонентах речной экосистемы, выполнена разработка модели миграции

радионуклидов в изучаемой речной системе, и проведено тестирование по данным наблюдений радиоэкологической обстановки, выполнены оценки интегрального радиационного состояния и экологического состояния рек, сделана оценка экологического риска.

В сентябре 2004 года был обследован участок речной системы от района слияния рек Исеть и Тобол до района слияния Иртыша и Оби (рис. 3.9). Были отобраны пробы речной воды для определения объёмных активностей ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и трития; колонки донных отложений, керны пойменных почв и пробы биоты для гамма-спектрометрического и радиохимического анализов. В августе 2005 года подобное опробование было выполнено в дополнительных створах, при этом наиболее детальные радиоэкологические исследования были проведены в верхнем течении Течи и на Иртыше.



Рис. 3.9. Расположение створов отбора проб во время экспедиционного обследования радиоактивного загрязнения речной системы в сентябре 2004 года

На рисунке 3.10 показано изменение объёмной активности ^{90}Sr в речной воде в зависимости от расстояния точки отбора на р. Тобол от впадения Исеты и до слияния с Иртышем. Видно, что объёмная активность ^{90}Sr снижается вниз по течению Тобола по мере приближения к месту слияния с Иртышем.

Тем не менее концентрации ^{90}Sr в воде Тобола перед впадением в Иртыш и по левому берегу Иртыша, ниже впадения Тобола составляют 31 – 235 мБк/л, что на порядок величины выше фонового уровня для рек

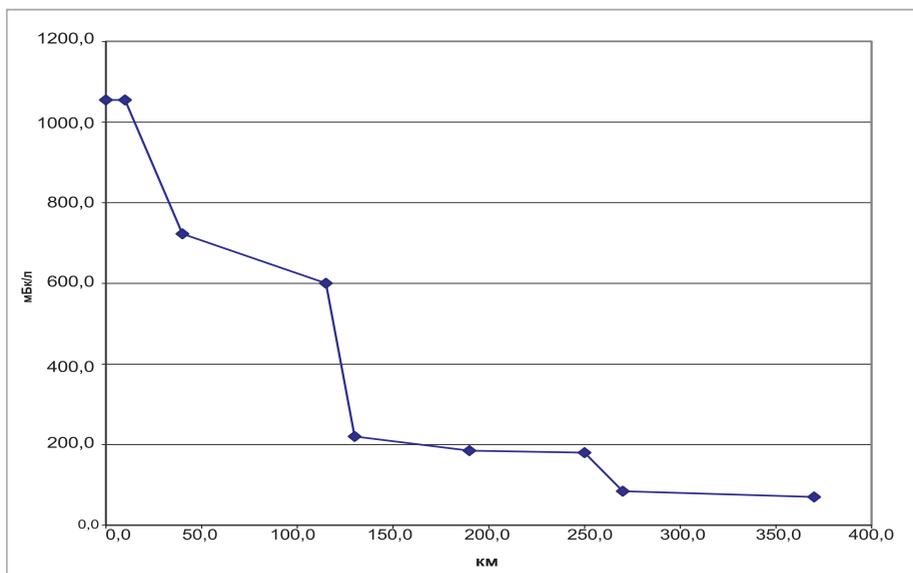


Рис.3.10. Изменение объёмной активности ^{90}Sr в воде Тобола на участке от устья Исети и до слияния с Иртышом (сентябрь 2004 г.)

России. При этом в Иртыше, выше впадения Тобола, наблюдается практически фоновый уровень содержания ^{90}Sr в воде.

Результаты определения содержания ^{90}Sr показывают, что на участке по левому берегу Иртыша, ниже впадения Тобол (5 км ниже устья Тобола), полного перемешивания вод Тобола и Иртыша нет – концентрации радионуклида по левому берегу Иртыша в 5 км от устья Тобола практически совпали с концентрациями в Тоболе перед его впадением.

Измеренные концентрации ^{137}Cs находятся в фоновом диапазоне по всем точкам наблюдения. Однако по тритию имеет место небольшое превышение концентраций в точках наблюдения на реке Тобол и по левому берегу Иртыша над концентрациями в Иртыше в фоновой точке выше впадения Тобола. Наблюдаются также сезонные изменения удельной активности радионуклидов в речной воде, особенно заметно проявляющиеся для ^{90}Sr и трития.

Согласно данным радиационного мониторинга, превышение УВ в настоящее время наблюдается только для удельной активности ^{90}Sr в воде реки Течи. Для трития удельные активности в воде реки Течи ниже УВ в 30–90 раз, для ^{137}Cs – в 20–40 раз, для плутония – в 1 800–13 000 раз.

Удельная активность трития и ^{137}Cs в речной воде превышает фоновый уровень в основном в реках Теча и Исеть, а на остальной части речной системы не отличается от регионального фона. Удельная активность изотопов плутония превышает фоновый уровень только в воде реки Течи. Вместе с тем наблюдается превышение фонового уровня ^{90}Sr в речной воде на обширном участке речной системы протяжённостью более 1 000 км, вплоть до впадения Иртыша в реку Обь [15 – 17]. Причиной образования этого «стронциевого» следа является прошлая деятельность ПО «Маяк», в особенности радиоактивные сбросы в реку Течу в начальный период его деятельности (1949 – 1956 годы).

В целом, результаты комплексного радиоэкологического обследования свидетельствуют о влиянии прошлой деятельности ПО «Маяк» на содержание ^{90}Sr в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. Однако это влияние относительно мало и в настоящее время не выходит за пределы приемлемого радиационного риска, как для населения, так и речной биоты. Тем не менее необходимо осуществлять комплексный радиоэкологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы с целью надёжного контроля за переносом радионуклидов от объектов использования атомной энергии в этом регионе (ПО «Маяк», Сибирского химического комбината).

В августе – сентябре 2008 года специалистами НПО «Тайфун» и ГУ «Томский ЦГМС» Росгидромета было проведено экспедиционное радиоэкологическое обследование речной системы на участке от г. Томска до района слияния рек Томи и Оби. В ходе экспедиционного обследования были отобраны пробы воды донных отложений и пойменных почв для последующего радионуклидного анализа. Кроме этого были организованы ежемесячные наблюдения в течение полного гидрологического цикла за содержанием искусственных радионуклидов в воде р. Томь выше и ниже СХК [18] (рис.3.11). Особое внимание уделялось мониторингу трития в речке Самуське, являющейся водотоком возможной разгрузки пластовых вод полигонов подземного захоронения радиоактивных отходов СХК. Тритий, входящий в молекулу воды, может служить индикатором появления в поверхностных водах радиоактивных отходов, закачанных в подземные пласты-коллекторы.

Данные мониторинга (май – июнь 2008 г.) выявили некоторое возрастание содержания в воде р. Томь ^{90}Sr (максимум до 12 Бк/м³) и ^{137}Cs (максимум до 4 Бк/м³) после сбросов СХК. После остановки в июне 2008 года последнего реактора СХК началось снижение объёмной активности этих долгоживущих радионуклидов в воде реки Томи, ниже точки сброса технологических вод СХК.

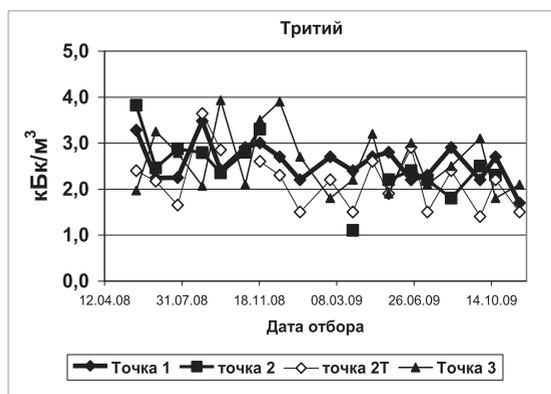
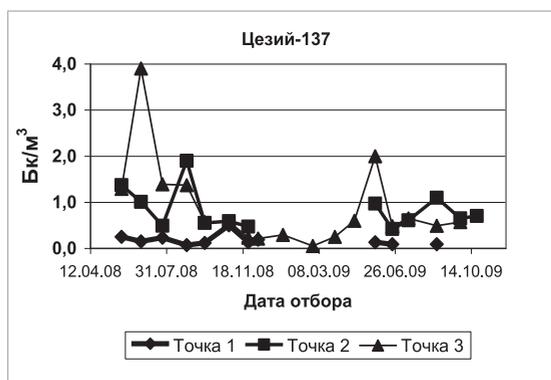
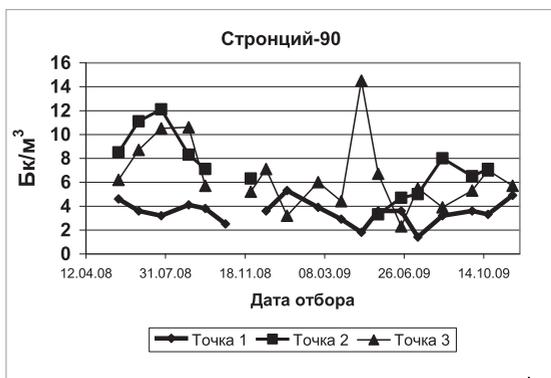


Рис. 3.11. Расположение точек отбора поверхностных вод вблизи СХК (слева) и результаты мониторинга содержания в поверхностных водах ^{90}Sr , ^{137}Cs и трития (справа) в 2008 – 2009 годах

Содержание трития в речной воде в районе СХК, в том числе и в реке Самусь, практически не отличается от регионального фона. Таким образом, данные мониторинга трития свидетельствуют об отсутствии поступления на момент обследования радионуклидов из подземных пластов-коллекторов ЖРО СХК. В целом, данные мониторинга и радиоэкологического обследования, проведённого после остановки последнего прямоточного реактора СХК, свидетельствуют об отсутствии значимого радиоактивного загрязнения речной экосистемы [18].

Современные величины объёмной активности долгоживущих искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и трития в речной воде во много раз ниже установленных уровней вмешательства для этих радионуклидов действующими нормативами НРБ-99/2009. Накопление искусственных радионуклидов из сбросов СХК в пойменной почве и донных отложениях у правого берега Томи не привело к образованию радиоактивных грунтов в пойме и на дне реки. Вместе с тем плотность загрязнения (активность радионуклида на единицу площади) пойменных почв долгоживущим ^{137}Cs в зоне воздействия жидких сбросов СХК превышает уровень регионального техногенного фона. Произошло загрязнение поймы не только ^{137}Cs , но и другими долгоживущими гамма-излучателями, такими как ^{152}Eu , ^{60}Co , ^{54}Mn .

Список использованных источников

1. Вакуловский С.М. Оценка радиационного воздействия Горно-химического комбината на экосистему Енисея. Безопасность окружающей среды. Радиационный мониторинг. № 2, 2008. С. 40 – 43.
2. Вакуловский С.М., Тёртышник Э.Г., Кабанов А.И. Перенос радионуклидов в р. Енисей // Атомная Энергия. 2008, т. 105, № 5. С. 285 – 291.
3. Вакуловский С.М., Тёртышник Э.Г. Миграция цезия-137 и других радионуклидов в реке Енисей. Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы // Сборник материалов международной конференции (Москва, 3 – 5 июня 2008 года). Обнинск, 2008. С. 140 – 150.
4. Вакуловский С.М., Крышев И.И., Никитин А.И., Савицкий Ю.В., Малышев С.В., Тёртышник Э.Г. Оценка влияния Красноярского Горно-химического Комбината на радиоэкологическое состояние реки Енисей // Известия вузов. Ядерная энергетика. 1994, № 2 – 3. С. 124 – 130.

5. Vakulovsky, S.M., Kryshev, I.I., Nikitin, A.I., Savitsky, Yu.V., Malyshev, S.V., and Tertyschnik, E.G. Radioactive Contamination of the Yenisei River. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1995. Vol. 29. N 3, p. 225 – 236.

6. Крышев А.И., Сазыкина Т.Г. Реконструкция дозы и радиационного риска для жителей прибрежных населённых пунктов реки Енисей за многолетний период эксплуатации Красноярского ГХК (1975 – 2000 гг.) // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2009. 49 (2). С. 246 – 250.

7. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: Издат, 2010. 495 с.

8. Till J.E., Grogan H.A., Rood A.S. et al. A risk-based screening analysis for radionuclides released to the Columbia River from past activities at the US Department of Energy Nuclear Weapons Site in Hanford. Final Report. Washington: Centres for Disease Control and Prevention. 2002. 205 p.

9. Бурякова А.А., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Ведерникова М.В., Панченко С.В. Оценка дозы и экологического риска для объектов биоты в районе расположения ФГУП «ГХК» // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2020 (в печати).

10. Крышев А.И. Биологический перенос радионуклидов в экосистеме реки Енисей и оценка дозы облучения природной биоты // *Известия вузов. Ядерная Энергетика*. 2007. № 4. С. 31 – 39.

11. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов // *Атомная энергия*. Т. 58, вып. 6. 1985. С. 445 – 449.

12. Вакуловский С.М., Катрич И.Ю., Краснопевцев Ю.В. и др. О загрязнении Атлантического океана и его морей радиоактивными продуктами // *Океанология*. Том XXI, 1981, вып. 2. С.257 – 265.

13. Сивинцев Ю. В., Вакуловский С. М., Васильев А. П., Высоцкий В. Л., Губин А. Т., Данилян В. А., Кобзев В. И., Крышев И. И., Лавковский С. А., Мазокин В. А., Никитин А.И., Петров О. И., Пологих Б. Г., Скорик Ю. И. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в арктические и дальневосточные моря. («Белая книга–2000»). М: ИздАТ, 2005. 624 с.

14. Отчёт о НИР. Результаты экспедиционных исследований радиоактивного загрязнения Японского моря и северо-западной части Тихого океана после аварии на японской АЭС «Фукусима-1» (87-й рейс НИС «Павел Гордиенко»). Обнинск, 2011. 38 с.

15. Крышев И.И., Никитин А.И. Миграция радионуклидов в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. XLIIY Радиоэкологические чтения В.М. Клечковско-го (2 декабря 2015 г., ВНИИРАЭ, Обнинск) // *Сборник докладов*. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016. С.48 – 82.

16. Никитин А.И., Крышев И.И., Чумичев В.Б., Крышев А.И., Валетова Н.К., Кабанов А.И., Катрич И.Ю., Рябцев И.А., Пельгунова Л.А., Полякова Н.И., Родин В.М., Мироненко А.Н. Радиозэкологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы. Сборник материалов международной конференции «Радиозэкология: итоги, современное состояние и перспективы» (Москва, 3–5 июня 2008 года). С. 151 – 167.

17. Nikitin, A.I., Chumichev, V.B., Valetova N.K. et al. The current content of artificial radionuclides in the water of the Tobol-Irtysh river system (from the mouth of the Iset River to the confluence with the Ob River). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007, Vol. 96, Issues 1 – 3. P. 138 – 143.

18. Nikitin A.I., Kryshev I.I., Bashkirov N.I., Valetova N.K., Dunaev G.E., Kabanov A.I., Katrich I. Yu., Krutovsky A.O., Nikitin V.A., Petrenko G.I., Polukhina A.M., Selivanova G.V., Shkuro V.N. Up-to-date concentrations of long-lived artificial radionuclides in the Tom and Ob rivers in the area influenced by discharges from Siberian chemical combine // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012, Vol. 108. P. 15 – 23.

4. Радиоактивное загрязнение окружающей среды вследствие радиационных аварий

4.1. Аварии на ПО «Маяк»

Радиационный след в регионе ПО «Маяк» сформировался в результате газоаэрозольных выбросов предприятия в атмосферу, сбросов радионуклидов в речную систему, радиационной аварии в 1957 г., ветрового переноса радионуклидов с берегов хранилища радиоактивных отходов озера Карачай [1, 2].

Радиационная авария в 1957 году

29 сентября 1957 г. в одной из ёмкостей для хранения жидких радиоактивных отходов произошёл взрыв, в результате которого в окружающую среду было выброшено 20 млн кюри активности [1, 2]. Основными изотопами в выбросе были сравнительно короткоживущие ^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{106}Rh и долгоживущий бета-излучатель ^{90}Sr . Для оценки состояния загрязнения местности сотрудники Института прикладной геофизики (тогда АН СССР), имевшие опыт при обследовании местности, загрязнённой вследствие испытаний ядерного оружия, провели авиационную и наземную съёмку местности. Авиационную съёмку проводили Андрей Сергеевич Волков с

помощью дозиметра ИПГ-54 и Михаил Владимирович Никифоров с помощью сконструированного им 10-канального гамма-спектрометра. С использованием соотношения между содержанием гамма-излучающих изотопов по результатам авиационной гамма-съёмки и ^{90}Sr , полученных методом радиохимического анализа проб почвы, была построена первая карта загрязнения ^{90}Sr , представленная на рис. 4.1 [2].

На карте максимальная длина следа составляет около 300 км. Ширина следа по линии $0,05 \text{ Ки/км}^2$ варьируется от 10 до 30 км. В пределах изолинии 2 Ки/км^2 по ^{90}Sr оказалась площадь около $1\,000 \text{ км}^2$.

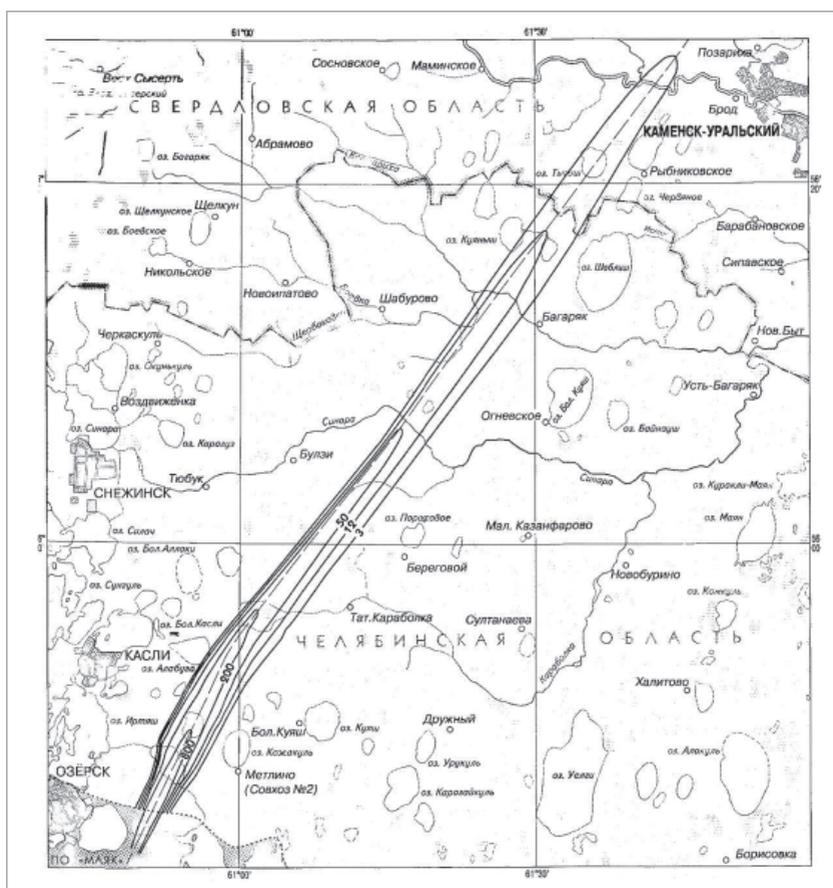


Рис.4.1. Карта плотности загрязнения почвы стронцием-90 (Ки/км^2).
Под ред. А.С. Волкова, ИПГ АН СССР, 1958

Радиоактивный след, образовавшийся на обширной территории после аварии, мог стать источником вторичного загрязнения атмосферы и прилегающей к следу территории. Поэтому возникла задача количественно оценить величину ветрового подъёма радиоактивной пыли и её перенос за пределы следа. Для решения этой задачи сотруднику Отделения ИПГ Константину Павловичу Махонько было поручено провести на территории следа комплекс натурных исследований для получения необходимой информации. Такие исследования были им проведены в 1959 – 1960 годах. Результаты исследований представлены в отчётах [3, 4] и его диссертационной работе [5].

Проведённые расчёты и комплекс экспериментальных данных позволили впервые получить следующие основные результаты.

1. Ветровой подъём радиоактивной пыли со следа и её вынос за пределы следа имел наибольшее значение в начальный период после аварии. За 3 года вынос составил около 2 % от запаса на следе, что представляет ничтожную величину с точки зрения дезактивации. Расползание границ следа практически закончилось уже через год после его образования.

2. Вынесенная ветром радиоактивность оседает в основном у границ следа. Количество выпавшей радиоактивности незначительно по сравнению с начальным загрязнением и соизмеримо с уровнем глобального радиоактивного загрязнения.

Следует отметить, что эти выводы практически подтвердились по результатам оценки значимости ветрового подъёма с территории, загрязнённой после аварии на Чернобыльской АЭС 1986 г. [6].

Ветровой вынос радионуклидов в 1967 году

До осени 1951 г. жидкие радиоактивные отходы сбрасывались в р. Теча, а с осени – в озеро Карачай. Весной 1967 г. за счёт ветрового выноса радиоактивной пыли с обнажившихся берегов озера Карачай было выброшено в атмосферу 600 радионуклидов. Радионуклидный состав этого загрязнения в основном определялся ^{90}Sr – 34 %, ^{137}Cs – 48 % и ^{144}Ce . После выпадений из атмосферы в дополнение к стронциевому следу образовался цезиевый след. Размеры этого следа и его расположение были определены по результатам наземных и авиационных гамма-спектрометрических съёмок. На рис. 4.2 представлена схема загрязнения территории от двух аварий, подготовленная сотрудниками Института глобального мониторинга климата (ИГКЭ) [2].

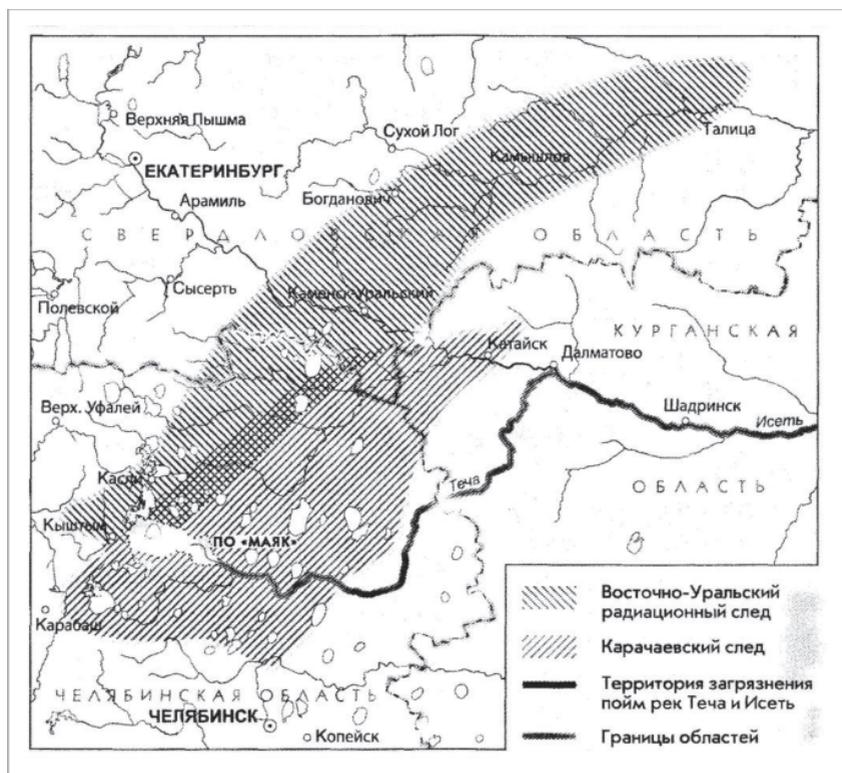


Рис.4.2. Схема радиоактивного загрязнения почвы в результате аварий на ПО «Маяк»

Максимальное значение плотности загрязнения ^{137}Cs за пределами промышленной зоны ПО «Маяк» по состоянию на 1997 год составляла 7 Ки/км² и площадь загрязнения – 4 650 км².

Загрязнение реки Теча

Одним из последствий деятельности ПО «Маяк» оказалось загрязнение реки Теча. На рис. 4.3 представлена схема расположения реки Теча, на которой указаны населённые пункты, население которых использовало воду из этой реки для различных хозяйственных нужд.

Как видно из рис. 4.3, ближайшим населённым пунктом к месту поступления загрязнённых вод является п. Муслюмово. В этом пункте сотрудники ФГБУ «НПО «Тайфун» начали вести регулярные наблюдения с 1968 года.



Рис. 4.3. Схема расположения населённых пунктов на реках Теча и Исеть

Для этого пункта на рис. 4.4 представлена зависимость концентрации ^{90}Sr в воде от времени по ретроспективным данным службы внешней дозиметрии ПО «Маяк» и данным ФГБУ «НПО «Тайфун».

Как видно из рис. 4.4, максимальные концентрации ^{90}Sr наблюдались в пятидесятые годы прошлого столетия, и к началу двадцатого столетия уменьшились на 2 порядка, но превышали уровень вмешательства, установленный НРБ-99/2009 – 4,9 Бк/л.

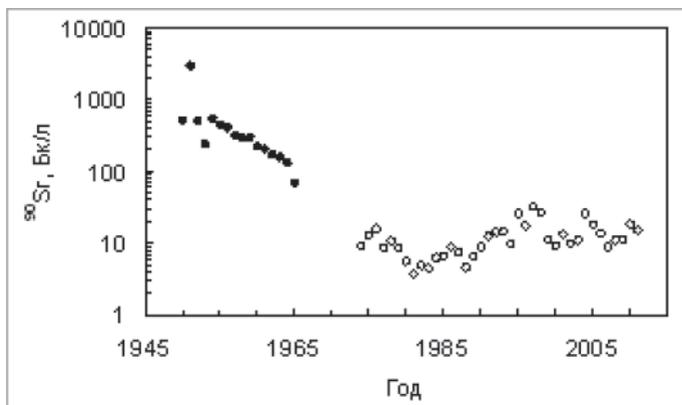


Рис. 4.4. Многолетняя динамика удельной активности ^{90}Sr в воде реки Теча вблизи п. Муслюмово

В 1995 г. сотрудниками Института глобального климата и экологии и ФГБУ «НПО «Тайфун» был выполнен цикл работ по уточнению радиационной обстановки на территории ВУРС путём отбора проб почв на территории ВУРС, поймы реки Теча и их последующего изотопного анализа. На основе результатов обобщённого анализа всех доступных исторических и новых экспериментальных данных были построены карты загрязнения ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ по состоянию на 2007 год, представленные в Атласе Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов [2].

Современное состояние радиационной обстановки в зоне наблюдения (ЗН) ПО «Маяк»

Радиоактивность почвы

Радиоактивность почвы является основным фактором, определяющим степень радиационного воздействия на население и наземную биоту. Основное воздействие на формирование поля радиоактивного загрязнения для ^{90}Sr оказала радиационная авария в сентябре 1957 г. Большая часть активности ^{90}Sr (500 ТБк) сосредоточена на площади 222 км² и распространяется на 25 км от границы промзоны ПО «Маяк» [2]. Средневзвешенное значение плотности загрязнения почвы ^{90}Sr с учётом неоднородности его пространственного распределения составляет 425 кБк/м².

На формирование поля радиоактивного загрязнения для ^{137}Cs , кроме радиационной аварии 1957 года, значительное воздействие оказал ветровой перенос радиоактивной пыли с берегов озера Карачай. Границы радиоактивного следа для ^{137}Cs практически окружают озеро Карачай и другие радиационно опасные объекты ПО «Маяк». Имеет место повышенная плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в посёлке Новогорный, расположенном вблизи ПО «Маяк». Средневзвешенное значение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs с учётом неоднородности его пространственного распределения составляет 24 кБк/м², что в 18 раз меньше по сравнению с ^{90}Sr .

Распределение плутония в зоне влияния ПО «Маяк» весьма неравномерное и носит пятнистый характер. Плотность загрязнения почвы плутонием на большей части территории вокруг промзоны ПО «Маяк» составляет от 0,1 до 0,8 кБк/м² [2]. Повышенные уровни плотности загрязнения почвы плутонием от 0,8 до 8 кБк/м² наблюдаются в основном внутри и вблизи санитарно-защитной зоны ПО «Маяк» на расстоянии 10–20 км от промплощадки.

Наряду с территорией ВУРСа и Карачаевского следа наблюдаются также повышенные уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве поймы реки Теча [1, 2].

Актуализированные данные наблюдений за содержанием радионуклидов в почве ЗН ПО «Маяк» в 2011 – 2017 годах представлены в табл. 4.1 [7].

Таблица 4.1

**Содержание радионуклидов в почве в ЗН ПО «Маяк» в 2011 – 2017 гг.,
кБк/м²**

Зона контроля	^{90}Sr	^{137}Cs	Pu
ЗН	21 ± 6/110	20 ± 7/364	2,1 ± 0,8/15
Региональный фон	1,5 ± 0,4	2,2 ± 0,4	0,1 ± 0,05

В ЗН средние значения плотности загрязнения почвы ^{90}Sr , ^{137}Cs и Pu в результате прошлой деятельности ПО «Маяк» на порядок выше регионального фона.

Радиоактивность приземного воздуха

Согласно данным многолетнего мониторинга, наиболее высокие уровни техногенной радиоактивности воздуха наблюдаются в п. Новогорный (табл. 4.2) [7]. Содержание ^{137}Cs в приземном воздухе п. Новогорный в 2000 – 2018 гг. в среднем было в 13 – 15 раз выше по сравнению с другими пунктами наблюдений, Pu – в 4 раза. Для ^{90}Sr и $\Sigma\beta$ не отмечается значимых различий объёмной активности воздуха для разных пунктов наблюдений. Также не наблюдается значимых различий в динамике объёмной активности техногенных радионуклидов, средние значения за 2000 – 2010 гг. достоверно не отличаются от усреднённых значений в 2011 – 2018 гг. для разных пунктов наблюдений, за исключением ^{137}Cs в приземном воздухе п. Новогорный.

В динамике ^{137}Cs прослеживается устойчивое снижение объёмной активности в приземном слое атмосферы п. Новогорный, особенно в 2012 – 2018 годах (рис. 4.5), что связано с проведением природоохранных мероприятий по засыпке водоёма Карачай, и резкое снижение ветрового переноса техногенной радиоактивности с загрязнённых участков территории водоёма.

Объёмная активность α -излучающих изотопов плутония во всех пунктах ЗН на 4 – 5 ниже допустимой по НРБ-99/2009, ^{90}Sr и ^{137}Cs – на 6 – 7 порядков ниже допустимого значения, однако выше уровня регионального фона.

Таблица 4.2

**Обобщённые данные мониторинга радиоактивности приземного воздуха
в зоне наблюдения ПО «Маяк» в 2000 – 2018 годах, Бк/м³**

Наименование радионуклида	Период наблюдений	п. Новогорный	п. Аргаяш	с. Бродокалмак	г. Кыштым
$\Sigma\beta$, $\times 10^{-5}$	2000 – 2010 гг.	16,1 ± 4,4	11,0 ± 2,0	13,1 ± 2,4	10,7 ± 4,4 ¹⁾
	2011 – 2018 гг.	21,8 ± 2,0	8,0-114,7	– ²⁾	16,7 ± 6,1
	2000 – 2018 гг.	18,5 ± 8,6	16,0 ± 10,9		14,4 ± 4,1 ³⁾
^{137}Cs , $\times 10^{-7}$	2000 – 2010 гг.	240 ± 80 ¹⁾	13,5 ± 4,2 ¹⁾	11,2 ± 3,2 ¹⁾	10,0 ± 2,6 ¹⁾
	2011 – 2018 гг.	118 ± 85	11,8 ± 6,7	–	17,4 ± 6,5
	2000 – 2018 гг.	191 ± 64	12,7 ± 3,8		14,6 ± 5,4 ³⁾
$^{239,240}\text{Pu}$, $\times 10^{-7}$	2000 – 2010 гг.	1,9 ± 0,5 ¹⁾	0,16 – 0,39 ¹⁾	0,08 – 0,22 ¹⁾	–
	2011 – 2018 гг.	1,9-8,9 ¹⁾	1,1 ¹⁾	–	0,6 ¹⁾
	2000 – 2018 гг.	2,5 ± 1,2	0,16 – 1,1		
^{238}Pu , $\times 10^{-7}$	2000 – 2010 гг.	2,6 ± 0,8 ¹⁾	0,13 – 0,41 ¹⁾	0,06 – 0,131)	–
	2011 – 2018 гг.	3,2 – 23,2 ¹⁾	2,3 ¹⁾	–	0,9 ¹⁾
	2000 – 2018 гг.	4,4 ± 3,4	0,13 – 2,3		
^{90}Sr , $\times 10^{-7}$	2000 – 2010 гг.	15,8 ± 11,1)	10,4 ± 3,4	11,4 ± 3,1 ¹⁾	7,5 – 15,8 ¹⁾
Западная Сибирь (региональный фон), Бк/м ³					
^{137}Cs , $\times 10^{-7}$	2011 – 2018 гг.	1,6 ± 0,6			
^{90}Sr , $\times 10^{-7}$	2011 – 2018 гг.	3,2 ± 1,1			
ДОА, Бк/м ³					
^{137}Cs	27				
^{90}Sr	2,7				
α -излучающие изотопы Pu	0,0025				

Примечания: ¹⁾ Измерения проводили в отдельные годы.

²⁾ Измерения не проводили.

³⁾ Измерения проводили в 2005, 2007–2018 гг.

Объёмная активность α -излучающих изотопов плутония во всех пунктах ЗН на 4 – 5 порядков ниже допустимой по НРБ-99/2009, ^{90}Sr и ^{137}Cs – на 6 – 7 порядков ниже допустимого значения, однако выше уровня регионального фона.

В целом по такому важному параметру, как техногенная радиоактивность атмосферного воздуха, радиационная обстановка в ЗН ПО «Маяк» по данным многолетнего мониторинга в 2000 – 2018 гг. остаётся стабильной. По

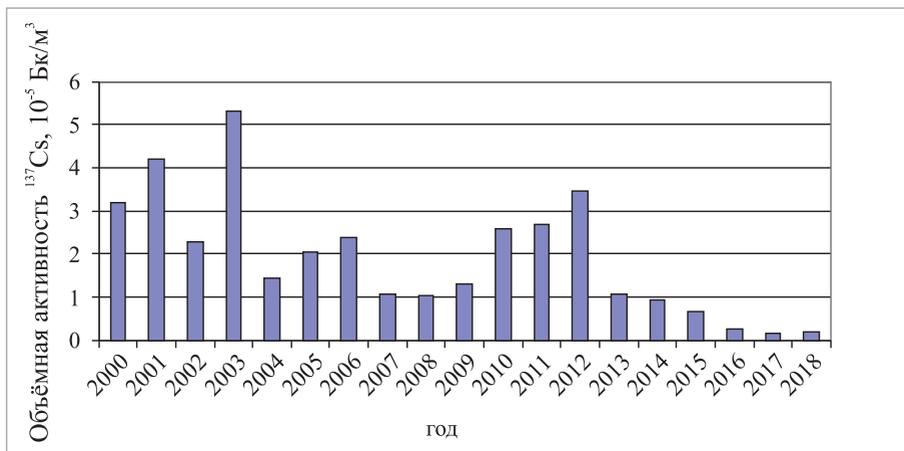


Рис. 4.5. Динамика изменений объёмной активности ^{137}Cs в приземном слое атмосферы п. Новогорный за 2000 — 2018 годы

объёмной активности ^{137}Cs в одном из наиболее загрязнённых в результате прошлой деятельности п. Новогорный заметно улучшается, а содержание всех контролируемых радионуклидов в приземном воздухе ЗН значительно ниже радиационно-гигиенических нормативов.

Радиоактивность водных объектов

Согласно данным мониторинга наблюдается снижение объёмной активности радионуклидов в речной системе Теча – Исеть по мере удаления от плотины 11, содержание ^{90}Sr в речной воде вблизи п. Муслумово в 10 раз выше по сравнению с пунктом «Мехонское» (табл. 4.3).

В реке Теча отмечается снижение объёмной активности ^{90}Sr в 2015 – 2018 годах по сравнению с предшествующим периодом наблюдений (2011 – 2014 годы). Динамика изменений объёмной активности ^{90}Sr в реке Теча (п. Муслумово, Першинское) представлена на рис.4.6 [7].

Отмечается снижение объёмной активности ^{90}Sr в пунктах наблюдений на реке Исеть в 2011 – 2018 гг. примерно в 2 раза по сравнению с предшествующим десятилетием. Согласно данным многолетнего мониторинга в реке Исеть в отличие от реки Теча не наблюдается превышения УВ для объёмной активности ^{90}Sr в речной воде.

Таблица 4.3

**Объёмная активность радионуклидов в воде рек Теча и Исеть
в 2000 – 2018 годах, Бк/л**

Пункт наблюдений/годы	^{90}Sr	^{137}Cs
Река Теча Муслюмово 2000 – 2010	$13,7 \pm 1,0/26$	$0,32 \pm 0,02/0,53$
2011 – 2014	$15,4 \pm 1,7/25$	$0,25 \pm 0,02/0,30$
2015 – 2018	$6,4 \pm 2,2/9,5$	$0,21 \pm 0,01/0,23$
Першинское, Затеченское 2000 – 2010	$9,4 \pm 0,4/13$	$0,071 \pm 0,005/0,1$
2011 – 2014	$9,3 \pm 0,5/11$	$0,052 \pm 0,009/0,1$
2015 – 2018	$5,5 \pm 1,1/6,5$	$0,021 \pm 0,001/0,03$
Река Исеть Красноисетское 2001 – 2010	$2,9 \pm 0,3/4,1$	$0,033 \pm 0,003/0,06$
2011 – 2018	$1,6 \pm 0,3/2,3$	$0,015 \pm 0,002/0,05$
Шадринск 2001-2010	$1,7 \pm 0,1/2,1$	$0,025 \pm 0,002/0,05$
2011-2018	$0,9 \pm 0,1/1,6$	$0,010 \pm 0,002/0,03$
Мехонское 2001-2010	$1,3 \pm 0,1/1,9$	$0,024 \pm 0,003/0,05$
2011-2018	$0,60 \pm 0,05/1,0$	$0,010 \pm 0,002/0,02$
УВ	4,9	11
Реки России (фон)	0,005	0,002

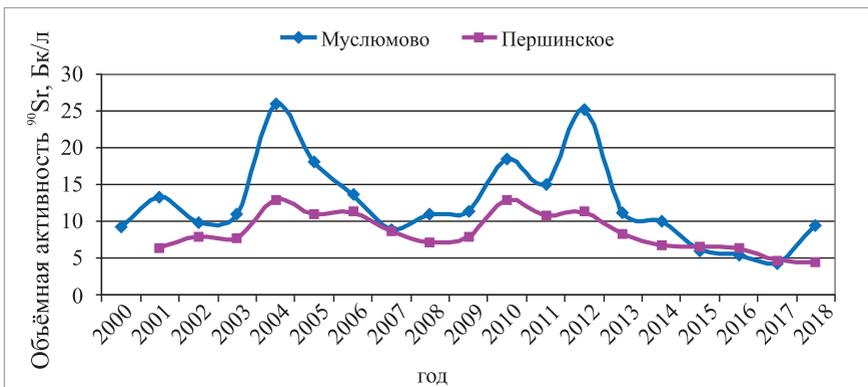


Рис.4.6. Динамика изменений объёмной активности ^{90}Sr в воде р. Теча в створах п. Муслюмово и с. Першинское в 2000 – 2018 годах

Содержание ^{137}Cs в реках Теча и Исеть значительно ниже УВ (в 20 – 1 100 раз), однако выше регионального фона (табл. 4.3). В реке Теча отмечается снижение объёмной активности ^{137}Cs в 2015 – 2018 гг. по сравнению с 2000 – 2010 гг.: в пункте Муслюмово – в 1,5 раза, Першинское – в 3,4 раза. Также отмечается снижение объёмной активности ^{137}Cs в пунктах наблюдений на реке Исеть в 2011 – 2018 гг. в 2,2 – 2,5 раза по сравнению с предшествующим десятилетием.

Содержание трития в реке Теча значительно ниже УВ (в 20 – 85 раз). Согласно данным обследования содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в реке Теча составляет 0,04 – 0,31 мБк/л, что 3 – 4 порядка ниже УВ [8, 9]. В реке Исеть объёмная активность этого радионуклида в воде практически не отличается значимо от фона.

Согласно данным наблюдений наиболее высокие уровни загрязнения донных отложений обнаружены в илах верховий реки Теча [1, 10]. Уровни загрязнения донных отложений ^{137}Cs выше, чем ^{90}Sr . По мере удаления от верховья реки содержание радионуклидов в донных отложениях, как и в воде, снижается вплоть до устья реки Теча.

В отличие от рек, которые являются открытыми системами и транзитной средой для радионуклидов, озера представляют собой замкнутые или полузамкнутые экосистемы замедленного водообмена. Они способны аккумулировать радионуклиды и могут рассматриваться в качестве маркеров радиоэкологического состояния загрязнённой территории. Озёра на территории радиоактивного следа значительно различаются по уровням загрязнения и гидрохимическим условиям [11 – 14]. Загрязнение компонент озёрных экосистем в целом коррелирует с плотностью загрязнения территории водосборов. Водоёмы, расположенные на территории с высокой плотностью загрязнения, характеризуются также и высокими концентрациями радионуклидов в компонентах озёр. Большинство озёр ВУРСа расположены на территории с плотностью загрязнения по ^{90}Sr от 3,7 до 18,5 кБк/м². Наиболее загрязнённые озёра (Бердяниш, Урускуль) находятся на территории головной части ВУРСа со значительно более высокой плотностью загрязнения. Эти озёра выведены из хозяйственного использования. Большая часть активности в озёрных экосистемах находится в донных отложениях. В верхнем 10-см слое донных отложений сосредоточено до 70 % ^{90}Sr и ^{137}Cs .

За исключением озёр, выведенных из хозяйственного использования, современные уровни содержания техногенных радионуклидов в водных объектах в зоне наблюдений ПО «Маяк» значительно ниже УВ по НРБ-99/2009 (табл. 4.4).

Таблица 4.4

**Объёмная активность радионуклидов в воде озёр в ЗН ПО «Маяк»
в 2004 – 2017 годах, Бк/л**

Годы	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
2004-2010	0,10±0,03/0,4	0,26±0,03/0,6
2011-2017	0,046±0,008/0,2	<0,2/0,4
УВ	4,9	11
Региональный фон [13]	0,07	0,04

В целом анализ данных многолетнего мониторинга радиационной обстановки в зоне влияния ПО «Маяк» в 2000 – 2018 гг. позволяет сделать вывод о стабильности радиационной обстановки на большей части территории аварийного следа, сформированного в результате прошлой деятельности предприятия. Вместе с тем отмечаются более высокие по сравнению с региональным фоном (на 1 – 3 порядка) уровни содержания техногенных радионуклидов в ряде компонент природной среды (приземный воздух, атмосферные выпадения, почва, поверхностные воды, донные отложения).

Для ряда компонент природной среды (приземный воздух, атмосферные выпадения и др.) данные наблюдений ПО «Маяк» и Уральского УГМС Росгидромета заметно различаются. По ряду параметров недостаточна чувствительность определения содержания в них техногенных радионуклидов. Так, нижний предел измерений ¹³⁷Cs в речной воде ЦЗЛ ПО «Маяк» (0,2 – 0,4 Бк/л) в 100 – 200 раз выше фона. В результате происходит систематическое завышение содержания этого радионуклида в реках региона ПО «Маяк». Необходимо дальнейшее развитие системы радиационного мониторинга окружающей среды в зоне влияния ПО «Маяк», совершенствование и унификация методик ведомственного контроля и государственного мониторинга в этом сложном в радиационном отношении регионе.

4.2. Авария на Армянской АЭС 1980 года

На Армянской АЭС произошёл сброс из бака-отстойника жидких радиоактивных отходов в оросительную сеть абрикосовой рощи, вследствие которого была загрязнена территория площадью 22 га. Сотрудники ИЭМ обследовали всю загрязнённую территорию и выявили наиболее загрязнённые

участки [15]. Площадь зоны, в которой мощность дозы гамма-излучения превышала 25 мкр/ч, составила 1,5 га, свыше 100 мкр/ч – 0,5 га, около 200 мкр/ч – на площадке около 10 м². Для определения изотопного состава загрязнения были отобраны пробы травы и почв на глубину 21 см. Результаты анализа выявили наличие изотопов аварийного происхождения. В таблице 4.5 представлены результаты гамма-спектрометрического анализа одной из наиболее загрязнённых проб.

Таблица 4.5

**Результаты гамма-спектрометрического анализа пробы почвы
в районе расположения Армянской АЭС (1980 г.)**

Вертикальное распределение содержания радиоактивных изотопов в почве
в точке № 2, полученное с помощью ПИД

Глубина расположен- ная горн- зонты, м	Содержание изотопа в слое									
	цезий-137		цезий-134		кобальт-60		серебро-110м		марганец-54	
	кБк/м ²	% запаса	кБк/м ²	% запаса	кБк/м ²	% запаса	кБк/м ²	% запаса	кБк/м ²	% запаса
Трава	27	2,2	27	2,1	0,4	1,6	0,9	2,7	0,6	2,2
0-5	520	43,3	610	47,0	11,3	45,2	15,0	44,6	12,2	45,7
5-10	230	19,1	230	17,7	4,9	19,6	6,3	18,8	5,0	18,7
10 - 20	154	13,0	154	11,8	3,4	13,6	4,8	14,4	3,4	12,7
20 - 30	83	6,9	92	7,1	1,7	6,8	2,4	7,2	2,0	7,5
30 - 40	50	4,2	51	3,9	1,0	4,0	1,2	3,6	0,8	3,0
40 - 50	40	3,3	40	3,1	1,0	4,0	1,0	3,0	0,8	3,0
50 - 70	72	6,0	72	5,5	1,2	4,8	1,8	5,4	1,8	6,8
70 - 140	20	1,7	20	1,5	0,1	0,4	0,1	0,3	0,1	0,4
140 - 210	4	0,3	4	0,3	0	0	0	0	0	0
0 - 210	1200	100	1300	100	25	100	33,5	100	26,7	100

Из таблицы 4.5 видно, что плотность загрязнения ¹³⁷Cs превышает глобальный уровень более чем на порядок, и в пробе присутствуют изотопы аварийного происхождения ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co, ¹¹⁰mAg, ⁵⁴Mn. Из оросительной системы вода поступала в реку Севджур и далее в реку Куру. Для оценки загрязнения воды были отобраны пробы из системы канализации сбросных вод и в 100 м от места поступления в реку Севджур ниже по течению. Гамма-спектрометрический анализ, выполненный в лаборатории ИЭМ, выявил присутствие в сбросных водах ¹³⁷Cs (1 Бк/л), ¹³⁴Cs (0,8 Бк/л), ⁶⁰Co (20 мБк/л), ⁵⁴Mn (10 мБк/л). В реке Севджур выявлено присутствие ¹³⁷Cs (8 мБк/л), ¹³⁴Cs (6,6 мБк/л), содержание ⁹⁰Sr (10 мБк/л) было в пределах глобального уровня для рек Закавказья.

4.3. Авария на Чернобыльской АЭС 1982 года

9 сентября 1982 года на Чернобыльской АЭС произошло разрушение одного из ТВЭЛов (ТВЭЛ – тепловыделяющий элемент) с выбросом радиоактивных веществ в атмосферу, вследствие которого образовался радиоактивный след в направлении на юго-запад от АЭС протяжённостью 10 км (рис. 4.7). На территории следа оказался 1 населённый пункт – д. Чистоголовка (бывшее село, находящееся в 10-километровой чернобыльской зоне отчуждения).

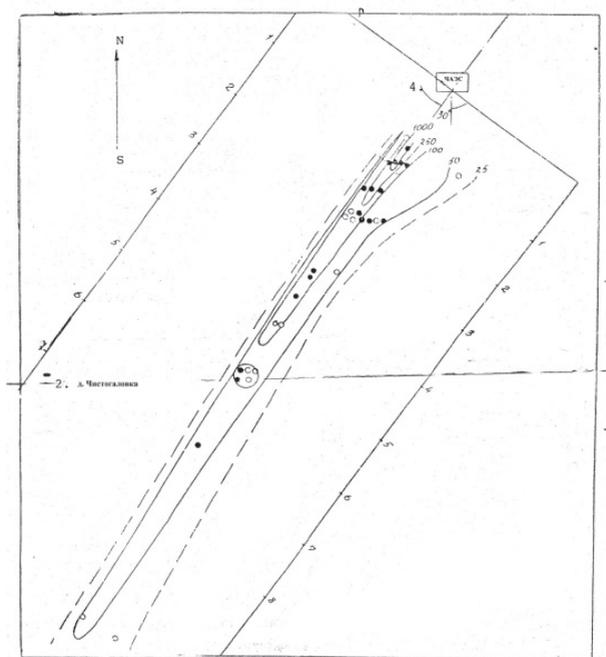


Рис.4.7. След ^{144}Ce после аварийного выброса ЧАЭС(1982 г).

Детальное обследование загрязнённой территории было выполнено сотрудниками НИКИЭТ и Службы внешней дозиметрии ЧАЭС. В процессе измерений проб были проведены многократные сличения результатов, полученных в НИКИЭТ и ИЭМ, которые показали совпадение с точностью до 10 %. На следе были отобраны пробы почв, в которых с помощью коллимированного бета-счётчика были обнаружены «горячие» частицы. В «горячих» частицах было определено присутствие ^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{141,144}\text{Ce}$ активностью

520 – 6 300 Бк на частицу. В наиболее активных «горячих» частицах было выявлено присутствие изотопов $^{238,239+240}\text{Pu}$ активностью 0,3 – 1,8 Бк на частицу. Мощность дозы гамма-излучения в местах нахождения «горячих» частиц колебалась в пределах 50 – 150 мкР/час.

4.4. Авария на Нововоронежской АЭС 1985 года

На Нововоронежской АЭС из хранилища жидких радиоактивных отходов (ЖРО) произошла утечка в прилегающий грунт. Состав утечки ^{60}Co – 76 ТБк (2 050 Ки) и ^{137}Cs 16 – ТБк (312 Ки). Утечка произошла по периметру ХЖО-2 из закрытого грунтом поддона, поэтому она была обнаружена только примерно через полгода после инцидента при отборе проб воды из контрольных скважин, т.к. радиоактивное загрязнение попало в грунтовые воды.

До 2001 года мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод в зоне воздействия инцидента проводился НВАЭС. Однако информации, получаемой в ходе регламентных наблюдений НВАЭС, оказалось недостаточно для оценки последствий утечки ЖРО. Поэтому в 2001 г. Концерн «Росэнергоатом» организовал Комплексную экспедицию ВНИИАЭС для проведения специальных исследований по изучению последствий утечки ЖРО, в которую, помимо ВНИИАЭС, вошли несколько других научных институтов (в то время ГУ НПО «Тайфун», ГНЦ Институт биофизики и др.).

Согласно выполненным Комплексной экспедицией оценкам общий объём поступивших в грунт ЖРО составил около 480 м с общей активностью 76 ТБк (2 050 Ки) ^{60}Co и 15 ТБк (390 Ки) ^{137}Cs . Общая активность других радионуклидов менее 0,037 ТБк (1 Ки). Было показано, что вследствие сорбции на песках ^{137}Cs локализован в грунте под и вблизи ХЖО-2, а ^{60}Co , находясь в растворе в виде анионного комплекса с трилоном Б в песке, практически не задерживался, проник до водоупорного слоя и мигрировал с грунтовыми водами к местам их разгрузки со средней скоростью 40 – 50 м/год. Таким образом, ^{60}Co является основным загрязнителем окружающей среды, в том числе и водной среды реки Дон. В плане изучения последствий утечки ЖРО из ХЖО-2 НВАЭС для радиоактивного загрязнения воды реки Дон ГУ НПО «Тайфун» в ходе работ в составе Комплексной экспедиции проведены исследования по трём основным направлениям:

- определение содержания ^{60}Co и других радионуклидов в воде р. Дон вблизи мест разгрузки загрязнённых грунтовых вод;

- определение содержания ^{60}Co и других радионуклидов в воде р. Дон на участке от НВАЭС до Цимлянского водохранилища;

- оценка современного потока ^{60}Co через поперечное сечение р. Дон.

Ниже приведены основные результаты, полученные ГУ НПО «Тайфун» по каждому из этих направлений работ в составе Комплексной экспедиции, проведённых в 2001 – 2004 годах.

Содержание искусственных радионуклидов в воде реки Дон вблизи мест разгрузки загрязнённых грунтовых вод

Одной из основных задач Комплексной экспедиции являлось определение содержания радионуклидов (прежде всего ^{60}Co) в поверхностных водах в местах разгрузки загрязнённых подземных вод. До 2001 года были выявлены два района разгрузки – устье сбросного канала 1 – 2 очереди НВАЭС и участок отводного канала на рыбхоз. Зимой 2001 / 2002 года персоналом НВАЭС были выявлены два протяжённых участка разгрузки загрязнённых подземных вод непосредственно в русло реки Дон между устьем сбросного канала и береговой насосной станцией. В ходе работ наибольшее внимание уделялось району устья сбросного канала как основному району поступления ^{60}Co в реку Дон. В этом районе ^{60}Co поступает в реку Дон с водой родников, расположенных по обоим берегам устья сбросного канала, а также с водой собственно сбросного канала (вследствие разгрузки загрязнённых подземных вод в русло канала). Надо сказать, что в 2004 году берега устья сбросного канала, в том числе и береговые родники, были засыпаны камнем в ходе реализации мероприятия по снижению мощности дозы гамма-излучения. Кроме того, на ситуацию влияла разгрузка загрязнённых подземных вод через дно устья сбросного канала.

В 2001 году в ГУ НПО «Тайфун» были проведены первые рекогносцировочные определения содержания искусственных радионуклидов в воде устья сбросного канала 1 – 2 очереди НВАЭС и его окрестностях. Содержание ^{60}Co в поверхностной донской воде на левом берегу реки на выходе из устья сбросного канала составило тогда около 0,2 Бк/л.

Это значение было примерно в 2 000 раз ниже содержания радионуклида в разгружающейся в устье сбросного канала грунтовой воде (около 430 Бк/л в роднике левого берега устья сбросного канала) и примерно в 200 раз ниже уровня вмешательства по ^{60}Co в питьевой воде согласно НРБ-99 (40 Бк/кг).

Содержание ^{137}Cs в воде устья сбросного канала не отличалось от содержания радионуклида в воде реки Дон выше и ниже по течению от устья сбросного канала. Оно находилось в диапазоне $1 - 3 \text{ Бк/м}^3$, то есть в диапазоне глобального техногенного фона. То же относилось и к содержанию ^{90}Sr – содержание радионуклида как в родниковой воде, которая разгружается в устье канала. Это же справедливо и для воды устья канала, а также выше и ниже устья. Диапазон значений: $7 - 10 \text{ Бк/м}^3$. Это соответствовало диапазону глобального техногенного фона.

Содержание трития в разгружающейся в устье канала родниковой воде оказалось повышенным по сравнению с глобальным техногенным фоном – $(60 - 80) \text{ кБк/м}^3$, в то время как для глобального фона характерны значения $2 - 8 \text{ кБк/м}^3$ (в среднем для рек России). Однако в воде устья канала и в донской воде ниже устья канала вследствие разбавления, а также и в воде реки Дон выше устья канала содержание радионуклида практически не отличалось от фонового значения и лежало в пределах $4 - 10 \text{ кБк/м}^3$.

В 2002 году были проведены дополнительные работы с целью изучения пространственного распределения ^{60}Co по акватории устья сбросного канала. В июне 2002 года были отобраны пробы поверхностной речной воды в циркуляционных и застойных зонах у левого и правого берегов устья сбросного канала (напротив зон видимой разгрузки загрязнённых грунтовых вод). В октябре 2002 года был выполнен отбор проб поверхностной и глубинной воды на трёх разрезах поперёк устья сбросного канала. Это позволило сопоставить уровни загрязнения ^{60}Co разгружающейся подземной воды с уровнями загрязнения речной воды, формирующимися вблизи мест разгрузки. Содержание ^{60}Co в фильтрате отобранных проб составило $80 - 2\,200 \text{ Бк/м}^3$.

Вследствие разбавления, измеренное в 2002 году максимальное содержание ^{60}Co в воде застойных зон устья сбросного канала оказалось примерно в 130 раз ниже максимальной концентрации радионуклида в воде впадающих родников (около 300 Бк/л) и примерно в 20 раз ниже уровня вмешательства для воды.

Для получения информации о максимально возможных уровнях загрязнения воды реки Дон во вновь выявленных местах разгрузки загрязнённых подземных вод, как в июне, так и в октябре 2002 года, в районах с максимальной МАЭД на дне реки были отобраны пробы придонной воды большого объёма для определения содержания ^{60}Co методом упаривания. Результаты этих измерений приведены в таблице 4.6.

Таблица 4.6

Содержание ^{60}Co в придонной воде р. Дон на участке с максимальной МАЭД у дна в зоне разгрузки загрязнённых подземных вод выше устья сбросного канала

Дата отбора	Фракция	^{60}Co , Бк/м ³
05.06.2002	взвесь	<2
	фильтрат	9.1±1.6
10.10.02	взвесь	5.5±1.4
	фильтрат	<4

Результаты измерений показали, что содержание ^{60}Co в придонной воде на участках разгрузки выше устья сбросного канала низко даже в местах с максимальной МАЭД у дна реки. Наблюдаемые значения, по крайней мере, в 4 000 раз ниже уровня вмешательства. Такой низкий уровень загрязнения может быть обусловлен двумя причинами – либо сильным разбавлением разгружающихся подземных вод набегающей чистой донской водой, либо тем, что в настоящее время разгрузка по этому пути идёт гораздо менее интенсивно, чем в предыдущие годы.

Загрязнённые грунтовые воды разгружаются также и в отводной канал на рыбхоз, и ^{60}Co может поступать в р. Дон и с водой, сбрасываемой в реку с прудов рыбхоза. В ходе работ в июне 2002 г. были отобраны пробы воды на реке Дон ниже устья сбросного канала, в таблице 4.7 приведены полученные данные по содержанию ^{60}Co в этих пробах. Вблизи устья сбросного канала (примерно в 300 метрах от устья) содержание ^{60}Co (или полностью кобальта, или кобальта-60) в фильтрате воды у левого берега составляло около 130 Бк/м³ (примерно в 300 раз ниже уровня вмешательства). Сколь либо заметного влияния поступления ^{60}Co в р. Дон с водой, сбрасываемой с чеков рыбхоза, не наблюдалось. Содержание ^{60}Co в воде (фильтрат) у левого берега реки против с. Сторожевое (60 м ниже по течению от места сброса воды с чеков рыбхоза) составило около 40 Бк/м³, что в 1 000 раз ниже уровня вмешательства для воды.

Из данных таблицы 4.7 видно, что ^{60}Co регистрируется и в воде у правого берега реки уже напротив Сторожевого. Полного перемешивания на этом расстоянии от мест разгрузки загрязнённых грунтовых вод не наблюдается – содержание радионуклида в фильтрате у правого берега здесь примерно в 20 раз ниже, нежели у левого берега.

Таблица 4.7

 ^{60}Co в пробах воды реки Дон ниже устья сбросного канала (июнь 2002 г.)

Место отбора	Дата отбора	Фракция	^{60}Co
			ВК/МЖ
Река Дон, левый берег, 300 м ниже устья сбросного канала, 7,5 м от берега	10.06.02	Взвесь	$2,4 \pm 0,3$
		Фильтрат	130 ± 5
с. Сторожевое, у правого берега реки Дон, неработающий паром, 10 м от берега	9.06.02	Взвесь	$<0,6$
		Фильтрат	$1,7 \pm 0,3$
Левый берег реки Дон, 60 м ниже сброса воды с чеков прудового хозяйства рыбхоза, 7 – 8 м от берега	11.06.02	Взвесь	$1,5 \pm 0,4$
		Фильтрат	38 ± 3

Данные по содержанию ^{60}Co в воде собственно отводного канала на рыбхоз и прудов рыбхоза в этот же период приведены в таблице 4.8. В целом, содержание ^{60}Co в воде обследованных водных объектов оказалось низким, даже максимальное измеренное содержание радионуклида (37 Бк/м^3) примерно в 1 000 раз ниже уровня вмешательства по ^{60}Co для воды. Следует отметить, что содержание ^{60}Co в фильтрате воды чека № 11 рыбхоза оказалось даже выше, чем в самом отводном канале на рыбхоз. Этот факт может быть связан с хорошими условиями для десорбции ^{60}Co в воду в условиях застоя воды в мелководных реках. На сбросе в реку концентрации радионуклида низки (менее 3 Бк/м^3 по результатам измерений в одной из выпускных труб).

Таблица 4.8

Содержание ^{60}Co в воде отводного канала на рыбхоз, прудового хозяйства рыбхоза и на выпуске воды с чеков прудового хозяйства в реку Дон (июнь 2002 года)

Место отбора	Дата отбора	Фракция	^{60}Co
			ВК/МЖ
Канал на рыбхоз, левый берег, в районе разгрузки загрязнённых подземных вод, 5 м от берега	07.06.02	Взвесь	$3,2 + 0,6 \text{ } 7,6$
		Фильтрат	$\pm 1,8$
Канал на рыбхоз, правый берег, перед чеками рыбхоза, 7 м от берега	07.06.02	Взвесь	$<0,6$
		Фильтрат	<1

Окончание таблицы 4.7

Место отбора	Дата отбора	Фракция	⁶⁰ Со
			ВК/МЛ
Пруды рыбхоза, чек № 11, регламентная точка, 7 м от берега	03.06.02	Взвесь	0,4 ± 0,1
		Фильтрат	37 ± 3
Из выпускной трубы с чеков рыбхоза в реке Дон	11.06.02	Взвесь	<3
		Фильтрат	

Вследствие разбавления донской водой объёмная активность радионуклида в речной воде даже вблизи мест разгрузки значительно ниже УВ по ⁶⁰Со для питьевой воды. Объёмная активность других радиоэкологически значимых радионуклидов (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, тритий) в донской воде вблизи мест разгрузки находилась в диапазоне глобального техногенного фона. Для наглядности полученные в 2001 – 2004 гг. данные по содержанию ⁶⁰Со в воде реки Дон и вблизи мест разгрузки загрязнённых подземных вод приведены на рис. 4.8.



Рис. 4.8. Диапазон объёмной активности ⁶⁰Со в воде реки Дон (фильтрат) вблизи мест разгрузки загрязнённых подземных вод в период 2001 – 2004 годов

Определение содержания кобальта-60 в воде реки Дон на участке от НВАЭС до Цимлянского водохранилища

Состав и объём полевых работ

В 2003 году силами экспедиционной группы ГУ НПО «Тайфун» был проведён отбор проб водной среды на шести разрезах на реке Дон. Общая

схема расположения этих разрезов приведена на рис. 4.9. Методика проведения отбора и обработки проб воды состояла из следующих основных операций.

- Фильтрация прибрежной речной воды с обоих берегов реки через составной фильтр, состоящий из предфильтра из фильтроткани ФПП-15-1,5 и основного фильтра типа «синяя лента». Такой фильтр позволял улавливать частицы крупнее 1 микрона, фильтрация осуществлялась с помощью высокопроизводительной фильтрующей установки «Мидия».

- Отбор пробы фильтрата объёмом 50 литров для последующего упаривания пробы в лабораторных условиях с целью оценки содержания ^{60}Co в растворе. Во избежание потерь ^{60}Co при хранении, транспортировке и при последующем упаривании, производилось подкисление пробы фильтрата, а также внесение носителя (соль стабильного кобальта).

- Отбор пробы фильтрата объёмом 10 литров для последующего лабораторного определения ^{90}Sr в растворе.

- Пропускание большого объёма фильтрованной воды через сорбент, избирательный по отношению к цезию (с целью последующего определения содержания ^{137}Cs в растворе).

Проведение в 2003 году съёмки по вышеописанной методике позволило по завершении лабораторного радионуклидного анализа дать оценку последствий утечки ЖРО из ХЖО-2 НВАЭС для реки Дон в целом.

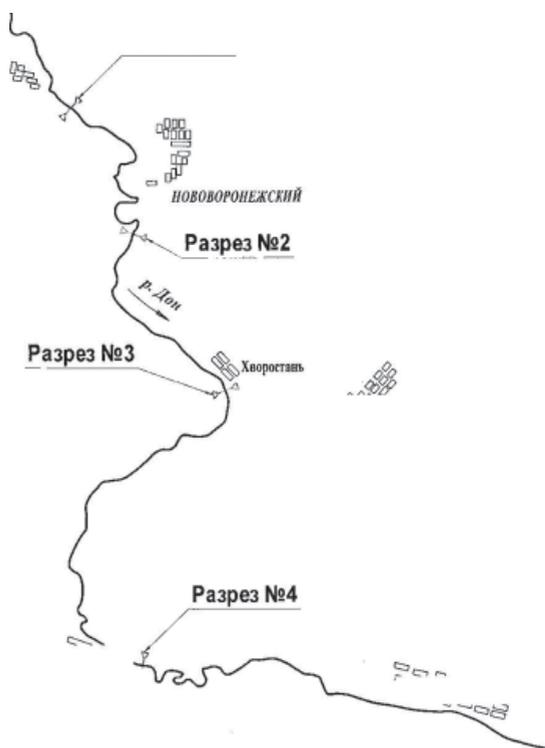


Рис.4.9. Схема расположения разрезов на р. Дон в относительной близости к НВАЭС (разрез 1 – примерно 10 км выше НВАЭС; разрез 2 – 300 м ниже устья сбросного канала 1, 2-го блоков; разрез 3 – 15 км ниже устья канала; разрез 4 – примерно 45 км ниже устья канала).

Результаты лабораторного изотопного анализа

В таб. 4.9 приведены результаты определения содержания искусственных радионуклидов в пробах воды на разрезах реки Дон.

Таблица 4.9

Объёмные активности ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{90}Sr в пробах воды р. Дон (июнь 2003 г.)

Дата отбора 2003г.	Разрез, берег	Ориентировочное расстояние от устья сбросного канала НВАЭС*, км	^{137}Cs Бк/м ³		^{60}Co Б к/м ³		^{90}Sr Бк/м ³
			Взвесь	Раствор	Взвесь	Раствор	Раствор
17.06	1-правый берег	-10	1.2 + 0.1	0.710.3	<0.1	<1,5	-
17.06	1-левый берег	-10	1.1 + 0.1	<0.4	<0.1	<2	4,7 + 0,7
1– 18.06	2-правый берег	+0.3	1.3 + 0.1	1.3+0.3	<0.1	<2,5	-
18.06	2-левый берег	+0.3	1.210.1	<0.5	1.510.2	6214	4,6 ± 0,7
16.06	3-правый берег	+ 15	1.110.1	1.310.3	<0.1	<2,7	-
16.06	3-левый берег	+ 15	1.510.1	1.710.3	0.410.1	5.611,1	4,4 ± 0,7
15.06	4-правый берег	+45	1.410.1	1.010.2	0.410.1	<2	-
15.06	4-левый берег	+45	<0.2	1.410.3	<0.2	<2,6	5,9 ± 0,8
13.06	5-правый берег	+280	0.810.1	1.310.1	0.310.1	<4,5	-
13.06	5-левый берег	+280	0.510.1	<0.2	<0.2	<1,8	6,0+0,8
11.06	6-правый берег	+750	0.08+0.03	<0.3	<0.1	<2	10,8±1,4
1–11.06	6-левый берег	+750	<0.2	<0.4	<0.2	<1,9	-

* (+) ниже по течению, (-) выше по течению реки Дон от устья сбросного канала 1 – 2-й очереди НВАЭС.

Данные таблицы 4.9 по содержанию ^{60}Co в растворе (левый берег реки Дон) отображены графически на рис. 4.10. По правому берегу р. Дон содержание ^{60}Co в растворе на всех разрезах оказалось ниже минимально детектируемой объёмной активности (МДА). Величина МДА лежала в пределах 1,5 – 4,5 Бк/м³ в зависимости от времени измерения и массы счётного образца (упаренного фильтрата), среднее значение МДА составляло около 3 Бк/м³. Аналогичное распределение концентрации ^{60}Co на взвеси приведено на рис. 4.10, справа. Из приведённых результатов видно, что выше НВАЭС по течению реки Дон ^{60}Co в воде ни в растворе, ни на взвеси. Сразу за устьем сбросного канала ^{60}Co начинает регистрироваться по левому берегу как на взвеси, так и в растворе. Концентрация радионуклида в растворе быстро падает – на расстоянии 0,3 км от устья концентрация составила примерно 60 Бк/м³, а на расстоянии 45 км она уже становится ниже МДА (ниже 3 Бк/м³). Можно констатировать, что полного перемешивания нет на расстоянии более 15 км от устья сбросного канала 1 – 2-й очереди НВАЭС.

На взвеси получить данные о реальном содержании ^{60}Co удалось на большем протяжении, нежели по растворённой части радионуклида – до 280 км. Это связано с большим объёмом проб на взвесь – 600 – 800 литров, в то время как для определения радионуклида в растворе упаривался фильтрат объёмом 50 литров. На расстоянии 45 км от устья сбросного канала ^{60}Co на взвеси обнаруживается уже у правого берега, что позволяет заключить, что на этом расстоянии происходит полное перемешивание содержащей этот радионуклид воды, поступающей из устья сбросного канала.

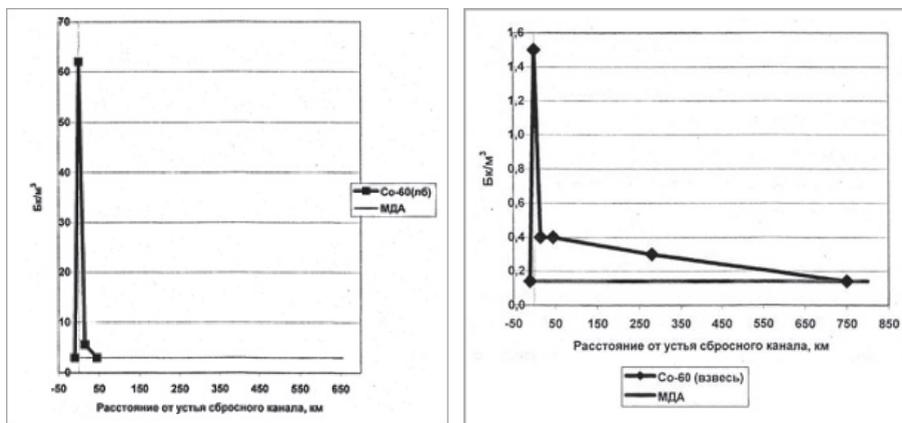


Рис. 4.10. Изменение содержания ^{60}Co в растворе и на взвешенном веществе с расстоянием от устья сбросного канала 1 – 2-й очереди НВАЭС, июнь 2003 года

Оценка современного потока ^{60}Co через поперечное сечение реки Дон ниже устья сбросного канала 1 – 2-й очереди НВАЭС

Состав и объём работ

Одной из основных задач экспедиции являлась оценка годового поступления ^{60}Co в реку Дон. В этой оценке длительное время имелась существенная неопределённость – суммарное поступление складывалось из экспериментально оценённого поступления радионуклида с водами сбросного канала и поступления, рассчитывавшегося на основе данных по береговым наблюдательным скважинам и родникам, впадающим в р. Дон. Поэтому летом 2004 года специалистами ГУ НПО «Тайфун» было проведено экспериментальное определение потока ^{60}Co через поперечное сечение реки Дон сразу за устьем сбросного канала, что позволило оценить точность расчётных оценок.

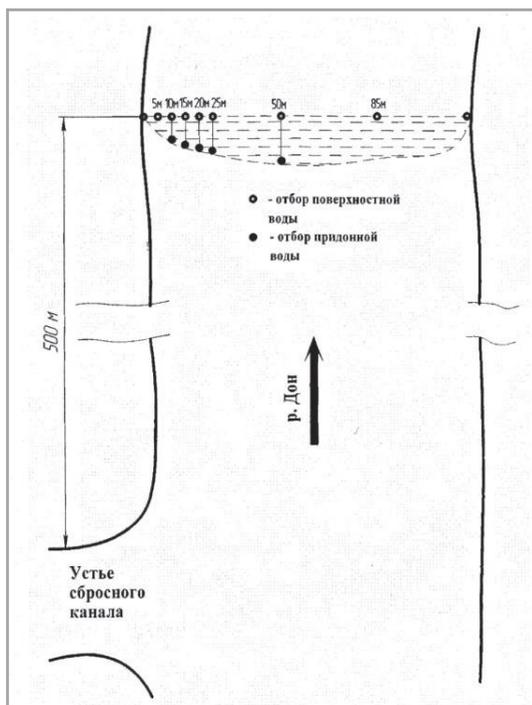


Рис. 4.11. Расположение вертикалей на разрезе через реку Дон на расстоянии 500 м ниже устья сбросного канала (июнь 2004 г.)

Для определения потока ^{60}Co через поперечное сечение реки Дон сразу за устьем сбросного канала (на расстоянии 500 м от устья, см. рис. 4.11) произведён отбор проб фильтрата и взвешенного вещества на семи вертикалях поперёк реки Дон из поверхностного (на всех вертикалях) и придонного (на части вертикалей) горизонтов. Отобраны были также пробы воды непосредственно вблизи урезов воды левого и правого берегов. Расположение вертикалей приведено на рис. 4.11.

В лаборатории ГУ ФГБУ «НПО «Тайфун» были проведены работы по обработке проб и определению в них содержания ^{60}Co .

Результаты радионуклидного анализа

В таблице 4.10 приведены результаты определения содержания ^{60}Co в воде р. Дон на разрезе 500 м ниже устья сбросного канала. Приведённые в таблице 4.10 данные по содержанию радионуклида в фильтрате показаны графически на рис. 4.12, на взвеси – на рис. 4.13. Результаты измерений ^{60}Co в фильтрате поперёк реки Дон показывают, что на момент проведения отбора струя загрязнённых радионуклидом вод распространялась на расстоянии примерно до 30 метров от левого берега. В предположении, что объёмная активность равна нулю на расстоянии 30 метров от левого берега, осреднённая по сечению концентрация ^{60}Co составила $9,3 \text{ Бк/м}^3$ (расчёт проведён по средним по глубине концентрациям, приведённым в табл. 4.10). Если предположить, что концентрация ^{60}Co от 30 м и далее до правого берега не нулевая, а равна МДА (3 Бк/м^3), то максимальная оценка осреднённой по сечению объёмной активности радионуклида составит $11,7 \text{ Бк/м}^3$. Осреднение проведено путём линейной интерполяции концентраций между точками измерений.

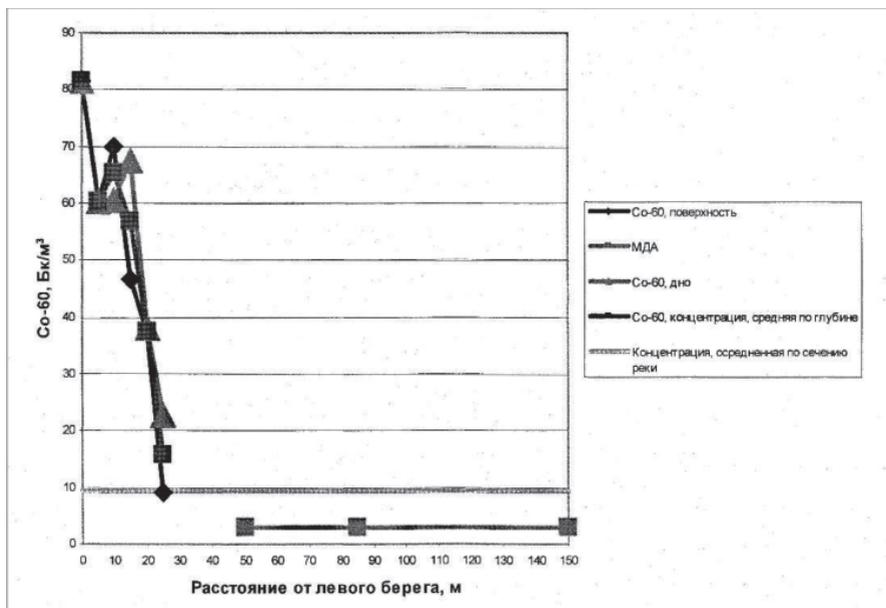


Рис. 4.12. Распределение концентраций ^{60}Co в фильтрате воды р. Дон на разрезе на ~ расстоянии 500 м ниже устья сбросного канала (июнь 2004 г.).

Таблица 4.10

Результаты радионуклидного анализа проб, отобранных на вертикалях поперёк реки Дон на расстоянии 500 м ниже устья сбросного канала в июне 2004 года

Расстояние от левого берега р. Дон, м	Глубина реки, м	Горизонт отбора	Объёмная активность, ВК/Мл		
			Взвесь	Фильтрат	1
			⁶⁰ Со	⁶⁰ Со (измеренное значение)	⁶⁰ Со (среднее по глубине)
0 (урез воды левого берега)		Поверхность	0,44 ± 0,04	81,5 ± 8,8	81,5
5	0,75	Поверхность	1,2 ± 0,1	60,4 ± 3,5	60,4
ю	1,25	Поверхность	1,1 ± 0,2	70 ± 5	65,3
		Дно	1,7 ± 0,1	60,6 ± 6,4	
15	1,35	Поверхность	0,9 ± 0,1	46,6 ± 4,3	56,8
		Дно	1,6 ± 0,3	67,6 ± 3,5	
20	1,5	Поверхность	0,8 ± 0,1	37,1 ± 3,8	37,6
		Дно	1,0 ± 0,1	38 ± 3	
25	1,75	Поверхность	0,35 ± 0,05	9,0 ± 1,7	15,9
		Дно	0,53 ± 0,06	22,7 ± 2,7	
50	2,5	Поверхность	0,12 ± 0,02	<3	<3
		Дно	0,56 ± 0,12	<4	
85	2,5	Поверхность	<0,1	<3	<3
150 (урез воды правого берега)		Поверхность	<0,15	<2	<3

При среднем многолетнем годовом расходе воды р. Дон 219 м³/с оценка потока ⁶⁰Со в створе 500 м ниже устья сбросного канала при осреднённой по сечению концентрации 9,3 Бк/м³ составит 6,41·10¹⁰ Бк/год (1,7 Ки/год).

С использованием максимально возможной осреднённой концентрации 11,7 Бк/м³ оценка годового потока составит 8,1·10¹⁰ Бк/год (2,2 Ки/год). Таким образом, результаты измерений показывают, что современное поступление ⁶⁰Со в реку Дон составляет около 2 Ки/год.

В ходе работ ГУ НПО «Тайфун» в 2001 – 2004 годах была получена информация о содержании ⁶⁰Со в воде реки Дон, вблизи мест разгрузки загрязнённых этим радионуклидом подземных вод (устье сбросного канала 1 – 2 очереди НВАЭС, русло реки Дон – между устьем сбросного канала и береговой

насосной станцией). Также информация была получена для выше и ниже мест разгрузки по течению реки, вплоть до Цимлянского водохранилища.

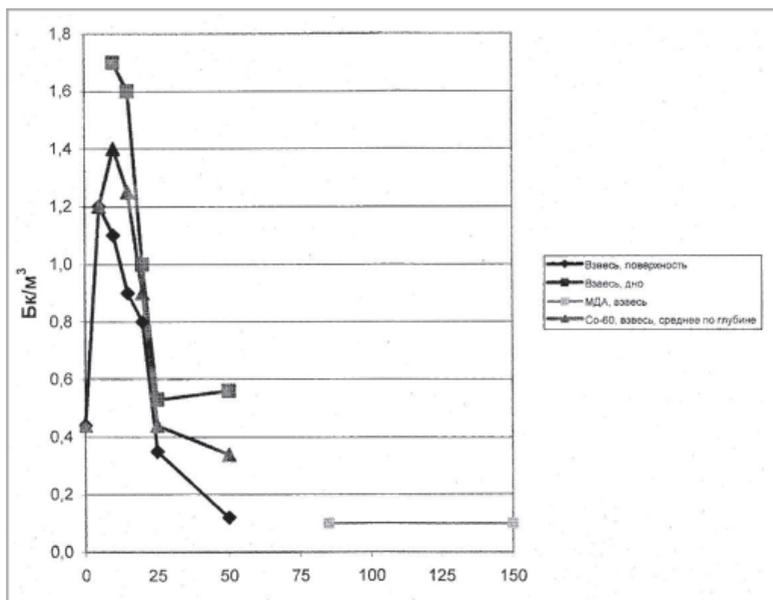


Рис. 4.13. Распределение концентраций ^{60}Co полностью на взвеси в воде р. Дон на разрезе на расстоянии 500 м ниже устья сбросного канала (июнь 2004 г.)

На основании полученных данных можно сделать следующие основные выводы.

– Несмотря на то, что объёмная активность ^{60}Co в разгружающейся в реке Дон подземной воде значительно выше уровня вмешательства для питьевой воды (максимальная объёмная активность была зарегистрирована в 2001 г. – около 430 Бк/л в одном из родников левого берега устья сбросного канала), вследствие разбавления донской водой объёмная активность радионуклида в речной воде даже вблизи мест разгрузки в 2001 – 2004 гг. (80 – 2 200 Бк/м³ в устье сбросного канала; 60 – 130 Бк/м³ у левого берега реки на расстоянии 300 – 500 м ниже устья сбросного канала) была значительно ниже УВ по ^{60}Co для питьевой воды (41 Бк/кг по НРБ-99).

– Объёмная активность других радиоэкологически значимых радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , тритий) в донской воде вблизи мест разгрузки находилась в диапазоне глобального техногенного фона.

В результате проведённого в 2003 году обследования реки Дон было установлено следующее.

– Выше НВАЭС по течению реки Дон ^{60}Co в воде не регистрируется ни в растворе, ни на взвеси. Сразу за устьем сбросного канала ^{60}Co начинает регистрироваться по левому берегу как на взвеси, так и в растворе. Объёмная активность радионуклида в растворе быстро падает – на расстоянии 0,3 км от устья сбросного канала объёмная активность составила примерно 60 Бк/м³, а на расстоянии 45 км она уже становится ниже МДА (ниже 3 Бк/м³). Можно констатировать, что полного перемешивания нет на расстоянии более 15 км от устья сбросного канала. На взвеси ^{60}Co удалось проследить вниз по р. Дон на большем протяжении, нежели по растворённой части радионуклида – до 280 км (МДА ^{60}Co на взвеси 0,1–0,2 Бк/м³). На расстоянии 45 км от устья сбросного канала ^{60}Co на взвеси обнаруживается уже у правого берега, что позволяет заключить, что на этом расстоянии происходит полное перемешивание радионуклида, поступающего в реку Дон из устья сбросного канала НВАЭС.

– Проведённое в июне 2004 года изучение распределения объёмной активности ^{60}Co в воде поперёк русла реки Дон установило, что на момент проведения отбора воды на реке Дон на расстоянии 500 м ниже устья сбросного канала струя загрязнённых ^{60}Co вод распространялась на расстоянии примерно до 30 метров от левого берега.

Осреднённая по сечению концентрация ^{60}Co составила около 10 Бк/м³. При среднем многолетнем годовом расходе воды реки Дон 219 м/с оценка потока ^{60}Co в створе 500 м ниже устья сбросного канала составила около 2 Ки/год.

4.5. Авария на Чернобыльской АЭС 1986 года

Специалистами НПО «Тайфун» выполнен большой объём исследований по изучению и мониторингу радиационных последствий чернобыльской аварии.

Эти исследования включили:

- исследование «горячих» частиц,
- исследование физико-химических форм нахождения чернобыльских радионуклидов в природных средах,
- реконструкцию загрязнения почвы йодом-131,

- исследование ветрового переноса радионуклидов,
- исследование динамики радиоактивного загрязнения озёр, рек и морей, смыва радионуклидов с водосборных территорий,
- эффективность водоохраных сооружений,
- исследования деформации электрических характеристик атмосферы в зоне аварии,
- прогноз переноса продуктов аварии, обследования радиоактивного загрязнения территории населённых пунктов, моделирования радиозологических последствий аварии [16 – 38].

Работа НПО «Тайфун» и радиометрических подразделений Гидрометеослужбы после аварии на ЧАЭС на ранней стадии

До аварии на ЧАЭС на территории страны в составе радиометрической сети Гидрометеослужбы было 2 247 пунктов, на которых ежедневно проводились измерения мощности экспозиционной дозы, 475 пунктов измерения радиоактивных выпадений с помощью горизонтальных планшетов, 73 пункта измерения объёмной активности приземной атмосферы с помощью воздухофильтрующих установок.

Первая информация об аварийном загрязнении была получена начальником метеостанции г. Чернобыля Зинаидой Фёдоровной Кордык в 9 часов 26 апреля 1986 года. В этот же день эта информация была проверена с вертолёта заместителем начальника украинской Гидрометеослужбы Георгием Георгиевичем Потуридисом и инженером Тамарой Константиновной Прямыцной. Данные оперативно передавались в Киев и в Москву руководителю Гидрометеослужбы страны Ю.А. Израэлю.

Со второй половины дня 26 апреля все радиометрические посты на метеостанциях в Киевской и Гомельской областях стали ежедневно измерять мощность дозы гамма-излучения, и 27 апреля в г. Брагине была зафиксирована МЭД в 30 мр/час.

С 28 апреля на такой режим наблюдения перешли все метеостанции на Европейской части СССР. Уже 1 – 2 мая «чернобыльские» радионуклиды были обнаружены в Красноярске, 3 – 4 мая – в Хабаровске, Владивостоке и судовой радиометрической сетью в Атлантическом и Тихом океанах. Полученная информация по телеграфным каналам связи поступала в республиканские центры и в центральный аппарат Гидрометеослужбы для анализа и обобщения, а затем передавалась в Правительственную комиссию. Одна из первых карт

плотности загрязнения почвы йодом-131 после аварии на Чернобыльской АЭС, разработанная К.П. Махонько, представлена на рис. 4.14 [16].

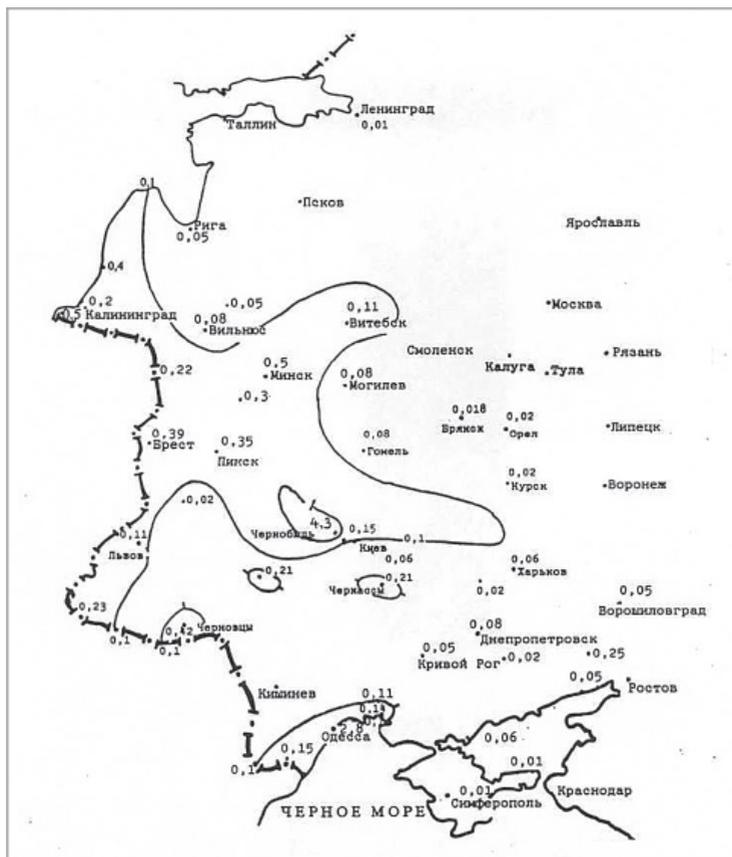


Рис. 4.14. Первая карта-схема суточных атмосферных выпадений йода-131 по данным наблюдений Госкомгидромета 26 апреля 1986 г., построена К.П. Махонько

В результате чернобыльской аварии кратковременное увеличение радиоактивности выпадений было зарегистрировано службой Госгидромета на значительной части территории России: (Брянская, Тульская, Калужская, Орловская и другие области, в Свердловске, Хабаровске и Владивостоке) (рис. 4.15). На отдельных территориях максимальные величины активности выпадений в 10 тысяч раз и более превышали фоновые уровни, наблюдавшиеся до аварии [16].

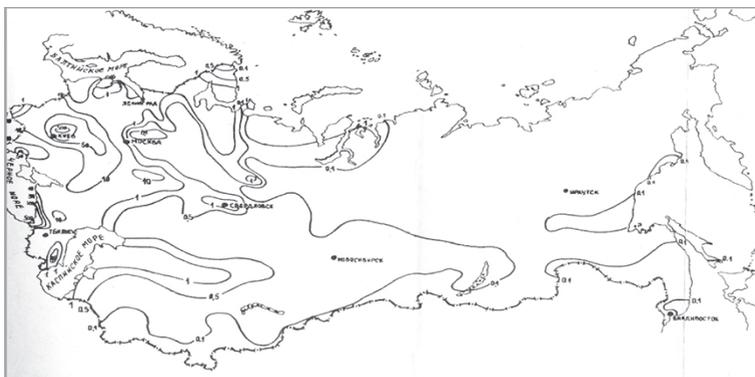


Рис. 4.15. Карта-схема распространения радиоактивных продуктов после аварии на ЧАЭС, построена К.П. Махонько. Нанесено максимальное отношение выпадений суммарной активности бета-излучателей к фону, уменьшенное в 1 000 раз

Первые авиационные и наземные радиационные разведки

27 апреля на самолёте радиационной разведки АН-30р сотрудниками ИГКЭ (А.Б. Иванов) была проведена воздушная гамма-съёмка на аварийной АЭС и прилегающей территории. Результаты этой съёмки и данные наблюдений на метеостанциях 27 апреля были доложены в Совете Министров и ЦК КПСС. В докладе было отмечено, что вследствие распространения воздушных масс на север и северо-запад загрязнение может распространиться за границы страны.

Сотрудники НПО «Тайфун» первую радиационную разведку на двух автомашинах и вертолёте выполнили 30 апреля. Разведка проводилась по маршрутам Киев-Иванков-Копачи Киев-Иванков-Полесское-Чернобыль. Был обследован хвойный лес на расстоянии 1,5 – 2 км от аварийного реактора, через каждые 10 км измерялась мощность гамма-излучения и отбирались пробы почв.

1 мая 1986 года начальник лаборатории радиационного контроля Украинской Гидрометеослужбы В.А. Корнейчук на вертолёте обследовал населённые пункты Усов, Красное, Машево и определил, что там мощности гамма-излучения достигали 0,5 Р/час. Эта информация была доложена Ю.А. Израэлю. На следующий день после его доклада в Правительственную комиссию из этих и соседних пунктов было отселено 2 370 человек.

4 мая в Киев прибыла группа специалистов ЛАМ, которая незамедлительно подключилась к проведению наземных обследований населённых пунктов и дозиметрических авиационных съёмок с использованием дозиметра ИПГ-54, изъятого из мобильного резерва Украинской Гидрометеослужбы.

По результатам первых радиационных разведок были построена карта радиоактивного загрязнения ближней к аварийному реактору зоны, представленная в Правительственную комиссию. Уже 2 мая 1986 года было принято решение о незамедлительной эвакуации населения из населённых пунктов 30-км зоны общей численностью 116 000 человек.

12 мая по данным авиационной разведки, выполненной сотрудниками ВНИИСХМ и подтверждённой наземными измерениями, в Совет министров РСФСР была направлена справка, в которой указывалось, что на стыке Калужской, Тульской, Орловской областей выявлена зона повышенного загрязнения с уровнями МЭД около 1 мР/час.

На основе результатов комплекса проведённых работ (радиометрических, гамма-спектрометрических авиационных съёмок, наземных обследований, определения изотопного состава проб почв) была составлена карта, которая демонстрировалась при обсуждении границ зоны эвакуации населения на заседании Правительственной комиссии в г. Чернобыле. В качестве границы зоны отселения был принята мощность дозы гамма-облучения в 5 мр/час. На 10 мая 1986 года площадь такой зоны составила около 3 000 км².

В период с 30 апреля по 7 мая 1986 года сотрудниками ВНИИСХР на самолёте ИЛ-14, оборудованном гамма-спектрометром, была проведена гамма-съёмка дальней зоны, в результате которой была выявлены зоны повышенной радиоактивности в западной части Брянской области и на стыке Калужской и Тульской областей. В начале июня 1986 года были представлены карты загрязнения этих территорий ¹³⁷Cs (рис. 4.16), ⁹⁵Zr+⁹⁵Nb, ¹⁰³Ru. По результатам этих работ из загрязнённых территорий было отселено около 16 тысяч человек.

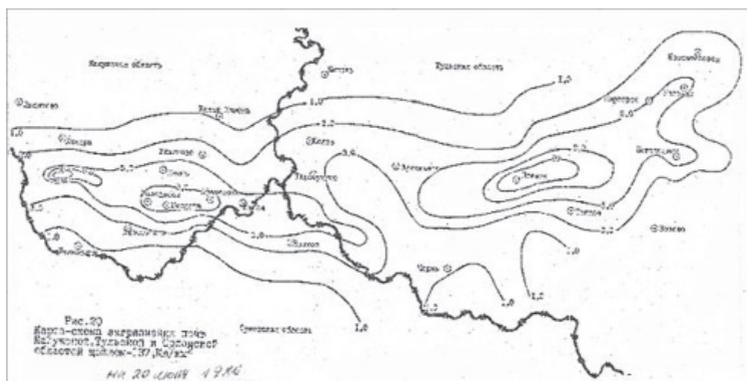


Рис.4.16. Карта плотности загрязнения цезием-137 почвы Калужской и Тульской областей

Первые оценки радиоактивного загрязнения водных объектов

Начиная с 1 мая 1986 года сотрудниками НПО «Тайфун» были отобраны пробы воды в Киевском водохранилище у берега вблизи г. Лелев и в р. Припяти, у речного вокзала в г. Чернобыле. В последующие дни пробы отбирались на реках, протекающих по загрязнённой зоне и по водосбору Киевского водохранилища. Гамма-спектрометрический и радиохимический анализы проб выявили высокие уровни загрязнения рядом радионуклидов, превышающие установленные нормативы. В таблицах 4.11 – 4.12 показаны данные о максимальных уровнях загрязнения воды в реках ближней зоны и динамика загрязнения в р. Припяти с мая по середину июля 1986 года.

Таблица 4.11

Максимальные концентрации радионуклидов в реках ближней зоны (10⁻⁹ Ки/л)

Река	Дата	¹³¹ I	¹⁴⁰ Ba	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁴¹ Ce
Припять	02.05.86	120	60	42	22	–
Тетерев	03.05.86	54	34	39	19	18
Ирпень	06.05.86	50	30	22	–	–
Днепр(Киев)	03.05.86	35	19	19	–	9
ДК _б		1,0	25	62	80	88

Таблица 4.12

Динамика загрязнения воды в р. Припять (г. Чернобыль) (10⁻⁹ Ки/л)

Дата	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁴⁰ Ba	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	¹⁰³ Ru	⁹⁵ Zr
1.05.86	57	6,7	38	11	10	15	11
06.05.86	22	4,3	4,8	2,4	–	4,6	4,5
03.06.86	09	0,6	–	–	–	0,7	0,3
20.06.86	–	0,1	–	0,05	0,09	0,1	0,1
16.07.86	–	0,2	–	0,4	1,0	0,4	1,0
ДК _б	1,0	15	25	88	12	80	62

Работы по определению содержания ⁹⁰Sr, проводимые с 1 мая 1986 года, показали, что в первые дни мая максимальные уровни ⁹⁰Sr достигали значения ДК_б – 4·10⁻¹⁰. Высокие уровни загрязнения рек, впадающих в Киевское водохранилище, являвшееся самым крупным источником питьевого снабжения Киева, возникла необходимость оперативно проконтролировать уровни

загрязнения этого и других водохранилищ на Днепре. С этой целью в середине мая 1986 года сотрудники НПО «Тайфун» на экспедиционном судне обследовали все водохранилища Днепровского каскада. На рис. 4.17 и в табл. 4.13 представлены результаты обследования Киевского водохранилища.



Рис. 4.17. Схема и результаты обследования Киевского водохранилища

Таблица 4.13

**Содержания радионуклидов в поверхностном слое воды
Киевского водохранилища**

Нуклиды	Точки отбора														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
⁹⁵ Zr	1,0	0,9	0,9	0,3	0,9	0,5	1,5	0,6	1,1	6,2	0,4	0,2	1,5	1,2	0,2
¹⁰³ Ru		0,7	2,3			0,5		0,5	0,1	10,7		0,4	0,7		
¹³¹ I	3,8	7,1	8,3	4,0	7,1	7,3	7,3	6,2	8,0	20,5	8,5	7,0	6,0	3,0	1,9
¹³⁷ Cs				0,7						0,1	1,0	0,8	1,1		
¹⁴⁰ Ba			2,9			0,3	0,5	0,7	0,1	0,6		0,4	0,7	0,4	
²³⁹ Np			2,9						2,7		8,4	2,8	1,9		

В первые дни после аварии радионуклиды выпадали из атмосферы непосредственно на поверхность водных объектов. В последующий период радионуклиды должны были поступать за счёт выноса с загрязнённых водосборов поверхностными и грунтовыми водами. Поэтому было необходимо дать прогноз динамики загрязнения водных объектов. Такой прогноз на основе полученной первой информации о степени загрязнения водосборных территорий и имевшихся литературных данных о коэффициентах выноса долгоживущих изотопов, полученных на основе наблюдений за миграцией глобальных радиоактивных выпадений от испытаний ядерного оружия, был подготовлен и направлен в Правительственную комиссию.

Прогноз показал, что уровни загрязнения могут на 1–2 порядка превысить радиационный фон, наблюдавшийся до аварии, но не превысят действующие гигиенические нормативы для населения. Но прогноз не учитывал возможный смыв с сильно загрязнённой промышленной площадки, территория которой была покрыта бетоном, коэффициент смыва с которой был неизвестен. Поэтому было предложено провести комплекс защитных мероприятий по минимизации смыва с промышленной площадки. Вместе с тем на основании прогноза было отклонено предложение о строительстве обводного канала Припять–Днепр во круг загрязнённых водосборов, что позволило более рационально расходовать средства, направляемые на ликвидацию последствий аварии.

Для предотвращения выноса атмосферными осадками радиоактивных веществ с загрязнённых водосборов в реки было принято решение об активном воздействии на облака с целью недопущения выпадения дождей на загрязнённые водосборы. С этой целью сотрудники Центральной аэрологической Обсерватории (ЦАО) с 1 мая по 15 июня проводили соответствующие воздействия на облака, которые предотвратили выпадения осадков на загрязнённые территории и дополнительное загрязнение водных объектов.

Оценка возможности возникновения неуправляемой цепной реакции в аварийном реакторе

При исследовании состояния ядерного топлива в аварийном реакторе появилось предположение о возможности возникновения в топливе неуправляемой цепной реакции (НЦР). Проверка этого предположения Правительственной комиссией была поручена специалистам Гидрометеослужбы. Для экспериментальной проверки в НПО «Тайфун» было сконструировано и изготовлено устройство, позволившее отобрать с вертолётa, к которому была подвешена на трoсе гирлянда пробоотборных устройств, оснащённых

специальными фильтрами, пробы аэрозолей вблизи места разрушения реактора. Отбор проб был выполнен 16 и 19 мая 1986 года.

Оперативный гамма-спектрометрический анализ проб в Институте ядерных исследований и в Обнинске, в НПО «Тайфун», показал отсутствие короткоживущих изотопов и, следовательно, отсутствие условий для НЦР. На основании результатов этого эксперимента было принято решение об отсутствии необходимости засыпки аварийного реактора материалом, поглощающем нейтроны.

Оценка возможности дезактивации территории города Припять

В конце мая 1986 года было предложено дезактивировать территорию и жилые здания г. Припяти, в котором проживал персонал станции и их семьи. При этом предполагалось, что вторичного загрязнения дезактивированных территории и зданий не произойдёт. В связи с этим предложением с 3 по 15 июня 1986 года группой сотрудников ФГБУ «НПО «Тайфун» под руководством Станислава Петровича Беляева была проведена экспериментальная оценка вторичного загрязнения дезактивированного двухэтажного здания из белого силикатного кирпича на западной окраине г. Чернобыля. Было установлено, что вторичное загрязнение стен и крыши здания происходит за короткий период. На основании этого результата было принято решение о прекращении первых попыток дезактивации, что позволило сократить расходы на устранение последствий аварии и уменьшить дозовые нагрузки на персонал воинских частей, привлекаемых к работам по дезактивации.

Организация массовых гамма-спектрометрических анализов проб почв в Киеве, на гидрологической станции «Киев», в Обнинске и Минске

После принятия неотложных мер по эвакуации населения из загрязнённой зоны, границы которой определялись по критерию непревышения мощности дозы гамма-излучения, были сформулированы критерии по предельной плотности загрязнения местности в населённых пунктах по долгоживущим изотопам ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, 40 Ки/км^2 , 3 Ки/км^2 и $0,1 \text{ Ки/км}^2$ соответственно. В связи с этим возникла необходимость проведения массовых гамма-спектрометрических и радиохимических анализов проб почв. Поскольку в Украинской и Белорусской Гидрометеослужбах не было ни оборудования, ни соответствующих специалистов, то из-за необходимости оперативного массового выполнения анализов проб в первые дни после аварии гамма-спектрометрические анализы проводили сотрудники ЛАМ в Институте ядерных исследований Украинской АН.

В целях усиления работ по обеспечению исследований радиационной обстановки на территориях Белоруссии, Украины и России, загрязнённых вследствие аварии на ЧАЭС, Приказом Госкомгидромета от 13.06.86 № 137 была создана комплексная экспедиция ИЭМ НПО «Тайфун», которой было поручено совместно с территориальными подразделениями проведение контроля радиационной обстановки на загрязнённой территории. Сотрудниками этой экспедиции в Киеве в помещении гидрологической станции «Киев» был размещён гамма-спектрометр, доставленный из Обнинска, предложена новая экспрессная методика измерения и обработки результатов измерений проб почв. Для ускорения получения данных эта методика была передана в Обнинск и Минск. С использованием этой методики были оперативно измерены несколько тысяч проб почв, по результатам которых Правительственная комиссия принимала решение о необходимости отселения или отсутствия такой необходимости по конкретным населённым пунктам.

Результаты работы сотрудников Гидрометеослужбы в ранний период после аварии на ЧАЭС были высоко оценены на уровне Правительства. Указом Президиума Верховного Совета СССР от 24 декабря 1986 года более 70 сотрудников были награждены орденами и медалями, коллективное фото которых после вручения наград представлено ниже (рис. 4.18).



Рис. 4.18. Сотрудники учреждений Госкомгидромета СССР, награждённые орденами и медалями за участие в работе по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (1986 год)

В дальнейшем сотрудники учреждений Гидрометеослужбы принимали активное участие в исследовании загрязнённых территорий в зоне отчуждения, таких как г. Припять, территория «рыжего» леса. На рис. 4.19 представлена информация о степени загрязнения территории «рыжего» леса после её дезактивации. Работа была выполнена по поручению руководителя Госкомгидромета СССР Ю.А. Израэля в начале декабря 1987 года. Эта информация была нужна для принятия решения о возможности использования этой территории для нужд восстанавливаемой Чернобыльской АЭС.

На основе полученных данных правительства Беларуси, России и Украины принимали решения, направленные на минимизацию ущерба населению, проживающего на этих территориях. В 1991 году был принят Закон Российской Федерации «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС», № 12-44-1 от 15.05.1991,

который определил 4 зоны радиоактивного загрязнения и утвердил их границы.

С помощью самолётной гамма-спектрометрической съёмки, выполненной на территории 17 областей России, были установлены предварительные границы зон загрязнения разной интенсивности и определена общая площадь загрязнённой территории, которая составила 740 000 км². Была получена информация о степени загрязнения населённых пунктов и отнесении их к конкретным зонам.

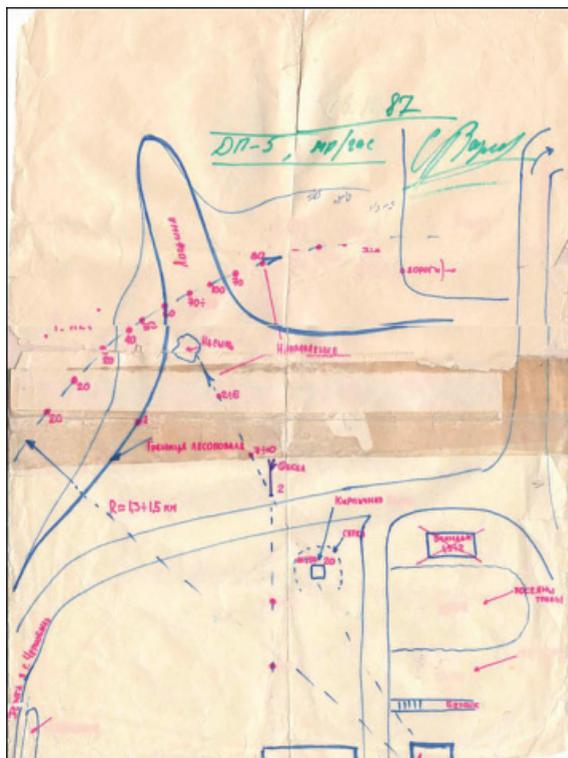


Рис.4.19. Схема первого наземного маршрута радиационного обследования территории «рыжего» леса в начале декабря 1987 года

Как видно из рисунка, уровни загрязнения на дезактивированной территории «рыжего» леса (погибший от облучения хвойный лес) колебались в пределах 20 – 100 мР/час.

Уточнение границ зон загрязнения и перечня населённых пунктов, находящихся в конкретных зонах, проводилось путём наземных обследований в основном сотрудниками радиометрических подразделений Гидрометеослужбы в соответствии с утверждёнными «Методическими рекомендациями по оценке радиационной обстановки в населённых пунктах», одобренными Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР 20.07.1990.

В соответствии с результатами исследования и принятым в 1991 году законом распоряжением Правительства РФ был утверждён первый список из 6 884 населённых пунктов, находившихся в зонах загрязнения разного уровня. В результате последующих обследований в 14 субъектах РФ постановлением Правительства РФ от 08.10.2015 № 1074 по состоянию на январь 2015 года 3 853 населённых пункта были признаны расположенными в зонах радиоактивного загрязнения.

Информация о состоянии радиоактивного загрязнения всех населённых пунктов ежегодно отражается в отчётах ФГБУ «НПО «Тайфун». Данные по радиоактивному загрязнению населённых пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239+240 оперативно размещается на сайте ФГБУ «НПО «Тайфун» и находятся в свободном доступе. Наглядное обобщение всех авиационных и наземных обследований загрязнённых территорий было представлено в «Атласе радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины», изданном в 1998 году, и в «Атласе современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси», изданном в 2009 году.

Одной из трудностей при оценке степени загрязнения территорий оказалась большая трудоёмкость и стоимость радиохимических анализов для определения содержания ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах почв. В связи с этим было предложено для оценки содержания изотопов плутония использовать информацию о других радионуклидах, содержание которых коррелируется с содержанием изотопов плутония и определялось методом гамма-спектрометрии, который существенно производительней и дешевле радиохимического метода. Измерения содержания в одних и тех же пробах почв изотопов плутония и ^{144}Ce или ^{95}Zr показали, что отношение $^{238}\text{Pu} + ^{239+240}\text{Pu} / ^{144}\text{Ce} = (8,7 \pm 0,5) \cdot 10^{-4}$. Используя это

соотношение, оказалось возможным по данным о загрязнении местности в ближней к аварийному реактору зоне, по активности ^{144}Ce на основе авиационной гамма-спектрометрической съёмки построить карту загрязнения местности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$, которая представлена на рис. 4.20 [4].

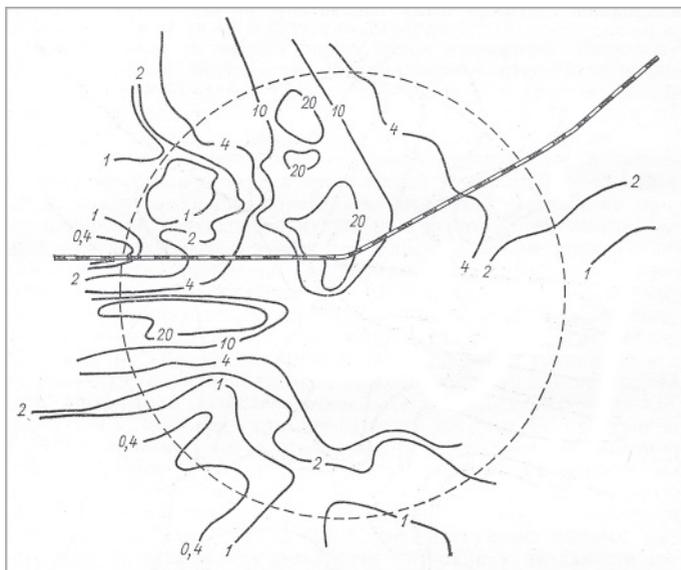


Рис 4.20. Распределение плотности загрязнения ($\text{Kи}/\text{км}^2$) местности плутонием-238, -239, 240 в 5-километровой зоне вокруг ЧАЭС в сентябре 1987 года

Критическими природными объектами по радиоактивному загрязнению оказались водоёмы и реки. На территории России таковыми оказались замкнутые или слабопроточные водоёмы, расположенные на территории с высокими уровнями загрязнения местности. В качестве примера можно назвать два озера. Это озеро Кожановское (рис. 4.21) и Святое на реке Беседи, расположенные в западной части Брянской области, в которых объёмные активности ^{137}Cs в 1997 – 1998 годах, то есть через 10 – 11 лет после аварии колебались в пределах 5 – 10 Бк/л, что обусловило высокое содержание этого радионуклида в рыбе.

В таблице 4.14 приведены данные содержания ^{137}Cs в различных видах рыб. Как видно из таблицы 4.14, содержание в рыбе колебалось в пределах 600 – 12 000 Бк/кг сырого веса, превышающее допустимое содержание в 46 – 90 раз.



Рис.4.21. Брянская обл., оз. Кожановское, август 1999 года

Таблица 4.14

Содержание ^{137}Cs в рыбе в 1998 году (Бк/кг сырого веса)

Название рыбы	Длина рыбы, см	Водоём	Содержание
Плотва	10 – 15	Оз. Кожановское	2 000 – 5 800
Карась	20 – 36	Оз. Кожановское	6 100 – 10 000
Щука	17 – 43	Оз. Кожановское	5 500 – 12 400
Допустимое содержание ^{137}Cs			130

После принятия государственных нормативных актов, установивших годовые пределы доз облучения населения и определения границ зон разной степени загрязнения, главной задачей радиационного мониторинга стало периодическое уточнение уровня радиоактивного загрязнения населённых пунктов основным дозообразующим радионуклидом ^{137}Cs и прогноз изменения степени загрязнения.

О вторичном загрязнении населённых пунктов

В ФГБУ «НПО «Тайфун» создана база данных по радиоактивному загрязнению почвы населённых пунктов России ^{137}Cs в результате аварии на Чернобыльской АЭС. База данных постоянно пополняется и включает результаты обследования загрязнённых территорий населённых пунктов России

начиная с 1986 года по настоящее время. Анализ имеющихся временных рядов средней плотности загрязнения ^{137}Cs территорий населённых пунктов показал, что в некоторых населённых пунктах Брянской области средняя плотность загрязнения территории ^{137}Cs с течением времени снижается значительно медленнее, чем это должно происходить с учётом радиоактивного распада. Причём отклонение экспериментальных данных от кривой распада составляло более 20 %.

Возможными причинами более медленного снижения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs может быть вторичное радиоактивное загрязнение. Его причинами могут быть природные и антропогенные факторы, способствующие ветровому переносу ^{137}Cs с более загрязнённых территорий: сжигание радиационно-загрязнённых дров в сельских домах и использование загрязнённой золы в качестве удобрения; выпас скота на загрязнённых территориях и, соответственно, использование загрязнённого навоза на приусадебных участках. Для проверки указанных причин были проведены полевые радиологические исследования и модельные оценки.

В 2011 – 2013 годах были проведены полевые исследования в шести населённых пунктах Брянской области, в которых было выявлено указанное выше отклонение временного хода экспериментальных данных от кривой радиоактивного распада. Полевые исследования включали отбор проб почвы на территории населённых пунктов и приусадебных участках, отбор проб золы и сена в индивидуальных хозяйствах. У населения, проживающего в обследованных пунктах, уточнялись сведения об источниках используемых дров, их ежегодном количестве, о территориях сенокоса для личного скота, количество скота, размеры приусадебных участков. Всего во время полевых исследований было отобрано и проанализировано более 200 проб почвы, 40 проб золы и 49 проб сена на содержание ^{137}Cs .

В результате исследований были получены обобщённые радиологические данные для шести населённых пунктов Брянской области (табл. 4.15), которые включают: среднюю плотность загрязнения территории населённых пунктов ^{137}Cs ; среднюю плотность загрязнения почвы приусадебных огородов ^{137}Cs ; среднюю и максимальную удельную активность ^{137}Cs в пробах золы и сена, отобранных в индивидуальных хозяйствах населённых пунктов.

Следует отметить, что во всех обследованных населённых пунктах, кроме д. Чернетовка, местные жители имели в личных хозяйствах коров.

Таблица 4.15

Обобщённые данные полевых исследований 2011 – 2013 годов

Район	Населённый пункт (НП)	Плотность загрязнения почвы НП, Ки/км ²	Плотность загрязнения почвы огородов, Ки/км ²	Удельная активность в золе, Бк/кг	Удельная активность в сене, Бк/кг
Гордеевский	д. Чернетовка	5,5	*	3 294 (7 197)**	170 (440)
Гордеевский	д. Михайловка	7,5	9,0	4 719 (7926)	319 (808)
Гордеевский	с. Перетин	11,8	9,4	4 685 (10 900)	398 (1380)
Злынковский	с. Лысье	10,0	9,3	6 952 (20 364)	126 (354)
Красногорский	с. Колюды	2,4	2,2	9 058 (30800)	67 (295)
Красногорский	д. Кургановка	3,8	2,8	2 264 (5 100)	101 (209)

Примечание: * Не обследовались.

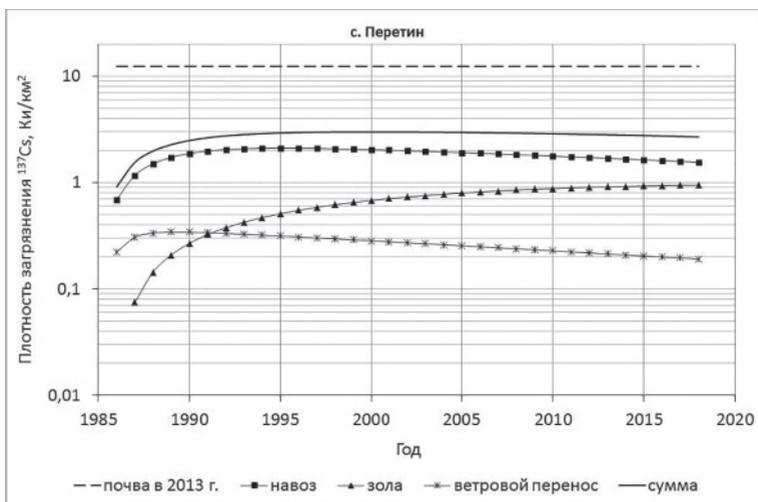
** В скобках приведены максимальные значения.

Полученные экспериментальные данные, были использованы для оценки возможных природных и антропогенных факторов вторичного загрязнения ¹³⁷Cs обследованных населённых пунктов. Динамика вторичного загрязнения ¹³⁷Cs приусадебных огородов в шести населённых пунктах Брянской обл. в период 1986 – 2018 годов за счёт исследованных факторов представлена на рисунках 4.22 – 4.24. Уровень загрязнения ¹³⁷Cs почвы населённых пунктов в 2013 году отмечен на рисунках пунктирной прямой линией.

Как видно на рисунках 4.22 – 4.24, согласно полученным модельным оценкам долгопериодный вторичный ветровой перенос ¹³⁷Cs оказывает незначительное влияние на вторичное загрязнение обследованных населённых пунктов в настоящее время и не превышает 2 % (с. Перетин) и 8 % (с. Колюды) от уровня загрязнения ¹³⁷Cs почвы в населённом пункте.

В четырёх других обследованных пунктах (с. Перетин, с. Лысье, п. Михайловка и д. Кургановка), в которых жители разводят крупный рогатый скот, преобладает вторичное загрязнение приусадебных огородов за счёт внесения навоза. Причём величина вторичного загрязнения за счёт внесения навоза пропорциональна уровню загрязнения ¹³⁷Cs почвы

А.



Б.

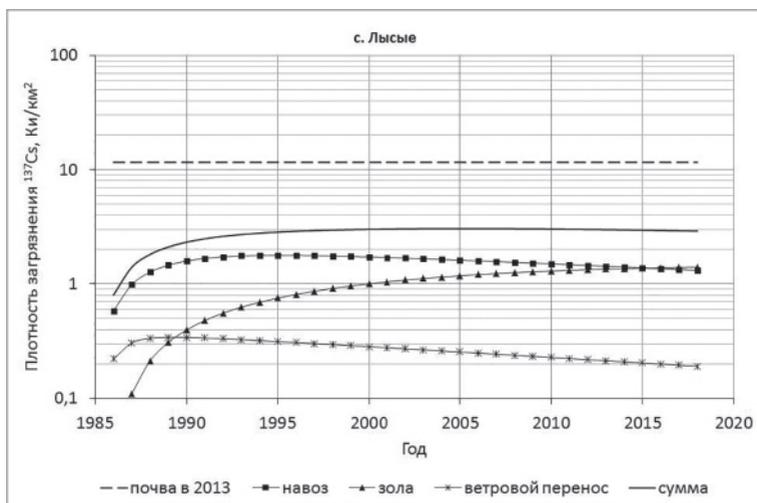
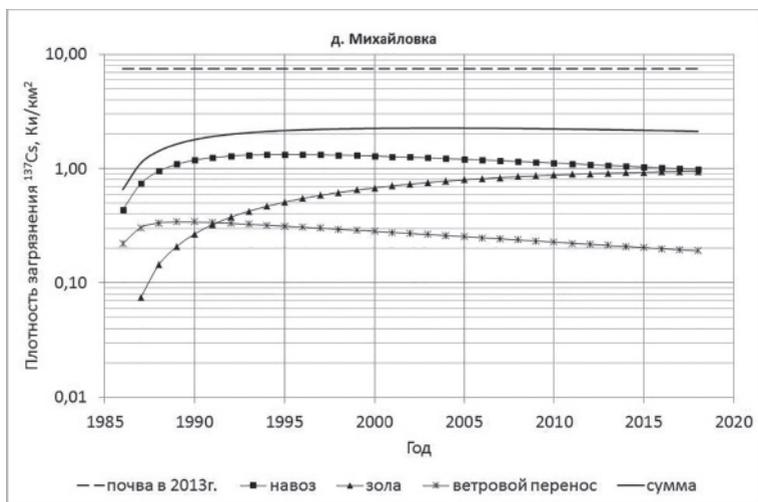


Рис. 4.22. Интегральная плотность вторичного загрязнения цезием-137 огородов с. Перетин (А) и с. Лысье (Б) за счёт ветрового переноса и использования в качестве удобрений золы и навоза (при $k = 25\%$) в 1986–2018 годах

А.



Б.

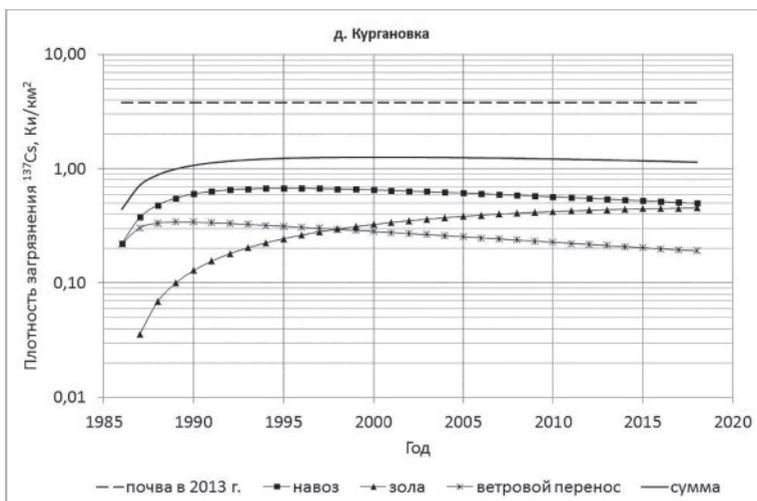
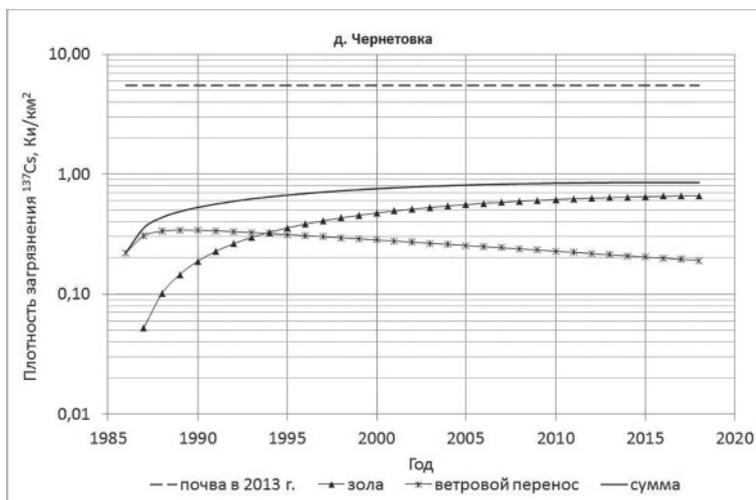


Рис. 4.23. Интегральная плотность вторичного загрязнения цезием-137 огородов д. Михайловка (А) и д. Кургановка (Б) за счёт ветрового переноса и использования в качестве удобрений золы и навоза (при $k=25\%$) в период 1986 – 2018 годах

А.



Б.

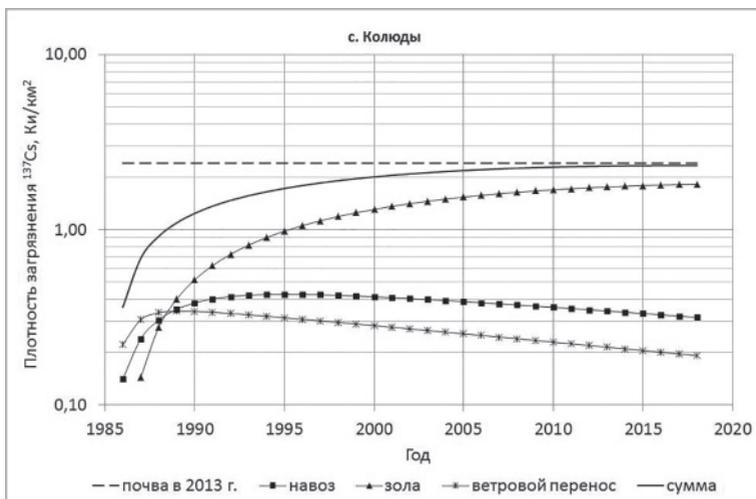


Рис. 4.24. Интегральная плотность вторичного загрязнения цезием-137 огородов д. Чернетовка (А) и с. Колюды (Б) за счёт ветрового переноса и использования в качестве удобрений золы и навоза (при $k = 25\%$) в 1986 – 2018 годах

населённого пункта. В 2013 г. вторичное интегральное загрязнение огородов ^{137}Cs за счёт использования навоза составляло от 13 до 15 % (при коэффициенте выведения ^{137}Cs $k = 25\%$) и не более 29 % (при $k = 50\%$) от средней плотности загрязнения почвы в населённом пункте. Согласно модельным оценкам вторичное загрязнение приусадебных огородов за счёт использования навоза уменьшается с 2000 по 2018 год примерно в 2 раза за 46 лет.

Для всех обследованных населённых пунктов (кроме с. Колюды) вторичное загрязнение огородов ^{137}Cs за счёт использования золы составило в 2013 году от 8 до 14 % от средней плотности загрязнения почвы в населённом пункте. В с. Колюды, где была зарегистрирована максимальная удельная активность ^{137}Cs в золе (30 800 Бк/кг), преобладает вторичное загрязнение за счёт использования золы, которое составляет 1,8 Ки/км² или 75 % от плотности загрязнения почвы в населённом пункте. Следует отметить, что жители этого населённого пункта нередко используют не местные дрова, а дрова, привезённые из загрязнённых районов Республики Беларусь. Согласно модельным оценкам вторичное загрязнение огородов в обследованных населённых пунктах за счёт золы увеличится к 2018 году по сравнению с 2013 годом не более чем на 4 %.

Как видно на рисунках 4.22 и 4.23, в четырёх населённых пунктах (с. Перетин, с. Лысье, п. Михайловка и д. Кургановка) до 1995 года наблюдается рост вторичного загрязнения ^{137}Cs , после 1995 года вторичное загрязнение остаётся практически постоянным. В двух населённых пунктах – д. Чернетовка и с. Колюды (рис. 4.24), в которых определяющим является вторичное загрязнение ^{137}Cs за счёт использования древесной золы, – рост вторичного загрязнения продолжается. Проведённые исследования выявили наличие основных факторов вторичного загрязнения ^{137}Cs обследованных населённых пунктов – использование радиоактивно загрязнённой золы и навоза на приусадебных огородах. В настоящее время ветровой перенос ^{137}Cs оказывает незначительное влияние на вторичное загрязнение обследованных населённых пунктов.

Полученные оценки суммарного вторичного загрязнения ^{137}Cs приусадебных огородов четырёх населённых пунктов (с. Перетин, с. Лысье, п. Михайловка, д. Кургановка) за счёт выявленных факторов удовлетворительно согласуются с результатами анализа экспериментальных временных рядов средней плотности загрязнения ^{137}Cs территорий этих населённых пунктов.

Вторичный подъём радиоактивных веществ

Исследования процессов вторичного подъёма и рассеяния пыли, загрязнённой токсическими веществами, стали актуальными после испытаний ядерного оружия и аварий на атомных предприятиях. Большая доля результатов в этой области знания получена в различных условиях после промышленных аварий и испытаний ядерного оружия.

В первой фазе чернобыльской аварии вклад вторичного ветрового подъёма в общую радиационную дозу был значителен, и его корректная оценка является важной задачей по защите персонала, участвующего в ликвидации последствий аварии, и населения, живущего в пострадавших областях Украинского и Белорусского Полесья. Учитывая размеры 30-км зоны ЧАЭС, число организаций, участвовавших в ликвидации последствий аварии, высокую плотность радиоактивного загрязнения зоны в целом и городов Припяти, Чернобыля и других населённых пунктов зоны, в частности, было необходимо измерить характеристики процесса вторичного ветрового подъёма и переноса радиоактивных частиц, осевших на подстилающую поверхность. Это позволяло оценить дозовые нагрузки на ликвидаторов и необходимые объёмы дезактивационных работ непосредственно в зоне загрязнения, и в частности в городах Чернобыле и Припяти, где было организовано временное проживание ликвидаторов 1986 – 1987 годов.

Загрязнённая подстилающая поверхность надолго стала вторичным источником радиоактивности за счёт ветровой ресуспензии, сдува ветром пыли с растительности и строений, активной техногенной деятельности на загрязнённой территории. Всё это потребовало проведения дополнительного мониторинга аэрозольных и микрометеорологических измерений на территории 30-км зоны ЧАЭС.

В период проведения радиоэкологического мониторинга и исследований процессов вторичного ветрового и техногенного подъёма радиоактивности в приземный слой атмосферы были получены следующие результаты:

- величины временного хода коэффициента ресуспензии ^{137}Cs менялись от 10^{-5} м^{-1} в июне 1986 г. до 10^{-10} м^{-1} в 1994 г.;
- величины интенсивности ресуспензии ^{137}Cs на пляже г. Припять от $1,2 \cdot 10^{-2} \text{ с}^{-1}$ в сентябре 1986 г. до $2 \cdot 10^{-4} \text{ с}^{-1}$ в 1994 г.;
- верифицированы расчётные модели интегральных параметров ресуспензии, наиболее часто используемые на практике;
- оценён вклад частиц различных диапазонов в величину общей объёмной активности ^{137}Cs и других радионуклидов, а также статистические

характеристики функций распределения объёмной активности по размерам частиц при различных метеорологических условиях;

- данные измерений коэффициента и интенсивности ветрового подъёма 1986 г. позволили оценить необходимые объёмы дезактивационных работ непосредственно во всей зоне и, в частности, в г. Чернобыль, Припять, где было организовано временное проживание ликвидаторов 1986 и 1987 годов.

Исследования эколого-геофизических последствий чернобыльской аварии

Согласно данным мониторинга отмечается накопление чернобыльских радионуклидов в таких компонентах окружающей среды, как лесная и озёрная биота, донные отложения водоёмов и почва [24]. Предложена концепция «радионуклидного экологического кольца» для характеристики процессов замедления выноса радионуклидов в результате их биоаккумуляции и сорбции в экосистемах.

Особо следует отметить уникальные результаты исследований В.В. Смирнова (рис. 4.25) электропроводности воздуха и интенсивности ионообразования для ближней зоны Чернобыльской АЭС (табл. 4.16). Можно видеть, что спустя год после аварии в зоне ЧАЭС электропроводность воздуха была более чем в 100 раз выше, чем для других районов. Причем в зоне ЧАЭС имел место избыток отрицательного объёмного заряда [21].

Таблица 4.16

Среднесуточные значения отрицательной электрической проводимости воздуха интенсивности ионообразования (на высоте 1 м от земной поверхности)

Район и дата измерений	Проводимость воздуха, фСм/м	Интенсивность ионообразования, см ³ с ⁻¹
Заросшее поле в 7 км от ЧАЭС, май 1987 г.	800 ± 150	2 000
Житомирская обл., п. Игнатополь, лето 1984 г.	3,3 ± 1,5	15
Обнинск, лето 1983 г.	1,4 ± 1,0	10

Согласно результатам этих исследований концентрация аэроионов в приземном воздухе в зоне ЧАЭС в 1987 г. значительно (в 3 – 10 раз) превышала значения, допустимые для воздуха производственных и общественных



Рис. 4.25. В.В. Смирнов, второй слева в первом ряду, с сотрудниками руководимого им отдела № 4 ИЭМ. Фото из архива А.В. Савченко.

помещений. Таким образом, ближняя зона ЧАЭС в первые годы после аварии являлась достаточно сильным и постоянным источником атмосферных ионов, что могло оказывать дополнительное воздействие на экологические параметры атмосферного воздуха в зоне радиационной аварии.

Моделирование миграции радионуклидов



*Владимир Андреевич Борзилов
(1942 – 1992)*

Существенный вклад в развитие геофизических моделей миграции радионуклидов в природных средах внесли исследования В.А. Борзилова [17, 18, 28, 29], разработавшего методологию прогнозирования поведения загрязняющих веществ при их аварийном поступлении в окружающую среду.

В.А. Борзилов – ведущий учёный в области разработки физико-математических моделей миграции загрязняющих веществ в окружающей среде, оценки и прогнозирования радиационных последствий чернобыльской аварии, комплексного обследования критических экологических ситуаций.

Методология включает комплекс моделей атмосферного переноса и осаждения загрязняющих веществ на подстилающую поверхность и их последующего поведения в почве и реках, восстановления источника радиоактивного выброса, а также методы определения входящих в модели параметров [17]. Использование этой модели для минимизации последствий чернобыльской аварии позволило получить расчётным путём карты загрязнения местности в зоне чернобыльского следа, которые показали хорошую сходимость с данными наблюдений (рис. 4.26).

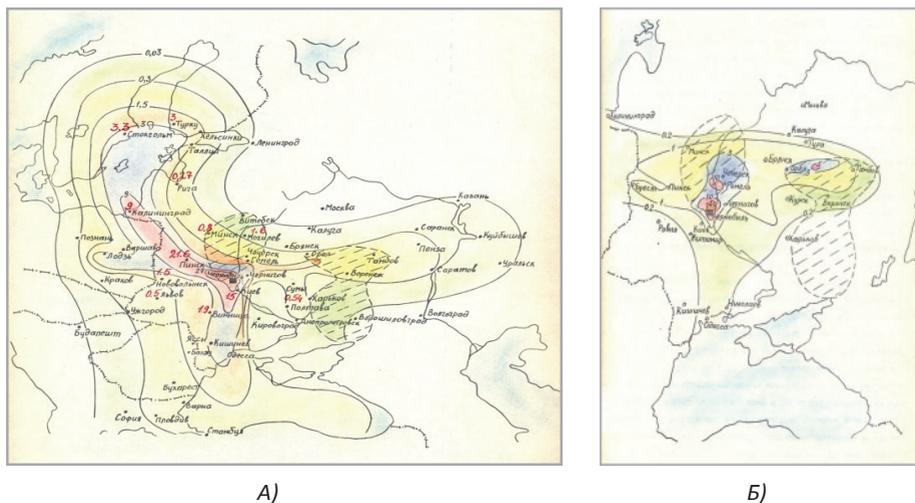


Рис. 4.26. А) Расчётная карта плотности выпадения йода-131 ($\text{Ки}/\text{км}^2$) в результате чернобыльской аварии [1].

Экспериментальные данные нанесены красным цветом, заштрихованы зоны выпадения атмосферных осадков в период прохождения радиоактивного облака.

Б) Расчётная карта плотности выпадения цезия-137 ($\text{Ки}/\text{км}^2$).

Были разработаны прогнозы вторичного загрязнения рек на территории аварийного следа за счёт процессов смыва радионуклидов с водосборов во время сильных дождей, осенних и весенних паводков, оценена эффективность водоохраных сооружений в зоне чернобыльской аварии.

В фундаментальных исследованиях Е.К. Гаргера и К.П. Махонько [21, 23] изучены закономерности ветрового подъёма радиоактивной пыли с поверхности земли, разработаны геофизические модели ветрового переноса радионуклидов, предложены методы экспериментального определения основных модельных параметров. Выполнены прогнозные расчёты концентрации

радиоактивной пыли, поднятой ветром с подстилающей поверхности на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению.

Под научным руководством В.М. Шершакова в НПО «Тайфун» создана современная система комплексной поддержки принятия решений аварийного реагирования при чрезвычайных ситуациях на радиационно опасных объектах, связанных с радиоактивным загрязнением окружающей среды [26, 32,34]. Разработан комплекс программных средств, включающий компьютерные расчёты процессов переноса радионуклидов в компонентах окружающей среды с использованием моделей разного пространственного масштаба, методы обработки параметров радиационной обстановки, анализ и прогноз аварийной радиационной ситуации, а также оценку эффективности различных противоаварийных действий, с учётом возможных неопределённостей. Разработанные методы прошли апробацию на многочисленных данных измерений и радиационного мониторинга при анализе последствий чернобыльской аварии, аварии на Сибирском химическом комбинате, радиационной аварии на АЭС «Фукусима-1». Они также нашли практическое применение при создании компьютерной системы RECASS как базовой системы ЕГАСКРО на территории Российской Федерации, отдельные функциональные блоки которой прошли успешную апробацию в системах радиационного мониторинга вокруг российских АЭС. Кроме того, эти методы и программные средства вошли в состав общеевропейской системы RODOS поддержки принятия решений при ядерных авариях.

Существенной особенностью загрязнения окружающей среды в результате аварии является неравновесный характер радиоэкологических процессов в течение длительного времени. Для описания поведения радионуклидов в экосистемах разработана динамическая модель ЭКОМОД, позволяющая прогнозировать неравновесные процессы миграции радионуклидов, включая нелинейные динамические эффекты в накоплении радионуклидов биотой, биологический перенос радионуклидов в морях и реках. Модель также включает расчёт мощности дозы внутреннего и внешнего облучения организмов [33]. Модель ЭКОМОД нашла практическое применение в задачах оценки радиоэкологической обстановки на территории ВУРС, аварийного чернобыльского следа, дампинга РАО в арктических морях, прогнозирования радиоэкологических последствий аварии на АЭС «Фукусима-1».

4.6. Авария на Сибирском химическом комбинате (СХК) в 1993 году

6 апреля 1993 года на СХК произошла авария – взрыв технологического аппарата, в котором проводились операции по подготовке уранового раствора к экстракции. Взрыв произошёл в 12 часов 58 минут местного времени на радиохимическом заводе. Взрыв произошёл из-за несоблюдения режимов перемешивания растворов, находящихся в аппарате, при взаимодействии органической фазы раствора (следы керосина, трибутилфосфата) с концентрированной азотной кислотой, вследствие чего образовалась взрывчатая парогазовая смесь, и началась автокаталитическая неуправляемая реакция с выделением тепла.

Аппарат объёмом 34,1 м из нержавеющей стали был расположен в заглублённом защитном железобетонном каньоне, облицованном нержавеющей сталью. Перед разрушением в нём находилось 25 м раствора, содержащего 8 773 кг урана, 310 г плутония и 248 г нептуния. При взрыве часть раствора осталась в аппарате, а часть была выброшена в каньон и окружающую среду. Взрывная волна разрушила плиты перекрытия над аппаратом и на высоте 15 м опрокинула стену аппаратного зала на прилегающую крышу, расположенную ниже уступом. Часть кровли в районе I взрыва тоже была разрушена. Сразу после получения сообщения об аварии подразделения Росгидромета развернули работу по обследованию, контролю и анализу радиационной обстановки. Сотрудниками Новосибирского центра по мониторингу окружающей среды 7 апреля в районе предполагаемого загрязнения была обнаружена ось радиоактивного загрязнения на отрезке дороги 28 – 29 км Томск – Самусь. Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на отметке 28,5 км составила 420 мкР/час. Пешеходные маршрутные обследования были продолжены для уточнения границ следа и радиационной обстановки в населённых пунктах Георгиевка и Наумовка. В Георгиевке средняя по пункту мощность дозы гамма-излучения составила 27 мкР/ч, а на северной окраине достигала 60 мкР/ч. Для уточнения радиационной обстановки была проведена аэрогамма-съёмка территории. По результатам аэрогаммы-съёмки и пешеходных обследований была получена карта радиационной обстановки по состоянию на 12 – 13 апреля 1993 года, представленная на рис. 4.27. Размеры зон загрязнения на местности в апреле 1993 г. составляли:

- с уровнями МЭД более 100 мкР/ч около 6 км²,
- с уровнями 50 – 100 мкР/ч 25 км²,
- с уровнями 10 – 50 мкР/ч 68 км².

В зону следа попала только д. Георгиевка.

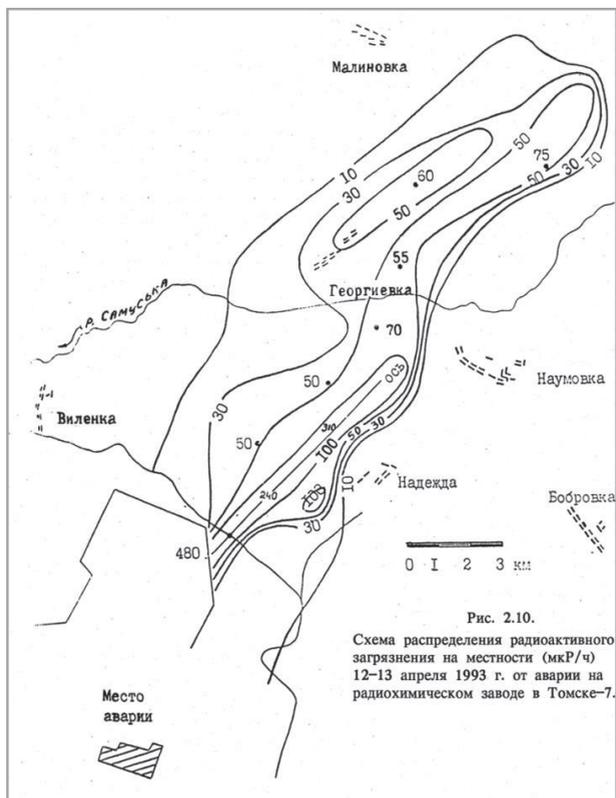


Рис. 4.27. Карта радиационной обстановки по состоянию на 12 – 13 апреля 1993 года

На момент аварии средний изотопный состав радиоактивных продуктов в пробах снега, отобранных в загрязнённой зоне в апреле, был (по 11 пробам) следующим:

- рутений-103 – 1,4 %,
- рутений-106 – 31 %,
- ниобий-95 – 46 %,
- цирконий-95 – 22 %.

Были обнаружены также следы плутония-239, церия-144 и сурьмы-125.

В пробах почвы, отобранных в зоне загрязнения в апреле, были обнаружены также цезий-137 и стронций-90 в количествах, в 2 – 7 раз превышающих глобальный уровень. Однако это загрязнение не связано с аварией, а обусловлено многолетним функционированием СХК и было известно и ранее из результатов обследования, проведённого Западно-Сибирским Гидрометом. Наземное обследование выявило очень неравномерную структуру поля радиоактивного загрязнения местности, которая в значительной мере обусловлена наличием горячих частиц в составе аэрозольных продуктов аварии, осевших на снег.

Карта, представленная на рис. 4.28, была получена в апреле, когда на местности ещё не растаял снежный покров. Поэтому в сентябре 1993 г. сотрудниками НПО «Тайфун» была проведена повторная

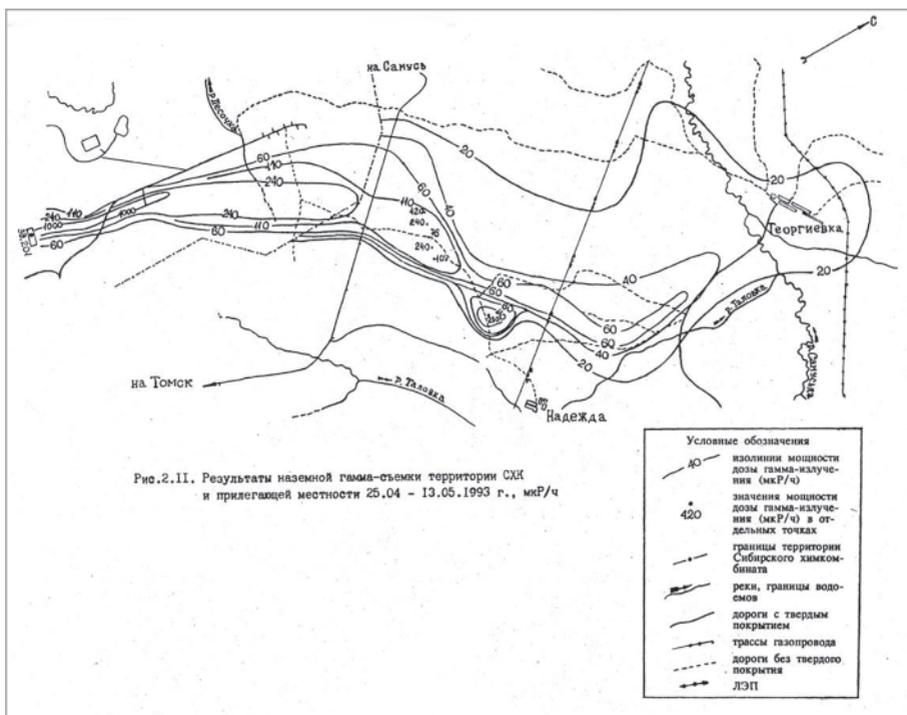


Рис.4.28. Результаты наземной гамма-съёмки территории СХК

гамма-спектрометрическая съёмка местности. Преобладающим радионуклидом оказался рутений-106. Карта плотности загрязнения местности в районе СХК этим радионуклидом по состоянию на сентябрь 1993 года приведена на рис. 4.29.

Кроме того, в загрязнённом районе наблюдается ниобий-95 (до 3,5 Ки/км² и цирконий-95 до 1,5 Ки/км²). Размеры следа по уровню

0,03 Ки/км² ниобия-95 имеют протяжённость до 35 км и максимальную ширину ~ 9 км на расстоянии 17 – 18 км от ограды промплощадки СХК. Наличие ниобия-95 отмечается и на удалении до 45 км от СХК. В процессе гамма-съёмки местности вокруг СХК обнаружены также участки загрязнения ландшафта цезием-137 с плотностью загрязнения до 1 – 2 Ки/км² (рис. 4.30).

Участки загрязнения расположены широким веером от СХК на расстоянии на север до 10 км, а на запад и восток до 2 – 3 км, а также по берегу реки Томь. Характер цезиевого загрязнения не позволяет связать его с аварией, произошедшей в апреле 1993 г. По-видимому, это загрязнение является следствием многолетней деятельности комбината.

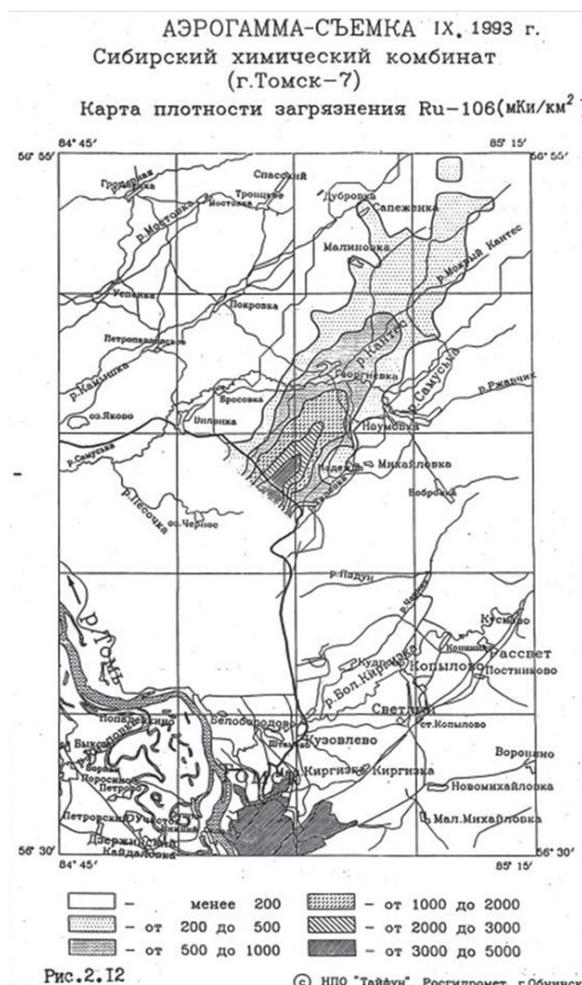


Рис. 4.29. Карта плотности загрязнения рутением-106

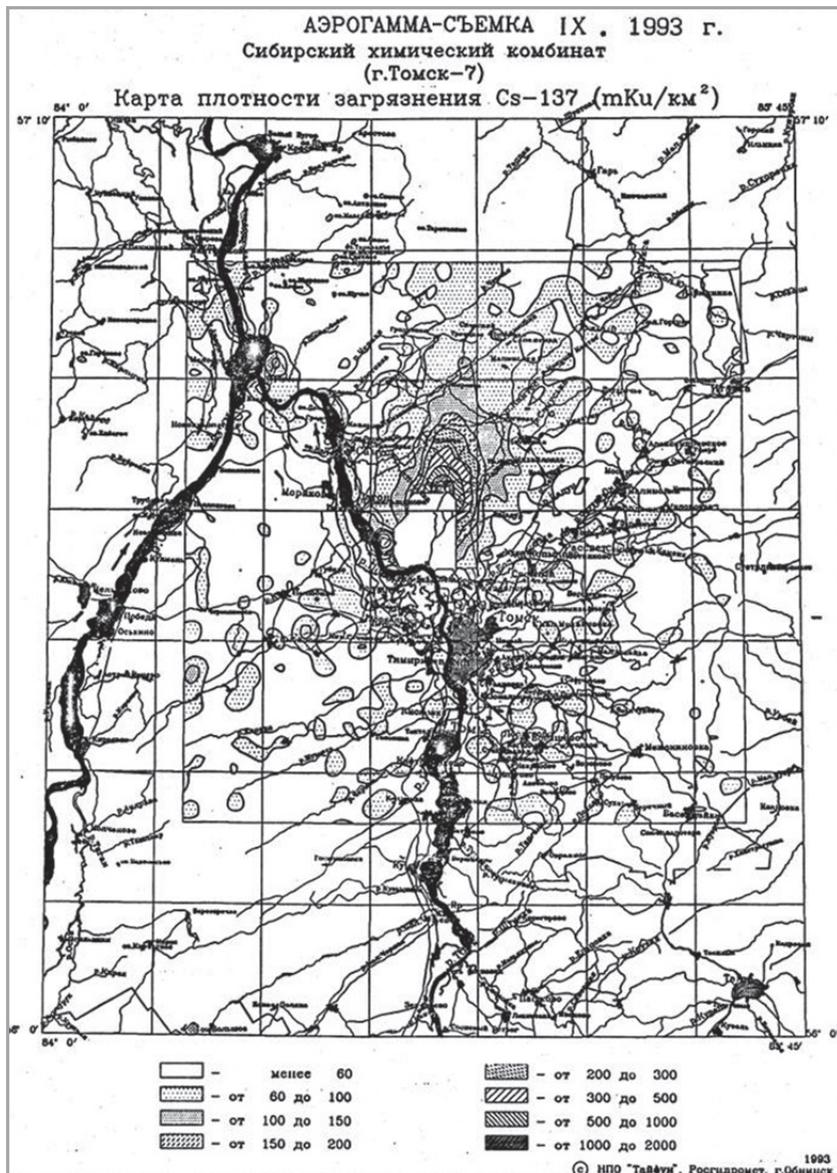


Рис.4.30. Карта плотности загрязнения цезием-137

4.7. Авария на Японской АЭС «Фукусима-1» 2011 года

Авария на японской АЭС «Фукусима-1» произошла в марте-апреле 2011 года. Прохождение аварийных выбросов было зафиксировано практически всеми пунктами наблюдения радиометрической сети Росгидромета [39]. Первый выброс радионуклидов в атмосферу произошёл 12 марта на энергоблоке № 1 в результате взрыва водорода, 14 марта подобный взрыв произошёл на энергоблоке № 3 и 15 марта – взрыв неустановленной природы на энергоблоке № 2. В табл. 4.17 приведены данные о выбросе ^{131}I и ^{137}Cs в атмосферу с АЭС «Фукусима-1» [40 – 42] и для сравнения с Чернобыльской АЭС.

Таблица 4.17

Выбросы в атмосферу на АЭС «Фукусима-1» и Чернобыльской АЭС

АЭС	Выброс, Бк	
	^{131}I	^{137}Cs
«Фукусима-1»	$(1 - 4) \cdot 10^{17}$	$(7 - 20) \cdot 10^{15}$
Чернобыльская	$1,76 \cdot 10^{18}$	$8,5 \cdot 10^{16}$

Радионуклиды с воздушными массами пересекли Тихий океан в северо-восточном направлении и 17 марта были зарегистрированы в Северной Америке, 19 – 20 марта – в Исландии, 19 – 21 марта в скандинавских странах и 23 – 24 марта наблюдались в большинстве европейских государств.

После сообщения об аварии на АЭС «Фукусима-1» сеть радиационного мониторинга Дальнего Востока и некоторые пункты наблюдения на всей территории РФ были переведены в режим повышенной готовности с ежесуточным регламентом наблюдений. В Дальневосточном регионе все пункты наблюдения за мощностью дозы гамма-излучения были переведены на ежечасные наблюдения. Пробы аэрозолей анализировались на содержание ^{131}I и других гамма-излучающих радионуклидов [39].

В Южно-Сахалинск НПО «Тайфун» направило машину радиационной разведки, оснащённую современным оборудованием и квалифицированными специалистами, имевшими опыт работы во время аварии на Чернобыльской АЭС. Вся информация из радиометрических подразделений Росгидромета ежесуточно поступала в НПО «Тайфун», анализировалась и передавалась в оперативный штаб Росгидромета.

Аварийные выбросы АЭС «Фукусима-1» достигли Южно-Курильска на о. Кунашир 14 – 15 марта. 20 – 21 марта аварийные радионуклиды были обнаружены в Южно-Сахалинске. В Благовещенске и Хабаровске радионуклиды от АЭС «Фукусима-1» (^{131}I в аэрозольной форме и изотопы ^{134}Cs , ^{137}Cs) в приземной атмосфере появились 24 – 25 марта.

На ЕТР ^{131}I впервые был зарегистрирован 23 марта в Подмосковной, Курске и Обнинске, 26 марта – на юге и севере Сибири в Омске и Салехарде. С 27 марта ^{131}I (активность – $30 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³) наблюдался уже на всей территории страны.

28 – 30 марта произошло резкое увеличение объёмной активности ^{131}I в воздухе на территории ЕТР – до $3,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³ (рис. 4.31). В странах центральной Европы столь же резкое увеличение содержания ^{131}I в воздухе –

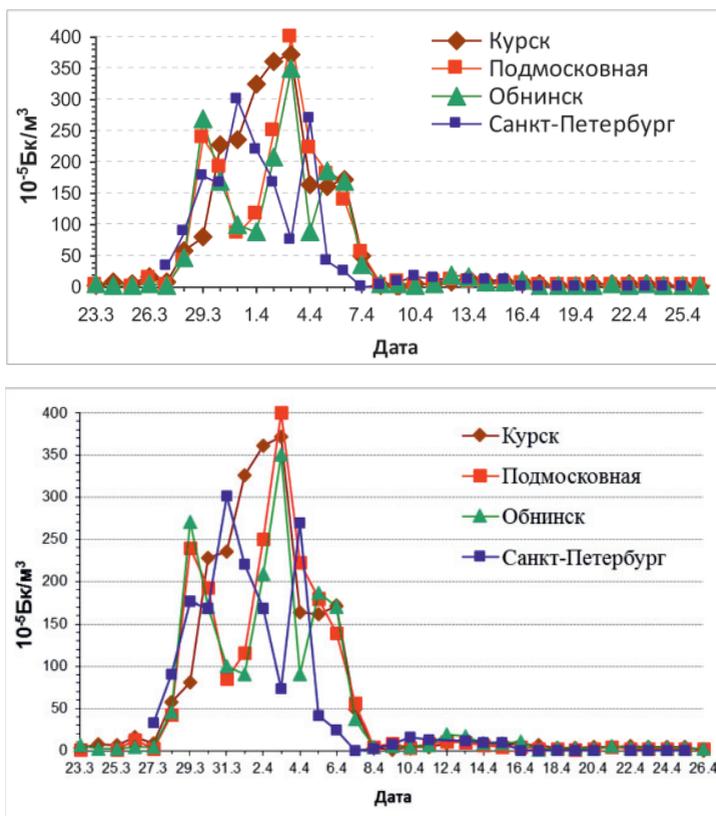


Рис. 4.31. Изменение объёмной активности ^{131}I в центральной части ЕТР в марте – апреле 2011 года

до $6,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³ – наблюдалось на сутки раньше – 27 – 29 марта (г. Краков, Польша).

Одновременно с повышением содержания ¹³¹I в воздухе появились ¹³⁴Cs, ¹³⁶Cs, ¹³⁷Cs, ¹³²I, ¹³²Te (рис. 4.32). Максимальное количество всех радионуклидов в центральной части ЕТР наблюдалось 3–4 апреля: ¹³¹I – до $4,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, ¹³⁴Cs – до $1,04 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, ¹³⁷Cs – до $1,15 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. На севере ЕТР содержание радионуклидов было в 5 – 10 раз меньше. С 4 – 5 апреля началось уменьшение содержания радионуклидов в воздухе, и к концу апреля объёмная активность большей части радионуклидов на ЕТР стала ниже предела обнаружения – $1 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³.

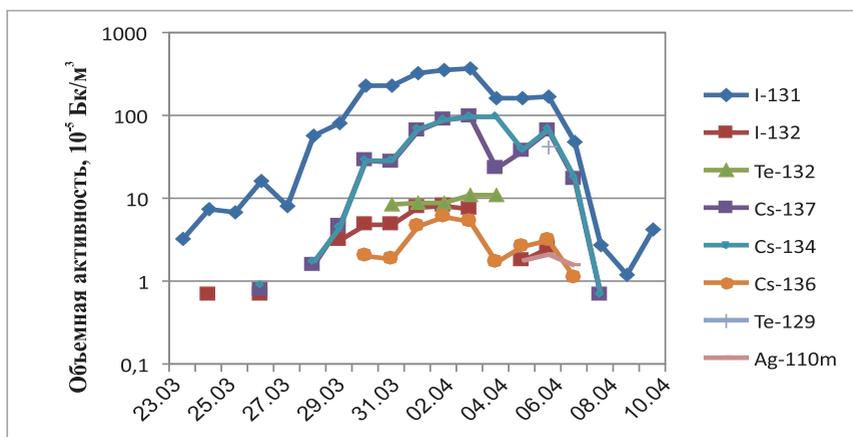


Рис. 4.32. Объёмная активность радионуклидов, зарегистрированных в Курске в марте – апреле 2011 года

На юге АТР резкое увеличение содержания ¹³¹I в воздухе наблюдалось с 31 марта, но максимальные значения были в 2 раза ниже, чем в центре ЕТР (рис. 4.33). На севере АТР (Ханты-Мансийск, Салехард) максимум наблюдался 5 – 6 апреля, а содержание ¹³¹I в приземном слое атмосферы было в 3 – 8 раз ниже, чем в южной части.

На Дальнем Востоке резкое увеличение содержания ¹³¹I (аэрозольная форма) в воздухе за счёт переноса с запада началось 1 – 2 апреля. Максимальная объёмная активность ¹³¹I была в 2 – 4 раза ниже, чем в центре ЕТР. Наименьшие значения наблюдались на о. Сахалин. Радионуклиды, обнаруживавшиеся на Дальнем Востоке до 1 апреля, по-видимому, поступали непосредственно от АЭС «Фукусима-1» (рис. 4.34).

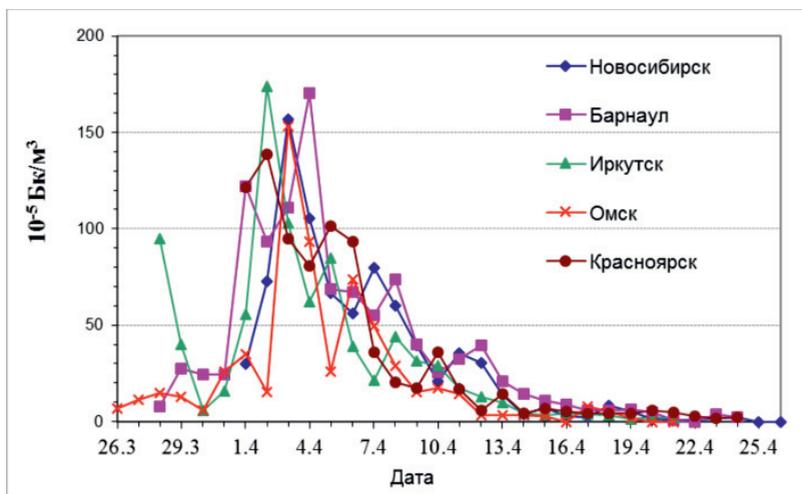


Рис. 4.33. Изменение объёмной активности ^{131}I в аэрозольной форме на юге АТР в марте – апреле 2011 года

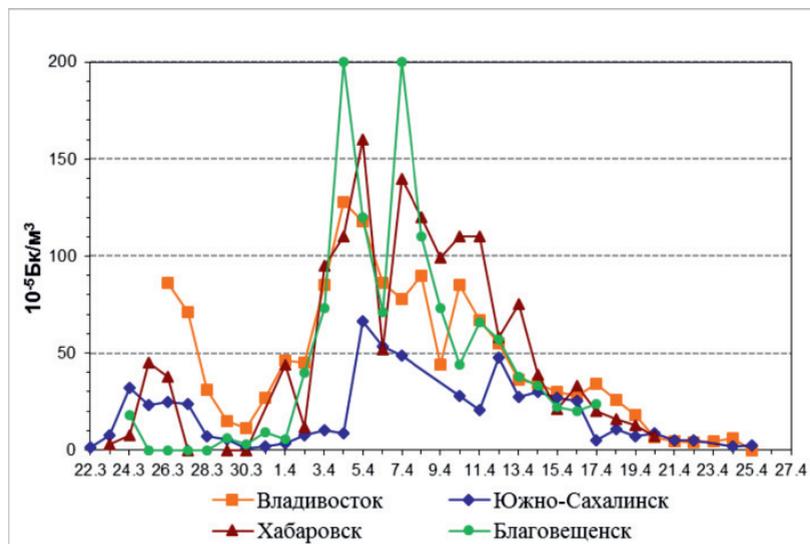


Рис. 4.34. Изменение объёмной активности ^{131}I на Дальнем Востоке в марте – апреле 2011 года

Кроме изотопов йода в приземном слое атмосферы на территории России постоянно наблюдались ^{134}Cs и ^{137}Cs . Содержание изотопов цезия коррелировало с суммарной бета-активностью радионуклидов в воздухе (рис. 4.35). Отношение содержаний ^{137}Cs и ^{134}Cs по всем данным близко к 1.

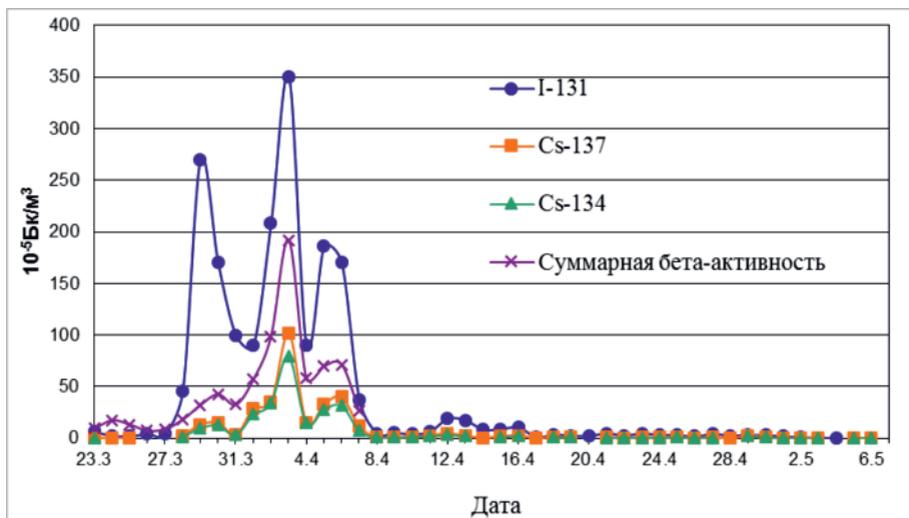
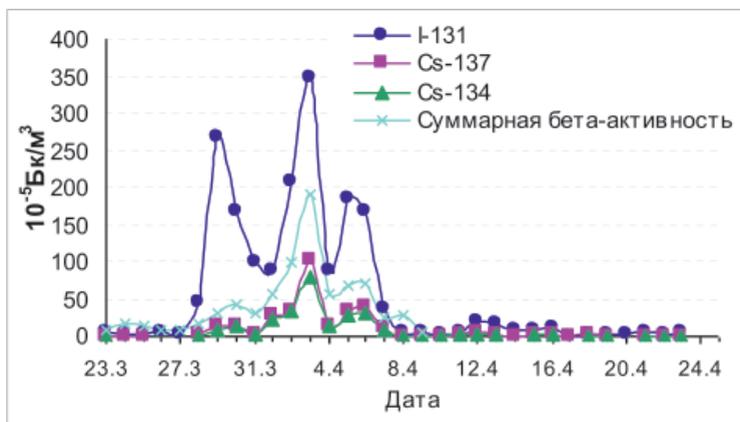


Рис. 4.35. Объёмная активность радионуклидов в г. Обнинске в марте-апреле 2011 года

Зафиксированные уровни объёмной активности для ^{137}Cs на 5 порядков ниже допустимой по НРБ-99/2009.

Наибольшая среднесуточная объёмная активность ^{137}Cs на территории Дальнего Востока наблюдалась в Алдане и Якутске, наименьшая – в Южно-Сахалинске, Магадане и Чите (рис. 4.36). Объёмная активность ^{137}Cs в этих пунктах в 100 и более раз выше, чем в 2010 году. Во втором квартале 2010 года объёмные активности ^{137}Cs в Алдане, Мирном, Магадане и Южно-Сахалинске были ниже предела обнаружения, в остальных пунктах – не превышали $7 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³.

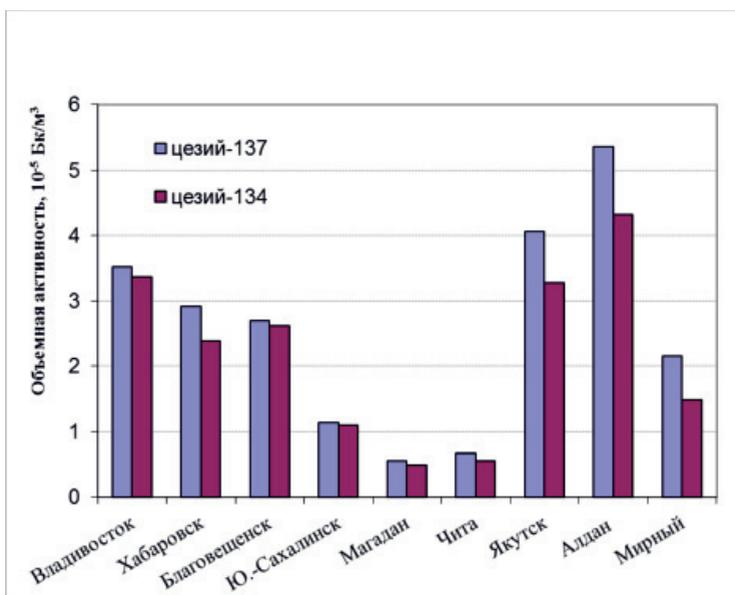


Рис. 4.36. Среднесуточная объёмная активность изотопов цезия в воздухе на территории Дальнего Востока во втором квартале 2011 года

На территории ЕТР содержание ^{131}I и изотопов цезия в суточных выпадениях было, в основном, ниже предела обнаружения. На территории АТР получены отдельные данные по суточным выпадениям радионуклидов. Во втором квартале 2011 года на территории Приморского УГМС выпадения ^{134}Cs составляли $0,01$ Бк/м², на территории Забайкальского УГМС – $0,05$ Бк/м², на территориях остальных УГМС были ниже предела обнаружения. В табл. 4.18 приведены данные расчёта баланса ^{137}Cs в почве в 2011 году в центре ЕТР, которые показывают, что прохождение аварийных выбросов не привело к существенному загрязнению почвы [39].

Таблица 4.18

Концентрация ^{137}Cs в почве и атмосферных выпадениях, Бк/м²

Общий запас ^{137}Cs в почве в 2011 году в центре ЕТР	1 660
Убыль запаса ^{137}Cs в почве за 1 год за счёт радиоактивного распада	38
Добавка ^{137}Cs в почве за счёт аварийных выбросов АЭС «Фукусима-1»	0,024 – 0,54
Сумма годовых выпадений ^{137}Cs в 2007 – 2010 годах	0,3 – 0,4

Оценки объёмной активности изотопов стронция в воздухе в пункте наблюдения Подмосковная, где были зафиксированы максимальные концентрации радионуклидов (пробы аэрозолей за 29 – 30 марта, 2 – 3 и 3 – 4 апреля 2011 года), показали, что объёмная активность ^{89}Sr , отсутствующего в составе глобального фона, составляла в эти дни 1,0, 3,8 и $4,6 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ соответственно. Средняя объёмная активность ^{90}Sr в эти дни составляла $0,33 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, что не превышает средней объёмной активности в этом пункте за второй квартал 2010 года ($0,76 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³). Эти значения на 7 порядков ниже допустимой среднегодовой активности для этого радионуклида (19 Бк/м³) по НРБ-99/2009.

Экологические риски радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» (Япония)

Аварии на Чернобыльской АЭС (26 апреля 1986 г.) и на АЭС «Фукусима-1» (Япония, 11 марта 2011 г.) по выбросу радионуклидов, уровню и масштабу радиоактивного загрязнения окружающей среды являются наиболее тяжёлыми в истории ядерной энергетики. Выбросы радиоактивных благородных газов на обеих АЭС сопоставимы, а выброс таких экологически значимых летучих радионуклидов, как ^{131}I и ^{137}Cs , на АЭС «Фукусима-1» примерно на порядок ниже [40 – 42]. Выброс полуплетучих (Sr, Ru, Ba) и тугоплавких элементов (Zr, Mo, Ce, Np, Pu, Cm) в результате аварии на Чернобыльской АЭС был значительно выше по сравнению с АЭС «Фукусима-1». Активность сброса в море аварийной АЭС «Фукусима-1» ^{131}I оценивается в 10 – 20 ПБк, а для ^{137}Cs 1 – 6 ПБк, в некоторых оценках для этого радионуклида указывался более широкий интервал 2,3 – 26,9 ПБк [41].

Сразу после чернобыльской аварии наибольшую радиологическую опасность представляли изотопы йода. Их наличие в атмосфере явилось также индикатором распространения аварийного выброса. В планшетных пробах, снятых 26 апреля в 8 ч утра, на большой территории был обнаружен

^{131}I [16]. Основной перенос радионуклидов происходил на запад и северо-запад. В дальнейшем изменяющиеся метеорологические условия и смена направлений ветра на разных высотах, продолжение выбросов в течение 10 суток привели к сложной неоднородной картине радиоактивного загрязнения [16, 43]. Наибольшее загрязнение местности наблюдалось на севере Украины, востоке Белоруссии и в ряде областей центральной европейской части России. Радиоактивный след был также обнаружен на северо-западе России, в скандинавских странах и некоторых странах Европы. Максимальный уровень загрязнения был зарегистрирован в 30-километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС.

Большая часть выброса аварийной АЭС «Фукусима-1» в атмосферу подверглась переносу преобладающими ветрами с рассеиванием и осадждением в северной части Тихого океана [41]. На суше произошло осадждение относительно небольшой части атмосферных выбросов, в основном в северо-западном направлении от АЭС. Вместе с тем после аварии в точных пробах аэрозолей, отобранных с помощью воздухофильтрующих установок, почти во всех регионах России наблюдался повышенный уровень ^{137}Cs в атмосферном воздухе, а также регистрировались такие техногенные радионуклиды, как ^{134}Cs , ^{131}I , ^{132}I , ^{132}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{136}Cs , отсутствующие в составе глобального техногенного фона [44]. Увеличение объёмной активности ^{137}Cs началось в конце марта, достигнув максимума в апреле 32 мкБк/м^3 (средневзвешенное значение по территории России), в мае – июне она держалась на уровне $14 - 15 \text{ мкБк/м}^3$ и уже в июле вернулась к обычным $0,28 \text{ мкБк/м}^3$. Средневзвешенная объёмная активность ^{137}Cs в приземной атмосфере России в 2011 г. составила $5,5 \text{ мкБк/м}^3$, что в 23 раза выше по сравнению с 2010 г. Наиболее высокая среднегодовая объёмная активность этого радионуклида зарегистрирована на юге европейской территории страны, 16 мкБк/м^3 . Объёмная активность ^{137}Cs и других техногенных радионуклидов, обусловленная атмосферным переносом аварийных выбросов АЭС «Фукусима-1» на территорию России, была в 103 – 106 раз ниже допустимой и не представляли значимой радиационной опасности [44].

В табл. 4.19 приведена объёмная активность радионуклидов в атмосферном воздухе в ранний период после радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» [24, 41]. Из представленных данных следует, что максимальное загрязнение атмосферного воздуха радиоизотопами йода и цезия в пунктах наблюдений на расстоянии 150 – 300 км от аварийных АЭС в целом сопоставимо. На дальнем следе (около 1 000 км от

Чернобыльской АЭС) загрязнение воздуха в момент прохождения радиоактивного облака было в 100 раз ниже. Объемная активность ^{131}I в воздухе в зоне отчуждения АЭС «Фукусима-1» достигала 10 кБк/м^3 19 – 23 марта 2011 г. и оставалась выше уровня 100 Бк/м^3 до середины апреля. При этом активность ^{131}I в газовой фазе составляла в среднем около 80 % общей активности, т.е. была существенно выше аэрозольного компонента [41]. Объемная активность ^{134}Cs и ^{137}Cs в воздухе зоны отчуждения изменялась с 19 марта до начала апреля 2011 г. в интервале $10 - 100 \text{ Бк/м}^3$, при этом отношение их активности в среднем было равно единице.

Таблица 4.19

Объемная активность радионуклидов в приземной атмосфере после радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1», Бк/м^3

Радионуклид	Минск, 325 км от Чернобыльской АЭС, 28 – 29 апреля 1986 г.	Барышевка, Киевская обл., 150 км от Чернобыльской АЭС, 30 апреля – 1 мая 1986 г.	Сосновый Бор, Ленинградская обл., 950 км от Чернобыльской АЭС, 28–29 апреля 1986 г.	Район АЭС «Фукусима», 19 – 23 марта 2011 г.	Токаимюра, 150 км от АЭС, 19 – 23 марта 2011 г.
^{131}I	320	300	2,7	10 000	1000
^{137}Cs	93	78	0,65	100	100
^{134}Cs	48	52	0,38	100	100
^{132}Te	74	3300	0,26		
^{140}Ba	27	230	0,13		
^{95}Zr	3	24			
^{99}Mo			0,04		
^{103}Ru	16	24	0,05		
^{106}Ru			0,004		
^{141}Ce		26	0,04		
^{144}Ce		26	0,04		
^{239}Np			0,67		

В первый период после аварии на Чернобыльской АЭС почва наиболее сильно была загрязнена сравнительно короткоживущими нуклидами: ^{131}I , ^{132}Te , ^{132}I , ^{239}Np , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{89}Sr . В ближней к месту аварии зоне

почва была обогащена ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{141}Ce , ^{144}Ce , в дальнейшей – ^{131}I , ^{137}Cs и ^{134}Cs [16]. Максимум содержания радиоактивных изотопов йода в почве наблюдался в период 28 апреля – 9 мая в зависимости от траекторий переноса аварийного выброса и местных метеоусловий. 28 – 29 апреля 1986 г. в Гомеле активность ^{131}I составила $2,4 \text{ МБк/м}^2$, примерно такая же активность этого радионуклида наблюдалась в Чернобыле 1 – 2 мая 1986 г. [16, 24].

После распада ^{131}I и других короткоживущих нуклидов с середины 1986 г. на большей части аварийного следа за пределами зоны отчуждения определяющими в радиоактивном загрязнении местности являлись ^{137}Cs и ^{134}Cs . Районы с относительно высоким загрязнением ^{137}Cs образовались в основном в результате атмосферных осадков, выпавших в период прохождения радиоактивного облака. Наибольшие радиоактивные выпадения характерны для 30-километровой зоны, а также некоторых районов, расположенных в западном и северо-западном направлении. Максимальная плотность загрязнения почвы в зоне отчуждения составляла, кБк/м^2 : ^{137}Cs – $(4 - 7,5) \cdot 10^3$; ^{90}Sr – $(0,4 - 0,75) \cdot 10^3$; Pu , ^{241}Am – $20 - 40 \text{ кБк/м}^2$ [45]. За пределами наиболее загрязнённых территорий находится много небольших районов загрязнения с плотностью выпадений $37 - 185 \text{ кБк/м}^2$. Всего около 1,6 % европейской территории России было загрязнено ^{137}Cs более 37 кБк/м^2 . «Пятнистая» структура загрязнения имеет место не только для отдельных территорий, но и локальных участков, на которых плотность загрязнения ^{137}Cs может отличаться в десятки раз [1].

Максимальная плотность загрязнения почвы ^{134}Cs и ^{137}Cs в марте 2011 г. в северо-западной части района расположения АЭС «Фукусима-1» достигала 10 МБк/м^2 , ^{131}I – в 10 раз выше [41]. В некоторых участках плотность загрязнения почвы ^{137}Cs составляла 1 МБк/м^2 . Таким образом, можно сделать вывод о примерной сопоставимости загрязнения ^{137}Cs территорий зон отчуждения Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1».

В связи с малым периодом полураспада содержание в почве ^{131}I и других короткоживущих радионуклидов быстро снижалось, и уже через несколько месяцев загрязнение почвы определялось ^{134}Cs и ^{137}Cs . Вследствие неоднородности радиоактивных выпадений распределение изотопов цезия на территории префектуры Фукусима также было неоднородным. За пределами наиболее загрязнённых участков в этом районе плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в среднем составляла 10 кБк/м^2 , по всей Японии в целом – ниже 1 кБк/м^2 [41].

Максимальное радиоактивное загрязнение водоёмов наблюдалось в первый месяц после аварии на Чернобыльской АЭС. Радиоактивность

поверхностных вод в этот период характеризовалась широким радионуклидным составом (табл. 4.20) [1, 24, 43, 46]. При этом активность короткоживущих нуклидов превосходила активность долгоживущих цезия и стронция. Наблюдалось обогащение взвеси изотопами Ba, Ce, Ru, Zr по сравнению с водной фракцией. По мере распада короткоживущих нуклидов и их депонирования частицами взвеси в донные отложения активность воды заметно уменьшилась.

Таблица 4.20

Объёмная активность радионуклидов в поверхностных водах после аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1», Бк/л

Радионуклид	Водоёмы Чернобыльской зоны [1, 24, 43, 46]		Морская акватория вблизи АЭС «Фукусима-1» [41, 47]	
	Водоём-охладитель ЧАЭС, 30 мая 1986 г.	Река Припять, Чернобыль, 1 мая 1986 г.	Прибрежная зона вблизи сбросного канала АЭС, 21 марта 2011 г.	Открытое море, 30 км от АЭС, 23–24 марта 2011 г.
¹³¹ I	1 700	2 200	5 070	40
¹³² I		1 000	2 140	
¹³⁴ Cs	200	140	1 490	15
¹³⁷ Cs	400	270	1 480	15
⁹⁰ Sr	40	30		
⁹⁵ Zr	330	670		
⁹⁵ Nb	470	670		
¹⁰³ Ru	270	780		
¹⁰⁶ Ru	130			
¹⁴⁰ Ba	800	1600		
¹⁴⁰ La	530			
¹⁴¹ Ce	330	660		
¹⁴⁴ Ce	200	540		
²³⁹ Np		360		

Максимальное радиоактивное загрязнение морских вод наблюдалось в течение месяца после аварии в прибрежной зоне вблизи сбросного канала АЭС «Фукусима-1». Временная динамика объёмной активности радионуклидов в этот период характеризовалась значительной изменчивостью. В отдельные дни наблюдалась максимальная концентрация ¹³¹I, ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs в диапазоне 1 – 100 кБк/л [41]. Вследствие короткого периода полураспада ¹³¹I перестал

быть значимым уже через несколько месяцев после аварии. Отметим также, что по мере удаления от берега в результате разбавления происходило значительное снижение радиоактивности морских вод (см. табл. 4.20).

В ходе российских экспедиционных исследований Японского моря и северо-западной части Тихого океана в апреле – мае 2011 года наибольшая объёмная активность изотопов цезия в морской воде была зарегистрирована в северо-западной части Тихого океана. Это на северной границе течения Курисио примерно в 400 км от аварийной АЭС (0,02 – 0,03 Бк/л), что в 105 – 107 раз ниже уровня загрязнения в прибрежной зоне вблизи сбросных каналов АЭС «Фукусима-1». Согласно экспедиционным исследованиям и мониторингу после аварии на АЭС «Фукусима-1» не наблюдалось радиоактивного загрязнения российского побережья Дальнего Востока и прилегающей морской акватории [44].

Интегральная оценка радиоэкологической обстановки после аварии проводилась на основе расчёта мощности дозы облучения организмов биоты и экологического риска по методам и моделям [48, 49]. Более детально методика оценки риска изложена в разделе 10.

В качестве исходных для оценки мощности дозы облучения организмов биоты использовали данные мониторинга радиационной обстановки и радиоэкологических обследований [1, 16, 24, 43, 44, 46, 50]. Максимальная дозовая нагрузка на организмы биоты достигалась в чернобыльской зоне отчуждения в конце апреля – мае 1986 г. На участке, расположенном в 2 км к западу от Чернобыльской АЭС, погибли сосны. Доза внешнего облучения деревьев на этом участке, получившего название «рыжий лес», составила не менее 100 Гр [1, 24]. За исключением зоны «рыжего леса» лесные экосистемы вблизи АЭС сохранили свою жизнеспособность [1, 24, 46, 50].

Эвакуация населения в радиусе 30 км от АЭС привела к снятию фактора беспокойства для диких животных на территории зоны. Кроме того, прекращение обработки почвы, оставленный на корню сельскохозяйственный урожай, устранение домашних животных значительно улучшили кормовые условия для млекопитающих и птиц. Всё это способствовало росту численности диких животных в зоне (кабана, лисицы, волка и др.). Для основной массы диких животных не отмечено угнетающего действия ионизирующей радиации на популяционном уровне [1, 24].

На территории аварийного следа дозовые нагрузки на организмы биоты не превышали пороговых уровней экологического риска даже для наиболее загрязнённых районов Брянской области в 1986 году. В настоящее время

мощность дозы облучения на этих территориях составляет, мГр/сут: хвоя сосны – 0,3, грибы – 0,08...1,4, дикие животные – 0,02...0,2, озёрная рыба – 0,008...0,02, водные растения – 0,003...0,026 [45].

Следует отметить, что особенностью загрязнения лесов и непроточных водоёмов является медленная скорость снижения радиоактивного цезия в некоторых компонентах лесной и водной биоты [1, 46].

Это приводит к замедленным темпам снижения дозовых нагрузок на организмы биоты, всё ещё остающимися выше фоновых значений, однако ниже контрольных уровней экологического риска, обеспечивающих сохранение благоприятной окружающей среды. Отметим также, что дополнительное облучение организмов биоты на большей части аварийного следа было значительно ниже, чем в загрязнённых районах Брянской области, и не выходило за пределы вариаций природного фона.

Для сосны на участках аварийного следа в Калининской, Новгородской и Псковской областях экологический риск (безразмерное отношение мощности дозы для объекта биоты к контрольному уровню экологически безопасного облучения) в 1986 году составлял: 0,001 – 0,007, а для мха – 0,0006...0,003, что в сотни – тысячи раз ниже контрольного уровня.

Наиболее высокие уровни облучения объектов биоты отмечались в местах вблизи аварийной АЭС в период с середины марта по середину апреля 2011 года [41]. Согласно расчётным оценкам мощность дозы облучения деревьев и травы в этот период составляла 20 – 25 мГр/сут, оленя – 1,7 мГр/сут. В течение года дозовые нагрузки для деревьев и травы заметно снизились до 0,3 – 0,5 мГр/сут, а для оленя остались примерно на одном уровне – 1,4 мГр/сут.

Для морских организмов наиболее высокие мощности дозы облучения согласно расчётным оценкам имели место для водорослей в прибрежной зоне аварийной АЭС в первый месяц после аварии – 70 мГр/сут вследствие накопления морскими водорослями короткоживущего ¹³¹I [41]. После его распада через несколько месяцев уровень облучения водорослей снизились практически в 1 000 раз. Мощность дозы облучения крабов и рыбы в первый месяц после аварии оценивается соответственно в 1,2 и 3,4 мГр/сут, через год она снизилась в десятки раз до значений 0,11 – 0,12 мГр/сут.

В работе [42] представлены в несколько раз более высокие значения мощности дозы облучения наземных организмов и морских водорослей в ближней зоне АЭС по сравнению с работой [41], достигающие в первый месяц после аварии 34 мГр/сут – для сосны, 135 мГр/сут – для травы, 9 мГр/сут – для оленя, и 480 мГр/сут – для бурых водорослей.

Следует отметить, что в этот период отсутствовали данные прямых измерений содержания радионуклидов в организмах биоты. Мощности дозы рассчитывались на основе наблюдений за содержанием ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs в абиотических компонентах окружающей среды (почва, вода, донные отложения) с использованием данных о равновесных коэффициентах накопления радионуклидов в объектах биоты. С учётом неравновесности радиоэкологических процессов после аварийного загрязнения использование равновесных коэффициентов накопления могло привести к существенным неопределённостям в оценках мощности дозы облучения объектов биоты. Прямые измерения содержания радиоизотопов цезия в организмах биоты в более поздние периоды позволили уменьшить неопределённости в оценках мощности дозы [41].

В работах [51, 52] выполнены оценки мощности дозы облучения морских рыб в прибрежной зоне аварийной АЭС двумя способами: с использованием равновесных коэффициентов накопления радионуклидов в рыбе и с помощью динамической радиоэкологической модели ECOMOD. Радиоэкологическое равновесие в распределении долгоживущих радионуклидов (^{137}Cs , ^{134}Cs) в системе «вода – рыба» отсутствовало спустя два месяца после аварии на АЭС «Фукусима-1», как для прибрежного участка вблизи АЭС, так и для открытого моря, поскольку скорость очищения воды существенно превышает скорость самоочищения рыбы от этих радионуклидов. Максимальная мощность дозы внутреннего облучения рыбы прибрежного участка по равновесной модели оценена для периода 30 марта – 2 апреля 2011 года 4 – 8 мГр/сут, по динамической модели для этого же периода такие оценки ниже и составляют 0,9 – 1,2 мГр/сут. Мощность дозы облучения рыбы прибрежного участка в период 1 – 6 мая 2011 года, оценённая по равновесной модели, составляет 0,02 – 0,03 мГр/сут, тогда как расчёт по динамической модели показывает в 20 раз более высокие уровни облучения рыб – 0,4...0,5 мГр/сут.

Таким образом, если в течение первых 20 суток после аварии равновесная модель даёт более консервативную оценку мощности дозы облучения рыб, то в последующий период использование равновесных коэффициентов накопления будет приводить к занижению оценок уровней загрязнения рыб ^{137}Cs и ^{134}Cs и, соответственно, уровней внутреннего облучения рыб. Оценка средней мощности дозы облучения рыб прибрежного участка по равновесной модели 1,2 мГр/сут оказалась более консервативной, чем оценка по динамической модели 0,6 мГр/сут.

Средняя мощность дозы облучения рыб открытого моря на расстоянии 30 км от АЭС «Фукусима-1» за исследуемый период оценена по равновесной модели $3,9 \cdot 10^{-3}$ мГр/сут, по динамической – $1,7 \cdot 10^{-3}$ мГр/сут.

В целом, оценки дозовых нагрузок на организмы биоты показывают заметное снижение уровня мощности дозы облучения и экологического риска в ближней зоне АЭС уже через несколько месяцев после аварии. За пределами зоны отчуждения мощности дозы облучения организмов наземной биоты были значительно ниже, чем вблизи АЭС. Так, в июне 2011 года на расстоянии 50–100 км от АЭС дозовые нагрузки на млекопитающих и птиц, согласно расчётным оценкам, составляли (1,2 – 2,2) мкГр/сут [41]. Дозовые нагрузки на морскую биоту в мае 2011 г. – августе 2012 г. в прибрежных водах Японии оцениваются в интервале (0,1 – 0,25) мкГр/сут [41].

Отсюда следует, что за пределами зоны отчуждения АЭС «Фукусима-1» экологический риск от радиоактивного загрязнения окружающей среды составлял 10^{-5} – 10^{-3} , т.е. был существенно ниже контрольного уровня.

Несмотря на различия в причинах и характере радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1», представляет интерес сравнительная оценка их радиоэкологических последствий. Для обеих аварий максимальная дозовая нагрузка на организмы биоты достигалась в зонах отчуждения в первый месяц после аварийного загрязнения. Для аварии на Чернобыльской АЭС в мае 1986 г. основной вклад в дозу облучения биоты вносили ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce , ^{144}Ce . В последующем по мере распада короткоживущих радионуклидов основное значение в формировании дозы облучения биоты зоны отчуждения стали приобретать ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{90}Sr . Для АЭС «Фукусима-1» в марте – апреле 2011 г. дозовые нагрузки на биоту в основном формировались ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs , после распада короткоживущего ^{131}I – изотопами цезия.

Через год мощность дозы облучения биоты в зонах отчуждения обеих аварий существенно снизилась. За исключением территории «рыжего леса» в целом, уровни дозовых нагрузок на биоту в зонах отчуждения обеих аварий примерно совпадают с учётом неопределённости их оценки в первый поставарийный период. Экосистемы в зонах отчуждения сохранили свою жизнеспособность и видовое разнообразие. На большей части аварийного следа Чернобыльской АЭС и вне зоны отчуждения АЭС «Фукусима-1» уровни радиационного экологического риска значительно ниже обеспечивающих сохранение благоприятной окружающей среды.

4.8. Радиационный инцидент на заводе тяжёлого машиностроения в г. Электросталь 2013 года

Радиометрическая сеть наблюдений Росгидромета с 11 по 16 апреля 2013 года зафиксировала повышение радиационных параметров в пунктах наблюдения Вологда, Охоны, Санкт-Петербург, Архангельск, Северодвинск и Мурманск (табл. 4.21).

Таблица 4.21

Объёмная активность ^{137}Cs в атмосферном воздухе городов (в суточных пробах аэрозолей), 10^{-5} Бк/м³

Пункт наблюдения	Объёмная активность ^{137}Cs в пробах, 10^{-5} Бк/м ³					Среднемесячная объёмная активность ^{137}Cs в 2012 г., 10^{-5} Бк/м ³
	10 – 11.04	11 – 12.04	12 – 13.04	13 – 14.04	14 – 15.04	
Вологда	0,7	1,8	0,8	–	1,5	0,02
Охоны (эксп. 5 сут)	24		2			0,04
Санкт-Петербург	–	31,6	–	–	–	0,04
Архангельск	н.о.	2,7	1,4	0,6	н.о.	0,05
Северодвинск	–	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	0,03
Мурманск	–	–	0,28	–	–	0,007

Примечания: – нет данных;

н.о. – не обнаружен.

Маршрутное обследование в г. Электросталь, выполненное сотрудниками ФГБУ «НПО «Тайфун», на территории, непосредственно примыкающей к заводу тяжёлого машиностроения, было проведено 26 апреля 2013 года. Обследование включало маршрутную гамма-спектрометрическую съёмку территории и отбор проб почв в точках с наибольшим уровнем мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД).

Среднее значение мощности дозы гамма-излучения по маршруту равно 0,07 мкЗв/ч, что соответствует уровню МЭД на незагрязнённых территориях. Однако в ряде точек наблюдалось значительное увеличение МЭД – до 6 мкЗв/ч.

В ИПМ ФГБУ «НПО «Тайфун» в пробах почвы определён ^{137}Cs , плотность загрязнения которого в слое почвы 0–10 см находилась в пределах 31–1260 кБк/м². Эти уровни загрязнения превышали глобальный уровень загрязнения на широте Москвы по состоянию на 2013 год (1,7 кБк/м²) в 18–750 раз. Основное количество ^{137}Cs (60–80 %) содержалось в слое почвы 0–2 см от его запаса в слое 0–10 см.

Вероятной причиной радиационного инцидента в Электростали могло стать попадание радиоактивного источника ^{137}Cs в плавильную печь вместе с металлоломом. При расплавлении защитной оболочки произошёл залповый выброс радионуклида в атмосферу.

Список использованных источников

1. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А., Дрожко Е.Г., Ильин Л.А., Крышев И.И., Линге И.И., Романов Г.Н., Савкин М.Н., Сауров М.М., Тихомиров Ф.А., Холина Ю.Б. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общей редакцией Л.И. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
2. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю.А. Израэля. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд «Ионосфера», НИА-Природа, 2013. 140 с.
3. Отчёт. «Исследование ветровой миграции пыли с Восточно-Уральского следа. Обнинск, 1962 г. С. 330. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. № Л-286.
4. Отчёт. Адвективный перенос радиоактивной пыли, образовавшейся в зоне Восточно-Уральского следа в 1957–1960 гг. Обнинск, 1963. С. 35. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. № Л-558.
5. Махонько К. П. Автореферат диссертации «О вторичной ветровой миграции радиоактивной пыли». Обнинск, 1964. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. № Л-751.
6. Махонько К.П. Ветровой подъём радиоактивной пыли с земли. Обнинск: НПО «Тайфун», 2008. 427 с.

7. Крышев И.И., Павлова Н.Н., Косых И.В., Бурякова А.А., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Каткова М.Н. Оценка радиационной безопасности окружающей среды в зоне влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. 2019. Том 95. № 3. С. 40 – 50.

8. Никитин А.И., Крышев И.И., Чумичев В.Б., Крышев А.И., Валетова Н.К., Кабанов А.И., Катрич И.Ю., Рябцев И.А., Пельгунова Л.А., Полякова Н.И., Родин В.М., Мироненко А.Н. Радиоэкологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы // Сборник материалов международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы». М., 2008. С.151 – 167.

9. Крышев И.И., Никитин А.И. Миграция радионуклидов в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь // XLIV Радиоэкологические чтения В.М. Клечковского. Сборник докладов. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016. С.48 – 82.

10. Мельников В.С. Современная радиоэкологическая обстановка на реке Теча. Диссертация на соискание учёной степени кандидата биологических наук. М., 2015. 134 с.

11. Kryshev, I.I., Romanov, I.N., Isaeva, L.N. and Cholina, Yu.V. Radioecological state of lakes in the Southern Ural impacted by radioactive release of the 1957 radiation accident. Journal of Environmental Radioactivity, 1997. Vol.34, N 3. P.223 – 235.

12. Крышев И.И., Романов Г.Н., Исаева Л.Н., Крышев А.И., Холина Ю.Б. Радиоэкологическое состояние озёр Восточно-Уральского радиоактивного следа // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 4 / Под редакцией А.В. Трапезникова, С.М. Вовка. Заречный: УрО РАН, 2001. С. 107 – 122.

13. Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиоэкологическая характеристика озёрных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / Под ред. А.В. Аклеева. М., 2009. 272 с.

14. Смагин А.И. Экология водоёмов в зоне техногенной радионуклидной геохимической аномалии на Южном Урале. Челябинск: Издательский центр ЮУрГУ, 2013. 205 с.

15. Отчёт «Радиоактивное загрязнение почв и воды р. Севджур в районе Армянской АЭС». Обнинск, 1981. С. 39. Фонд ФГБУ «НПО «Тайфун». Инв. № Л-4089.

16. Радиоактивное загрязнение территории СССР в 1986 г. Ежегодник / Под редакцией К.П. Махонько. Обнинск: НПО «Тайфун», 1987. 134 с.

17. Борзилов В.А. Методы физико-математического моделирования аварийного загрязнения окружающей среды и их применение в работах по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Диссертация на соискание учёной степени доктора физико-математических наук. Обнинск: НПО «Тайфун», 1989. 239 с.

18. Борзилов В.А., Седунов Ю.С. Моделирование и прогноз радиационной обстановки на реках аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Доклады АН СССР, 1988, 301, № 4. С. 826 – 829.

19. Вакуловский С.М. Результаты работы учреждений Росгидромета по мониторингу радиационной обстановки на территориях, пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС (на ранней стадии). Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления // Сборник трудов международной научно-практической конференции (Обнинск, 16 – 21 апреля 2016 г.) / Под редакцией д.т.н. В.М. Шершакова. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2016. С. 60 – 72.

20. Вакуловский С.М., Демьянченко З.А., Катрич И.Ю., Колесникова Л.В., Уваров А.Д. Радиоактивное загрязнение поверхностных вод суши на территории России в 1961 – 2008 гг. Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды // Сборник статей. Том 2. Обнинск: ГУ «НПО «Тайфун», 2010. С. 115 – 127.

21. Гаргер Е.К., Жуков Г.П., Седунов Ю.С. К оценке параметров ветрового подъёма радионуклидов в зоне Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология, 1990. № 1. С. 5 – 9.

22. Махонько К.П. Методика построения карт плотности загрязнения почвы йодом-131 после аварии на Чернобыльской АЭС. Эколого-геофизические аспекты ядерных аварий // Под редакцией В.А. Борзилова, И.И. Крышева. М.: Гидрометеоздат, 1992. С.108 – 114.

23. Махонько К.П. Ветровой подъём радиоактивной пыли с земли. Обнинск: НПО «Тайфун», 2008. 427 с.

24. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под редакцией Крышева И.И. М.: Ядерное общество, 1991. 192 с.

25. Смирнов В.В. Ионизация в тропосфере. Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 1992. 312 с.

26. Трахтенгерц Э.А., Шершаков В.М., Камаев Д.А. Компьютерная поддержка управления ликвидацией последствий радиационного воздействия. М.: СИНТЕГ, 2004. 460 с.

27. Шершаков В.М., Булгаков В.Г., Каткова М.Н., Яхрюшин В.Н., Бородин Р.В., Уваров А.Д. Радиоактивное загрязнение территории населённых пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-(239+240) в результате чернобыльской аварии. М.: ООО «Информполиграф», 2012. 312 с.

28. Borzilov, V.A., Klepikova, N.V. Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident. The Chernobyl Papers. Richland. WA, 1993. P. 47 – 68.

29. Borzilov, V.A., Konoplev, A.V., Bulgakov, A.A. Application of the Chernobyl experience in developing methodology for assessing and predicting consequences of radioactive contamination of the hydrosphere. IAHS Publ. 219, 1994. P. 157 – 167.

30. Kryshev, I.I. and Sazykina, T.G. Accumulation Factors and Biogeochemical Aspects of Migration of Radionuclides in Aquatic Ecosystems in the Areas Impacted by the Chernobyl Accident // *Radiochimica Acta*. 1994, 66/67. P. 381 – 384.
31. Kryshev, I.I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident // *Journal of Environmental Radioactivity*, 1995. Vol. 27. No. 3. P. 207 – 219.
32. Kelly, G.N., Shershakov, V.M. (Edrs). *Environmental contamination, radiation doses and health consequences after the Chernobyl accident. Radiation Protection Dosimetry. Special Commemorative Issue, 1996, 64.*
33. Kryshev, I.I., Sazykina, T.G., Kryshev, A.I. The Chernobyl accident and aquatic biota. In: *Modelling Radioactivity in the Environment*. Oxford, Elsevier Science Ltd., 2003, 391 – 416.
34. Shershakov, V.M., Kosykh, V.S., Borodin, R.V. Radioecological Analysis Support System (RECASS). *Radiation Protection Dosimetry*, 1993, 50, 2 – 4.
35. Shershakov V., Fesenko S., Kryshev I. and Semioshkina N. (2009). Decision-Aiding Tools for Remediation Strategies. In: *Radioactivity in the Environment, 2009, Volume 14: Remediation of Contaminated Environments*. Elsevier Ltd. P.121 – 176.
36. Шершаков В.М., Крышев И.И. Технологии поддержки принятия решений при выборе стратегии ремедиации радиационно-загрязнённых территорий. – Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Том II. Обнинск: ГУ «ВНИИГМИ-МЦД», 2010. С. 26 – 50.
37. Крышев А.И., Рябов И.Н. Модель расчёта загрязнения рыб ^{137}Cs и её применение для озера Кожановского (Брянская область) // *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2005. 45 (3). С. 338 – 345.
38. Вакуловский С. М. Колесникова Л.В., Тёртышник Э.Г. Уваров А.Д, Яхрюшин В.Н. Исследование вторичного радиоактивного загрязнения населённых пунктов, расположенных на территории России, пострадавшей от аварии на Чернобыльской АЭС. АНРИ. № 3. 2014. С. 32 – 39.
39. Булгаков В.Г., Вакуловский С.М., Ким В.М., Полянская О.Н., Уваров А.Д., Яхрюшин В.Н. Техногенные радионуклиды в приземном слое атмосферы вследствие аварии на АЭС «Фукусима» // *Радиационная гигиена*. 2011. Том 4. № 4. С. 26 – 31.
40. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: 20-летний опыт. Вена: МАГАТЭ, 2008. 199 с.
41. *The Fukushima Daiichi Accident. Radiological Consequences*. Technical vol. 4. Vienna: IAEA, 2015. 262 p.
42. *Levels and Effects of Radiation Exposure Due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami*. UNSCEAR 2013 Rep., V. I. UN, New York, 2014. 296 p.
43. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под редакцией Ю.А. Израэля. Л.: Гидрометеоздат, 1990. 296 с.

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

45. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологический риск радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) // Атомная энергия. 2017. Т. 122. № 1. С. 46 – 55.

46. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. 2-е изд., перераб. и доп. М.: ИздАТ, 2010. 497 с.

47. Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки // Труды ИБРАЭ. Вып. 13 / Под редакцией Р.В. Арутюняна. М.: Наука, 2013. 249 с.

48. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Рекомендации Р 52.18.820-2015 Росгидромета Минприроды России. Обнинск: НПО «Тайфун». 64 с.

49. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Publication 108. Annal soft helCRP, 2009. 251 p.

50. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоёмов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Тов. науч. изд. КМК, 2004. 215 с.

51. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Оценка мощности дозы облучения морской биоты в районе расположения аварийной АЭС «Фукусима» (Япония) в марте–мае 2011 г. // Атомная энергия. 2011. т. 111. № 1. С. 41 – 45.

52. Kryshev, I.I., Kryshev, A.I., Sazykina, T.G. Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of the Fukushima NPP in March–May 2011 // J. Environmental Radioactivity. 2012. V.114. P. 157 – 161.

5. Мирные ядерные взрывы – радиационные последствия для окружающей среды

5.1. Взрывы в Мирнинском улусе Республики Саха (Якутия)

На территории Российской Федерации в 1961 – 1990 годах с целью строительства водных каналов, создания подземных хранилищ газа и нефти, исследования строения земной коры, в других хозяйственных (мирных) целях был произведён 81 подземный ядерный взрыв.

Большая часть подземных ядерных взрывов, произведённых вне ядерных полигонов, не привела к загрязнению района взрывов. Однако в ряде случаев произошло загрязнение земной поверхности и поверхностных вод. Примерами таких взрывов являются взрывы в Мирнинском улусе Республики Саха (Якутия) и три взрыва в Пермском крае.

В 2012 и 2016 годах в рамках государственной программы «Охрана окружающей среды Республики Саха (Якутия) на 2012 – 2017 годы» были проведены работы по оценке последствий подземных ядерных взрывов на загрязнение поверхностных вод.

Ядерные взрывы («Кристалл» и «Кратон-3») были произведены в верховьях реки Мархи в Мирнинском улусе (рис. 5.1). Взрыв «Кристалл», мощностью 1,7 кт, проведён 2 октября 1974 года на глубине 98 м от поверхности земли. На месте взрыва образовался провал.



Рис.5.1. Положение мирных подземных ядерных взрывов «Кристалл» и «Кратон-3» и гидрологических постов на реках Марха и Вилюй

В 1990 году место ядерного взрыва было засыпано слоем пустой породы мощностью 7 – 20 м. «Кратон-3», мощностью около 19 кт, произведён 24 августа 1978 года на глубине 557 м. Место взрыва находится на пересечении тектонических нарушений, что повышает проницаемость горных пород. В результате, в обоих случаях существуют благоприятные условия миграции продуктов взрывов к земной поверхности.

Якутским УГМС в 2012 году [1] и ФГБУ «НПО «Тайфун» в 2016 году были выполнены исследования по оценке последствий подземных ядерных взрывов для качества поверхностных вод.

Для оценки возможного влияния ядерных взрывов пробы воды отбирались на гидрологическом посту в нижнем течении реки Мархи, левого притока реки Вилюй у села Малькай в Нюрбинском улусе Якутии. В качестве контрольного пункта был выбран гидрологический пост на Вилюе у села Сунтар, расположенный выше по течению от места впадения реки Мархи (рис. 5.1).

В пробах воды определялась объёмная активность ^{90}Sr и ^3H . На каждом посту в разное время отбиралось по 6 проб. В табл. 5.1 даны средние величины объёмной активности ^3H и ^{90}Sr в воде рек Марха и Вилюй в 2012 и 2016 годах в летние месяцы и в среднем по России за те же периоды.

Таблица 5.1

**Объёмная активность ^3H и ^{90}Sr в воде рек Марха, Вилюй
и в среднем по рекам России в летний период 2012 и 2016 годов**

Объёмная активность радионуклида в воде рек	Тритий (^3H)		Стронций-90 (^{90}Sr)	
	2012 год	2016 год	2012 год	2016 год
Марха(с. Малыкай)	2,7	1,3	6,5	5,0
Вилюй (с. Сунтар)	2,1	1,1	4,9	3,9
Средняя в реках РФ	2,6	1,1	5,0	4,8

В обоих случаях работы проводились в период летне-осенней межени. Одновременно с отбором проб проводилось измерение мощности экспозиционной дозы γ -излучения и уровня воды в реке. Определение объёмной активности ^3H и ^{90}Sr в пробах воды, отобранных обеими экспедициями, были выполнены в лабораториях ФГБУ «НПО «Тайфун».

Период межени для отбора проб был выбран на том основании, что уменьшение водности рек происходит, главным образом, за счёт поверхностного стока. В этот период в питании рек возрастает доля подземных вод, дренирующих загрязнённые радионуклидами горные породы.

Даты отбора проб, значения объёмной активности ^3H и ^{90}Sr в пробах воды, мощности экспозиционной дозы (МЭД) γ излучения с поверхности земли и уровни воды в реках Марха и Вилюй в 2012 и 2016 годах приведены в табл. 5.2.

Величина МЭД в обоих случаях соответствует природному фону γ -излучения для территорий, сложенных с поверхности осадочными породами. В 2012 году её величина колебалась в диапазоне 10 – 12 мкР/ч, в 2016 году – 9 – 14 мкР/ч.

Средняя величина объёмной активности ^{90}Sr в воде р. Марха в летний период уменьшилась с 6,5 мБк/л в 2012 году до 5,0 мБк/л в 2016 году. В воде Вилюя объёмная активность ^{90}Sr в эти же сроки была 4,9 и 3,9 мБк/л соответственно. Средние значения по рекам России в летний период 2012 и 2016 годов были соответственно 5,0 и 4,8 мБк/л. Учитывая, что на территории водосборов Мархи и Вилюя отсутствуют РОО, которые могли бы служить источником ^{90}Sr , его концентрация в воде формируется за счёт весьма

низкого техногенного фона, среднегодовая плотность выпадения на АТР ниже предела обнаружения (<0,2 Бк/м² год), и за счёт его выноса из загрязнённых пород, который в водосборе Мархи выше.

Таблица 5.2

Объёмная активность ³H и ⁹⁰Sr в воде рек Марха и Вилюй, мощность экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения с поверхности земли, а также уровни воды в реках в 2012 и 2016 годах

Дата отбора	МЭД, мкР/ч	Объёмная активность ³ H, Бк/л	Объёмная активность ⁹⁰ Sr, мБк/л	Уровень воды в реке, см
р. Марха (с. Малыкай)				
27.05.2012	10	2,55	4,72	176
31.05.2012	11	1,75	4,39	777
18.06.2012	12	2,45	4,08	687
16.08.2012	10	2,95	8,86	145
09.10.2012	11	2,68	8,77	241
01.11.2012	11	1,81	7,56	198
10.07.2016	12	1,05	4,8	232
26.07.2016	12	1,28	4,0	170
05.08.2016	13	1,55	6,5	153
19.08.2016	14	1,48	4,8	174
08.09.2016	14	1,27	6,2	245
28.09.2016	13	1,65	4,4	242
р. Вилюй (с. Сунтар)				
21.05.2012	11	2,03	5,07	481
31.05.2012	10	1,34	4,06	314
25.06.2012	10	1,88	5,22	284
16.07.2012	12	2,36	4,66	172
10.10.2012	10	2,09	5,34	186
02.11.2012	11	1,98	5,42	324
20.07.2016	9	1,18	3,8	160
28.07.2016	13	1,09	3,6	156
11.08.2016	14	1,09	4,1	156
31.08.2016	10	1,34	3,9	160
09.09.2016	12	1,31	4,6	143
29.09.2016	10	1,06	3,5	196
20.07.2016	9	1,18	3,8	160

На рис. 5.2 показана объёмная активность ^3H в летние месяцы 2012 и 2016 годов. В 2012 году объёмная активность ^3H в воде Мархи и Вилюя (2,7 и 2,1 Бк/л соответственно) была заметно меньше, чем в Енисее (3,3 Бк/л), и особенно в Лене и Индигирке (4,3 и 4,0 Бк/л соответственно) за тот же период. В 2016 году содержания ^3H во всех реках заметно выровнялись и находятся в диапазоне 1,1 – 1,4 Бк/л.

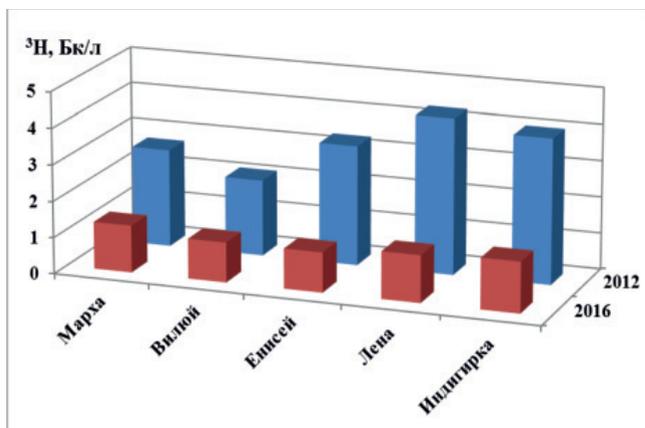


Рис. 5.2. Объёмная активность ^3H в воде рек Мархи и Вилюя в сравнении с водами Енисея (г. Игарка), Лены (п. ст. Хабаровая), Индигирки (п. ст. Индигирский) в летний период 2012 и 2016 годов

Объёмная активность ^3H в воде р. Марха в летние месяцы 2016 года по сравнению с летними месяцами 2012 года сократилась более чем в 2 раза – с 2,7 до 1,3 Бк/л. Средние значения по всем отобранным здесь пробам также заметно уменьшилось – от 2,37 до 1,38 Бк/л.

Близкие уровни снижения наблюдаются и в воде р. Вилюй. В среднем за летние месяцы произошло снижение от 2,1 до 1,1 Бк/л, а среднее по всем пробам уменьшилось от 1,95 до 1,18 Бк/л.

Объёмная активности ^3H в воде рек Енисея (г. Игарка), Лены (п. ст. Хабаровая), Индигирки (п. ст. Индигирский) в летние месяцы 2016 года по сравнению с тем же периодом 2012 года уменьшилась примерно в 3 раза – от 3,3 до 1,1 Бк/л, от 4,3 до 1,3 Бк/л и от 4,0 до 1,4 Бк/л соответственно (рис. 5.2).

Повышенные содержания ^3H в водах этих рек в 2012 году связаны, видимо, с деятельностью РОО на территории их водосборов, т.к. средние содержания ^3H в атмосферных осадках, определяющие его концентрацию в речных водах, в 2016 году по сравнению с 2012 годом изменились меньше – 1,3 и 2,3 Бк/л соответственно.

Анализ динамики объёмных активностей ^3H и ^{90}Sr и колебания уровня воды в р. Марха в период отбора проб воды с мая по ноябрь 2012 года

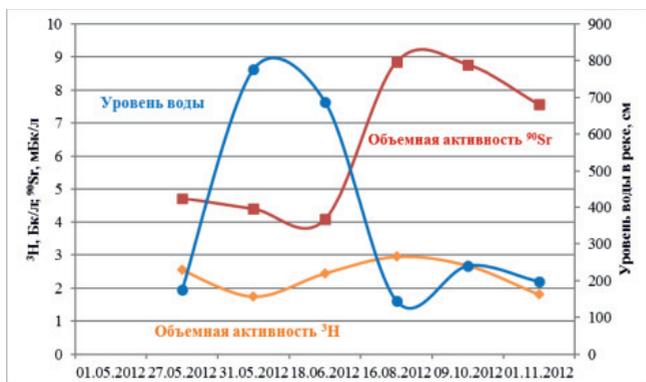


Рис. 5.3. Изменение объёмных активностей ^3H и ^{90}Sr и уровня воды в р. Марха в мае – ноябре 2012 года

позволяет определить источники и основные пути поступления этих изотопов.

На рис. 5.3 видно, что с понижением уровня воды происходит увеличение объёмной активности ^{90}Sr , и наибольших значений она достигает при наименьших уровнях

воды в реке и, как следствие, при увеличении доли подземных вод в водном балансе.

Таким образом, большая часть ^{90}Sr поступает в речную воду с подземными водами, дренирующими загрязнённые в результате подземных ядерных взрывов породы.

Такая же тенденция, но слабее выраженная, наблюдается и в динамике объёмной активности ^3H . Происходит это вследствие сезонного увеличения объёмной активности ^3H в атмосферных осадках в тёплый период

года [2].

Подобная тенденция изменения объёмной активности ^{90}Sr в воде р. Марха наблюдается и в 2016 году, хотя проявлена менее наглядно из-за более короткого периода опробования и, по-видимому, уменьшения запасов ^{90}Sr в горных породах (рис.5.4).

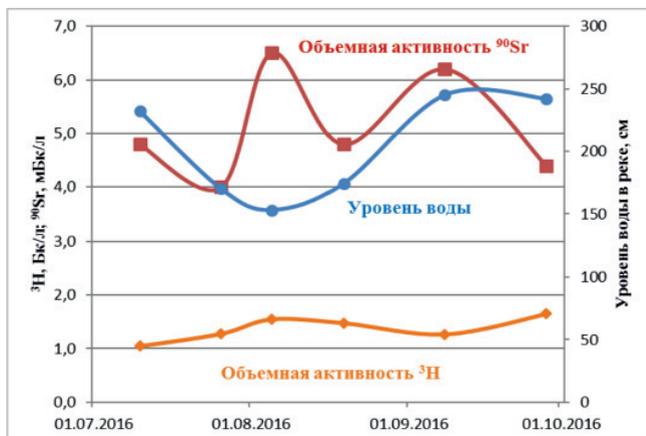


Рис. 5.4. Изменение объёмных активностей ^3H и ^{90}Sr и уровня воды в р. Марха в июле – сентябре 2016 года

В контрольном пункте опробования на Вилюе в 2012 году такая зависимость не наблюдается, и концентрация ^{90}Sr в большинстве проб мало отличается от среднего значения в 5,0 мБк/л (рис.5.5).

В 2016 году в воде Вилюя просматривается обратная зависимость концентрации ^{90}Sr от уровня воды в реке, но из-за незначительных изменений величин и короткого периода наблюдений говорить о существовании здесь такой закономерности вряд ли можно (рис.5.6).

По данным за 2016 год объёмная активность ^3H в воде р. Марха находится в пределах колебаний средних содержаний в речной воде России и определяется его содержанием в атмосферных осадках. Поступление ^3H в речную воду из районов подземных ядерных взрывов практически отсутствует.

Объёмная активность ^{90}Sr в воде р. Марха в 2016 году находится на уровне средних значений для воды рек России и составляет 4,0 – 6,5 мБк/л, т.е. соответствует техногенному фону для поверхностных вод суши РФ [3], хотя в её водосборе отсутствуют РОО. Источником ^{90}Sr здесь, повышающим концентрацию до средних значений по РФ, могут служить горные породы, загрязнённые в результате подземных ядерных взрывов «Кристалл» и «Кратон-3».

Объёмная активность ^3H в водах р. Марха, как и в реках России, вне районов расположения локальных

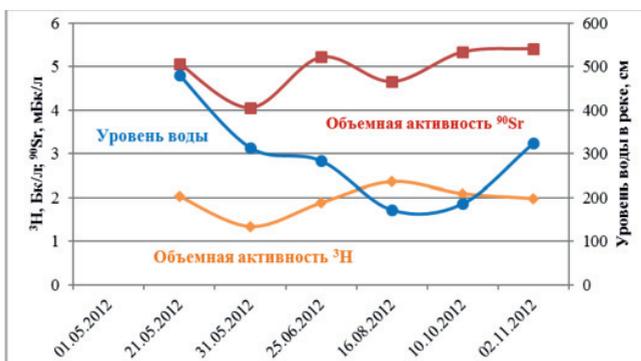


Рис. 5.5. Изменение объёмных активностей ^3H и ^{90}Sr и уровня воды в р. Вилюй в мае – ноябре 2012 года



Рис. 5.6. Изменение объёмных активностей ^3H и ^{90}Sr и уровня воды в р. Вилюй в июле – сентябре 2016 года

источников техногенного ^3H определяется его активностью в атмосферных осадках.

5.2. Подземные ядерные взрывы в Пермском крае

Наиболее длинный ряд наблюдений за содержанием радионуклидов в водных объектах, источником которых были ядерные взрывы, имеется по рекам Колва, Вишера и Кама в Пермском крае. Эти реки дренируют район ядерных взрывов по проекту «Канал». Небольшая глубина заложения зарядов – около 130 м – привела к радиоактивному загрязнению поверхности земли в районе взрывов.

В воде этих рек систематически определялась объёмная активность ^{90}Sr . В течение года, включая зимний период, в каждой реке отбиралось 4 – 6 проб. Значения сильно колебались, как в пробах, отобранных в разных реках в близкие сроки, так и в каждой реке в течение года. Величина менялась от 4 до 50 мБк/л.

Среднегодовая величина объёмной активности ^{90}Sr сильно колеблется в разные годы, от 11 – 23 мБк/л в 2005 – 2008 годах до 4,3 – 5,3 мБк/л в 2014 – 2015 годах, когда концентрация уменьшилась до средних по РФ значений (рис.5.7).

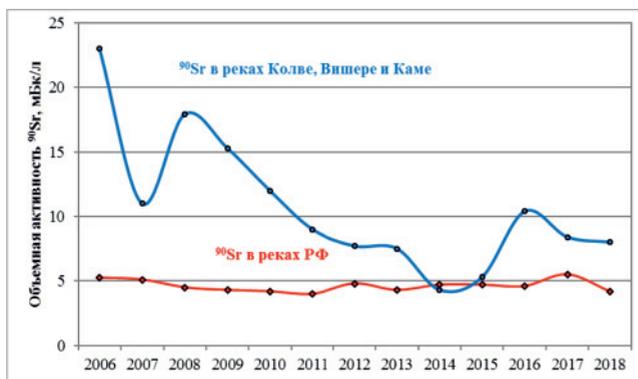


Рис. 5.7. Динамика объёмной активности ^{90}Sr в воде рек Колвы, Вишеры и Камы, протекающих в районе мирных подземных ядерных взрывов в Пермском крае (проект «Канал», взрывы «Тайга»)

В результате подземных ядерных взрывов в Пермском крае загрязнение земной поверхности было более существенным, чем в Якутии. Значительные колебания объёмной активности ^{90}Sr в воде рек Колва, Вишера и Кама, дренирующих район взрывов, в течение года показывают, что

основным путём его поступления является вынос с территории водосбора грунтовыми водами, на интенсивность поступления которых в реки существенное влияние оказывает режим атмосферных осадков и ландшафтные условия водосбора.

Список использованных источников

1. Отчёт по государственному контракту № 10 от 21 мая 2012 г. Исследование радиэкологической обстановки на объектах МПЯВ, рекультивация, мониторинг радиоактивного загрязнения воды в бассейне р. Марха в зоне возможного влияния МПЯВ «Кратон-3» и «Кристалл». Якутск, 2012. 26 с.

2. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2016 году. Ежегодник /Под редакцией В.М. Шершакова, В.Г. Булгакова, И.И. Крышева, С.М. Вакуловского, М.Н. Катковой, В.М. Ким, А.И. Крышева. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2017. 398 с.

3. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. Ежегодник / Под редакцией А.И. Шершакова, В.Г. Булгакова, И.И. Крышева, С.М. Вакуловского, М.Н. Катковой, В.М. Ким, А.И. Крышева. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2016. 346 с.

6. Мониторинг радиационной обстановки в районах расположения радиационных объектов

После аварии на Чернобыльской АЭС в целях независимого государственного контроля радиационного воздействия РОО на окружающую среду Росгидрометом в их 100-км зонах были сформированы системы радиационного мониторинга загрязнения объектов окружающей среды, пункты наблюдения которых расположены с учётом условий рассеяния выбросов в атмосферу. В приземном слое воздуха определяются объёмная $\Sigma\beta$, активность ^{137}Cs и ^{90}Sr с экспозицией 1 – 5 суток. В случаях увеличения показателей относительно предыдущего периода пробы аэрозолей анализируются на широкий круг радионуклидов, таких как ^{131}I , ^{134}Cs , ^{60}Co и ряд других в зависимости от специфики объекта.

6.1. Радиационная обстановка в районе расположения Курской АЭС

Сотрудниками УГМС ЦЧО в 100-км зоне Курской АЭС проводился радиационный мониторинг следующих параметров окружающей среды:

– объёмной активности радионуклидов в приземном слое атмосферы в городах Курске и Курчатове;

- активности радиоактивных атмосферных выпадений на шести станциях с суточной экспозицией;
- объёмной активности радионуклидов в воде открытых водоёмов (в пруду-охладителе, реках Реут и Сейм) при ежемесячных маршрутных обследованиях 20-км зоны;
- плотности загрязнения снега в зимнее время во время маршрутных обследований в 20-км зоне КуАЭС в восьми пунктах и в фоновом пункте в г. Курске;
- уровня радиоактивного загрязнения растительности в вегетационный период (с мая по июль) во время ежемесячных маршрутных обследований в 20-км зоне КуАЭС в девяти точках, совпадающих с точками отбора снега;
- мощности экспозиционной дозы γ -излучения каждые три часа на 11 стационарных пунктах, а также при ежемесячных маршрутных обследованиях 20-км зоны КуАЭС.

В табл. 6.1 приведены в качестве характерных значений среднегодовые объёмные активности наблюдаемых радионуклидов в воздухе 100-км зоны КуАЭС в Курске (АЭС расположена в 40 км на запад) и Курчатове (3 км) [1].

Таблица 6.1

Среднегодовые (q) и максимальные (q_m) значения объёмной активности радионуклидов в приземной атмосфере 100-км зоны Курской АЭС в 2017 – 2018 годах, 10^{-7} Бк/м³

Радионуклид	Курск				Курчатов				ДОА _{наст} Бк/м ³
	q		q_m		q		q_m		
	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	
²⁴ Na	1	н	456	н	н	н	н	н	290
⁵¹ Cr	33	н	393	н	н	н	н	н	2500
⁵⁴ Mn	87	0,6	1040	2	48	6,2	470	26	72
⁵⁹ Fe	82	0,2	984	2	54	3,9	605	20	30
⁵⁸ Co	7	н	88	н	н	0,7	4	4	68
⁶⁰ Co	22	0,5	253	2,0	14	5,2	121	14	11
⁹⁵ Zr	8	н	10	н	1	1,4	6	8	23
⁹⁵ Nb	14	0,1	169	1	4	5,6	20	12	72
¹³¹ I	3	0,3	480	126	9	2	435	152	7,3
¹³⁴ Cs	н	н	н	н	н	1,4	н	10	19
¹³⁷ Cs	10,9	6,7	57	14	13,7	12,3	31	13	27

Примечания: максимальная объёмная активность радионуклидов (q_m) в г. Курске приведена по суточным пробам аэрозолей, в Курчатове – по пробам аэрозолей, экспонируемым в течение пяти суток; н – ниже предела обнаружения.

В течение 2018 года среднемесячная объёмная активность ^{137}Cs в атмосферных аэрозолях в г. Курске изменялась от $2 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3 (февраль и март) до $57 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3 (октябрь) и составила в среднем за год $10,9 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3 , что в 1,6 раза выше среднего в 2017 г. ($6,7 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3) и в 3,2 раза выше средневзвешенной объёмной активности ^{137}Cs для территории Центра ЕТР ($3,4 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3).

В пробах аэрозолей г. Курска также наблюдались ^{131}I , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr , ^{95}Nb . Среднегодовое значение активности ^{60}Co в 2018 г. увеличилось в 44 раза по сравнению с 2017 г., а среднегодовое значение активности ^{54}Mn увеличилось в 145 раз.

В г. Курчатове среднемесячная объёмная активность ^{137}Cs изменялась от $3,6 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3 (декабрь) до $31,2 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3 (октябрь) и составила в среднем за 2018 год $13,7 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3 , что в 1,1 раза выше среднего в 2017 г. ($12,3 \cdot 10^{-7}$ Бк/ м^3) и в 4 раза выше средневзвешенной объёмной активности ^{137}Cs для территории Центра ЕТР. Кроме ^{137}Cs в пробах аэрозолей в г. Курчатове в 2018 г. наблюдались ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{95}Zr , ^{95}Nb и ^{131}I . Максимальные зарегистрированные значения объёмных активностей радионуклидов были ниже нормативных ДОНас по НРБ-99/2009 на шесть и более порядков.

Как видно из данных табл. 6.1, объёмные активности радионуклидов уменьшаются по мере удаления от АЭС, т.е. в г. Курске меньше, чем в г. Курчатове.

6.2. Радиационная обстановка вокруг радиационных объектов г. Обнинска

В г. Обнинске (Калужская обл.) основными радиационными объектами, эксплуатирующими ядерные реакторы и имеющие радиохимические лаборатории, являются АО «ГНЦ-ФЭИ» и АО «НИФХИ им. Л.Я. Карпова» [1 – 3].

В ФЭИ действуют производства, связанные с разработкой объектов ядерной энергетики, основными из которых являются исследовательские ядерные реакторы, в том числе реактор Первой в мире Обнинской АЭС (в настоящее время выведен из эксплуатации). Кроме этого, разрабатываются и обустраиваются ускорители заряженных частиц, критические стенды, объекты для изготовления радиоизотопной продукции, хранилища твёрдых и жидких радиоактивных отходов, а также хранилища ядерного топлива. Территория ФЭИ примыкает к жилой застройке города. Состав технологических выбросов зависит от характера работ и представлен в основном инертными

радиоактивными газами, а также продуктами деления и активации. Величины годовых фактических выбросов в атмосферу и радиоактивные сбросы ФЭИ в реку Протву не превышали допустимых значений за весь период эксплуатации.

Спектр радиоактивных выбросов НИФХИ, где имеется исследовательский реактор, радиационные гамма-установки, пункты хранения радиоактивных отходов и облучённого топлива, радиационно-химические установки, объекты производства радиоактивных фармпрепаратов в «горячих» камерах, а также сбросов в р. Дырочную (левый приток Протвы) отличается большим разнообразием. Однако значительные выбросы в атмосферу наблюдались только по ^{131}I . До последнего времени они не превышали величины допустимых годовых значений, но в 2017 году превысили на 7 %.

Наблюдения за содержанием радиоактивных веществ в приземной атмосфере г. Обнинска осуществляются путём ежесуточного отбора проб с помощью воздухофильтрующей установки производительностью 1 100 м³/час. Максимальное содержание ^{131}I в молекулярной и аэрозольной формах за весь период наблюдений было зарегистрировано 3 октября 2018 года – 0,93 Бк/м³ [1]. Допустимая среднегодовая активность составляет 7,3 Бк/м³, как видим, даже в этом случае реальной опасности для населения не было.

Согласно данным мониторинга НПО «Тайфун», содержание ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в воздухе Обнинска было ниже допустимой концентрации в 105 – 107 раз.

Оценка степени загрязнения местности осуществлялась путём измерения мощности экспозиционной дозы и отбора проб почвы с последующим изотопным анализом.

Наиболее детально территория города и прилегающая местность были обследованы в рамках проекта МНТЦ №085 в 1995 – 1997 годах, было измерено содержание радионуклидов в пробах почвы, отобранных в 70 точках Обнинска и прилегающих территорий, на расстоянии до 30 км от города [2]. Особый интерес представляют результаты обследования содержания в водных объектах трития. Его концентрация в реке Протве выше сбросов ФЭИ не превышала фоновых уровней (0,9 – 4,3 Бк/л), однако ниже сбросов, и в отдельных родниках наблюдалось его увеличение. Так, в родниках, расположенных в санитарно-защитной зоне ФЭИ, объёмная активность трития достигала величин 26,3 кБк/л, что в 3 раза выше уровня вмешательства по НРБ-99/2009 [4].

При обследовании радиоактивности почвы в каждой точке отбирались по три пробы от поверхности на глубину 30 см. Во всех обследованных

точках из γ -излучающих радионуклидов техногенного происхождения был обнаружен только ^{137}Cs . Обследование показало, что плотность загрязнения почвы ^{137}Cs описывается нормальным распределением с максимумом $(3,4 \pm 0,8)$ кБк/м². Загрязнение почвы в районе Обнинска до аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году соответствовало глобальному уровню и также описывалось нормальным распределением с максимумом $(1,8 \pm 0,4)$ кБк/м². Содержание ^{90}Sr в верхнем 30-см слое почвы изменялось от 0,44 до 1,8 кБк/м² при среднем значении 0,96 кБк/м², что близко к глобальному уровню. $^{239+240}\text{Pu}$ в тех же пробах содержался в концентрации $(0,026 - 0,1)$ кБк/м² при среднем значении 0,063 кБк/м², соответствующем глобальному загрязнению.

В этот же период были обследованы водные объекты. Было установлено, что средняя концентрация радионуклидов в речной воде значительно ниже уровней вмешательства по НРБ-99 (в 104 раза – для ^{137}Cs и в 103 раза – для ^{90}Sr) [4].

В целом, параметры радиационного мониторинга окружающей среды в 100-км зоне вокруг г. Обнинска в основном те же, что и в районах расположения АЭС. Особенностью является постоянное определение изотопов плутония и ^{131}I (табл. 6.2).

В приземном слое атмосферы в центре г. Обнинска постоянно регистрируются ^{137}Cs и ^{90}Sr , имеющие глобальный техногенный фон. Так, в 2018 году среднегодовая объёмная активность ^{137}Cs составила $4,6 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, что в 1,2 раза по сравнению с предыдущим годом и в 1,3 раза выше уровня средневзвешенного значения для Центра ЕТР ($3,4 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³), но в 1,9 раза меньше, чем в 2016 году.

Активность ^{90}Sr в 2018 году практически не изменилась по сравнению с 2017 годом и составила $0,84 \cdot 10^{-7}$ и $0,86 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ соответственно. Эти концентрации в 1,5 раза выше средневзвешенной объёмной активности ^{90}Sr для Центра ЕТР в 2018 году ($0,57 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³) [1].

Для объёмной активности ^{131}I в воздухе характерна высокая изменчивость среднемесячной величины в интервале $(2,7 - 295) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в 2018 году (без данных за 3 октября) и $(6,1 - 129) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в 2017 году. Максимальное содержание ^{131}I в 2018 году наблюдалось 3 – 4 октября и составляло $25,0 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³, что всего в 30 раз ниже допустимой среднегодовой активности для ^{131}I ($\text{ДОА}_{\text{НАС}} = 7,3$ Бк/м³) [1, 4].

Появление радиоактивного йода в приземном слое атмосферы г. Обнинска обусловлено местным источником – АО «НИФХИ им. Л.Я. Карпова». Необходимо отметить, что количество случаев регистрации ^{131}I в центре

города от года к году растёт, а среднегодовое содержание его в воздухе с 2015 года увеличилось на порядок.

Таблица 6.2

**Среднемесячная объёмная активность радионуклидов в воздухе
г. Обнинска, Бк/м³ (данные НПО «Тайфун»)**

Год	¹³⁷ Cs, ·10 ⁻⁷			²³⁸ Pu, ·10 ⁻⁹		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, ·10 ⁻⁹		⁹⁰ Sr, ·10 ⁻⁷		¹³¹ I, ·10 ⁻⁵		⁷ Be, ·10 ⁻⁵	
	2018	2017	2016	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017
Ян-варь	6,8	3,7	11	3,4	1,2	4,8	1,4			285	16,3	477	111
Фев-раль	3,0	2,4	6,4	1,3	9,2	1,34	7,6	1,02	1,16	120	9,3	197	80
Март	3,6	5,2	3,7	1,1	5,1	1,8	13,5			67	126	248	222
Ап-рель	5,3	4,1	7,5	25,9	35,6	4,3	23,7			46	6,1	313	243
Май	5,7	1,1	12	23,4	9,8	8,7	8,0	1,02	1,16	9,3	16,3	374	121
Июнь	4,3	8,7	4,2	33,0	5,0	6,6	1,5			2,7	7,5	381	275
Июль	2,3	2,5	1,7	4,0	9,5	2,0	6,1			5,4	19,2	382	80
Ав-густ	3,0	2,7	2,7	8,4	10,9	1,0	11,4	0,66	0,56	167	101	385	139
Сен-тябрь	4,3	3,1	1,5	8,1	8,1	3,7	9,9			24,5	23,2	330	119
Ок-тябрь	8,3	3,5	5,4	10,1	37,0	3,7	3,7			295*	29,4	205	60
Но-ябрь	3,7	4,0	38	4,8	5,4	2,8	22,8	0,66	0,56	9,9	11,3	186	132
Де-кабрь	4,3	3,6	8,5	1,9	3,9	1,3	3,9			26	129	195	115
Сред-нее	4,6	3,7	8,6	10,4	11,7	3,5	9,45	0,84	0,86	88	41,2	306	141

* без учёта данных за 03.10.2018.

Среднегодовая объёмная активность ²³⁸Pu в Обнинске в 2018 году по сравнению с 2017 годом изменилась незначительно – с 11,7·10⁻⁹ Бк/м³ до 10,4·10⁻⁹ Бк/м³, в то время как активность ²³⁹⁺²⁴⁰Pu уменьшилась в 2,7 раза – с 9,45·10⁻⁹ Бк/м³ до 3,5·10⁻⁹ Бк/м³.

Соотношение среднегодовых величин ²³⁸Pu и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в 2018 и 2017 годах – 3,0 и 1,2 соответственно, что в обоих случаях сильно отличается

от их соотношения в Арктике (о. Диксон), равное 0,5, и значительно превышает фоновые величины активностей ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ – $0,075 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³ и $0,14 \cdot 10^{-9}$ Бк/м³ соответственно.

Повышенные величины объёмной активности изотопов плутония, которые превышает радиационный фон, и существенное отличие соотношения $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ показывают, что радиационная обстановка по изотопам плутония в районе Обнинска формируется выбросами радиационных объектов.

Результаты радиационного мониторинга Обнинска и его окрестностей свидетельствуют об относительно небольшом содержании техногенных радионуклидов в объектах природной среды: атмосферном воздухе, почве, природных водах. Вместе с тем, требуется постоянный радиационный контроль содержания трития в поверхностных и подземных водах, а также изотопов йода и плутония в приземном воздухе.

6.3. Радиационная обстановка в районе расположения ФГУП «ГХК»

Красноярский горно-химический комбинат находится в составе Государственной корпорации «Росатом». ФГУП «ГХК» – уникальное предприятие с подземным расположением основных ядерных производств. Предприятие расположено на правом берегу р. Енисей в 9 км от г. Железногорска и в 60 км ниже по течению реки от г. Красноярска.

Комбинат создавался для наработки оружейного плутония. Реакторное и радиохимическое производства составляют основу комбината и являются основными источниками загрязнения природной среды. Основные производства ГХК размещены по обоим берегам р. Шумихи – правого притока р. Енисей в скальных выработках горного массива.

В 100-км зоне радиохимических предприятий система радиационного мониторинга строится исходя из условий воздушного переноса и необходимости контроля распространения радионуклидов в направлении населённых пунктов. В 100-км зоне ГХК проводятся следующие наблюдения за радиационной обстановкой [1]:

- за объёмной активностью радионуклидов в приземном слое атмосферы в четырёх пунктах;
- за радиоактивностью атмосферных выпадений в семи пунктах;

- за содержанием радионуклидов в почве и снеге во время маршрутных обследований в радиусе до 20 км от комбината;
- за объёмной активностью радионуклидов в воде р. Енисей и его притоков в 100-км зоне во время маршрутных обследований;
- за мощностью экспозиционной дозы γ -излучения на 11 метеостанциях (8 раз в сутки), двух гидрологических постах (2 раза в сутки) и при проведении маршрутной γ съёмки.

В табл. 6.3 приведены средние за квартал и год величины объёмной активности ^{137}Cs в приземном воздухе пунктов наблюдения 100-км зоны ГХК и среднегодовые значения по Западной Сибири в 2012 – 2018 годах [1].

Таблица 6.3

**Объёмная активность ^{137}Cs в приземном слое атмосферы
в 100-км зоне ГХК в 2012 – 2018 годах, 10^{-7} Бк/м³**

Пункт наблюдения	Год	I кв.	II кв.	III кв.	IV кв.	Среднее за год	Среднее по Западной Сибири
Большая Мурта	2012	3,9	7,2	11,0	2,6	6,2	4,5
	2013	3,3	н	8,2	4,5	1,3	4,5
	2014	4,8	4,1	5,3	2,8	4,3	3,1
	2015	2,8	4,7	2,8	2,0	3,1	2,2
	2016	2,7	2,8	4,6	1,3	2,5	3,0
	2017	2,8	н	1,0	1,4	1,6	1,9
	2018	2,2	1,2	2,8	н	1,8	1,7
Красноярск (опытное поле)	2012	н	1,6	4,0	0,3	1,7	4,5
	2013	1,3	1,5	1,2	4,0	2,0	4,5
	2014	1,4	1,5	5,1	0,6	2,2	3,1
	2015	н	2,1	н	н	-	2,2
	2016	н	н	н	2,3	1,8	3,0
	2017	н	н	н	н	н	1,9
	2018	н	н	н	н	н	1,7
Сухобузимское	2012	2,4	6,2	8,7	1,8	4,8	4,5
	2013	1,8	н	14,0	2,8	4,9	4,5
	2014	3,7	5,8	3,9	2,5	4,0	3,1
	2015	2,4	4,9	4,5	1,8	3,4	2,2
	2016	1,3	2,2	5,0	0,5	2,3	3,0
	2017	1,2	1,2	1,2	3,4	1,8	1,9
	2018	2,6	3,4	1,7	1,3	2,3	1,7

Окончание таблицы 6.3

Пункт наблюдения	Год	I кв.	II кв.	III кв.	IV кв.	Среднее за год	Среднее по Западной Сибири
Уяр	2012	0,7	4,7	5,4	н	3,0	4,5
	2013	1,2	7,3	7,0	1,7	4,3	4,5
	2014	1,8	2,8	2,1	1,6	2,1	3,1
	2015	1,3	1,4	1,7	1,4	1,4	2,2
	2016	н	1,1	2,3	н	1,4	3,0
	2017	4,5	2,0	н	1,0	2,1	1,9
	2018	2,6	2,2	1,9	н	1,9	1,7

Примечание: н – ниже порога обнаружения.

Среднегодовые содержания в Красноярске и Уяре обычно ниже средних значений по региону, однако в 2017 и 2018 годах в Красноярске его активность ниже порога обнаружения, а в Уяре среднегодовые несколько выше значений по региону, которые заметно уменьшились в эти годы. В п. Б. Мурта и Сухобузимском чаще превышают средние значения по региону, но, как правило, незначительно. Однако средние активности за квартал могут сильно отличаться от регионального фона. Максимальная величина наблюдалась в III квартале 2013 года в Сухобузимском – $14 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, – что в 3,1 раза больше годового регионального фона в этот год ($4,5 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³). Наиболее низкая измеренная величина была в I квартале 2012 года в п. Уяр – $0,7 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, – что в 6,4 раза меньше годового регионального фона в этот год ($4,5 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³). Иногда концентрация ¹³⁷Cs в течение квартала бывает ниже порога обнаружения, причём в последние годы – 2015...2018 – это наблюдается всё чаще.

Содержание ¹³⁷Cs в приземном слое атмосферы 100-км зоны ГХК так же, как и по территории Западной Сибири, в последние годы в целом уменьшилось, за исключением 2011 года во время прохождения по территории России аварийных выбросов на АЭС «Фукусима-1».

В 2018 году среднегодовые объёмные активности ¹³⁷Cs снизились по сравнению с 2017 годом в п. Уяр – в 1,1 раза, в п. Большая Мурта и Сухобузимское увеличились в 1,1 и 1,2 раза соответственно. В Красноярске в обоих случаях содержание было ниже порога обнаружения. Указанные величины были значительно ниже допустимого критерия для данного радионуклида в воздухе по НРБ-99/2009 ($DOA_{\text{НАС}} = 27$ Бк/м³) [4].

В пунктах наблюдения постоянно определяются общие показатели радиоактивности – $\Sigma\beta$ и мощность γ -излучения и техногенные радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr , имеющие глобальное распространение.

В табл. 6.4 даны средние величины объёмной активности ^{90}Sr в приземном воздухе в 100-км зоне ГХК и среднегодовые значения по Западной Сибири, АТР и РФ в 2017 – 2018 годах. В связи с общим снижением фонового уровня активности ^{90}Sr в воздухе многие пункты измерения переведены на полугодовой режим его измерения.

Таблица 6.4

Объёмная активность ^{90}Sr в приземном слое атмосферы в 100-км зоне ГХК в 2017 – 2018 годах, 10^{-7} Бк/м³

Пункт наблюдения	2018			2017		
	I полугодие	II полугодие	год	I полугодие	II полугодие	год
Б. Мурта	1,7	1,1	1,4	0,9	0,7	0,8
Красноярск (опытное поле)	1,2	0,5	0,85	1,2	1,4	1,3
Сухобузимское	3,1	4,4	3,75	4,9	4,7	4,8
Уяр	0,5	0,9	0,7	1,0	0,1	0,55
Западная Сибирь	1,29	1,21	1,25	2,24	1,81	2,02
АТР	1,36	1,32	1,34	1,82	1,45	1,64
РФ	1,025	1,12	1,07	1,34	1,12	1,23

В пункте наблюдения Уяр объёмная активность ^{90}Sr постоянно ниже регионального фона и фона по АТР и РФ, а в Сухобузимском – постоянно выше. Максимальное значение в 2018 году было зафиксировано в Сухобузимском во II полугодии – $4,4 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, что в 3,3 раза больше полугодового регионального фона за этот год ($2,32 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³) и в 3,9 раза больше фона РФ ($1,12 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³). В Красноярске и посёлке Б. Мурта величины активности ^{90}Sr колеблются в диапазоне $0,5 - 1,7 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³.

Список использованных источников

1. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 – 2018 годы. Ежегодники. Обнинск: НПО «Тайфун».
2. Разработка системы локального радиационного мониторинга окружающей среды. Итоговый отчёт по проекту МНТЦ 085-95. Обнинск, 1998.
3. Вакуловский С.М., Крышев И.И. Радиационная обстановка в Обнинске // Атомная энергия. 2005. Т. 99. № 3. С. 214 – 221.
4. СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.

7. Радиационная обстановка на территории Арктики

7.1. Радиационная обстановка на сухопутных территориях

Начавшееся освоение Северного морского пути и развитие арктических территорий с широким использованием атомного ледокольного флота и атомных электростанций, в том числе плавучих, делает актуальной систематическую оценку радиационной обстановки Арктического региона.

Сеть радиационного мониторинга атмосферного воздуха Российской Арктики состоит из 94 пунктов наблюдения за мощностью экспозиционной дозы, 43 пунктов наблюдений за радиоактивными выпадениями и 8 пунктов наблюдений за радиоактивными аэрозолями воздуха. Сеть мониторинга прибрежных вод включает 5 пунктов наблюдений на Белом море и 1 пункт – на Баренцевом.

На стационарных пунктах проводятся наблюдения за загрязнением атмосферного воздуха ^{137}Cs и ^{90}Sr , прибрежных вод Белого и Баренцева морей ^{90}Sr . Также регулярно выполняются экспедиционные исследования арктических морей.

Объёмная активность ^{137}Cs в воздухе сухопутных территорий Арктики значительно ниже средневзвешенного значения по территории РФ.

Среднегодовая объёмная активность ^{137}Cs в 2005 – 2010 и 2012 – 2018 годах колебалась в интервале $(0,2 - 2,0) \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, за исключением Нарьян-Мара, где в некоторые годы среднее значение превышает $4,0 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, (2007, 2015 годы). Для самого северного пункта наблюдения на о. Диксон в Карском море диапазон был ещё меньше – в пределах $(0,1 - 0,7) \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ (исключая 2011 г.). В 2011 г. объёмная активность ^{137}Cs по всей европейской территории России увеличилась на один-два порядка за счёт поступления аварийных выбросов с АЭС «Фукусима-1», но в Арктической зоне была существенно меньше, чем в среднем по России (рис. 7.1).

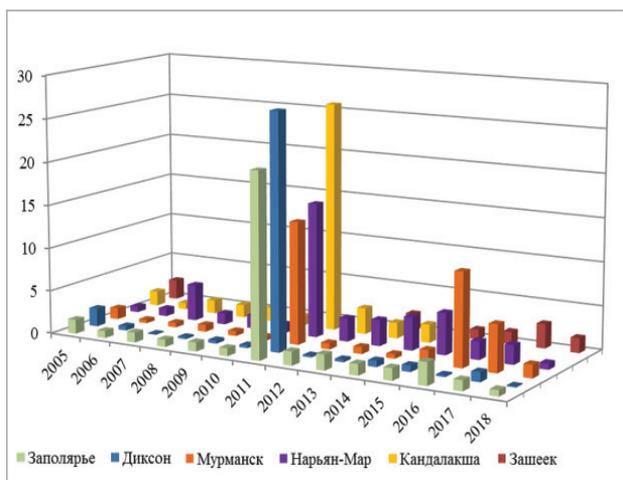


Рис. 7.1. Объёмная активность ^{137}Cs в приземной атмосфере в пунктах наблюдения Сухопутных территорий Арктики и в среднем по Заполярью в 2005 – 2018 годах, 10^{-7} Бк/м³

годах наблюдалось увеличение активности до $10,7 \cdot 10^{-7}$ и $5,4 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ соответственно. В третьем квартале 2016 года средняя за квартал величина увеличилась до $24 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ (рис. 7.2). Без учёта третьего квартала среднегодовая величина объёмной активности ^{137}Cs здесь составляет $1,1 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, что соответствует диапазону величин за предшествующие 10 лет. Столь резкое увеличение может быть связано с неблагоприятными условиями трансграничного переноса или переноса выбросов Кольской АЭС при проведении регламентных работ.

В 2018 году произошло уменьшение объёмной активности ^{137}Cs в Мурманске до $1,5 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ против $5,4 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ в 2017 году.

Низкие величины средней за квартал объёмной активности ^{137}Cs в 2018 г. наблюдались в Мурманске в диапазоне $(0,9 - 2,1) \cdot 10^{-7}$ Бк/м³. С 2005 по 2015 год (кроме 2011 г.) среднегодовые активности колебались в диапазоне $(0,4 - 1,5) \cdot 10^{-7}$ Бк/м³. Однако в 2016–2017 го-

Объёмная активность ^{90}Sr в воздухе Арктической зоны России (Диксон и Мурманск) до 2016 года были ниже средневзвешенных по территории России примерно в 10 раз и колебалась в пределах от $0,02 \cdot 10^{-7}$ до $0,2 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ (рис.7.3). Аварийные выбросы АЭС «Фукусима-1», достигшие территории России, практически не содержали стронция и не отразились на величине объёмной активности ^{90}Sr в 2011 году.

Однако в 2016 году наблюдается увеличение средних значений объёмной активности, как в среднем по России, так и в Арктической зоне, особенно в Мурманске – до $1,03 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, а в 2017 – 2018 годах наблюдается снижение [1].

За период с 2000 по 2018 год объёмная активность ^{90}Sr в прибрежных водах Белого и Баренцева морей колебалась в пределах 1,7 – 4,4 мБк/л. Эти уровни занимают среднее положение по величине активности ^{90}Sr , между наиболее низкими значениями в Тихом океане, у восточного

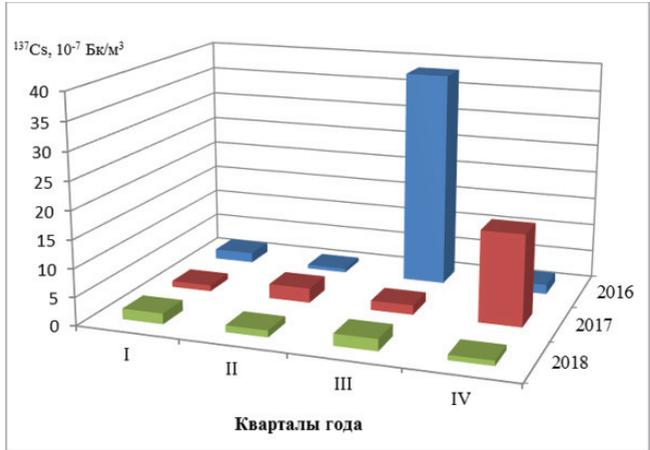


Рис. 7.2. Динамика средней за квартал величины объёмной активности ^{137}Cs в воздухе в Мурманске в 2016 – 2018 годах

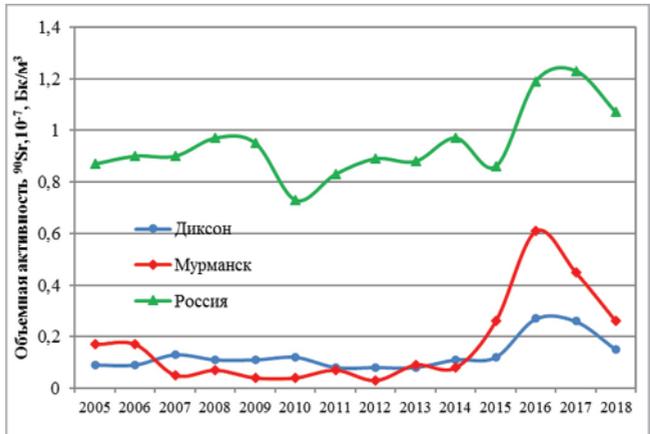


Рис. 7.3. Динамика объёмной активности ^{90}Sr в воздухе на о. Диксон, в Мурманске и средневзвешенной по России в 2005 – 2018 годах

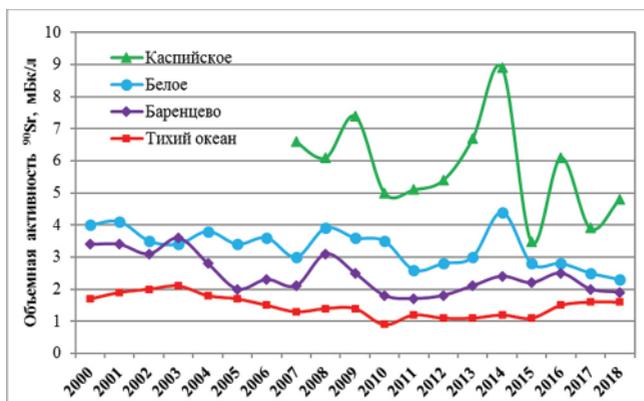


Рис 7.4. Динамика объёмной активности ^{90}Sr в прибрежных водах Белого и Баренцева морей в сравнении с водами Каспийского моря и Тихого океана вблизи восточного побережья Камчатки в 2000 – 2018 годах, МБк/л

побережья Камчатки, и водами Каспийского моря (рис.7.4). При этом почти всегда концентрация в Белом море выше, чем в Баренцевом. Однако в обоих случаях, как и в Тихом океане, в целом наблюдается стабилизация объёмной активности ^{90}Sr в воде.

Колебания среднегодовых значений концентрации ^{90}Sr в

Белом море в основном обусловлены меняющимися условиями выноса реками и затруднённым водообменом с открытыми морями.

В Баренцевом море, как показали многолетние совместные российско-норвежские исследования, проводимые с 1962 года, существенное влияние оказывает трансграничный перенос морскими течениями радионуклидов, сбрасываемых в Ирландское море и пролив Ла-Манш с заводов по переработке облучённого ядерного топлива Англии и Франции.

Таким образом, радиационное загрязнение воздушной среды и прибрежных вод Арктики находится на низком уровне, хотя в 2016 году наблюдалось некоторое увеличение.

7.2. Мониторинг радиационной обстановки в северных морях

Потенциальными источниками поступления техногенных радионуклидов в воды Баренцева моря являются затонувшие вследствие аварий атомные подводные лодки «Комсомолец», затонувшая в Норвежском море, и «К-159», затонувшая в Баренцевом море.

С целью контроля этих объектов в районах их нахождения проводятся периодические комплексные обследования морской среды: воды, донных

отложений и морских организмов. Последняя такая экспедиция была в 2014 году.

Основные проблемы региона связаны с радиоактивными отходами военного и гражданского атомных флотов, базирующихся в Арктике; хранением на технических базах отработавшего ядерного топлива атомного флота; утилизацией атомных судов. Радиационную опасность представляют затопленные в 50–60-х годах прошлого столетия в Баренцевом и Карском морях радиоактивные отходы, функционирование Кольской и Билибинской АЭС, а также последствия испытаний ядерного оружия на Новой Земле и многочисленные радиоизотопные генераторы береговых автономных навигационных систем.

На рис. 7.5 показаны места слива жидких радиоактивных отходов и затоплений твёрдых радиоактивных отходов в Баренцевом и Карском морях в прошлом столетии [2].

Определённую опасность представляет использование Россией в Арктической зоне плавучих АЭС, атомных ледоколов.

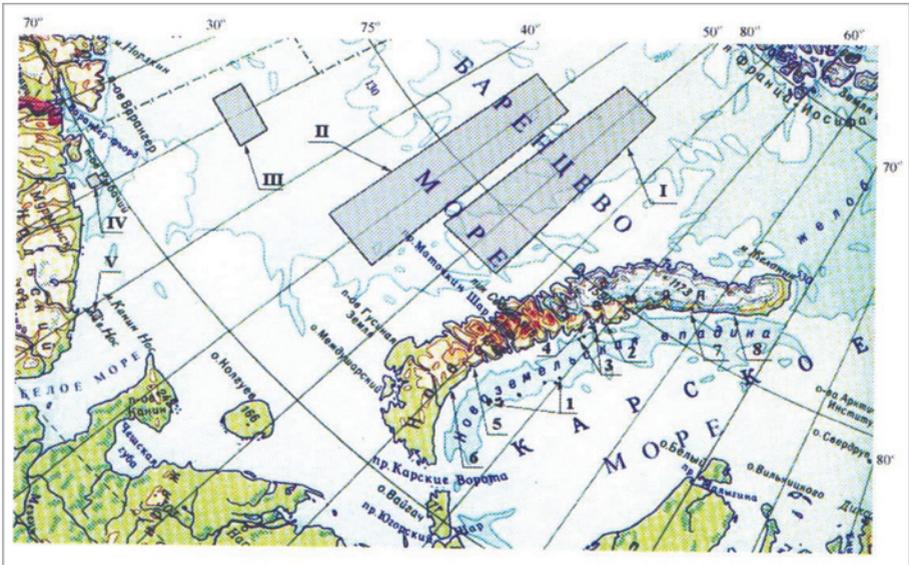


Рис. 7.5. Расположение районов слива жидких радиоактивных отходов и затоплений ТРО в Арктике: I–V – районы слива ЖРО; районы затопления твёрдых радиоактивных отходов: 1 – Новоземельская впадина Карского моря, 2 – залив Седова, 3 – залив Ога, 4 – залив Цивольки, 5 – залив Степанова, 6 – залив Абросимова, 7 – залив Благополучия, 8 – залив Течений.

Кроме того, в Арктику идёт перенос радиоактивных отходов западноевропейских предприятий по переработке отработавшего ядерного топлива в Селлафилде (Великобритания) и предприятием на мысе Аг (Франция). В настоящее время сбросы этих предприятий низки, но нельзя исключить аварийных сбросов в будущем. Также возможны сливы жидких радиоактивных отходов в море.

Наиболее высокие содержания техногенных радионуклидов в морской воде наблюдались в период интенсивных атмосферных испытаний ядерного оружия в начале 60-х годов прошлого века и в период наибольшего поступления отходов Селлафилда в начале 80-х годов прошлого века (табл. 7.1) [3].

Таблица 7.1

**Поступление техногенных радионуклидов в Баренцево море
в 1961 – 2000 годах, ТБк**

Источник	1961–1970	1971–1980	1981–1990	1991–2000	1961–2000	Вклад источника, %
Атмосферные глобальные выпадения $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	1 800	160	230	18	2 210	18
Речной сток $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	120	55	36	16	230	1,8
Трансграничный перенос $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}$	250	3 100	5 800	150	9 300	75,6
Жидкие радиоактивные отходы $^{90}\text{Sr}+^{137}\text{Cs}+^{60}\text{Co}$	83	165	310	1.6	560	4,6
Сумма от всех источников	2 253	3 480	6 376	185,6	12 300	100

Совместные работы специалистов ФГБУ «НПО «Тайфун» и Норвегии по радиационному мониторингу Арктики начались в 1992 году. Одним из основных исполнителей и руководителем ряда совместных работ и экспертом со стороны России в рамках международной Программы мониторинга и оценки состояния окружающей среды Арктики (АМАП) являлся А.И. Никитин.

Маршруты трёх экспедиций в 1992, 1993 и 1994 годах, в ходе которых была получена информация об уровнях радиоактивного загрязнения в открытых частях Баренцева и Карского морей, показаны на рис. 7.6 [4,5,6].

В табл. 7.2 и 7.3 приведены результаты исследования поверхностных вод и донных отложений для открытого Карского и Баренцева морей, полученные в

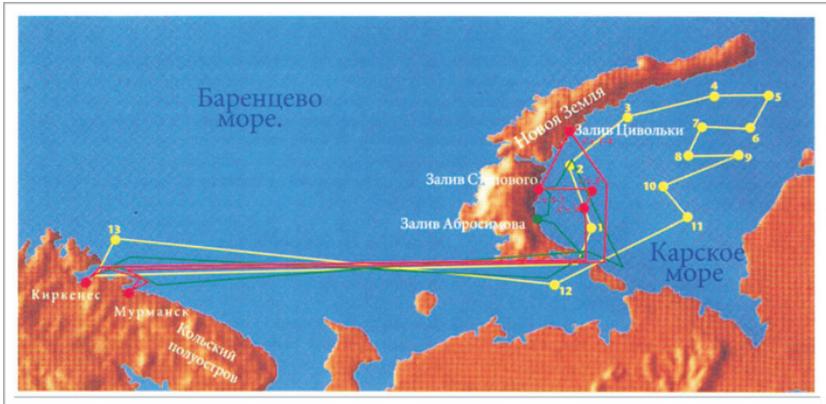


Рис.7.6. Маршруты совместных российско-норвежских экспедиций в открытое Карское море и к местам захоронения радиоактивных отходов в Карском море в 1992 (жёлтый), 1993 (красный) и 1994 (зелёный) годах

совместной экспедиции 1992 года [5]. Следует обратить внимание, что в таб.7.2 приведены данные по уровням загрязнения вод Баренцева и Карского морей долгоживущим радионуклидом ^{99}Tc . Интерес к ^{99}Tc связан с тем, что в 1994 году сбросы в Селлафилде возросли примерно в 50 раз [7]. После уменьшения сбросов ^{99}Tc в Селлафилде в 2004 – 2005 годах наблюдалось постепенное снижение концентраций этого радионуклида в воде Баренцева моря [8].

Таблица 7.2

Концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{99}Tc в приповерхностных водах Карского и Баренцева морей в 1992 году, мБк/м³ [5]

Станция	^{137}Cs	^{90}Sr	^{99}Tc	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Карское море						
1	8 100	3 800	197	0,3	4,0	0,6
2	5 300	3 700	156	0,2	3,5	–
3	–	3 500	–	–	3,5	–
4	5 500	11 400	–	–	4,4	0,8
5	3 800	8 300	64	0,3	7,7	1,5
6	3 300	6 700	63	–	4,3	0,5
7	7 700	5 500	172	0,1	1,8	–
8	6 500	4 300	–	–	2,8	–
9	7 600	6 300	135	–	3,0	0,5

Окончание таблицы 7.2

Станция	^{137}Cs	^{90}Sr	^{99}Tc	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
10	7 200	3 100	150	0,3	2,5	–
11	7 300	3 800	155	0,2	3,1	–
Баренцево море						
12	7 400	3 600	157	–	2,0	–
13	5 100	4200	144	0,2	7,5	0,7

Таблица 7.3

Запас ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в верхнем слое донных отложений Карского и Баренцева морей в 1992 году, Бк/м² [5]

Станция	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$
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

Искусственные радионуклиды в донных отложениях

По результатам экспедиции 1992 года не обнаружено влияния захороненных радиоактивных отходов на общий уровень радиоактивного загрязнения в открытом Карском море. Для изучения загрязнения непосредственно в местах захоронения объектов с отработавшим ядерным топливом в 1993 – 1994 годах были обследованы наиболее важные из них [3]:

- залив Цивольки (экранная сборка атомного ледокола «Ленин» с частью ОЯТ, а также реакторный отсек атомохода с реакторами без ОЯТ);
- залив Степового (АПЛ с ОЯТ);
- район захоронений в Новоземельской впадине (реактор АПЛ с ОЯТ);
- залив Абросимова (реакторные отсеки АПЛ с реакторами с ОЯТ и без него). В этих районах проводилось также затопление и других видов РАО (контейнеры с твёрдыми РАО (ТРО), загруженные ТРО суда, ТРО без упаковки).

В табл. 7.4 – 7.6 даны концентрации техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях, полученные в 1992 – 1994 годах [9]. Повышенное содержание наблюдается в донных отложениях заливов Абросимова и Степового на расстоянии нескольких десятков метров от ряда затопленных объектов с радиоактивными веществами. Дальше оно уменьшалось до уровней, сопоставимых с концентрациями в открытом Карском море.

Таблица 7.4

**Искусственные радионуклиды в донных отложениях заливов
Абросимова и Степового вблизи затопленных объектов
с радиоактивными веществами, Бк/кг сухого веса [5]**

Объект	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	$^{239+240}\text{Pu}$
Залив Абросимова				
Контейнеры	23 – 31 000	4 – 3 800	0,4 – 172	1 – 18
Баржа 1	46 – 196	0,3 – 3	1 – 2,5	1 – 2,6
Баржа 2	38 – 120	0,3 – 2	0,5 – 1,5	1 – 1,1
Баржа 3	39 – 54	1,3	1 – 53	0,7 – 1
Реакторные отсеки № 1 и № 2	33 – 8 445	8 – 3 250	1 – 61	1 – 5
Реакторный отсек № 3	43 – 61	0,4 – 22	1 – 11	1 – 1,3
Залив Степового				
Контейнеры	1 – 109 000	0,4 – 310	<0,2 – 3 150	<0,1 – 15
Подводная лодка	4 – 1 670	0,4 – 8	<0,1 – 6	<0,1 – 6

Таблица 7.5

**^{137}Cs и ^{90}Sr в морской воде в исследованных местах захоронения РАО
в 1992 – 1994 годах в открытом Карском море, Бк/м³ [5]**

Горизонт	Залив Абросимова		Залив Цивольки		Залив Степового		Новоземельская впадина		Карское море	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Поверхностные воды	4 – 7	2 – 4	4 – 6	4 – 6	3 – 9	2 – 7	4 – 7	2 – 3	3 – 8	3 – 11
Придонные воды	4 – 9	2 – 4	6 – 14	3 – 4	6 – 31	3 – 26	7 – 14	2 – 3	8 – 20	4 – 6

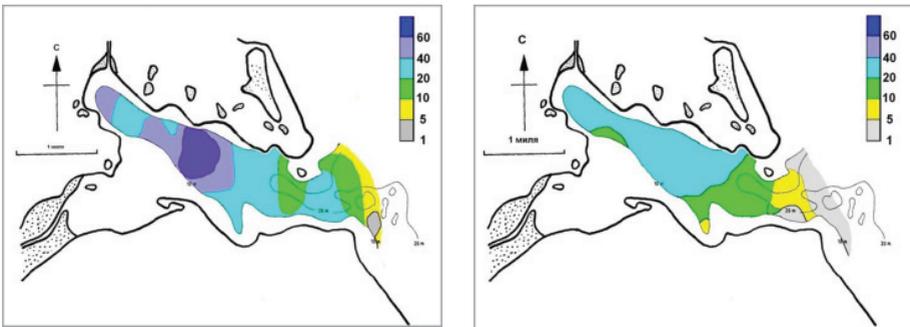
Таблица 7.6

Концентрации ^{137}Cs и ^{60}Co в поверхностном слое донных отложений (0 – 2 см) в местах захоронения РАО, в 1992 – 1994 годах в открытое Карское море, Бк/кг сухого веса [5]

Залив Абросимова		Залив Цивольки		Залив Степового		Новоземельская впадина		Карское море	
^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co
9 – 8 445	< 1 – 66	4 – 30	< 1 – 4	8 – 109 000	< 1 – 3 150	7 – 30	< 1	2 – 53	< 1

В августе – сентябре 2002 года Росгидрометом было выполнено повторное обследование радиоактивного загрязнения морской среды в заливе Абросимова [10].

Полученные результаты распределения ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений показали, что радиационная обстановка на основной части акватории залива несколько улучшилась с 1994 года (рис.7.7). Как и в 1994 году, существенное увеличение уровней загрязнения донных отложений ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co и $^{239+240}\text{Pu}$ наблюдалось только в непосредственной близости к затопленным объектам. Поэтому данные по пробам, отобранным вплотную к затопленным объектам, исключены из рассмотрения.



а) 1994 год

б) 2002 год

Рис. 7.7 Распределение ^{137}Cs (Бк/кг сухого веса) в поверхностном слое донных отложений залива Абросимова в 1994 (а) и 2002 (б) годах.

Полученные результаты свидетельствовали о том, что за прошедшие между двумя съёмками 8 лет не было заметного поступления радионуклидов в морскую среду из затопленных в заливе объектов.

В 2000 – 2003 годах были проведены работы по изучению влияния комбинатов «Маяк» и «Горно-химический комбинат» на радиоактивное загрязнение Баренцева и Карского морей [6, 11].

Определение активности ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H в воде Енисейского залива и прилегающей части Карского моря показало, что их сбросы не привели к значительному увеличению содержания этих радионуклидов в водах.

Влияние сбросов ГХК было установлено по ^{60}Co в донных отложениях залива, хотя и в низких концентрациях – до 5 Бк/кг сухого веса.

С 25 сентября по 10 октября 2001 года на борту ОИС «Семён Дежнёв» Северного флота были проведены совместные российско-норвежские работы по мониторингу состояния морской среды в связи с подъёмом АПЛ «Курск» [12]. Во время экспедиции определялись ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, которые могли бы свидетельствовать об утечках радиоактивных материалов.

Содержание ^{137}Cs составило около 3 Бк/м³ в морской воде, 2–4 Бк/кг сырого веса в поверхностном слое донных отложений и рыбе. Такие содержания радионуклида были обычны для Баренцева моря в тот период. Содержание ^{90}Sr в пробах поверхностной и придонной воды в месте нахождения АПЛ «Курск» после её подъёма составило 5,1 и 1,6 Бк/м³ соответственно [12]. Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ составило 13,4 мБк/м³ в поверхностной воде и 3,8 мБк/м³ в придонной воде. Измеренные содержания ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в воде соответствовали характерным уровням в Баренцевом море.

Таким образом, подъём АПЛ «Курск» не оказал влияния на радиоэкологическую обстановку в Баренцевом море.

С 2006 года Норвежское агентство по радиационной защите и ФГБУ «НПО «Тайфун» проводят работы по проекту «Исследование радиоактивного загрязнения морской среды Баренцева моря». На рис.7.8 показано расположение станций отбора проб морской среды российской и норвежской сторонами.

Работы носят комплексный характер, одновременно определяются радионуклиды в морской воде, донных отложениях и почве, морской биоте (морской рыбе, водорослях и моллюсках). В пробах морской воды определяются ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^3H и ряд природных радионуклидов – ^{226}Ra , ^{228}Ra и ^{210}Pb . Подробно результаты работ приведены в журнале «Арктика: экология и экономика» [13] и в Отчёте 2009 года по Программе АМАП [14]. Имеющиеся на настоящий момент данные свидетельствуют об отсутствии заметного влияния радиационно опасных объектов на радиоактивное загрязнение объектов морской среды. Содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^3H находятся в диапазоне, характерном для глобального фона.



Рис. 7.8. Расположение станций отбора проб морской среды в рамках совместного проекта по мониторингу

В 2012 году специалистами ряда российских и норвежских организаций была проведена экспедиция в заливе Степового (Новая Земля).

Целью экспедиции были детальное обследование внутренней части залива, где согласно [3], затоплено около 2 000 контейнеров с радиоактивными отходами, а также оценка изменения радиационной обстановки, произошедшей с 1963 – 1964 годов, когда было выполнено первое обследование [15].

В целом, радиоэкологическое состояние залива Степового улучшилось, концентрации определявшихся радионуклидов в морской воде, донных отложениях и биоте в 2012 году были ниже, чем в 1993 – 1994 годах.

В 2012 году наиболее высокие концентрации ^{137}Cs в донных отложениях наблюдались в более глубоких слоях, чем в 1993 – 1994 годах, что говорит о постепенном захоронении загрязнённых слоёв [16].

В ходе экспедиции была обнаружена атомная подводная лодка К-27 на глубине около 30 м во внешней части залива Степового без видимых

повреждений. Вблизи корпуса в пробах воды и донных отложений утечки радионуклидов не обнаружено.

С 20 августа по 10 сентября 2014 года состоялась совместная российско-норвежская экспедиция в Баренцево море в район затонувшей атомной подводной лодки К-159 на научно-исследовательском судне «Иван Петров» (ФГБУ «Северное УГМС») (рис.7.9). Задачей экспедиции было изучение уровня радиоактивного загрязнения морской среды (воды, донных отложений, биоты). Головной российской организацией было определено ФГБУ «НПО «Тайфун».

К-159 представляет собой крупнейший объект, который представляет потенциальную угрозу радиоактивного загрязнения. Общая активность радионуклидов в реакторах на борту К-159 на момент затопления оценивалась в 7,4 Пбк. К-159 находится на глубине 246 м в российских территориальных водах на расстоянии менее 130 км от границы с Норвегией.

Полученные данные показали, что содержание радиоактивных веществ в районе затонувшей АПЛ не отличается от фоновых значений Баренцева моря. Утечки радиоактивных веществ из реакторов АПЛ К-159 не происходит.

В 2015 году начат ещё один российско-норвежский проект: «Совместная российско-норвежская программа мониторинга радиоактивности в окружающей среде в северных районах Норвегии и Северо-Западной России».

В 2015 и 2016 годах сотрудниками ФГБУ «НПО «Тайфун» совместно с ФГБУ «Мурманское УГМС» были проведены экспедиционные работы в прибрежной части Баренцева моря в районе п. Терiberка. В ходе работ обследовались: поверхностная вода, донные отложения, биота (водоросли, рыба, моллюски), а также прибрежная часть суши (почва, наземная биота – лишайник, ягоды, грибы, пресноводная рыба). В ходе работ была организована новая станция



Рис.7.9. Район работ совместной российско-норвежской экспедиции 2014 года в Баренцевом море в месте нахождения затонувшей АПЛ К-159

морского мониторинга на побережье Белого моря в районе п. Умба. Работы на данной станции включали отбор проб морской среды (поверхностная морская вода, донные отложения, морская биота). Запланировано, что работы будут проводиться каждые 3 года.

Радиоизотопный анализ проб морской среды, отобранных российскими участниками проекта, производился в лабораториях ФГБУ «НПО «Тайфун». В пробах воды определялся ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^3H , для донных отложений и биоты произведены гамма-спектрометрические измерения всех проб и определение ^{90}Sr и изотопов плутония в выборочных пробах. В таб.7.7 – 7.9 представлены данные, полученные в 2015 – 2016 годах.

Таблица 7.7

Содержание искусственных радионуклидов в пробах морской воды в 2015 – 2016 годах (рис.7.8)

Проба	^{137}Cs , Бк/м ³		^{90}Sr , Бк/м ³	$^{239,240}\text{Pu}$, мБк/м ³		Тритий, Бк/м ³
	Взвесь	Фильтрат	Фильтрат	Взвесь	Фильтрат	
Прибрежный район отбора в окрестностях пос.Териберка, отбор 16.09.2015						
Проба 1	<0,01	1,03	1,48	–	4,48	510
Проба 2	<0,01	1,2	–	–	7,5	–
Прибрежный район отбора в окрестностях пос.Умба, отбор 22 – 23.09.2015						
Проба 1	<0,01	1,6	3,78	–	9,75	820
Проба 2	<0,01	1,57	–	–	–	–
Прибрежный район отбора в окрестностях пос.Териберка, отбор 13 – 14.09.2016						
Проба 1	<0,01	1,13	2,0	–	4,3	374
Проба 2	<0,014	1,23	–	–	–	–
Проба 3	<0,02	1,54	–	–	–	–
Станции открытого Баренцева моря, отбор 03-30.08.2016						
Станция 1	<0,027	0,95	1,7	–	2,4	326
Станция 2	<0,017	1,44	1,3	0,93	4,8	256
Станция 3	<0,015	1,25	2,3	–	4,2	400
Станция 4	<0,02	1,92	3,4	–	5,51	877

Проведённый радионуклидный анализ проб прибрежной морской воды показал, что в 2015 и 2016 годах содержание техногенных радионуклидов практически не менялось и оставалось на уровне, характерном для открытого моря. ^{137}Cs и ^{90}Sr находились в основном в растворённом состоянии.

Таблица 7.8

Содержание ^{137}Cs в пробах прибрежных донных отложений (0 – 3 см) в 2015 – 2016 годах

Проба	^{137}Cs , Бк/кг сухой массы
Прибрежный район отбора в окрестностях пос. Териберка, Отбор 16.09.2015	0,4 – 1,1
Прибрежный район отбора в окрестностях пос. Умба, Отбор 23.09.2015	
Прибрежный район отбора в окрестностях пос. Умба, Отбор 23.09.2015	0,2 – 6,5
Прибрежный район отбора в окрестностях пос. Териберка, Отбор 19.09.2016	0,3 – 0,4

Таблица 7.9

Содержание искусственных радионуклидов в некоторых биологических пробах, отобранных в районе пос. Териберка и пос. Умба в 2015 – 2016 годах

Вид биоты, место отбора, дата отбора	^{137}Cs , Бк/кг сырой массы	^{90}Sr , Бк/кг сырой массы	$^{239,240}\text{Pu}$, мБк/кг сырой массы
Морская биота			
Треска (мышцы), Териберка, 18.07.2015	0,26	0,008	0,27
Треска (кости), Териберка, 18.07.2015	0,13	–	–
Треска (мышцы), Умба, Сентябрь 2015	0,25	0,012	0,28
Треска (кости), Умба, Сентябрь 2015	0,10	0,046	1,01
Треска (мышцы), Териберка, Сентябрь 2016	0,22	0,011	≤0,2
Треска (кости), Териберка, Сентябрь 2016	<0,1	0,026	89
Сёмга, Териберка, 13.06.2015	0,204	0,271	0,49
Сёмга, Умба, Сентябрь 2015	0,10	0,040	1,0
Фукус пузырчатый, Умба, 2015	0,19	0,11	≤0,2
Фукус пузырчатый, Териберка, 2015	0,14	0,097	2,67
Фукус пузырчатый, Териберка, 2016	0,084	0,031	–
Ламинария, Териберка, 2015	0,08	0,018	0,31

Окончание таблицы 7.9

Вид биоты, место отбора, дата отбора	¹³⁷ Cs, Бк/кг сырой массы	⁹⁰ Sr, Бк/кг сырой массы	^{239,240} Pu, мБк/кг сырой массы
Ламинария, Териберка, 2016	0,062	0,036	6
Мидии (мясо), Умба, 2015	<0,011	0,009	0,51
Мидии (мясо), Териберка, 2015	0,31	0,021	0,46
Мидии (мясо), Териберка, 2016	<0,011	0,020	3,3
Пресноводная биота, грибы, ягоды			
Щука (кости), Верхнетуломское водохранилище, Сентябрь 2016	4,37	1,07	38
Сиг (мышцы), Верхнетуломское водохранилище, Сентябрь 2016	2,27	0,32	≤0,2
Сиг (кости), Верхнетуломское водохранилище, Сентябрь 2016	1,55	2,71	0,91
Обабки (подберёзовики + подосиновики), Териберка, 2015	40,78	0,032	–
Обабки (подберёзовики + подосиновики), Териберка, 2016	8,52	0,023	–
Белый гриб, Териберка, 2015	28,5	0,095	–
Белый гриб, Териберка, 2016	9,1	0,031	–
Брусника, Териберка, 2015	1,35	0,92	–
Брусника, Териберка, 2016	1,43	0,64	–
Морошка, Териберка, 2015	5,83	0,39	–
Морошка, Териберка, 2016	8,54	0,25	–
Черника, Териберка, 2015	3,29	0,224	–
Черника, Териберка, 2016	0,72	0,16	–

Полученные данные свидетельствуют об отсутствии какого-либо влияния деятельности радиационно опасных объектов Кольского полуострова на радиоактивное загрязнение морской среды. Уровни содержания долгоживущих радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ^{239,240}Pu в объектах морской среды находятся в диапазоне, характерном для глобального фона. Радионуклидов, характерных только для работы РОО и отсутствующих в составе глобального фона, в пробах морской среды обнаружено не было [17]. Содержание радионуклидов в отобранных пробах пресноводной биоты в основном выше, чем в морской биоте, но значительно ниже нормативных значений [18].

Список использованных источников

1. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году. Ежегодник. / Под редакцией В.М. Шершакова, В.Г. Булгакова, И.И. Крышева, С.М. Вакуловского, М.Н. Катковой, А.И. Крышева. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2019. 324 с.
2. Отчёт о НИР «Загрязнение окружающей среды в Советском Союзе радиоактивными продуктами деления урана и плутония. Обнинск, 1962 г., с.23. Фонд данных ФГБУ «НПО «Тайфун» инв. № 146.
3. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в Арктические и Дальневосточные моря («Белая книга-2000») / Ю.В. Сивинцев, Ю.В. Вакуловский, А.П. Васильев, В.Л. Высоцкий, А.Т. Губин, В.А. Данилян, В.И. Кобзев, И.И. Крышев, С.А. Лавковский, В.А. Мазокин, А.И. Никитин, О.И. Петров, Б.Г. Пологих, Ю.И. Скорик. М.: ИздАТ, 2005. 624 с.
4. Никитин А.И., Шершаков В.М., Цатуров Ю.С. Совместные российско-норвежские исследования радиоактивного загрязнения западных арктических морей в районах, подверженных воздействию локальных источников // Арктика: Экология и экономика. 2012. № 2. С. 26 – 35.
5. 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 in the Northern Seas. 1993. 92 p.
6. Источники радиоактивного загрязнения р. Теча и района расположения Производственного объединения «Маяк», Урал, Россия. Программа по изучению возможного влияния деятельности ПО «Маяк» на радиоактивное загрязнение Баренцева и Карского морей / Под ред. С.В. Малышева и Э.А. Вестерлунда. Остерас: Норвегия, 2000. 134 с.
7. Justin Brown et al. Technetium-99 contamination in the North Sea and in Norwegian coastal areas 1996 and 1997. NRPA report 1998:3.
8. Gwynn J.P., Haldal H.E., Gåfvert T., Blinova O., Eriksson M., Sværen I., Brungot A.L., Strålberg E., Møller B., Rudjord A.L. 2012. Radiological status of the marine environment in the Barents Sea. Journal of Environmental Radioactivity 113: 155 – 162.
9. Сброс радиоактивных отходов и радиоактивное загрязнение Карского моря / Под редакцией Пера Странда, Александра Никитина, Бьёрна Линда, Брит Сальбю и Гордона Кристенсена. Результаты трёх лет исследований (1992 – 1994), проведённых совместной российско-норвежской группой экспертов. Совместная российско-норвежская группа экспертов по изучению радиоактивного загрязнения северных территорий. Март 1996 г. – первое издание, май 1997 г. – второе издание.

10. Search, assessment of condition and methods to protect the packing dumped in the Kara sea and containing nuclear fuel of the icebreaker Lenin emergency reactor. – Final project technical report of ISTC project No. 2254. Project Manager S.A. Lavkovsky / Lazurit Central Design Bureau Open Joint Stock Co. October 2003.

11. Никитин А.И., Сурнин В.А., Новицкий М.А., Валетова Н.К., Кабанов А.И., Катрич И.Ю., Чумичев В.Б., Дунаев Г.Е., Колесникова Н.И., Гочаренок В.М., Макаренко А.А. Радионуклиды и тяжёлые металлы в Енисейском заливе // Метеорология и гидрология. 2005. № 4. С. 56 – 65.

12. Мониторинг радиоактивного загрязнения морской среды при подготовке к подъёму, подъёму и после подъёма АПК «Курск». Отчёт о работах, проведённых в соответствии с указанием Росгидромета №140-26/У от 03.08.2001 «Об участии сотрудников Росгидромета в Экспедиции особого назначения». НПО «Тайфун», Обнинск, 2001.

13. Nikitin A., Kabanov A., Valetova N., Dunaev G., Katrich I., Petrenko G., Polukhina A., Saturov Y., Pedchenko A., Semenov A., Korotkova T., Rudjord A., Gäfvert T., Brungot A., Lind B., Møller B., Sværen I. The Joint Russian-Norwegian Project on Monitoring — Investigation of marine environment radioactive contamination of the Barents Sea . Results received by participants during the year 2006.- In: International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, 15-20 June, 2008, Bergen, Norway.- Proceedings, Posters – Part 2, Edited by P.Strand, J.Brown, T.Jolle, Norwegian Radiation Protection Authority, Osteras, Norway, June, 2008, pp.251 – 254.

14. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. – Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2010.

15. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году. Ежегодник / Под ред. В.М. Шершакова, В.Г. Булгакова, И.И. Крышева, С.М. Вакуловского, М.Н. Катковой, В.М. Ким, А.И. Крышева. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2014. 357 с.

16. Justin P. Gwynn, Aleksander Nikitin, Viacheslav Shershakov, Hilde Elise Heldal, Bjorn Lind, Hans-Christian Teien, Ole Christian Lind, Rajdeep Singh Sidhu, Gunnar Bakke, Alexey Kazennov, Denis Grishin, Anastasia Fedorova, Oxana Blinova, Ingrid Sværen, Penny Lee Liebig, Brit Salbu, Cato Christian Wendell, Elisabeth Strålberg, Nailja Valetova, Galina Petrenko, Ivan Katrich, Igor Logoyda, Iolanda Osvath, Isabelle Levy, Jean Bartocci, Mai Khanh Pham, Adam Sam, Hartmut Nies, 1, Anne Liv Rudjord. Main results of the 2012 joint Norwegian-Russian expedition to the dumping sites of the nuclear submarine K-27 and solid radioactive waste in Stepovogo Fjord, Novaya Zemlya. Journal of Environmental Radioactivity 151 (2016), p. 417 – 426.

17. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2016. 348 с.

18. Миклуленко К.И., Чомчоев А.И., Готовцев С.П. Геолого-географические условия проведения и последствия подземных ядерных взрывов на территории Республики Саха (Якутия). Якутск. Изд-во ЯНЦ СО РАН, 2006.

8. Мониторинг атмосферного переноса рутения-106 в сентябре 2017 года – феврале 2018 года

В конце сентября – начале октября 2017 года на территории Челябинской области и ряда других областей России, а также в странах Европы в пробах атмосферных аэрозолей и выпадений наблюдалось увеличение суммарной активности бета-излучающих радионуклидов ($\Sigma\beta$).

При проведении спектрометрического анализа этих проб регистрировалось наличие рутения-106 – редкого техногенного бета-излучающего радионуклида, не имеющего природных источников и глобального техногенного фона [1]. Уровни содержания этого радионуклида в атмосферном воздухе находились значительно ниже установленных допустимых уровней [2] и не представляли радиационной опасности для населения России и других стран [3, 4]. Тем не менее эта ситуация широкого распространения ^{106}Ru вызвала значительный общественный резонанс. Были высказаны многочисленные гипотезы о возможном источнике поступления ^{106}Ru в атмосферу, выполнены модельные расчёты, продемонстрировавшие возможность его нахождения на территории Южного Урала.

Вместе с тем обнаружение ^{106}Ru в атмосферных выпадениях на территории Польши в ноябре – декабре 2017 г., на территории Италии и Словении в ноябре

2017 года – феврале 2018 года. [5] (при его отсутствии в этот период в выпадениях на территории РФ) свидетельствует о возможности расположения источника выбросов ^{106}Ru за пределами России. Ниже представлен анализ данных мониторинга содержания ^{106}Ru в атмосферных аэрозолях и выпадениях в сентябре 2017 года – феврале 2018 года на территории России и других стран Европы.

8.1. Результаты радиационного мониторинга Росгидромета

В пробах, экспонировавшихся начиная с 23 сентября 2017 г. на территории Челябинской области, Башкирии, Татарстана, Ульяновской, Саратовской, Волгоградской, Ленинградской областей в атмосферных выпадениях и аэрозолях регистрировалось увеличение величины $\Sigma\beta$ и наличие радионуклида техногенного происхождения ^{106}Ru [4].

Впервые повышенное значение величины $\Sigma\beta$ было отмечено в суточной пробе атмосферных выпадений, отобранной 23 – 24 сентября в пос. Кыштым – до 71,9 Бк/м²-сут, при фоновом значении в августе 0,7 Бк/м²-сут. Детальный анализ пробы показал наличие ^{106}Ru – 50,7 Бк/м²-сут.

С 25 по 30 сентября повышенное значение величины $\Sigma\beta$ – (6,0 – 55,6) Бк/м²-сут, что на два порядка превышает фоновые значения августа, регистрировалась также в других пунктах наблюдения в районе расположения ПО «Маяк» – Новогорном, Аргаяше, Худайбердинском, Метлино. В отобранных пробах был зафиксирован ^{106}Ru в диапазоне (3,0 – 37,1) Бк/м²-сут.

В пятисуточных пробах атмосферных аэрозолей – экспозиция с 26 сентября по 1 октября – в пунктах наблюдения Аргаяш и Новогорный был зафиксирован рост объёмной $\Sigma\beta$ до 50,6 мБк/м³ в Аргаяше и 43,6 мБк/м³ в Новогорном, при фоновом значении в августе 0,077 и 0,119 мБк/м³ соответственно. При этом объёмная активность ^{106}Ru составила 29,4 мБк/м³ в Аргаяше и 20,5 мБк/м³ в Новогорном. В пробах атмосферных аэрозолей за этот же период экспозиции высокие значения объёмной $\Sigma\beta$ были зафиксированы в Волгограде и Цимлянске – 21,5 и 14,8 мБк/м³ при фоновом значении в августе 0,093 и 0,106 мБк/м³ соответственно. Объёмная активность ^{106}Ru в этих пунктах составила 13,6 мБк/м³ в Волгограде и 19,0 мБк/м³ в Цимлянске.

Сообщений о значительном повышении $\Sigma\beta$ или обнаружении ^{106}Ru в этот период в воздухе или атмосферных выпадениях в других пунктах сети радиационного мониторинга не поступало.

В пробах аэрозолей за третий квартал ^{106}Ru был зафиксирован в Самаре (0,48 мБк/м³) и Балаково (2,0 мБк/м³).

В начале октября с 1 по 9 число ^{106}Ru фиксировался в суточных пробах аэрозолей в Самаре, причём в пробе за 2–3 октября его величина составила 0,115 мБк/м³, в остальные дни активность была в пределах (0,021 – 0,051) мБк/м³.

В пробе аэрозолей за период 1–10 октября ^{106}Ru в количестве 0,021 мБк/м³ был обнаружен в Балаково. В Санкт-Петербурге рутений-106 в пробе за 2–6 октября был определён в количестве 0,115 мБк/м³.

В районе Красноярска (пункты наблюдения Большая Мурта и Сухобузимское) в период 4–7 октября фиксировался ^{106}Ru в количестве (0,0785 – 0,208) мБк/м³.

С точки зрения воздействия на человека и окружающую среду, зарегистрированные объёмные активности аэрозолей ^{106}Ru в приземном воздухе низкие и не представляют радиационной опасности. Максимальные зафиксированные на СРМ Росгидромета объёмные активности ^{106}Ru были в 150 раз ниже допустимой среднегодовой объёмной активности ДОА_{нас'} равной 4,4 Бк/м³, регламентируемой в НРБ-99/2009.

В табл. 8.1 приведены данные, полученные СРМ, о содержании ^{106}Ru в пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений с 23 сентября по 11 октября 2017 года.

Таблица 8.1

Содержание ^{106}Ru в пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений с 23 сентября по 11 октября 2017 г. по данным СРМ Росгидромета

Пункт	УГМС	Дата отбора	Активность ^{106}Ru , мБк/м ³
АЭРОЗОЛИ			
Аргаяш	Уральское	26.09 – 01.10	29,4
Новогорный	Уральское	26.09 – 01.10	20,5
Волгоград	Северо-Кавказское	26.09 – 01.10	13,6
Цимлянск	Северо-Кавказское	26.09 – 01.10	19,0
Балаково	Приволжское	III кв 2017	2,0
Самара	Приволжское	III кв 2017	0,48
Курск	Центрально-Чернозёмное	27 – 28.09	0,12
Санкт-Петербург	Северо-Западное	02 – 06.10	0,115
Большая Мурта	Среднесибирское	04 – 05.10	0,079

Продолжение таблицы 8.1

Пункт	УГМС	Дата отбора	Активность ^{106}Ru , мБк/м ³
Большая Мурта	Среднесибирское	06 – 07.10	0,113
Сухобузимское	Среднесибирское	06 – 07.10	0,208
Зашеек	Мурманское	03 – 04.10	0,082
Зашеек	Мурманское	04 – 05.10	0,024
Мурманск	Мурманское	04 – 05.10	0,137
Самара	Приволжское	01 – 02.10	0,034
Самара	Приволжское	02 – 03.10	0,115
Самара	Приволжское	03 – 04.10	0,032
Самара	Приволжское	04 – 05.10	0,051
Самара	Приволжское	05 – 06.10	0,026
Самара	Приволжское	06 – 07.10	0,025
Самара	Приволжское	07 – 08.10	0,051
Самара	Приволжское	08 – 09.10	0,021
Балаково	Приволжское	01 – 11.10	0,021
ВЫПАДЕНИЯ			
Пункт	УГМС	Дата отбора	Выпадения Ru-106, Бк/м ² в сутки
Кыштым	Уральское	23 – 24.09	50,7
Аргаяш	Уральское	25 – 26.09	13,9
Аргаяш	Уральское	26 – 27.09	11,0
Новогорный	Уральское	26 – 27.09	30,9
Метлино	Уральское	26 – 27.09	37,1
Худайбердинский	Уральское	27 – 28.09	3,0
Новогорный	Уральское	27 – 28.09	7,4
Новогорный	Уральское	29 – 30.09	28,0
Худайбердинский	Уральское	29 – 30.09	28,9
Морозовск	Северо-Кавказское	28 – 29.09	17,1
Бугульма	Татарстан	26 – 27.09	3,4
Бугульма	Татарстан	27 – 28.09	6,2
Уфа-Дёма	Башкирское	26 – 27.09	16,9
Ульяновск	Приволжское	02 – 07.10	2,1
Димитровград	Приволжское	02.10	3,1
Димитровград	Приволжское	03.10	2,9
Димитровград	Приволжское	04.10	3,2

Окончание таблицы 8.1

Пункт	УГМС	Дата отбора	Активность ^{106}Ru , мБк/м ³
Димитровград	Приволжское	05.10	2,2
Оренбург	Приволжское	01 – 02.10	2,8
Самара	Приволжское	01.10	3,2
Самара	Приволжское	02.10	2,0
Самара	Приволжское	03.10	2,0
Самара	Приволжское	04.10	2,8
Самара	Приволжское	05.10	2,8
Оренбург	Приволжское	02.10	3,2
Тольятти	Приволжское	01.10	2,1
Бузулук	Приволжское	01.10	2,3
Самара	Приволжское	06 – 07.10	2,3
Самара	Приволжское	07 – 08.10	2,4
Самара	Приволжское	08 – 09.10	1,2
Димитровград	Приволжское	06 – 08.10	1,2

Примечание: неопределённость измерений от 20 до 60 %

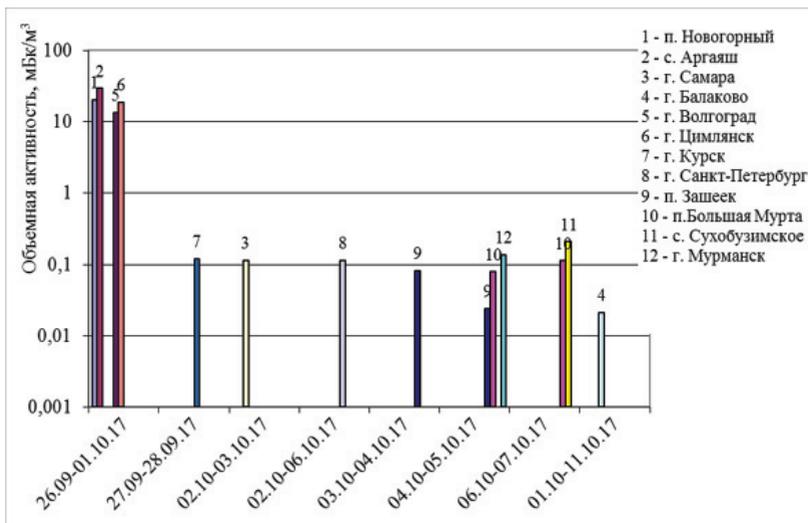


Рис. 8.1. Объёмная активность ^{106}Ru в пробах радиоактивных аэрозолей с 26 сентября по 11 октября 2017 г. по данным СРМ Росгидромета

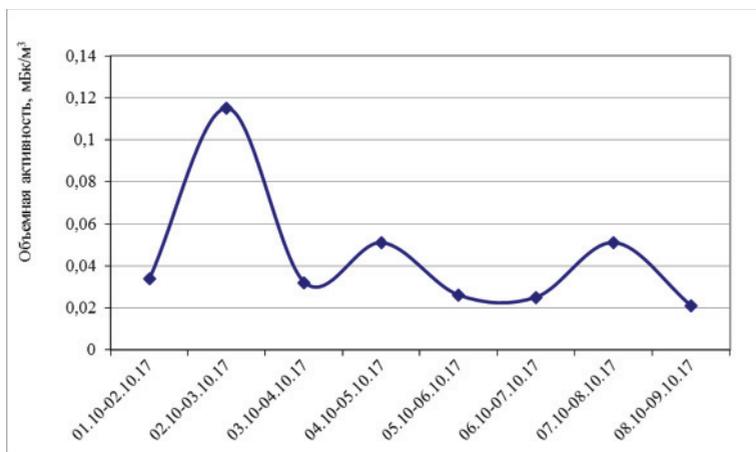


Рис. 8.2. Динамика изменений содержания ^{106}Ru в пробах радиоактивных аэрозолей г. Самара с 1 октября по 9 октября 2017 г. по данным СРМ Росгидромета

Данные, представленные в таблице 8.1 и на рисунках 8.1 – 8.2, показывают, что максимальные объёмные активности ^{106}Ru в аэрозолях приземного воздуха были зафиксированы в период 26.09 – 03.10.2017.

На рисунках 8.3, 8.4 представлены усреднённые по пунктам наблюдений значения атмосферных выпадений ^{106}Ru в период 23.09 – 09.10.2017.

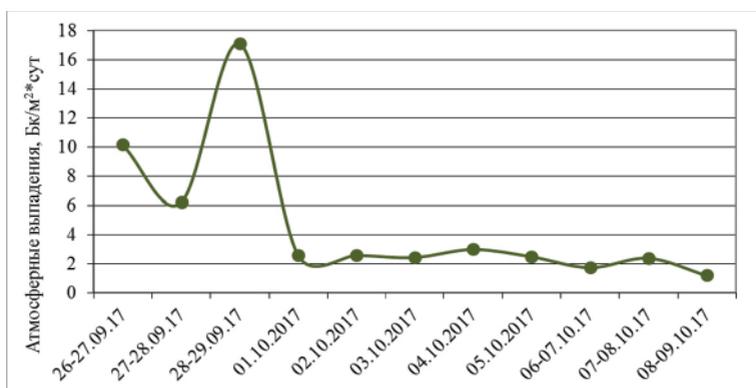


Рис. 8.3. Средние по пунктам наблюдений значения атмосферных выпадений ^{106}Ru в период 23.09.17 – 09.10.17 в ближней зоне (п. Аргаяш, п. Кыштым, п. Метлино, п. Новогорный, п. Худайбердинский).

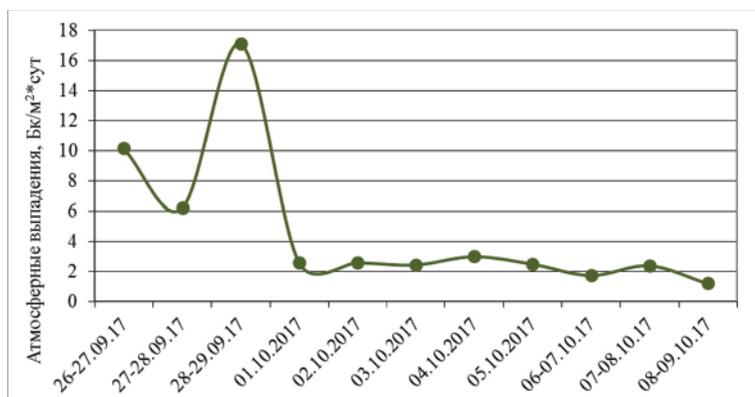


Рис. 8.4. Средние по пунктам наблюдений значения атмосферных выпадений ¹⁰⁶Ru в период 23.09.17 – 09.10.17 в дальней зоне (п. Бугульма, г. Бузулук, г. Димитровград, п. Морозовск, г. Оренбург, г. Самара, г. Тольятти, г. Ульяновск, п. Уфа-Дёма).

Максимальные значения по зонам наблюдения зафиксированы в конце сентября 2017 года.

В таблице 8.2 представлены данные о содержании ¹⁰⁶Ru в пробах радиоактивных выпадений за период времени, предшествующий регистрации ¹⁰⁶Ru в сентябре 2017 года.

Таблица 8.2

Содержание ¹⁰⁶Ru в пробах радиоактивных выпадений за период времени, предшествующий регистрации ¹⁰⁶Ru в сентябре 2017 года

УГМС	Пункт наблюдения	Период наблюдения	Концентрация ¹⁰⁶ Ru, мБк/м ³	Примечание
НПО «Тайфун»	Верхнее Дуброво	II кв. 2017	0,031	Данные НПО «Тайфун», ½ пробы
Уральское	Верхнее Дуброво	II кв. 2017	0,0406	Данные Уральского УГМС, ½ пробы
Уральское	Верхнее Дуброво	Апрель	0,101	
Уральское	Верхнее Дуброво	Май	0,0009	
Уральское	Верхнее Дуброво	Июнь	0,0048	

Окончание таблицы 8.2

УГМС	Пункт наблюдения	Период наблюдения	Концентрация ^{106}Ru , мБк/м ³	Примечание
Уральское-Челябинский ЦГМС	Кыштым	Апрель	0,01	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Кыштым	Май	Не обнаружен	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Кыштым	Июнь	0,017	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Кыштым	Июль	0,006	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Кыштым	Август	Не обнаружен	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Аргаяш	Апрель	Не обнаружен	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Аргаяш	Май	0,005	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Аргаяш	Июнь	0,013	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Аргаяш	Июль	0,007	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Аргаяш	Август	0,025	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Новогорный	Апрель	Не обнаружен	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Новогорный	Май	0,0154	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Новогорный	Июнь	0,008	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Новогорный	Июль	0,011	Данные Челябинского ЦГМС
Уральское-Челябинский ЦГМС	Новогорный	Август	0,015	Данные Челябинского ЦГМС

Примечание: 1. Данные, представленные Челябинским ЦГМС, получены на сцинтилляционном гамма-спектрометре и имеют большую неопределённость измерений – до 60 %.

2. Данные, представленные Челябинским ЦГМС за август 2017 года для пункта Новогорный, отличаются на порядок величины от данных, полученных ЮУриБФ (зав. лаб. С.А. Сыпко) – 0,0015 и 0,039 мБк/м³ соответственно. Отличие данных связано с разницей в методиках измерения и используемом измерительном оборудовании (ЮУриБФ использовал для измерения рутения-106 полупроводниковый детектор гамма-излучения CanberraGX3018).

17.12.2017 в районе ФГУП «ПО «Маяк» Челябинской области специалистами ФГБУ «НПО «Тайфун» была проведена автомобильная маршрутная съёмка местности [1]. По результатам обследования по маршруту съёмки вокруг ПО «Маяк» ^{106}Ru не выявлен.

В ФГБУ «НПО «Тайфун» был проведён гамма-спектрометрический анализ трёх проб радиоактивных аэрозолей воздуха (фильтроматериал), отобранных авиационными средствами в период с 18 по 20 декабря 2017 года [1]. Фильтроматериал был отобран авиационными средствами Министерства обороны РФ. Результаты проведённого анализа представлены в табл. 8.3.

Таблица 8.3

Результаты анализа содержания ^{106}Ru в пробах атмосферных аэрозолей, отобранных авиационными средствами в период с 18 по 20 декабря 2017 года

№ пробы	Маршрут отбора пробы	Дата и время отбора	Высота отбора, м	Активность ^{106}Ru , Бк
1	г. Бологое Тверской обл. – г. Челябинск	18.12.2017 10:15–12:42 мск.	12 200	< 0,45
2	г. Челябинск – г. Крымск Краснодарский край	19.12.2017 10:07–12:58 мск.	12 200	<0,38
3	г. Крымск Краснодарский край – г. Кубинка Московской обл.	20.12.2017 11:39–12:42 мск.	12 200	<0,40

Во всех пробах активность на фильтрах радионуклида ^{106}Ru была ниже предела используемого метода анализа. В пробах обнаружены радионуклиды бериллия-7 и натрия-22, уровни содержания которых характерны для высот отбора проб.

8.2. Результаты радиационного мониторинга Госкорпорации «Росатом»

Радиационный контроль выбросов ^{106}Ru

Детальный анализ выбросов ^{106}Ru в атмосферу предприятиями атомной отрасли России в 1992 – 2018 годах по данным ежегодников о радиационной обстановке на территории РФ свидетельствует об отсутствии

превышения величин допустимого выброса за весь период наблюдений. Основными источниками выбросов ^{106}Ru являются ФГУП «ПО «Маяк», ФГУП «ГХК», АО «ГНЦ НИИАР». В отдельные годы наблюдений за вышеуказанный период выбросы ^{106}Ru , не превышающие допустимых нормативов, осуществляли Нововоронежская АЭС (2001 – 2005 годы), АО «ГНЦ РФ-ФЭИ им. А.И. Лейпунского» (2002 – 2003 годы), а также филиал «Северский» ФГУП «НО «РАО» (2017 – 2018 годы).

Годовые выбросы ^{106}Ru ФГУП «ПО «Маяк» в 1992 – 2018 годы находились в диапазоне $7,4 \cdot 10^7 - 1,04 \cdot 10^9$ Бк/год, тогда как значения допустимого выброса изменялись за рассматриваемый период от $8,23 \cdot 10^9$ до $7,03 \cdot 10^{10}$ Бк/год. Многолетняя динамика выбросов ^{106}Ru на ФГУП «ПО «Маяк» представлена на рис. 8.5.

Данные, представленные на рис. 8.5, показывают, что с 2015 г. на ФГУП «ПО «Маяк» наблюдается тенденция снижения выбросов ^{106}Ru .

Фактические годовые выбросы ^{106}Ru на ФГУП «ГХК» варьировали от $2,2 \cdot 10^6$ до $1,7 \cdot 10^{10}$ Бк/год и были значительно ниже допустимых. АО «ГНЦ НИИАР» осуществляет выбросы ^{106}Ru с 2007 г. Диапазон изменений годовых выбросов предприятия за период 2007 – 2018 гг. – $8,5 \cdot 10^6 - 7,9 \cdot 10^7$ Бк/год.



Рис.8.5. Многолетняя динамика годовых выбросов ^{106}Ru на ФГУП «ПО «Маяк»

Контроль содержания ^{106}Ru в атмосферных аэрозолях

В период регистрации ^{106}Ru СКЦ Росатома представил информацию о содержании этого радионуклида в пробах атмосферных аэрозолей вокруг российских АЭС, позднее эта информация была дополнена данными для других организаций Госкорпорации «Росатом» (табл. 8.4) [1].

Таблица 8.4

Содержание ^{106}Ru в пробах радиоактивных аэрозолей вокруг организаций Госкорпорации «Росатом» в сентябре – октябре 2017 года

Организация	Дата/период измерения в 2017 году	Минимально детектируемая активность (МДА), МБк/м ³	Максимальная объёмная активность ^{106}Ru , МБк/м ³	Длительность пробоотбора, примечания
Балаковская АЭС	01.09 – 02.10	0,001	27,7 – 33,2	Раз в месяц, *умножено на 4
	02.10 – 02.11		22,4 – 63,6	
Белоярская АЭС	18.09 – 25.09		< 0,0035	1 неделя ч/з неделю
	02.10 – 09.10		< 0,0035	
Билибинская АЭС	09.10 – 12.10	0,066	≤ 0,066	
Калининская АЭС	19.09 – 03.10	0,0014	<0,0014	
Кольская АЭС	28.09 – 05.10	0,011	16,8 – 19	1 неделя, время измерения проб от 12.10.17 было увеличено до 12 часов (стандартное время измерения – 3 часа)
	Далее октябрь		Не обнаружен	
Курская АЭС	Сентябрь	0,009 – 0,012	0,056-0,23	1 раз в месяц
	Октябрь		0,014 – 0,084	
Ленинградская АЭС	25.09-06.10	0,005	0,073	Измерено в ЗН
	Далее октябрь		Не обнаружен	
Нововоронежская АЭС	26.09 – 2.10	0,006	0,43	1 неделя
	2.10 – 07.10		0,1	
Ростовская АЭС	29.09 – 13.10	0,024	2,76 – 4,41	2 недели
Смоленская АЭС	Сентябрь–октябрь	0,005	Не обнаружен	1 раз в месяц
ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ им. академ. Е.И. Забабахина»	Сентябрь–октябрь		Не обнаружен	2 недели
ФГУП «РФЯЦ-ВНИИЭФ»	Сентябрь–октябрь		Не обнаружен	2 недели

Окончание таблицы 8.4

Организация	Дата/период измерения в 2017 году	Минимально детектируемая активность (МДА), мБк/м ³	Максимальная объёмная активность ¹⁰⁶ Ru, мБк/м ³	Длительность пробоотбора, примечания
АО «ГНЦ НИИАР»	22.09 – 29.09		20 – 35	1 неделя
	29.09-06.10		Не обнаружен	
ФГУП «ГХК»	Сентябрь		< 0,004	1 неделя (в недельных пробах ниже предела обнаружения)
	Октябрь		0,008 – 0,02	
ФГУП «Атомфлот»	25.09 – 02.10		Не обнаружен	1 неделя, также в пробах присутствуют Cs-137 – 0,033 мБк/м ³ , Co-60 – 0,008 мБк/м ³
	2.10 – 09.10		0,0316	
АО «СХК»	Сентябрь		Не обнаружен	Периодичность замены фильтров – 1 неделя, всего отобрано 63 пробы в (СЗЗ, ЗН и фоновых пунктах контроля)
	Октябрь		Не обнаружен	
АО «Радиевый институт им. В.Г. Хлопина»	15.09 – 07.11		Не обнаружен	
АО «Радиевый институт им. В.Г. Хлопина» на площадке Эль Дабаа (провинция Матрух, Египет)	30.09 – 10.10		0,38	Других техногенных радионуклидов не обнаружено, Ве-7 – (4,9 – 5,1) мБк/м ³ , К-40 – 68 мБк/м ³
	10.10-20.10		Не обнаружен	
ФГУП «НИТИ им. А.П. Александрова»*	31.08 – 29.09		Не обнаружен	1 раз в месяц, *умножено на 4
	29.09 – 31.10		0,12 – 0,14	

Из таблицы 8.4 и представленной в ней информации можно сделать следующие выводы:

– Периоды отбора проб радиоактивных аэрозолей составляют от 8 дней до 1 месяца. Концентрации ¹⁰⁶Ru усреднены за соответствующие

периоды отбора проб, в такой ситуации указать конкретный день прохождения воздушных масс с ^{106}Ru невозможно;

– На Билибинской, Калининской и Смоленской АЭС концентрации ^{106}Ru были ниже МДА, что соответствует данным наблюдений Росгидромета и метеорологической обстановке в рассматриваемый период времени на территориях расположения данных АЭС.

8.3 Анализ данных радиационного мониторинга стран Европы в сентябре 2017 года – феврале 2018 года

В конце сентября – начале октябре 2017 г. в ряде стран Европы в пробах аэрозолей приземного воздуха был обнаружен ^{106}Ru , содержание которого в пробах разных стран варьировало от нескольких до 145 мБк/м³ [3 – 5], что сопоставимо и выше, чем концентрации, наблюдавшиеся на территории России, включая Уральский регион. Вместе с тем следует отметить, что величина концентрации ^{106}Ru в пробах воздуха существенно зависит от времени экспозиции, изменявшегося в широких пределах от 1 – 2 суток до 2 – 4 недель, что затрудняет количественное сравнение имеющихся данных наблюдений. По этой же причине можно предположить, что, полученные СРМ Росгидромета данные о содержании ^{106}Ru в пробах радиоактивных аэрозолей не являются максимальными – экспозиция аэрозольных фильтров на СРМ Росгидромета составляет 5 суток.

Несмотря на то, что зафиксированные в европейских странах уровни содержания ^{106}Ru в приземном слое атмосферы не представляли опасности для населения, присутствие ^{106}Ru в пробах аэрозолей вызвало широкий интерес международной общественности. В связи с этим сотрудниками научно-исследовательских организаций разных стран был опубликован ряд статей с оценкой сложившейся ситуации [5 – 11].

Данные мониторинга [5] показывают, что на территории Австрии, Болгарии, Чехии, Венгрии, Италии, Словении, Украины в отдельных пунктах наблюдения объёмная активность ^{106}Ru в приземном слое воздуха превышала максимальные значения, полученные на СРМ Росгидромета в 2 раза, а в Румынии – в 5 раз (рис. 8.6).

Следует также отметить, что наиболее высокое содержание ^{106}Ru в аэрозолях приземного воздуха наблюдалось в европейских странах

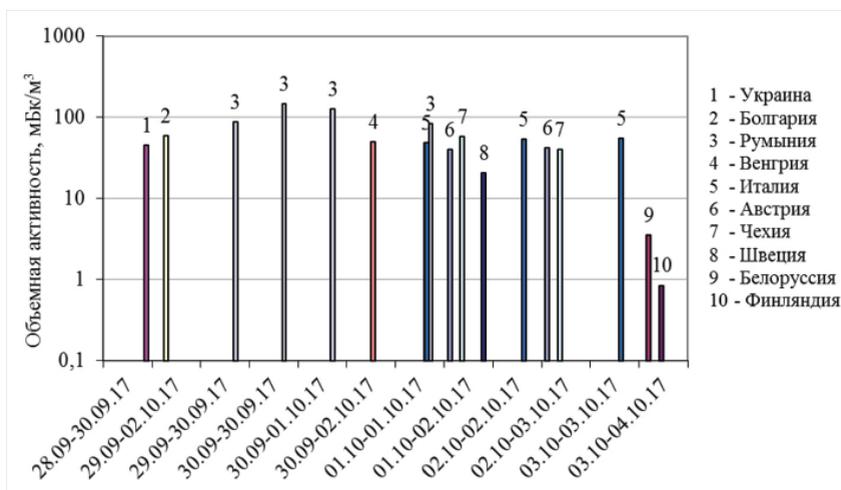


Рис. 8.6. Максимальные зафиксированные значения объёмной активности ^{106}Ru в приземном слое воздуха на территории европейских государств 28.09 – 04.10.2017, МБк/м³

28.09 – 04.10.2017, в период 05.10 – 30.10.2017 выявлена тенденция к снижению концентрации ^{106}Ru .

На территории других европейских стран (Дания, Эстония, Финляндия, Франция, Германия, Греция, Польша, Белоруссия, Сербия, Норвегия и др.) активность ^{106}Ru в приземном слое воздуха ниже, чем максимальное зафиксированное на территории РФ содержание ^{106}Ru в аэрозолях приземного воздуха. Эти различия, как уже отмечалось, возможно, связаны с методическими особенностями проведения измерений.

Кроме того, в период 25.09 – 09.10.2017 в аэрозолях приземного воздуха пунктов наблюдений Австрии, Чехии, Польши и Швеции был обнаружен ^{103}Ru [5]. Объёмная активность ^{103}Ru в приземном слое воздуха на территории вышеуказанных стран находилась в диапазоне 0,0001 – 0,007 МБк/м³. Содержание ^{103}Ru было в среднем в 3 700 раз ниже содержания ^{106}Ru в аэрозолях приземного воздуха.

При анализе атмосферных выпадений ^{106}Ru на территории европейских стран, данные мониторинга были разделены на группы по времени экспозиции (рисунки 8.7, 8.8).

В начале октября в пробах с экспозицией 1 – 2 сут максимальное значение выпадений ^{106}Ru (40 Бк/м²) зафиксировано в Чехии (г. Острава) (рис. 8.7).

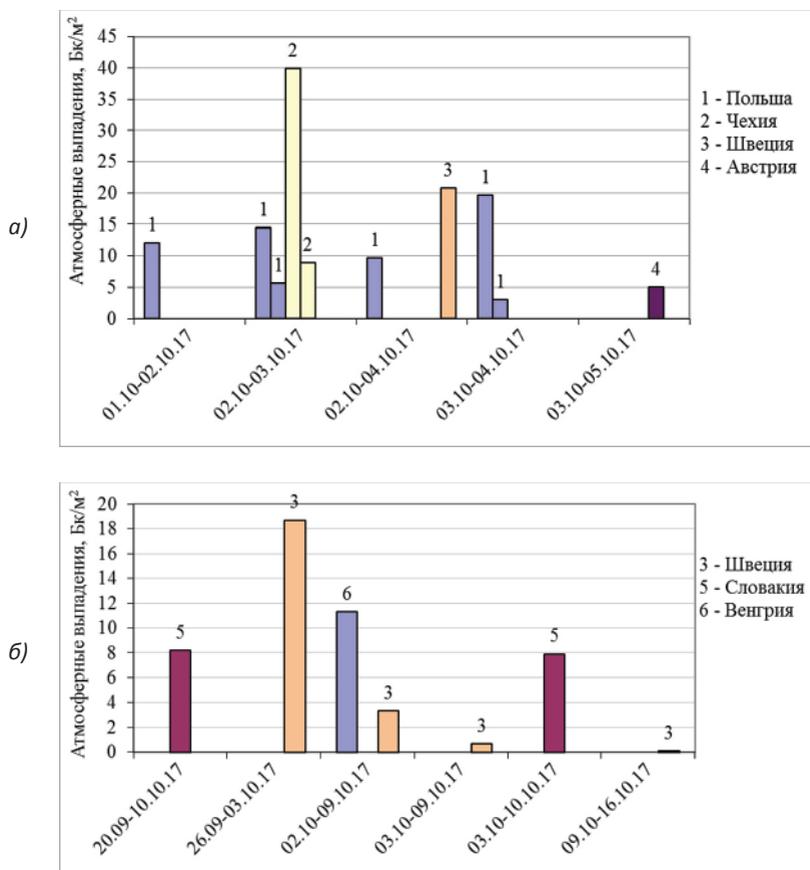


Рис.8.7. Атмосферные выпадения ^{106}Ru на территории некоторых европейских стран в начале октября 2017 г., время экспозиции 1 – 2 суток

Максимальное содержание ^{106}Ru в месячных пробах атмосферных выпадениях ($87,0 \text{ Бк/м}^2$) обнаружено на территории Финляндии [5]. При этом значения объёмной активности ^{106}Ru в приземном слое воздуха пунктов наблюдения Финляндии изменялись в диапазоне $0,016 - 0,849 \text{ мБк/м}^3$, т.е. были значительно ниже, чем в ряде других стран Европы.

Динамику снижения содержания ^{106}Ru в выпадениях иллюстрируют данные, полученные в г. Удине (Италия). В данном пункте наблюдения измерения проводили ежемесячно с 01.09.2017 по 28.02.2018 (рис. 8.8).

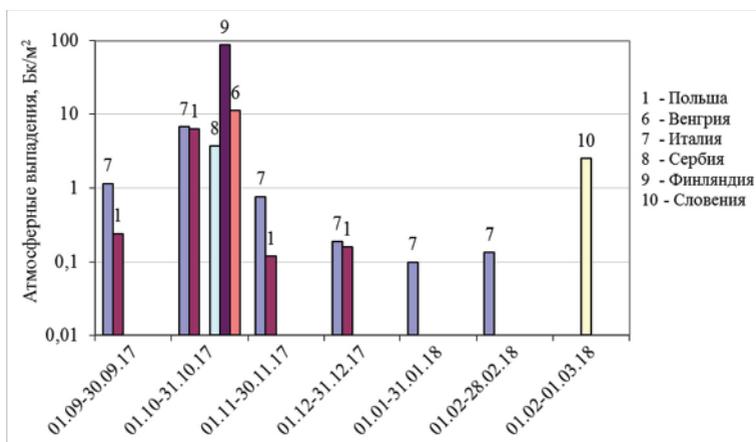


Рис. 8.8. Атмосферные выпадения ^{106}Ru на территории некоторых европейских стран в период наблюдений 01.09.17 – 01.03.18

Содержание ^{106}Ru в атмосферных выпадениях 01.10 – 31.10.2017 превышает значение, полученное в предшествующий месяц в 5,8 раза, тогда как в феврале 2018 г. значение выпадений ^{106}Ru снизилось в 50 раз по сравнению результатами, полученными в октябре 2017 года.

По мнению авторов статьи [5] вероятным источником выбросов ^{106}Ru с его последующим атмосферным переносом в страны Европы является ФГУП «ПО «Маяк». Однако выводу о единственно возможном источнике выбросов ^{106}Ru противоречат результаты долгосрочного мониторинга атмосферных выпадений на территории европейских стран. Обнаружение ^{106}Ru в выпадениях на территории Польши в ноябре – декабре 2017 г., Италии и Словении в ноябре – феврале 2018 г. свидетельствует о том, что источник выбросов мог быть также расположен на территории Западной Европы, что согласуется с данными метеорологических наблюдений.

В конце сентября и первых числах октября 2017 года перенос ^{106}Ru в причерноморские и центрально-европейские страны из районов южной Сибири и Южного Урала был возможен вследствие особой синоптической обстановки в Сибири и европейской части России. Образовавшийся гребень высокого давления обеспечил устойчивый восточный перенос воздушных масс вдоль южной границы России в европейские страны. Однако продвижение глубокого атлантического циклона на европейскую территорию России уже к 6

октября развернуло эти потоки от района северного прикаспия на север-северо-запад (рис. 8.9). Подобные условия переноса воздушных масс сохранялись и в середине октября. К концу октября 2017 года воздушные потоки из районов Южной Сибири и Южного Урала резко отклонялись к северу и затем через центральные районы Сибири переносились в Прибайкалье. Подобные условия переноса воздушных масс с Южного Урала и приграничных районов Сибири сохранились и в декабре 2017 года. В январе 2018 года циклон в центральной части Сибири создал условия западного переноса воздушных масс в районы Дальнего Востока и Чукотки.

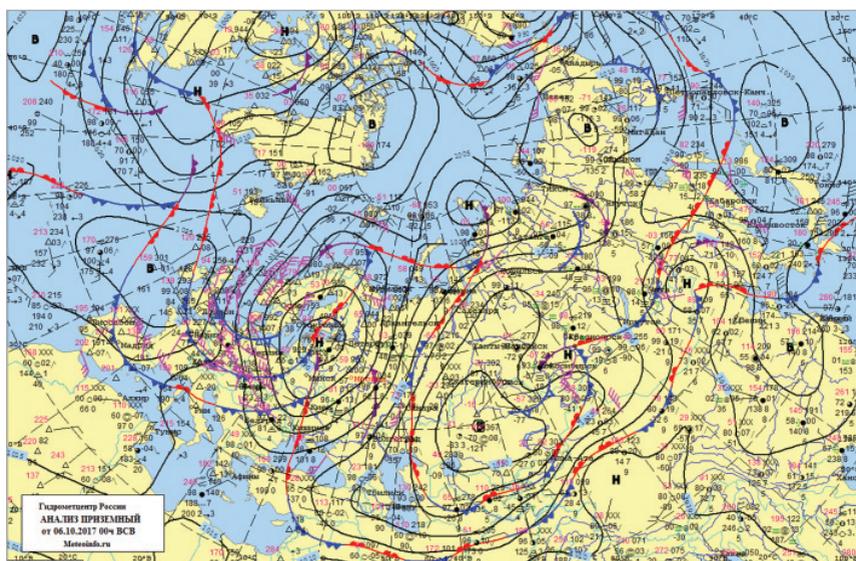


Рис.8.9. Анализ приземной синоптической обстановки от 6 октября 2017 года (MeteoInfo.ru)

В дальнейшем расширение области высокого давления над Сибирью сместило западные воздушные потоки в приполярные области азиатской части России, но в целом не изменило направление переноса (рис. 8.10).

Таким образом, условия воздушного переноса загрязняющих веществ из районов Южной Сибири и Южного Урала в европейские страны вследствие изменения синоптической обстановки исчезли 4–5 октября 2017 года. С этого времени перенос происходил в северном направлении через центральные районы европейской территории России. К концу октября сформировались

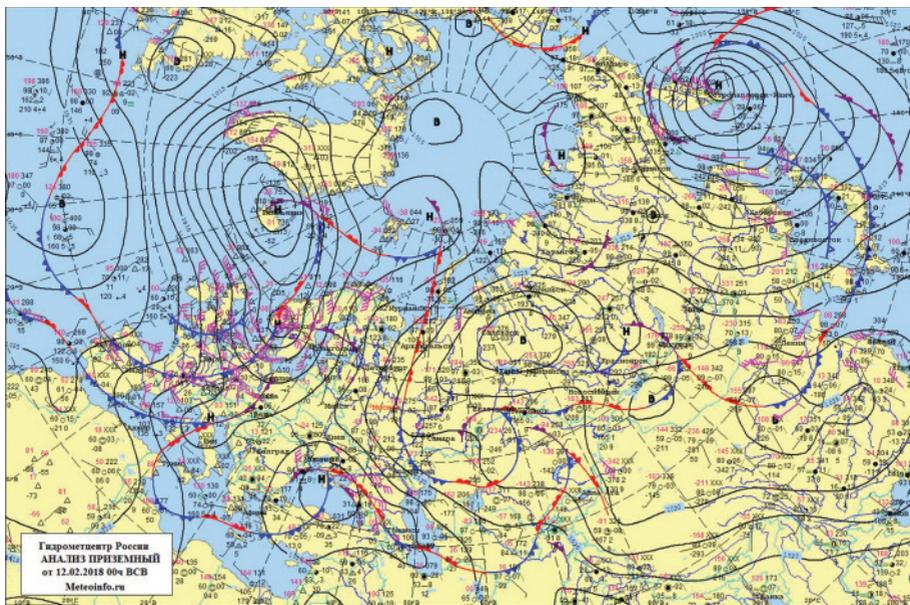


Рис.8.10. Анализ приземной синоптической обстановки от 12 февраля 2018 года (Meteoinfo.ru)

устойчивые потоки из этих районов в восточную часть азиатской территории России через центральные и арктические районы Сибири. Подобная циркуляция воздушных потоков сохранилась и в январе – феврале 2018 года.

Могут иметь место различные нештатные ситуации попадания ^{106}Ru в окружающую среду. Это может быть нештатная ситуация на РОО, связанная с потерей контроля выхода летучего соединения тетраоксида рутения (RuO_4). При этом выход других радионуклидов может быть ограничен. Образование летучей фракции этого радионуклида с последующим выбросом в атмосферу возможно при случайном попадании источника с ^{106}Ru в переплавку. В силу высокой летучести мелкодисперсной фракции рутения возможен его трансграничный перенос на значительные расстояния. При этом наиболее высокие концентрации радионуклида необязательно будут наблюдаться вблизи места выброса в атмосферу. Например, в марте 1992 г. произошла нештатная остановка третьего энергоблока Ленинградской АЭС с последующим выбросом радионуклидов в атмосферу, в том числе изотопов рутения. При этом наблюдался атмосферный перенос радионуклидов

на территорию Финляндии [13]. Согласно данным наблюдений концентрация ^{103}Ru в приземном воздухе на территории Финляндии составляла в марте 1992 г. 0,035 – 5,2 мБк/м³, ^{106}Ru – 0,72 мБк/м³, тогда как на постах с ВФУ в зоне наблюдений ЛАЭС была ниже предела измерений (0,0007 мБк/м³) [14, 15].

По данным измерений суточных выпадений ^{106}Ru , проведённых СРМ Росгидромета, повышенные выпадения регистрировались в период с 23 по 30 сентября, то есть гипотетический источник действовал в течение этого периода. При этом повышенные концентрации ^{106}Ru в Европе (при региональном переносе) обусловлены, по-видимому, выбросом в период 25 – 26 сентября.

Вместе с тем представленные данные системы государственного и ведомственного учёта и контроля радиоактивных веществ и радиоактивных отходов о количестве и активности источников, содержащих ^{106}Ru , говорят, что на территории Российской Федерации отсутствуют открытые и закрытые радионуклидные источники достаточной активности, чтобы сформировать наблюдаемую картину содержания ^{106}Ru в атмосферных аэрозолях и атмосферных выпадениях. Соответственно, единственным гипотетическим источником наземного выброса ^{106}Ru могли быть объекты использования атомной энергии, на которых в ходе технологических процессов не исключено выделение данного радионуклида в больших количествах.

Для уточнения местоположения вероятного источника выброса, как в данном случае, так и в возможных в дальнейшем подобных ситуациях, необходимо значительно улучшить пространственное и временное разрешение сети мониторинга. Редкая сеть пунктов мониторинга и большое время экспозиции проб не позволяет решать задачу поиска источников загрязнения с требуемой точностью.

Предположению о единственно возможном источнике выбросов ^{106}Ru , расположенному на Южном Урале, противоречат результаты долгосрочного мониторинга атмосферных выпадений на территории европейских стран, в соответствии с которыми в Италии и Словении этот радионуклид регулярно регистрировался в выпадениях вплоть до февраля 2018 года.

Это свидетельствует о том, что источник выбросов мог быть также расположен на территории Западной Европы, что согласуется с данными метеорологических наблюдений. В настоящее время не существует реальной возможности получения дополнительных данных о содержании ^{106}Ru в объектах окружающей среды, которые помогли бы уточнить представленные выводы.

Список использованных источников

1. Шершаков В.М., Булгаков В.Г., Иванов В.Н., Мухалев В.Н., Коломеев М.П., Бородин Р.В., Каткова М.Н., Коршунов В.А., Вакуловский С.М., Крышев И.И., Гниломедов В.Д., Бурякова А.А. Отчёт рабочей группы по определению причин и источника рутения-106 на территории России в сентябре – октябре 2017 года. Обнинск, 2017. 139 с.
2. СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.
3. IAEA – International Atomic Energy Agency. Status of Measurements of Ru-106 in Europe. IAEA, Vienna, 2017. 5 p.
4. AEA – International Atomic Energy Agency. Updated Technical Attachment Status of Measurements of Ru-106 in Europe. IAEA, Vienna, 2017. 19 p.
5. Masson, O., Steinhäuser, G., Zok, D. et al. Airborne concentrations and chemical considerations of radioactive ruthenium from an underdeclared major nuclear release in 2017. PNAS. Vol. 116. No. 34. P. 16750 – 16759.
6. Jens Havskov Sorensen. Method for source localization proposed and applied to the October 2017 case of atmospheric dispersion of Ru-106 // Journal of Environmental Radioactivity. 189 (2018). P. 221 – 226.
7. Jakab, D., Endrődi, G., Kocsonya, A., Pántya, A., Pázmándi, T., Zagyvai, P. Methods, results and dose consequences of 106Ru detection in the environment in Budapest, Hungary // Journal of Environmental Radioactivity. 192 (2018). P. 543 – 550.
8. Maffezzoli, N., Baccolo, G., Di Stefano, E., Clemenza, M. The Ruthenium-106 plume over Europe in 2017: a source-receptor model to estimate the source region // Atmospheric Environment. 212 (2019). P. 239 – 249.
9. Maro, D., Boulaud, D., Coppalle, A., Germain, P., Hebert, D., Tenailleau, L. Validation of dry deposition models for submicronic and micronic aerosols / 9th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. P. 89 – 94.
10. Ramebäck, H., Söderström, C., Granström, M., Jonsson, S., Kastlander, J., Nylén, T., Ågren, G. Measurements of 106Ru in Sweden during the autumn 2017: Gamma-ray spectrometric measurements of air filters, precipitation and soil samples, and in situ gamma-ray spectrometry measurement // Applied Radiation and Isotopes. 140 (2018). P. 179 – 184.
11. Saunier, O., Didier, D., Mathieu, A., Masson, O., Dumont Le Brazidec, J. Atmospheric modeling and source reconstruction of radioactive ruthenium from an undeclared major release in 2017. PNAS. Vol. 116. No. 50. P. 24991 – 25000.
12. Zok, D., Sterba, J.H., Steinhäuser, G. Chemical and radioanalytical investigations of 106Ru-containing air filters from Vienna in fall 2017: searching for

stable element anomalies // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry (2018). 318. P. 415 – 421.

13. Toivonen, H., Klemola, S., Lahtinen, J. et al. Radioactive Release from Sosnovy Bor, St. Petersburg, in March 1992. Helsinki, 1992. STUK-A104.

14. Блинова Л.Д. и др. Комплексный радиационно-экологический мониторинг в районе Ленинградской АЭС в 1992 г. // Научный информационно-методический бюллетень. М.: Ядерное общество России, 1993. № 3/83. С. 10 – 22.

15. Блинова Л.Д. Радиоэкологический мониторинг атмосферы и гидросферы в районе расположения объектов ядерного комплекса (на примере города Сосновый Бор). Диссертация на соискание учёной степени кандидата физико-математических наук. Сосновый Бор, 1998. 126 с.

9. Развитие методологии оценки радиационной обстановки на основе природоохранных критериев

В настоящее время МАГАТЭ, МКРЗ и другие авторитетные международные организации наряду с приоритетным обеспечением безопасности человека проявляют значительный интерес к регулированию и научному обоснованию радиационной безопасности окружающей среды [1 – 3]. Требования к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды содержатся в Федеральном законе №7-ФЗ «Об охране окружающей среды». В соответствии с этим законом (статьи 1, 23) при соблюдении нормативов допустимых выбросов и сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду должны обеспечиваться условия, достаточные для устойчивого функционирования естественных экологических систем, природных и природно-антропогенных объектов, а также сохранения биологического разнообразия. В соответствии с международными основными нормами безопасности МОНБ-2014 [1] нынешние и будущие поколения людей и окружающая среда должны быть защищены от радиационных рисков, при этом необходимо подтверждать (а не исходить из предположения), что окружающая среда защищена от промышленного радиационного воздействия.

Специалистами ФГБУ «НПО «Тайфун» разработаны методические документы по оценке радиационной безопасности окружающей среды. В эти документы включена оценка радиационных рисков и радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды, порядок расчёта контрольных уровней в поверхностных морских и пресных водах, донных отложениях и почве по природоохранному критерию, методика определения радиационного фона [4 – 10]. Разработанные методические рекомендации апробированы для различных радиоэкологических ситуаций как в штатных условиях эксплуатации объектов использования атомной энергии, так и для случаев радиационных аварий [11 – 20]. Ниже излагаются результаты этих научно-методических исследований.

9.1. Методология оценки радиационной безопасности окружающей среды

В связи с огромным видовым разнообразием биосферы и практической невозможностью оценить радиационное воздействие на каждый вид флоры и фауны, методология радиационной безопасности окружающей среды разрабатывается для сравнительно небольшого числа представительных (референтных) видов биоты [2, 3, 5, 21]. Для выбора представительных организмов используются следующие основные критерии: экологические (положение в экосистеме), доступность для мониторинга, дозиметрические (критические пути облучения), радиочувствительность, способность рассматриваемых организмов к самовосстановлению. Результаты оценок для представительных организмов являются основой для анализа экологических рисков и регулирования радиационной безопасности окружающей среды.

Оценка радиационной безопасности окружающей среды включает следующие этапы [5]:

- идентификация источников радиационного воздействия;
- анализ данных мониторинга и модельных оценок содержания радионуклидов в компонентах природной среды;
- выбор представительных организмов для оценки экологической безопасности;
- оценка величины радиационного воздействия на представительные организмы;
- сопоставление с критериями допустимого воздействия на биоту.

В качестве основного показателя для оценки промышленного радиационного воздействия используется обусловленная им мощность дозы облучения представительных объектов биоты.

Критерием отсутствия значимого экологического риска служит условие не превышения безопасного уровня облучения (БУОБ) для различных групп животных и растений.

В качестве критерия предельно допустимого радиационного воздействия на биоту принимаются значения мощности дозы $P_{max} = 1$ мГр/сут – для позвоночных животных и сосны *Pinus sylvestris*, $P_{max} = 10$ мГр/сут – для беспозвоночных животных и растений (кроме сосны) [2, 5]. С учётом возможной неопределённости в оценках мощности дозы облучения рекомендуется использовать коэффициент запаса 10 при предварительной (скрининговой) оценке радиационного воздействия на биоту, т.е. использовать в этом случае следующие критерии экологически безопасного облучения: $P_{min} = 0,1$ мГр/сут – для позвоночных животных и сосны *Pinus sylvestris*, $P_{min} = 1$ мГр/сут – для беспозвоночных животных и растений (кроме сосны) [5].

Результаты оценки радиационной безопасности окружающей среды используются при выработке и принятии решения о необходимости ограничения радиационного воздействия на окружающую среду и проведении природоохранных мероприятий. При значениях мощности дозы облучения представительных организмов биоты меньших P_{min} не требуется проведения каких-либо мероприятий для обеспечения экологической безопасности. В случае, когда мощность дозы превышает уровень P_{min} , но остаётся меньше P_{max} , рекомендуется проведение дополнительных исследований по снижению неопределённости в оценках мощности дозы облучения представительных организмов. Оценивается необходимость проведения природоохранных мероприятий с учётом экологических, технологических и экономических факторов. При превышении уровня P_{max} необходимо проведение природоохранных мероприятий, направленных на сохранение благоприятной окружающей среды.

Результаты оценки радиационной безопасности окружающей среды позволяют выполнить идентификацию и ранжирование факторов радиационного воздействия на объекты биоты, рационально организовать радиоэкологический мониторинг, обеспечить возможность оценки экологических последствий радиационных аварий, отбор наиболее эффективных мер по преодолению их негативного влияния на окружающую среду, оптимизировать защитные меры по обеспечению приемлемого уровня радиационного экологического риска.

9.2. Оценка контрольных уровней содержания радионуклидов в компонентах окружающей среды

Для корректной интерпретации данных мониторинга необходимо производить их сопоставление с критериями оценки радиационной обстановки, обеспечивающими радиационную и экологическую безопасность. В качестве таких критериев для решения задач мониторинга целесообразно использовать контрольные уровни содержания радионуклидов в компонентах природной среды, которые могут быть непосредственно сопоставлены с данными прямых измерений параметров радиоактивного загрязнения.

Контрольный уровень удельной активности i -го радионуклида в почве для n -го представительного объекта наземной биоты $A_{m,i,n,эк}$, Бк/кг, рассчитывается по формуле [6]

$$A_{m,i,n,эк} = \frac{P_{max,n}}{(DCF_{i,n,1} \cdot CF_{i,n,4} + DCF_{i,n,4})\tau}, \quad (1)$$

где $P_{max,n}$ – критерий предельно допустимого радиационного воздействия на n -й референтный объект наземной биоты, мГр/сут;

$DCF_{i,n,1}$ – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения n -го референтного объекта наземной биоты от i -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса);

$CF_{i,n,4}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в n -м референтном объекте наземной биоты, (Бк/кг сырой массы)/(Бк/кг почвы);

$DCF_{i,n,4}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения n -го референтного объекта наземной биоты от i -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса);

τ – переводной коэффициент, равный $2,4 \cdot 10^{-2}$ (мГр/сут)/(мкГр/ч).

Контрольный уровень удельной активности i -го радионуклида рассчитывается для верхнего 10-сантиметрового слоя почвы для объектов биоты, обитающих на поверхности, либо верхнего 50-сантиметрового слоя почвы для объектов биоты, обитающих внутри почвы.

Значения коэффициентов накопления радионуклидов в объектах рекомендуется определять на основе данных наблюдений для исследуемой территории. В случае отсутствия таких данных следует использовать значения, представленные в [5]. Значения факторов дозовой конверсии указаны в [3, 5].

При наличии в почве смеси радионуклидов должно выполняться соотношение

$$\sum_i \frac{A_{m,i}}{A_{m,i,n,эк}} \leq 1, \quad (2)$$

где $A_{m,i}$ – удельная активность i -го радионуклида в верхнем 10-сантиметровом слое почвы для объектов биоты, обитающих на поверхности, либо верхнем 50-сантиметровом слое почвы для объектов биоты, обитающих внутри почвы, Бк/кг.

Выполнение соотношения (2) обеспечивает отсутствие негативного радиационно-экологического воздействия на объекты наземной биоты, биологическое разнообразие и наземную экосистему.

Контрольные уровни содержания радионуклида в поверхностных водах и донных отложениях определяются по формулам, аналогичным (1), с учётом внешнего облучения водных организмов от воды и донных отложений [6, 7, 9, 10].

Апробация методических рекомендаций Росгидромета – по оценке радиационной безопасности окружающей среды. Ниже представлены результаты апробации методических рекомендаций Росгидромета для оценки радиоэкологической обстановки в районах расположения уранодобывающего производства (Приаргунское ПГХО), ПО «Маяк», АЭС с различными типами ядерных реакторов [11, 12, 14, 16, 17, 20]. В качестве исходных использовались данные многолетнего мониторинга радиационной обстановки, публикуемые в ежегодниках Росгидромета (2000 – 2018 годы), а также результаты радиоэкологических исследований.

Приаргунское ПГХО

Консервативно оценка дозовых нагрузок на наземную биоту выполнялась для загрязнённой радионуклидами территории вблизи ППГХО. При выборе представительных организмов наземной биоты учитывалась специфика радиационного воздействия на организмы, в том числе повышенное содержание радона в подземных убежищах животных. В качестве представительных для оценки мощности дозы вблизи уранового рудника были выбраны следующие организмы [16, 17]:

- мелкие норные грызуны – полёвки;
- монгольский сурок тарбаган (*Marmota sibirica*) как норное животное, проводящее зимнее время в норе в спячке;

- почвенные черви, мягкие личинки жуков, обитающие в почве;
- травянистая степная растительность.

Условия обитания представительных организмов предполагались следующими: почвенное беспозвоночное (червь) постоянно находится внутри загрязнённого грунта вблизи уранового рудника; норное животное (мышь) половину времени проводит в норе, вырытой в загрязнённом грунте, половину времени – на поверхности загрязнённого грунта; животные, впадающие в зимнюю спячку (сурок) проводят спячку в норе в течение 6 месяцев в году, в остальные 6 месяцев половину времени проводят в норе, другую половину – на поверхности грунта; травянистая растительность растёт на загрязнённом грунте в непосредственной близости от уранового рудника. Оценки мощности дозы облучения организмов наземной биоты вблизи уранового рудника приведены в табл. 9.1.

Таблица 9.1

Оценка мощности дозы облучения организмов наземной биоты вблизи уранового рудника ППГХО, 10^6 Гр/сут.

Представительные организмы	Мощность дозы облучения*				
	внешнее	Внутреннее (без радона)	от радона	суммарная	БУОБ
Мышь полёвка	1,0	9,8	2,2	13	1 000
Сурок тарбаган	1,4	9,8	34,8	46	1 000
Почвенный червь	1,6	5,2	–	6,8	10 000
Трава	0,6	22,4	–	23	10 000

Примечание: *Взвешенные оценки мощности дозы с коэффициентом качества α -излучателей 20.

Максимальная мощность дозы облучения характерна для монгольского сурка тарбагана – 0,046 мГр/сут, что в 22 раза ниже БУОБ для млекопитающих (1 мГр/сут). Основной вклад в эту дозу вносит ингаляция ^{222}Rn . Мощность дозы внешнего облучения значительно ниже по сравнению с внутренним облучением. Для почвенных беспозвоночных (дождевой червь) основной вклад во внутреннее облучение вносят ^{226}Ra и ^{232}Th , а для травянистой растительности – ^{226}Ra и ^{238}U . Суммарный индекс загрязнения почвы вблизи огаркохранилища и урановых рудников, рассчитанный по соотношению (2) в соответствии с [7], не превышает экологически безопасный уровень (рис. 9.1).

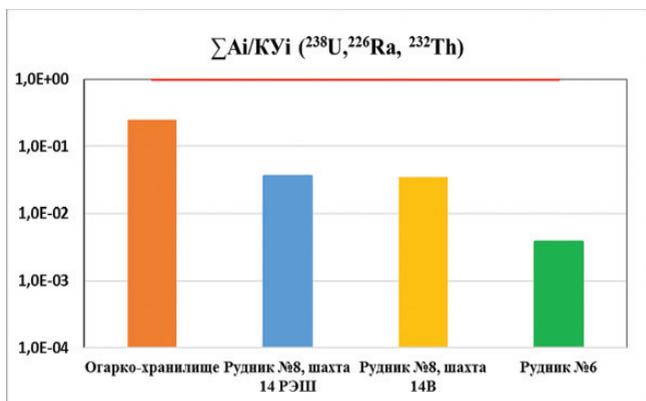


Рис.9.1. Суммарный индекс загрязнения почвенного покрова в СЗЗ ППГХО по экологическому критерию

Мощности дозы облучения водной биоты рассчитывали для нескольких водных объектов в районе расположения ППГХО (карьер ПГС-2, резервное водохранилище системы Умыкейских озёр и озера Ланцово, загрязнённых радионуклидами). В качестве представительных были выбраны орга-

низмы с разными типами обитания и накопления радионуклидов [17; 22]:

- двустворчатые моллюски;
- водные личинки насекомых;
- рыба;
- зоопланктон.

Расчётные мощности дозы для водной биоты, обитающей в радиационно-загрязнённых водоёмах района расположения ППГХО, представлены в табл. 9.2.

Таблица 9.2

Мощности дозы облучения гидробионтов в загрязнённых водных объектах в районе расположения ППГХО, мГр/сут

Водоём	Моллюски	Зоопланктон	Водные личинки насекомых	Рыба
Карьер ПГС-2	5,0	4,3	3,6	0,24
Резервное водохранилище	4,8	3,6	2,9	0,19
Умыкейские озёра	5,8	4,3	2,9	0,14
Оз. Ланцово	5,8	4,6	2,4	0,14
БУОБ	10	10	10	1

Наибольшие уровни хронического облучения характерны для водных беспозвоночных: мощности дозы облучения моллюсков составляют 4,8 – 5,8 мГр/сут; зоопланктона – 4,3 – 4,6 мГр/сут. Наибольший вклад в дозу у этих организмов вносит ^{210}Po – около 85 %; вклад ^{226}Ra – около 10 %. Мощности дозы облучения рыбы значительно ниже облучения моллюсков и находятся в диапазоне значений 0,14 – 0,24 мГр/сут, не превышающих экологически безопасного уровня облучения в 1 мГр/сут. Для рыб наибольший вклад в мощность дозы облучения даёт ^{238}U – 48 %; вклад ^{230}Th – 24 %; ^{210}Po и ^{226}Ra – по 14 %.

Для сравнения отметим, что мощность дозы облучения беспозвоночных организмов бентоса в водоёмах, загрязнённых тяжёлыми естественными радионуклидами, в районе расположения уранового рудника в Канаде оценивается в 560 мГр/год или 1,5 мГр/сут. (при коэффициенте качества для альфа-излучателей, равном 20) [23]. Это соотносится по порядку величины с оценками мощности дозы облучения для беспозвоночных в водоёмах в районе ППГХО.

На рисунке 9.2 представлены оценки индексов загрязнения водных объектов в зоне потенциального влияния ППГХО суммой радионуклидов (^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{238}U), рассчитанные по экологическому критерию (2) в соответствии с [7]. В соответствии с представленными оценками современные индексы загрязнения воды в водных объектах суммой радионуклидов, характерных для региона ППГХО, ниже контрольных уровней по экологическому критерию примерно на порядок, т.е. удовлетворяют условиям обеспечения радиационной безопасности водной биоты.

В целом, дозовые нагрузки на биоту на загрязнённых участках территории в регионе ППГХО не превышают пороговых уровней появления детерминированных эффектов ионизирующей радиации. За пределами этих участков в зоне наблюдений

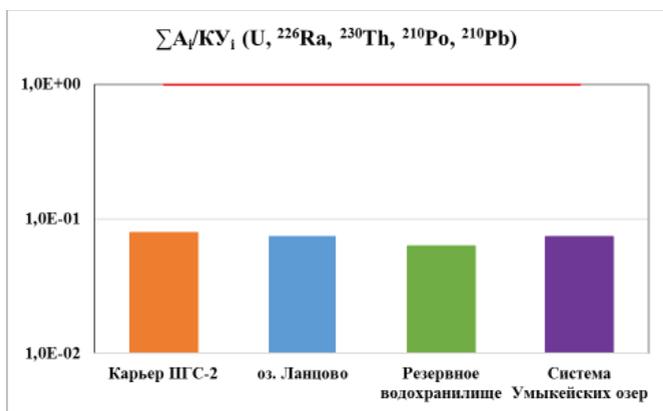


Рис. 9.2. Суммарный индекс загрязнения водных объектов в районе ППГХО по экологическому критерию

ППГХО мощности дозы облучения организмов биоты не отличаются от фоновых уровней.

ПО «Маяк»

Радиационный след в регионе ПО «Маяк» сформировался в результате газоаэрозольных выбросов предприятия в атмосферу, сбросов радионуклидов в речную систему, радиационной аварии в 1957 года, ветрового переноса радионуклидов с берегов хранилища радиоактивных отходов озера Карачай [24 – 27].

Оценки мощности дозы облучения организмов биоты в наиболее загрязнённой части Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) [17, 25, 26, 28, 29] приведены в табл. 9.3.

Таблица 9.3

Оценки мощности дозы облучения объектов биоты в головной части ВУРСа, мГр/сут

Объект биоты	1957	1987	2017	БУОБ
Сосна	100 – 2 000	1 – 4	0,1 – 0,4	1
Трава	60 – 1 000	0,5 – 2	0,04 – 0,2	10
Беспозвоночные почвы	100 – 500	0,7 – 3	0,01 – 0,05	10
Грызуны	100 – 400	3 – 35	0,2 – 1	1
Водоросли	40 – 120	0,3 – 0,9	0,07 – 0,2	10
Бентос	30 – 130	0,3 – 1,4	0,07 – 0,3	10
Рыба	30 – 110	1 – 3	0,2 – 0,7	1

В 1957 – 1958 гг. возможные суммарные дозы у ряда объектов биоты в головной части ВУРС могли достигать 100 – 800 Гр, что привело к значимым радиационным эффектам: поражению сосны, повреждению кроны берёзы и сосны, сокращению численности млекопитающих и почвенных беспозвоночных и др. [24, 27]. В дальнейшем на большей части радиационного следа произошло восстановление повреждённых экосистем. Однако некоторые эффекты в головной части ВУРСа (гибель соснового леса, снижение видового разнообразия беспозвоночных в почве) были необратимыми.

В 1957 г. основной вклад в дозу облучения объектов биоты давали ⁹⁵Zr и ⁹⁵Nb, 77 – 86 %; вклад ¹⁴⁴Ce составлял 6 – 12 %, ¹⁰⁶Ru – 6 – 12 %, ⁹⁰Sr – 2 – 5 %, ¹³⁷Cs – 1 – 2 %. В суммарной мощности дозы преобладало внешнее облучение, вклад которого в облучении биоты составлял от 87 до 98 %.

К 1987 г. мощности дозы облучения организмов биоты на территории ВУРС уменьшились в 30 – 500 раз, а в 2017 г. не превышали величины БУОБ. Изменилось и соотношение компонент облучения организмов биоты, доминирующим стал вклад внутреннего облучения – 84 – 97 %, в основном за счёт облучения от ^{90}Sr .

Современные оценки мощности дозы облучения организмов биоты в зоне влияния ПО «Маяк», рассчитанные в соответствии с [2, 3, 5], представлены в таблицах 9.4 и 9.5.

Таблица 9.4

Оценки мощности дозы облучения наземной биоты в ^3H ПО «Маяк» в 2011 – 2018 гг. (вне головной части ВУРС), мкГр/сут

Референтный организм	^3H	БУОБ	Региональный фон
Сосна	$0,6 \pm 0,2/6$	1 000	$0,04 \pm 0,01$
Трава	$0,4 \pm 0,1/6$	10 000	$0,06 \pm 0,01$
Беспозвоночные почвы	$0,5 \pm 0,2/8$	10 000	$0,08 \pm 0,02$
Грызуны	$2,4 \pm 0,7/23$	1 000	$0,16 \pm 0,04$

Таблица 9.5

Оценки мощности дозы облучения водной биоты в ЗН ПО «Маяк» в 2011 – 2018 гг., мкГр/сут

Референтный организм	Река Теча*	Озеро Урускуль	Озёра вне головной части ВУРС	БУОБ	Региональный фон
Рыба	43 ± 10	287 ± 72	$5,9 \pm 1,0$	1 000	$0,07 - 1,4$
Моллюски	65 ± 15	564 ± 141	$5,4 \pm 0,9$	10 000	$0,08 \pm 1,4$
Макрофиты	67 ± 16	59 ± 15	$6,4 \pm 1,1$	10 000	$0,10 \pm 1,5$

Примечание: * Участок реки: 35 км от плотины 11 – Муслюмово.

Согласно расчётным оценкам значения мощности дозы для организмов наземной биоты в ЗН ПО «Маяк», вне головной части ВУРСа, в настоящее время значительно ниже БУОБ (в 102 – 104 раз). Основной вклад в дозовую нагрузку для большинства организмов наземной биоты вносит внутреннее облучение от ^{90}Sr и ^{137}Cs [14]. Вместе с тем для этого параметра радиационной обстановки отмечается превышение регионального радиационного фона.

В реке Теча и озёрах вне головной части ВУРСа основной вклад в облучение водной биоты даёт внешнее облучение от ^{137}Cs , накопленного в донных отложениях. Суммарный индекс загрязнения донных отложений,

рассчитанный по соотношению (2) в соответствии с [10] превышает экологически безопасный уровень (ЭБУ) в верховьях реки Теча (рис. 9.3). В нижнем течении реки Теча, а также в реках Исеть и Тобол этот индекс значительно ниже ЭБУ.

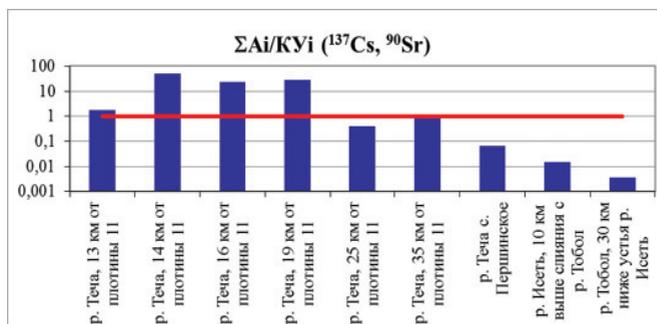


Рис. 9.3. Суммарный индекс загрязнения донных отложений рек Теча, Исеть, Тобол техногенными радионуклидами по экологическому критерию

В озере Урускуль в головной части ВУРСа, наряду с внешним облучением водной биоты от донных отложений, важную роль играет внутреннее облучение, обусловленное накоплением в гидробионтах ⁹⁰Sr.

В целом можно сделать вывод об отсутствии превышения экологических критериев радиационной безопасности окружающей среды за пределами СЗЗ ПО «Маяк». В верховьях реки Теча, загрязнённых в результате прошлой деятельности ПО «Маяк», отмечается превышение экологического критерия для донных отложений, которые могут рассматриваться в этой связи в качестве лимитирующего индикатора состояния радиоэкологической обстановки.

В целом можно сделать вывод об отсутствии превышения экологических критериев радиационной безопасности окружающей среды за пределами СЗЗ ПО «Маяк».

Белоярская АЭС (БАЭС)

Согласно расчётным оценкам мощность дозы облучения мыши в 80 раз ниже порога проявления радиационных эффектов у млекопитающих (1 мГр/сут

), мощности дозы облучения травы, сосны и беспозвоночных почвы (дождевой червь) значительно ниже (на 3–4 порядка) величины БУОБ (табл. 9.6). Не отмечается значимого различия в мощности дозы облучения организмов наземной биоты в СЗЗ и ЗН БАЭС и контрольном пункте. Основной вклад в формирование техногенной дозы для большинства наземных организмов даёт ¹³⁷Cs. Преобладающим является внутреннее

облучение.

Таблица 9.6

Оценки мощности дозы облучения представительных организмов наземной биоты в регионе Белоярской АЭС в 2010–2018 гг., мкГр/сут

Представительный организм	СЗЗ	ЗН	КП	БУОБ
Мыши	12,4 (5,75 – 16,3)	12,0 (7,71 – 13,6)	12,7 (0,09 – 0,13)	1 000
Дождевые черви	0,60 (0,28 – 0,79)	0,58 (0,37 – 0,66)	0,61 (0,39 – 0,70)	10 000
Сосна	1,01 (0,47 – 1,32)	0,97 (0,63 – 1,10)	1,03 (0,65 – 1,18)	1 000
Трава	2,65 (1,23 – 3,48)	2,56 (1,65 – 2,90)	2,70 (1,70 – 3,10)	10 000

На основе обобщённых данных радиоэкологического обследования [30] и многолетнего мониторинга радиационной обстановки в районе расположения Белоярской АЭС выполнен расчёт дозовых нагрузок для представительных организмов водной биоты, которые оказались значительно ниже БУОБ (табл. 9.7). Основной вклад в дозу облучения организмов водной биоты вносят естественные радионуклиды тория, урана и калия-40.

Таблица 9.7

Расчётные значения мощности дозы облучения водной биоты в районе Белоярской АЭС, мГр/сут.

Водоём	Рыба	Водоросли	Моллюски	Водоплавающие птицы
Малые реки, ³ H	$8,0 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$
Река Ольховка	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$
Белоярское водохранилище, канал ПЛК	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$
Белоярское водохранилище, Тёплый залив (2011 г.)	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$
БУОБ	1	10	10	1

Особенностью данного региона является размещение вблизи

Белоярской АЭС Института реакторных материалов (ИРМ), сбросы которого подаются на очистные сооружения АЭС. Существующая система регионального мониторинга не позволяет разделить влияние сбросов Белоярской АЭС и ИРМ на радиоактивное загрязнение окружающей среды. По этой причине более корректно говорить о совместном влиянии Белоярской АЭС и ИРМ на радиоэкологическую обстановку.

Радиоэкологическое воздействие АЭС связано с поступлением в окружающую среду техногенных радионуклидов. Вклад в суммарную мощность дозы техногенных радионуклидов (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs) в наиболее загрязнённой реке Ольховка составляет:

- для рыбы – 17 %,
- для водорослей – 5 %,
- для моллюсков – 2 %,
- для водоплавающей птицы – 10 %.

Отметим, что дозы облучения от этих техногенных радионуклидов снизились по сравнению с более ранним периодом эксплуатации первых двух энергоблоков АЭС для рыбы в 14 раз, а для водорослей – в 8 раз [11, 20].

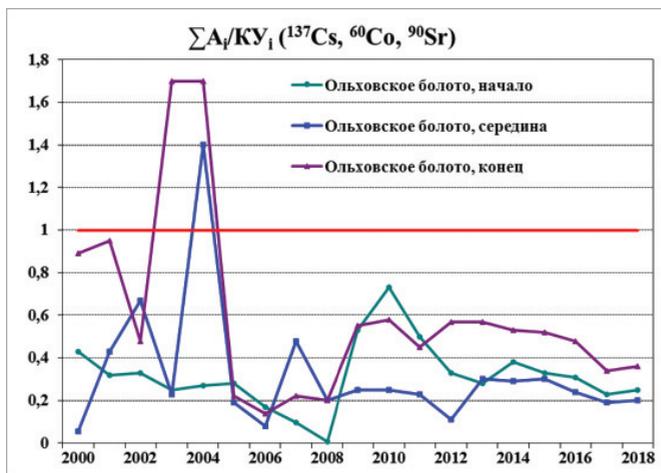


Рис. 9.4. Динамика индекса загрязнения донных отложений Ольховского болота в период с 2000 по 2018 год по экологическому критерию

Для донных отложений в Ольховском болоте, загрязнённом в результате прошлой деятельности Белоярской АЭС, в отдельные годы отмечается превышение экологического критерия по сумме техногенных радионуклидов (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr) (рис. 9.4).

Для остальных водных объектов (рек Пышма и Ольховка) содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях ниже экологически безопасного уровня (рис. 9.5).

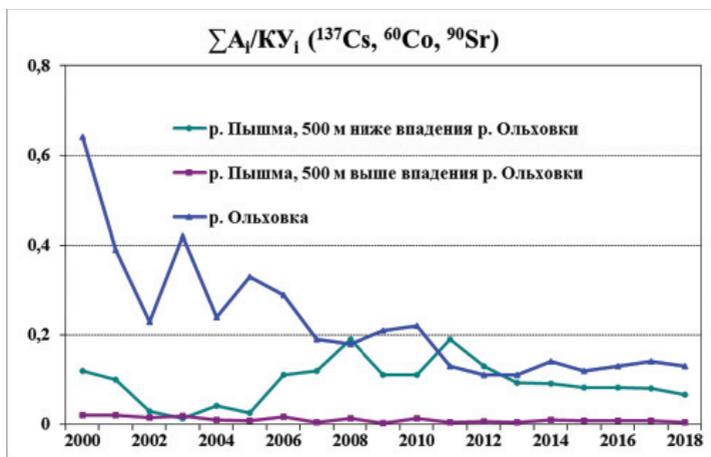


Рис. 9.5. Динамика индекса загрязнения донных отложений водных объектов в регионе Белоярской АЭС в период с 2000 по 2018 год по экологическому критерию

В целом представленные оценки позволяют сделать вывод об отсутствии в штатных условиях эксплуатации значимого воздействия Белоярской АЭС на дозы облучения биоты.

Ленинградская АЭС (ЛАЭС)

В качестве исходных для оценки радиационной безопасности окружающей среды в регионе Ленинградской АЭС использовались результаты регулярного мониторинга, представленные в ежегодниках Росгидромета, а также радиоэкологического обследования [31, 32]. Согласно расчётным оценкам мощности дозы облучения гидробионтов Копорской губы в регионе ЛАЭС в 2011 – 2018 годах находятся примерно на одном уровне и в 103 – 104 раза ниже БУОБ. Основной вклад в дозу внутреннего облучения гидробионтов Копорской губы вносит ^{14}C (рис. 9.6), а в дозу внешнего облучения – ^{137}Cs (рис. 9.7). В целом вклад ^{14}C в суммарную дозу облучения гидробионтов составляет 28 – 46 %, ^{137}Cs – 34 – 38 %, ^{60}Co – 9 – 12 %, ^{90}Sr – 5 – 12 %, ^3H – 4 – 5 %, ^{54}Mn – 3 – 4 %.

Мощности дозы облучения организмов наземной биоты в зоне наблюдений Ленинградской АЭС в 103 – 104 раза ниже БУОБ (табл. 9.8).

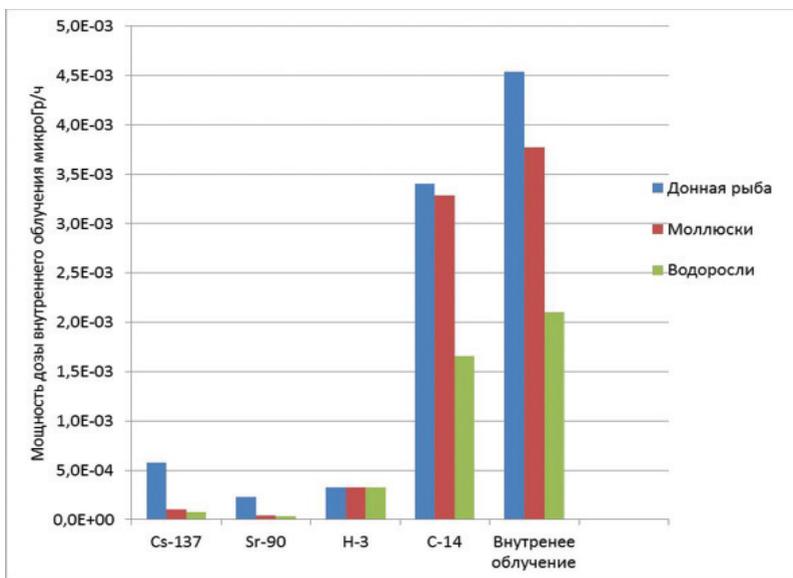


Рис. 9.6. Вклады радионуклидов во внутреннее облучение морской биоты в районе Ленинградской АЭС в период 2011 – 2018 годов

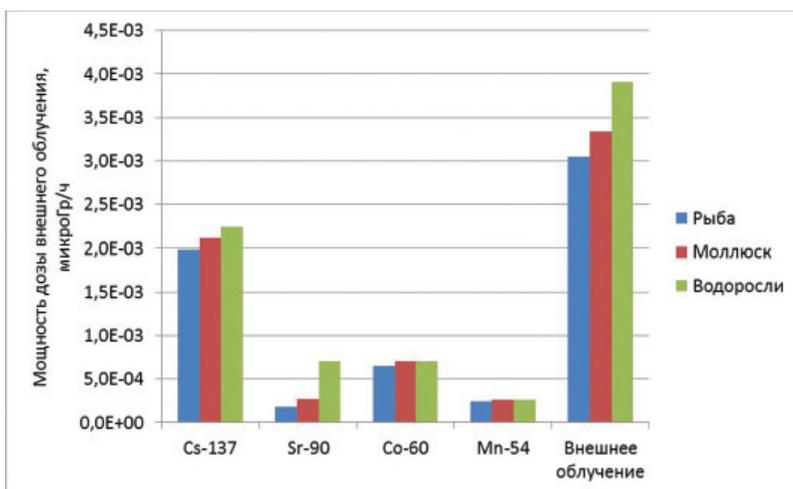


Рис. 9.7. Вклады радионуклидов во внешнее облучение морской биоты в районе ЛАЭС в период 2011 – 2018 годов

Таблица 9.8

Мощности дозы облучения организмов наземной биоты в ^3H ЛАЭС, мкГр/ч

Радионуклид/мощность дозы, мкГр/ч	Хвоя сосны	Трава	Дождевой червь	Мышь
^{137}Cs	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$
^{90}Sr	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$4,1 \cdot 10^{-3}$	$7,3 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$
^3H	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$
^{14}C	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$
^{239}Pu	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$
Суммарная мощность дозы	$1,65 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,12 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$
Вклад внутреннего облучения, %	69,5	40,2	20,7	66,7
Вклад внешнего облучения, %	30,5	59,8	79,3	33,3
БУОБ	40	400	400	40

Представленные оценки позволяют сделать вывод об отсутствии значимого воздействия Ленинградской АЭС в штатных условиях эксплуатации на радиоэкологическую обстановку.

Нововоронежская АЭС (НВАЭС)

Согласно расчётным оценкам дозы техногенного облучения водных организмов в реке Дон, прудах рыбхоза «Нововоронежский» и пруде-охладителе в 2011-2018 годах находятся примерно на одном уровне, и в 103 – 105 раз ниже БУОБ (рис. 9.8). Отмечается снижение мощности дозы облучения гидробионтов в реке Дон и прудах рыбхоза «Нововоронежский» в 2011 – 2018 гг. в 2 – 4 раза по сравнению с предшествующим десятилетием. Основной вклад в дозу техногенного облучения водных организмов в районе НВАЭС даёт ^{60}Co .

Дозы техногенного облучения организмов наземной биоты в СЗЗ, ЗН НВАЭС и контрольном пункте близки по порядку величины и в 102 – 105 раз ниже БУОБ. В СЗЗ и ЗН НВАЭС отмечается снижение мощности дозы техногенного облучения организмов наземной биоты в 2011 – 2018 гг. в 2 – 3 раза по сравнению с предшествующим десятилетием.

Содержание техногенных радионуклидов (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr) в донных отложениях водных объектов в районе НВАЭС ниже экологически безопасного уровня (рис. 9.9).

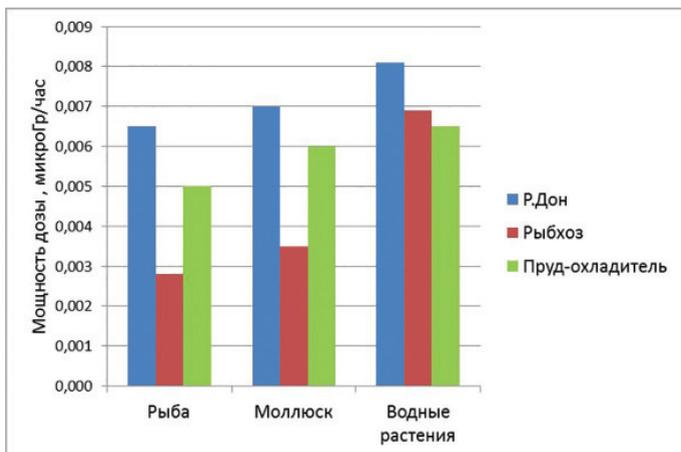


Рис. 9.8. Дозовые нагрузки на референтные водные организмы в районе Нововоронежской АЭС от техногенных радионуклидов (2011 – 2018 годы)

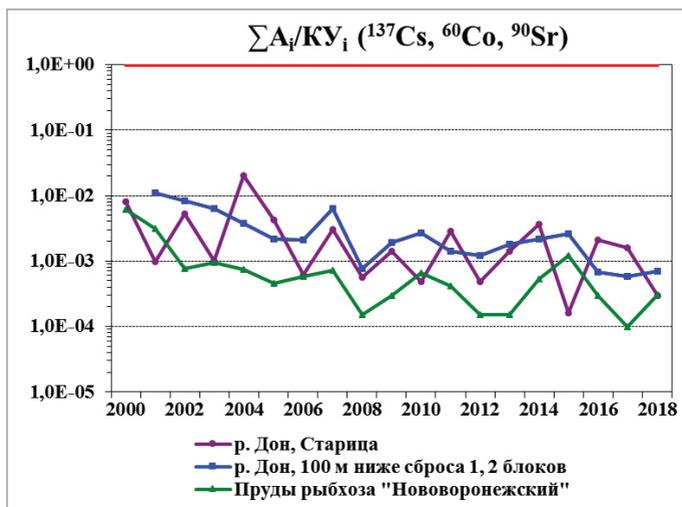


Рис. 9.9. Динамика индекса загрязнения донных отложений водных объектов в регионе НВАЭС в период с 2000 по 2018 год по экологическому критерию

Сложившаяся в Российской Федерации практика нормирования качества окружающей среды по уровню радиоактивности базируется в основном на гигиенических нормативах. Дополнительно необходимо создать систему природоохранного нормирования, обеспечивающую радиационную безопасность окружающей среды. В соответствии с Постановлением Правительства Российской Федерации от 13 февраля 2019 г. № 149 необходима разработка и установление нормативов качества окружающей среды, в том числе по показателям уровней радиоактивности, в целях обеспечения благоприятных условий жизнедеятельности человека, рационального использования природных ресурсов, сохранения естественных экологических систем. Нормативы качества должны быть разработаны и установлены для отдельных компонентов природной среды: атмосферного воздуха, вод поверхностных водных объектов, почв и др.

Специалистами ФГБУ «НПО «Тайфун» Росгидромета Минприроды России разработаны методические рекомендации по определению контрольных уровней содержания радионуклидов в поверхностных пресных и морских водах, донных отложениях и почве на основе экологических критериев сохранения благоприятной окружающей среды. Эти методические рекомендации апробированы на данных многолетнего мониторинга радиационной обстановки (2000 – 2018 гг.) в зонах наблюдения объектов использования атомной энергии.

Накопленный методический опыт может быть использован для разработки региональных экологических нормативов качества окружающей среды по уровням радиоактивности. Разработанные природоохранные нормативы могут найти практическое применение для оперативной оценки радиационной обстановки, оптимизации регламентов радиационного мониторинга окружающей среды, обоснования нормативов выбросов и сбросов радиоактивных веществ, приоритетных мероприятий в планах действий по охране окружающей среды.

Список использованных источников

1. IAEA – International Atomic Energy Agency. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. Part 3. No. GSR Part 3. Vienna, 2014. 471 p.

-
2. ICRP Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. 251 p.
 3. ICRP Publication 136. Dose Coefficients for Non-Human Biota Environmentally Exposed to Radiation. Annals of the ICRP, 2017. 92 p.
 4. Рекомендации Р.52.18.787–2013. Методика оценки радиационных рисков на основе данных мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 19.09.2013. Обнинск, 2014. 108 с.
 5. Рекомендации Р 52.18.820–2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015. Обнинск, 2015. 60 с.
 6. Рекомендации Р–52.18.852–2016. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.08.2016. В сборнике: Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016. С. 3 – 28.
 7. Рекомендации Р–52.18.853–2016. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.08.2016. В сборнике: Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016. С. 29 – 55.
 8. Рекомендации Р–52.18.863–2017. Методика определения радиационного фона по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 29.05.2017 г. Обнинск, 2017. 35 с.
 9. Рекомендации Р 52.18.873-2018. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов. Утверждены Руководителем Росгидромета 01.10.2018. Введены в действие приказом Росгидромета от 31.10.2018 № 456. Обнинск, 2019. 29 с.
 10. Рекомендации Росгидромета Р–52.18.876–2019. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях пресноводных водных объектов. Утверждены Руководителем Росгидромета 29.03.2019. Обнинск, 2020. 33 с.
 11. Крышев А.И., Сазыкина Т.Г., Крышев И.И., Косых И.В. Оценка контрольных уровней радиоактивного загрязнения водных объектов на основе экологических критериев // Метеорология и гидрология, 2017. Т. 42, № 5. С. 91 – 97.
 12. Крышев И.И. Радиационный мониторинг окружающей среды. Альманах научных трудов к 60-летию НПО «Тайфун» / Под редакцией д.т.н. В.М. Шершакова и д.ф.-м.н. А.Ф. Нерушева. М.: ООО «Информполиграф», 2018. С. 85 – 110.
 13. Крышев И.И., Крышев А.И., Скакунова М.А. Оценка воздействия на окружающую среду выбросов и сбросов радионуклидов // Атомная энергия, 2013. Т. 115, вып. 1. С. 47 – 53.

14. Крышев И.И., Павлова Н.Н., Косых И.В., Бурякова А.А., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Каткова М.Н. Оценка радиационной безопасности окружающей среды в зоне влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. 2019, № 3. С. 40 – 50.

15. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологический риск радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) // Атомная энергия. 2017. Т. 122, вып.1, январь 2017. С. 46 – 55.

16. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Бобошко В.И., Францев В.Н., Ермакова М.А. Влияние радиоактивных выбросов уранодобывающего и перерабатывающего производств ОАО «ППГХО» на население и биоту // Атомная энергия, 2012. Т. 113, вып. 3. С. 173 – 177.

17. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И. Опыт апробации радиоэкологических критериев безопасности окружающей среды для Восточно-Уральского радиоактивного следа и районов расположения объектов использования атомной энергии. XLVI Радиоэкологические чтения В.М. Ключковского (30 ноября 2017 г., ВНИИРАЭ, Обнинск) // Сборник материалов. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2017. С. 29 – 58.

18. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность окружающей среды: обзор // Радиация и риск. 2018. Т.27, № 3. С. 113 – 131.

19. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И. Экологические риски чернобыльской аварии. Сборник трудов конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления». Обнинск, 19 – 21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. С. 246 – 266.

20. Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Оценка дозы облучения объектов биоты в районе расположения Белоярской АЭС. Одиннадцатая международная научно-техническая конференция «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики» (Москва, 23 – 24 мая 2018 г.). Пленарные и секционные доклады. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2018. С. 421 – 424.

21. UN – United Nations. Effects of radiation on the environment. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Annex E. Effect of ionizing radiation on non-human biota. United Nations, New York, 2011. 164 p.

22. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома / Под общей редакцией И.И. Линге и И.И. Крышева. М.: «САМ полиграфист», 2015. 296 с.

23. Thomas, P., Liber, K. An estimation of radiation doses to benthic invertebrates from sediments collected near a Canadian uranium mine. – Environment International, 2001, 27, 341 – 353.

24. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А., Дрожко Е.Г., Ильин Л.А., Крышев И.И., Линге И.И., Романов Г.Н., Савкин М.Н., Сауров М.М., Тихомиров Ф.А.,

Холина Ю.Б. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общей редакцией Л.И. Ильина и В.А. Губанова. Москва: ИздАТ, 2001. 752 с.

25. Крышев И.И., Романов Г.Н., Сазыкина Т.Г., Исаева Л.Н., Холина Ю.Б. Радиозоологические проблемы Южного Урала. М.: Российское ядерное общество, 1997. 136 с.

26. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. Второе издание, переработанное и дополненное. М.: ИздАТ, 2010. 497 с.

27. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале/Под ред. В.Е. Соколова и Д.А. Криволуцкого. М.: Наука, 1993. 336 с.

28. Kryshev, I.I., Romanov, I.N., Isaeva, L.N. and Cholina, Yu.B. Radioecological state of lakes in the Southern Ural impacted by radioactive release of the 1957 radiation accident // Journal of Environmental Radioactivity. 1997, v. 34, N 3. P. 223 – 235.

29. Kryshev, I.I., Romanov, G.N., Sazykina, T.G., Isaeva, L.N., Trabalka, J.R. and Blaylock, B.G. Environmental Contamination and Assessment of Doses from Radiation Releases in the Southern Urals / Health Physics, 1998, v. 74, N 6. P. 687 – 697.

30. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология. Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2012. 544 с.

31. Бондаренко Л.Г., Быстрова А.А., Гаврилов В.М., Душин В.Н., Лебедева А.В., Осипов В.В., Савельева И.М., Садыкин А.Д., Степанов А.В., Тишков В.П. Влияние Ленинградской атомной электростанции и других предприятий атомной промышленности региона на радиозоологическое состояние Копорской губы Финского залива // Ядерная и радиационная безопасность России. Тематический сборник. Выпуск 15, 2013. С. 115 – 125.

32. Ленинградская АЭС-2. Материалы оценки воздействия на окружающую среду. АО «Атомпроект». 2015. 414 с.

10. Представление информации о радиационной обстановке

Стационарные и мобильные подразделения радиометрических служб получают информацию о радиационной обстановке на территории страны и передают её правительству, регионам и заинтересованным ведомствам в виде ежегодников, справок и бюллетеней.

Сайт Единой государственной автоматизированной системы радиационного мониторинга

В электронном виде информация о радиационной обстановке на территории Российской Федерации представлена на сайте Единой государственной автоматизированной системы радиационного мониторинга (ЕГАСМРО) (<http://egasmro.ru>).

На сайте ЕГАСМРО пользователь может получить текущую оперативную информацию о мощности AMBIENTНОГО эквивалента дозы гамма-излучения (МАЭД) на территории РФ в режиме онлайн, а также систематически пополняемую информацию электронных изданий. Это – электронные варианты Ежегодника о радиационной обстановке на территории России и сопредельных государств, издаваемого Росгидрометом, ежегодных экологических отчётов ОАО «Росэнергоатом» по всем российским АЭС, а также ежемесячные

бюллетени о радиационной обстановке на территории России по данным сети радиационного мониторинга Росгидромета.

Основными задачами ЕГАСМРО являются измерение параметров радиоактивного загрязнения, определение динамики радиационной обстановки, оперативное выявление фактов её ухудшения, анализ, прогноз и представление информации уполномоченным органам (рис. 10.1).

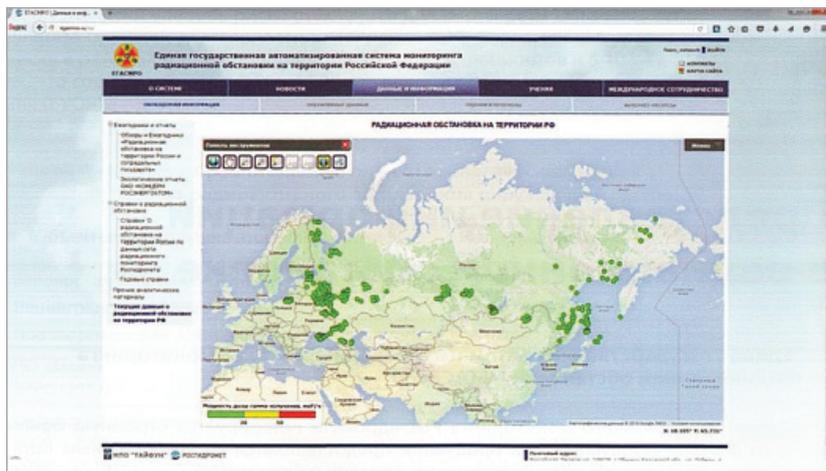


Рис. 10.1. Главная страница сайта ЕГАСМРО

ЕГАСМРО имеет иерархическую структуру и включает три уровня сбора, анализа и обобщения информации – локальный, территориальный и федеральный (рис. 10.2).

К локальному уровню относятся измерительные средства, сети, службы (отделы) объектовых систем контроля радиационной обстановки в районах расположения радиационных объектов.

К территориальному уровню относятся информационно-аналитические центры (далее – ИАЦ) подсистемы ЕГАСМРО субъекта Российской Федерации, а также региональные ИАЦ.

К федеральному уровню относятся головные ИАЦ ведомственных подсистем и служб и Главный ИАЦ ЕГАСМРО со средствами коммуникации, с помощью которых осуществляется информационный обмен с ИАЦ всех уровней, а также с взаимодействующими российскими и зарубежными информационными системами.

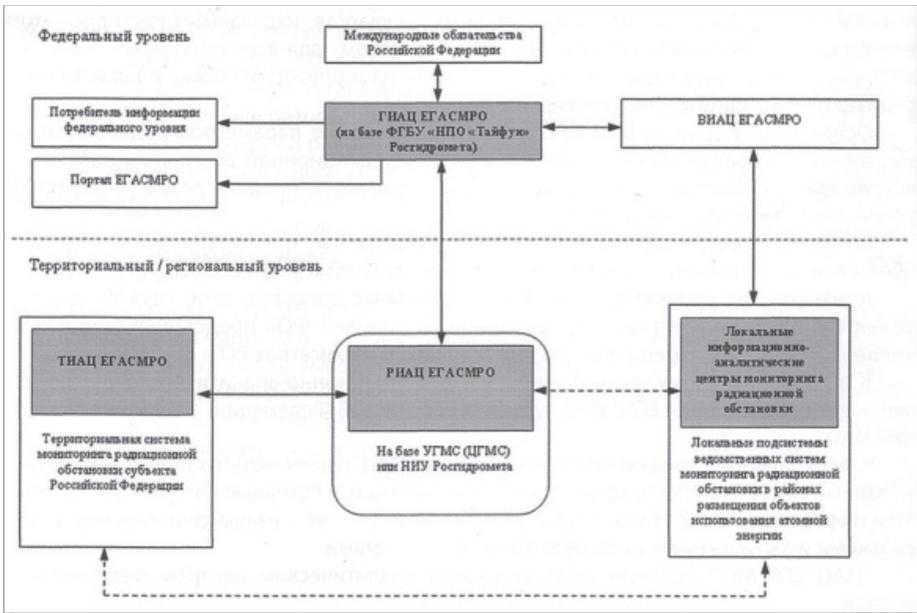


Рис. 10.2. Общая схема организации взаимодействия в ЕГАСМО

ИАЦ ЕГАСМО является информационно-аналитическим центром федерального уровня [1].

В состав участников ЕГАСМО входят федеральные органы исполнительной власти, ответственные за организацию радиационного мониторинга. К ним относятся Росгидромет – координатор системы РМ и Минприроды, определяющая требования к сбору, обработке, хранению, предоставлению, распространению информации. А также поставщики информации: ГК «Росатом», Минпромторг России, территориальные АСКРО. Основными государственными потребителями информации являются: МЧС России, Ростехнадзор, ФМБА России, Минсельхоз России.

В режиме реального времени в Главный информационно-аналитический центр (ГИАЦ) поступают данные измерений метеорологических параметров от Гидрометцентра РФ и результаты мониторинга радиационной обстановки от сети Росгидромета, отраслевых АСКРО ГК «Росатом» (АЭС и РОО первой категории) и территориальных АСКРО субъектов РФ (18 субъектов).

МИС «Радиационная безопасность населения РФ»

Межведомственная информационная система «Радиационная безопасность населения Российской Федерации» на странице Росгидромета на Интернет-портале «Радиационная безопасность населения Российской Федерации» представлена информация о плотности загрязнения цезием-137 населённых пунктов субъектов РФ, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году (<http://rb.mchs.gov.ru/rosgidromet>).

В рамках Федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» тремя ведомствами – МЧС России, Росгидрометом и Роспотребнадзором – создана Единая межведомственная информационная система (МИС) по вопросам обеспечения радиационной безопасности населения и проблемам преодоления последствий радиационных аварий [2, 3, 4]. Основными целями Росгидромета на Интернет-портале МИС (рис. 10.3) являются:



Рис. 10.3. Страница Росгидромета на Интернет-портале МИС

- сохранение научного и исторического опыта, накопленного в Росгидромете по вопросам преодоления последствий радиационных аварий и наблюдений за радиационной обстановкой в загрязнённых районах;
- повышение информированности населения о загрязнении территорий населённых пунктов после радиационных аварий.

Для реализации первой цели на странице Росгидромета создан Архив документов, для реализации второй – раздел «Справочные услуги».

Архив документов

В архиве представлены нормативные документы в сфере радиационного мониторинга и радиационной обстановки, связанные с радиационными авариями, документы, характеризующие обстановку в районах радиационных аварий и инцидентов, а также документы, рассказывающие о предпринятых мерах по смягчению и ликвидации последствий аварии.

Особый интерес представляет раздел «Исторические документы». В нём указаны первоисточники, которые относятся к созданию радиометрической службы и развитию и регламентации её деятельности во времена СССР. Они описывают предпринятые органами власти меры по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, а также процесс развёртывания сети наблюдений, организации экспедиций, получения первых данных и принятия первых решений об отселении на высоком государственном уровне.

В разделе «Карты» представлены уникальные карты радиационной обстановки на территории СССР и некоторых стран зарубежья в ранний период после аварии на ЧАЭС, полученные с помощью авиационной гамма-съёмки и наземных наблюдений. Все карты относятся к периоду с 4 по 30 мая 1986 года (рис. 10.4).



Рис. 10.4. Пример документов из раздела «Архив документов» (Интернет-портал Росгидромета)

Справочные услуги

В этом разделе пользователю предоставляется уникальная возможность осуществить интерактивный запрос к БД «Чернобыль» и получить информацию с 1986 по 2015 год (тридцать лет с момента аварии на ЧАЭС). Представлена информация о плотности загрязнения цезием-137 любого населённого пункта на территории субъекта РФ, пострадавшего в результате аварии на ЧАЭС, информация о дате первого и последнего обследования, количестве отобранных проб и информация о льготном статусе населённого пункта в соответствии с Перечнем населённых пунктов, установленных Постановлением Правительства РФ от 08.10.2015 № 1074.

В результате такого запроса пользователь получает официальную справку с интересующей его информацией (рис. 10.5).

Справочные услуги

Получение сведений о радиоактивном загрязнении местности

Уважаемый (-ая) Ирина Ивановна. Вы выбрали

Область: Калужская

Район: Хвостовичский

АТД (сельсовет,...): Пальевичский

Населенный пункт: Пальевичи

Отправить запрос

Сформировать запрос к базе данных "Чернобыль"

Уважаемый (-ая) Ирина Ивановна,

На Ваш запрос от 06/10/2015 сообщаем, что в населенном пункте Калужская обл., р-н Хвостовичский [р-н] Пальевичский [с/п], Пальевичи обследованы впервые проводилось в 1986 году, последнее обследование проводилось в 1993 году.

На 1986 год средний уровень загрязнения территории населенного пункта равновалентом Cs-137 составил 6,3 Кюм/кв.
Количество проб за период от первого обследования до запрашиваемого года: 2.

Отчет подготовлен на основе базы данных "Чернобыль" и базы данных "Чернобыль 2" ФГБУ "НПО Тайфун".

Если вы не нашли свой населенный пункт или не видите в дополнительных сведениях, обратитесь, пожалуйста, с официальным запросом по адресу:
249034 Калужская обл., г. Обнинск, Пискарев 4 ФГБУ "НПО "Тайфун", директору НИИ В.Г. Булгакову.

Также информацию можно получить:
Тел. (484)397-16-35 Жирковичи Владимир Иванович, эл. почта vniit@rosnauka.ru
Тел. (484)397-15-95 Кутаровская Ирина Александровна, эл. почта koutarova@rosnauka.ru

Рис. 10.5. Пример запроса и ответа на него в разделе «Справочные услуги» страницы Росгидромета Интернет-портала

Обобщённая сотрудниками НИИ Госкомгидромета и Росгидромета информация в виде публикаций в отечественных и международных научных изданиях, докладах на научных форумах является ценным пособием для молодых специалистов, начинающих работать по направлению «радиационный мониторинг» [3, 4].

Список использованных источников к разделу 10

1. Бурков А.И. Научно-производственному объединению «Тайфун» – 60 лет // Метеорология и гидрология. 2019. № 7. С. 141.
2. Куприянова И.А., Каткова М.Н. Представление архивной информации о ликвидации последствий радиационных аварий на Интернет-портале // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2018. том 63, № 2. С. 18 – 24.
3. Российский Национальный доклад «30 лет чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления её последствий в России. 1986 – 2016»/ Под общей редакцией В.А. Пучкова и Л.А. Большова. Авторы от ФГБУ «НПО «Тайфун» В.М. Шершаков, В.Г. Булгаков, С.М. Вакуловский, М.Н. Каткова, И.А. Куприянова. Москва, 2016. Глава 5. С. 168 – 180.
4. Булгаков В.Г., Каткова М.Н., Куприянова И.А., Агеева Н.В. Опыт сохранения знаний о последствиях радиационных аварий и действиях по их преодолению на примере чернобыльской аварии. Научно-практическая конференция «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления» // Тезисы докладов. 2016. Обнинск. 102 с.

11. Основные итоги радиационного мониторинга окружающей среды

Подводя итоги работы подразделений радиационного мониторинга компонентов природной среды Гидрометеослужбы СССР и России за 60 лет, следует выделить наиболее важные результаты.

Создана система радиационного мониторинга компонентов природной среды, обеспечивающая получение оперативной и режимной информации за состоянием радиоактивного загрязнения приземной атмосферы, местности, речных вод, озёр, морей, омывающих территорию страны, вод и донных отложений континентального шельфа. Созданная система совершенствуется по мере появления новых средств и методов контроля радиационной обстановки, в том числе и мобильных, размещаемых на автомобилях, кораблях, летательных аппаратах.

В период проведения ядерных испытаний на отечественных и зарубежных полигонах была получена объективная информация, на основе которой был подготовлен прогноз состояния загрязнения территории Северного полушария в случае продолжения ядерных испытаний. Прогноз показал, что к концу 60-х годов XX столетия степень загрязнения природных сред достигнет опасного уровня для населения всех стран Северного полушария. Этот прогноз оказался решающим для принятия в августе 1963 году решения о прекращении ядерных испытаний в СССР и США (в последующие годы к

договору присоединились Великобритания, Франция и в 1980 году – Китай), что привело к существенному уменьшению радиоактивного загрязнения природной среды..

После аварий на ПО «Маяк» и Чернобыльской АЭС с помощью стационарных и мобильных средств контроля радиационной обстановки была получена оперативная информация, по которой были приняты решения об эвакуации населения из населённых пунктов, расположенных на загрязнённых территориях.

Наряду с регулярными наблюдениями проводятся экспедиционные обследования территорий в районах, загрязнённых в результате аварий на ЧАЭС и ПО «Маяк», в районах мирных ядерных взрывов, что позволяет контролировать динамику радиационной обстановки и прогнозировать сроки реабилитации территорий.

В рамках системы мониторинга Росгидромета проводятся экспедиционные радиоэкологические обследования поверхностных вод, включая морские акватории. Комплексные радиоэкологические обследования речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь позволили оценить влияние прошлой деятельности ПО «Маяк» на содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и трития в компонентах речной экосистемы, разработать и тестировать по данным наблюдений радиоэкологическую модель миграции радионуклидов в речных системах. Было показано, что превышение фонового уровня ^{90}Sr в речной воде наблюдается на расстоянии более 1000 км, вплоть до впадения Иртыша в реку Обь.

Возможность переноса радионуклидов на дальние расстояния была показана и в более ранних исследованиях. Так, проведённые в 1973 году детальные обследования загрязнения воды, донных отложений и пойменных почв в Енисее установили, что источником радиоактивного загрязнения были сбросы технологических вод Красноярского ГХК, расположенного на расстоянии около 2000 км от устья. С учётом результатов мониторинга радиационной обстановки в регионе ГХК было принято решение об остановке работы промышленных реакторов в 1991 году. Такое решение привело к существенному уменьшению степени загрязнения экосистемы Енисея.

Влияние дальнего переноса радионуклидов наблюдается и в морских водах. При обследовании радиоактивности морей Арктики, которые проводились сотрудниками НПО «Тайфун», было обнаружено повышенное содержание радионуклидов в морях Баренцевом, Карском и Гренландском и затем доказано, что основной причиной являются радиоактивные сбросы с

предприятий Великобритании в Ирландское море. В настоящее время радиационные обследования Арктических морей проводятся, прежде всего, с целью наблюдения за потенциальными источниками их радиоактивного загрязнения.

После запрещения ядерных испытаний содержание в атмосфере и поверхностных водах долгоживущих техногенных радионуклидов, таких как ^{137}Cs , ^{90}Sr и изотопы плутония, уменьшалось, однако в 1986 году в результате чернобыльской аварии в ряде районов России произошло значительное увеличение техногенной радиоактивности окружающей среды, в долгосрочном аспекте – в основном за счёт ^{137}Cs . В настоящее время на большей части территории России такие параметры радиационного фона, как мощность дозы гамма-излучения и суммарная β -активность, определяются естественной радиоактивностью окружающей среды.

В системе радиационного мониторинга Росгидромета наблюдения за параметрами радиоактивного фона основываются на использовании современных технических средств и чувствительных методов измерений. Это позволяет определять активность радионуклидов в окружающей среде, поступающих с выбросами и сбросами при штатном функционировании объектов использования атомной энергии и следить за изменением радиационной обстановки в районах их воздействия.

Результаты многолетних исследований позволили выявить закономерности миграции радиоактивных веществ в объектах окружающей среды, разработать физико-математические модели миграции радионуклидов, оценить реальные дозовые нагрузки на население и биоту. Они стали основой для выработки рекомендации по научно обоснованным допустимым величинам выбросов в атмосферу и сбросов в водные системы радиоактивных веществ действующими и проектируемыми объектами использования атомной энергии.

Как показали результаты работы радиометрической сети Росгидромета в период аварии на АЭС Фукусима-1», сеть Росгидромета является эффективным инструментом обеспечения безопасности населения и окружающей среды в случае возникновения радиационных аварий и инцидентов, в том числе и на сопредельных территориях. Данные, генерируемые в системе радиационного мониторинга Росгидромета, позволяют оценить радиационную обстановку и её динамику на всей территории России.

В НПО «Тайфун» развивается методология оценки радиационной обстановки на основе природоохранных критериев, анализа радиоэкологических

рисков в зонах наблюдения объектов использования атомной энергии и на радиационно-загрязнённых территориях, методы и технологии сбора, хранения и представления информации, что способствует повышению безопасности расширяющегося использования радиоактивных материалов в разных сферах хозяйственной деятельности.

Информация о радиационной обстановке на территории России представляется государственным органам власти и населению в виде ежегодников, справок и бюллетеней, а также на Интернет-сайте Единой государственной автоматизированной системы радиационного мониторинга (ЕГАСМРО), в том числе и в режиме реального времени.

Развитие новых технологий с использованием радиоактивных материалов, например, в области фармацевтики, систем безопасности на объектах использования атомной энергии, а также современные требования в области радиационной безопасности приводят к появлению новых вызовов и требований к развитию государственного мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации. Существует необходимость в обеспечении согласованного функционирования систем радиационного мониторинга различных ведомств, прежде всего Росгидромета и Госкорпорации «Росатом». Необходимо расширить перечень радионуклидов, подлежащих контролю в окружающей среде (^{14}C , ^3H в воздухе и др.). Важно также обеспечить, особенно в районах расположения объектов использования атомной энергии, внедрение современных средств и программ наблюдений, позволяющих осуществлять эффективный радиационный мониторинг при штатном функционировании этих объектов и оперативно выявлять изменения в радиационной обстановке. Требуется разработка и актуализация нормативно методических документов по регулированию проведения мониторинга и прогнозированию радиационной обстановки на различных стадиях жизненного цикла объектов использования атомной энергии, при реабилитации загрязнённых радионуклидами территорий, мониторинге радиационного фона и контроле трансграничного переноса радионуклидов.

12. С.М. Вакуловский. Воспоминания о работе при проведении радиационного мониторинга

«Я закончил в 1958 году радиотехнический факультет МАИ по специальности «Авиационная радиотехника». Весь наш выпуск пошёл работать в КБ к Королёву, а меня распределили в Академию наук, в Институт прикладной геофизики, где директором был известный учёный, Герой Советского Союза Евгений Константинович Фёдоров. Я пришёл туда как молодой специалист, и через несколько дней меня пригласил директор. Казалось бы, какие у нас могли быть общие дела? Но в этом институте существовала давняя традиция – директор лично знакомился с молодёжью. Евгений Константинович спросил меня: «Вы знаете, чем вы будете заниматься?». Я честно признался, что не имею ни малейшего понятия, что все мои друзья ушли к ракетчикам, и я не представляю, чем могу быть полезен геофизикам. «Видите ли, молодой человек, в КБ Королёва у вас была бы очень узкая специализация. Вы бы работали по передающим системам, по приёму или по телеметрии, то есть стали бы специалистом узкого класса», – услышал я от директора в ответ. В Институте прикладной геофизики мне готовы были предоставить широкое поле деятельности – создавать измерительную технику, заниматься ею и проводить измерения там, где

это требуется, обобщать и анализировать получаемые результаты. И самое главное – такая работа была нужна нашей стране. Дело оставалось за малым – узнать, какие же именно измерения мне предстояло проводить. Прямо директор мне ничего не сказал, потому что на тот момент я ещё не дал так называемой «подписки о неразглашении». Через некоторое время я прошёл через эту стандартную процедуру и услышал: «Гамма-спектрометрия» – метод, позволяющий определять изотопный состав радиоактивных веществ в любых объектах.

Наш коллектив взял за образец многоканальный амплитудный анализатор, созданный в Ленинградском электротехническом институте известным разработчиком профессором Вяземским. Изготовили, настроили, отградуировали и приступили к первой практической работе. В 1957 году в СССР была спущена на воду первая отечественная атомная подводная лодка «Ленинский комсомол». Начались её испытания. Академик А.П. Александров, курировавший создание атомного подводного флота, взялся в то время – как бы это сказать «поаккуратнее» – решить определённые технические вопросы, позволяющие обеспечивать скрытность передвижения лодки. Нам предстояло проверить правильность догадок академика.



Рис. 12.2. С. Вакуловский ремонтирует датчик гамма-спектрометра. Карское море, осень 1959 года



Рис. 12.1. На палубе минного тральщика. Осень 1959 года

И вот – Белое море, впереди АПЛ «Ленинский комсомол» под командованием капитана второго ранга Л.Г. Осипенко, а сзади на минном тральщике – я, недавний выпускник МАИ, занимаюсь своей работой. Это было моё боевое крещение».

Для проведения этой оценки были использованы уже изготовленные гамма-спектрометры, которые установлены на самолёте и военном корабле. Детектор на корабельном спектрометре был размещён в герметичном корпусе для погружения в воду и соединён кабель-тросом с анализатором. Следует отметить, что это был первый эксперимент проведения измерений радиоактивного загрязнения морской воды в СССР, результаты которого появились непосредственно после измерения. Впервые также гамма-спектрометр был установлен на самолёте, и с его помощью были проведены измерения. Эта работа была продолжена и в следующем, 1960 году.

Одной из трудностей было выявление слабого сигнала на фоне переменной в пространстве и во времени помехи, которой являлись гамма-излучения растворённых в морской воде естественных радионуклидов и искусственных радионуклидов. Основными источниками последних были испытания ядерного оружия. Для изучения гамма-излучения было необходимо получить информацию о гамма-фоне над морями Северного Ледовитого океана, поскольку в этом океане проходили маршруты движения как советских, так и американских атомных подводных лодок (АПЛ). Эту информацию директор ИПГ академик Фёдоров поручил подготовить Ю.А. Израэлю. Для выполнения поручения была организована экспедиция, в состав которой были включены Ю. Израэль, С. Вакуловский и А. Некозырев, участникам был выделен самолёт типа ИЛ-14.

«Из Москвы сотрудники экспедиции прибыли в г. Архангельск и расположились на берегу озера Лахта в одном из помещений воинской части вблизи базирования самолёта на аэродроме Лахта, примерно в 20 км от Архангельска. В это помещение был доставлен гамма-спектрометр из Москвы по железной дороге и автомобилем. Во время поездки что-то в гамма-спектрометре поломалось, поэтому перед его установкой на борт самолёта мне пришлось его в помещении, в котором жили сотрудники экспедиции, собрать, включить, устранить поломки и провести контрольные измерения. Во время измерения гамма-фона оказалось, что гамма-фон в помещении существенно больше, чем вне помещения.

Это меня удивило, и я решил найти источник повышенного фона с помощью носимого дозиметра, для чего обошёл и измерил фон от всех тумбочек и вешалки, на которой висели лёгкие куртки и шапки членов экспедиции, в том числе и у зимней шапки Ю.А. Израэля. К моему удивлению, когда я поднёс прибор к его шапке, стрелка дозиметра зашкалила. Тогда я взял шапку, поместил её на детектор гамма-спектрометра и включил набор спектра. Через несколько минут набрался «классический» спектр кобальта-60. Юрий Антониевич был страшно удивлён и расстроен. Я его спросил, где он мог так загрязнить свою шапку. Единственная версия, которая была им высказана, – умышленный облив шапки раствором кобальта-60, который использовался в подразделениях ИПГ для градуировки дозиметров.

Много лет спустя на одном из юбилеев я спросил Юрия Антониевича об этой версии. Он мне ответил, что у него есть обоснованные подозрения, но прямых доказательств нет, поэтому он фамилию подозреваемого называть не будет. Не знаю, кто это был, мужчина или женщина, но иначе как «сволочью» этого человека я назвать не могу. Шапка была сожжена, а пепел закопан на 0,5 метров в землю».

После градуировки гамма-спектрометр был установлен на самолёте типа ИЛ-14, на котором на высоте 50 метров был произведён облёт всех морей Северного Ледовитого океана, омывающих территорию России, и Берингова моря. Вылеты на акватории морей проходили из аэропортов Лахта, Нарьян-Мар, Диксон, Хатанга, мыс Шмидта, Магадан, Петропавловск-на-Камчатке, Бухта Провидения, остров Средний, Нагурская (Земля Франца-Иосифа). В результате полётов были получены уникальные данные, которые были отражены в отчёте об экспедиции.

«Вспоминаю ещё несколько эпизодов из этой экспедиции. Полёты начинались утром, время полётов 7–7,5 часов, без перерыва на обед. Поэтому после полёта у нас был отменный аппетит, и мы старались его утолить (если представлялась такая возможность) в хорошем ресторане. Однажды после прибытия в аэропорт Магадана вечером мы поехали в город и зашли в ресторан. Но швейцар не разрешил нам даже раздеться, поскольку мы были в сапогах. Тогда Юрий Антониевич, проявляя настойчивость, попросил вызвать администратора. Вышла администратор, молодая симпатичная женщина, посмотрела на нашу компанию, улыбнулась

Юрию Антониевичу и заявила, что она пропустит только Юрия Антониевича, поскольку у него на лацкане пиджака был привёрнут значок об окончании университета в виде ромба с гербом СССР, несмотря на то, что он тоже был в сапогах. Юрий Антониевич наклонился к уху этой дамы, что-то ей проговорил, и, к нашей общей радости, дама любезно пригласила всю нашу команду на ужин.

Из Магадана наш самолёт перелетел в аэропорт Елизово, что 20 км от Петропавловска-на-Камчатке. Ещё до посадки в самолёт Юрий Антониевич предложил мне и штурману нашего самолёта съездить в Петропавловск-на-Камчатке. Мы со штурманом согласились, после приземления самолёта быстро поселились в лётной гостинице и на попутке уехали в город. В городе Юрий Антониевич первым делом зашёл на ближайшую почту, купил набор почтовых марок для своей коллекции и попросил почтовых сотрудников поставить штампы на все марки. После небольшой прогулки мы зашли в ресторан поужинать. Проблемы, аналогичной «Магаданской», не было. Кончили мы ужин после двенадцати ночи и решили заказать такси, чтобы вернуться в аэропорт. Но оказалось, что в городе все такси работают только до 24.00. Узнав об этом, я предложил идти пешком в сторону аэропорта и ловить попутку. Со мной согласились, и мы за полчаса вышли на окраину города, но никаких попуток не было. Тогда Юрий Антониевич предложил отойти от дороги на 8 – 10 м к невысокому забору и завалиться спать на травке. Так и сделали. Ночь была прохладной. Я был в обычном пиджаке, а штурман и Юрий Антониевич – в тёплых куртках. Поэтому они благородно меня положили в середину и обогревали с боков. Утром с рассветом проснулись, вышли опять на дорогу и быстро поймали попутку до аэропорта. Потом в самолёте я сказал Юрию Антониевичу, что долго буду помнить, как два сотрудника академического института и боевой штурман спали под открытым небом на Камчатке. В рамках этой экспедиции был выполнен полёт по маршруту Нагурская – Северный полюс – Нагурская 3 сентября 1960 года. От Нагурской до Северного полюса наш самолёт долетел за три с половиной часа. За 15 мин до подлёта к полюсу штурман предупредил нас «о традиции». Борт-техник самолёта поставил раскладной столик, выложил хлеб и консервы, радист вынес аккордеон, Юрий Антониевич подготовил для памятного вымпела пенал в виде металлического цилиндра красного цвета, вложил в пенал лист бумаги со списком нашего экипажа. Над полюсом на аккордеоне был исполнен гимн Советского Союза, и вымпел был сброшен. Мы выпили по

чарке разведённого спирта – все члены экспедиции, кроме командира самолёта. А командир послал в Нагурскую телеграмму: «Достигли Северного полюса. Ура, возвращаемся в Нагурскую». Через 5 минут командир получил ответную телеграмму: «Не понимаем ваше «Ура». У вас запас горючего на 4 часа, время на возврат 3 часа 30 минут, аэродром в Нагурской закрыт туманом, запасного аэродрома нет». И, действительно, при подлёте к аэродрому мы увидели только тусклые огни прожекторов, которыми были обозначены границы взлётно-посадочной полосы. И всё-таки самолёт приземлился рядом с полосой, сбив левым крылом несколько прожекторов. Это командиру самолёта пришлось потом «жидкой валютой» компенсировать электрикам, которые заменяли сломанные прожекторы на исправные. Электрики были весьма рады. Сотрудники полярной станции истопили для нас баню и устроили торжественный обед, на котором поздравили нас с удачным полётом к Северному полюсу».

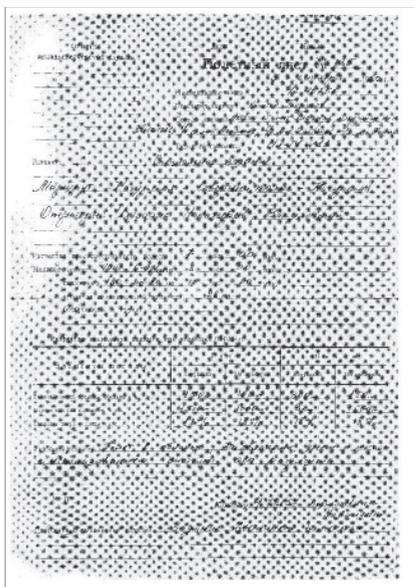


Рис. 12.3. Полётный лист за 3 сентября 1960 года

1962 год для оружейного комплекса стал особенным – последним годом испытаний ядерных боезарядов мегатонного класса на Новой Земле. Там изучали один из поражающих факторов – радиоактивное загрязнение местности. Поскольку не исключалось ведение войны с применением ядерного оружия, то любой командир сухопутных войск должен был понимать – через какие сроки после применения ядерного оружия он мог бы посылать в пострадавший район живую силу и технику! Для этого учёные должны были ответить на вопрос о том, каким будет загрязнение после ядерного удара и как оно будет изменяться со временем.

«Я прямо с базы подводных лодок в Западной Лице улетел на Новоземельский полигон. Конечно, впечатление о моей второй работе

сохранилось у меня на всю жизнь. Вы только представьте себе – вы летите на самолёте, километрах в 500 от места взрыва, с левого борта у вас настоящее солнышко.

Нестандартный полёт совместно с Юрием Антониевичем был у меня на Новой Земле в 1962 г. В том году на Новоземельском полигоне проводились последние атмосферные испытания ядерных боезарядов мегатонного ранга, после которых выполнялись облёты ближних к месту взрывов территорий. Поскольку взрывы проводились на больших высотах, при которых большая часть радиоактивных продуктов забрасывалась в стратосферу, загрязнение местности в районе взрыва долгоживущими изотопами было небольшим.

Юрий Антониевич знал, что самая загрязнённая территория на Новой Земле находится в районе проведения в сентябре 1957 г. единственного наземного ядерного взрыва вблизи губы Чёрная. Он предложил залететь на эту территорию и произвести измерения с помощью нашего гамма-спектрометра, хотя в официальную программу работы на осень 1962 года этот полёт не входил. При подлёте непосредственно к месту взрыва я в иллюминатор увидел воронку диаметром порядка 100 метров и включил процедуру набора спектра. За время пролёта над воронкой и самой ближней к ней территории набрался «классический» гамма-спектр кобальта-60. Юрий Антониевич увидел спектр на мониторе многоканального амплитудного анализатора и с тревогой спросил, почему я не вывожу спектр на самописец.

Я ответил, что капилляр чернильницы забился бумагой, на которую выводится спектр, и его нужно прочищать тонкой провололочкой. Юрий Антониевич поднёс носик капилляра ко рту и прочистил капилляр без проволоочки со словами, что он впервые видит такой гамма-спектр, снятый с борта самолёта. После чего я вывел этот гамма-спектр на бумагу самописца, а Юрий Антониевич оторвал от рулона бумаги этот спектр и положил в свою папку с другими спектрами, снятыми в тот день. Сведения, о которых можно было судить по спектру, в 1962 году относились к разряду «секретно». Только лишь спустя 43 года в книге, одним из соавторов которой был Юрий Антониевич Израэль, появилась информация о радиоактивном загрязнении в районе проведения указанного наземного взрыва. Замечу, что метод авиационной гамма-спектрометрии был новым методом, и поэтому было принято решение подать заявку на изобретение этого метода под названием «Способ определения

с самолёта (вертолёта) или автомашины плотности и радиоизотопного состава осколочных продуктов, загрязняющих местность». На заявку было дано положительное решение с приоритетом от 23.08.1963 года, но без права опубликования в открытой печати. И только в 2009 году ограничения на публикацию были сняты, и она была осуществлена: «Новойоземельский полигон. Факты, свидетельства, воспоминания». (Москва. ИздАт. 2000. С. 483).

	
(19) SU (11) 1 840 793 ⁽¹³⁾ A1 (51) МПК G01T 1/167 (2006.01)	
ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ ПО ДИЛАМ ИЗОБРЕТЕНИЙ И ОТКРЫТИЙ	
(12) ОПИСАНИЕ ИЗОБРЕТЕНИЯ К АВТОРСКОМУ СВИДЕТЕЛЬСТВУ СССР	
(21), (22) Заявка: 953595/28, 23.08.1963 (45) Опубликовано: 27.12.2009 Бюл. № 36 Адрес для переписки: 107258, Москва, ул. Габовская, д.20Б, ГУ "Институт глобального климата и экологии" Директору, академику РАН Ю.А. Израэлю	(71) Заявитель(и): ГУ "Институт глобального климата и экологии" (72) Автор(ы): Бальский Н.Д. (RU), Болтнева Л.И. (RU), Вакуловский С.М. (RU), Дыгирев А.В. (RU), Израэль Ю.А. (RU), Илюв В.А. (RU), Котан Р.М. (RU), Назаров И.М. (RU), Нахифоров М.В. (RU), Фридман Ш.Д. (RU), Яковлев А.Ф. (RU)
(54) СПОСОБ ОПРЕДЕЛЕНИЯ С САМОЛЁТА (ВЕРТОЛЁТА) ИЛИ АВТОМАШИНЫ ПЛОТНОСТИ И РАДИОИЗОТОПНОГО СОСТАВА ОСКОЛОЧНЫХ ПРОДУКТОВ, ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ МЕСТНОСТЬ	
(57) Реферат: Способ определения с самолёта (вертолёта) или автомашины плотности и радиоизотопного состава осколочных продуктов, загрязняющих местность и образующихся в результате ядерного взрыва или выбросов предприятий атомной промышленности, основан на измерении энергии излучения загрязнённых продуктов спектрометром. Спектрометр регистрирует отдельные гамма-линии. Прием интенсивность гамма-излучения какой-либо	
энергии измеряют двумя детекторами в двух известных телесных углах и, зная высоту, на которой проводят измерение и эффективность детектора, определяют "коэффициент заглубления", а по нему определяют плотность загрязнения площади данным изотопом. Технический результат - идентификарование ряда равноэнергетических изотопов при количественном определении их плотности. 10 ил.	

Рис. 12.4. Описание изобретения «Способ определения с самолёта (вертолёта) или автомашины плотности и радиоизотопного состава осколочных продуктов, загрязняющих местность»

Интенсивные испытания в начале 60-х годов прошлого века проводились в США, СССР в Северном полушарии, а Великобритания и Франция проводили испытания в Южном полушарии. Специалисты в этих странах занимались прогнозированием загрязнения окружающей среды от ядерных взрывов. Выводы, к которым все пришли, стали обескураживающими – если

военные продолжают «резвиться» так же, как и в 1961 – 1962 годах, то к концу шестидесятых годов уровни радиоактивного загрязнения природных сред могут достигнуть опасных уровней. Для прогноза возможного глобального загрязнения и его проверки оказалось необходимым иметь экспериментальные данные о фактическом загрязнении по всему земному шару. Для этого в Советском Союзе были организованы наблюдения за радиоактивным загрязнением на кораблях, включая корабли, доставлявшие участников и оборудование для Советских антарктических экспедиций.

«Впервые такие наблюдения были включены в Программу, участие в которой предусматривалось в составе 9-й Антарктической экспедиции и Обнинского филиала Института прикладной геофизики. Был назначен ответственный исполнитель работ – один из научных сотрудников филиала, – он и был направлен на дизель-электроход «Обь» вместе с необходимым оборудованием, расходными материалами, экипировкой. Буквально за двое суток до планового выхода в рейс дизель-электрохода «Обь» выяснилось, что назначенный исполнитель работ не имеет возможности отправиться в экспедицию. Директор нашей организации Г.А. Серeda решил отправить меня. Я об этом не знал и не планировал такую работу. В это время мы с женой работали посменно, нянчили девятимесячную дочь Таню. Насколько я сейчас помню, в последнюю субботу ноября 1963 года (в то время суббота была рабочим днём) жена работала в первую смену, я – во вторую, то есть дома был я. Отвёл сына в садик и начал варить манную кашу для дочки.

Около 10 часов утра – звонок. В квартиру заходит Ася (Анастасия Яковлевна Савина, секретарь Г.А. Середы) и сообщает мне его указание немедленно явиться к нему в кабинет. Я спрашиваю, а как же мне быть с дочкой. Оказалось, что Г.А. Серeda поручил Асе нянчиться с моей дочкой до прихода жены с работы. Когда я вошёл в кабинет, Г.А. Серeda вёл заседание научно-технического совета филиала. Не прерывая заседания, он кратко изложил сложившуюся ситуацию, дал мне указание отправиться на полгода в Антарктиду, разъяснив, что мне необходимо сделать для этого в ближайшие сутки в Москве и Ленинграде. Потребовал, чтобы через час-полтора я уехал в Москву электричкой для оформления в этот же день необходимых документов. Мне немедленно оформили необходимые командировочные документы. С деньгами вышла заминка. Старший бухгалтер К.Н. Чемоданова заявила, что таких сумм денег в кассе нет. Выручил Н.И. Слюняев

(один из заместителей директора), он выдал кассе займа 1 500 рублей из средств гаражного кооператива. Выдали мне также талоны на такси для ускоренных развозов по Москве, они мне очень пригодились. Моя жена работала на «карповской площадке» (г. Обнинск), и ей сообщили о сложившейся ситуации. Мне выделили автомобиль «козлик», я заехал домой, собрался в дорогу, попрощался с дочкой и Асей и поехал за женой. Примерно в полдень мы расстались на полгода возле электрички на Москву. В этот же день в поликлинике водников в Москве я прошёл медицинскую комиссию и получил «Санитарный паспорт моряка». В воскресенье утром я прибыл в Ленинград в ААНИИ. Начальник отдела кадров уже располагал информацией обо мне, направил меня в морской порт для получения «Паспорта моряка для заграничного плавания», получив который, я тотчас же прибыл на дизель-электроход «Обь». Третий помощник капитана сообщил, что я уже вписан в судовую роль (список команды и участников экспедиции) и что я обязан в поликлинике порта сделать прививку от жёлтой лихорадки, т.к. первый заход дизель-электрохода «Обь» запланирован в порт Дакар (Африка). В поликлинике получилась заминка. Оказалось, что дежурная медсестра не имеет права делать такие прививки, а медсестра, которая делает эти прививки, в воскресенье отдыхает где-то за городом. Когда медсестра узнала, что я вписан в судовую роль, она заволновалась и тут же по телефону доложила о сложившейся ситуации своему начальнику. В результате за медсестрой была послана дежурная машина, т.к. за задержку рейса предусматривались довольно суровые взыскания виновным. Примерно через 1,5–2 часа в поликлинике появилась молодая симпатичная, но очень сердитая медсестра. Она велела мне лечь на кушетку спиной вверх, оголить известное место, и со словами «всю жизнь мечтала увидеть твою...» вонзила в меня иглу шприца. Я поблагодарил её, и мы расстались улыбаясь. В моём санитарном паспорте моряка появилась запись о прививке, и я снова прибыл на дизель-электроход «Обь».

Дизель-электроход «Обь» был построен в 1953 году в Голландии и предназначался для дальних плаваний в океанах, работы во льдах полярных морей и научных экспедиций на всех широтах Мирового океана. Запасы топлива, воды, энерговооружённость, хорошая оснащённость навигационными приборами, наличие мощной радиостанции обеспечивали возможность длительного автономного плавания. На твиндечной палубе (межпалубное пространство на судах, имеющих несколько палуб) были размещены

пассажиры каюты для участников экспедиций. Для проведения научных исследований на судне были оборудованы различные лаборатории. Во время Девятой САЭ дизель-электроход «Обь» оставался единственным флагманским судном этих экспедиций.

«В девятом рейсе (как и ранее в шестом и седьмом рейсах) вести судно в Антарктиду было поручено опытному капитану дальнего плавания Н.М. Свиридову. Меня поселили в четырёхместную каюту на шлюпочной палубе, выделили лабораторное помещение, оснащённое необходимым оборудованием и приборами. Поскольку в лаборатории я работал один, то я соорудил уголок для отдыха и через некоторое время работал и жил в основном в лаборатории. Завтракал, обедал и ужинал я в кают-компании. Непосредственным моим руководителем был начальник сезонной экспедиции Девятой САЭ Михаил Михайлович Сомов, опытный полярный исследователь, доктор географических наук, Герой Советского Союза, начальник станции «Северный полюс-2», начальник Первой САЭ, начальник сезонной экспедиции Восьмой САЭ. Мне очень повезло, что у меня, не имеющего опыта работ в таких экспедициях, был руководителем М.М. Сомов. Общение с руководителями, обладающими такими человеческими качествами, организаторскими способностями, высокой квалификацией полярных исследователей, колоссальным опытом выполнения работ в трудных полярных условиях, многому учит и оставляет добрый след в душе и памяти на всю жизнь.

Через пару дней после выхода дизель-электрохода «Обь» в рейс я начал выполнять программу работ в полном объёме. Прежде всего, я включил в непрерывный круглосуточный режим работы фильтровентиляционную установку (ФВУ), которая была смонтирована на крыше капитанской рубки. Смену фильтров производил ежесуточно, при этом брал у штурмана координаты положения судна в момент закладки фильтра в ФВУ и в момент его смены. Сразу же после смены каждый фильтр маркировался, и в течение пяти суток я измерял суммарную бета-активность естественных и техногенных радиоактивных изотопов. Затем фильтры упаковывал и складировал для хранения и доставки их в Обнинск, где по утверждённой методике производился окончательный изотопный анализ. Данные о каждом фильтре регистрировал в своём рабочем журнале (номер фильтра, дата экспозиции, координаты судна на начало и конец экспозиции фильтра, суммарная бета-активность и другие). И так

делалось по всему маршруту дизель-электрохода «Обь» из Ленинграда до Антарктиды. Отключил ФВУ один раз в середине декабря 1963 года во время стоянки судна в порту Дакар (трое суток). В Дакаре раза два мы выходили погулять по городу, осматривали городские достопримечательности, заходили на рынок. Для меня было всё ново и интересно, так как в Африке я был впервые. Запомнилось, что в Дакаре очень много стройных красивых негритянок женщин, одетых в яркие национальные платья».

2 декабря 1963 года дизель-электроход «Обь» пересекал экватор. В этот день по традиции команда судна с участием членов экспедиции устроили весёлый и шумный праздник Нептуна. Членов экипажа и членов экспедиции, кто впервые в жизни пересекал экватор, подвергли традиционному обряду купания в бассейне с последующим вручением ряженым «Нептуном» бокала вина и диплома.

10 – 11 января 1964 года дизель-электроход «Обь» подошёл к припаю (прибрежный неподвижный морской ледяной покров) вблизи станции «Мирный». Полоса припая в этот год оказалась очень широкой, примерно 30 – 35 км. Капитан решил пробыть поближе к Мирному. Дизель-электроход «Обь» с разгону ударялся о припай, и, хотя лёд был толщиной около двух метров, он всё же поддавался ударам мощного носового тарана «Оби». Со временем скорость продвижения судна вперёд стала замедляться. По-видимому, толщина льда увеличивалась при приближении к берегу. И настал момент, когда после очередного удара примерно треть корпуса «Оби» нависла надо льдом и не

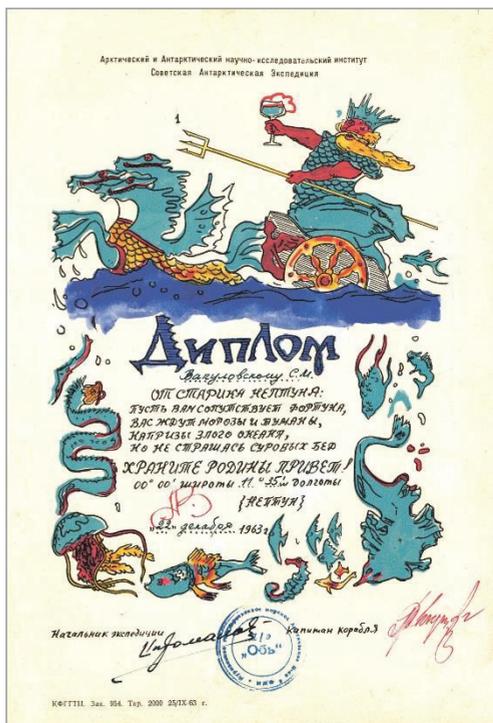


Рис. 12.5. Диплом о пересечении экватора

провалилась в воду под своей тяжестью. «Обь» не смогла дать задний ход. Капитан принял решение подорвать поле льда впереди «Оби».

«Выполнить эту работу поручили начальнику отряда экспедиции, опытному полярнику из ААНИИ Илье Романову и мне. По шторм-трапу мы спустились на лёд, по определённой схеме обыкновенной рыбацкой пешней продолбили во льду лунки впереди «Оби», заложили в них толуоловые шашки, снарядили их капсюлями, присоединили бикфордовы шнуры и, отойдя по направлению к берегу примерно на метров пятьдесят, подорвали лёд. Передняя часть корпуса «Оби» просела в воду, и «Обь» снова таранила лёд, пробиваясь вперёд. И так до очередного «зависания». Мы снова подрывали лёд впереди «Оби». Через несколько таких подрывов льда капитан решил, что продвижение вперёд судна таким способом неэффективно. В очередной раз, врубившись в припай, «Обь» встала на ледовые якоря.»



Рис. 12.6. Дизель-электроход «Обь» у припая вблизи станции «Мирный»

Началась разгрузка судна. Людей переправили на станцию «Мирный» самолётом ЛИ-2, грузы перевозили тракторами со снятыми кабинами.

«Я собрал всё необходимое мне оборудование для работы на станции «Мирный» и погрузил на сани. М.М. Сомов предложил прогуляться вдвоём пешком до станции «Мирный», а по дороге обсудить программу моей

работы в Антарктиде. Мы шли за санями с моим грузом примерно часа четыре. Времени было достаточно, и я очень подробно ответил на все вопросы и в деталях рассказал, какие работы я должен выполнить на ледовой материке. На станции «Мирный» всё было подготовлено для приёма зимовочного и сезонного составов экспедиции. Бытовые условия были довольно сносными. Меня поселили в одном из домиков зимовочного состава экспедиции, полностью занесённого снегом. Вход в домик был через лаз в крыше по лестнице. Завтракал, обедал и ужинал в отведённое время в столовой, именуемой на станции «Мирный» кают-компанией. Кухня – полностью электрифицирована, повара – профессионалы. Питание было отменным. Для работы мне выделили место в домике, в котором я жил. Здесь имелись условия для растапливания льда в больших количествах и работы с ионообменными колонками. Через сутки-двое я уже был готов отбирать пробы льда. Я узнал, что на один из ледников отправляется отряд гляциологов и попросил М.М. Сомова включить меня в этот отряд. М.М. Сомов не разрешил и сказал, что место отбора моих проб будет другое – ледовый склад станции «Мирный». Отряд отправился без меня. В начале Первой САЭ для хранения мясных запасов вырубил в леднике вблизи станции «Мирный» пещеру, но следующим летом её залило талой водой. Гляциологи установили, что уже на расстоянии 20 км южнее станции «Мирный» таяния нет даже в самые тёплые летние месяцы. В начале Второй САЭ в 25 км южнее станции «Мирный» устроили склад-ледник. Бульдозером в снегу вырыли трёхметровую траншею глубиной около трёх метров, сверху траншею перекрыли толстыми досками и накрыли брезентом, в потолке соорудили лаз в склад.

М.М. Сомов сформировал отряд: кроме меня, в него вошли гляциолог, и тракторист. На тракторе с двумя прицепами (балок – передвижной домик на полозьях и волокуша) мы отправились к складу, предварительно загрузив на эти транспортные средства всё необходимое для жизни и работы вне станции «Мирный» в течение нескольких суток (из продуктов взяли только хлеб). В балке была печка для отопления (соляровкой), газовая плита для приготовления пищи, спальные места, рабочий стол. На складе-леднике гляциолог объяснил мне, как отбирать пробы в годовых слоях замёрзшего старого снега (фирна). Как видны годовые кольца на срезах стволов деревьев, так в Антарктиде видны на вертикальных срезах годовые слои фирна (по цвету). Я отбирал пробы фирна альпинистским ледорубом примерно треть бумажного мешка за каждый год. Начал

отбор сверху со слоя за 1963 год. Поскольку склад-ледник был сооружён в 1957 году, в лазе было семь слоёв фирна. Пробы в слоях фирна за 1956 год и более ранние годы отбирал в самом леднике. Все мешки промаркировал и сложил на волокуше. За те несколько суток работы мы имели возможность продегустировать многие продукты, хранившиеся на складе. Все продукты были очень вкусными и отличного качества.

После благополучного возвращения на станцию «Мирный» я начал растапливать отобранные пробы фирна и пропускать полученную воду через ионообменные колонки. Затем маркировал их и упаковывал для доставки в Обнинск. Все свои действия записывал в журнал. К сожалению, моё пребывание на станции «Мирный» совпало с трагическим событием. Через несколько суток после возвращения нашего отряда дежурный увидел в бинокль примерно в 10 км движущийся к станции трактор с балком отряда гляциологов. Через некоторое время трактор и балок исчезли. Срочно отправили отряд полярников к предполагаемому месту исчезновения трактора. Поскольку в ледовом покрытии Антарктиды часто встречаются глубокие трещины при движении транспорта, то в инструкции отмечено, что один из полярников должен идти впереди. Так было и в этом случае: один шёл впереди трактора, двое ехали в кабине. Увидев постройки станции «Мирный», посчитали, что опасность миновала (по сути – нарушили инструкцию), и всё разместились в кабине. Трактор с балком рухнул в глубокую трещину. Один из полярников погиб сразу, другой был тяжело ранен, третий тоже был ранен, но мог передвигаться. Он был альпинистом, попытался выбраться на поверхность, но не смог. После этого он сумел перетащить тяжело раненого из кабины в более тёплый балок. Здесь дождались помощи. Врачи экспедиции спасли им жизни и поставили на ноги.

Меня самого долго не покидало чувство, что я едва не провалился в глубокую трещину вместе с ленинградскими коллегами, и только распоряжение Михаила Михайловича спасло меня. При первой же возможности я поблагодарил его. Примерно месяц дизель-электроход «Обь» стоял у припая недалеко от станции «Мирный». Поступила команда сезонному составу экспедиции закончить свои работы. Я перевёз всё своё имущество на судно. Дизель-электроход «Обь» снялся с якорей и взял курс на станцию «Молодёжная». Я продолжил программу работы с ФВУ.

По пути дизель-электроход «Обь» сделал кратковременную (на несколько часов) остановку возле австралийской станции «Моусон».

Делегация экспедиции посетила станцию с дружеским визитом. В состав делегации включили и меня. Австралийские полярники были очень гостеприимны. Показали нам станцию, ознакомили с выполняемыми работами. Масштабы выполняемых работ в Моусоне были гораздо меньше наших на станции «Мирный». Жили и работали полярники в постройках типа наших барачков с длинными коридорами. Каждый полярник жил в отдельной комнате. Полярники уже подготовились к смене состава станции. Дружеский обед был скромным.

«Обь» продолжила взятый курс. Возле станции «Молодёжная» судно подошло прямо к берегу. Перемещение грузов с борта на станцию здесь осуществлялось значительно быстрее. Место для жилья выделили в одном из домиков. Питание было налажено прекрасно, как и на станции «Мирный».

«Вскоре я уже выполнял программу работ, такую же, как и на станции «Мирный». По совету гляциолога я нашёл вблизи станции свежий ледяной обрыв с достаточным количеством видимых годовых слоёв фирна и с помощью лестницы отобрал годовые слои фирна начиная с верхнего слоя. Станция «Молодёжная» была открыта в 1962 году, первая зимовка была в 1963 году. В

1964 году на станции были свободные помещения. Для дальнейшей работы с пробами мне выделили помещение площадью около 100 м². Здесь я растапливал пробы фирна, пропускал полученную воду через ионообменные колонки и выполнял другую работу по программе. Здесь же обустроил



Рис. 12.7. Детский сад пингвинчиков

уголок для жилья. Примерно месяц я работал на станции. Недалеко от станции мне удалось сделать фото «детского сада» пингвинчиков и их родителей».

Путь на Родину

Во второй половине марта дизель-электроход «Обь» с зимовочным составом Восьмой САЭ и сезонным составом Девятой САЭ взял курс на Родину. К этому времени полностью была выполнена намеченная программа работ в Антарктиде. Перед отходом «Оби» на станцию прибыла группа геодезистов парижского Института полярных исследований во главе с известным специалистом – профессором Бауэром. Группа закончила исследования на леднике не очень далеко от станции «Молодёжная» и возвращалась во Францию вместе с советскими специалистами.

«Я упаковал и переправил на «Обь» все антарктические пробы, своё имущество, перебрался сам и продолжил выполнение программы работ с ФВУ.

По пути дизель-электроход «Обь» зашёл в Дакар (стоянка трое суток), а 7 мая пришвартовался в порту Гавр (Франция). К этому времени профессор Бауэр организовал для желающих приглашение посетить Институт полярных исследований и совершить экскурсию по Парижу. Желающих набралось на два автобуса (экскурсия была платной). Я тоже не упустил возможности увидеть Париж. 8 мая рано утром выехали из Гавра и где-то к восьми утра были в Париже. Во Франции День Победы отмечают 8 мая, когда по центрально-европейскому времени был подписан Акт о безоговорочной капитуляции (по московскому времени – 9 мая). Мы посмотрели военный парад, который принимал Президент Франции Де Голль (самого его мы не увидели). Затем посетили Институт полярных исследований. Нас ознакомили с институтом, его основными направлениями работ, достижениями. В завершение нас пригласили на фуршет на лужайке во дворе института, где были расставлены столы с едой и французским шампанским. Экскурсия по историческим местам Парижа с гидом, прекрасно говорящей по-русски, была продолжительной и интересной. В Гавр нас привезли поздно вечером.

Через трое – четверо суток дизель-электроход «Обь» подошёл к Ленинградскому морскому порту. Я стоял у борта и рассматривал встречающих на причале. Увидел сотрудника нашего отдела Михаила Матвеевича Мёрзликина и почувствовал, что я дома. После антарктического похода у меня наступил период «чистой науки», конечно, с прикладными приложениями».

Участие в решении научных проблем

У учёных, занимавшихся прогнозом переноса радиоактивных веществ по земному шару, появилась интересная гипотеза, состоящая в том, что на моря и океаны из атмосферы выпадает радиоактивных веществ бомбового происхождения вдвое больше по сравнению с тем количеством, которое выпадает на сушу. Возникла эта идея после одного американского эксперимента. Они провели наблюдения в Атлантике и отобрали пробы воды по вертикальному профилю примерно до 50 метров. Получили ниспадающую кривую по стронцию и цезию и экстраполировали её до самого дна, а глубина в том месте составляла 4,5 км. У них вышло, что запас радионуклидов в слое был вдвое больше. Известно, что распределение радиоактивных загрязнений по широтам неравномерно и похоже на двугорбую кривую. На полюсах у этой функции – минимум, потом в Северном полушарии она растёт примерно до широты Москвы, потом спадает к экватору, потом снова идёт вверх и снова падает к Южному полюсу. Значительная часть загрязнений выпадает в моря и океаны. Это естественно, так как они занимают большую часть поверхности нашей планеты. Но надо было разобраться с результатами американских опытов, потому что простой геометрией они не объяснялись.

«На одной из международных конференций по ядерной метеорологии был представлен большой доклад, в котором содержалась сводка возможных причин этого явления. Перечислю их по памяти.

– То, что выпадает на землю, может быть сдуто в воду ветрами. Из морей и океанов обратно на сушу радиоактивные вещества не выдуваются.

– Над океанами вроде бы выпадает больше осадков, а значит, и скорость попадания в океаны радиоактивных загрязнений должна быть выше. Подтвердить эту гипотезу было достаточно сложно: мы только строили предположения о количестве осадков, но поставить метеостанции посреди океана, конечно, не могли.

– В морях и океанах бывают штормы – явления, которые, естественно, полностью отсутствуют на суше. Атмосферный поток, встречаясь с препятствиями (волнами), может сбрасывать вниз всё то, что он несёт в себе. Это очень разумное утверждение, и о справедливости его можно судить по чернобыльскому опыту: крошки лесов, на которые налетал поток воздуха, были существенно грязнее соседних полей, то есть радиоактивные вещества выпадали на препятствиях.

– Были и некоторые другие идеи, например то, что соляные брызги во время штормов вымывают загрязнения из атмосферы.

В общем, образовалась хорошая и очень интересная научная загадка, и многие поспешили взяться за её решение.

Американцы сделали упор на изучение замкнутого водного бассейна озера Мичиган и Багамской банки, где замедлен обмен с океаном. Они собрались обмерить весь этот район, обсчитать и получить подтверждение или опровержение гипотезы о преимущественном оседании радиоактивных веществ из атмосферы в моря и океаны. Глеб Аркадьевич Середа – прекрасный радиохимик – предложил сделать такую же работу в Каспийском море. Это замкнутый большой водоём, и если там работают такие же механизмы, что и над океанами, то мы сможем экспериментально проверить истинность гипотезы. В двух экспедициях (в 1967 и 1968 годах), начальником которых был я, мы провели обследование Каспийского моря со всей возможной тщательностью. Я посчитал запас стронция-90 в воде, в донных отложениях, сравнил с запасом на берегах и показал, что отношение их 1:1. То есть предположение директора не подтвердилось. Эти результаты легли в основу моей кандидатской диссертации. Защищал её в 1969 году в Институте прикладной геофизики. Глеб Аркадьевич при этом присутствовал, вздохнул, сказав, что он был автором идеи о Каспийском море, экспериментальные факты её разбили «напрочь», но нам, учёным, дороже истина, и поэтому диссертацию нужно поддержать.

Гидрометеослужба СССР вела контроль радиоактивного загрязнения по всей стране. Мы мерили его в реках, которые текут в Ледовитый океан, отбирали пробы в примыкающих водах и знали, сколько и каких загрязнений с реками поступает в моря. Учёные мерили потоки радиоактивных веществ на подстилающую поверхность. Поэтому они знали, сколько стронция-90 выпало на моря за счёт испытаний ядерного оружия. Но знали и другие факты. В Великобритании на берегу Ирландского моря в Селлафилде стоит завод по выделению плутония. Была известна информация о том, что англичане протянули трубу и сливали в море свои отходы. Об этом были также осведомлены ирландцы, периодически пытавшиеся выдвигать Лондону претензии.

«В начале 1970-х годов на польских верфях были построены несколько судов для советской Гидрометеослужбы. Их перегнали в Ленинград, а потом решили переправить в Одессу. Во время перегонов нам было поручено

провести обследование морей, омывающих Европу. Я был на одном из этих судов. Попросил капитана подойти как можно ближе к трубе. Чтобы не вызывать подозрений, мы держались на границе 12-мильной зоны, не нарушая её пределов. Взяли пробы воды и после обследования увидели следующее. Известно, что есть продукты деления и есть продукты нейтронной активации. В реакторах образуются два относительно долгоживущих изотопа цезия, продукт нейтронного деления – цезий-137 с периодом полураспада 30,07 года и наведённый потоком нейтронов цезий-134 с периодом полураспада 2,065 года, который получается путём активации нейтронами естественного цезия-133. В пробах воды в Ирландском море я нашёл оба изотопа! Откуда они взялись, в принципе, понятно. Британцы резали облучённое топливо, извлекали плутоний, а жидкие отходы, не глядя, сливали в море. Так попадали в воду и оба изотопа цезия. Естественно, они переносились водными потоками, и если отследить их соотношение в различных точках, то можно получить времена переноса. Смотрите – я знаю, в каком соотношении должны быть концентрации двух изотопов цезия в точке сброса. Далее, цезий-134 будет распадаться быстрее, и это отношение будет, естественно, меняться. Я отбираю в другой точке и выясняю отношение концентраций, а потом беру две экспоненты и считая время переноса.

Получив во время перегона судов из Ленинграда в Одессу экспериментальное подтверждение того, что цезий в Ирландском море есть, мы организовали экспедицию вдоль норвежских берегов, в наших Баренцевом, Белом, Карском и Балтийском морях. Цель была такая: мы собирались понять, сколько радиоактивности попадает в водные пространства Советского Союза «благодаря» сбросам отходов британских атомщиков. В 1985 году в журнале «Атомная энергия» была опубликована сухая научная статья про распространение радиоактивных веществ от европейских радиохимических заводов. Мы показали, что от Селлафилда за всё время в море было сброшено 1 100 000 Ки цезия-137 и 20 % от этого количества (пятая часть!) пришла в Советский Союз. Мы увидели, что в Баренцевом море растёт концентрация цезия, и причина этому – сбросы Селлафилда. Это было сказано нами, я напомним, в 1985 году. Когда готовилась российская «Белая книга», я все эти результаты представил группе А.В. Яблокова (советский и российский биолог, специалист в области зоологии и общей экологии). Разумеется, когда они увидели наши цифры, то категорически заявили – Гидрометеослужба маскирует «гнусную» деятельность российских военных, и

помещать наш материал в «Белой книге» они не будут. Я ответил просто: «Если наш материал не будет включён в «Белую книгу», то я отправлю его для публикации в авторитетные зарубежные журналы, и они нашу статью с удовольствием примут». Только после этого экологи сдались, но сделали в итоге оговорку в тексте: мол, по мнению некоторых российских учёных, имел место перенос, но это утверждение ещё нуждается в проверке. Наступает 1995 год, то есть прошло 10 лет с момента нашей публикации в журнале «Атомная энергия», и англичане в международном журнале публикуют свою статью, где говорят: «Да, мы знаем, что отходы Селлафилда расползаются далеко по морям и океанам, есть карты загрязнений, которые, естественно, никогда ранее не публиковались». Приводят они собственные оценки того, что приходило к советским берегам, и ссылаются, помимо всего прочего, на нашу статью в «Атомной энергии». И что самое главное – цифры практически совпали! По нашим оценкам получилось, что переносится 20 % от сбросов Селлафилда за пять лет, а по их расчётам – 22 %. Собственно говоря, это полное совпадение в пределах погрешности. Фрагмент этой статьи в международном журнале хочу тут привести».

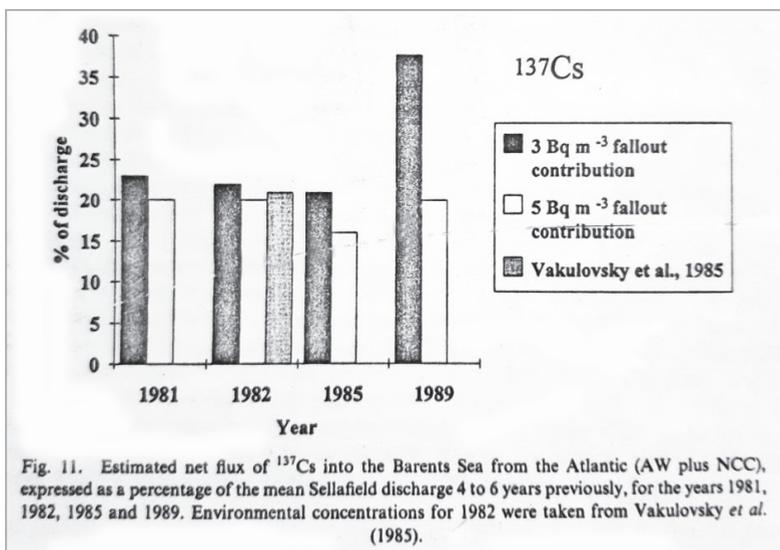


Рис. 12.8. Расчётный поток цезия-137 в Баренцево море из Атлантики в процентах от среднего выброса Селлафилда в период 4 – 6 лет назад за 1981, 1982, 1985 и 1989 годы. Концентрации за 1982 год взяты из статьи Вакуловского и др. (1985).

В научном плане эта задача была интересна тем, что впервые был отслежен перенос на такие большие расстояния. Фактически было описано новое геофизическое явление. Ну, а с точки зрения политики, было показано, что почти 90 % в балансе загрязнений Баренцева моря дал транзитный перенос с европейских заводов, а отнюдь не деятельность советских моряков.

«Конечно, у нас тоже были свои проблемы. Известно, что, кроме атомных станций, в СССР имелись промышленные комбинаты. В 1971 году проводилась экспедиция в Карском море в районе захоронения радиоактивных отходов, в которой я был начальником экспедиции. Обследовали море, рассчитали запас долгоживущих радиоактивных изотопов, определяли, сколько выпало радиоактивных изотопов из атмосферы, сколько попало в море с речным стоком. Было известно, что на берегу реки Енисей, недалеко от Красноярска, работает ГХК (Горно-химический комбинат), но мы понятия не имели, что там есть реакторы. А на ГХК работали два прямоточных реактора на Енисее – такого же класса установки, как и в американском Хэнфорде. И вот зашёл я в Енисейский залив. У меня был хороший подводный гамма-спектрометр. Мы могли опустить его на дно, тут же померить спектр и определить загрязнения. Опустили его перед входом в залив и увидели, что имеется некоторая плотность загрязнения цезием в донных отложениях. По мере продвижения вглубь Енисея плотность нарастает. Померили на берегах, а там цезия в 3–4 раза меньше, чем на дне. Если бы это были выпадения с Новой Земли, то показатели должны были быть примерно близкими. И ещё одно обстоятельство обратило на себя внимание: кроме цезия-137 я нашёл в загрязнениях цинк-65, которого вообще не бывает при ядерном взрыве. Это классический продукт нейтронной активации. Незадолго до этого американцы на одной из конференций опубликовали свои материалы по реке Колумбия, то есть в уже упомянутом Хэнфорде работали семь прямоточных реакторов. И я сообразил, что цинк-65 пришёл с ГХК. На следующий год суда Гидрометеослужбы прошли весь Енисей от места сброса до Енисейского залива и увидели наведённые нуклиды с Комбината – марганец-54, цезий-134, железо-59. Было написано соответствующее письмо тогдашнему министру среднего машиностроения (руководителю советской атомной промышленности 1957 – 1986 годов) Е.П. Славскому. Ефим Павлович дал распоряжение Комбинату провести совместное с нами обследование. Был выделен катер, и мы прошли с сотрудниками ГХК весь путь до Енисейского

залива. Для них стало откровением, что их сбросы уходят так далеко. Сами они раньше отслеживали ситуацию с загрязнением только до впадения Ангары, а дальше не ходили.

Без приобретения научного багажа в этом деле мы не остались. Мы получили важные данные по переносу радиоактивных веществ в реках на большие расстояния. Оказалось, что часть нуклидов находится в растворе, часть переходит во взвешенную фазу и так далее. Были потом у нас публикации и даже диссертации на эту тему».

Чернобыльская авария

«Самые тяжёлые дни в моей трудовой биографии связаны, конечно, с катастрофой на Чернобыльской АЭС. В ночь на 26 апреля 1986 года у нашей атомной энергетики случился чёрный день. В Чернобыле у нашей Службы в те времена стояла обычная метеостанция. На ней работали наблюдатели, как правило, женщины. И вот в субботу утром 26 апреля вышел наблюдатель (женщина) с дозиметром, измерила мощность дозы, – фон оказался не микро, а миллирентгены в час! Проверил, перепроверил, измерил заново и дал в итоге срочную телеграмму в Киев, в украинское управление, а оттуда тревожная информация по телеграфу поступила в Москву Юрию Антониевичу Израэлю, возглавлявшему Гидрометеослужбу СССР. Я в субботу был, как и многие другие советские граждане, на огороде, копался на грядках. За мной прислали машину, сказали, что надо лететь и разбираться, в чём дело. Приехали в Москву, встретились с Израэлем и подготовили с ним первую Справку в Правительство на основании нашей информации. В этом документе было констатировано – произошла крупная авария. По тогдашним правилам информация об авариях на ядерных объектах считалась закрытой (гриф «секретно»). Но мы написали, что замолчать аварию на Чернобыльской АЭС не удастся, потому что выбросы, судя по всему, идут через границу.

Мне было приказано срочно вылетать в Киев. Я заехал в Обнинск, встретился с директором ИЭМ и попросил приготовить пару машин и вертолёт. 28 апреля в Киев вылетел вертолёт, а на следующий день пришли две машины. Таким образом, 30 апреля мы смогли организовать первую разведку. Об истинных масштабах случившегося в первые дни никто не подозревал. Мне даже командировку в Обнинске выписывали «с запасом», на недельку, мол, съездишь, разберёшься, отдохнёшь и быстренько

вернёшься на работу. Итак, 30 апреля мы пошли в свою первую разведку. Выехали из Киева, следовали по карте и через каждые 10 км отбирали пробы и мерили мощность дозы. У города Иванково наша группа разделилась: я поехал прямо в сторону Чернобыля и к аварийному блоку, а вторая машина двинулась на запад. Мощность дозы постоянно росла. У небольшого села Копачи мы увидели первый шлагбаум. Охраняли его ребята-милиционеры со шлемами, с защитными масками – правда, маски они не надевали, стояли и курили. А было у шлагбаума 30 мР/ч, что уже весьма серьёзно для здоровья человека. Я попросил милиционеров пропустить нас дальше. Они ответили, что командует всем полковник химвойск, и показали его машину. Я представился, объяснил, что Гидрометеослужба ищет максимум радиоактивного следа. Офицер сказал просто: «Хочешь, так езжай. Но там рентгены в час, и мои ребята ходят за шлагбаум только на танках». Полковник всем своим видом демонстрировал полное пренебрежение к опасности. Вся грудь в орденах, чувствовалось, что был он сильно нетрезв. Но вёл себя достойно, паники среди солдат и милиционеров не допускал. Мы проехали за шлагбаум. Я вышел из машины и двинулся рядом с ней пешочком. Мощность дозы продолжала расти: пол-рентгена в час...

Когда до аварийного блока оставалось метров 800 или километр, дозиметр стал показывать 5 – 6 Р/ч, и я принял решение: искать «максимум» дальше означает напрасно ставить под угрозу жизнь подчинённых мне людей, нужно вернуться в Киев, а затем провести над разрушенным блоком разведку на вертолёте. Подчёркиваю – не струсил, а принял осознанное решение. Людей напрасно гробить нельзя, всё-таки это не война. Машины развернулись, и в час ночи добрались до Киева. Знаете, такое небольшое лирическое отступление – я всю свою сознательную жизнь мечтал побывать в Киеве причём тогда, когда расцветают каштаны. И вот моя мечта сбылась – я в Киеве, каштаны цветут, но обстановка, конечно, к отдыху не располагает.

Итак, подъехав к КПП Киева, объяснили ГАИ-шникам, что мы в первый раз в столице Украины и нам нужно попасть в лабораторию Гидрометеослужбы. Нам выделили две машины с «мигалками» и сопроводили через весь город до нужного места. Лаборатория Украинской Гидрометеослужбы была, мягко сказать, совершенно не оборудована. Если говорить напрямую, то у них не было ничего. Нас даже поселили в комнату для приёма пищи. Конечно, это непорядок – ведь мы же были в радиоактивной загрязнённой зоне, и нам в обязательном порядке необходимо мыться

и стираться. Поэтому я озаботился проблемой размещения людей. Нам предложили сделать своей штаб-квартирой гостиницу, предназначенную для поселения депутатов Верховного Совета УССР. Была она абсолютно пустая, и можно было выбирать любые номера по вкусу. Зашёл я в свой номер. В нём открыт балкон, на балконе стоит кресло, одна сторона кресла грязная. Позвонили администратору, кресло убрали. «Померил балкон» – грязный, как и ожидалось, пришлось взять тряпку и тщательно его вымыть. От пиджака у меня «фонило» 7 мР/ч. И вот в ночь с 30 апреля на 1 мая 1986 года я сидел до самого утра в номере шикарной киевской гостиницы и пытался хоть как-то отстирать свой пиджак. Так в мокром костюме на следующее утро я и явился на доклад к начальнику Гидрометеослужбы Украины Николаю Павловичу Скрипнику, в чьё управление уже прибыл из Москвы Ю.А. Израэль. Взять с собой в командировку второй пиджак я, честно говоря, не додумался. Начиная с этого момента каждый день числа до 20 мая мы вставали в 5 – 6 часов утра и уезжали в зону. А новости оттуда приходили одна другой тревожнее. Росла температура в развале реактора, увеличивался выброс. Все боялись парового взрыва с дополнительным выбросом радиоактивности.

В конце первой недели мая Юрий Антониевич предупредил меня – возможно резкое ухудшение радиационной обстановки и эвакуация Киева. Я собрал свою команду, рассказал о ситуации, попросил быть готовыми ко всему. У наших украинских товарищей нет ничего: ни людей, ни оборудования, ни опыта. Всё, чем располагает Гидрометеослужба в Киеве, – это наша группа, две наши машины и наш же вертолёт. «Так что, имейте в виду», – сказал я, – «уходить из города мы будем последними». К счастью, уже на следующий день температура упала, и всё обошлось.

В Обнинск я вернулся 22 или 23 мая. Приехал в институт, а там говорят, что меня представили к ордену Трудового Красного Знамени. За что? За первые разведки. Я даже как-то растерялся, ведь мы считали тогда, что это обычная наша работа, без льгот, за зарплату и 2 рубля 60 копеек командировочных. Получал я Орден в Калужском обкоме партии в августе или сентябре. Приехал туда, мне его вручили, прочитал фразу в наградном удостоверении: «По итогам работы в XI пятилетке». При случае потом спросил Ю.А. Израэля: «Почему такая странная формулировка?» Всё оказалось «просто». По итогам пятилетки каждому ведомству выделили квоту государственных наград для ударников труда, и Юрий Антониевич приказал все ордена, переданные Гидрометеослужбе, вручить чернобыльцам.

Дома я надолго не задержался и понял, что масштаб аварии не позволяет решать поставленные перед нами задачи вахтовым методом. Было принято решение создать в Киеве комплексную экспедицию Гидрометеослужбы. На чернобыльскую аварию я убыл в должности начальника отдела, а в июне Ю.А. Израэль привёз в Киев Приказ о моём назначении заместителем директора института и начальником экспедиции. Два следующих года я прожил в сумасшедшем режиме – месяц на Украине, неделю дома. Мне было сказано чётко и ясно, что на постоянное жительство домой я вернусь только после того, как подготовлю и обучу местных специалистов».

Приказ о создании комплексной экспедиции Института экспериментальной метеорологии НПО «Тайфун» по изучению радиационной и радиоэкологической обстановки в зоне Чернобыльской АЭС и прилегающих к ней районов УССР, БССР и РСФСР сохранился с тех пор.



Рис. 12.9. Чернобыль, лето 1986 г. Машина, на которой проводились первая и последующие радиационные разведки. Стоят (слева направо): водитель Н. Корнилкин, С. Вакуловский, А. Никитин

Государственный комитет СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды

ВЫПИСКА из ПРИКАЗА от 13.06.1986 г. №137-ДСП

Москва

Об организации экспедиционных исследований радиационной и радиоэкологической обстановки на территории Украинской и Белорусской ССР

В целях усиления работ по обеспечению исследований радиационной и радиоэкологической обстановки на территории Украинской и Белорусской ССР в связи с аварией на Чернобыльской атомной станции

ПРИКАЗЫВАЮ:

1. Создать комплексную экспедицию Института экспериментальной метеорологии НПО «Тайфун» по изучению радиационной и радиоэкологической обстановки в зоне Чернобыльской АЭС и прилегающих к ней районов УССР, БССР и РСФСР.
2. Назначить начальником комплексной экспедиции заместителя директора по научной работе ИЭМ НПО Тайфун т. Вакуловского Сергея Мстиславовича.
3. Сохранять комплексную экспедицию за счет бюджетных средств по сметам расходов НИУ – участников экспедиционных исследований. Предоставить комплексной экспедиции право юридического лица.
5. Установить, что основными задачами комплексной экспедиции являются:
 - проведение научных исследований в зонах отчуждения, временного отселения жителей, в зонах, используемых для работ вахтовым методом, и зонах проживания населения с целью изучения и контроля изменения состава радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, почв, водных объектов, поверхностного стока и подземных вод (в наиболее опасных радионуклиды, их миграции и влияние на экологические системы;
 - проведение совместно с УТЭС контроля радиационной обстановки, оперативных работ, связанных с оценкой радиационной обстановки на территории, подвергшейся загрязнению.
11. Объявить руководителей НИУ Госкомгидромете:
 - 11.1 обеспечить до 16 июня 1986 г. комплектование научно-производственных отрядов экспедиции квалифицированными кадрами для выполнения программы работ экспедиции.

Председатель Государственного комитета n/n Ю.А. Израэль.

Выписка верна

Генеральный директор ГУ «НПО «Тайфун» В.М.Шернаков

Рис. 12.10. Приказ о создании комплексной экспедиции Института экспериментальной метеорологии НПО «Тайфун»

В ожидании паводка

В списке оперативных послеаварийных задач одной из главных числилось определение территории, с которой надо срочно эвакуировать людей. На 10 мая была составлена карта, на основании которой было отселено 114 тысяч человек. Но над всеми нависла новая угроза – не останется ли в следующем году Украина без питьевой воды? Первые же измерения уровня загрязнения воды реки Припять и Киевского водохранилища, выполненные вскоре после аварии, показали, что уровень загрязнения стронцием-90 превышает норматив в полтора раза, а йодом-131 на два порядка. Каскад Днепровских водохранилищ является источником водоснабжения для 30 миллионов человек, и другого источника воды у них нет. Потребовалось дать прогноз загрязнения каскада на весну 1987 года. Весной, как известно, тает снег и начинается паводок. Талые воды понесут в водоёмы всё лишнее из грязного пятна.

«Нужно было понять, как паводок скажется на водохранилищах. У Ю.А. Израэля было правительственное поручение вести радиационный мониторинг. Вместе со мной он подготовил прогноз и отправил его Председателю Совета Министров СССР Николаю Ивановичу Рыжкову. Мы показали, что уровни загрязнения весной 1987 года будут существенно выше до аварийных, но не превысят установленных на тот момент действующих нормативов загрязнения. Этот прогноз был передан на Украину в республиканский Совмин и Академию наук УССР. Украинские специалисты поставили наш прогноз под сомнение. В таких расчётах принципиальным моментом является коэффициент смыва, который показывает ту долю радиоактивных веществ, которая будет смываться во время весеннего паводка. Мы в расчётах заложили 1 %, опираясь на данные, которые были получены по результатам аварии на Комбинате «Маяк», а также на известные нам сведения по смыву радиоактивных продуктов, выпавших на территорию страны во время испытаний ядерного оружия. Из этих данных мы знали, что коэффициент смыва не превышает 0,3 – 0,5 %, но для страховки мы заложили в расчёты 1 %. Примерно такими же цифрами располагали и наши коллеги за рубежом. Украинцы заявили, что Гидрометеослужба может очень сильно ошибаться в своих прогнозах как раз из-за маленького коэффициента смыва. В зоне аварии много песчаных почв, полесье, и там коэффициент может составить 90 % и более. В этом случае уровень загрязнённости водоёмов возрастет по сравнению с нашими оценками примерно на два порядка.

Было принято грамотное решение – поставить эксперименты, которые бы позволили уточнить коэффициент смыва. Выбрали на территории 30-километровой зоны участки с разными типами почв, характерными для того региона, вывели поливальные машины и организовали дождевание участков и сбор образцов на специальные лотки. Экспериментально определили коэффициенты смыва и увидели, что они составляют 1 %. Ещё до аварии на Чернобыльской АЭС у нас была группа специалистов, которая разрабатывала физико-математические модели переноса загрязняющих веществ в реках – не только радиоактивных, а любых. Модель, естественно, пригодна для любых типов загрязняющих веществ, и отличаться разные случаи будут только параметрами. По этим моделям были выполнены серии расчётов, и по их результатам также получалось, что превышения нормативов по загрязнению воды весной 1987 года не предвидится.

Но тут начиналась – нет, не паника, а, я бы сказал, желание продемонстрировать бурную деятельность. Все говорили, что сидеть и ждать паводка, сложа руки нельзя, ожидается существенное превышение, и необходимо принимать срочные меры, чтобы его уменьшить. Был предложен комплекс водозащитных мероприятий. Первое, что было сделано – на всех малых речках, протекающих в районе грязного пятна, были поставлены дамбы, в которые вбили цеолит как вещество, сорбирующее ¹³⁷Cs. Всего таких дамб сооружено было около полутора сотен. Исходили из того, что вода будет дренировать через дамбу, а цеолит будет всё схватывать.

Следующее предложение касалось Киевского водохранилища. Туда попали загрязняющие вещества, причём часть из них перешла в донные отложения. Чтобы они не переносились по дну, поперёк течений водохранилища построили карьеры, прорыли глубокие канавы, надеясь, что туда будут сваливаться загрязнения. Между водоёмом-охладителем и рекой Припять предлагалось прорыть траншею глубиной метров 50 – благо, что расстояние там составляло сотню – полторы метров – и залить её бетоном. Этот проект назывался «Стена в грунте». Решение очень неудачное, ибо жизнь подсказывает – вода обязательно найдёт себе дорогу. От стены отказались, а вместо этого пробурили скважины и решили откачивать воду и закачивать обратно в водоём-охладитель. Самое фантастическое предложение, появившееся в те дни, было таково – построить канал, который бы перехватил воду так, чтобы она из Припяти пошла в обход грязного пятна. Без такого канала вода проходила бы по пятну и смывала бы часть загрязнений. Звучало, конечно, красиво, но

очень легко предлагать проекты, сидя за столом и не считая денег. Когда были сделаны первые прикидки, во что обойдётся строительство канала, то поняли, что речь идёт о миллиардах рублей. Строить надо было быстро, то есть начинать осенью и к концу марта закончить. Реальные затраты нередко существенно превышают проектные, а уж если делается всё авральным порядком, то деньги «улетают в трубу» с невиданной скоростью. Учёные смогли убедить чиновников, что катастрофы с водой не будут и рыть канал не надо.

Начался паводок 1987 года. Я отвечал за радиационный мониторинг, поэтому находился в Чернобыле. У нас была группа радиохимиков, и каждый день мы определяли содержание стронция и цезия в пробах воды. Каждый день по ВЧ-связи я давал информацию в правительственную комиссию в Москву по концентрации ^{90}Sr . Оказалось, что реальные концентрации были примерно в два раза меньше расчётных, то есть поводов для тревоги не было. Однако напряжение никого не отпускало, что порой приводило к курьёзным случаям. 1 мая я уехал в Киев, собираясь вернуться в Чернобыль для очередного сеанса ВЧ-связи к полудню, но проспал. В Чернобыль я добрался только к часу дня и сразу узнал, что из Москвы идут строгие запросы: что случилось, почему нет информации? Был выделен резервный сеанс связи на половину четвёртого и дан совет ни в коем случае не признаваться, иначе увольнения не избежать. Что поделать, пришлось мне обмануть наше Правительство и передать, что мы занимались перепроверкой информации, показавшейся нам сомнительной. Из песни слов не выкинешь, был такой печальный факт в моей биографии».

С посадкой в Чернигове

Паводок прошёл, и все страхи были сняты. Из этих событий был извлечён важный урок – никто не будет сейчас верить прогнозам, всем требуются только фактические данные. Был организован беспрецедентно детальный мониторинг водных объектов. Например, до аварии пробы воды отбирали один раз в месяц, спокойно анализировали и давали средние данные. Теперь такой режим отбора проб никого не устраивал. От СНИИП были получены новые приборы, позволявшие с невиданной для того времени скоростью определять суммарную бета-активность. Причём простота эксплуатации приборов была необыкновенная. В них заливалось 0,8 литра воды, нажималась кнопка, и через 30 секунд появлялись данные на экране

прибора. Эти детекторы мерили только суммарную бета-активность, но они не выдавали раскладку по изотопам.

«Напомню, что лимитирующим фактором для нас был ^{90}Sr , чистый бета-излучатель. Если есть данные по суммарной бета-активности, то её можно смело брать за верхний предел активности ^{90}Sr . Такие измерения были организованы в Киевском водохранилище в двух местах – в Вышгороде и на реке Припять в Чернобыле. Проводились они каждые 4 часа. Но и этого нам показалось мало. До аварии я знал, что в стране есть приборы, которые измеряют суммарную гамма-активность каждую минуту. Такие приборы были разработаны в Институте геохимии и аналитической химии им. Вернадского. Я позвонил директору этого института по ВЧ-связи, представился и объяснил, что мне нужна его техника для организации непрерывного измерения в реках и Киевском водохранилище. Он попросил перезвонить через час. Прошёл час, и директор сообщил мне – из главного военно-морского штаба ушли директивы на Северный флот и на Черноморский флот. Через неделю в моё распоряжение придут комплекты оборудования и моряки, умеющие с ним работать. Действительно, через несколько дней со мной связываются военные и предупреждают – на ваше имя идёт борт с посадкой в Чернигове. Я только и смог вымолвить: «Почему в Чернигове-то, если работать нужно в Чернобыле?». «Ничего страшного, ещё успеет, борт перенаправлен в Борисполь», – отвечают военные. Я приехал в Борисполь на машине, там совершил посадку АН-24 из Североморска. Вышел из него лихой капитан третьего ранга, с ним два мичмана – принимайте, прибыли в ваше распоряжение. А спустя несколько дней к нам добралась такая же команда из Севастополя. Привёз я североморцев в Чернобыль, на речной вокзал, а там из встречающих только одна женщина-сторож лет 45 – 50. Руководства нет – все уехали в Зелёный Мыс, считавшийся относительно чистым местом. Туда же увели все плавсредства. Позвонил им, спросил: «Могу ли занять их комнаты?» Получил ответ: «Делай, что хочешь, всё равно возвращаться в ближайшее время никто не собирается». Заселил я моряков, разместил оборудование, к бую в Припяти мы подвесили гамма-спектрометр, и он начал регистрировать суммарную гамма-активность каждые 2 минуты.

Персональных компьютеров тогда не было, поэтому я выдал морякам листы миллиметровки, и они строили графики вручную. Команда была им выдана такая – если концентрация поднимется в 10 раз выше, чем средняя,

то они должны немедленно отобрать воду в канистру и звонить мне, чтобы мы приехали и сделали изотопный анализ. Моряки начали работать, а я задумался – надо же их поставить на довольствие по военной линии. Где взять в Киеве военно-морское учреждение? На счастье, оказалось, что такое имеется – Академия, в которой готовили офицеров. И вот как-то вечером позвонил мне очень вежливый человек, генерал, начальник Академии, и задал вопрос: «Что нужно сделать для моих командированных специалистов?» Я порекомендовал забрать красивую форму, вместо неё выдать рубы, комплекты нательного белья и по паре кусков хозяйственного мыла, постричь ногти, сбрить усы и постричься как можно короче.

Моряки начали работать с середины мая и оставались на посту до 31 декабря 1987 года. Цифры активности, которые они получали за каждый проведённый там день, до сих пор сохранились в архивах. Непрерывное наблюдение придало нам уверенности и помогло быстро и своевременно гасить приступы паники, которые иногда случались.

Расскажу об одном случае. Однажды ночью меня разбудил телефонный звонок – в Киеве концентрация суммарной бета-активности в воде Днепра увеличилась в 100 раз! Я связался с моряками и получил чёткий ответ, что всё в порядке, никаких аномалий не наблюдается, сброса со станции не было. Утром мы стали спокойно разбираться и довольно быстро поняли, что произошло. Неопытная команда в Киеве брала пробы воды. Они залезли в реку в сапогах, перемутили всё, подняли ил со дна, и поместили взятую в таких условиях пробу в прибор. Естественно, геометрия измерений была полностью нарушена, и прибор выдал превышение на два порядка. Но наши двухминутные графики ясно показывали – сброса нет, всё остаётся в пределах нормы. Такой детальный мониторинг был организован впервые в мире. Он давал нам важные данные для наших моделей и одновременно снимал стресс у начальства всех рангов».

Три правила арифметики

Вся радиоактивность, которая выпала на зеркало Киевского водохранилища, села на дно. Водоём это немаленький, в нём бывают штормы, а во время штормов всё его содержимое перемешивается и взбаламучивается. Насколько сильно будет за счёт этих явлений подниматься концентрация радиоактивных веществ в воде? Этот вопрос стал ещё одной новой общей проблемой. Первым делом, конечно, высшие руководители решили просить

помощи у Академии наук, чтобы учёные посчитали всё корректно. Но что значит «корректно» в данном случае? Для этого нужно знать распределение радиоактивности по размерам частиц, иметь профили скоростей, потоков. Иначе говоря, построить сложнейшую физико-математическую модель, да ещё и собрать для неё исходные данные.

«Я предложил не ломать голову и получить оценку, используя три правила арифметики. Мы взяли пробы донных отложений и рассчитали, сколько в них радиоактивности «сидит». Предположим, что будет сильный шторм, и в воду поднимутся все 100 % радиоактивных веществ. Разбавим это в определённом объёме воды и получим среднюю концентрацию. Умножим, сложим и поделим. Мы провели такие расчёты и определили, что получившаяся оценка не выходит за пределы нормативов при штормах. Оставалось проверить наши прикидки на практике. С помощью вертолётки были измерены распределения мощностей доз над поверхностью Киевского водохранилища в спокойной обстановке, а потом измерения были повторены после первого же шторма. Мы увидели кратковременные увеличения мощностей доз в полтора – два раза, но не «на порядки», чего все боялись. Можно было сделать вывод, что в результате применённого нами целого комплекса методов (измерение суммарной бета-активности; непрерывное измерение суммарной гамма-активности; вертолётные съёмки и проведение радиохимического анализа проб) снималась проблема радиоактивного загрязнения Днепровских водных каскадов.

Кстати, когда прошёл паводок, и началось подведение итогов совместных усилий, то оказалось, что многие из проводившихся в спешке мероприятий – тех самых, которые делались лишь бы для того, чтобы хоть что-нибудь сделать, а не сидеть, сложа руки, как я упоминал ранее, – были реально вредны, а не полезны. Взять хотя бы дамбы на малых речках. Во время паводка произошло затопление территорий, то есть загрязнение в воду стало поступать с большей площади, а цеолит перехватывал очень мало. Не могу сказать, почему-либо он был неверно заложен, либо ещё по каким-то причинам. Яркий пример – речка Брагинка, впадающая в Киевское водохранилище со стороны Белоруссии. Из-за дамб началось затопление, и загрязнённая радиоактивная вода стала приближаться к райцентру. Когда до населённого пункта оставалось около 1 км, в спешном порядке были приняты меры: на Брагинке поставили мощные насосы, соорудили времянку ЛЭП и начали из затопляемой территории качать

воду обратно в реку. Мы не хранили молчание об этой ситуации, и как только поняли, что дамбы вредят, то немедленно подготовили Докладную записку, в которой потребовали их разрушить. Это было сделано, однако повлекло за собой новые неожиданные проблемы. Когда бульдозеры пришли на Брагинку для разрушения дамб, то персонал насосной станции был очень расстроен – люди потеряли работу и приличную зарплату».

Зоны противоречий

Сначала отселение людей из радиоактивно загрязнённых территорий шло с 30-километровой зоны, это Украина и Белоруссия. В России самой грязной территорией оказалась Брянская область, Красногорский район. По закону, который был принят в 1991 году, вводились четыре отдельных зоны, определявшиеся плотностью загрязнения по цезию-137:

1. 1 – 5 Ки/км² – зона с особым социально-экономическим статусом, когда не отселяли людей, но следили за состоянием здоровья, и в этой зоне вводились определённые льготы;

2. 5 – 15 Ки/км² – зона с правом на отселение, там проводилось подворное обследование, люди имели право заявить, что они не хотят здесь оставаться, и государство обязано было бесплатно их переселить;

3. 15 – 40 Ки/км² – зона отселения, люди имели полное право отселиться (надо сказать, что мало кто им воспользовался);

4. более 40 Ки/км² – зона обязательного отселения, откуда людей должны были вывозить в обязательном порядке, а инфраструктура этой территории подлежала разрушению.

«А теперь расскажу о самом больном для жителей вопросе – об эвакуации. Начиная с 1991 года мы обследовали все населённые пункты в России, которые могли подпадать под принятые нормы. Примерно такие же критерии были приняты на Украине и в Белоруссии (хотя в Белоруссии нормы оказались жёстче по стрнцию-90). На основании наших данных определялись границы зон загрязнения и списки льгот для проживающих в них людей. наших специалистов встречали с интересом и с радостью, поскольку после их приезда люди получали льготы. В это время в стране экономика была уже практически развалена, так что для жителей сельской местности каждая сотня рублей была очень и очень кстати. Но время идёт, происходит снижение радиоактивного загрязнения (радиоактивный распад).

Где раньше было 7 Ки/км^2 , теперь стало 5, то есть приблизилось к границе нормированного диапазона. В 1997 году правительство в первый раз пересмотрело списки, и В.С. Черномырдин своим указом вывел из зон примерно 1 300 населённых пунктов. Представляете реакцию населения – были льготы, а теперь их отнимают?!

В Тульской области есть населённый пункт – станция Узловая, которую я обследовал лично в 1991 году. Там ситуация складывалась следующим образом: если взять средние величины по населённому пункту, то они получались меньше 5 Ки/км^2 , но если ориентироваться только на ту часть, где живёт 80 % населения, то выходило несколько больше значения нормы. Мы подготовили соответствующую Справку в Правительство, и Узловая получила статус по категории «больше 5 Ки/км^2 ». Лет через пять оснований для такого решения вследствие уменьшения степени загрязнения из-за радиоактивного распада не осталось. Мы выдали объективную информацию, и с них льготы сняли. Со мной связался мэр Узловой, попросил разрешения приехать. Договорились о двусторонней встрече, а он приехал с прессой и телевидением. Спрашивали меня, нельзя ли что-нибудь сделать. Я уж и так пояснял и так. Мы ведь и округляли цифры часто в пользу жителей (то есть если выходит среднее значение 4,95, то округляли до 5). Но идти навстречу им и «химичить» мы не можем. Тяжёлый был очень разговор. Мне говорила женщина, что у неё беременная дочь и безработный зять, а я лишаю её льгот. Но что мы могли сделать в такой ситуации? Всегда старались помочь людям в пределах наших возможностей. Решение было таким же – льготы с Узловой в итоге решено было снять. Туда выехала делегация Госдумы, и я входил в её состав от Гидромета. Мэр города поставил вопрос, чтобы Узловой вернули льготы. Я ответил так: «Я лично в своё время обошёл весь населённый пункт, мы взяли около сотни проб. Чтобы получить ещё более достоверную статистику, нужно взять 200 или 300 проб». Сказал о стоимости этой работы. Уверил население, что мы заинтересованы в достоверной оценке, «...это наш профиль, и если казна выделит деньги, то мы обязательно проведём полное переобследование города, но я лично считаю, что эти средства лучше бы потратить на оздоровление детей». Местные власти намеревались обратиться напрямую к Президенту, но в конечном итоге после нашей встречи так и не стали писать ему письмо. По закону статус населённых пунктов, включённых в ту или иную зону, должен пересматриваться раз в пять лет. В последний раз эта процедура проходила при В.С. Черномырдине, в 1997 году. В этом году мы готовим новые

списки. Что интересно, медики понимают, что биологический эффект связан с дозой, реально полученной человеком. Там, где доза меньше 1 мЗв, реальных проблем нет. По расчётам медиков 1 мЗв примерно соответствует 5 – 7 Ки/км², поэтому в качестве одной из границ выбрано значение 5 Ки/км². Тем не менее некоторые льготы даются и тем, кто живёт в зоне с загрязнением от 1 до 5 Ки/км². Есть у чернобыльских льгот и неприятная обратная сторона. Человек знает, что если ему положены льготы, то для этого есть какие-то основания, и что все его беды со здоровьем связаны с чернобыльской радиацией, хотя в реальности это может быть далеко не так. На психику человека сильно влияет тот факт, что он живёт на «грязной» территории.

Есть и другие проблемы. Выращивает, скажем, житель льготной зоны картошку и хочет её продать, а у него её не покупают, потому что она «чернобыльская». На самом деле, никакой радиоактивности в его картошке нет, но как он это сможет доказать? Получается противоречие – с одной стороны, люди хотят получать льготы, а с другой – теряют на статусе, становясь жителями якобы «грязных» зон. Российская комиссия по радиационной защите во главе с академиком А.П. Цыбом, то время – директором ИМР в г. Обнинске, подготовила Концепцию, в которой предложила полностью отказаться от плотности загрязнения местности как критерия и перейти на новые критерии оценок загрязнения. В своё время в Брянске собрались губернаторы всех загрязнённых территорий и согласились с тем, что говорили специалисты. Надо отметить, что совещание в Брянске проходило в конце первого срока президентства Б.Н. Ельцина, и губернаторы сказали нам так – мы готовы поддержать новую концепцию, но только не сейчас. Население нас не поймёт, и Бориса Николаевича на второй срок не переизберут. Так и повелось: собрались пересматривать критерии оценки в очередной раз, так опять нельзя, потому что Дмитрию Анатольевичу (Медведеву) пора избираться. Стали в 1997 году думать о пересмотре, так экономический кризис подоспел, и Правительство не горит желанием снимать с кого-то льготы в таких сложных условиях.

Уважаемые читатели, если хотите представить ситуацию, то она такова: на территории Российской Федерации, где загрязнение больше 1 Ки/км², по состоянию на 2007 год проживало примерно 1 миллион 800 тысяч человек. Если перейти на «дозовую концепцию», то льготников останется не более 200 – 250 тысяч человек. Полтора миллиона человек в Брянской, Тульской, Орловской, Калужской и Тамбовской областях могут лишиться льгот».

Без политиков

«Расскажу в конце пару баек. Может быть, помните, в газете «Комсомольская правда» была в своё время большая статья белорусского писателя Алеся Адамовича (речь шла о том, что якобы «радиоактивную тучу, которая достигла Белоруссии», расстреляли и осадили радиоактивные вещества на территорию Белоруссии). Он обратился к Ю.А. Израэлю с вопросом: мол, правда ли, что Гидрометеослужбе СССР было выдано поручение «перехватить» радиоактивные облака и осадить их, чтобы они не долетели до Москвы? Видите ли, уважаемый читатель, если бы мы умели на таком уровне управлять погодой, то у каждого в нашей Службе было бы в кармане по паре Нобелевских премий. В реальности, всё было куда проще. Летом 1986 года мы боялись дождей, так как дождевая вода могла бы смыть радиоактивные вещества из пятна загрязнения. Были выделены 5 – 6 бортов, которые имели задачу осаживать облака до подхода их к пятну. Вроде бы это удалось, осадков над пятном было меньше, чем обычно. Но кое-кто понял цель этой работы иначе. Эта тема получила продолжение. Как-то вместе с депутатами Госдумы я приехал в город Тулу, где губернатором области был известный наш политик С.

На заседании этот политик заявил, что Тула всегда стояла на страже нашего государства, остановила фашистское вторжение, и даже во время Чернобыля на неё осадили радиоактивные облака, чтобы спасти Москву. Я, конечно, сдержался, решил не позорить политика при всём честном народе, но потом в его кабинете не выдержал и спросил, откуда у него такая информация. Политик «не растерялся»: «А вы-то, откуда знаете, что тогда было? Говорите, работали там? Ну, значит, от вас всё скрывали». В 1991 году, когда развалился Союз, я поехал в Киев, чтобы пообщаться с Николаем Павловичем Скрипником, мудрейшим человеком, о котором я ранее уже упоминал, стоявшим у руля Украинской Гидрометеослужбы. Тема разговора была такая – держава погибла, но общая беда осталась, и надо бы нам как-то договориться, чтобы продолжить совместный радиационный мониторинг, как и в советские времена. Николай Павлович сказал прямо: «Слушай, если мне напишет Израэль, то мне придётся идти в Украинский Совмин, а ты ведь знаешь, что у нас теперь самостоятельность». Что же делать? Решили так – зачем впутывать политиков, лучше я как заместитель директора ИЭМ напишу письмо Н.П. Скрипнику. Министерства и ведомства России и Украины в письме не

упоминались. Форма – «обращается учёный к учёному». Николай Павлович получил полное право, никого не спрашивая, переслать письмо начальнику Украинской лаборатории.

С тех пор мы и продолжали сотрудничать на благо наших народов, не вмешивая в наши профессиональные дела политиков. К сожалению, в 2014 г. сотрудничество прекратилось из-за ухудшения отношений между Россией и Украиной».

О международных проектах 1995 – 2007 годов

«С 1992 года резко сократилось финансирование бюджетных организаций, в том числе и нашей организации. Встал острый вопрос, как сохранить организацию, где найти финансирование? Оказалось, что в США в Монтгомери есть организация, которая захотела подробно узнать о приобретённом при ликвидации Чернобыльской аварии опыте российских специалистов. С этой целью они пригласили меня в свою организацию, где при участии ЮНЭП ВМО были устроены учения по ликвидации условной радиационной аварии.

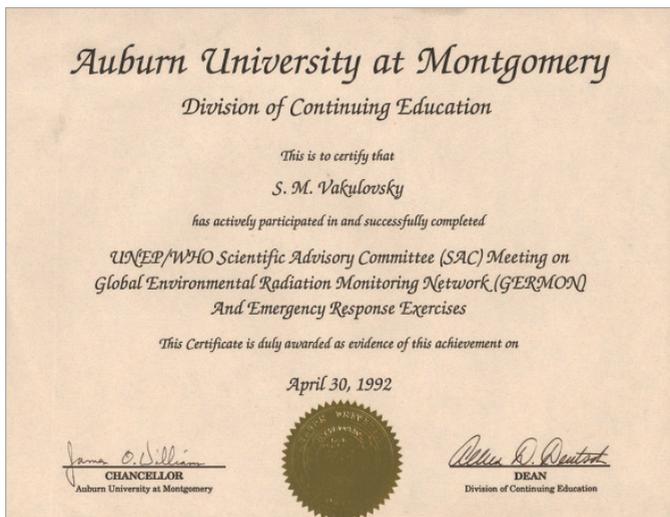


Рис. 12.11. Участник совещания в Монтгомери

После моего доклада участник совещания от США Джон Бродвей, заведующий отделом Национальной лаборатории атмосферы и мониторинга

окружающей среды (NAREL) сообщил мне, что в Москве в 1993 г. начнёт работать Международный научно-технический центр (МНТЦ). В задачу МНТЦ будет входить финансовая поддержка российских учёных, занятых созданием оружия массового поражения (ядерное, химическое, бактериологическое), изучением поражающих факторов. Цель такого решения была ориентирована на то, чтобы учёные, оставшиеся без нормального финансирования, не переехали в другие страны. Поскольку наша организация занималась оценкой радиоактивного загрязнения окружающей среды от испытаний ядерного оружия, одного из поражающих факторов, то она получила право участвовать в выполнении проектов МНТЦ.

В период 1995 – 2007 годов ФГБУ «НПО «ТАЙФУН» получил финансирование нескольких проектов в качестве головной организации. Первым и самым крупным проектом был проект № 085 «Разработка системы локального радиационного мониторинга окружающей среды» с объёмом финансирования 1 100 000 долларов США. В рамках этого проекта была сконструирована, изготовлена и запущена в эксплуатацию автоматизированная система радиационного мониторинга в городе Обнинске и его окрестностях, а также получены детальные экспериментальные данные о содержании радиоактивных изотопов искусственного происхождения в приземной атмосфере, водных объектах, местности, сельскохозяйственных продуктах. За счёт финансового обеспечения проекта было приобретено необходимое оборудование, включая персональные компьютеры, рабочую станцию, расходные материалы и, что особенно важно, 185 участников проекта в течение трёх лет ежеквартально получали оплату труда в долларах США, не облагаемую подходящим налогом.

Кроме проектов МНТЦ удалось получить поддержку от Программы развития Организации Объединённых Наций (ПРООН) на проект «Оценка и прогноз качества воды в районах, поражённых в результате чернобыльской аварии, Брянская область. 1997 – 2001 годы». В рамках этого Проекта сотрудники нашей организации в итоговом отчёте представили подробную информацию о радиоактивном загрязнении населённых пунктов с самыми высокими уровнями загрязнения, о радиоактивном загрязнении воды, донных отложений, водной растительности, рыбы, почвы на берегах озера Кожановское.

Благодаря финансовой поддержке за счёт международных проектов в ФГБУ «НПО «ТАЙФУН» смогли приобрести новое оборудование,

компьютеры и, главное, удалось сохранить сотрудников, имеющих практический опыт работы по проведению радиационного мониторинга в условиях спокойной радиационной обстановки, а также и в случаях её ухудшения вследствие различных радиационных инцидентов. Личный опыт работы в области радиационного мониторинга был отражён в ряде докладов на международных и российских научных форумах, статей в международных и российских журналах, были написаны монографии. Наиболее значительные работы упомянуты в списке использованных публикаций.

Список публикаций

1. Vakulovsky S.M., Silantiev A.N. Radiometric device for determining the ^{90}Sr content in sea water. Nuclear Instruments and Methods. 1969, v. 68, pp. 42 – 44.
2. Вакуловский С.М., Катрич И.Ю., Краснопевцев Ю.В., Никитин А.И., Тёртышник Э.Г. и др. О загрязнении Атлантического океана и его морей радиоактивными продуктами // Океанология, 1981. Т. 21, вып.2. С. 257 – 265.
3. Вакуловский С.М, Никитин А.И., Чумичев В.Б. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов // Атомная энергия, 1985. Т. 58, вып. 6. С. 445 – 449.
4. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Авдюшин С.И., Гасилина Н.К., Ровинский Ф.Я., Ветров В.А., Вакуловский С.М. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной станции // Метеорология и гидрология, 1987. № 2. С. 5 – 18..
5. Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под редакцией Ю.А. Израэля. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990. 296 с.
6. Vakulovsky S.M., Nikitin A.I., Chumichev V.B., et a. Cesium-137 and strontium-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview. Journal of Environmental, Radioactivity. 1994, vol. 23, pp. 103 – 122.
7. Vakulovsky S.M., Kryshev I.I. Nikitin A.I. Savitsky Yu.V. Malyshev S.U. and Tertyshnik E.G. Radioactive contamination of the Yenisey River. J. Environ. Rad., 1995, vol. 29, № 3, p. 225 – 236.
8. Vakulovsky S.M. and Chumichev V.B. Radioactive contamination of the Caspian Sea. Radiation Protection Dosimetry. 1998, vol. 75, Nos. 1 – 4, pp. 61 – 64.

9. Вакуловский С.М. Израэль Ю.А. Имшенник Е.В. и др. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины // Под редакцией Израэля Ю.А. Москва: Роскартография, 1998. 142 с.
10. Сивинцев Ю.В. Вакуловский С.М. Васильев А.П. и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Москва: ИЗДАТ, 2005. С. 624.
11. Соيفер В.Н. Горячев В.А. Вакуловский С.М. Катрич И.Ю. Тритиевые исследования природных вод в России. ГЕОС. Москва, 2008. С. 286.
12. Вакуловский С.М. Под редакцией Израэля Ю.А. и Богдевича
13. Вакуловский С.М. Гаврилин Ю.И. Горячев Е.А. и др. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси. Москва–Минск, 2009. С. 138.
13. Василенко В.Н. Вакуловский С.М. Имшенник Е.В. и др. Атлас Восточно-уральского и Карачаевского следов, включая прогноз до 2047 года. / Под редакцией Израэля Ю.А. Москва, 2013. С. 140.
14. Израэль Ю.А. Болотнева Л.И. Вакуловский С.М. Никифоров М.В. Авиационная гамма-спектрометрия и возможности её применения // Метеорология и гидрология. 2014, № 8. С. 5 – 14.
15. Вакуловский С.М. Андреев Ф.А. Епифанов А.О., Малышев В.А., Новиленков А.В. Радиометрический комплекс в составе самолёта-лаборатории Як-42Д «Росгидмет». АНРИ, № 1. 2015. С. 32 – 40.
16. Булгаков В.Г. Вакуловский С.М. Крышев И.И. и др. Мониторинг радиационной обстановки на территории России // Под редакцией В.М. Шершакова. Обнинск, 2018. С. 68.
17. Peter Kershaw and Amanda Baxter. The transfer of reprocessing wastes from north-west Europe to the Arctic. Deep-Sea Research II. Vol. 42, № 6, pp. 1413 – 1448, 1995.

Содержание

Введение	3
1. Организация государственной радиометрической службы и регулярных наблюдений на территории страны	8
1.1. Средства и метод радиационного мониторинга приземной атмосферы.....	14
1.2. Средства и методы радиационного мониторинга местности	17
1.3. Средства и методы радиационного мониторинга водных объектов	18
2. Радиоактивное загрязнение природных сред от испытаний ядерного оружия	22
2.1. Динамика техногенного радиационного фона	23
2.2. Радиоактивное загрязнение местности.....	32
2.3. Радиоактивное загрязнение водных объектов.....	32
2.4. Радиоактивное загрязнение местности в Оренбургской области после Тоцких войсковых учений	33
2.5. Радиоактивное загрязнение от подземных ядерных взрывов	37
2.6. Наблюдения за радиоактивным загрязнением в Южном полушарии и Антарктиде	42

3. Радиоактивное загрязнение водных объектов	46
3.1. Радиоактивное загрязнение реки Енисей	46
3.2. Перенос сбросов радиоактивных веществ промышленного предприятия Великобритании (Селлафилд).....	51
3.3. Изучение водного переноса аварийных сбросов АЭС «Фукусима-1»	55
3.4. Радиоэкологическое обследование Обь-Иртышской речной системы	58
4. Радиоактивное загрязнение окружающей среды вследствие радиационных аварий	69
4.1. Аварии на ПО «Маяк»	69
4.2. Авария на Армянской АЭС 1980 года	80
4.3. Авария на Чернобыльской АЭС 1982 года	82
4.4. Авария на Нововоронежской АЭС 1985 года	83
4.5. Авария на Чернобыльской АЭС 1986 года	96
4.6. Авария на СХК 1993 года	121
4.7. Авария на Японской АЭС «Фукусима – 1» 2011 года	126
4.8. Радиационный инцидент на заводе тяжёлого машиностроения в г. Электросталь 2013 года	141
5. Мирные ядерные взрывы – радиационные последствия для окружающей среды	147
5.1. Взрывы в Мирнинском улусе Республики Саха (Якутия)	147
5.2. Подземные ядерные взрывы в Пермском крае.....	154
6. Мониторинг радиационной обстановки в районах расположения радиационных объектов.....	156
6.1. Радиационная обстановка в районе расположения Курской АЭС.....	156
6.2. Радиационная обстановка вокруг радиационных объектов г. Обнинска	158
6.3. Радиационная обстановка в районе расположения ФГУП «ГХК».....	162
7. Радиационная обстановка на территории Арктики	167
7.1. Радиационная обстановка на сухопутных территориях	167
7.2. Мониторинг радиационной обстановки в северных морях.....	170

8. Мониторинг атмосферного переноса рутения-106 в сентябре 2017 – феврале 2018 годов	185
8.1. Результаты радиационного мониторинга Росгидромета	186
8.2. Результаты радиационного мониторинга Госкорпорации «Росатом».....	193
8.3. Анализ данных радиационного мониторинга стран Европы в сентябре 2017 года – феврале 2018 года.....	197
9. Развитие методологии оценки радиационной обстановки на основе природоохранных критериев	206
9.1. Методология оценки радиационной безопасности окружающей среды.....	207
9.2. Оценка контрольных уровней содержания радионуклидов в компонентах окружающей среды.....	209
10. Представление информации о радиационной обстановке	227
11. Основные итоги радиационного мониторинга окружающей среды.....	234
12. С.М. Вакуловский. Воспоминания о работе при проведении радиационного мониторинга	238

Оригинал-макет подготовлен в ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД»
249035, Калужская обл., г. Обнинск, ул. Королёва, 6

Компьютерная верстка О.В. Игнатенко
Корректор Л.В. Гришкина
Подписано к печати 30.09.2020. Формат 60×90/16.
Печать офсетная. Печ. л. 16,3. Тираж 300 экз. Заказ №
Отпечатано в ООО «Информполиграф», г. Москва