
ЧЕРНОБЫЛЬ:

**РАДИОАКТИВНОЕ
ЗАГРЯЗНЕНИЕ
ПРИРОДНЫХ
СРЕД**

УДК 551.510.42 + 621.039.009

Авторы:

Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В. А. Ветров,
В.Н. Петров, Ф.Я. Ровинский, Е.Д. Стукин

Рецензент:

д-р физ.-мат. наук, профессор И. М. Назаров
(Институт прикладной геофизики имени академика Е. К. Федорова)

В книге собраны обобщенные данные о радиоактивном загрязнении окружающей среды в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Последовательно, в хронологическом порядке, освещаются вопросы формирования радиоактивного загрязнения атмосферы, земной поверхности, природных вод, биоты как вблизи АЭС, так и на больших расстояниях от нее. Описан процесс получения, анализа и обобщения информации об уровнях радиоактивного загрязнения, мощности доз гамма-излучения и других данных, которые были положены в основу принятия решений по защите населения и природной среды.

В книге использован оригинальный прием изложения сложных физических и геофизических эффектов и явлений в доступной для неспециалистов форме — авторская пресс-конференция. Книга рассчитана на специалистов в области контроля и изучения радиоактивного загрязнения окружающей природной среды, а также на широкий круг читателей. Гонорар за книгу авторы передают в фонд «Чернобыль».

© Гидрометеиздат, 1990 г.

ПРЕДИСЛОВИЕ

26 апреля 1986 г. произошло событие, всколыхнувшее всю страну и весь мир затронувшее судьбы миллионов людей, — на Чернобыльской атомной электростанции произошла крупнейшая за всю историю атомной энергетики авария — разрушение 4-го реакторного блока и выброс большого количества радиоактивных продуктов в окружающую среду, в результате чего погибли на станции 30 человек. Радиоактивному облучению подверглось население на огромной территории, а также те, кто принимал участие в ликвидации последствий аварии на самой станции и периферии.

Об этой аварии много написано, много говорилось, и совершенно ясно, что она поставила под сомнение широко распространенное мнение об атомной энергетике, как наиболее «чистом» и безопасном виде энергетики.

Без преувеличения, вся страна пришла на помощь при ликвидации последствий аварии, многие десятки тысяч людей участвовали и участвуют в этой работе.

Н. И. Рыжков, назначенный председателем оперативной группы Политбюро ЦК КПСС по ликвидации последствий чернобыльской аварии, на Первой сессии Верховного Совета СССР 12 июля 1989 г. сказал:

«Это была особая ситуация. Я должен сказать, что были привлечены огромнейшие людские силы, материальные ресурсы для того, чтобы погасить очаг аварии, который там возник. Мы не знали о тех последствиях, которые могли произойти, они порой могли быть гораздо худшими, нежели те, которые произошли. Мы вынуждены были, и правильно сделали, что подключили лучших ученых...

...Все делалось для того, чтобы в первую очередь учитывать интересы, человека, его здоровье, его состояние».¹

Образованная в день аварии Правительственная комиссия, названная выше оперативная группа Политбюро ЦК КПСС, оперативные правительственные группы в республиках, территории которых подверглись загрязнению, большое число специалистов — военных и гражданских — вложили колоссальный труд, выполнили и выполняют огромную программу по спасению людей и ликвидации последствий чернобыльской аварии.

В этой работе почти все было неизведанным, не во всех направлениях она шла одинаково эффективно, делались ошибки — но это был героический труд первопроходцев, и люди не жалели сил и здоровья, стараясь сделать все от них зависящее.

М. С. Горбачев, выступая 14 мая 1986 г. по советскому телевидению (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС), сказал:

«Суровый экзамен держали и держат все — пожарные, транспортники, строители, медики, специальные части химзащиты, вертолетчики и другие подразделения Министерства обороны, Министерства внутренних дел...

¹ См. стенограмму заседаний Первой сессии Верховного Совета СССР 12 июля 1989 г. - Изд. Верховного Совета СССР, Бюллетень № 23, 1989, с. 31.

Организации метеослужбы ведут постоянное наблюдение за радиационной обстановкой на земле, на воде и в атмосфере. Они оснащены необходимыми техническими средствами, используют специально оборудованные самолеты, вертолеты и пункты наземного контроля».

За время, прошедшее после аварии, сделано очень многое, накоплен огромный опыт и получен серьезный научный и технический материал. Некоторые вопросы решаются и рассматриваются и сейчас, идет бурное обсуждение наиболее острых вопросов — особенно критериев возможности проживания населения на загрязненных в различной степени территориях. Здесь основная сложность связана с тем, что, с одной стороны, при существующем характере загрязнения, уровень которого постепенно уменьшается с расстоянием от весьма существенных значений до нулевых, нужны определенные критерии возможности проживания, хозяйствования на таких территориях; с другой стороны, известно, что радиоактивное излучение, вызывающее поражение организма, не имеет теоретического порога. Очевидно также, что, чем меньше загрязнение, тем меньше вероятность ущерба и заболеваний, но как определить эту меру? И кто ее определит? Специалисты — республиканские, союзные, международные? Общественность? Верховные Советы республик и СССР? (Хотя сразу после аварии Минздравом СССР были введены временные «аварийные» критерии). До сих пор нет ясного ответа на эти вопросы. По-видимому, вопрос об эвакуации должен решаться на основе добровольного согласия самих людей, но после тщательного ознакомления хотя бы с теоретически возможными последствиями проживания на загрязненной территории и определения соотношения «опасность — безопасность». И, по-видимому, критерии возможности проживания должны быть не только медицинскими, но и социальными, учитывающими все стороны этого очень сложного и важнейшего для людей вопроса.

Безусловно, огромную роль в дальнейшем решении проблем чернобыльской аварии сыграют союзно-республиканская Программа неотложных мер на 1990—1992 гг. по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС, утвержденная III сессией Верховного Совета СССР 25 апреля 1990 г. (на эту программу было выделено 18 млрд. рублей), и соответствующие республиканские программы (УССР, БССР, РСФСР), одобренные этой же сессией Верховного Совета СССР.

Среди огромного числа задач, которые приходилось решать при ликвидации аварии, одной из наиболее важных было оперативное изучение радиационной обстановки и степени радиоактивного загрязнения природных сред. Именно эти данные были необходимы для принятия экстренных решений по обеспечению безопасности населения: об эвакуации из опасных или потенциально опасных мест; о мерах, которые нужно принимать за пределами зон эвакуации; о профилактике радиоактивного загрязнения и медицинском обслуживании; об обеспечении продуктами питания и ограничении их использования в случае загрязнения; о введении льгот и т. п.

Ответственность за проведение измерений, изучение радиационной обстановки, воздействий радиации и их последствий, за организацию работ по ликвидации этих последствий распределена следующим образом:

1 Проведение измерений и изучение радиационной обстановки на самой атомной станции, на промплощадке станции, в г. Припять — химические войска МО СССР, специалисты Минатомэнергопрома.

2 Проведение измерений и изучение радиационной обстановки за пределами указанных зон — Госкомгидромет СССР совместно с Минздравом СССР, Министерством обороны СССР, Академией наук СССР и соответствующими республиканскими министерствами и ведомствами (РСФСР, УССР, БССР).

3 Установление критериев возможности проживания населения на загрязненных территориях, необходимости эвакуации и временного отселения, введения жесткого контроля за продуктами питания, нормативов на загрязнение продуктов питания — Минздрав СССР и АН СССР.

4. Оценка полученных и прогнозируемых доз внешнего и внутреннего облучения населения

на загрязненных территориях — Минздрав СССР и республиканские министерства.

5. Определение воздействия на население радиационной обстановки, принятие профилактических и лечебных мер, рекомендации по проживанию населения на загрязненной территории — Минздрав СССР и республиканские министерства.

6. Радиационный контроль продуктов питания — Минздрав СССР, Госагропром СССР и республиканские министерства и ведомства.

7. Меры, направленные на уменьшение загрязнения и рекомендации для ведения сельскохозяйственных работ на загрязненной территории — Госагропром СССР и республик.

8. Дезактивация загрязненных территорий, строений и техники — Министерство обороны СССР совместно с АН СССР и Минатомэнергопромом.

Необходимо сделать разъяснение по пунктам 1 и 2.

Очевидно, что в случае аварии на территории предприятия (в данном случае — на АЭС), измерения на станции, энергоблоках, промплощадке, в санитарно-защитной зоне, а также на территории своего жилого городка (г. Припять) проводят дозиметристы самой станции. В связи с масштабностью аварии, 26 апреля (в день аварии) к оперативным измерениям были привлечены химические войска Министерства обороны СССР. Они вели измерения наземными средствами на территории станции, промышленной площадки, в г. Припять и ближней зоне (главным образом, 10-километровой), примыкающей к Чернобыльской АЭС, с 26 апреля и затем длительное время, вплоть до укрытия разрушенного реактора, и представляли информацию по своей линии.

Госкомгидромет СССР в соответствии с программой, разработанной для экстремальных ситуаций, проводил измерения радиационной обстановки на метеорологических станциях, оснащенных рентгенометрической аппаратурой; 26 апреля к работе подключился вертолет, 27 апреля — специально оборудованный радиометрической и пробоотборной аппаратурой самолет Ан-30рр, который вел, в основном, измерения «газовой» струи.

Широкое и детальное обследование радиоактивного загрязнения природных сред Госгидромету СССР было поручено Оперативной группой Политбюро ЦК КПСС вечером 29 апреля, и с этого момента Госкомгидромет СССР регулярно представлял детальную и обширную информацию о загрязнении. Она относилась к территории за пределами зоны действия подразделений химвойск Министерства обороны СССР — 10-километровой зоны вокруг ЧАЭС, поскольку к 29—30 апреля эта зона была обследована, и решение об эвакуации населения из нее было принято, а из г. Припять и ряда сел население уже было эвакуировано.

Конечно, в дальнейшем измерения, проводимые химвойсками и Госкомгидрометом СССР (и другими ведомствами), были скоординированы, но разделение ответственности по территории оставалось и далее — Госкомгидромет СССР представлял детальную информацию за пределами 10-километровой зоны по всей территории СССР.

С 29 мая 1986 г. ответственность за выполнение всех вышеперечисленных мер была возложена на Госкомгидромет СССР, Минздрав СССР, Министерство обороны СССР и Академию наук СССР. В работу по массовым измерениям были вовлечены, помимо указанных ведомств, Минздравы республик (РСФСР, УССР и БССР), АН республик, Госагропром СССР и республик, Государственный комитет СССР по использованию атомной энергии, Мингео СССР и республик, Госкомлес СССР и республик и многие другие организации. Вначале измерялись уровни радиации (мощность дозы, уровень гамма-излучения), затем изотопный состав загрязняющих веществ (с самолетов и вертолетов определялся спектральный состав излучения, в лабораториях применялись спектральные и радиохимические методы), определялась плотность загрязнения местности отдельными радионуклидами и их концентрация в воздухе, воде и биоте.

Вся огромная информация оперативно обрабатывалась, анализировалась и передавалась в Оперативную группу Политбюро ЦК КПСС и Правительственную комиссию, руководству республик (РСФСР, УССР, БССР) и областей, территории которых подверглись существенному загрязнению, а затем и в ряд загрязненных районов, а также во все министерства и ведомства, занимающиеся ликвидацией аварии и нуждающиеся в этой информации.

Обобщенная информация, на основании которой принимались централизованные решения, и другие, особенно сводные материалы рассматривались на Межведомственной комиссии по радиационному контролю при Госкомгидромете СССР, которая координировала работы по изучению радиационной обстановки и контролировала их методическое и приборное обеспечение, а также правильность и надежность проведения измерений.

Вопрос распространения информации о загрязнении решала Правительственная комиссия.

14 мая 1986 г. в выступлении по телевидению в связи с аварией на Чернобыльской АЭС Генеральный секретарь ЦК КПСС М. С. Горбачев внес предложения о создании международного режима безопасного развития ядерной энергетики и обратился с соответствующими посланиями в ряд международных организаций: Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ), Всемирную метеорологическую организацию (ВМО), Всемирную организацию здравоохранения (ВОЗ), Программу Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП).

Все важнейшие материалы по аварии и ее последствиям, а также по ликвидации последствий (как оперативные, так и научные) были переданы в указанные международные организации: прежде всего, в МАГАТЭ — в августе 1986 г., в ВМО и ЮНЕП — в 1987 г. (материалы продолжают передаваться по мере получения).

Международные организации быстро и положительно откликнулись на послание М.С. Горбачева и предприняли необходимые меры.

Были разработаны и приняты две международные конвенции (Советский Союз присоединился к этим конвенциям).

На основании представленной информации и обсуждений был принят итоговый доклад международной консультативной группы по ядерной безопасности. Переданные материалы (их объем в конечном виде определял Государственный комитет по использованию атомной энергии) были опубликованы в научной печати и в виде отдельных брошюр, в этом материале содержались и карты радиационной обстановки в зоне загрязнения (на конец мая 1986 г. и конец 1987 г.). Данные о радиационной обстановке в шести пунктах непрерывно передавались Госкомгидрометом СССР в МАГАТЭ.

С февраля 1989 г. вся информация о загрязнении местности и природных сред публикуется в массовой открытой печати (газеты «Правда», «Советская Белоруссия», «Радянська Україна», «Брянский рабочий» и др.). В июле—августе 1989 г. Госкомгидрометом СССР изданы большим тиражом и направлены во все районы брошюры с информацией о загрязнении местности долгоживущими изотопами ^{137}Cs и ^{90}Sr , представляющими основную опасность, в населенных пунктах РСФСР, УССР, БССР (всего несколько тысяч). Во многих населенных пунктах информация доводится местными властями до населения всеми доступными средствами.

В предлагаемой читателю коллективной монографии обобщены основные данные о радиоактивном загрязнении природных сред в результате чернобыльской аварии, полученные за первые три с половиной года, т. е. за период 1986—1989 гг. (эти данные дополнены в 1990 г.) за пределами самой станции и промышленной площадки.

Эти данные явились основой для оперативных и плановых действий, предпринимаемых для обеспечения безопасности населения, в том числе определение зон отчуждения, зон эвакуации населения и жесткого контроля. Они широко используются для определения условий ведения хозяйства на загрязненной территории, принятия решений по

дезактивации, дополнительному отселению и другим мерам по ликвидации последствий аварии.

В получении этих данных принимали участие специалисты перечисленных выше ведомств.

В книге в основном представлены материалы, полученные в рамках работ Госкомгидромета СССР.

Данные о радиоактивном загрязнении природных сред при аварии обсуждались на первой Всесоюзной конференции «Радиационные аспекты чернобыльской аварии», проведенной с 22 по 25 июня 1988 г. в г. Обнинске в соответствии с решением Госкомгидромета СССР, Президиума АН СССР, Минздрава СССР, Госагропрома СССР и Министерства обороны СССР, и других научных конференциях в СССР и за рубежом. Целью настоящей книги является ознакомление специалистов и широких слоев населения с обобщенными данными о радиоактивном загрязнении природной среды в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Авторы старались объективно обобщить информацию о радиационной обстановке, радиоактивном загрязнении природных сред после аварии, а также представить данные, лежащие в основе научного обоснования принятых и принимаемых мер в зонах, затронутых аварией на ЧАЭС, т. е. информацию, которая необходима и массовому потребителю, и многим специалистам.

Книга рассчитана как на массового читателя, так и на широкий круг специалистов.

Конечно, более скрупулезный научный анализ полученного огромного материала и его обобщение — дело будущего. С нашей точки зрения, в книге не все материалы изложены одинаково детально; к сожалению, не представилось возможным привлечь к работе над этой «предварительной» книгой весь научный контингент специалистов, принимавших участие в ликвидации аварии.

Многие приводимые в книге данные опубликованы при передаче в международные организации — МАГАТЭ, ВМО, ЮНЕП, а также в журналах «Атомная энергия» и «Метеорология и гидрология», представлены на международных конференциях и совещаниях, приведены в газетных публикациях.

Книга состоит из двух частей. В первой основной материал обобщен в форме, доступной для самого широкого круга читателей; в эту часть включены материалы импровизированной авторской пресс-конференции, где ставятся вопросы, интересующие многих ученых и широкую общественность, и приводятся ответы на них. Эта глава отражает остроту и напряженность ситуации, существующей в загрязненных в результате аварии районах. Здесь же делается попытка разъяснить фактическое положение и дать объективную обобщенную информацию о радиационной обстановке и загрязнении природных сред. Вторая часть книги как бы является научным обоснованием с привлечением широкого фактического материала первой части книги и всей проблемы, которой посвящена книга.

Авторами настоящей книги являются специалисты, принимавшие личное участие в изучении радиационной обстановки и радиоактивного загрязнения природных сред и ликвидации последствий аварии буквально с первых дней после нее.

Работа над книгой распределена следующим образом: предисловие написано Ю.А. Израэлем; глава 1 написана Ю.А. Израэлем, С.М. Вакуловским, В.А. Ветровым, В.Н. Петровым, Ф.Я. Ровинским, Е.Д. Стукиным; глава 2 — Ю.А. Израэлем; глава 3 — Ю.А. Израэлем, В.Н. Петровым, а также В. А. Ветровым (п. 3.1) и Е. Д. Стукиным (п. 3.8); глава 4 — Е.Д. Стукиным, а также В.Н. Петровым (п. 4.1); глава 5 — В. А. Ветровым; глава 6 — С.М. Вакуловским, Ф.Я. Ровинским, а также В. А. Ветровым (п. 6.7); глава 7 — Ю.А. Израэлем, В.Н. Петровым; глава 8 — В. А. Ветровым.

Авторы выражают глубокую благодарность всем специалистам, принимавшим участие в работах по сбору материалов и в получении данных, которые использовались в настоящей монографии.

ЧАСТЬ 1

Глава 1

ВМЕСТО ВВЕДЕНИЯ.

ОТВЕТЫ НА НАИБОЛЕЕ ВАЖНЫЕ ВОПРОСЫ

В настоящей главе мы попытаемся ответить на наиболее важные, сложные вопросы, связанные с проблемой радиоактивного загрязнения окружающей природной среды в результате чернобыльской аварии. Вопросы составлены таким образом, что они затрагивают проблемы, которые более всего интересуют и беспокоят людей. Часть из них является синтезом вопросов и суждений, высказанных населением г. Брагина, п. Полесского, п. Народичи, Наровля и др. во время встреч авторов с их населением, а также вопросов, с которыми обращались к нам народные депутаты, журналисты в официальных и частных беседах. Ответы в основном находятся в рамках компетенции авторов книги (геофизические аспекты).

Ответы на некоторые вопросы входят в компетенцию смежных областей деятельности (здравоохранения, агропрома), но таким образом достигается целостность ответов (с обязательными ссылками на соответствующие источники информации); ответственность за фактические данные и критерии, в конечном итоге, лежит на представителях соответствующих специальностей.

В ответах широко использована информация о последствиях чернобыльской аварии, опубликованная в последнее время в газетах «Правда», «Известия», «Медицинская газета», «Советская Белоруссия», «Радянська Україна» и др.

Вопрос 1. *Какая доля радиоактивных веществ (и по каким причинам) вышла из активной зоны реактора при аварии в природную среду? Где находятся остальные радиоактивные продукты?*

В результате неядерного взрыва реактора 4-го блока Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) были повреждены и разгерметизированы тепловыделяющие элементы (ТВЭЛ), содержащие ядерное топливо (уран-235) и накопившиеся за время работы реактора (до трех лет) радиоактивные продукты деления (сотни радионуклидов, включая ряд долгоживущих) и активации нейтронами.

По нашим оценкам, общее относительное количество продуктов ядерного деления, вышедших в природную среду из разрушенного реактора, составляет 3,5—4,0%. Эта цифра получена путем интегрирования активности (точнее, энерговыделения) всех радиоактивных веществ, выпавших на земную поверхность на территории СССР за пределами ЧАЭС и ее промышленной площадки, и сравнения полученной суммарной активности с теоретическим значением активности продуктов, накопившихся за время работы реактора. Мы не подсчитывали выброс этих веществ в атмосферу в других единицах (например, в килограммах) и публикуем только то, что измеряли и измеряем. Некоторая часть радиоактивных продуктов была унесена воздушными потоками за рубеж, причем летучие изотопы — в значительном количестве. Основная часть радиоактивных веществ, по-видимому, осталась в зоне разрушенного реактора (в пределах поврежденного корпуса и здания) и некоторое количество попало в зону

разбросанных элементов разрушенного блока в непосредственной близости от реактора (в настоящее время все эти элементы в основном собраны и захоронены).

Общая доля выброса несколько превышает названное значение, но, по-видимому, незначительно, поскольку на большие расстояния (за рубеж) могли уйти лишь летучие радиоактивные продукты, доля которых в общем выбросе относительно невелика (кроме изотопов благородных газов, которые мы не учитываем при определении доли выброса, так как они не участвовали в формировании загрязнения местности и не поглощались организмами людей, хотя и представляли собой источник гамма-излучения). Для цезия-137 проведены расчеты доли выпадения и на дальних расстояниях (по зарубежным данным). Изотопный анализ проб на дальних расстояниях показал, что вклад других изотопов в общую долю выброса за пределы СССР весьма незначителен.

Кроме первоначального выброса в момент аварии, в течение нескольких дней (около 10) из зоны реактора продолжали выходить летучие вещества (изотопы йода, теллура, цезия, рутения и др.). Поэтому относительное количество этих элементов (доля) в выбросах больше. Поступление радиоактивного йода в природную среду составило около 30%, цезия — около 15%, в то время как выброс «тугоплавких» радионуклидов составил менее 0,5— 2 %. Повторяем, суммарный выход радиоактивных продуктов оценивается в 3,5—4,0 %. Появившиеся в последнее время (1989 г.) в неспециализированных журналах («Новый мир», № 6; «Смена», № 24) количественные оценки выбросов радионуклидов не основаны на каких-либо официальных экспериментальных данных и относятся к выбросу ядерного топлива. Называется доля выброса до 70 %, в то время как академик Е. П. Велихов на сессии Верховного Совета СССР 25 апреля 1990 г. отметил, что 97 % ядерного топлива остается внутри саркофага (см. «Известия», № 117 от 26.04.90).

Вопрос 2. *Случались ли ранее аварии, подобные чернобыльской? Сравнимы ли они по выбросам радиоактивных веществ в окружающую среду?*

Мелких и средних аварий у более чем 400 действующих в мире реакторов было много.

Если говорить о крупных авариях, то необходимо напомнить об аварии в Уиндскейле (Великобритания) в 1957 г. и аварии на реакторе Тримайл-Айленд в США несколько лет назад. При аварии на Тримайл-Айленд за пределы корпуса реактора вышло 25 % радиоактивного йода, 53 % цезия (по данным журнала «Инвайронмент» за сентябрь 1986 г.), но в природную среду за пределы внешних защитных сооружений реактора выделилось относительно небольшое количество радиоактивных продуктов. Что касается выброса радиоактивных веществ в природную среду, то авария на Чернобыльской станции — самая крупная в мире.

Вопрос 3. *Какая радиационная обстановка сложилась в нашей стране в целом после аварии и какой она представляется сейчас? Ведется ли непрерывный контроль за радиационной обстановкой и кем? Насколько надежны полученные данные?*

Если ответить кратко — обстановка напряженная. Общая площадь с уровнем загрязнения цезием-137 выше 15 Ки/км² составляет около 10,2 тыс. км². На этой территории (за пределами зоны проведенной в 1986 г. эвакуации) к началу 1990 г. проживало 230 тыс. чел. Территория с уровнем загрязнения выше 5 Ки/км² составляет 28

тыс. км², а выше 1 Ки/км² — немногим более 100 тыс. км². (Подробно об этом см. гл. 2.)

Наземными измерениями уровней радиации занимаются более 15 организаций и институтов многих ведомств, в том числе республиканских. Существует межведомственный совет по контролю радиационной обстановки (головная организация — Госкомгидромет СССР). Все обобщенные данные рассматриваются на совете. Если обнаруживаются противоречивые данные, они тщательно проверяются, измерения проводятся повторно специалистами нескольких организаций. В каждом населенном пункте проводятся десятки, сотни рентгенометрических измерений (измеряется мощность дозы гамма-излучения), отбираются десятки проб для спектрометрического и радиохимического анализов отдельных изотопов по рассмотренным и признанным коллегиально методикам (всего за эти годы проанализировано более ста тысяч проб, в основном на долгоживущие изотопы — цезий-137, стронций-90, плутоний-239).

В первый год проводился широкомасштабный анализ проб и на более короткоживущие изотопы: лантан и барий-140; цирконий и ниобий-95; рутений-103, -106; церий-141, -144; цезий-134 и др., а в начальный период — на нептуний-239; йод-131, -132; теллур-132 и др. Эти изотопы учитывались как при расчетах доз внешнего облучения, так и при определении уровня загрязнения продуктов питания и дозовых нагрузок внутреннего облучения (Минздравом и Госагропромом). Измерения отдельных изотопов велись и позже, но их вклад в дозу становился все меньше (см. соответствующие главы). Кроме того, вся территория регулярно обследуется с помощью авиасредств. Такая система измерений дает достаточно высокую точность (в среднем 30%), хотя возможны отдельные большие отклонения. Начиная с 1990 г. (а в некоторых местах и с 1989 г.) проводятся «подворные» обследования, т. е. измерения в каждом дворе, на индивидуальных участках и в домах на загрязненных территориях, особенно там, где практикуется добровольное отселение с государственной компенсацией.

Новые крупные зоны загрязнения после 1986 г. не обнаружены. Еще в начале мая 1986 г. были проведены тщательные авиационные обследования практически всей европейской части СССР (карта приведена в книге). На этой карте отчетливо видна загрязненная территория к северо-востоку от основной зоны — на стыке Могилевской, Гомельской (БССР) и Брянской (РСФСР) областей, в Орловской, Тульской, Калужской областях (РСФСР), а также к западу от основной зоны в районе Пинска и Ровно, к югу и юго-западу в районе Белой Церкви и Канева, в районе Ивано-Франковска и в меньшей степени — в ряде других районов европейской части СССР. Однако последовательно уточняются изолинии загрязнения в относительно слабо загрязненных зонах, Госагропромом и Минздравом изучаются коэффициенты перехода изотопов в пищевые продукты, которые зависят от типа почв, высоты и состава травостоя и т. д. Так, в Ровенской области при относительно невысоких уровнях загрязнения (около 5 Ки/км² и менее) было обнаружено устойчивое превышение норм по загрязнению молока.

Если вначале все силы брошены были на массовые измерения и съемки территории с плотностями загрязнения выше установленных в качестве критерия жесткого контроля (например, по цезию-137 — выше 15 Ки/км²), то в 1989—1990 гг. проводились съемки на территориях с плотностью загрязнения 1 ... 5 Ки/км² с целью уточнения изолиний в этих пределах.

Путем тщательных авиационных и наземных обследований практически всей Европейской части СССР уточняются изолинии загрязнения в относительно слабо загрязненных зонах, а также значения коэффициентов перехода изотопов в пищевые

продукты, которые зависят от типа почв, высоты и состава травостоя и т. д. Так, в Ровенской области при относительно невысоких уровнях загрязнения было обнаружено устойчивое превышение норм загрязнения молока.

Необходимо отметить еще одну особенность: при повторных (более детальных) измерениях в ряде населенных пунктов в 1988—1989 гг. обнаруживались отдельные точки или пятна малого размера с повышенными плотностями загрязнения. Это обусловлено прежде всего детализацией съемок там, где загрязнение имеет крайне неравномерный, «пятнистый», характер, а также появившимися позже вследствие переноса и «концентрирования» техногенными примесями (перенос загрязняющих веществ транспортными средствами из более загрязненных зон, точки загрязнения под «сливами» крыш, на скотных дворах, в местах свалки золы из печек, неубранные кучи земли после дезактивации). Так в г. Коростень (УССР) на фоне среднего загрязнения 6—7 Ки/км², определенного по равномерной сетке (по данным анализа около 1000 проб), было выявлено несколько сотен точек с весьма высокими плотностями загрязнения (в 20—30 раз выше среднего), но имевших локальный характер: их общая площадь составляла 16 тыс.м², т. е. менее 0,1 % площади всего города (35 км²). Меры по дезактивации в городе были направлены прежде всего на ликвидацию именно таких точек.

Неправомерно измерять уровни загрязнения таких точек в единицах Ки/км², поскольку их площади значительно меньше 1 км² и составляют единицы или десятки квадратных метров. В таких случаях следует применять другие единицы измерения — мКи/м² (на квадратный метр, а не километр).

Все подобные пункты необходимо тщательно обследовать и подвергать полнейшей дезактивации. На общую геофизическую обстановку эти пятна с малой площадью влияют незначительно, но имеют несомненное локальное значение. Они также очень остро воспринимаются с психологической точки зрения при оценке правильности результатов измерений и возможности проживания и хозяйствования в таких населенных пунктах, поэтому должны быть предметом тщательного выявления и немедленной дезактивации.

Детальное измерение уровней радиоактивного загрязнения территорий продолжается. В измерениях участвуют главным образом Госкомгидромет СССР (и республик), Мингео СССР (и республик), Академии наук (БССР и УССР), Госагропромы республик.

Вопрос 4. *Могла бы авария на ЧАЭС иметь более тяжелые последствия? При каких условиях? Могли ли возникнуть более тяжелые ситуации при таком же выбросе радиоактивных веществ в случае иных метеоусловий?*

Да. Если бы разрушение при тепловом взрыве было более масштабным, что теоретически могло случиться, в природную среду поступила бы большая доля радиоактивных продуктов, что могло обусловить в несколько раз более тяжелую радиационную обстановку, особенно при условии дальнейшего роста температуры в реакторе (здесь не обсуждается вопрос о возможности избежать самой аварии — по нашему мнению, безусловно, аварии можно было избежать).

Однако, если говорить о более тяжелых последствиях при иных метеоусловиях, то можно с уверенностью сказать, что значительно больший ущерб мог быть нанесен г. Припять, который, находясь сего в 2—3 км от станции, все же не попал в зону сильного загрязнения. Под действием ветра первоначальное радиоактивное облако и струя

разделились в направлениях к западу и северу, а г. Припять остался между этими двумя загрязненными воздушными потоками, как и расположенный близко к АЭС г. Чернобыль, который не подвергся сильному загрязнению (в связи с близким к месту аварии расположением эти города были эвакуированы). Ветер, изменяя свое направление, принес радиоактивную воздушную массу в Киев лишь через 3—4 суток, что привело к относительно небольшому повышению там уровня радиации — значения мощности дозы гамма-излучения 1—2 мая достигли 1,0 мР/ч (местами до 2,2 мР/ч). Через несколько дней, когда выход радиоактивных продуктов из реактора возрос, направление ветра изменилось сначала к юго-западу, а затем к северо-западу и северу, и уровни радиации в Киеве уменьшились.

С другой стороны, ряд небольших населенных пунктов, расположенных к западу и северу от АЭС, сразу попали в зону значительного радиоактивного загрязнения (села Бураковка, Толстый Лес и др.) и были срочно эвакуированы.

Вопрос 5. *Что Вы думаете об эвакуации людей после аварии на ЧАЭС? Чем объяснить, что через 3—4 года после аварии вновь возник вопрос об отселении? Могут ли аналогичные проблемы возникнуть в будущем?*

Непосредственно из района аварии население было эвакуировано в первые же дни — срочно из ближайших сел, а затем и более отдаленных. Из зоны радиусом 30 км («тридцатикилометровая зона») эвакуация была проведена независимо от того, была ли загрязнена территория или нет, поскольку изменялось направление ветра и струя радиоактивных продуктов могла попасть в любой населенный пункт, а 30 км, согласно расчетам, составляли радиус возможного опасного поражения. Решение об эвакуации из 30-километровой зоны, которую мы условно называли первой зоной отселения, было принято правительственной комиссией под председательством Н. И. Рыжкова 2 мая 1986 г. в г. Чернобыле. Госкомгидромет СССР настаивал на принятии этого предложения во время его обсуждения.

Часть 30-километровой зоны так и осталась незагрязненной (либо слабо загрязненной) — это южная часть зоны (точнее, юго-западная и юго-восточная), и в этих районах проживание людей возможно (в ряд населенных пунктов население вернулось, например, в крупное белорусское село Гдень).

Вторая зона — зона с мощностью дозы гамма-излучения более 15 мР/ч, пересчитанной условно на 10 мая 1986 г. (ограниченная так называемой красной линией), внутри которой люди, если бы их не эвакуировали, могли получить в первый год после аварии дозу 10 бэр (и более). Именно доза в 10 бэр была определена Минздравом СССР сразу после аварии как критерий, превышение — которого является недопустимым для населения. Поэтому геофизики путем тщательных измерений «оконтуривали» именно эту территорию. Территория, ограниченная красной линией, находится в основном внутри 30-километровой зоны, но выходит за ее пределы на западе в виде очень узкой полосы на расстоянии до 75—85 км от АЭС, а на севере — в виде широкой полосы примерно до 40—45 км от АЭС. Если учесть эвакуацию из обеих зон, то всего было эвакуировано (постоянно, без возвращения) примерно 116 тыс. чел. Им было построено жилье, обеспечены условия для работы и проживания, и вопрос об их возвращении официально не стоит.

Проведенная эвакуация обеспечила безопасность населения в рамках введенных Минздравом СССР аварийных критериев. По данным Минздрава СССР, в течение трех лет на загрязненной территории (вблизи зоны эвакуации) люди получили среднюю дозу

около 6 бэр (установленная этим министерством норма для первых трех с половиной лет — до 01.01.90 — составляет 17,3 бэр). Проблема повышения уровня заболеваемости обычными болезнями и некоторых специфических последствий хронического облучения малыми дозами остро обсуждается медиками.

А в 1986 г. из зоны, ограниченной изолинией 3 мР/ч («голубая линия»), которая определена условно на 10 мая 1986 г., были временно — на несколько месяцев — отселены дети и беременные женщины, т. е. наиболее чувствительный контингент населения, который в результате получил значительно меньшие дозы (в Киеве на 10 мая 1986 г. уровень радиации составлял 0,32 мР/ч).

Таким образом, особенности измерений радиационной обстановки на каждом этапе диктовались критериями допустимости такой обстановки, утвержденными Минздравом СССР. Основным критерием в первый год после аварии явилась недопустимость получения населением дозы 10 бэр (по 5 бэр за счет внешнего и внутреннего облучения). Как уже отмечалось, измерениями или исследованиями было показано (и это подтвердилось на практике), что этому критерию (по внешней дозе) соответствовала изолиния мощности дозы 5 мР/ч, пересчитанная на 10 мая 1986 г. (для реального изотопного состава). Таким образом, наиболее оперативной задачей радиометристов и дозиметристов было повсеместное определение этой изолинии, внутри которой эвакуировалось все население (напомним, что полная эвакуация осуществлялась также из всей 30-километровой зоны). Соответствующая карта была представлена уже в начале мая 1986 г. Для контроля продуктов питания, а следовательно, для обеспечения неперевышения доз внутреннего облучения были введены критерии по загрязнению местности долгоживущими изотопами: 7, а затем 15 Ки/км² для цезия-137, Ки/км² для стронция-90 (ограничение внутренней дозы за счет перорального поступления) и 0,1 Ки/км² для плутония-239 (ограничение дозы за счет ингаляционного поступления).

В мае—июне 1986 г. были организованы необходимые измерения соответствующие карты (по цезию-137, стронцию-90, плутонию-239) были представлены в республики в июле—августе 1986 г. Конечно, в первую очередь детально обследовались территории, где плотность загрязнения была выше указанных значений или близка к ним. Эти данные были доведены и до районного уровня. Это подтверждает в своем репортаже («Неделя» № 30, 1989 г.) народный депутат СССР Алла Ярошинская: «Сегодня кое-кто из местных руководителей области (Житомирской — Ю. И.) говорит, что до последнего времени не было карты радиационного загрязнения района. Неправда, была. Я видела ее под большим секретом еще два года назад в кабинете у председателя райисполкома В. С. Будько (ныне — первый секретарь райкома партии). И живого места практически на той карте не было». Конечно, вопрос о засекречивании этих карт решался не Госкомгидрометом СССР.

Кроме выше перечисленных карт по данным аэрогамма-съемок были составлены карты загрязнения местности (на 2—12 июня 1986 г.) цирконием и ниобием-95, лантаном-140, рутением-103. Тщательно измерялся изотопный состав загрязнения на всех «ветвях» следа.

На основании представленных данных и карт изотопного загрязнения принималось решение: можно ли обеспечить введенные Минздравом СССР критерии (10 бэр за первый год; 3 бэр за второй год; 2,5 бэр за третий год после аварии; 17,3 бэр до 1 января 1990 г.) в зонах, где население не было эвакуировано, а плотности загрязнения долгоживущими изотопами (особенно цезием-137, его было очень много!) были высокими — более 15; 40, а в некоторых местах достигали 100 Ки/км²!

Специалисты-аграрники и медики (здесь мы уже выходим за рамки компетенции Госкомгидромета СССР) сделали вывод, что если людей, проживающих в таких местах, снабжать чистыми (привозными) продуктами, чтобы не допускать внутреннего облучения, которое превышало внешнее, а на сельскохозяйственных угодьях принять ряд мер (известкование почв, внесение калийных удобрений и т. д.), то можно обеспечить главный критерий — непревышение предельной дозы для населения, проживающего в этих районах. Республиканские власти в 1986 г. пошли на этот вариант рекомендаций: не дополнительное выселение, а обеспечение этих населенных пунктов чистыми продуктами, что «снимет» дозу внутреннего облучения от продуктов местного производства и уменьшит общую дозу в несколько раз. В конце июля—августе 1986 г. было принято решение не выселять людей из этих деревень, за исключением 34 деревень, где наблюдались особенно высокие уровни загрязнения (29 деревень в БССР, четыре — в РСФСР и одна — в УССР).

Итак, до 1989 г. считалось, что обеспечение чистыми продуктами населения этих деревень позволит не превысить установленных дозовых нагрузок и обеспечить критерии, введенные Минздравом СССР для первого, второго, третьего и четвертого годов после аварии.

Однако в 1989 г. в подходах к оценкам допустимых нагрузок произошли существенные изменения.

Во-первых, в связи с окончанием первого 4-летнего периода Минздравом СССР был введен предельный дозовый критерий «на всю жизнь» — 35 бэр, включая дозу, полученную за время начиная с момента аварии. Эта концепция подвергалась весьма острой критике как со стороны многих ученых из Белоруссии и Украины, так и со стороны общественности (с учетом того, что все цифры и карты в настоящее время опубликованы).

Во-вторых, выяснилось, что далеко не везде, где надо, местные власти обеспечивают бесперебойное снабжение населения чистыми продуктами.

В-третьих, тот факт, что в районах высокого загрязнения население (даже при обеспечении чистыми продуктами) не может пользоваться продуктами местного производства (дары леса, молоко, часть сельскохозяйственной продукции, в том числе с собственных участков, и др.), и сам режим поведения людей в таких зонах существенно изменился (в соответствии с рекомендациями ограничены или запрещены прогулки и купания, особенно для детей, и т. д.), не может не вызывать законного возмущения и беспокойства населения.

Возник ряд новых критериев, в том числе критерий наличия загрязненных продуктов местного производства, загрязнения окружающих поселки сельскохозяйственных угодий и других критериев, связанных с социальными аспектами. В республиках и Правительственной комиссии возникли предложения об отселении ряда сел, где, с одной стороны, загрязнение достаточно велико (более 40 Ки/км² по цезию-137), с другой стороны, имеются трудности в обеспечении населения чистыми продуктами, а также в проведении специальных агромелиоративных работ, т. е. в проведении мероприятий, которые могли бы уменьшить дозу внутреннего и внешнего облучения ниже введенного предела — 35 бэр за жизнь. Таким образом, при рассмотрении этого вопроса решающую роль сыграли социальный и психологический факторы.

С учетом того факта, что в ряде районов, в зависимости от агрохимических особенностей почв, уровень содержания цезия-137 в молоке превышает установленный Минздравом СССР норматив даже при плотности загрязнения, значительно меньшей 15

Ки/км² (т. е. ограничивается потребление продуктов местного производства), 20 октября 1989 г. принято постановление Совета Министров СССР и ВЦСПС (№ 886) о введении дополнительных мер по усилению охраны здоровья и улучшению материального положения населения, проживающего на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В частности, этим постановлением семьям, имеющим детей в возрасте до 14 лет, беременным женщинам и лицам, которым по медицинским показаниям не рекомендовано проживание на этих территориях, изъявившим желание выехать на новое место жительства, предоставлено право выезда с соответствующими компенсациями и льготами.

После принятия Верховными Советами СССР и республик Государственной и республиканских программ ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС, вопрос о возможности проживания людей на любых загрязненных территориях встал с новой остротой. Многие не признали критерий Минздрава, и Правительственной комиссией по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС было дано новое поручение о выработке критерия безопасного проживания населения с учетом всех факторов, т. е. критерия, который будет уже не только «медицинским», но и социальным (срок разработки нового критерия — конец 1990 г.).

Вопрос 6. *Куда и кем передавалась информация о радиоактивном загрязнении? Как использовалась? Были ли нарекания по поводу недостаточности или нечеткости информации?*

Вся информация оперативно, буквально в течение нескольких часов, особенно в первое время после аварии, передавалась в правительственную комиссию в Чернобыле, затем (параллельно) — в оперативную группу Политбюро ЦК КПСС в Москве, руководству республик — по территориям и населенным пунктам, где возникло существенное загрязнение (УССР, БССР, РСФСР), затем руководству ряда областей, а позже — и районов. Информация передавалась Госкомгидрометом СССР, республиканскими управлениями по гидрометеорологии УССР и БССР, Советами Министров — местным властям (о наличии этих данных в виде карт загрязнения уже упоминалось выше — см. ответ на вопрос 5 со ссылкой на народного депутата СССР А. Ярошинскую). Конечно, в первое время предоставлялась информация о наиболее загрязненных территориях, а также обобщенная информация о всех загрязненных территориях, но «география» детализированных данных все время расширялась: так, в 1989 г. данные о многих зонах с уровнем загрязнения 1—5 Ки/км² по цезию-137 поступали на места. Обобщенные или сводные данные направлялись в республики после рассмотрения на межведомственной комиссии по радиационной обстановке.

Первые данные, полученные с метеостанции и вертолета, были доложены (устно) Укргидрометом 26 апреля 1986 г. Совету Министров УССР. Начиная с 27 апреля все получаемые данные о радиационной обстановке регулярно передавались письменно Госкомгидрометом СССР в ЦК КПСС и комиссии, Укргидрометом — руководству республики (в частности, по г. Киеву ежедневно с момента повышения уровня радиации в 13.00 30 апреля 1986 г.). Затем подключились другие организации — Минздрав СССР, Госагропром СССР, АН СССР, Госкомитет СССР по использованию атомной энергии, Мингео СССР, Госкомлес СССР, в том числе и республиканские организации. Очень квалифицированно работали институты АН УССР и АН БССР и др.; в первые месяцы было направлено более чем в 100 адресов больше 500 документов и информационных донесений. Химические войска Министерства обороны СССР также передавали

информацию по своей линии.

Вся эта информация оперативно использовалась для принятия решений — эвакуации и временного выселения. Естественно, в этом случае население сразу же информировалось о ситуации, а на неотсеяемых территориях — о принятии широкого круга других мер, таких, как ввоз чистых продуктов, контроль местных продуктов, а также введение льгот для населения загрязненных районов.

Значительных замечаний или претензий по поводу качества и оперативности представления информации не было, несколько раз возникали методические споры. По этому поводу сразу же создавались комиссии (в том числе, в рамках межведомственной комиссии). Наиболее острыми были два вопроса: какими приборами измерять уровни радиации (наземные массовые измерения) и о методике измерения содержания стронция-90 на Украине. Не вдаваясь в технические детали, отметим, что оба вопроса были решены в пользу головной организации. Несколько раз вопрос о неточности информации поднимался в печати, однако во всех случаях неспециалистами, и после проверки устанавливалась некорректность таких высказываний.

По прошествии некоторого времени (особенно остро в 1989 г.) возникли нарекания в связи с недостаточным (или полным) отсутствием доступной информации (как о радиационной обстановке, так и о медицинских последствиях и положении населения на загрязненных территориях) в широкой печати. В прессе возникали вопросы о достоверности представляемой информации. Нарекания возникали как в адрес местных и республиканских властей, Минздрава, так и в адрес Госкомгидромета СССР.

Надо отметить, что специалисты всегда старались представлять максимум информации для принятия решения, высказывались очень ответственно, квалифицированно, хотя не всегда это было просто сделать, так как эмоциональный накал был очень высок.

Кроме того, специалисты выступали и за широкое освещение обстановки в средствах массовой информации, которого не было в 1986—1988 гг. Продемонстрирую сказанное на примере обсуждения на Верховном Совете СССР. Так, Председатель Верховного Совета Украинской ССР В. С. Шевченко, выступая на первой сессии Верховного Совета СССР и касаясь работы экспертов по вопросу об отсутствии показаний к эвакуации населения из Киева, привела заключение этих экспертов (представленное на заседании Политбюро ЦК Компартии Украины 7 мая 1986 г.). Рекомендация первая относилась к эвакуации населения. Вторая гласила: «Информировать население через средства массовой информации, радиовещание и телевидение об обстановке и принятии мер. 7 мая 1986 года. Подписи: Израэль и Ильин»²

После обсуждения Политбюро ЦК Компартии Украины не прибегло к эвакуации населения Киева, включая детей, но наметило ряд необходимых мер, в том числе временный вывоз детей из Киева. Эти мероприятия полностью были поддержаны и указанными экспертами.

Восьмого мая 1986 г. принято постановление Совета Министров Украинской ССР (№ 169) «Об организации труда и отдыха учащейся молодежи и оздоровлении детей г. Киева и Киевской области в 1986 г.», в котором было предложено завершить учебный год в школах к 15 мая (т. е. несколько раньше обычного) и учащихся 1—7 классов школ

² Цитируется часть рекомендаций, касающаяся необходимости распространения информации среди населения. — См. стенограмму заседания Первой сессии Верховного Совета СССР 12 июля 1989 г. — Бюллетень №23, с. 29

г.Киева в организованном порядке направить на летний отдых в мае текущего года в подготовленные лагеря и оздоровительные учреждения других областей республики.

Однако решения об отселении детей дошкольного возраста принято не было, и этот вопрос никак не был доведен до населения. До сих пор неясно, кто принимал решение о проведении демонстрации 1 мая 1986 г. в Киеве и некоторых других городах (при наличии фактической информации о радиационной обстановке).

Окончательно вопрос об использовании и распространении информации в целом решала правительственная комиссия, имели право (и должны были) решать республиканские и местные власти. А необходимая информация о радиационной обстановке в течение всего прошедшего после аварии периода представлялась вовремя и как правило использовалась в рамках существующих знаний и критериев.

В соответствии с принятыми в 1986 г. решениями вся научно-техническая информация об аварии на Чернобыльской АЭС была передана в августе 1986 г. в МАГАТЭ, а несколько позже — в ВМО, ВОЗ и ЮНЕП и опубликована в открытой научной печати. Так, карты радиационной обстановки были опубликованы до 1989 г. в журналах «Атомная энергия», «Метеорология и гидрология», отдельными брошюрами. С 1989 г. вся оперативная и обобщенная информация публикуется открыто для ознакомления с ней широкой общественности (в мае был снят официальный запрет на такие публикации). Сразу же в газетах «Правда», «Советская Белоруссия», «Радянська Україна», «Брянский рабочий» были опубликованы детальные карты загрязненной местности, Гидрометеиздатом выпущены большим тиражом брошюры с данными о загрязнении долгоживущими изотопами цезием-137 и стронцием-90 территории БССР, УССР и РСФСР (в первый выпуск брошюры вошли данные о 2520 селах БССР, 930 селах УССР, 1058 селах РСФСР, а всего — о 4486 селах).

Как сообщила, например, газета «Известия» от 12 октября 1989 г. (со ссылкой на газету «Советская Белоруссия»), «... гриф секретности снят с данных о радиационной обстановке в республике. Крупномасштабные карты загрязненности почвы по цезию-137 вывешены в витринах магазинов, на вокзалах, площадях всех областных городов и райцентров пострадавших районов. Минчане могут увидеть карты в кинотеатре «Октябрь», ГУМе, БелГидромете».

Итак, в 1989 г. Госкомгидромет СССР опубликовал в виде открытых брошюр и карт данные о радиационной обстановке на той части территории страны (28 тыс. км²), где уровни загрязнения составили более 5 Ки/км² (частично 1—5 Ки/км²). В начале 1990 г. опубликована карта с изолиниями до 1 Ки/км², данные о тысячах населенных пунктов, расположенных на этой территории, а также значительная часть информации о менее загрязненных территориях, где измерения и исследования продолжаются.

Широкой публикации карт радиационной обстановки мешали также ограничения на открытую публикацию самих топографических карт, на которые наносились данные об обстановке. Эти карты («топооснова») также были «открыты» в 1989 г.

Вышли отдельно брошюры с данными по УССР, БССР и РСФСР, причем для каждого поселка указан средний уровень загрязнения цезием-137 и стронцием-90 и общее число проб, на основании анализа которых получена эта цифра. В республиканских газетах опубликованы данные о загрязнении местности не только цезием-137, но и стронцием-90 и плутонием-239, -240. (Изолинии загрязнения плутонием 0,1 Ки/км² и стронцием-90 3 Ки/км² находятся внутри зоны эвакуации 1986 г.)

Естественно, что для многих населенных пунктов, особенно крупных, этих данных недостаточно, так как вследствие «пятнистости», неравномерности загрязнения даже в пределах одного населенного пункта уровни радиации могут очень сильно расходиться.

Так, в белорусском городе Брагине в его северной части плотность загрязнения местности цезием-137 составляет немногим более 1 Ки/км², а в южной части города — особенно по руслу реки Брагинка — свыше 40 Ки/км². Аналогичная ситуация сложилась в поселке городского типа Полесское, где загрязнение изменяется от единиц Ки/км² до сотни и выше, в поселках Народиichi, Наровля и ряде других. Именно в этих населенных пунктах закономерно сложилась наиболее напряженная ситуация. По таким населенным пунктам составлены подробные схемы (карты) уровней загрязнения.

Однако требования к информации растут — ведь население хочет знать не просто «средние цифры» (особенно если учесть, что возникает вопрос о добровольном отселении с компенсацией) и иметь не только схему загрязнения поселка. Каждый житель хочет знать ситуацию в точке, где он живет — в своем доме, на своем огороде, на своей улице. И хотя для прогнозов и расчетов доз облучения не требуется столь подробных данных, эти желания населения представляются вполне обоснованными.

В связи с этим Госкомгидромет СССР к 1989 г. (вместе с другими ведомствами) резко увеличил объем работ как по измерениям (включая «подворные» измерения), так и по представлению информации. Подготовлены и опубликованы карты радиоактивного загрязнения местности в БССР, УССР, РСФСР (особенно за пределами зоны высоких уровней загрязнения, которая изучалась и в первое время после аварии), причем на реальной топографической основе, ограничения с публикации которых также сняты. Данные о радиационной обстановке, карты радиоактивного загрязнения публикуются республиканскими, областными и районными средствами массовой информации.

Подготавливаются брошюры по всем загрязненным населенным пунктам с указанием результатов всех измерений: например, в п. Полесском за четыре года было проведено 12 обследований, проанализировано более 600 проб по цезию-137. Все полученные данные приводятся в этих брошюрах с указанием организации-исполнителя, а для ориентировки и оценки средней дозы за длительный промежуток времени приведены и средние значения.

Вопрос 7. *Можно ли сравнивать аварию на ЧАЭС с испытательным ядерным взрывом? Сравнимы ли их последствия?*

Такое сравнение не совсем корректно.

Испытательный ядерный взрыв, как правило, это испытание ядерного оружия, и в этом смысле Чернобыльская авария ничего общего с ним не имеет. Однако некоторые западные специалисты сравнивают количество радиоактивных продуктов, попавших в природную среду в результате аварии и при взрывах, а также нанесенный ущерб.

Известно, что испытательные ядерные взрывы всегда проводились на местности, удаленной от человеческих поселений, и наиболее мощные поражающие факторы взрыва — световое и тепловое излучения, сверхмощные мгновенные нейтронное и гамма-излучение, ударная волна — практически никогда не наносили ущерба населению.

Остаточная радиация, обусловленная, как правило, продуктами деления ядерного материала, распространяясь на большие расстояния, могла воздействовать на людей и нанести им ущерб.

Так, при испытательном термоядерном взрыве США на атолле Бикини (в Тихом океане) еще в 1953 г. остаточные радиоактивные продукты выпали в виде радиоактивных осадков, что привело (несмотря на эвакуацию) к сильному облучению населения. В селах, расположенных рядом с Семипалатинским полигоном, часть

населения получила значительную дозу облучения в то время, когда испытания проводились в атмосфере (до 1963 г.).

При мощных испытательных ядерных взрывах в атмосфере большая часть остаточных радиоактивных продуктов проникала вместе с ядерным облаком в стратосферу и сохранялась там месяцы и годы, медленно оседая впоследствии на земную поверхность. Долгоживущие осколочные продукты — в первую очередь, цезий-137 и стронций-90 — образуют при этом глобальные радиоактивные выпадения на поверхности практически всего земного шара, особенно значительные в средних широтах северного полушария. Их средний уровень, казалось бы, и не высок: до 100—150 мКи/км² для цезия-137 и до 50—70 мКи/км² для стронция-90, но они распространились повсеместно, и общая их активность в глобальных выпадениях огромна — во много раз больше, чем при чернобыльской аварии.

Московский договор 1963 г. о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космическом пространстве и под водой положил конец накоплению глобальных выпадений долгоживущих радионуклидов.

Подземные испытательные ядерные взрывы с точки зрения уровня радиации практически безопасны, хотя в некоторых случаях наблюдалась кратковременная утечка радиоактивных благородных газов, которые быстро рассеивались.

Вопрос 8. *Правомерно ли сравнивать аварию на ЧАЭС с реальными взрывами над Хиросимой и Нагасаки? Сравнимы ли их последствия? (Тем более, что такие сравнения в зарубежной и отечественной печати встречаются.)*

Такое сравнение неправомерно ни по морально-этическим, ни по физическим причинам.

Атомная бомбардировка Хиросимы и Нагасаки в августе 1945 г., предпринятая во время войны с Японией, — намеренное использование оружия массового уничтожения, которое привело к гибели сотен тысяч мирных людей.

Авария на ЧАЭС — несчастный случай, непредвиденная беда, произошедшая вследствие преступной халатности персонала, в результате чего погибло 30 человек из числа персонала станции и пожарных. Ни один житель не погиб от радиоактивного облучения и не заболел острой лучевой болезнью.

Физическое сравнение тоже неправомерно. Атомные бомбы на Хиросиму и Нагасаки были сброшены таким образом, чтобы максимально использовать их страшные поражающие факторы, связанные с цепной реакцией деления: световую и тепловую волны, мгновенные нейтронное и гамма-излучения, ударную волну. Именно эти факторы явились причиной массовой гибели людей.

При Чернобыльской аварии вообще не было поражающей цепной реакции деления. Люди на станции пострадали от излучения остаточных (накопившихся в реакторе) радиоактивных продуктов деления и ожогов.

При взрыве атомных бомб в Хиросиме и Нагасаки вторичные радиоактивные продукты в силу отмеченного выше особого способа использования бомб были унесены в стратосферу вместе с облаками ядерных взрывов.

Поэтому сравнивать физически остаточную радиацию при ядерных взрывах в Хиросиме и Нагасаки и при Чернобыльской аварии (как это делается, например, в журнале «Инвайронмент» за апрель 1988 г. или в публикации В. Куркина в журнале «Дружба народов», 1989 г., № 3) бессмысленно, так как сами факторы поражения в этих случаях были физически совершенно разными. Повторим: при взрывах в Хиросиме и

Нагасаки были сознательно применены поражающие факторы ядерного взрыва, а отнюдь не остаточная радиация. Этим и вызвано было там такое огромное количество жертв.

Вопрос 9. *Чем было вызвано нарастание выхода радиоактивных продуктов из разрушенного реактора во второй период — после 1—2 мая 1986 г.?*

Для локализации очага аварии, исключения цепной ядерной реакции, для уменьшения выхода аэрозольных частиц по предложению физиков было принято решение забросать шахту реактора теплоотводящими и фильтрующими материалами. В аварийный реактор были сброшены многие сотни тонн соединений бора, доломита, песка, глины, свинца. В результате этого шахта реактора была покрыта слоем сыпучей массы, интенсивно адсорбирующей аэрозольные частицы (см. журнал «Атомная энергия» за ноябрь 1986 г.). Эти меры одновременно могли привести к повышению температуры в реакторе (по крайней мере, локальному) и способствовать выходу в окружающую среду летучих веществ (в частности, изотопов цезия). Это — гипотеза, однако именно в эти дни (2—5 мая) наблюдался повышенный выход летучих радиоактивных веществ из реактора (см. там же) и увеличение потока радиоактивных изотопов цезия.

Вопрос 10. *Произошел ли перенос радиоактивных продуктов после чернобыльской аварии за пределы СССР, и если да, то в каких количествах?*

По данным наиболее серьезных научных зарубежных источников и данным Международного агентства по атомной энергии радиоактивные воздушные массы, пройдя через территорию Советского Союза, достигли 27—28 апреля 1986 г. территории Польши, ГДР, Скандинавии, затем наблюдались во Франции, ФРГ, Австрии, Италии и других странах Центральной и Западной Европы, а позднее — в некоторых странах Азии и Северной Америки.

Наиболее существенный вклад в повышение уровня радиации внесли изотопы йод-131, теллур-132, цезий-137, особенно в зонах выпадения ливневых дождей. Общее относительное количество цезия-137, выпавшего за пределами территории Советского Союза, составляет, по разным оценкам, 4—6 % первоначального количества в реакторе.

Вопрос 11. *Какова радиационная обстановка в больших городах: Киеве, Гомеле, Минске, Могилеве? Существует ли радиационная опасность для населения в этих городах? Была ли загрязнена Москва?*

Средние уровни в Киеве 30 апреля 1986 г. составили 1,4 мР/ч, а максимальные (на пр. Науки) — 2,2 мР/ч. К вечеру они снизились (см. «Правда» от 17 апреля 1990 г.). 1 мая они составляли в среднем 0,61 мР/ч; 2—6 мая — 0,25... 0,85 мР/ч; 7 мая — 0,7 мР/ч; 8—14 мая — 0,21... 0,5 мР/ч, 15 мая — 0,2 мР/ч, во второй половине мая — от 0,16 до 0,28 мР/ч. Радиационная обстановка в Киеве до 7 мая 1986 г. и прогноз разворота ветра в сторону Киева в дальнейшем позволили экспертам (см. выше) сформулировать рекомендацию (речь идет о Киеве) «...об отсутствии в настоящее время показаний к эвакуации населения».

Напомним, что термин «эвакуация населения» означает обязательное выселение всего населения.

Укажем для сравнения, что количество радиоактивных выпадений в Киеве было таким же, как в Мюнхене, находящемся на расстоянии 1500 км от Чернобыля (проф. Леви, ФРГ, доклад на экологическом конгрессе UNTECOL-90, Иокогама).

Указанные уровни радиации регулярно измерялись УкрГидрометом в разных точках города и оперативно представлялись в ЦК Компартии Украины, Верховный Совет УССР, Совет Министров УССР, штаб гражданской обороны и другие организации.

Уровни радиации в Киеве с 30 апреля и в течение всего мая были значительно выше фоновых естественных значений, но утверждения в прессе (см. «Московские новости» от 15.10.89, народный депутат СССР Ю. Н. Щербак) о том, что они «в 100 раз превышали предельные допустимые уровни» являются грубой ошибкой. Если принять во внимание установленную Минздравом СССР дозовую нагрузку для аварийной ситуации в 10 бэр в течение первого года, то в Киеве доза была значительно ниже установленной; уровень радиации на 10 мая, примерно соответствующий дозовому критерию, установленному для эвакуации населения, составил 5 мР/ч, а 10 мая 1986 г. в Киеве наблюдался уровень радиации 0,32 мР/ч и в дальнейшем понижался.

В других крупных городах уровни радиации составляли (в скобках указаны даты, когда наблюдались максимальные значения): Минск — 0,06 мР/ч (01.05.86), Гомель — 0,5 мР/ч (30.04.86), Чернигов — 0,4 мР/ч (30.04.86), Ровно — 0,125 мР/ч (29.04.86), Черновцы — 0,45 мР/ч (02.05.86), Брест — 0,06 мР/ч (30.04.86), Кишинев — 0,06 мР/ч (04.05.86), Чернобыль — 24 мР/ч (01.05.86) (эвакуирован). В Чернобыле начиная с 5 мая уровни радиации оставляли 10—20 мР/ч, о чем было заявлено на пресс-конференции, состоявшейся 6 мая 1986 г. в Москве, в пресс-центре МИД

В Москве и Ленинграде повышения уровней радиации в результате аварии на Чернобыльской АЭС практически не наблюдалось.

В настоящее время (весна—лето 1990 г.) мощность дозы гамма-излучения составляет в среднем в Киеве 0,013—0,018 мР/ч, Ровно — 0,013, Черновцах — 0,018, Чернигове — 0,012, Гомеле — 0,013—0,40, т. е. она близка к фоновым значениям.

Вопрос 12. *Каковы были прогнозы загрязнения поверхностного слоя в реках, водохранилищах, а также в морях? Почему сохранялось официальное спокойствие по этому поводу, несмотря на некоторые экстремальные прогнозы загрязнения воды, составленные для первого весеннего паводка (в основном украинскими учеными)?*

Первый прогноз возможного загрязнения воды рек и водохранилищ при возникновении ливневых дождей и весеннем паводке был дан Госкомгидрометом СССР уже 6—8 мая 1986 г.

В этом прогнозе, который опирался на прямые опубликованные данные о возможном смыве радиоактивных продуктов ливневыми осадками и паводковыми водами и данные о прогнозе водности рек, указывалось, что радиоактивное загрязнение воды всех рек (включая Припять) и ближайших водохранилищ:

- 1) не превысит загрязнения, которое возникло кратковременно при прохождении первоначального радиоактивного облака и струи радиоактивных летучих веществ. В этот краткий период (начало мая 1986 г.) концентрации радиоактивных продуктов во всех водных объектах, кроме р. Припять в зоне отселения, не превышали временно установленных Минздравом СССР на этот период норм;
- 2) будет сравнимым с допустимыми нормами или ниже их.

Этот прогноз был составлен при условии надежной изоляции реки от смыва с поверхности в зоне АЭС (промплощадки), на территории г. Припять и на некоторых

ближних к месту аварии участках берега р. Припять, так как ожидалось, что смыв с этой территории может значительно повысить уровень загрязнения.

В связи с этим были приняты меры по изолированию этих зон: были обвалованы берега р. Припять, для предотвращения миграции с подземными водами была возведена между промплощадкой и р. Припять «стенка в грунте» глубиной 30—35 м; создана «завеса» из скважин (пробурены десятки скважин, которые могли в случае необходимости перехватить загрязненные подземные воды с последующим их перекачиванием в пруд-охладитель).

Минводхозом СССР и УССР было сооружено более ста фильтрующих и глухих дамб на малых водотоках, пересекающих высокозагрязненную местность.

Впоследствии были проведены натурные эксперименты по смыву радиоактивных веществ с земной поверхности ливневыми дождями, построена модель загрязнения воды рек и водохранилищ во время дождей и весеннего паводка, и, согласно результатам уточненных расчетов с учетом проведенных профилактических мероприятий, уровни загрязнения воды рек и водохранилищ (даже р. Припять) оказались ниже установленных норм. Таким образом, прогноз Госкомгидромета СССР полностью оправдался. Отсутствию загрязнения воды рек и водохранилищ в первое время после прохождения облака и струи и до середины июня 1986 г. способствовало активное воздействие на облака (их разрушение) самолетами Госкомгидромета СССР с целью не допустить выпадения дождей в самой зоне Чернобыльской АЭС и максимального пятна загрязнения.

Вопрос 13. *Повлияла ли авария на ЧАЭС на общественное мнение по поводу развития атомной энергетики в СССР? Во всем мире?*

Конечно, авария на Чернобыльской АЭС заставила специалистов и общественность серьезно переосмысливать возможности развития энергетики, особенно атомной, с акцентом на вопросы безопасности. Вполне понятно, что нередко мнения на этот счет высказывались весьма эмоционально.

В Советском Союзе не проводилось каких-либо опросов по проблеме развития атомной энергетики. Однако ряд специалистов и ученых в печати и по телевидению высказывали свое сдержанное, а иногда и резко отрицательное отношение к атомной энергетике, к целесообразности ее развития у нас в стране, особенно в столь густонаселенном регионе, как Украина и Европейская часть СССР. Остановлена Армянская АЭС в связи с расположением ее в зоне высокой сейсмичности, приостановлено строительство Крымской АЭС, планируется вывод некоторых блоков на ряде АЭС; отказались от строительства Одесской и Минской АТЭЦ. Остро стоит вопрос о строящихся Татарской и Ростовской АЭС. В обоих случаях ставится под сомнение геологическая и экологическая обоснованность выбора места строительства станций («Правда», 30.07.90, № 211). На сессии Верховного Совета Украинской ССР 16 февраля 1990 г. было принято решение о поэтапном прекращении эксплуатации ЧАЭС. Подвергнуты жесткой экологической экспертизе строящиеся и проектируемые АЭС, по строительству ряда из них будет, по-видимому, проведен всенародный опрос. Однако широко известно также мнение многих специалистов о возможности и необходимости развития атомной энергетики с обязательным повышением внимания к ее безопасности. В ряде зарубежных стран проводились специальные опросы среди населения — в некоторых из них число возражающих против развития атомной энергетики достаточно велико. Так, в Австрии 47 % населения возражает против развития атомной энергетики,

Франции — около 40%. в Швеции — около 30%, в Великобритании — 65 %, в США — около 40%. После аварии на ЧАЭС в этих странах эта цифра выросла на 5—20 %, затем несколько уменьшилась (по данным журнала «Инвайронмент» за ноябрь 1988 г.).

Сейчас очевидно, что развитие атомной энергетики возможно при принятии дополнительных мер безопасности и будет продолжаться в СССР и многих странах Европы и Америки.

Конечно, развитие атомной энергетики должно сочетаться с развитием тепловых станций, гидроэнергетики и нетрадиционных направлений (использование солнечной и ветровой энергии), а в будущем ориентироваться и на использование энергии термоядерного синтеза. Главное внимание должно быть обращено на развитие энергосберегающих технологий.

Здесь уместно сказать, что будущая структура и развитие энергетики требуют серьезного исследования в целом.

В настоящее время среди мировой научной общественности широко развернулось движение против получения энергии путем сжигания органического топлива, так как при этом в атмосферу выделяются двуокись углерода и другие газы, способствующие парниковому эффекту с его негативными последствиями, главным образом — изменением (потеплением) климата. На конференциях предлагается уже в ближайшие годы сократить сжигание органического топлива на 20—30 и даже на 60 %.

В этом случае основная нагрузка ляжет на разработку и использование энергосберегающих технологий, на развитие атомной и гидроэнергетики, а также нетрадиционных видов энергетики — ветровой, солнечной и др., которые не могут обеспечить полностью потребности в энергии и экономически не выдерживают конкуренции с обычными способами получения энергии.

Атомная энергетика при ее безаварийной работе значительно более «экологична», чем энергетика, основанная на органическом топливе. Однако вопрос обеспечения безопасности здесь выходит на первое место — особенно дополнительной внешней защиты, способной удержать радиоактивные продукты в случае аварии реактора. При соблюдении таких условий атомная энергетика перспективна (во Франции более 70 % электрической энергии вырабатывается на АЭС, в Бельгии — 60 %, в СССР — только около 3 %).

Сложившаяся в мире экологическая региональная и глобальная обстановка требует весьма серьезных размышлений, квалифицированных эколого-экономических расчетов и решений.

Вопрос 14. *Сохранится ли зона отчуждения в районе ЧАЭС? На какой период?*

Да, сохранится. Сравнительно небольшая по площади (около 1000 км²), она целиком находится внутри 30-километровой зоны. Это та зона, где уровни радиации на 10.05.86 превышали 20 мР/ч и наблюдалось повышенное загрязнение изотопами плутония. Она четко обозначена и огорожена; возвращение населения и ведение любых обычных хозяйственных работ здесь категорически запрещено.

В этой зоне ведутся исследовательские работы при строгом контроле радиационной обстановки, она по существу является специальным научным полигоном.

Будет ли эта зона возвращена к обычной жизни?

Конечно, специалисты будут делать все возможное для этого (дезактивация, покрытие поверхностей пленками, восстановление травяного покрова, залесение, внесение в почву различных химических веществ, сорбентов, связывающих

радиоактивные изотопы и т. д.), однако эти работы будут носить экспериментальный характер, и вопрос об обычном народнохозяйственном использовании этой территории может быть вновь рассмотрен, с нашей точки зрения, лишь через много лет и будет связан с возможностью удаления плутония из поверхностного слоя почвы.

Вопрос 15. *Существуют ли нормы радиоактивного загрязнения местности, продуктов, введенные специально после аварии на ЧАЭС? Чему они соответствуют и кто их устанавливает? Каковы подходы к установлению норм?*

Да, существуют: в основе их лежат «Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87», утвержденные для использования в нашей стране, и некоторые дополнительные соображения, принятые во внимание с учетом тяжелой аварийной обстановки, в том числе «аварийные» нормы (они могут несколько отличаться от обычных). Такие нормы утверждает Министерство здравоохранения СССР.

Укажем, что в первый год после аварии Минздравом СССР были установлены «аварийные» дозы (сумма доз внешнего и внутреннего облучения) 10 бэр, во второй — 3 бэр, в третий — 2,5 бэр, а до 10.01.90 для населения была установлена общая допустимая доза 17,3 бэр (в сумме от момента аварии). Фактически средняя доза в зонах жесткого контроля составила 6,0 бэр («Медицинская газета», 26.04.89, № 50).

В настоящее время Минздравом СССР утверждена доза на Длительный промежуток времени — на всю жизнь. С 01.01.90 введен критерий недопустимости превышения для любого жителя дозы 35 рентген (бэр) за последующие после аварии годы жизни на загрязненной территории (включая дозу, полученную за первые три года). Этот критерий вызвал тревогу, бурные возражения многих ученых и общественности. В настоящее время (лето—осень 1990 г.) работает специальная комиссия, назначенная Правительственной комиссией по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, которая занимается выработкой критерия возможности проживания населения на загрязненной территории.

Еще в мае 1986 г., исходя из установленных предельных «аварийных» доз облучения, были рассчитаны с помощью геофизиков и утверждены примерные «допустимые» плотности загрязнения местности: по цезию-137 и -134 — 7 Ки/км², а позднее — 15 Ки/км², по стронцию-90 — 3 Ки/км², по плутонию-239 и -240 — 0,1 Ки/км². При определении опасности проживания и установлении норм Минздравом СССР учитывалось присутствие других изотопов и в определенной степени, наличие «горячих» (высокоактивных) частиц на загрязненной местности. Эти нормы являлись и являются вспомогательными. Основная норма — это суммарная доза внутреннего и внешнего облучения. Минздравом СССР были также установлены соответствующие нормы на продукты питания и питьевую воду. На молоко установлена временная норма 10⁻⁸ Ки/л по цезию-137. Эта норма несколько более жесткая по сравнению с другими нормами (в том числе и основной дозовой нормой).

Очевидно, что все эти нормы несколько условны, так как в зависимости от путей поступления в человеческий организм с пищевыми продуктами и водой, от «доступности» различных изотопов, что в первую очередь зависит от типа почвы, эти нормы могут несколько изменяться (основной нормой или критерием должно быть непревышение определенной дозы внешнего и внутреннего облучения).

Так, например, известны зоны, где при принятии мер по закреплению цезия на территории с плотностью загрязнения цезием-137 30—40 Ки/км² уровень загрязнения молока, получаемого от коров в этих зонах, находится в пределах нормы, а в некоторых

местах при плотности загрязнения 5—7 Ки/км² (или даже еще ниже) наблюдается загрязнение молока, превышающее норму. Таким образом, во всех загрязненных зонах требуется осуществление контроля радиоактивности пищевых продуктов, в первую очередь молока, затем — мяса. Зерно, корнеплоды и др. значительно меньше подвержены загрязнению.

Вопрос 16. *Существует ли опасность от радиоактивного загрязнения в зоне аварии для природной среды, дикой флоры, фауны? Опасно ли использование диких плодов или мяса диких зверей в пищу?*

Нормы для населения при облучении являются весьма жесткими — ведь здесь рассматривается недопустимость ущерба для любого самого чувствительного индивида. При воздействии облучения (либо других воздействиях) на природные популяции, экологические системы (т. е. при формировании экологических норм) в расчет принимается состояние популяции или экосистемы в целом (хотя может быть и на локализованном участке) — отсюда следует, как правило, менее жесткий подход к выработке таких норм и оценке результатов воздействия.

Если говорить о поражениях природной среды во время аварии, то наибольший ущерб был нанесен лесным насаждениям в непосредственной близости от АЭС: здесь в западном — северо-западном направлении на расстоянии 1—2 км от станции лес погиб от облучения при радиоактивном загрязнении природной среды («рыжий лес») примерно на площади 400 га.

Звери и птицы вследствие их свободной миграции не пострадали, хотя, конечно, их мясо может содержать некоторое количество радиоактивных веществ и требует контроля (и за пределами сильно загрязненной зоны). Требуется контроль и рыба, выловленная в озерах или прудах и реках, расположенных на загрязненных участках. Дары леса вблизи «красной» зоны можно использовать в пищу лишь при строгом их радиационном контроле.

Вопрос 17. *Разносятся ли радиоактивные продукты за пределы загрязненных зон ветром, водой? Эффективна ли в этом случае дезактивация отдельных сел?*

Ветровая миграция радиоактивных продуктов относительно незначительна, так как они, как правило, связаны с довольно крупными частицами почвы. Общее изменение площади загрязнения при ветровой миграции по предварительным оценкам составляет не более нескольких процентов, положение отдельных изолиний изменяется в пределах сотен метров и только в отдельных случаях — единиц километров (в год). Однако и такая миграция может привести к изменению плотности загрязнения в отдельных селах. Например, если в качестве допустимой нормы установить значение 15 Ки/км² по цезию-137, то может оказаться, что населенный пункт, в котором загрязнение составило в среднем 13,5 Ки/км², на следующий год в результате миграции может попасть в зону с плотностью загрязнения 15 Ки/км².

По этой же причине значения плотности загрязнения сел после их дезактивации (снятие верхнего слоя почвы, асфальтирование улиц и площадей, смена крыш на домах и т. д.) могут в течение нескольких недель или месяцев восстанавливаться до средних значений плотности загрязнения окружающей село территории.

Накопление загрязняющих веществ, заносимых техникой (автомобилями и пр.) из загрязненных зон или смываемых осадками с крыш, ведет к появлению отдельных

небольших высокоактивных «пятен». Такие участки обязательно должны подвергаться дезактивации, которая в этих случаях дает высокий эффект.

Вертикальная ветровая миграция, как правило, невелика и не приводит к опасным загрязнениям атмосферы. Исключение составляют пыльные бури, при которых возможна миграция радиоактивных продуктов на более дальние расстояния; похожая обстановка возможна при наличии распаханых полей, когда нарушен задерновый или залесенный земной покров. В последнем случае при работе на загрязненной местности обязательно применение респираторов, защищающих органы дыхания.

Водная миграция радионуклидов невелика: смыв их не приводит к превышению допустимых норм, об этом уже говорилось ранее.

Как отметил академик Б. Е. Патон (в 1989 г.) «... единственный реальный путь переноса (радионуклидов — **Ю. И.**) — водоносный смыв. Но мощность попадающей в водоемы «грязи» и концентрация ее так мала (в десятки, сотни раз ниже предельно допустимого уровня), что говорить о какой-то опасности не приходится» («Известия», 26 апреля 1989 г., № 116).

Возможна некоторая миграция радионуклидов с загрязненными донными илами (особенно при больших паводках); но это загрязнение в настоящее время относительно невелико. В 1988 г. оно составляло: в Киевском водохранилище — 4,5 Ки/км² (по цезию-137); Каневском — 1,4; Кременчугском — 0,25; Днепродзержинском — 0,12; Запорожском — 0,08; Каховском — 0,07 Ки/км² (общая активность радионуклидов в илах водохранилищ Киевского каскада составляла 5,5 кКи при среднем объеме водохранилищ 43,8 км³).

Вопрос 18. *В прессе была полемика чуть ли не о намеренном радиоактивном загрязнении белорусских сел после аварии в Чернобыле. Якобы, «радиоактивную тучу расстреляли, осадили на территории БССР». Если это так, то кто конкретно осуществил эту операцию?*

Да, такой вопрос ставился Алесем Адамовичем в «Комсомольской правде» (и позже — Е. П. Петряевым в «Вестнике Чернобыля»), Он абсолютно не соответствует действительности, зиждется на каких-то слухах. На этот вопрос были даны ответы в прессе Минатомэнергопромом и Госкомгидрометом СССР. Я только могу предполагать, что могло явиться причиной этих слухов. С 11 мая по поручению Н. И. Рыжкова Центральная аэрологическая обсерватория и Украинский НИИ Госкомгидромета СССР с четырех самолетов вели воздействие на облака с западной стороны, т. е. на чистые облака, не дошедшие до центра Чернобыльской аварии. Для чего это делалось? Для того, чтобы вызвать выпадение дождевых осадков, прежде чем обычные облака достигнут зоны аварии, и тем самым предотвратить дождь и смыв радионуклидов в районе Чернобыля. Кроме того, в районе Чернобыля проводилось воздействие на отдельные облака для того, чтобы они не переросли в дождевые. В результате этих действий с 11 мая, когда уже было практически сформировано радиоактивное загрязнение, до 15 июня дождей в зоне Чернобыля не выпадало, и тем самым в значительной степени была уменьшена опасность загрязнения водной среды. Таким образом удалось на первых порах предотвратить попадание радионуклидов в р. Припять и далее в Киевское водохранилище. Аналогичные работы проводились с 15 сентября по 20 декабря 1986 г.

Вопрос 19. *Вы провели долгое время в зонах загрязнения при ликвидации Чернобыльской аварии. Как Вы оцениваете нынешнюю ситуацию, особенно в зонах эвакуации жителей?*

*Какую роль выполняют в этой зоне Госкомгидромет и другие ведомства, в частности, Минздрав?*³

Оцениваю ситуацию как напряженную. Напряженную потому, что нет полной ясности у населения и у многих специалистов, на какие же дозы, на какие нормы нужно опираться. Хотя медики и предложили эту дозу, вопрос все еще остро дискутируется. Есть неурядицы и с введением льгот населению. В некоторых районах льготы введены — это хорошо. А где-то не введены. Вопрос требует очень серьезного рассмотрения, и Государственная комиссия по чрезвычайным ситуациям непрерывно занимается этим.

Вопрос ликвидации последствий чернобыльской аварии является сейчас одним из основных в этой комиссии и правительственной комиссии по ликвидации последствий чернобыльской аварии (обе комиссии возглавляет заместитель председателя Совета Министров СССР В. Х. Догужиев), и они активно занялись решением всех возникающих проблем.

Так, с 26 июля по 13 сентября 1989 г. в Гомельской и Могилевской областях Белорусской ССР, Киевской и Житомирской областях Украинской ССР и Брянской области РСФСР состоялись выездные заседания правительственной комиссии по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС...

Главное внимание комиссии было сосредоточено на решении вопросов, связанных с реализацией ранее намеченных и новых мер по охране здоровья населения, проживающего в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате чернобыльской аварии» («Правда», 29 сентября 1989 г.).

Что касается льгот, то по представлению Государственной комиссии по чрезвычайным ситуациям Совет Министров СССР принял постановление, где были определены дополнительные льготы для населения, а также возможности отселения из зоны жесткого контроля и зон с более низким загрязнением семей, имеющих детей до 14 лет, беременных женщин или по медицинским показаниям. Комиссия приняла активное участие в подготовке союзно-республиканской программы ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Верховный Совет СССР, а также Верховные Советы УССР, БССР, РСФСР уделяют этим вопросам особое внимание.

Вопрос 20. *В выступлениях некоторых народных депутатов, в прессе было задано много вопросов и высказаны претензии к работе ряда ведомств и организаций, в том числе и в адрес правительственной комиссии, Минздрава СССР, Госкомгидромета СССР, в адрес местных властей. Считаете ли Вы, что эти выступления помогли и помогают решению вопросов ликвидации последствий Чернобыльской аварии? Имелись ли случаи искажения информации в прессе?*

Ответ здесь будет неоднозначным и, конечно, будет охватывать только область компетенции Госкомгидромета СССР.

Безусловно, народные депутаты и пресса во многих случаях подняли важные вопросы чрезвычайно остро и этим способствовали скорейшему решению ряда важных проблем, которое затягивалось по разным, главным образом, хозяйственным причинам, и в этом большой положительный эффект этих выступлений. (Особенно активно народные депутаты и пресса выступали в 1988 — 1989 гг.). Думаю, совместные усилия центральных и местных властей, народных депутатов, специалистов, всей

³ Вопрос был задан Ю.А. Израэлю на сессии Верховного Совета СССР 12 июля 1990 г.

общественности способствовали формулированию и принятию государственной и республиканских программ ликвидации последствий аварии.

Претензии ко многим ведомствам и местным властям в связи с почти полным отсутствием информации для населения помогли сделать «прорыв» в этом направлении: в мае 1989 г. были сняты все ограничения на открытую публикацию данных о Чернобыльской аварии, о радиационной обстановке на местах, о состоянии здоровья населения. (Как уже говорилось, частично данные были опубликованы в 1986 — 1987 гг. при передаче материалов об аварии в МАГАТЭ и другие международные организации.) Особенно острой в этот период была дискуссия об имевшейся информации (ведь именно она использовалась для принятия эффективных мер), о том, куда поступала информация об аварии, искажалась ли она. В ответах на некоторые предыдущие вопросы уже говорилось о порядке и регулярности передачи информации различным ведомствам, центральным и местным властям (как правило, местным властям данные передавались Советами Министров республик или Госкомгидрометом СССР).

Так, народный депутат СССР А. Ярошинская, выступая на народном сходе в Народичах 10 августа 1989 г., совершенно справедливо еще раз (см. с. 19) заявили о наличии карт радиоактивного загрязнения местности (см. газету «Молодь Украины» от 23 августа 1989 г.).

И далее, обращаясь к местным властям с претензией, что эта информация Госкомгидромета СССР не была доведена до населения, Ярошинская говорит: «Если эту карту видела я, то почему ее не видели вы?» (описанный эпизод относится к 1987 г. — Ю. И.).

С другой стороны, в прессе, в выступлениях некоторых народных депутатов, журналистов и представителей местных властей содержится много ошибок, а иногда и просто «передергивание» фактов.

Приведу несколько ярких примеров.

Как уже отмечалось, данные об уровнях радиации в Киеве на конец апреля 1986 г. (получаемые Укргидрометом и регулярно сообщаемые руководству республики и города) свидетельствуют о том, что 30 апреля с 13 ч 00 мин (момент прохождения загрязненных воздушных масс) наблюдались максимальные значения, которые существенно превышали естественные фоновые значения, но не превышали в 100 раз предельно допустимые нормы, как о том заявил народный депутат СССР Ю. Н. Щербак (см. «Московские новости», 1989 г., № 49), хотя у т. Щербака имелись фактические данные Укргидромета. В то же время доза от этих уровней была значительно меньше установленной Минздравом СССР допустимой дозы при аварии. Даже если использовать для расчетов допустимую дозу по любым существующим критериям, например допустимую для населения в безаварийный период, ни в одном из этих вариантов не может быть и речи о стократном превышении допустимого уровня. Это ошибочное толкование вызвало большой резонанс у нас в стране и соответствующий отклик в иностранной прессе (см., например, «Тайм», 1989 г., № 13).

Этот эпизод становится особо значительным в свете выступления Ю. Н. Щербака на сессии Верховного Совета УССР 16 февраля с. г., когда он потребовал привлечь к ответу экспертов, которые считали, что показаний к эвакуации населения г. Киева (включая детей) в мае 1986 г. не имелось. Тогда наблюдались уровни, превышающие фоновые, но значительно меньшие установленных Минздравом СССР аварийных норм. Но по логике т. Щербака эти уровни были в сто раз выше допустимых, и его грубая техническая ошибка привела к специфическому политическому толкованию! По-

видимому, его выступление на сессии Верховного Совета СССР 25 апреля 1990 г. было основано на этом же ошибочном суждении.

Далее. Я уже приводил вопрос А. Адамовича об искусственном осаждении радиоактивной тучи на белорусские села и ответ на этот чудовищный вопрос. Добавлю, что приводимые А. Адамовичем данные о загрязнении населенных пунктов Ломачи и Тульговичи Гомельской области плутонием завышены примерно в 200 раз (см. «Московские новости», 1989 г., № 49) и не соответствуют данным, полученным специалистами Госкомгидромета СССР и Института атомной энергии имени И. В. Курчатова.

В. С. Будько (до недавнего времени председатель районного исполнительного комитета в Народичах Житомирской области) искажил данные Госкомгидромета СССР (см. «Московские новости», 1989 г., № 49). По его словам, на сходе в Народичах представитель Госкомгидромета СССР якобы сказал, что средние значения плотности загрязнения там соответствуют 5 Ки/км², хотя в отчете о сходе (см. «Молодь Украины» от 23.08.89) сказано, что на нем Госкомгидрометом СССР была представлена карта плотности загрязнения пос. Народичи с цифрами от 10 до 51 Ки/км² и сообщалось, что имеются точки с еще большим уровнем загрязнения. Эта карта и брошюра с данными о других населенных пунктах (например в селах Рудня-Осошня, Малые Миньки, Шишелевка со средней плотностью загрязнения 58,9; 46,6 и 44,6 Ки/км² соответственно) были переданы В. С. Будько до его публикации. Говорилось о 12 селах, которые Госкомгидромет СССР рекомендовал отселить, о 41 селе, включенных в список с повышенным радиоактивным загрязнением, и других селах, нуждающихся в помощи и введении дополнительных льгот.

И, наконец, еще один пример. В публикациях Г. Медведева (см. «Новый мир», 1989 г., № 6), В. Селюнина (см. «Знамя», 1989 г., № 11), В. Куркина (см. «Смена», 1989 г., № 24) утверждается, что на пресс-конференции в Москве 6 мая 1986 г. в связи с аварией на ЧАЭС Ю. А. Израэль занижил данные в районе разрушенного энергоблока в миллион (!) раз. И хотя никто на этой пресс-конференции не говорил о мощностях доз в районе разрушенного энергоблока, а Ю. А. Израэля не было на пресс-конференции (он в это время находился в Чернобыле), авторы утверждают эту нелепость, а В. Селюнин еще и добавляет к этому изощренные измышления и обвинения.

Конечно, такие примеры не характерны для всех выступлений и статей, но их немало и они не способствуют объективному пониманию ситуации, обостряют психологическую обстановку, нервируют людей, вселяют в них недоверие к специалистам, ведут к возникновению острых ситуаций на митингах, и хотя многие вопросы там ставятся совершенно справедливо, неконструктивная критика затрудняет их эффективное решение. Сложившаяся ситуация привела некоторых иностранных авторов к мысли, что этот поток неточностей и некорректностей в прессе специально организован. В книге французских авторов И. Лесера и Э. Паркера «Дело Чернобыля: война слухов» сказано: «Благодаря необыкновенному таланту, с которым умеют влиять на сознание масс небольшие «штабы интеллигенции», их голос звучит громче, чем голос представителей самой передовой науки, вплоть до того, что ученые вообще оказываются «за бортом», и это создает опасный прецедент победы иррационального мышления над разумом».

Безусловно, для эффективного решения всех долгосрочных проблем ликвидации последствий чернобыльской аварии нужна консолидация всех квалифицированных и позитивных сил в этом направлении.

Очевидно, что ликвидация последствий аварии, в том числе изменение

радиационной обстановки в ее зоне, решение социальных вопросов не должны быть пассивным процессом. В республиках уже созданы республиканские программы по ликвидации последствий аварии, а на III сессии Верховного Совета СССР 25 апреля 1990 г. рассмотрена и утверждена союзно-республиканская программа неотложных мер по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, рассчитанная на 1990—1992 гг., одобрены соответствующие республиканские программы (УССР, БССР и РСФСР), охватывающие все стороны ликвидации последствий аварии и помощи пострадавшему населению. Будущее людей, попавших в зоны загрязнения при аварии, необходимо связывать с эффективностью выполнения программы.

Вопрос 21. *Каковы прогнозы на будущее? Какое время обстановка на загрязненных территориях будет оставаться напряженной?*

Весьма длительное время. В зоне «отчуждения» (30-километровая зона) оно определяется периодом полураспада плутония-239 (24 тыс. лет). И если не наступит время, когда люди смогут физически «убрать» плутоний, то зона отчуждения останется навечно. На территориях, где уровень загрязнения плутонием и стронцием-90 не превышает допустимый, это время будет определяться поведением цезия-137. «Эффективное» загрязнение местности цезием (включая его доступность для растительности) уменьшится вследствие распада и за счет физико-химических и биологических механизмов примерно вдвое за 7—10 лет (агромелиоративные и дезактивационные работы могут несколько ускорить этот процесс). Следовательно, нужно быть готовыми к длительной борьбе в течение десятков лет — за безопасное хозяйствование в районах поражения «чернобыльской» радиацией.

Глава 2

ОБОБЩЕННЫЕ ДАННЫЕ О РАДИОАКТИВНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

2.1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ АТМОСФЕРЫ И МЕСТНОСТИ

Сразу же после аварии на Чернобыльской АЭС был предпринят ряд экстренных мер по измерению радиоактивного загрязнения атмосферы и местности, а затем и комплексные исследования радиоактивности всех природных сред и объектов.

Как известно, в результате теплового взрыва произошел кратковременный выброс радиоактивных продуктов в атмосферу из разрушенного реактора в направлении, указанном на рис. 2.1, а затем за счет высокой температуры при горении графита и внутреннего разогрева в течение многих дней (основная часть радиоактивных веществ вышла в течение десяти дней) в атмосферу выделялись газообразные и аэрозольные продукты, образуя радиоактивную струю. Наиболее мощная струя наблюдалась в течение первых 2—3 сут после аварии в северном направлении, где уровни радиации 27 апреля достигали 1000 мР/ч, а 28 апреля — 500 мР/ч на высоте 200 м на удалении 5—10 км от места аварии; высота струи 27 апреля превышала 1200 м (в 30 км к северо-

западу). В последующие дни высота струи не превышала 200—400 м [9].

В воздушных пробах, кроме продуктов деления, накопившихся в реакторе, измерялось содержание изотопов наведенной активности ^{239}Np , ^{134}Cs .

Наиболее оперативно радиационная обстановка измерялась химическими войсками (наземные средства) на площадке Чернобыльской АЭС и непосредственно прилегающей к ней территории и Госкомгидрометом СССР за пределами АЭС и г. Припяти (практически за пределами 10-километровой зоны) на загрязненной территории по всей европейской части СССР. Специалистами Госкомгидромета СССР немедленно была организована и регулярно осуществлялась аэрогамма-съемка загрязненной местности и атмосферы: начиная с 26 апреля — с вертолета, 27—29 апреля — со специально оборудованного самолета, а затем — со специально оборудованных, в том числе и гамма-спектрометрами, самолетов и вертолетов (их число достигало десяти).

Гамма-съемка атмосферы и местности осуществлялась ежедневно в течение апреля и мая 1986 г., а затем — регулярно по графику.

Первая полная карта ближнего следа (до 100 км от места аварии) была построена 1 мая и представлена Правительственной комиссии 2 мая 1986 г. сразу же после того, когда стало возможным достаточно четко разделить гамма-излучение, обусловленное струей и наземным загрязнением (хотя след, особенно его южная часть, еще не сформировался полностью). До этого представлялись данные о поле гамма-излучения радиоактивных газообразных продуктов в атмосфере на высоте полетов самолетов и вертолетов (от 200 до 300 м) и отдельные данные наземных измерений, проводившихся на всех метеостанциях Европейской части СССР и оборудованных автомашинах.



Рис. 2.1.

Как уже отмечалось, одновременно осуществлялась силами Госкомгидромета СССР самолетная гамма-съемка примерно на половине территории европейской части страны, что позволило выявить дополнительные зоны загрязнения и отдельные пятна (на рис. 2.2 приведены результаты съемок мощности дозы, проведенных 29 апреля—7 мая 1986 г.).

В результате таких съемок была получена основная информация для принятия срочных решений. Впоследствии в этой работе приняли участие ГЕОХИ АН СССР и «Аэрогеология» Мингео СССР. Работала и представляла информацию также наземная сеть станций Госкомгидромета СССР по всей территории Советского Союза (несколько тысяч станций).

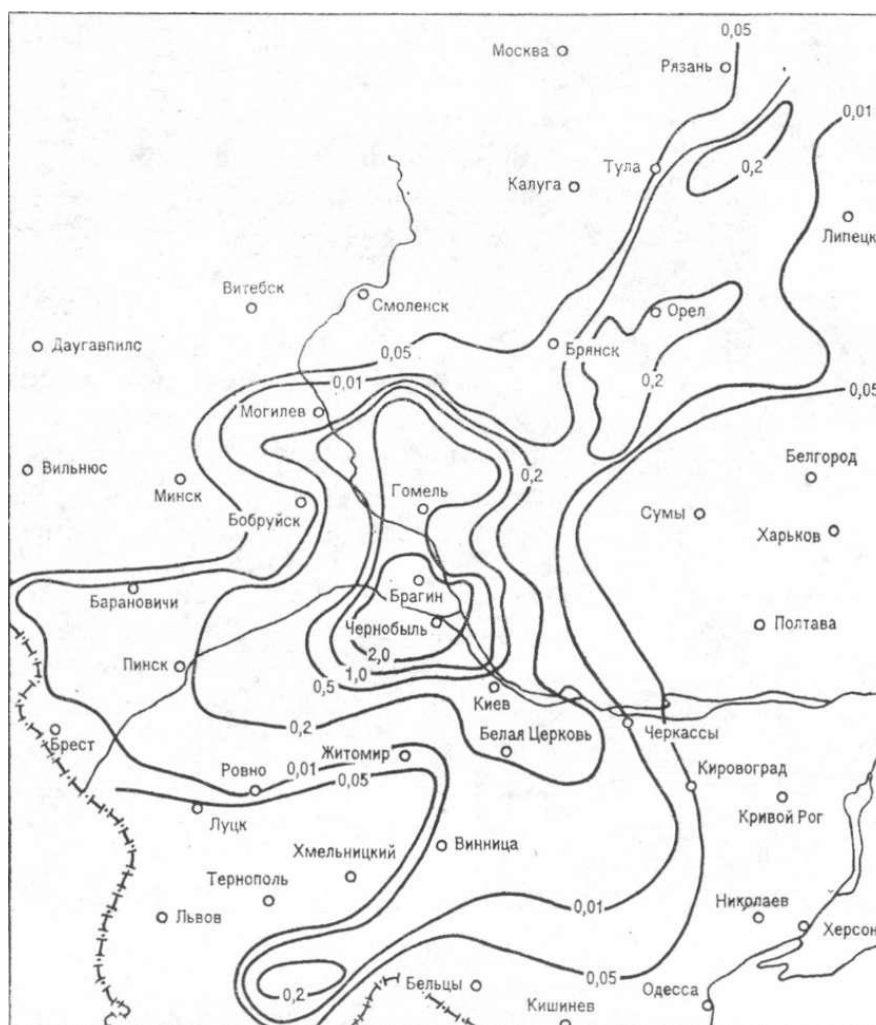


Рис. 2.2. Карта гамма-поля ЕТС в первые дни после аварии (мР/ч), полученная в результате съемки в период 30 апреля — 7 мая 1986 г.

Параллельно осуществлялся массовый отбор, проб грунта на загрязненной территории с последующим анализом в различных лабораториях методами гамма-спектрометрии и радиохимии, что совместно с данными аэрогамма-спектрометрической съемки позволило построить карты изотопного загрязнения местности. Все данные регулярно представлялись в Правительственную комиссию, руководству УССР, БССР и РСФСР, областей, а затем районов, территории которых подверглись существенному загрязнению, а также в заинтересованные ведомства, прежде всего, Минздрав.

В феврале—июле 1989 г. детальные карты загрязнения местности и радиационной обстановки (по цезию-137 и несколько позже по стронцию-90, плутонию-239, -240) были

опубликованы в центральных и местных газетах — в «Правде» [7а], а также «Советской Белоруссии», «Радяньской Украине», «Брянском рабочем» и др. Кроме того, информация о загрязнении местности на июль 1989 г. была опубликована Гидрометеоздатом в трех брошюрах — по Украинской ССР, Белорусской ССР и ряду областей РСФСР [4—6]. В брошюрах приведены данные о загрязнении местности цезием-137 и стронцием-90 в нескольких тысячах населенных пунктах. В 1989 г. были изданы брошюры, включающие данные измерений по цезию-137 и стронцию-90. Большое количество полученных данных было представлено в МАГАТЭ еще в 1986 г. [16], а затем в ВМО, ВОЗ, ЮНЕП [8, 10, 14, 17]. В 1989 г. подготовлена, а в 1990 г. издана детальная карта загрязнения местности цезием-137 начиная с плотности загрязнения 1 Ки/км².

Приведенные в настоящей главе результаты основаны на данных, полученных за пределами промышленной площадки станции, (за пределами 10-километровой зоны); в основном это данные, полученные подразделениями Госкомгидромета СССР (см. [3, 7а, 7б, 7в, 8—11, 13, 14, 17, 21]).

Полученные данные позволили решить многие оперативные и научные задачи и легли в основу важнейших решений об эвакуации населения, режимах проживания и ведения хозяйства на загрязненной территории, принятии защитных и дезактивационных мероприятий. Большинство приводимых здесь данных и выводов детально обсуждались на Всесоюзной конференции по радиоактивному загрязнению природной среды после Чернобыльской аварии, проведенной в Обнинске в июне 1988 г., и других научных симпозиумах и совещаниях.

На рис. 2.3 [9] приведена карта мощности доз гамма-излучения на 29.05.86 г., полученная путем аэрогамма-съемки, причем при измерении мощности доз гамма-излучения использовались воздухоэквивалентные рентгенометрические датчики уровней радиации от поверхностного загрязнения. Обобщенная схематическая карта по данным многочисленных съемок была приведена к 10 мая 1986 г. (рис. 2.4), именно она явилась базовой для принятия многих решений — по ней определялась граница зоны эвакуации населения (уровень радиации более 5 мР/ч)⁴ [7а], зона отчуждения (более 20 мР/ч) и зона жесткого контроля (более 3, но менее 5 мР/ч), где было проведено отселение части населения — беременных женщин и детей. На рис. 2.5 приведена более детальная карта уровня радиации на 10 мая 1986 г.

На основании аэрограмма-съемок и изотопного анализа проб были построены детальные карты радиационной обстановки и изотопного загрязнения местности цезием-137, -134, стронцием-90, плутонием-239, -240, цирконием и ниобием-95, рутением-103, лантаном-140, церием-144. На рис. 2.6—2.10 (см. вкладку) представлены карты загрязнения европейской части страны цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239, -240.

⁴ Как известно, население было также полностью отселено из 30-километровой зоны — даже если уровни радиации здесь были меньше принятых для эвакуации — с целью обеспечения безопасности населения в случае неблагоприятного изменения направления ветра. Решение об эвакуации населения из 30-километровой зоны было принято 2 мая 1986 г.

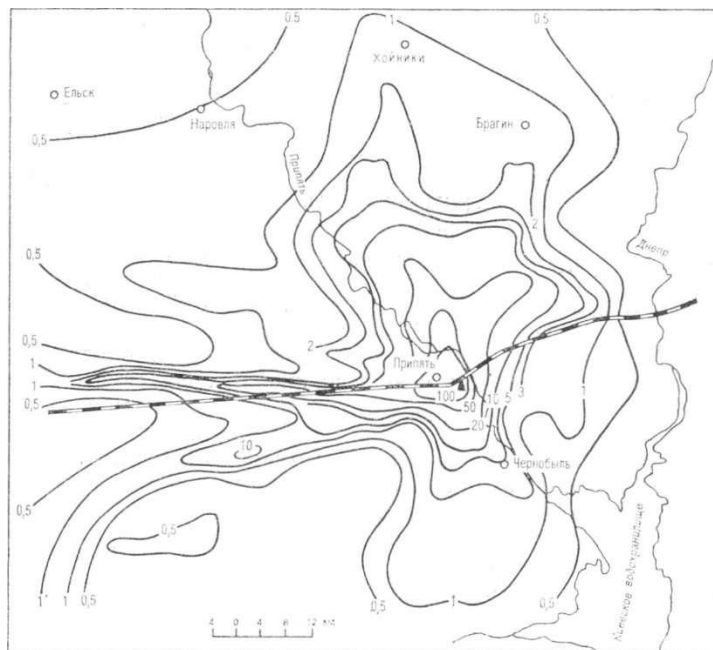


Рис. 2.3. Карта гамма-поля (мР/ч), 29 мая 1986 г.

Определено общее количество радиоактивных веществ, выпавшее на местности, и их изотопный состав. Именно эти данные явились основой для дальнейших геофизических, биологических и медицинских исследований, а также проведения практических мероприятий по уменьшению ущерба здоровью населения и природной среде.

По данным временного и пространственного распределений мощностей доз гамма-излучения после аварии оценено суммарное количество радиоактивных продуктов, выпавших на ближнем следе (примерно до 80 км), и его изменение во времени за счет радиоактивного распада и других факторов.

Суммарное количество гамма-радиоактивных продуктов (по их энергосодержанию) на ближнем следе в мае 1986 г. и в дальнейшем приведены в табл. 2.1 (на Д+15); через год после аварии это количество уменьшилось в 30 раз, через два года после аварии — в 50 раз. Площади, ограниченные различными изолиниями в различные сроки, приведены в табл. 2.2.

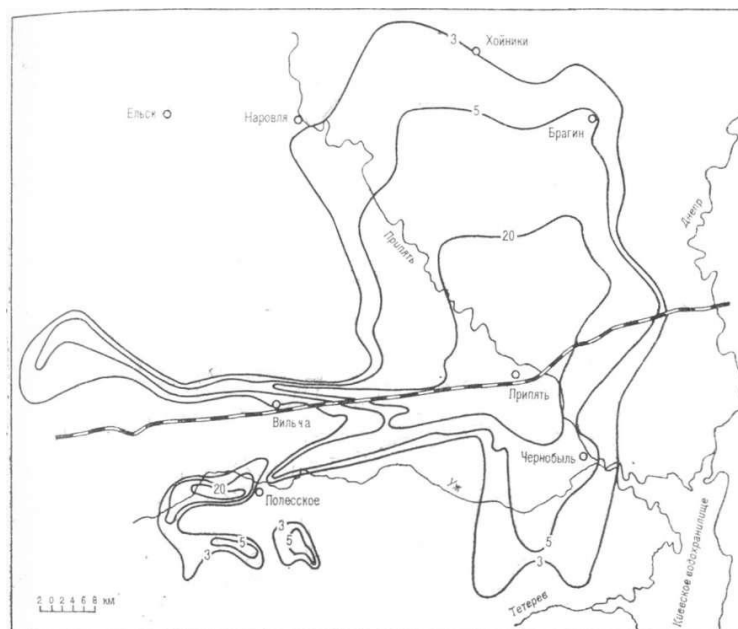


Рис. 2.4. Карта гамма-поля (мР/ч), 10 мая 1986 г.

Таблица 2.1
Сумма гамма-радиоактивных продуктов в следе в результате аварии

Дата	Зона	Единицы измерения			Доля (%)
		(Р/ч) *м ²	МэВ/с	Ки	
11.05.86	Ближний след (до 80 км)*	$7,9 \cdot 10^7$	$3,3 \cdot 10^{17}$	$1,2 \cdot 10^7$	1,6
	Дальний след **	$1,2 \cdot 10^8$	$5,0 \cdot 10^{17}$		
	Всего (СССР)	$\sim 2,0 \cdot 10^8$	$9,0 \cdot 10^{17}$	$3,1 \cdot 10^7$	3,5-4,0
Май 1987 г	Ближний след	$2,7 \cdot 10^6$			
1988 г.	Ближний след	$1,6 \cdot 10^6$			

* За пределами промышленной площадки АЭС

** На всей европейской части СССР за пределами ближнего следа.

Тщательный изотопный анализ показал наличие большого количества осколочной и наведенной активности.

Характерно сильное фракционирование изотопов (изменение соотношений изотопов по отношению к первичному в реакторе). Фракционирование летучих продуктов, содержащих иод-131 и цезий-137, по отношению к цирконию-95 в радиоактивной струе достигало пяти и более раз.

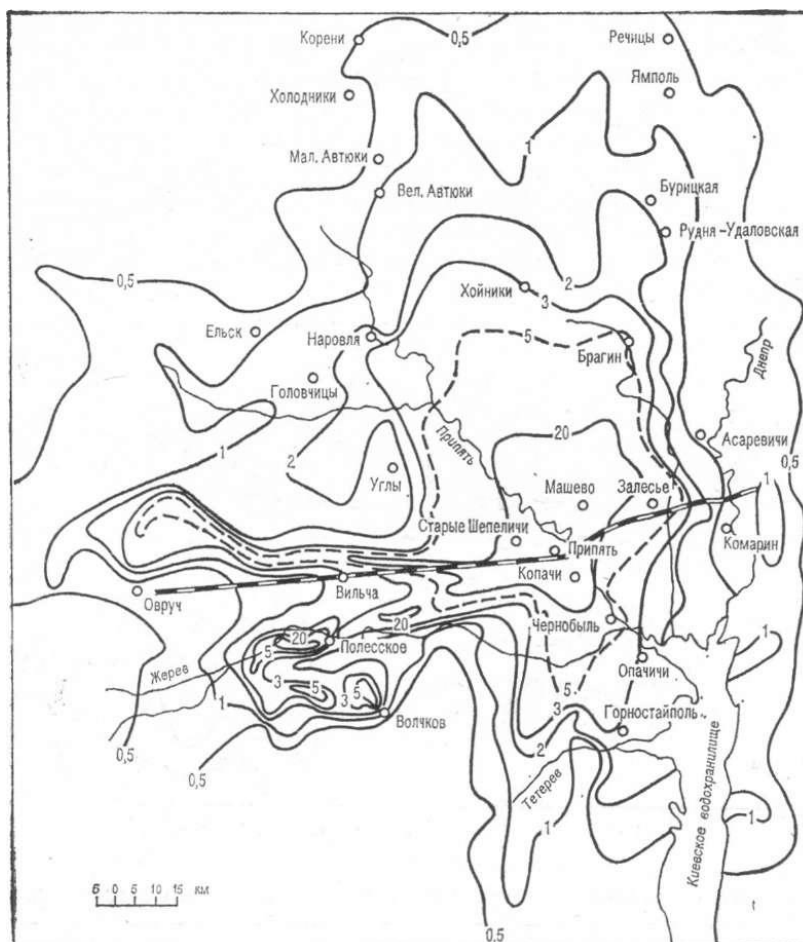


Рис. 2.5. Карта гамма-поля (мР/ч), 10 мая 1986 г.
Штриховая кривая — граница зоны отселения (изолиния 5 мР/ч).

Таблица 2.2
Площади (км²), ограниченные изолиниями различной мощности дозы, на следе в разное время

Изолинии	10.05.86	29.11.86.	01.05.87	01.10.87	15.04.88
2 мР/ч	8000	560	280	190	130
5 мР/ч	3000	180	70	32	16
20 мР/ч	1100	20	8	6	-

На местности также наблюдалось существенное фракционирование — особенно на «северном» следе, значительно меньшее на «западном» и совсем незначительное на «южном» (на «северном» и ближнем следе — до 5—8 раз по изотопам летучих элементов) [9], на «цезиевых» пятнах — до 100—300 раз.

Особенно много аномалий связано с загрязнением цезием, поскольку выход летучего цезия из реактора был обусловлен в основном высокой температурой. Загрязнение атмосферы цезием было связано с его высоким содержанием в высокодисперсных частицах, которые выпадали на земную поверхность в основном с осадками на дальних расстояниях.

Итак, загрязнение цезием имеет исключительно неоднородный («пятнистый») характер, что обусловлено как динамикой выброса, так и метеорологическими условиями распространения радиоактивных продуктов. Особенно крупное пятно загрязнения (помимо «основного») образовалось на стыке Могилевской, Гомельской (БССР) и Брянской (РСФСР) областей, где сильные дожди выпадали 28 и 29 апреля, и далее в районе Тульской, Орловской и Калужской областей (см. рис. 2.3).

Активность цезия-137, выпавшего на ближнем следе, по данным аэрогамма-спектральной съемки и анализа проб почвы, составляет примерно 0,28 МКи (хотя отдельные небольшие выпадения наблюдались в течение всего мая).

Таблица 2.3
Распределение цезия-137 на ближнем и дальнем следах

Зона	Активность	
	МКи	%
Ближний след (до 40 км)	0,28	1,9
Дальний след	0,8—0,9	4,8—5,4
За пределами СССР	~ 1,2	8,0
Всего	2,3—2,4	~ 15 %

Суммарная активность выпадений всех изотопов в ближней и Дальней зонах (на территории Советского Союза) составляет около 3,5—4,0 % теоретического суммарного энерговыделения радиоактивных продуктов в реакторе на это время (доля других изотопов на участке ближнего следа в 40 км представлена в табл. 2.4).

По данным спектральной гамма-съемки количество цезия-137 и цезия-134 на территории СССР (за пределами ближнего следа) составляет около 0,8—0,9 МКи. Суммарное количество цезия-137 в ближней и дальней зонах на Европейской территории СССР оценивается примерно в 1,0—1,1 МКи.

Таблица 2.4
Распределение радионуклидов, выпавших на ближнем следе (до 40 км от места аварии)

Радионуклид	Ки	%*	Радионуклид	Ки	%*
²³² Te	$2,5 \cdot 10^6$	5,0	⁹⁵ Zr	$1,8 \cdot 10^6$	1,5
¹³¹ I	$1,3 \cdot 10^6$	5,1	¹⁴⁴ Ce	$1,3 \cdot 10^6$	1,0
¹⁴⁰ Ba	$9,1 \cdot 10^5$	1,4	¹⁰⁶ Ru	$5,7 \cdot 10^5$	0,8
¹⁴¹ Ce	$1,7 \cdot 10^6$	1,7	¹³⁴ Cs	$1,3 \cdot 10^5$	0,6
¹⁰³ Ru	$1,5 \cdot 10^6$	1,4	¹³⁷ Cs	$2,8 \cdot 10^5$	1,9
⁸⁹ Sr	$6,2 \cdot 10^5$	1,2	⁹⁰ Sr	$8,5 \cdot 10^4$	0,85
⁹¹ Y	$6,4 \cdot 10^5$	0,85			

Примечания. 1. Суммарная активность составляет $1,1 \cdot 10^7$ Ки, в среднем — 1,6% общего выхода. 2. Суммарное энерговыделение составляет $3,3 \cdot 10^{17}$ МэВ/с.

* Приведены доли активности радионуклида по отношению к общему выходу через 15 дн. после аварии.

Радиоактивные продукты обнаружены в выпадениях во многих районах западной части Европейской территории СССР. Йод-131 обнаружен в пробах выпадений или пробах воздуха до 2 мая 1986 г. в следующих крупных городах: на Украине — в Киеве, Виннице, Иваново-Франковске, Полтаве, Кривом Роге, Запорожье, Донецке, Керчи, Львове, Ровно; в Белоруссии — в Минске, Бресте, Могилеве, Гродно; в Прибалтике — в Калининграде, Клайпеде, Риге, Вильнюсе, а также в Нарве, Ленинграде и многих других городах и населенных пунктах. Йод-131 был обнаружен также под Москвой в Обнинске, где его концентрация в пробах воздуха 28—29 апреля составляла $0,5 \text{ Бк/м}^3$. В большинстве случаев такое загрязнение носило кратковременный характер и было связано с загрязнением атмосферного воздуха.

Количество цезия-137, выпавшего за пределами СССР, оценивалось на основании опубликованных данных о загрязнении территории стран Европы, а также расчетных значений, полученных путем численного моделирования переноса радионуклидов в атмосфере.

Определенный интерес имеют опубликованные за рубежом данные о распространении на значительное расстояние радиоактивных продуктов после чернобыльской аварии. (Мы приводим данные из наиболее серьезных научных источников, оставляя различные сенсационные сообщения, которыми изобилвала зарубежная пресса, особенно в первый период после аварии, на совести их авторов.)

По данным выпуска «Чернобыль» за сентябрь 1986 г., в котором объективно излагаются переданные в МАГАТЭ советские данные об аварии, в частности, данные об источнике выброса радиоактивных продуктов из разрушенного реактора [18], распространение первых порций радиоактивных продуктов в ближайшее после аварии время на дальние расстояния проходило в северо-западном и западном направлениях. Пройдя через территорию Советского Союза 26—27 апреля они достигли Польши, Финляндии и Швеции (27-29 апреля) — Центральной Европы. Сильные дожди 30 апреля и 1 мая обусловили радиоактивные влажные выпадения во Франции, южной части ФРГ, Швейцарии, Австрии, Венгрии и Чехословакии. Затем загрязненные воздушные массы достигли Голландии, Великобритании, пересекли территорию Югославии, Италии и Греции.

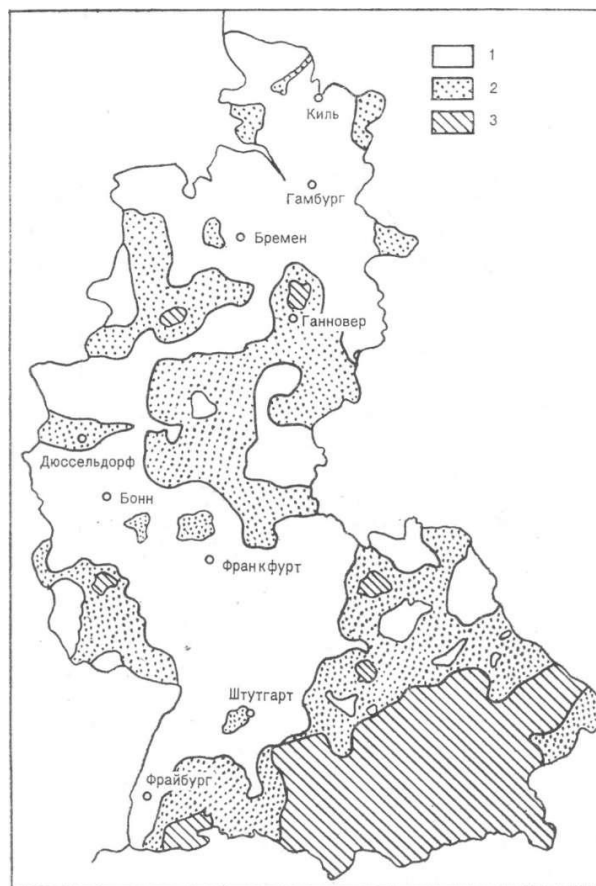


Рис. 2.11.

Выпадения цезия-137 на земную поверхность на территории ФРГ в период 30 апреля — 5 мая 1986 г.
 1 — 0...4 кБк/м²; 2 — 4...10 кБк/м²; 3 — 10...45 кБк/м²

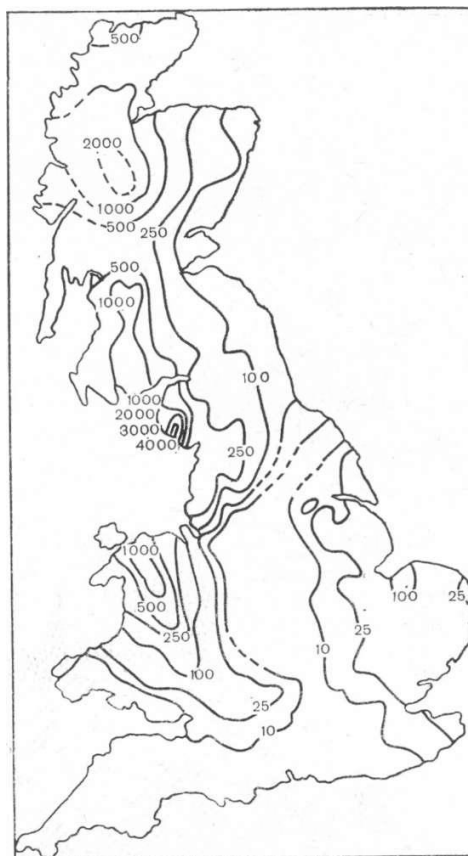


Рис. 2.12. Плотность загрязнения растительности цезием-137 (Бк/м²) на территории Великобритании.

Повышение радиационного фона отмечалось также в КНР, Японии, Индии, Канаде и США.

На рис.2.11 и 2.12 приводятся данные о выпадении цезия-137 в ФРГ и Великобритании [18, 20], на рис. 2.13 — данные об уровнях радиации в Швеции в начале мая 1986 г. [19].

В журнале «Инвайронмент» за апрель 1988 г. [20] приведены более детальные данные о суммарном выпадении цезия-137 в различных странах (табл. 2.5).



Рис. 2.13.
Мощность дозы гамма-излучения (мкР/ч)
на уровне земной поверхности на территории Швеции 1—8 мая 1986 г.

Из таблицы видно, что максимальное выпадение с дождем наблюдалось в Австрии, ФРГ, Италии, Норвегии, Швеции. В статье [20] подчеркивается, что содержание цезия-137 во влажных выпадениях превышало содержание в сухих выпадениях в 15—20 раз. Из рис. 2.14, где показана зависимость мощности дозы выпадений от расстояния (данные охватывают территорию как Советского Союза, так и зарубежных стран), видно, насколько более интенсивное выпадение наблюдалось в районах сильных дождей. Подчеркивается также, что «пятна», образовавшиеся в результате сильных дождей, имеют очень четкие границы [20]



Рис. 2.14.

Уровни внешнего облучения на местности, измеренные с учетом осадков в районах радиоактивных выпадений спустя 7—10 сут после чернобыльской аварии.

Уровень облучения измеряется в единицах естественного фона, предполагаемого равным 0,01 мР/ч, и зависит от расстояния до Чернобыля как $E = (6,9 \cdot 10^4) r^{-1,4}$
1 — без дождя, 2 — с дождем.

Итак, суммарная активность цезия-137 в выпадениях на территории стран Европы оценивается в 1,2 МКи (см. табл. 2.5). Наиболее загрязненными оказались юго-восточная часть ФРГ (Бавария), где максимальное значение составило 1,2 Ки/км, северные районы Италии.

Таким образом, общее количество выпавшего в результате аварии на земную поверхность (в Европе) цезия-137 составило 2,3 МКи (примерно 15 % общего количества в реакторе; см. табл. 2.3 и 2.5).

Таблица 2.5
Содержание цезия-137 в выпадениях на территории различных стран после аварии

Страны	Содержание 10^{14} Бк	Страны	Содержание 10^{14} Бк
Австрия	11,0	Нидерланды	0,68
Албания	3,9	Норвегия	11,0
Бельгия	0,19	Польша	92
Болгария	27,0	Румыния	67
Венгрия	7,9	Соединенное Королевство	4,4
Германская Демократическая Республика	5,8	Соединенные Штаты Америки	2,8
Греция	4,4	Турция	18,0
Дания	0,5	Федеративная Республика Германии	16,0
Израиль	0,05	Финляндия	19,0
Ирландия	2,5	Франция	8,3
Испания	0	Чехословакия	5,9
Италия	11,0	Швейцария	2,0
Канада	2,5	Швеция	31
Китай	5,4	Югославия	61
Кувейт	0,01	Япония	0,26
Люксембург	0,04		

* 10^{14} Бк $\sim 2,7 \cdot 10^3$ Ки

Изучение радиационной обстановки на Европейской территории СССР показало, что помимо основной зоны загрязнения, где площадь с уровнями радиации более 5 мР/ч на 10.05.86 г. составила около 3000 км², имелись зоны (см. выше) с более низкими

уровнями радиации на эту дату, но с высоким содержанием цезия-137 к северо-востоку от основной зоны — на стыке Могилевской, Гомельской и Брянской областей (где образовалось «цезиевое пятно»), южнее г. Орел, южнее г. Тула (Плавск); к западу от основной зоны — в районе Пинска, в районе Ровно; к югу и юго-западу от основной зоны — в районе Белой Церкви и Канева, в районе Ивано-Франковска, а впоследствии — в районе южного побережья Финского залива, на Кольском п-ове и на Кавказе [7а]. Общая площадь радиоактивного загрязнения, ограниченная изолинией 0,2 мР/ч, превысила в первые дни 200 тыс. км² (см. рис. 2.2).

Анализируя данные об осадках в широкой зоне вокруг мест аварии, мы убеждаемся, что в зоне формирования «цезиевого» пятна загрязнения на стыке Гомельской, Могилевской и Брянской областей до 28 апреля дождей не было. Интенсивные дожди выпали именно 28 апреля (до 7—10 мм за сутки); 29 апреля — около 2-3 мм за сутки, 1 мая — около 2 мм, 2 мая — 1 мм (восточнее — до 6 мм). Далее до окончания (8.V.86) основного выхода радиоактивных продуктов из разрушенного реактора осадки практически не наблюдались. Вокруг этого «пятна» осадки практически не выпадали, кроме как в направлениях на Орел и Тулу (28—29 апреля, 1—2 мая 1986 г.), где также сформировалась зона радиоактивного загрязнения, хотя и менее интенсивная.

В Швеции 26 апреля отмечались сильные осадки (до 25 мм за сутки), а в последующие дни более слабые. На севере Италии 27 апреля выпало до 79 мм осадков, 28 апреля — до 65 мм; менее значительные осадки наблюдались 29 апреля и 1 мая. Существенные осадки выпадали в Великобритании 3—4 мая (до 9 мм за сутки), в южной части ФРГ 29, 30 апреля (16—18 мм за сутки). Эти данные коррелируют с формированием радиоактивных выпадений на этих территориях.

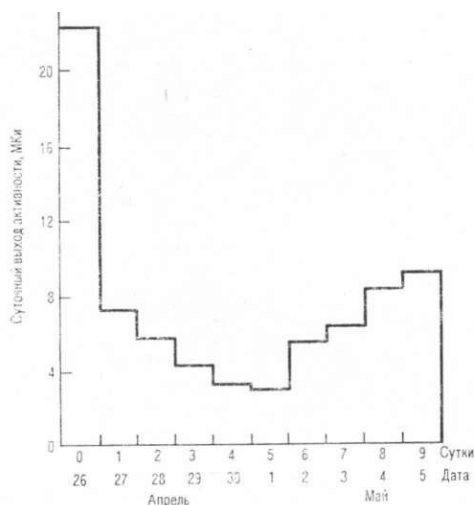


Рис. 2.15. Профили выхода суммарной активности с 26 апреля по 5 мая.

По-видимому, «пятнистость» загрязнения была обусловлена именно вымыванием радиоактивных продуктов дождями (см., например, рис. 2.14).

Формирование зон радиоактивного загрязнения вследствие продолжающегося истечения радиоактивных веществ из зоны разрушенного реактора (но в меньших количествах) могло происходить практически в течение всего мая. В некоторых местах это могло привести к заметным выпадениям радионуклидов, не сравнимых, конечно, по своему общему количеству с выпадениями в конце апреля—первой декаде мая. На рис. 2.15 [16] показана динамика выхода радиоактивных продуктов реактора (интегральная), а на рис. 2.16 — выпадений в районе Березинского заповедника в Белоруссии [9]. На

рис. 2.15 видны два главных максимума выхода радиоактивности — 27—28 апреля и 2—5 мая 1986 г.

В мае—июне 1986 г. после окончания формирования загрязнения указанной зоны был развернут массовый изотопный анализ проб почвы из дальних северных районов, и было установлено, что среди радиоактивных загрязняющих веществ преобладают долгоживущие изотопы — цезий-137 и цезий-134. Содержание этих изотопов на цезиевых пятнах достигало 50 % общего количества радионуклидов в пробах.

Результаты авиационных и наземных обследований, проведенных в 1987—1989 гг. на площади около 350 тыс. км², в основном подтвердили и дополнили ранее полученные данные.

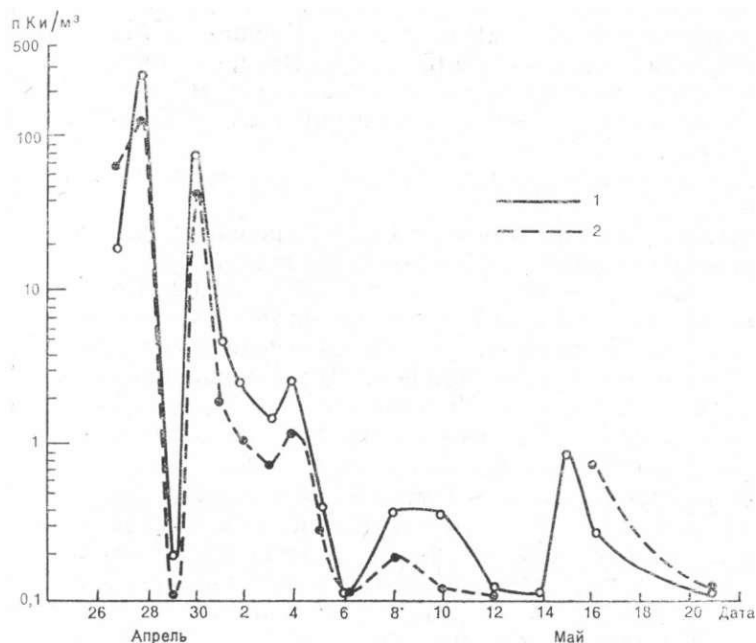


Рис. 2.16. Удельная активность (пКи/м³) радионуклидов ¹³⁷Os (1) и ¹³⁴Cs (2) в атмосферном воздухе на станции фонового мониторинга в Березинском биосферном заповеднике в период 26 апреля—22 мая.

Значительных изменений положения изолиний плотности загрязнения местности цезием-137 (15 и 40 Ки/км²), стронцием-90 (3 Ки/км²) и плутонием-239, -240 (0,1 Ки/км²) не отмечено.

При построении изолиний плотности загрязнения территории цезием-137 были использованы результаты анализа проб почв, отобранных более чем в 3600 населенных пунктах, данные аэрогамма-спектрометрических съемок, результаты обследования радиоактивного загрязнения лесных массивов и сельхозугодий (см. рис. 2.6 — 2.10 на вкладке). Всего было проанализировано около 100 тыс. проб.⁵

Общая площадь зон с уровнем загрязнения цезием-137 15 Ки/км² и более (см. карту) составляет более 10 тыс. км² (около 6400 км² в БССР; 2400 км² в РСФСР; 1500 км² в УССР). Всего на территории этой зоны (за пределами зоны отселения) расположено около 640 населенных пунктов с населением более 230 тыс. чел.

На указанных выше территориях, загрязненных в результате аварии цезием-137, еще сохраняются повышенные уровни радиации. Так, в Злынке и Николаевке (Брянская область) мощность дозы гамма-излучения (средние значения) составляла (в 1988 г.) 0,15 и 0,35 мР/ч соответственно, в Выс. Борке и Селище (Могилевская область) — 0,25 мР/ч, в Мал. Клещах и Мал. Миньках (Житомирская область) — 0,15...0,2 мР/ч, в эвакуированном г. Чернобыль (Киевская область) — 0,04...0,26 мР/ч. В г. Припять

⁵ В 1990 г. общее число проб составило несколько сотен тысяч

уровень радиации в 1988 г. составлял 0,2...2,5 мР/ч (город эвакуирован).

Более подробно остановимся на радиационной обстановке в Киеве.

По данным Укргидромета, в 1988 г. уровни радиации в Киеве в среднем были близки к фоновым и составляли 0,02...0,03 мР/ч (при фоновых значениях до аварии 0,015... 0,02 мР/ч), а в отдельных местах до 0,04 мР/ч. Повышенные значения уровня радиации в Киеве впервые были отмечены 30 апреля 1986 г. в 13 ч и составляли в Жулянах 0,5; Гидропарке — 1,5 и на пр. Науки — 2,2 мР/ч. К 19 ч максимальный уровень радиации понизился до 0,9 мР/ч; 1 мая они составляли в среднем 0,6 мР/ч (максимальные — 1,2 мР/ч).

Доза внешнего облучения населения в Киеве, по данным работы [2], за первый год после аварии достигла в среднем 0,35 бэр. В течение последующих шести лет, согласно расчетам, она достигнет 0,5 бэр, т. е. возрастет на 0,15 бэр, а через 50 лет после аварии составит около 1 бэр. Доза внутреннего облучения, согласно оценкам по результатам инструментальных наблюдений, составила за первый год 0,03 бэр, за второй — 0,02 бэр. Общая доза — внешняя и внутренняя — за 50—70 лет не превысит 1,5 бэр, что меньше суммы дозы фоновой радиации и дозы, получаемой при медицинских процедурах (порядка 10 бэр в год) [2].

Повышенные уровни загрязнения местности стронцием-90 (более 3 Ки/км²) и плутонием-239, -240 (более 0,1 Ки/км²) в дальних зонах не выявлены, они локализованы в пределах зоны эвакуации (30-километровая зона и некоторые прилегающие к ней участки, см. рис. 2.9—2.10 на вкладке). Всего эвакуировано в течение первого года население 186 населенных пунктов, (116 тыс. чел.), в том числе на территории УССР — 75 (90 тыс. чел.), БССР — 107 (25 тыс. чел.), РСФСР — 4 (1 тыс. чел.). В настоящее время резэвакуировано население 14 пунктов (большинство по собственной инициативе) — двенадцати в БССР и двух в УССР.

Результаты проведенных в 1988 г. работ позволили дополнительно определить границы цезиевых «пятен» с плотностью загрязнения 5...15 Ки/км² и менее. Общая площадь с плотностью загрязнения цезием-137 5...15 Ки/км² составляет около 21 тыс. км², 1 Ки/км² и выше — около 100 тыс. км².

2.2. О РАСЧЕТАХ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО И ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ И НОРМИРОВАНИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Минздравом СССР и союзных республик были получены оценки эффективных эквивалентных доз внешнего и внутреннего облучения, полученных людьми за первый и последующие годы после аварии в сотнях населенных пунктов (как эвакуированных, так и неэвакуированных). Суммировались дозы, обусловленные радиоактивными выпадениями отдельных радионуклидов, в также результаты измерений активности человеческого организма. Тщательные исследования изотопного состава загрязняющих веществ и гамма-полей, проводившиеся Госкомгидрометом СССР и другими ведомствами, позволило это сделать с достаточной точностью.

Изотопный состав радиоактивного загрязнения местности изучался очень тщательно, а оценка возможных дозовых нагрузок на население рассчитывалась на основании реального изотопного состава.

В табл. 2.6 приведены результаты таких расчетов для основной зоны загрязнения, примыкающей к месту аварии, без учета экранировки зданиями, времени пребывания людей на открытом воздухе, а также заглубления изотопов в почву вследствие миграции и поглощения излучения снежным покровом в зимний период.

Для расчетов можно вводить ориентировочные поправочные коэффициенты уменьшения дозы за счет экранирования зданиями

Таблица 2.6
Доза (бэр) *, обусловленная внешним гамма-излучением на местности,
для различных участков радиоактивного следа в основной зоне загрязнения

Участок следа		От Д + 1 до 1 года	От 1 до 50 лет	От Д + 1 до 1 года	От 1 до 50 лет
		Сумма радионуклидов		Цезий-147	
Север	I	2,5	6,9	0,21	6,1
	II	2,5	8,3	0,25	7,2
	III, IV	2,5	9,1	0,28	8,2
Юг	I	2,4	1,6	0,038	1,1
	II	2,1	1,9	0,049	1,4
	III, IV	2,4	3,7	0,11	3,1
Запад	I	2,2	2,0	0,054	1,6
	II	2,3	5,7	0,16	4,8
	IV	2,3	6,0	0,18	5,2

Примечание. I — зона с уровнями радиации более 10 мР/ч (на Д+1); II — 2...10 мР/ч; III — 0,02...2 мР/ч; IV — менее 0,2 мР/ч. Дозе 0,1 бэр за первый год соответствует мощность дозы примерно 0,05 мР/ч на начало мая (см. рис. 2.2) с учетом короткоживущих изотопов.

* Доза приведена к значению мощности дозы 1 мР/ч на Д + 15.

и времени пребывания людей на открытом воздухе, равные 2,0 — 2,5, а также за счет заглубления в почву долгоживущих изотопов (особенно после 1 года) — 1,4...1,8.

Из табл. 2.6 видно, что в первый год вклад цезия-137 в накопленную дозу незначителен (до 10—12 %), что объясняется преимущественным вкладом более короткоживущих изотопов ^{140}Ba , ^{91}I , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{134}Cs и др.; в последующие годы вклад цезия-137 является основным.

Из таблицы также ясно, почему для эвакуации (критерий — непревышение дозы 10 бэр в первый год) была выбрана изолиния 5 мбэр/ч, дающая с учетом поправочных коэффициентов дозу внешнего облучения менее 5 бэр за 1-й год (в случае, если не принимаются меры по уменьшению внутреннего облучения — ввоз «чистых» продуктов питания, различные агрономические мероприятия).

Вследствие особенностей изотопного состава дозы внутреннего облучения для различных участков загрязненной территории превышают дозы внешнего облучения в 2—5 раз (в 1-й год несколько меньше). При утверждении критерия непревышения 10 бэр за год в качестве дозового для первого года после аварии Минздрав СССР условно «поделил» эту дозу пополам — 5 бэр для внешнего и 5 бэр для внутреннего облучения. Следовательно, при загрязнении более 15 Ки/км² цезием-137, если население не эвакуировано и ведутся сельскохозяйственные работы, требуется проведение мероприятий, существенно уменьшающих именно внутреннюю дозу — исключение из рациона загрязняющих пищевых продуктов, а также меры по связыванию цезия в почве (внесение известняка, глинозема и др.) или по его вытеснению другими элементами (применение калийных удобрений). Все перечисленные меры применялись Госагропромом в первые годы после аварии на территории Могилевской, Гомельской и Брянской областей, а также в других областях и должны применяться и при более низких уровнях загрязнения. Именно этот подход — уменьшение дозы внутреннего облучения за счет обеспечения населения чистыми привозными продуктами — был

принят республиками летом—осенью 1986 г. после завершения в июне—июле обследования изотопного состава загрязнения на обширных территориях с небольшим дополнительным отселением (34 села).

Индивидуальные дозы облучения (внутреннего и внешнего), полученные к осени 1988 г. большинством жителей контролируемых (загрязненных) районов, примыкающих к зоне эвакуации, составили, по данным Минздрава СССР [7], в среднем 5,3 бэр, и только в отдельных случаях они превысили 10 бэр (утвержденная Минздравом СССР допустимая доза облучения, полученная за первые три с половиной года, составляет 17,3 бэр [15]).⁶ Эти дозы определялись путем расчета и на основании количества цезия-137, обнаруженного с помощью счетчиков излучения человека (СИЧ).

Вопрос о хроническом воздействии сравнительно небольших доз облучения продолжает остро обсуждаться научными кругами и общественностью.

В продуктах питания, полученных на загрязненной территории с уровнем загрязнения 5...15 Ки/км², а в некоторых случаях и ниже (например, Ровенская область), все же может наблюдаться превышение нормы загрязнения, особенно для молока. Это зависит от типа почв, дисперсности аэрозольных частиц, биомассы травяной растительности (кормов) и прочих факторов, которые следует учитывать при проведении практических мероприятий. Контроль получаемых на этой территории продуктов питания, в первую очередь молока и мяса, обязателен.

За прошедшие годы постепенно основными компонентами загрязнения стали долгоживущие радионуклиды — цезий-137 и стронций-90 с периодом полураспада около 30 лет, а в зоне отчуждения — плутоний с очень большим периодом полураспада.

По прошествии «острого периода» возникла необходимость выработки рекомендаций для длительной работы и жизнедеятельности на загрязненной цезием-137 территории, так как именно этот радионуклид, наряду с цезием-134, представлял основную опасность за пределами зоны отселения (в первый год основной вклад в дозу внешнего облучения внес ряд более короткоживущих изотопов). Речь шла уже о пожизненной дозе радиации — на уровне хронического облучения сравнительно небольшими дозами.

В связи с этим Минздрав СССР в ноябре 1988 г. принял решение об установлении предельной дозы облучения населения (т. е. критерия непревышения этой дозы) в контролируемых районах 35 бэр за жизнь (с 01.01.90 г.) с учетом уже полученной дозы [15].

Как известно, эта концепция подверглась весьма острой критике как со стороны многих ученых (в основном из Белоруссии и Украины), так и со стороны общественности.

Кроме того, выяснилось, что далеко не везде, где надо, местные власти обеспечивают бесперебойное снабжение населения чистыми продуктами.

Тот факт, что в районах высокого загрязнения население даже при обеспечении чистыми продуктами не может пользоваться продуктами местного и своего производства (дары леса, сельскохозяйственная продукция с местных угодий и со своих собственных участков) и что само пребывание людей (особенно детей) на природе ограничено, не может не вызвать законной тревоги и возмущения.

Не отсутствие информации о радиационной обстановке, а введение нового критерия и сложившаяся социальная обстановка привели республики в 1989 г. к

⁶ Здесь мы не обсуждаем правомерность принятой предельной дозы в экстремальной ситуации, так как этот вопрос выходит за пределы компетенции авторов книги.

предложению о дополнительном отселении в РСФСР 31 села, в БССР — 87 сел, в УССР — 14 сел в основном на территориях, где загрязнение превышало 40 Ки/км² по цезию-137. При этом учитывались как радиологические, так и социальные причины, а именно, сложность обеспечения населения чистыми продуктами, необходимость изъятия у населения молока, а иногда и некоторых других продуктов, полученных в индивидуальном хозяйстве, трудности проведения эффективных агромелиоративных и дезактивационных мероприятий, и т. п.

Что касается территорий с загрязнением от 15 до 40 Ки/км² или территорий, где продукты питания загрязнены выше установленных нормативов, то, с нашей точки зрения, они могут быть объявлены (с учетом радиологических данных и социальных факторов) зоной добровольного проживания, и все жители, которые хотели бы покинуть эту зону на основании объективной информации, могли бы это сделать, получив соответствующую компенсацию, а оставшиеся — получать соответствующие льготы.⁷

Именно эти соображения привели к требованию населения осуществлять подворные измерения, так как такие данные требуются именно для индивидуального решения о добровольном отселении, а не для составления общей характеристики радиационной обстановки того или иного населенного пункта (здесь обычно применяются измерения «по сетке» с большим числом проб).

2.3. МОДЕЛИРОВАНИЕ АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСА И РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

В целях лучшего понимания общей физической картины формирования радиоактивного следа, уточнения динамики изменения параметров источника выброса радионуклидов, оценки количества радионуклидов, вынесенных за пределы территории СССР, а также для решения задач, связанных с Конвенцией МАГАТЭ о своевременном оповещении о ядерных авариях, в Госкомгидромете СССР были разработаны математические модели переноса и осаждения радионуклидов в результате выброса в атмосферу. Модели мезомасштабные, региональные и модели трансграничного переноса охватывают пространственные масштабы от десятков до нескольких тысяч километров.

Кратко остановимся на модели, описывающей осаждение радиоактивных продуктов, длительное время поступавших в атмосферу из аварийного блока Чернобыльской АЭС и вызывающих радиоактивное загрязнение местности в районе АЭС на удалении до 100 км [9, 11, 12, 22].

В данном случае необходимы детальные характеристики источника (высота, динамика выхода, дисперсный состав радиоактивных частиц и др.) и временные характеристики поля ветра.

В качестве входной метеорологической информации в модели были использованы данные шаропилотных наблюдений о направлении и скорости ветра в

⁷ Такое решение Правительства СССР было принято осенью 1989 г. в отношении семей, где имеются дети, беременные женщины и больные.

25 апреля 1990 г. Верховный Совет СССР утвердил Государственную Программу и одобрил республиканские Программы по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. В этих программах детально изложены все меры, необходимые для нормализации положения в зоне аварии, в том числе дополнительное отселение.

Даны поручения по расширению и детализации измерения радиационной обстановки, вплоть до составления атласа загрязнения по всей европейской части Советского Союза. Образованной комиссии поручено в 1990 г. выработать согласованные критерии безопасного проживания населения на слабозагрязненной территории.

Одним из предложений комиссии было введение нижнего предела облучения 0,1 бэр/год (т.е. при более низких значениях применение специальных мер не представляется необходимым).

аэропортах Киева (Жуляны, Борисполь), Мозыря, Гомеля и Чернигова и данные радиозондирования в Киеве с 26 апреля по 1 мая 1986 г.

Анализ метеорологических данных о направлениях ветра показывает, что в течение пяти дней с 26 по 30 апреля направление переноса воздушных частиц в слое от земной поверхности до 1—1,5 км изменилось на 360° , фактически описав полный круг.

В момент аварии в результате первого взрыва произошел мгновенный выброс частиц радиоактивных продуктов, распространившихся в западном направлении и образовавших узкую вытянутую полосу повышенного радиоактивного загрязнения местности. Затем 26 и 27 апреля перенос радиоактивных веществ из зоны реактора происходил в виде струи в юго-западном направлении. К 28—29 апреля произошла смена направления на северо-восточное, а к 30 апреля — на юго-восточное и южное.

Наиболее мощное истечение радиоактивных продуктов из аварийного блока наблюдалось в первые 2—3 сут после аварии в северо-западном и северо-восточном направлениях. Высота струи 27 апреля по самолетным данным превышала 1200 м. Этому соответствовал и максимальный подъем «горячих» частиц — крупные частицы, по-видимому, были разбросаны при первичном взрыве, высокодисперсные разлетались вместе с горячей струей летучих продуктов. На фотографии показан рентгенографический снимок листьев каштана на удалении 40 км от места аварии (рис. 2.17). На основании фотоснимка можно сделать вывод о том, что загрязнение было в значительной степени связано с высокоактивными «горячими» частицами.

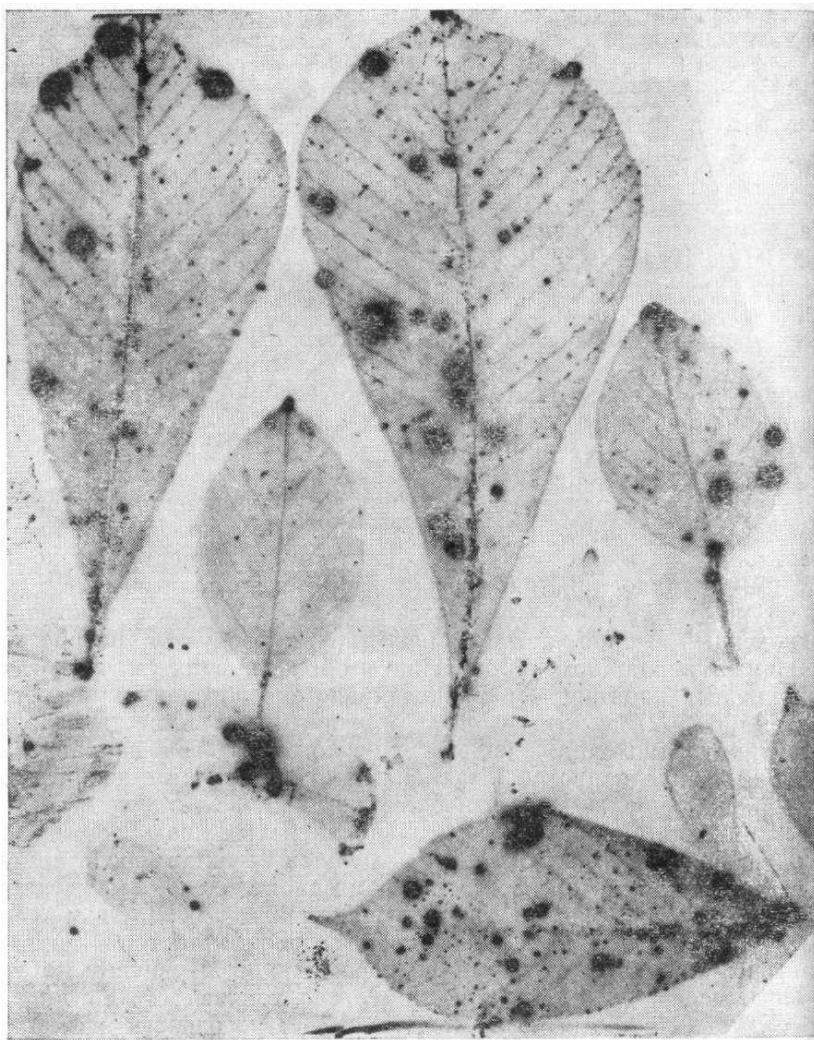


Рис. 2.17 Рентгенографический снимок листьев каштана

По-видимому, полный спектр частиц, выброшенных в атмосферу из аварийного блока, представляет собой суперпозицию различных спектров, различающихся как по размерам частиц, так и по радиоизотопному составу.

В модели использовалось более простое представление о распределении частиц в ограниченном диапазоне размеров, позволяющее описать ближние радиоактивные выпадения. Считалось, что интегральное распределение суммарной гамма-активности, формирующее ближний след частиц в определенном интервале размеров, аппроксимируется логарифмически-нормальным распределением со следующими параметрами: медианный диаметр ξ и стандартное отклонение σ .

Далее радиоактивные вещества, поднятые из аварийного блока тепловыми потоками на высоту H , представляются в виде постоянно действующего приподнятого точечного источника полидисперсной примеси, непрерывно испускающего в атмосферу радиоактивные частицы, распределение активности которых в зависимости от их размера подчинено логарифмически нормальному закону.

Радиоактивные выпадения на земную поверхность из заданного источника, расположенного на высоте H , определяются кинематикой гравитационного осаждения частиц в переменном во времени поле ветра с учетом их горизонтальной диффузии. Траектории переноса струи в воздухе вблизи АЭС отмечались на высоте 600 м. В последующие дни высота струи не превышала 200—400 м.

На интенсивность источника выноса радионуклидов в следующий период оказали существенное влияние сброшенные в активную зону значительные количества песка и других материалов.

Формирование основной части радиоактивных выпадений в ближней зоне закончилось в первые 4—5 сут.

Относительные изменения выхода радиоактивности в первые 4—5 сут хорошо аппроксимируются экспоненциальной зависимостью. Ежесуточный выброс радиоактивных веществ, аппроксимируемый экспоненциальной зависимостью, включает весь спектр радиоактивных частиц, которые обусловили как ближние и региональные, так и глобальные выпадения.

В процессе выброса в атмосферу поступали радиоактивные аэрозоли различных типов с разными физическими характеристиками. Процесс образования дисперсного состава аэрозолей носил сложный характер, связанный с выносом «горячих» частиц, коагуляцией, конденсацией и т. д., а радиоизотопный состав аэрозоля определялся накопленными в ТВЭЛ продуктами деления ядерного горючего и условиями их фракционирования при выносе в атмосферу.

Анализ пробы воздуха, отобранной на высоте 400—600 м 27 апреля в районе АЭС, показал, что размеры горячих частиц изменялись от единиц до десятков микрометров на фоне множества более мелких частиц. В модели эти размеры рассчитываются на основании распределения во времени направлений и скоростей ветра в слоях 0...1000 м или 0...500 м в зависимости от начальной высоты источника.

Время падения частиц диаметром ξ (плотность $2,5 \text{ г/см}^3$) определяется высотой источника H и скоростью частиц, аппроксимируемой соответствующими зависимостями.

По мере осаждения единичной порции монодисперсной фракции частиц последние диффундируют в атмосфере, и вклад каждой выпавшей фракции частиц в заданную точку на поверхности земли определяется их рассеиванием за время падения $t = H/\omega$.

В качестве фактической информации о радиоактивных выпадениях,

обусловленных аварией на Чернобыльской АЭС, использовались данные распределения уровней радиации на поверхности земли, полученные с помощью самолетной аэрограмма-съемки.

Был использован интегральный анализ полученных результатов всех аэрогамма-съемок в виде зависимости площади S (км^2) радиоактивных выпадений на ближнем следе от изоуровней мощности дозы P , ограничивающих площадь S , с учетом приведения данных аэрогамма-съемки к одному времени, а именно к 29 мая 1986 г. Полученные результаты разных съемок оказались достаточно близкими.

Значения ξ и σ определялись путем численного эксперимента, чтобы получить наилучшее совпадение с фактической кривой зависимости площадей радиоактивных выпадений на ближнем следе от изоуровней мощностей дозы по данным аэрогамма-съемки на этот же момент времени. Полное совпадение расчетной зависимости $S(P)$ получено экспериментально при параметрах распределения $\xi = 50$ мкм и $\sigma = 0,25$.

Карты распределения уровней радиации на ближнем следе от Чернобыльской АЭС на 29 мая 1986, полученные экспериментально и рассчитанные по модели с выше-указанными параметрами данными для высоты источника, динамики выхода радиоактивности и временных характеристик поля ветра, практически совпадают (см. гл. 7).

2.4. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

При аварии на Чернобыльской АЭС возникли условия, когда радиоактивные продукты могли поступать в водные объекты вследствие как непосредственного осаждения на водную поверхность, так и поверхностного и подземного стоков с загрязненной местности.

В первые недели и месяцы аварии наиболее актуальным являлось выяснение степени загрязнения р.Припять и Киевского водохранилища — источника водоснабжения Киева.

Максимальные концентрации за начальный период наблюдений приведены в табл. 2.7 [9] (общее выпадение на водную поверхность при прохождении первичной струи загрязненного воздуха, как это и прогнозировалось, оказались больше всего последующего смыва радиоактивных веществ с берегов рек).

Таблица 2.7
Максимальные уровни загрязнения водных объектов (10^{-9} Ки/л)

Река	Дата	^{131}I	^{140}Ba	^{95}Zr
Припять	2.05.86	120	60	42
Тетерев	3.05.86	54	34	39
Ирпень	6.05.86	50	30	22

Непрерывные наблюдения показали, что по окончании периода аэрозольного загрязнения атмосферы наступило резкое понижение (на 2—3 порядка) концентрации радионуклидов в воде рек. Кратковременный дождь, который прошел 15.06.86, привел к увеличению загрязнения р.Припять за счет смыва загрязняющих веществ с поверхности примерно в три раза. И этот эффект (более сильный) повторялся еще несколько раз в течение июня 1986 г. Работы по активным воздействиям на облачность, проводившиеся с четырех самолетов Госкомгидромета СССР с 11 мая по 15 июня 1986 г., способствовали отсутствию дождей до середины июня (дожди не доходили до радиоактивного следа), пока полеты не были прекращены.

Полеты проводились с наветренной стороны — с запада и юго-запада — и ни в коем случае не затрагивали зон, где возможно было загрязнение атмосферного воздуха (хотя к 11 мая выход радиоактивных веществ из разрушенного реактора практически прекратился).

По всему каскаду Днепровских водохранилищ содержание радиоактивных веществ монотонно понижалось вниз по течению днепровской воды; в Кременчугском водохранилище концентрация стронция-90 составила около $5 \cdot 10^{-12}$ Ки/л (май 1986 г.).

Оценка загрязнения донных отложений днепровских водохранилищ была проведена уже в середине мая 1986 г. и показала, что наиболее загрязнены донные грунты (ил) в Киевском водохранилище на участке, прилегающем к устью р. Припять. В южной части Киевского водохранилища, а также в Каневском водохранилище уровень загрязнения убывает в десятки и сотни раз. Загрязнение донных отложений имеет неоднородный («пятнистый») характер.

Радиоактивное загрязнение рек на территории РСФСР, Украины и Белоруссии постоянно контролируется, особенно тех, на водосборах которых имеются «пятна» загрязнения цезием-137. В период весеннего паводка (7—12 апреля 1987 г.) наблюдались максимальные уровни загрязнения воды по суммарной бета-активности, которые составляли $(1 \dots 1,5) \cdot 10^{-10}$ Ки/л (реки Ипуть и Беседь), т. е. ниже допустимых.

Для предотвращения радиоактивного загрязнения р. Припять были сооружены [13] глухие дамбы и стенка в грунте, отсекающие вынос радиоактивных веществ из ближней зоны Чернобыльской АЭС (с промплощадки и примыкающей к ней зоне); глухие и фильтрующие дамбы (131 сооружение) на малых реках для удержания радионуклидов.

Проверка работы защитных сооружений показала высокую эффективность сооружений, изолирующих ближнюю зону Чернобыльской АЭС, которые практически полностью задержали сток радионуклидов с этой территории. Общая активность цезия-137 и стронция-90, поступивших с мая 1986 г. по сентябрь 1987 г. в Киевское водохранилище с речным стоком, составила 1700 Ки и около 700 Ки соответственно.

Максимальный зарегистрированный уровень загрязнения поверхностного слоя воды цезием-137 в Черном море составил $1,4 \cdot 10^{-11}$ Ки/л (1986 г.). Причем это загрязнение обусловлено почти исключительно выпадением из атмосферы продуктов аварии на водную поверхность, так как в стоке Днепра за период май 1986 г. — сентябрь 1987 г. содержалось всего 0,1 % запаса цезия-137 на этой территории, обусловленного глобальными выпадениями (от ранее проводимых испытаний ядерного оружия в атмосфере).

В Балтийском море (Финский залив) содержание цезия-137 летом 1986 г. составило $1 \cdot 10^{-11}$ Ки/л.

Ввиду возможного повышения уровня радиоактивного загрязнения поверхностных вод в период весеннего паводка, осуществлялись моделирование и прогноз вторичного радиоактивного загрязнения рек. Рядом специалистов высказывались самые различные, в том числе и экстремальные, мнения.

Для проведения реальных прогностических расчетов для паводкового (1987 г.) периода по модели в Госкомгидромете СССР для каждого водосбора и участка протекающей по нему реки были подготовлены три группы входных данных и параметров [17]:

- 1) данные о радиационной обстановке — подготовлены на основании карт загрязнения отдельными радионуклидами 30-километровой зоны и прилегающей территории;

2) данные о физико-химических свойствах радионуклидов — подготовлены на основании лабораторных экспериментов с пробами почв, взятыми на различных водосборах, и натурных экспериментов;

3) данные гидрологического прогноза — подготовлены учреждениями Госкомгидромета СССР на основе определения запасов снега, увлажнения и промерзания почвы, прогноза осадков и температуры.

В расчеты было заложено, что весь талый сток с ближайшей территории Чернобыльской АЭС и г. Припяти будет задержан соответствующими водоохранными сооружениями, а перенос по малым рекам рассчитывался с учетом различной эффективности фильтрующих плотин.

Самым важным результатом прогностических расчетов на весенний паводок 1987 г. явилось то, что ни для одной из рек зоны не ожидалось превышения допустимых концентраций. Результаты измерений не только подтвердили основной вывод, сделанный на основании прогноза, но и показали, что реальный вынос радионуклидов в Киевское водохранилище оказался меньше ожидавшегося. Анализ данных показывает, что в целом гидрологический прогноз оправдался.

Расчеты показывают, что увеличение выноса радионуклидов в Киевское водохранилище во время половодья обусловлено не только поверхностным стоком радионуклидов, но и интенсификацией процессов вымывания радионуклидов из донных отложений в раствор и увеличением доли радионуклидов во взвешях.

На рис. 2.18 приведены прогноз и результаты наблюдений выноса стронция-90 и цезия-137 через створ двух пунктов, расположенных на р. Припять выше (с. Беневка) и ниже (г. Чернобыль) Чернобыльской АЭС [17].

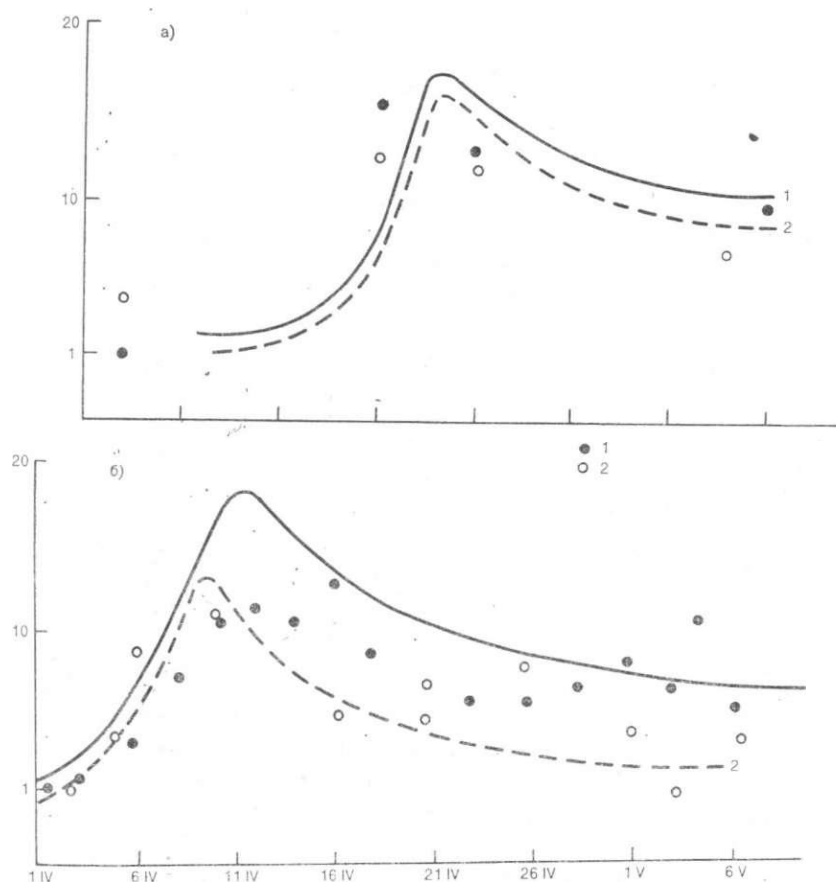


Рис. 2.18. Сравнение прогнозируемых (кривые) и измеренных (кружки) потоков ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в р. Припять в створах г. Чернобыль (1) и с. Беневка (2).

Значения потоков ^{90}Sr и ^{137}Cs отнесены к соответствующим в период зимней межени.

Величина потока радионуклидов определяется смывом с водосбора в среднем 0,5% всего запаса стронция-90 и 0,1% цезия-137, т. е. существенно меньше, чем соответствующие относительные величины для радионуклидов глобального происхождения, что обусловлено меньшим содержанием обменных форм в зоне Чернобыльской АЭС.

Эффективность вымывания радионуклидов из частиц разного происхождения (и на различных площадках) в свое время определялась при испытательном подземном ядерном взрыве «1003» и составляла всего лишь 1—4% общей активности (1970 г.), а в ряде случаев меньше 1 % [8].

С помощью коэффициентов и соотношений для случая загрязнения местности при Чернобыльской аварии еще в мае 1986 г. нами был подготовлен благоприятный предварительный прогноз загрязнения вод рек и водохранилищ в результате весеннего паводка 1987 г., не превышающего установленных норм (при условии изоляции зоны площадки самой АЭС), который затем (осенью и зимой) уточнялся с использованием описанных выше данных и моделей.

Были также использованы и коэффициенты, полученные ранее для миграции радионуклидов с подземными водами.

Ионообменные процессы уменьшают потенциальную опасность возникновения загрязнения подземных вод, во-первых, за счет уменьшения скорости переноса ионов по сравнению со скоростью потока воды и, во-вторых, уменьшения концентрации при миграции. Скорость потока ионов данного вида в сотни и тысячи раз меньше скорости потока воды. Даже при относительно больших скоростях водного потока (около 10 м/сут) — миграция стронция-90 на расстояние 1 км продлится годы.

После аварии Минводхозом СССР вокруг АЭС были пробурены на расстоянии нескольких сот метров десятки скважин для осуществления контроля качества вод на глубину водоносного горизонта. Наблюдения за концентрациями стронция-90 в воде этих скважин в течение полутора лет после аварии показали, что эти концентрации не превышают фоновых значений (табл. 2.8), что подтверждает приведенные выше оценки [8].

В 1988 г. незначительное повышение радиоактивности подземных вод отмечалось в нескольких первых скважинах, а в 1989 г. — в одной скважине. Контроль загрязненности воды продолжается, вода из скважин в случае необходимости будет откачиваться в пруд-охладитель.

Таблица 2.8
Данные о радиоактивности подземных вод (^{90}Sr) в ближней зоне аварии

Расстояние, км	Концентрация, Ки/л
0,15	$7,2 \cdot 10^{-12}$
1,5	$2,5 \cdot 10^{-11}$
2,5	$1,0 \cdot 10^{-12}$
6,0	$7,2 \cdot 10^{-12}$

Примечание. Для стронция-90, $\text{ДК}_6 = 5 \cdot 10^{-10}$ Ки/л.

Таким образом, в результате вторичного радиоактивного загрязнения рек аварийной зоны Чернобыльской АЭС, обусловленного смывом стронция-90 и цезия-137 с загрязненной территории и вымыванием этих радионуклидов из донных отложений рек, за время, прошедшее после аварии предельно допустимые концентрации в реках и

водохранилищах Днепровского каскада не были превышены.

Согласно прогнозам, превышение ДК_Б в дальнейшем не ожидается.

Надо отметить, что во многих реках и ряде водохранилищ возникло загрязнение донных отложений. С одной стороны, это показатель очистки воды оседающими частицами, в том числе отмирающими частицами синезеленых водорослей. С другой стороны, загрязненный ил подвижен и сам может мигрировать по данному водоему. Измерения показали, что плотность загрязнения донной части водохранилищ в 1988 г. составляла (в последовательности расположения их по р. Днепр): Киевского — 4,5 Ки/км² (по цезию-137), Каневского — 1,4; Кременчугского — 0,25; Днепродзержинского — 0,12; Запорожского — 0,08; Каховского — 0,07 (суммарная активность — около 5500 Ки при среднем объеме водохранилищ 43,8 км³).

Как уже отмечалось, еще более низкие концентрации радионуклидов наблюдались в водах Черного моря (в зоне впадения р. Днепр), и в будущем ожидается их понижение.

2.5. О МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ

На радиоактивных следах изучалась миграция радионуклидов за счет ветрового переноса (горизонтальная миграция) и проникновение изотопов в глубь почвы (вертикальная миграция).

Вертикальная миграция радионуклидов в почвах загрязненных районов протекает по двум механизмам — «медленной» и «быстрой» миграции.

В верхнем слое почвы толщиной 3—4 см сконцентрировано от 75 до 95 % всего содержания радионуклидов. Активность с глубиной уменьшается по экспоненте («медленная» миграция).

Механизм «быстрой» миграции обуславливает проникновение некоторых радионуклидов на относительно глубокие горизонты (до 10—20 см) уже в первые месяцы после загрязнения. На долю легкоподвижных форм радионуклидов, поведение которых описывается этим механизмом, к лету 1987 г. приходилось 5—26 % активности радионуклидов.

Горизонтальная миграция оказалась несущественной, если говорить о масштабах в зонах загрязнения — смещение изолинии вследствие действия этого механизма практически не наблюдалось, однако небольшие зоны или отдельные строения в загрязненных районах, ранее подвергшиеся дезактивации, вновь загрязнились за счет ветрового переноса радиоактивных продуктов.

Коэффициенты ветрового подъема радиоактивных продуктов были незначительными, поэтому концентрации различных изотопов (в том числе плутония) в воздухе при скорости ветра до 10 м/с даже в зоне отчуждения оказались практически повсеместно ниже допустимых [9].

ВЫВОДЫ

- 1) При аварии реактора на четвертом блоке Чернобыльской АЭС произошел существенный выброс радиоактивных продуктов в природную среду, приведший к ее длительному загрязнению. По масштабам выброса и загрязнения среды эта авария является наиболее крупной среди всех известных аварий реакторов.
- 2) Зона с уровнем загрязнения более 5 мР/ч (на 10.05.86), где проживание опасно и отсюда потребовалось срочно эвакуировать население на длительный срок, имеет

площадь немногим более 3500 км^2 , простирается узкой полосой на 75—85 км к западу и на 45 км к северу от АЭС. Зона полного отчуждения с уровнем радиации более 20 мР/ч (на 10.05.86) составила около 1000 км^2 .

На основании данных съемки радиационной обстановки уже 2 мая 1986 г. была определена 30-километровая зона эвакуации (а не 10-километровая, как предполагалось вначале).

3) Согласно прогнозам при надежной изоляции зоны промплощадки площадью примерно 10 км^2 и пруда-охладителя общая активность и активность отдельных радионуклидов со всего следа в стоке в течение года не превысит активности радионуклидов, поступивших в воду во время прохождения облака и струи в первые дни после аварии, а их концентрация в воде в дальнейшем не превысит допустимых значений. Этот прогноз оправдался. В соответствии с расчетом, общее количество веществ, попавших в воду при прохождении облака и струи, составило $2 \cdot 10^5 \text{ Ки}$, из них на долю стронция-90 пришлось примерно 10^3 Ки .

4) Разработанные в первые месяцы (в основном в мае 1986 г.) на основании изучения изотопного состава и гамма-полей временные (вспомогательные) нормы плотности загрязнения поверхности, допустимой для проживания населения — $7\text{—}15 \text{ Ки/км}^2$, для цезия-137, 3 Ки/км^2 для стронция-90 и $0,1 \text{ Ки/км}^2$ для плутония-239, -240 — были в основном подтверждены дальнейшими исследованиями, хотя при регулировании ведения хозяйства они требуют уточнения. (Их связь с дозовыми критериями неоднозначна вследствие различной подвижности радионуклидов в различных почвах, а также возможных различий в рационах питания.)

5) Организована и функционирует система непрерывного мониторинга радиоактивного загрязнения природных сред, как в 30-километровой зоне, так и по всей обширной территории загрязнения в нашей стране.

ЧАСТЬ 2

Глава 3

ДИНАМИКА ВЫХОДА РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ И ФОРМИРОВАНИЕ ЗОН ЗАГРЯЗНЕНИЯ

3.1. НАРАБОТКА В РЕАКТОРЕ И СУММАРНЫЙ ВЫБРОС РАДИОНУКЛИДОВ

Одной из основных характеристик источника радиоактивных выбросов в окружающую среду при аварии атомной энергетической установки является количество (активность) радионуклидов в активной зоне реактора на момент аварии — наработка активности Y_i (i — номер радионуклида). Важным параметром является отношение значений наработки i -го радионуклида и ^{95}Zr или ^{144}Ce : Y_i/Y_{95} или Y_i/Y_{144} . Эти радионуклиды обычно выбираются в качестве опорных при расчетах изотопных отношений в смеси радиоактивных продуктов аварии как изотопы наиболее тугоплавких элементов. Практически все обобщенные характеристики радиоактивного выброса — доля выброса отдельных радионуклидов, степень обогащения выпадений тем или иным радионуклидом и т. п. — могут быть получены лишь при более или менее достоверном знании параметров источника Y_i и Y_{95} .

Данные о суммарном выходе радионуклидов из разрушенного реактора 4-го блока ЧАЭС были представлены в работе [2] в виде активности ΔA_i - отдельных относительно долгоживущих радионуклидов, выброшенных в окружающую среду к 6 мая 1986 г. (Д+10). Там же даны оценки доли δ_i , которую составляет активность отдельного радионуклида от всей наработки Y_i . Путем несложного расчета по формуле $Y_i = \Delta A_{0i} / \delta_i$ (ΔA_{0i} — значение активности i-го радионуклида в выбросе ΔA_i , которая приведена к моменту времени Д+10 [2] и пересчитана нами на момент аварии из этих данных могут быть получены исходные значения наработки Y_i , принимавшиеся для оценки δ_i . Эти значения δ_i были рассчитаны на основании данных прямых измерений полной активности i-го радионуклида в выброшенных из зоны реактора радиоактивных продуктах в первые 10—12 дней после аварии, т. е. данных прямых измерений, отнесенных к некоторым расчетным значениям наработки Y_i .

Анализ данных о радионуклидном составе выпадений в ближней зоне (до 10—20 км от источника), полученных при проведении полевых исследований [3] (см. ниже гл. 5, табл. 5.4) позволил оценить наиболее достоверные реально наблюдаемые отношения активностей радионуклидов к активности ^{90}Zr или ^{144}Ce (A_i/A_{95} или A_i/A_{144}) в продуктах аварии. Эти отношения, пересчитанные на момент аварии, при некоторых допущениях можно принять близкими к отношениям наработок Y_i/Y_{95} (или Y_i/Y_{144}), чтобы оценить последние с достаточной степенью достоверности.

В табл. 3.1 приведены экспериментальные и расчетные данные о наработке продуктов деления в реакторе 4-го блока ЧАЭС к моменту аварии, которые в совокупности дают возможность более или менее надежно оценить значения параметров радиоактивного источника при аварии на ЧАЭС.

В графе «Полевые наблюдения» приведены наиболее достоверные отношения A_i/A_{95} , полученные нами в результате измерений радиоактивных выпадений (верхний слой почвы) в ближней зоне вокруг ЧАЭС в радиусе до 10—20 км от источника [3]. При этом предполагалось, что в указанной ближней зоне эффекты фракционирования проявляются относительно слабо и наблюдаемые в выпадениях отношения $(A_i/A_{95})_0$ близки к отношениям наработки Y_i/Y_{95} .

Параметры наработки, рассчитанные нами вышеописанным способом по приведенным в работе [2] данным о доле и активности каждого радионуклида в выбросе, содержатся в графах «Информация для МАГАТЭ». В последней графе табл. 3.1 («Принятые параметры») приведены отношения Y_i/Y_{95} , которые наилучшим образом соответствуют всей совокупности экспериментальных и расчетных данных, содержащихся в предыдущих графах. При этом абсолютные значения наработки получены путем умножения принятого параметра Y_i/Y_{95} на наиболее достоверное значение наработки для $^{95}\text{Zr} = 130$ МКи, которое получено нами по данным о суммарном выбросе [2].

Не останавливаясь подробно на каждом радионуклиде, необходимо отметить, что при окончательном выборе принятых (см. табл. 3.1) отношений наработки в качестве дополнительного критерия достоверности служили экспериментальные отношения для изотопов одного элемента: церия — $(A_{141}/A_{144})_0 = 1,4$; рутения — $(A_{103}/A_{106})_0 = 2,6$; цезия — $(A_{137}/A_{134})_0 = 1,8$; стронция — $(A_{89}/A_{90})_0 = 10$. Как и ожидалось, эти отношения были постоянными во всех видах представительных⁸ проб (почва, атмосферный аэрозоль, растительность и т. п.) за пределами локальной зоны загрязнения, т. е. на расстоянии

⁸ Вопрос о представительности проб и двух типах радиоактивных частиц, формирующих загрязнение местности, более подробно обсуждается ниже в п.5.2.

более 5—10 км от реактора. Постоянство изотопных отношений указывает на преобладание «диффузного» механизма формирования радиоактивных выпадений за пределами локальной зоны, при котором вклад топливных крупных («горячих») частиц в суммарную активность природных сред уже относительно невелик.

Это утверждение основано на том обстоятельстве, что радионуклидный состав горячих частиц изменяется в очень широких пределах в зависимости от условий выгорания и сепарации продуктов деления и активации ядерного топлива в различных элементах объема зоны, откуда вылетела горячая частица.

В отличие от топливных частиц, радионуклиды, выходящие из источника в парогазовой фазе в условиях высоких градиентов температуры и давления, достаточно хорошо перемешиваются при турбулентной диффузии как внутри активной зоны, так и в атмосфере при выходе из источника. При этом образуется вполне однородная по составу смесь радионуклидов — «диффузная фаза» радиоактивного выброса. При осаждении сухих и влажных выпадений на подстилающую поверхность именно эта мелкодисперсная диффузная фаза формирует относительно однородный радионуклидный состав выпадений. Ясно, что этот состав сам по себе будет зависеть как от физико-химических условий внутри активной зоны (в основном, от температуры), так и от времени после аварии, и в принципе может изменяться в широких пределах (см. гл. 5).

При интерпретации данных табл. 3.1 следует иметь в виду, что точность оценки выброса ΔA_i (и, следовательно, δ_i), согласно работы [2], характеризуется ошибкой $\pm 50\%$.

Принятые нами отношения наработок Y_i/Y_{95} с учетом всех возможных экспериментальных и расчетных погрешностей определены с вероятной ошибкой $\pm 10\%$, поскольку эти отношения довольно слабо зависят от условий облучения в диапазоне выгорания ядерного топлива 10—20 (МВт*сут)/кг [7]; этот диапазон, по-видимому, перекрывает эксплуатационные показатели реактора 4-го энергоблока ЧАЭС.

Таблица 3.1
Параметры источника радиоактивного выброса продуктов деления при аварии на ЧАЭС

Радионуклид	$T_{1/2}$	Полевые наблюдения (A_i/A_{95}) ₀	Информация для МАГАТЭ (2)				Принятые параметры	
			ΔA_{0i} МКи*	δ_i %	Y_i МКи	Y_i/Y_{95}	Y_i МКи	Y_i/Y_{95}
²³⁹ Np	2,35 дн.	10	23	3,2	720	5,5	1300	10
⁹⁹ Mo	2,73 то же	0,9	3,7	2,3	160	1,2	130	1,0
¹³² Te	3,27 „	1,1	11	15	73	0,56	120	0,9
¹³¹ I	8,04 „	0,8	17	20	85	0,65	90	0,7
¹⁴⁰ Ba	12,6 „	1,0	7,3	5,6	130	1,0	130	1,0
¹⁴¹ Ce	32,5 „	1,0	3,5	2,3	150	1,2	130	1,0
¹⁰³ Ru	39 „	1,0	3,8	2,9	130	1,0	130	1,0
⁸⁹ Sr	51 „	0,3	2,5	4,0	62	0,48	52	0,4
⁹¹ Y	58,5 „	0,3					40	0,3
⁹⁵ Zr	64 „	1,0	4,1	3,2	130	1,0	130	1,0
^{110m} Ag	250 „	0,001					0,13	0,001
¹⁴⁴ Ce	284 „	0,7	2,4	2,8	86	0,66	90	0,7
¹⁰⁶ Ru	368 „	0,4	1,6	2,9	55	0,42	52	0,4
¹³⁴ Cs	2,07 лет	0,03	0,5	10	5,0	0,04	4,0	0,03
¹²⁵ Sb	2,7 то же	0,004					0,5	0,004
⁹⁰ Sr	28,5 „	0,03	0,22	4,0	5,5	0,04	5,2	0,04
¹³⁷ Cs	30,2 „	0,05	1,0	13	7,7	0,06	7,2	0,055

* Полный выброс i-го радионуклида, приведенный от значения ΔA_i (на D+10) к моменту аварии.

Принятое нами опорное значение наработки для ^{95}Zr $Y_{95}=130$ МКи можно охарактеризовать той же вероятной величиной погрешности 10%, если принять во внимание взятое из справочника расчетное значение наработки ^{95}Y в реакторе РБМК (загрузка 198 т 2% обогащенного урана-238), равное 111 МКи на весь блок [7]. Таким образом, приведенные в табл. 3.1 окончательные («принятые») оценки наработки долго-живущих продуктов деления Y_i , имеют погрешность в пределах приблизительно $\pm 15\%$. что следует учитывать при их использовании для оценки доли выброшенной активности в окружающую среду.

В табл. 3.2 приведены данные о наработке долгоживущих трансурановых элементов (ТУЭ) в аварийном реакторе, полученные в основном по приведенным в работе [2] значениям активности отдельных радионуклидов ΔA_i в выбросе и ее доле $\delta_i = 3\%$ в наработке ТУЭ.

Для удобства сравнения с экспериментальными данными о содержании ТУЭ в объектах окружающей среды в качестве опорного радионуклида при расчетах относительного параметра наработки выбран ^{144}Ce . Полученные авторами и другими исследовательскими коллективами результаты определения радионуклидов плутония и кюрия подтверждают и дополняют сведения [2], которые были получены в первые месяцы после аварии при анализе выброшенного материала, отобранного в непосредственной близости от источника.

Таблица 3.2
Параметры источника основных трансурановых элементов в 4-м блоке ЧАЭС на момент аварии

Радионуклид	$T_{1/2}$	ΔA_{0i} кКи [2]	Y_i МКи	Y_i/Y_{144}
^{238}Pu	87,75 лет	0,8	0,026	$2,9 \cdot 10^{-4}$
^{239}Pu	24380 то же	0,7	0,023	$2,6 \cdot 10^{-4}$
^{240}Pu	6537 ,,	1,0	0,033	$3,7 \cdot 10^{-4}$
^{241}Pu	14,5 ,,	140	4,6	$5,1 \cdot 10^{-2}$
^{241}Am	432,8 ,,		0,024* (0,155)**	$2,7 \cdot 10^{-4}$ ($1,7 \cdot 10^{-3}$)
^{242}Cm	163 дн.	21	0,7	$7,8 \cdot 10^{-3}$
^{243}Cm	28,5 лет		0,001*	$1 \cdot 10^{-5}$
^{244}Cm	18,09 лет		0,0026	$3 \cdot 10^{-5}$
^{144}Ce	284 дн.	2400	86	1,0

* Расчет по данным работы [7].

** В скобках приведено накопление ^{241}Am в результате распада ^{241}Pu через 50—70 лет после аварии.

Согласно результатам наших исследований нескольких десятков проб верхнего слоя почвы из ближней зоны (до 100 км от источника), на момент аварии отношение активности суммы альфа-излучающих изотопов плутония ($^{238}\text{Pu} + ^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$) к ^{144}Ce составляет $11 \cdot 10^{-4}$, а изотопов кюрия ^{242}Cm и ^{244}Cm к ^{144}Ce — соответственно $7,6 \cdot 10^{-3}$ и $3 \cdot 10^{-5}$. Эти экспериментальные данные принимались в расчет при оценке надежности приведенных в работе [2] сведений о содержании ТУЭ в источнике.

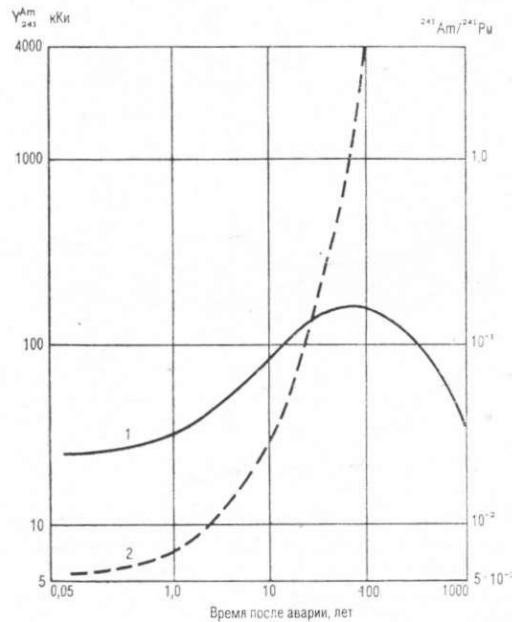


Рис. 3.1. Накопление ^{241}Am (1) в радиоактивных продуктах облученного ядерного топлива реактора 4-го энергоблока ЧАЭС ($Y_{241}^{\text{Pu}} = 4,6$ МКи; $Y_{241}^{\text{Am}} = 0,024$ МКи) и отношение активностей ^{241}Am и ^{241}Pu (2).

Оценки наработки ^{241}Am и ^{243}Cm были получены по справочнику [7] для продолжительности кампании реактора 800 дней.

Следует указать на важную роль ^{241}Am в формировании альфа-активного загрязнения природных сред. Несмотря на относительно небольшую наработку (около 20 кКи к моменту аварии) активность этого продукта распада ^{241}Pu в выпадениях будет возрастать во времени, превысив спустя 50—70 лет после аварии начальную активность более чем в шесть раз, а суммарную активность указанных трех альфа-излучающих изотопов плутония — приблизительно в два раза (рис. 3.1).

Таким образом, в табл. 3.2 приведены данные о наработке восьми ТУЭ, суммарная альфа-активность которых составляет на момент аварии более 99% альфа-активности всех ТУЭ, образованных в активной зоне реактора.

Для ретроспективного анализа радиационных эффектов от выходящих от источника радиоактивных продуктов аварии представляет большой интерес оценка изменения полного их количества (активности) в окружающей среде с момента аварии до окончания действия источника.

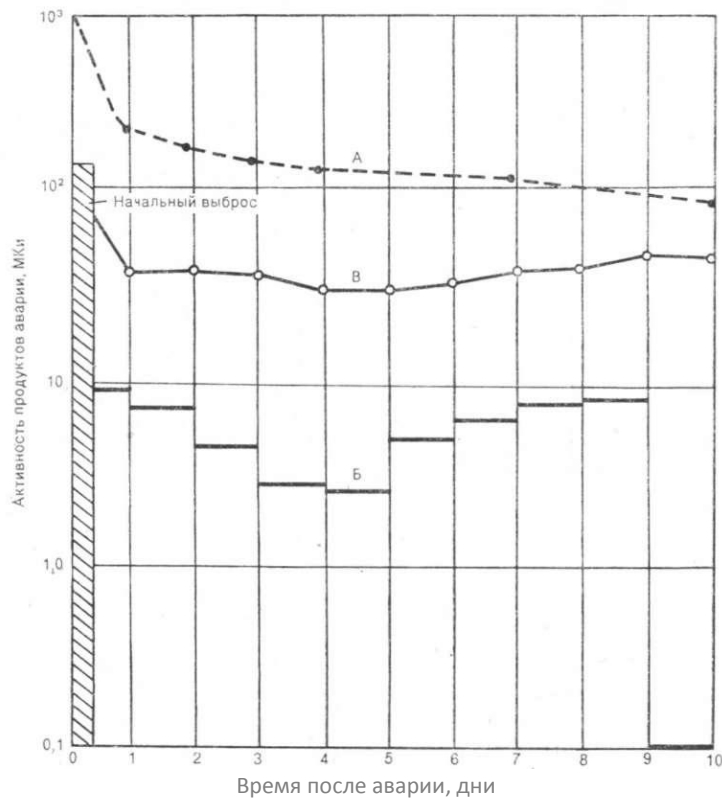


Рис. 3.2. Динамика выброса радиоактивных продуктов аварии на Чернобыльской АЭС и суммарной активности в окружающей среде.

А — суммарная активность ядерного топлива реактора РБМК-1000 (отн. ед.);

Б — ежесуточный выброс продуктов деления и активации (кроме РБГ);

В — накопленная суммарная активность продуктов аварии в окружающей среде (РБГ).

Это можно сделать, используя данные [2] о динамике выхода продуктов аварии. На рис. 3.2 (кривая Б) представлена гистограмма ежесуточного выброса радиоактивных веществ, кроме радиоактивных благородных газов (РБГ). Абсолютные значения ежесуточного выброса получены по данным об источнике (которые в работе [2] приведены на момент времени Д+10), пересчитанным на конкретное время после аварии с учетом скорости распада суммы продуктов деления и активации ядерного топлива (кроме РБГ) в реакторе РБМК-1000 (кампания 800 сут) в течение первых 10 дней (кривая А). Путем суммирования ежесуточного выброса (с учетом скорости распада суммы радиоактивных продуктов) мы получим зависимость от времени полной активности продуктов деления и активации в окружающей среде в период действия источника — накопленную суммарную активность в окружающей среде (кривая В).

Активность радионуклидов (кроме РБГ) в выбросе, согласно оценкам [2], составила 12—15 МКи на момент Д+10 и 120—150 МКи на момент аварии, за остальной период действия источника суммарная активность радиоактивных продуктов в окружающей среде не превысит 50 МКи (см. рис. 3.2).

В нашем распоряжении не было надежных данных о динамике выхода РБГ из активной зоны. Наиболее реалистичная модель динамики выброса РБГ основана на предположении, что все 100% РБГ вышли из активной зоны разрушенного реактора, причем динамика их выхода приблизительно соответствует динамике выхода суммы остальных продуктов аварии (см. рис. 3.2, кривая Б). При обосновании этой модели следует принять во внимание сильный разогрев активной зоны в период 6—10 дней после аварии [2], т. е. в конце рассматриваемого периода действия источника, а также то обстоятельство, что скорость распада суммы РБГ имеет примерно тот же характер,

что и для остальных продуктов аварии (см. рис. 3.2, кривая А) [7].

По условиям этой модели на $D + 10$ в окружающую среду должна поступить вся сумма РБГ, что составляет на это время около 60 МКи [7].

Таким образом, с учетом 100%-ного выхода РБГ за весь период действия источника и при условии совпадения динамики выброса РБГ с динамикой выброса остальных продуктов аварии мы получим примерно вдвое большие, чем показанные на рис. 3.2 (кривая Б) значения суммарного выброса радиоактивных продуктов из источника в каждый момент времени его действия, что можно рассматривать как верхнюю оценку общего выброса.

3.2. ДИНАМИКА ВЫХОДА РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ В АТМОСФЕРУ

Выброс радионуклидов за пределы аварийного блока представлял собой процесс, состоящий из нескольких этапов [2].

1. Первичный аварийный выброс неустановленного в точности количества диспергированного топлива из реактора, разрушенного в результате мощного парообразования в активной зоне. В это время было, по-видимому, выброшено некоторое количество нефракционированных по отношению к смеси продуктов, вышли почти все радиоактивные благородные газы.

2. Последовавший за взрывом выход струи газообразных продуктов, причем в течение пяти дней скорость выхода уменьшилась в шесть раз — до минимума. Состав радионуклидов на этом этапе выброса примерно соответствует их составу в облученном топливе, но обогащен радионуклидами летучих элементов — йода, теллура, цезия.

3. Следующие пять дней, в течение которых скорость выхода газообразных продуктов увеличилась до значения, составлявшего 70 % начальной скорости выхода струи. В начале этой стадии отмечается преимущественный вынос летучих компонент, в частности йода, а также цезия.

Это обусловлено повышением температуры топлива в активной зоне выше 1700°C за счет остаточного тепловыделения. При этом в результате температурно-зависимой миграции продуктов деления и химических превращений оксида урана происходили утечка продуктов деления из топливной матрицы и их вынос в аэрозольной форме на частицах продуктов сгорания графита.

4. Внезапное падение скорости выхода на 11-й день после аварии до значений, составляющих менее 1% начальной скорости, и продолжающееся уменьшение в дальнейшем. Это явилось следствием принятых специальных мер, образованием более тугоплавких соединений продуктов деления в результате их взаимодействия с введенными материалами, стабилизацией и последующим снижением температуры топлива.⁹

Как уже отмечалось, наиболее мощный выход струи газообразных и летучих продуктов наблюдался в течение первых 2—3 сут после аварии в северном направлении. 27 апреля уровни радиации в струе достигли 1000 мР/ч, 28 апреля — 500 мР/ч на удалении 5—10 км от места аварии на высоте 200 м [4] (рис. 3.3—3.5) и 29 апреля — свыше 10 мР/ч в 40 км к северо-востоку от места аварии. Высота струи 27 апреля превышала 1200 м в 30 км к северо-западу от места аварии; в последующие дни

⁹ Однако измерения на дальних расстояниях указывают на продолжающийся выход радиоактивных продуктов (главным образом цезия-137) вплоть до 25 мая 1986 г., что было, по-видимому, обусловлено новыми локальными выбросами из наиболее нагретых зон реактора.

высота струи не превышала 200—400 м.

Характерной особенностью выделившихся в атмосферу радиоактивных продуктов является их обогащение изотопами йода и цезия. В табл. 3.3 приводятся коэффициенты фракционирования для различных радионуклидов относительно циркония-95 по результатам анализа проб атмосферного аэрозоля, отобранных в первые дни после аварии в ближней зоне.

Таблица 3.3

Радионуклид	^{144}Ce	^{141}Ce	^{140}Ba	^{131}I	^{103}Ru	^{106}Ru	^{137}Cs
Коэффициенты фракционирования	1.23	1.03	0.84	5.22	2.21	1.7	5.64

Рис. 3.3 Распространение струи радиоактивных продуктов на высоте 200 м. (27.04.1986 г.)

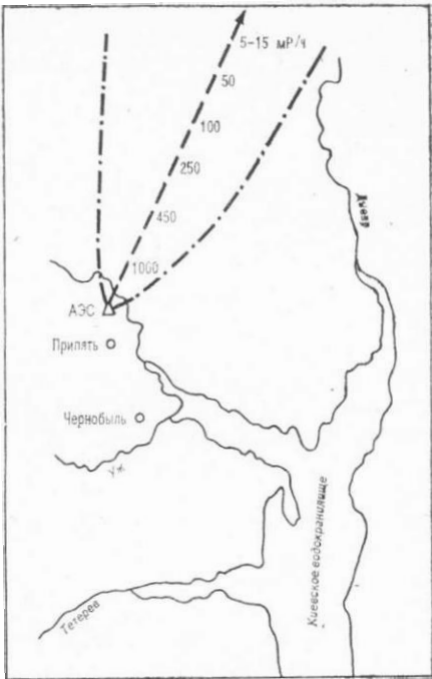
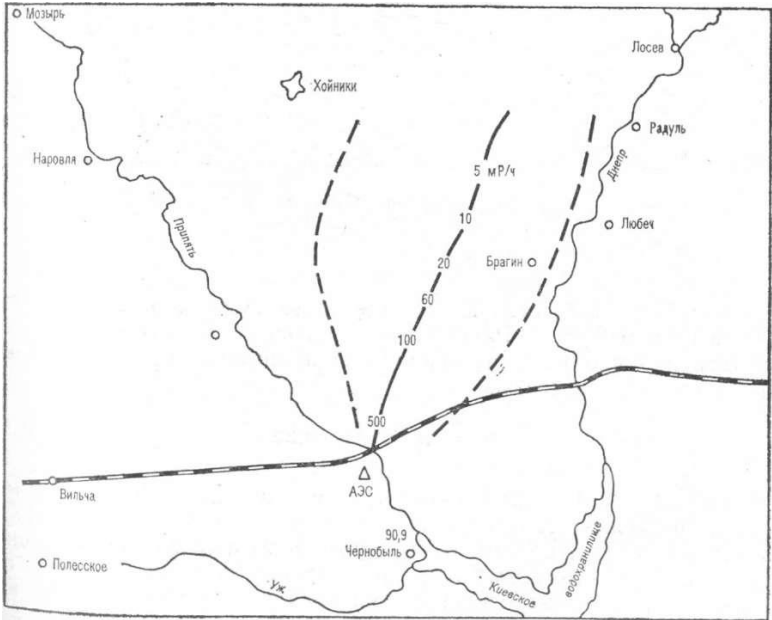


Рис. 3.4. Распространение струи (штриховые кривые) радиоактивных продуктов на высоте 200 м (28.04.1986 г.)



За два первых пятидневных периода до 11.05.86 г. примерно в равных долях в атмосферу была выброшена основная масса радиоактивных продуктов. Динамика выхода суммы радиоактивных продуктов представлена на рис. 3.6.

Профили выхода за период 26.04—5.05 можно описать двумя экспоненциальными функциями. На рис. 3.7 данные о ежесуточных выбросах представлены в виде долей суммарной активности 50 МКи на 6.05.86 г.

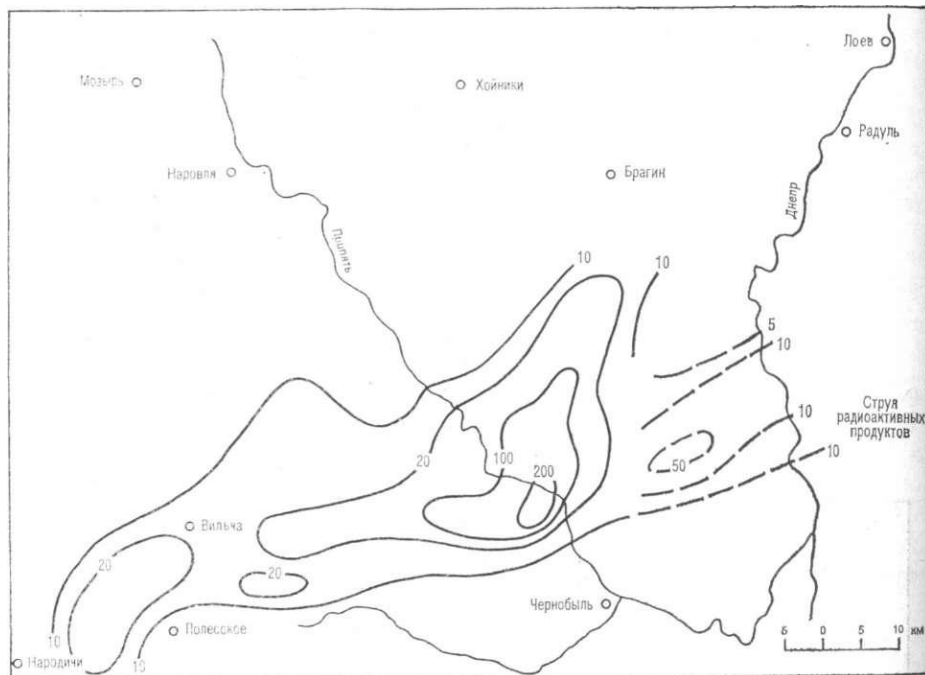


Рис. 3.5. Распределение уровней радиации (мР/ч) по данным самолетных измерений на высоте 200 м (29.04.86 г.).

Ранняя стадия относительного выхода радиоактивных продуктов за период с 26.04 по 30.04 хорошо аппроксимируется зависимостью

$$Q(t) = 0,25 \exp(-0,28t) \quad (3.1)$$

где $t = 0,1 \dots 4$ — число суток от момента аварии.

Эта формула, хотя и описывает суточный выход суммарной активности (24 МКи за первые 5 сут), но имеет «дефицит» в 6 МКи за первый день (см. рис. 3.7), что, возможно, частично или полностью отражает вынос топливного аэрозольного материала, который последовал за начальным взрывом. Отметим, что эта недостающая доля активности как раз соответствует активности радионуклидов, осажденных в зоне промплощадки в результате взрыва, а именно 0,5% [3]. За период 1.05—5.05 относительный суточный выход аппроксимируется зависимостью

$$Q(t) = 0,09 \exp 0,35 (t - 5) \quad (3.2)$$

где $t = 5, 6, \dots, 9$ — число суток от момента аварии.

Суммарный выход за этот период составил 26 МКи (на 6.05.86).

Рис. 3.6. Профили выхода суммарной активности иода-131 (а) и цезия-137 (б) по данным работ [2] (сплошная кривая) и [5] (штриховая кривая).

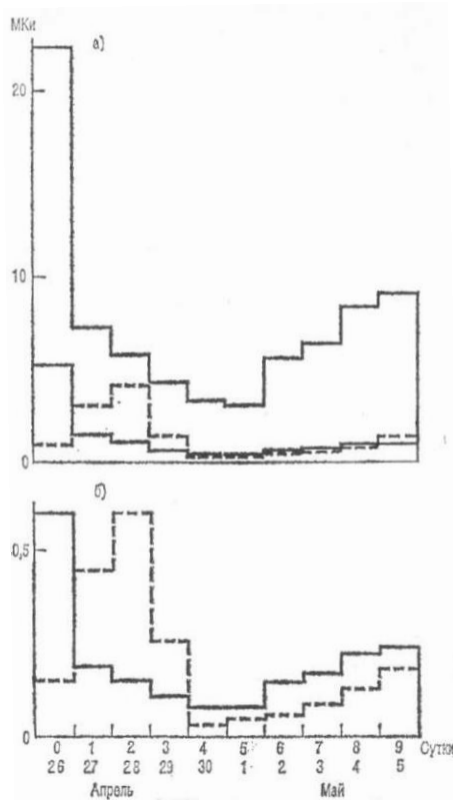
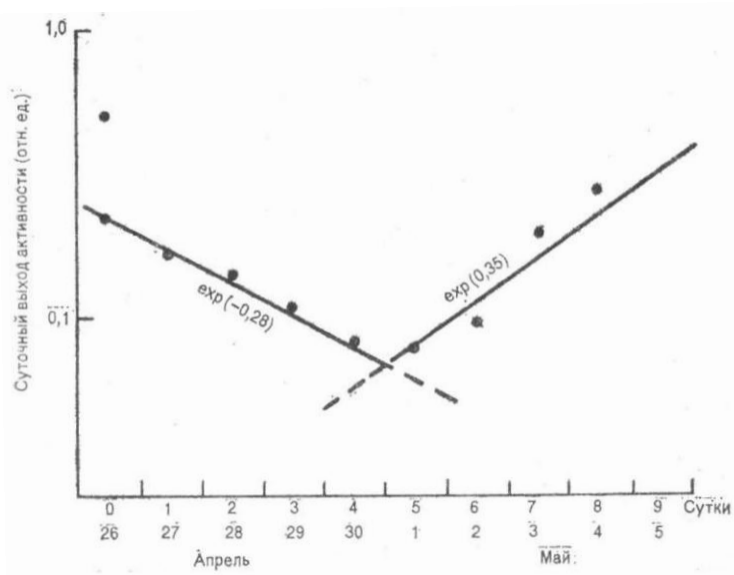


Рис. 3.7. Аппроксимация выхода суммарной активности в период аварии на ЧАЭС.



Динамика выхода рассчитывалась как для суммы всех изотопов, так и для ^{131}I и ^{137}Cs в предположении, что в последующие после аварии дни характер выхода ^{131}I и ^{137}Cs был аналогичен характеру суммарного выхода активности, но с поправкой на распад для ^{131}I . Выходы ^{131}I и ^{137}Cs с 26.04 по 6.05.86 г. представлены на рис. 3.6. Суммарный выход ^{131}I , оцениваемый в пересчете на 6.05.86 г., составляет 7,3 МКи, или 17 МКи на момент аварии. Суммарный выход ^{137}Cs принят равным 2,2... 2,4 МКи, по данным оценок количества ^{137}Cs , выпавшего в северном полушарии. Следует отметить, что выход ^{131}I занижен, поскольку приведенные оценки получены с большой ошибкой.

3.3. ДИНАМИКА ВЫХОДА РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ В БЛИЖНИХ И МЕЗОМАСШТАБНЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ

Выход радиоактивных продуктов из разрушенной зоны реактора на первом и втором этапах обусловил ближние (до 100 км от ЧАЭС) и дальние (сотни и тысячи километров) радиоактивные выпадения. Формирование ближнего следа радиоактивных выпадений в районе ЧАЭС закончилось в первые 4—5 сут, и последующий выход радиоактивных продуктов в атмосферу не влиял на распределение изолиний мощности дозы.

В последующие дни, как показала проводившаяся регулярно аэрогамма-съемка радиоактивного следа, суммарное количество гамма-радиоактивных продуктов на следе монотонно убывало в соответствии с законом радиоактивного распада (см. рис. 4.7).

Как уже отмечалось, анализ метеорологических данных о направлениях ветра (см. рис. 3.8) показал, что в течение пяти дней с 26.04 по 30.04 направление переноса воздушных частиц в слое от земной поверхности до уровня 1000—1500 м изменялось на 360°. Отмеченные метеорологические особенности переноса радиоактивных веществ из зоны реактора в сопоставлении их с характером распределения в ближней и средней зонах радиоактивных выпадений позволили получить дополнительные характеристики динамики выброса радиоактивных продуктов, выпавших на следе, примыкающем к району ЧАЭС.

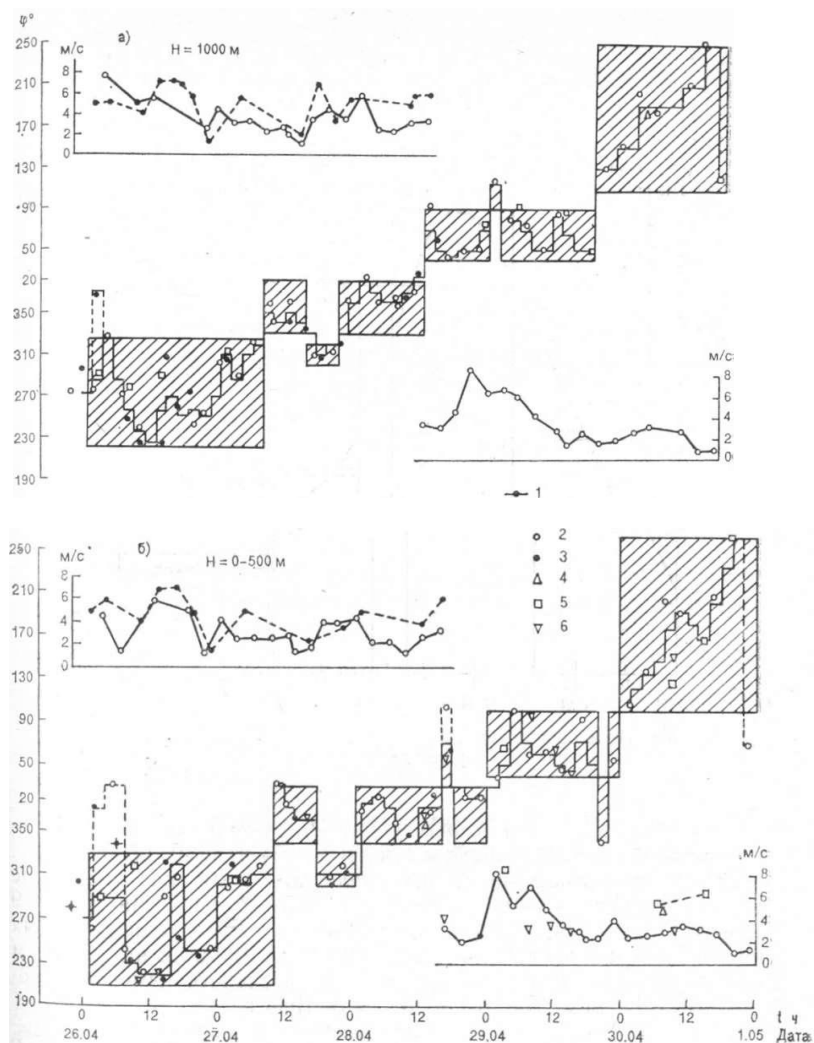


Рис. 3.8. Средние значения направления и скорости ветра с 26 апреля по 1 мая 1986 г. в слоях 0—1000 (а) и 0—500 (б) м в районе, примыкающем к Чернобыльской АЭС.

1 — Киев (радиозонд); 2 — Киев (аэропорт); 3 — Борисполь; 4 — Мозырь; 5 — Гомель.

На рис. 3.8 штриховкой показаны секторы (в градусах) направления ветра в слоях от земной поверхности до уровней 500 и 1000 м, в которых происходили перенос и выпадение частиц из струи в разные временные интервалы после аварии. В соответствии с этим на карте распределения уровней радиации в ближней зоне (до 80 км) были выделены секторы (230...320; 320...20; 20...90; 90...20°), в которых оценена суммарная активность гамма-радиоактивных продуктов в (мР-км²)/ч на 29.05.86 г. [5].

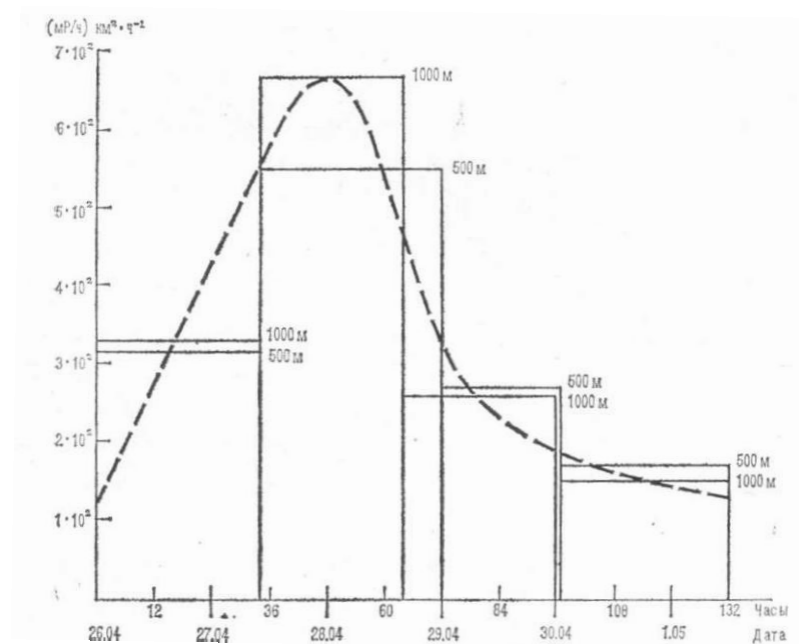


Рис. 3.9. Почасовой выброс гамма-радиоактивных веществ, выпавших на ближнем следе, в атмосферу.

Суммарная гамма-активность на следе до 80 км на указанное время составляет $4,4 \cdot 10^4$ (мР-км²)/ч ($7,5 \cdot 10^6$ Ки). На рис. 3.9 приведены расчетные почасовые количества гамма-радиоактивных веществ, которые поступали в атмосферу и выпадали на ближнем следе. Пунктиром показана кривая относительного изменения почасового выброса с 26 апреля по 1 мая 1986 г.

Так же с помощью отношений плотности радиоактивных выпадений данного радионуклида σ_i (Ки/км²) к мощности дозы P (мР/ч) для различных секторов (запад, север, юг) [4] были рассчитаны количества отдельных радионуклидов, выпавших на ближнем следе в последующие дни после аварии. В табл. 3.4 приведены результаты расчетов выброса суммы гамма-радиоактивных веществ, а также отдельных радионуклидов по отношению к суммарному количеству радиоактивных продуктов, вышедших в атмосферу [2] или выпавших на ближнем пять дней после аварии.

Примерно такая же относительная динамика выброса радиоактивных продуктов, выпавших на территории СССР за зоной ближних выпадений, получена из рассмотрения секторов траекторий переноса в разные временные интервалы с 26.04 по 30.04 и карт распределения уровней радиации в средней зоне выпадений (до 300 км) на первую декаду июня 1986 г.

Таким образом, на основании данных, представленных в табл. 3.4, можно

сделать вывод о том, что максимальный выброс радионуклидов, обусловивших радиоактивные выпадения на непосредственно примыкающей к зоне ЧАЭС территории, приходился на 27—28 апреля 1986 г., а с учетом первичного выброса — и на 26 апреля. При этом перенос радионуклидов в этот период осуществлялся на достаточно крупных частицах аэрозоля.

Таблица 3.4
Относительный выброс радионуклидов в атмосферу (апрель 1986 г.)

Дата	Сумма гамма-радиоактивных веществ			Радионуклид		
	H = 1000 м	H = 500 м	Среднее	¹⁴⁴ Ce	¹³⁷ Cs	¹³¹ I
26.04	0,17	0,17	0,17	0,19	0,1	0,09
27.04	0,29	0,25	0,27	0,28	0,3	0,31
28.04	0,29	0,29	0,29	0,30	0,4	0,42
29.04	0,14	0,15	0,14	0,12	0,18	0,15
30.04	0,11	0,14	0,13	0,11	0,02	0,03

3.4 ЕЖЕСУТОЧНЫЙ ВЫХОД СУММЫ ГАММА-AКТИВНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ И ОТДЕЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ

Полученные зависимости относительного выхода в атмосферу позволяют количественно оценить ежесуточные выходы суммы гамма-активных радионуклидов и отдельных изотопов, определивших радиоактивные выпадения на территории СССР. Количество ¹³⁷Cs (см. гл. 4) выпавшего в ближней, средней и дальней зонах на территории СССР составило соответственно 0,24; 0,43 и 0,57 МКи. По данным аэрогамма-съемки, количество гамма-активных радионуклидов, выпавших в ближней и средней зонах на первую декаду июня 1986 г., составило $3 \cdot 10^4$ и $5 \cdot 10^4$ (мР/ч) км² (см. гл. 4). Суммарная гамма-активность на территории СССР, определенная с помощью данных о распределении выпадений составляет $1,5 \cdot 10^5$ (мР/ч) км² на указанное время.

На рис. 3.10 показана карта радиоактивных выпадений, а также траектории переноса радиоактивных продуктов в периоды 26—30 апреля и 1—6 мая 1986 г. Путем суммирования гамма-активности выпадений в различных зонах следа получено, что на южный сектор, где выпадения наблюдались после 30.04.86 г., приходится 25% суммы гамма-активных выпадений — $3,7 \cdot 10^4$ (мР/ч) км².

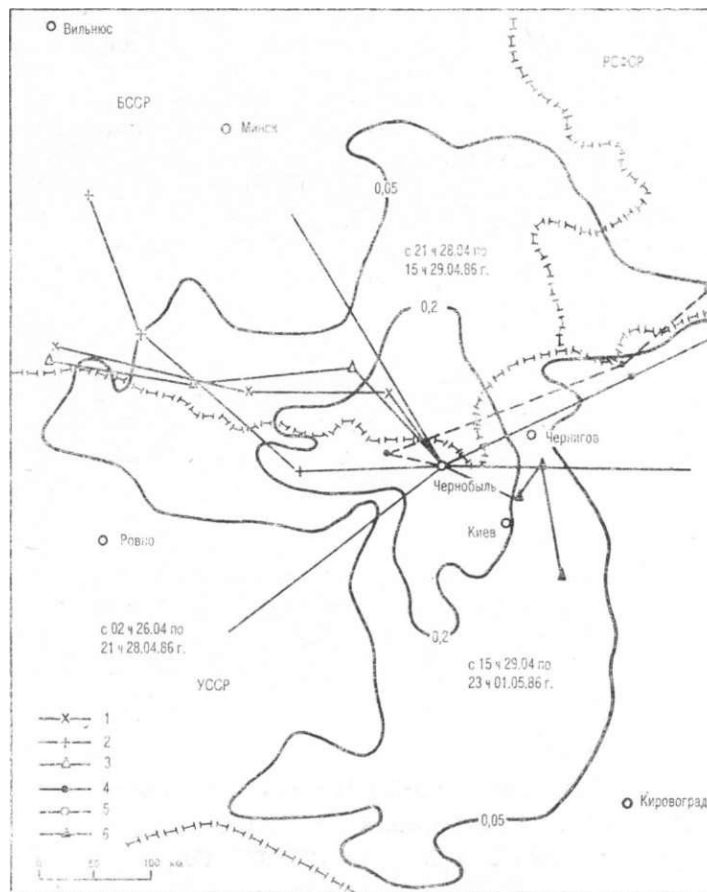


Рис. 3.10. Распределение гамма-поля на территории СССР по изоуровням мощности дозы 0,05 и 0,2 мР/ч на 10 июня 1986 г. и секторы траекторий распространения частиц на уровне 925 гПа.
 1 — начиная с 3 ч 26.04.86 г.; 2 — с 15 ч 26.04.86 г.; 3 — с 3 ч 27.04.86 г.; 4 — с 15 ч 27.04.86 г.;
 5 — с 3 ч 29.04.86 г.; 6 — с 15 ч 29.04.86 г.

В табл. 3.5 приведены расчетные значения ежесуточных суммарных выходов гамма-активности в (мР/ч) км²·10⁴, а также йода-131 (Ки·10⁶) и цезия (Ки·10⁵) по данным работ [2] и [5].

С 1.05 по 5.05.86 г. значения ежесуточных выходов рассчитывались по формуле (3.2) и исходя из предположения о 25%-ном содержании ¹³¹I и ¹³⁷Cs в суммарном выбросе. Данные о ежесуточных выходах представлены на рис. 3.11.

Приведенные данные о динамике выхода отдельных изотопов в предположении аналогии с динамикой суммарной активности не учитывают возможных изменений за счет суточного колебания отношения выхода летучих и нелетучих элементов.

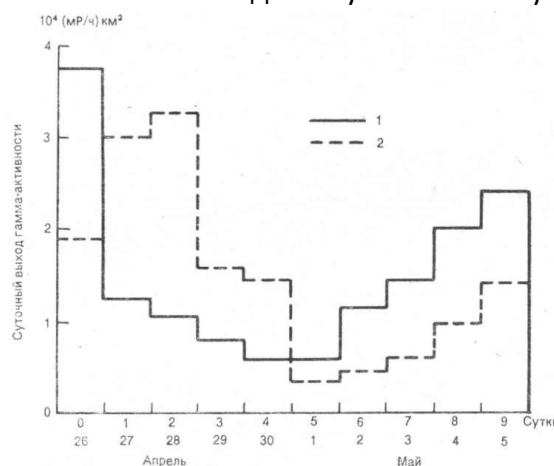


Рис. 3.11. Профили выхода суммарной гамма-активности по данным работ [2] (1) и [5] (2).

Таблица 3.5
Ежесуточные выходы гамма-активности, ^{131}I и ^{137}Cs

Дата	Гамма - активность		^{131}I		^{137}Cs	
	[2]	[5]	[23]	[5]	[2]	[5]
26.04	3,75	1,91	5,2	0,9	6,0	1,5
27.04	1,25	3,0	1,5	3,0	1,9	4,5
28.04	1,05	3,26	1,1	4,1	1,5	6,0
29.04	0,8	1,57	0,76	1,46	1,1	2,6
30.04	0,6	1,46	0,51	0,29	0,8	0,3
1.05	0,57	0,34	0,45	0,29	0,8	0,5
2.05	1,15	0,47	0,75	0,41	1,5	0,6
3.05	1,45	0,62	0,8	0,56	1,7	0,9
4.05	2,0	0,96	0,95	0,81	2,2	1,3
5.05	2,4	1,4	0,96	1,18	2,4	1,8

На рис. 3.12 показано суточное изменение скорости относительного выхода отдельных изотопов [3], где особенно выделяется выход ^{131}I и ^{137}Cs на восьмые сутки после аварии (3.05.86 г.). Однако количественно оценить этот эффект трудно из-за отсутствия данных об уменьшении выхода нелетучих элементов при неизменном выходе летучих элементов.

Полученные данные о ежесуточных выходах могут использоваться при моделировании переноса радионуклидов от ЧАЭС (см. гл. 7) и тем самым подтвердить полученные представления о динамике выхода.

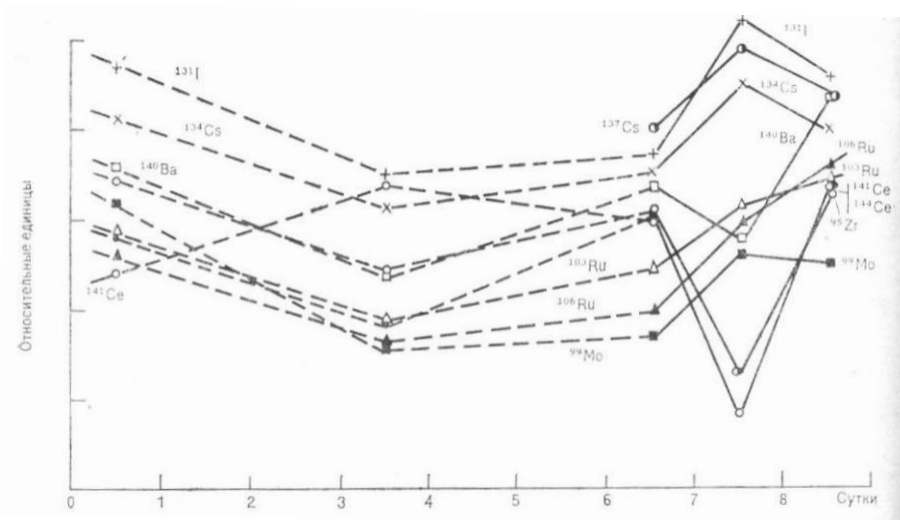


Рис. 3.12. Изменение скорости выхода радионуклидов после аварии.
По оси ординат масштаб логарифмический.

3.5. ДИНАМИКА ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ И МЕСТНОСТИ В ПЕРИОД АВАРИЙНОГО ВЫБРОСА

В настоящем параграфе представлены данные о динамике концентрации радионуклидов в воздухе и выпадениях в первые дни после аварии на примере отдельных пунктов, расположенных в различных районах на территории СССР.

На основании этих данных сделана оценка скорости осаждения радионуклидов из приземной атмосферы. Данные о составе радиоактивных продуктов в воздухе,

осаждение которых обусловило остаточное загрязнение местности, позволили рассчитать суммарные дозовые нагрузки на человека, полученные в результате внутреннего и внешнего облучения.

Радионуклидный состав атмосферного аэрозоля определялся путем отбора проб воздуха на различные фильтры с последующим лабораторным анализом методами полупроводниковой гамма-спектрометрии и радиохимии. Выпадения радиоактивных веществ из атмосферы контролируются на сети Госкомгидромета СССР с помощью планшетов, экспонируемых в течение суток, и фильтр-вентиляционных установок (ФВУ), где время отбора проб воздуха также достигает суток. В состав атмосферного аэрозоля и выпадений входит широкий спектр осколочных радионуклидов, и характерной особенностью является обогащение атмосферных аэрозолей радиоизотопами йода, цезия и в некоторой степени рутения.

Полученные данные показывают, что характер загрязнения атмосферы и местности первоначально имел скачкообразный характер, причем в течение короткого времени наблюдалось резкое увеличение активности выпадений до значений, которые в ряде мест превысили те, что наблюдались за предыдущий день, иногда на 2—3 порядка величины [2].

Появление радиоактивных веществ отмечалось на северо-западе в Минске 27 апреля, на севере в Гомеле 28 апреля, на юго-востоке в Барышевке 30 апреля— 1 мая, в Киеве 30 апреля и 1—2 мая. Как уже отмечалось, такой характер поступления радиоактивных веществ в приземные слои атмосферы и их осаждения на подстилающую поверхность определялись сильным изменением направления переноса в период с 26 апреля по 1 мая 1986 г. На рис. 3.13, 3.14 показано изменение приземной концентрации в пунктах отбора проб воздуха в Минске, Вильнюсе, Барышевке (примерно в 140 км к юго-востоку от ЧАЭС), а также содержание в выпадениях отдельных радионуклидов в Минске, Гомеле, Калининграде, Киеве и Барышевке в различные дни после аварии [2].

Представляет большой интерес оценка скорости осаждения отдельных радионуклидов в различных пунктах наблюдений как отношение плотности выпадений отдельных элементов к их концентрации в приземном слое атмосферы. Это позволило бы описать спектр размеров выпадающих частиц и, возможно, качественно оценить характер его изменения во времени в период выброса радионуклидов из аварийного блока, а также с удалением от источника. К сожалению, данных, позволяющих статистически достоверно провести такой анализ, недостаточно. В табл. 3.6 приведены расчетные значения скоростей осаждения отдельных радионуклидов в Минске и Барышевке. Значения скоростей рассчитаны как средние за несколько дней после начала выпадения элементов в данном пункте. Наиболее представительные данные получены для пункта Барышевка, где отмечается наименьший разброс значений в отдельные дни.

Несмотря на то что разброс скоростей осаждения в отдельные дни достаточно велик, средние значения, за исключением ^{131}I в аэрозольной форме, составляют 1—1,5 см/с для пункта Барышевка, где выпадения радионуклидов отмечались с 30 апреля по 10 мая 1986 г. Указанным значениям скорости соответствует средний размер частиц примерно 10—15 мкм при средней плотности 2,5 г/см³.

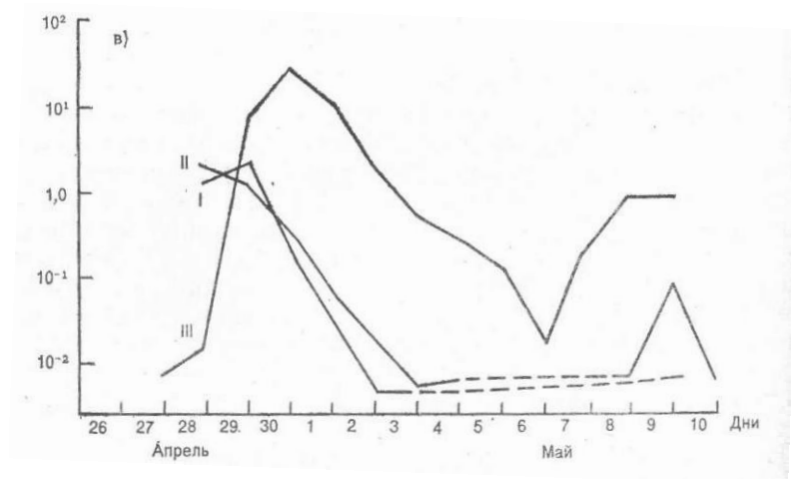
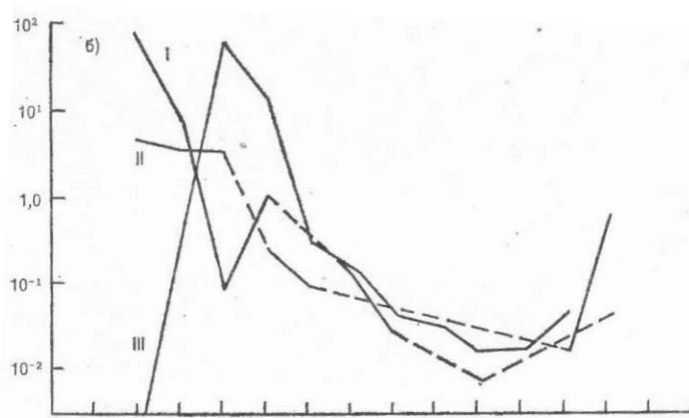
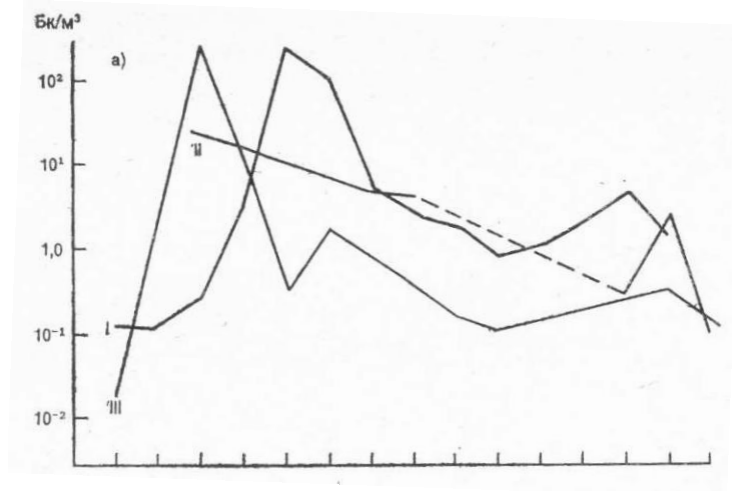


Рис 3 13. Концентрации иода-131 (а), цезия-137 (б) и циркония-95 (в) в воздухе городов.
I – Минск; II – Вильнюс; III – п.Барышевка

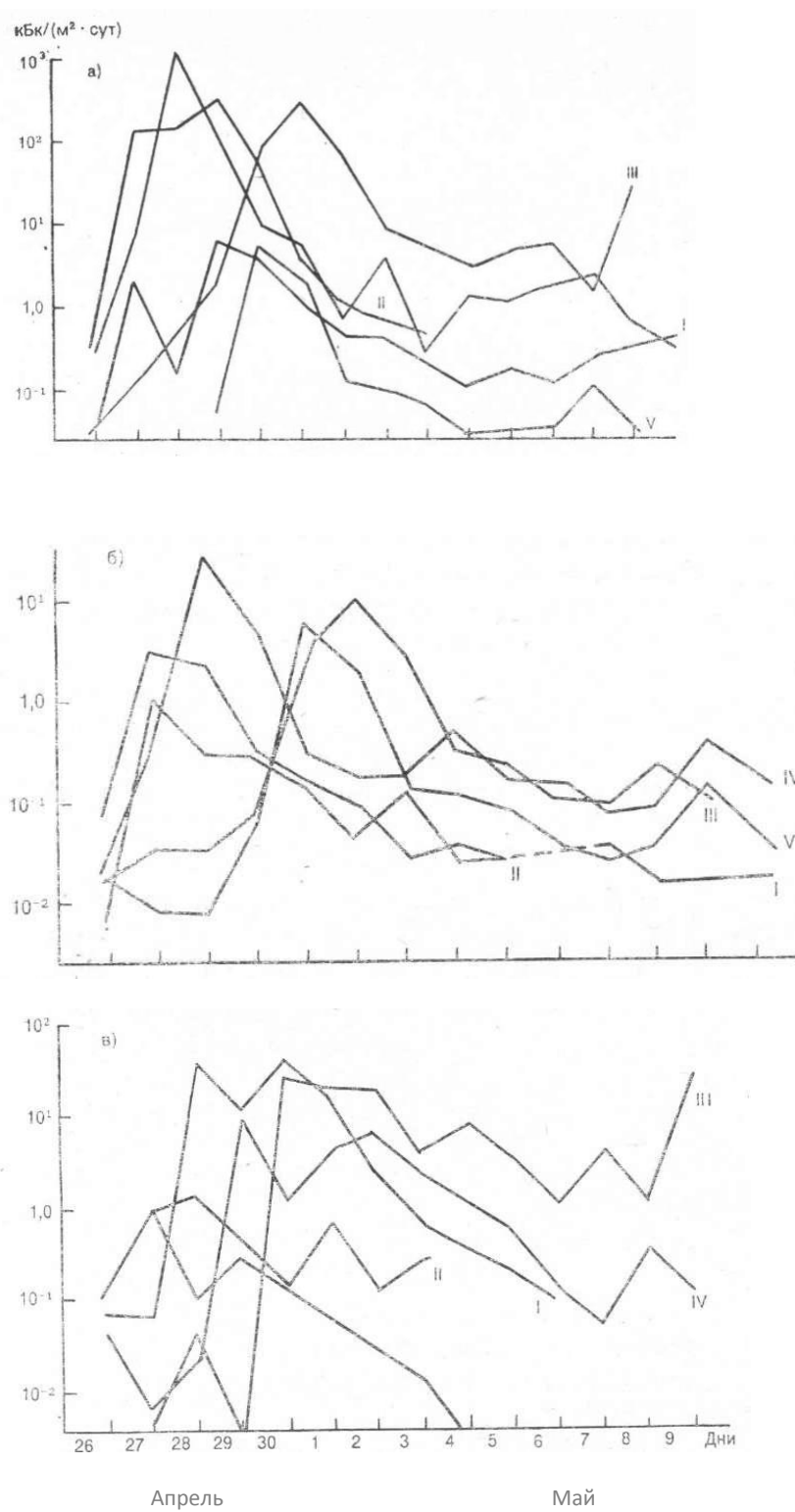


Рис. 3.14. Активность иода-131 (а), цезия-137 (б) и циркония (в) в выпадениях.

I — Минск; II — Калининград; III — Киев; IV — Гомель; V — Барышевка

Таблица 3.6
Расчетные средние значения скорости выпадения радионуклидов)см/с)

	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	¹⁴⁰ Ba	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Барышевка	1,8	1,5	1,3	1,2	1,7	4,7	0,6	1,1
Минск	0,6	1,6	0,6	-	0,9	0,8	0,4	0,5

3.6. ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ НА ЧЕЛОВЕКА ПРИ РАЗЛИЧНЫХ МЕХАНИЗМАХ ОБЛУЧЕНИЯ В ПЕРВЫЕ ДНИ ПОСЛЕ АВАРИИ

Представляют интерес результаты оценки дозы внешнего и внутреннего (по пищевым цепочкам и ингаляционного) облучения людей в различных местах от атмосферного загрязнения и радиоактивных выпадений в первые дни после аварии.

Таблица 3.7
Максимальные концентрации радионуклидов в приземном слое атмосферы (Бк/м³)
и плотность выпадений на земной поверхности (кБк/м²) сут

	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹³¹ I	¹³² Te	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁰ Ba	¹⁴¹ Cs	¹⁴⁴ Ce	⁹⁰ Sr
Атмосфера										
Минск (28—29.04.86)	2,94	15,5	317	73,5	47,2	93,0	27,1			
Вильнюс (28—29.04.86)	3,0	17,0	27,0	69,0	3,8	6,0	2,4	6,0		
Барышевка (30.04—1.05.86)	24,5	24,5	303	3310	51	77	225	26	26	
Киев* (1.05—2.05.86)	12	80	160	160	50	100	160	20	30	
Земная поверхность										
Минск	1,27	2,1	24	12	0,58	1,51	1,3	0,14	0,14	0,0
Вильнюс	0,19	0,6	14,4	—	0,22	0,32	0,32	0,054		
Барышевка	45	56	330	54	7,0	7,7	64	32	45	1,0
Киев	22	89	381	211	6,0	12	120	26	37	5,6

* Получено расчетным путем.

В табл. 3.7 приведены максимальные значения концентраций в приземной атмосфере и в выпадениях отдельных радионуклидов в период прохождения загрязненных воздушных масс в Минске, Вильнюсе, Киеве и Барышевке, расположенных в разных районах Европейской части СССР.

Путем интегрирования значений концентраций и выпадений отдельных радионуклидов за десятидневный период после аварии были получены оценки эффективных эквивалентных доз внешнего и внутреннего облучения людей в указанных пунктах в течение первого года после аварии (табл. 3.8). Коэффициенты для расчета дозы от ингаляционного поступления на открытой местности взяты из работы [6].

Таблица 3.8
Эффективные эквивалентные дозы (бэр) внешнего и внутреннего облучения,
обусловленного изотопами ^{131}I и ^{137}Cs в течение первого года после аварии

	Минск	Вильнюс	Барышевка	Киев
Вдыхание	$1.3 \cdot 10^{-2}$ (25)	$2.9 \cdot 10^{-3}$ (20,0)	$1.5 \cdot 10^{-2}$ (2,7)	$2 \cdot 10^{-2}$ (2,5)
Пероральное поступление	$1.5 \cdot 10^{-2}$ (29)	$5.4 \cdot 10^{-3}$ (37,2)	$1.7 \cdot 10^{-1}$ (30)	$2.5 \cdot 10^{-1}$ (31,3)
Внешнее облучение от выпадений	$2.4 \cdot 10^{-2}$ (46)	$6.2 \cdot 10^{-2}$ (42,8)	$3.8 \cdot 10^{-1}$ (67,3)	$5.0 \cdot 10^{-1}$ * (66,2)

Примечание. В скобках — доля суммарной дозы, %.

* Результат предварительных расчетов. По данным суточных измерений эта доза составила 0,35 бэр в течение первого года [1], а доза внутреннего облучения — 0,1 бэр.

Коэффициент пересчета ожидаемой годовой дозы от единичной плотности загрязнения йодом-131 взят из доклада НКДАР ООН. При оценке дозы от перорального поступления цезия-137 принимался средний рацион для Европейской части СССР с полупериодом выведения цезия из почвы 7 лет.

Оценка эффективной эквивалентной дозы от перорального поступления за первый год проводилась для йода-131 и цезия-137. Наибольший вклад в эффективную дозу дает внешнее гамма-облучение от выпадений. Можно отметить, что при низких значениях плотности радиоактивных выпадений возрастает роль ингаляционного поступления, хотя его общий вклад в дозу незначителен.

3.7. ОЦЕНКА ВТОРИЧНОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИЗЕМНОГО СЛОЯ АТМОСФЕРЫ

Вторичное загрязнение атмосферы от земной поверхности представляет опасность для населения, проживающего и работающего на такой территории. Фоновые приземные концентрации радионуклидов формируются за счет конвективных потоков и турбулентной диффузии. Кроме того, ветровой подъем образует мгновенные и разовые концентрации радионуклидов в воздухе.

Обычно загрязнение воздуха от поверхности определяется через коэффициент вторичного подъема K (м^{-1}) — отношение концентрации радионуклидов в воздухе q к плотности поверхностного загрязнения почвы σ .

Разброс значений K для различных радионуклидов достаточно большой (от 10^{-4} до 10^{-9} м^{-1}) [7] и зависит от толщины слоя почвы, используемой для оценки плотности поверхностного загрязнения σ , типа подстилающей поверхности, скорости ветра и др. Если предположить, что загрязнение воздуха происходит главным образом за счет верхнего слоя почвенного покрова, то для определения σ можно использовать слой пылевых частиц, лежащих на поверхности почвы. Этот слой пылевых частиц отбирался с поверхности с помощью специального пылесборника.

В табл. 3.9 представлены разовые значения коэффициента вторичного подъема (время осреднения 1 ч) для 10 радионуклидов, определенные вышеуказанным способом на загрязненной территории в 45 км от ЧАЭС спустя 1 мес после аварии (при скорости ветра 2—4 м/с).

Таблица 3.9
Разовые значения коэффициента вторичного подъема

Радионуклид	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	ΣPu
K*10 ⁻³ м ⁻¹	2,2	2,9	5,7	5,8	1,9	1,7	2,2	2,4	2,7	4,3

Погрешность определения K составляет два раза. Как следует из таблицы, значения коэффициента вторичного подъема, рассчитанные для средних метеорологических условий, изменялись в пределах (2...6)*10⁻³ м⁻¹. В табл. 3.10 приведены средние значения разовых коэффициентов K для радионуклидов и пылевых частиц, полученные по данным измерений в шести населенных пунктах, расположенных вокруг ЧАЭС на удалениях 20—50 км (I), а также на специально загрязненной экспериментальной площадке спустя десятки лет после ее загрязнения (II).

Таблица 3.10
Средние разовые коэффициенты вторичного подъема радионуклидов и пылевых частиц

	K*10 ⁻³ (м) ⁻¹	
	I	II
Цезий	2.0±0,5	1,6±0,2
Йод	3,0±1,0	—
Плутоний	3,0±0,5	1,8±0,6
Пыль	1,3±0,4	2,0±0,6
В среднем	2,0±0,6	1,8±0,5

Согласно данным табл. 3.10, коэффициент K имеет близкие расчетные значения (в пределах погрешности методики измерений) для различных радионуклидов и различных сроков, прошедших с момента попадания на почву. Таким образом, коэффициент вторичного подъема, рассчитанный указанным способом, отражает более устойчивую связь между загрязнением поверхности и приземного слоя атмосферы. Эти коэффициенты близки между собой при малых (1—4 м/с) скоростях ветра, но их разность может возрасти при сильных ветрах. Значение коэффициента K = 2*10⁻³ м⁻¹ можно использовать для прогноза загрязнения приземной атмосферы и расчета допустимой плотности загрязнения местности. Именно таким путем рассчитывалась допустимая поверхностная плотность загрязнения местности плутонием-239, -240.

В табл. 3.11 представлены экспериментальные значения приземных концентраций плутония и рассчитанные аналогичные величины через коэффициент вторичного подъема K = 2*10⁻³ м⁻¹.

Таблица 3.11
Концентрация плутония (Бк/м³) в приземном слое и поверхностная плотность загрязнения (Бк/м²)

Период	Подстилающая поверхность	Концентрация		Поверхностная плотность
		экспериментальная	расчетная	
Десятки лет	Целина, трава	2,1*10 ⁻⁵	1,9*10 ⁻⁵	14*10 ⁶
	Пашня	1,0*10 ⁻³	2,1*10 ⁻³	25*10 ⁶
1 мес	Целина, трава	2,4*10 ⁻⁴	1,7*10 ⁻⁴	337
6 мес	Пашня, трава	7,4*10 ⁻⁶	5,9*10 ⁻⁶	-

Значения приведены для различных периодов (Т) с момента попадания радионуклида на подстилающую поверхность и для различного характера подстилающей поверхности ($ДК = 1,1 \times 10^{-3} \text{ Бк/м}^3$).

С учетом методической погрешности определения удельной концентрации результаты можно считать удовлетворительными. Представленные значения свидетельствуют о том, что подъем радионуклидов с земной поверхности не зависит от их физико-химических свойств, а обусловлен лишь свойствами носителей активности — пылевыми частицами, которые попадают в приземный слой воздуха за счет конвекции и ветрового подъема. Конечно, грубые антропогенные воздействия способствуют пылеобразованию.

В табл. 3.12 представлены данные о среднегодовой концентрации изотопов в воздухе в городах Припяти и Чернобыле.

В г. Припяти в 1988 г. концентрация $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ в воздухе составляла $(3...7) \cdot 10^{-19} \text{ Ки/л}$, а максимальная концентрация во время пыльной бури при скорости ветра 12...15 м/с с 28 по июль 1988 г. — $4 \cdot 10^{-18} \text{ Ки/л}$ ($ДК = 3 \cdot 10^{-17} \text{ Ки/л}$).

Таким образом, содержание радионуклидов в пыли, лежащей на поверхности почвы, будет определять содержание их в приземной атмосфере $q = q_n C$, где q_n — удельная концентрация радионуклидов в пыли на земной поверхности, Ки/г; C — массовая концентрация пыли в воздухе, г/м³.

Таблица 3.12
Среднегодовые концентрации изотопов в воздухе в г. Припяти и г. Чернобыле в 1987—1988 гг. (10^{-18} Ки/л)

	^{144}Ce	^{106}Ru	^{137}Cs
г. Чернобыль			
1987 г.	137	38	66
1988 г.	32	20	16
г. Припять			
1987 г.	320	82	119
1988 г.	160	55	69
ДК _б	$2,2 \cdot 10^{-13}$	$1,9 \cdot 10^{-13}$	$4,9 \cdot 10^{-13}$

При отсутствии других источников загрязнения атмосферы, кроме земной поверхности, удельные концентрации радионуклидов в пыли и в аэрозоле воздуха должны совпадать. Это подтверждается экспериментальными значениями удельных концентраций радионуклидов в пыли на поверхности почвы и в атмосферном аэрозоле в районе ЧАЭС в 1986 г. (табл. 3.13).

Таблица 3.13
Удельные концентрации (10^{-9} Ки/л) радионуклидов в пыли на поверхности почвы и в атмосферном аэрозоле

Радионуклид	Почва	Аэрозоль	Радионуклид	Почва	Аэрозоль
^{144}Ce	54	43	^{106}Ru	20	38
^{141}Ce	61	54	^{95}Nb	110	100
^{134}Cs	10	6	^{95}Zr	74	57
^{137}Cs	20	15	^{131}I	24	15
^{103}Ru	66	120	ΣPu	0,04	0,05

3.8. ГОРЯЧИЕ ЧАСТИЦЫ В ПЕРВИЧНЫХ И ВТОРИЧНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Проблема так называемых горячих частиц (здесь рассматриваются только геофизические аспекты) заявила о себе уже в первые дни после аварии. На автораддиографиях листьев деревьев на расстояниях около 100 км к югу от ЧАЭС было видно большое число крупных черных пятен на фоне очень слабой «вуали». Несколько позже, в середине и конце мая 1986 г., в процессе радионуклидного анализа проб почвы (пробоотборники площадью около 150 см²) проявилось достаточно неожиданное обстоятельство — иногда пробы, отобранные на ровной, равномерно задернованной площадке, давали результаты, отличающиеся почти в 10 раз. Дальнейшее радиографическое исследование проб почвы показало, что иногда несколько десятков высокоактивных горячих частиц определяют более 90% активности всей пробы.

Первые разработки проблемы горячих частиц относятся к концу пятидесятых — началу шестидесятых годов, когда в дальних и глобальных выпадениях в результате испытательных ядерных взрывов были обнаружены и исследованы высокоактивные частицы (получившие по этой причине название горячих), отличавшиеся от суммарных проб необычным радионуклидным составом — они содержали преимущественно изотопы тугоплавких элементов (или тугоплавких соединений). Дальнейшие исследования расширили и углубили знания о химическом и радионуклидном составе горячих частиц, распределении суммарной радиоактивности и отдельных радионуклидов по размерам частиц и другим их характеристикам и свойствам. Разрешился в общих чертах и спор о том, что такое горячая частица. Этому вопросу посвящена обширная литература, в которой обсуждаются вопросы начиная от формирования частиц до их выпадений и воздействий.

Горячие частицы, если рассматривать различные аспекты ядерной энергетики (не затрагивая проблемы ядерных взрывов), могут оказаться в атмосфере по двум причинам: 1) неполное сгорание в атмосфере Земли спутника с ядерным реактором на борту; 2) тяжелая авария реактора с проникновением аэрозолей в атмосферу. Мы имеем дело со вторым случаем, и это вторая тяжелая авария реактора (после Уиндскейла), которая привела к образованию значительного выброса и формирования следа радиоактивных выпадений на местности. Именно неизученность горячих частиц, образующихся при авариях реакторов, и привела к ряду дискуссий.

К тяжелым авариям реакторов в настоящее время относят аварии с плавлением их активной зоны и полной (или частичной) разгерметизацией корпуса. Качественный и количественный состав выбросов радионуклидов в атмосферу зависит при этом от столь большого числа факторов, что не поддается пока с удовлетворительной точностью ни физическому, ни математическому (даже с использованием весьма мощных ЭВМ) моделированию. В США, ФРГ, Японии и ряде других стран с развитой ядерной энергетикой ведутся интенсивные работы по химии тяжелых аварий и оценке выбросов радионуклидов. Но каждая авария преподносит свои сюрпризы. Так, согласно данным исследования выбросов после аварии в США на АЭС «Тримайл-Айленд», содержание йода-131 и теллура-132 в выбросе оказалось на несколько порядков меньше, чем ожидалось, а анализ выбросов после аварии на ЧАЭС указывает на весьма значительное (по сравнению с расчетным) содержание в выбросе труднолетучих радионуклидов циркония, бария, стронция, церия, плутония и др., превосходящее содержание радионуклидов цезия, йода и теллура.

Моделирование тяжелых аварий дает хотя и небольшую, но важную информацию о характеристиках образующихся в аварийных выбросах аэрозольных частиц, в том

числе и горячих. Так, например, было установлено, что высокое выгорание топлива способствует образованию частиц наименьших размеров при наибольшем выбросе радиоактивных веществ; фракционирование радионуклидов коррелирует с пористостью топлива; суммарная масса аэрозолей увеличивается с ростом температуры и полноты процессов окисления; большая доля выделяющихся при авариях веществ переносится в виде аэрозолей с размерами частиц в интервале 0,01...10 мкм.

В настоящем параграфе мы ограничимся рассмотрением высокоактивных частиц, которые хорошо проявляются на рентгеновской пленке при такой экспозиции, когда вуаль мелких частиц практически не заметна.

К вышеупомянутым геофизическим аспектам проблемы горячих частиц мы относим все вопросы, которые касаются распределения их в различных компонентах окружающей среды (почва, воздух, донные отложения, листья и хвоя деревьев и т. д.); распределения частиц по размерам, поскольку это связано с характеристиками выпадений; распределения радионуклидов по разным типам частиц и, конечно, вторичного загрязнения атмосферы горячими частицами в процессе ветрового подъема пыли.

Аэрозольное загрязнение атмосферного воздуха можно разделить на два этапа: первый, относительно кратковременный, — это этап выброса радиоактивных продуктов из реактора, перенос радиоактивных облаков в атмосфере и осаждение аэрозолей на земную и водную поверхность; второй, непрерывный, — вторичное загрязнение атмосферы за счет процессов ветрового подъема пыли.

В соответствии с таким разделением был организован отбор проб радиоактивного аэрозоля с содержащимися в нем горячими частицами.

Пробы почвы отбирались из верхнего слоя толщиной менее 1 см, который перед поступлением на радиографию тщательно высушивался и перемешивался. Примерно так же отбирались и готовились препараты донных отложений в реках и водоемах.

Пробы атмосферных выпадений, вызванных вторичным подъемом пыли, отбирались в 60-километровой зоне вокруг ЧАЭС на сети реперов (площадь 11,5 тыс. км²). Эта сеть представляет собой радиальную систему, в которой по 36-ти радиусам через каждые 10° расставлены реперные столбы высотой 1 м на следующих расстояниях от центра 4-го блока ЧАЭС: 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 12; 14,5; 17; 20; 25; 30; 37,5; 45; 52,5; 60 км. Для отбора проб выпадений на реперные столбы надеваются винипластовые прямоугольные планшеты размером 50 X 60 см, на которых крепится один слой отбеленной марли такого же размера. Марля экспонируется в течение месяца, после чего снимается и перевозится в лабораторию для анализа. Для изучения горячих частиц из центра планшета вырезается прямоугольник размером 15 X 20 см.

Основным методом выявления горячих частиц для последующей выборки их из отобранных проб служила авторентгенография.

За весь период исследования нами было выполнено несколько сотен авторентгенографий различных проб. В основном это были пробы почвы, донных отложений и пыли, выпавшей на марлевые планшеты.

Основной альтернативой авторентгенографии следует считать лишь метод выборки частиц с помощью узкоколлимированного, направленного на исследуемую поверхность детектора, который автоматически или вручную, последовательно и непрерывно сканирует эту поверхность. Практика (мы использовали такой способ еще в начале 60-х годов) показывает, что этот метод при большой трудоемкости не гарантирует полного обнаружения даже весьма активных частиц.

Используемый нами метод авторентгенографии позволяет:

- а) однозначно определить наличие и количество горячих частиц;
- б) провести первичную их классификацию по величине активности (по размеру и интенсивности пятна);
- в) обеспечить выделение отдельных частиц (если они не в конгломерате) из их совокупности на обследуемой площади для дальнейшего гамма-спектрометрического и радиохимического анализов;
- г) выявить достаточно малоактивные частицы, экспонируя пробу долгое время;
- д) создать банк горячих частиц с их детальным описанием.

На рис. 3.15 представлена авторентгенограмма препарата, приготовленного из пробы почвы, взятой в районе «рыжего» (т. е. погибшего от облучения) леса на расстоянии 1,5 км от 4-го блока ЧАЭС на азимуте 210°.

На рис. 3.16 показана авторентгенограмма препарата, приготовленного из пробы донных отложений в центре северной части пруда-охладителя, примерно в 200 м от западного берега, примыкающего непосредственно к ЧАЭС. Четко видны почернения в местах локализации горячих частиц. На авторентгенограмме их не очень много, так как эта проба была подвергнута разделению (рассеву) по размерам, и на рисунке представлена экспозиция фракции от 0,3 до 0,5 мм.

По внешнему виду рентгенограммы на рис. 3.15 и 3.16 мало отличаются друг от друга.

На рис. 3.17 и 3.18 представлены рентгенограммы, полученные в результате экспонирования кусков марли, вырезаемых из планшетов, т. е. на них показаны горячие частицы, оказавшиеся в воздухе в процессе ветрового подъема пыли и осевшие на планшете. На рис. 3.17 (8 км от ЧАЭС) видны четыре частицы с высокой удельной активностью и восемь частиц со средней активностью (явно меньшее почернение пятен). На рис. 3.18 (30 км) видны всего четыре частицы, которые мы только что назвали средними.

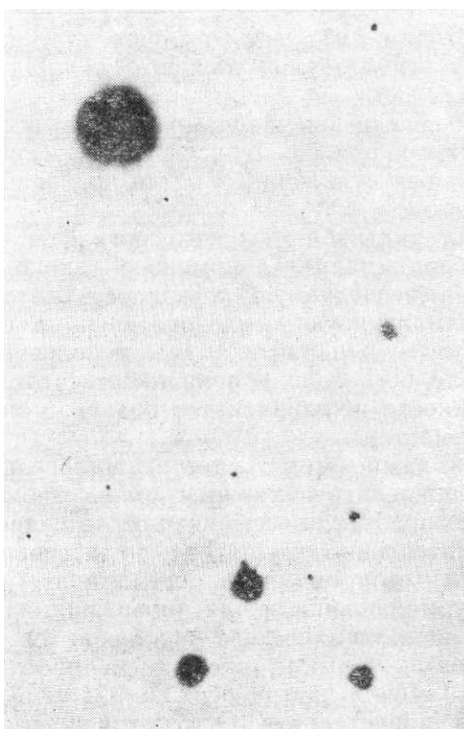


Рис. 3.15. Авторентгенограмма высушенного грунта, отобранного в «рыжем» лесу на расстоянии 1500 м к западу (азимут 210°) от 4-го блока ЧАЭС.

После авторентгенографии все участки экспонированных проб, на которых были выявлены сколь-либо заметные пятна почернения, подвергались процедуре визуального контроля под микроскопом с большим увеличением. Следует сказать, что за весь период работы с частицами мы практически ни разу не видели отдельных горячих частиц. Они фиксировались либо как «наездники» на более крупных частицах, либо в конгломерате частиц, в котором именно горячую частицу выделить было достаточно трудно. Это связано с тем, что все отобранные нами частицы можно назвать вторичными. Поясним этот термин.

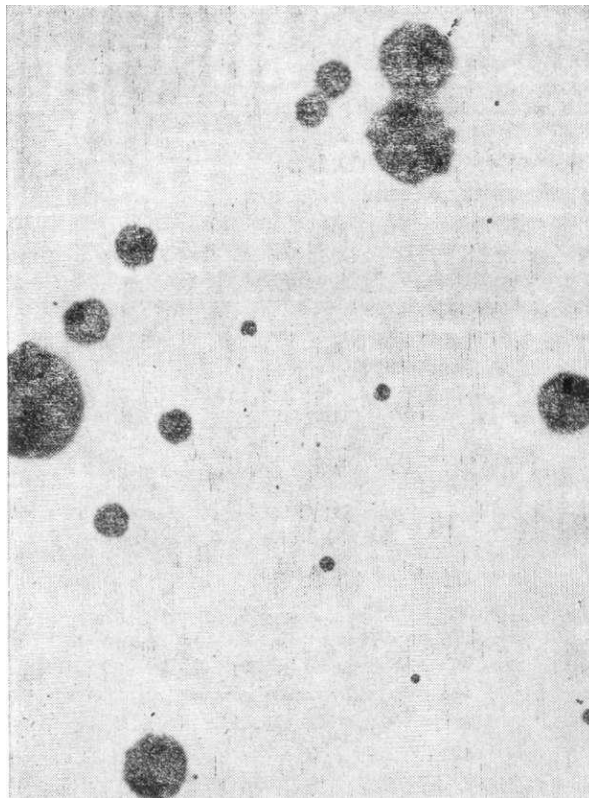


Рис. 3.16. Авторентгенограмма сухого остатка донных отложений, отобранных 14.03.89 г. на расстоянии 200 м от западного берега пруда-охладителя (1350 м от 4-го блока ЧАЭС).

Из общих соображений, следуя феноменологии аварии, можно утверждать, что аэрозольная компонента выброса должна была обязательно включать частицы следующих двух основных (по структуре и составу) типов:

- 1) выброшенное в атмосферу диспергированное вещество тепловыделяющих элементов, которое включает как радионуклиды топлива, так и осколочные и наведенные радионуклиды, накопившиеся за время работы реактора;
- 2) частицы, образовавшиеся в результате конденсации испарившихся веществ на различных зародышах (ядрах конденсации).

Частицы 1-го типа должны характеризоваться достаточно устойчивым радионуклидным составом, тогда как состав частиц 2-го типа в значительной степени зависит от ядер конденсации. Несомненно наличие комбинаций (весьма различных) частиц этих двух типов, например, в случае когда ядром конденсации частицы 2-го типа является диспергированное вещество, т. е. частица 1-го типа.

После фазы образования первичных частиц продолжался процесс изменения их формы и состава на стадии атмосферного переноса за счет взаимодействия первичных частиц с нерадиоактивной атмосферной пылью. Уже в этом процессе многие первичные

частицы становятся конгломератами. А завершается процесс образования частиц с радиоактивными носителями (которые мы выше назвали вторичными) на стадии выпадения радиоактивной атмосферной пыли на земную, водную или антропогенную поверхности или при ее взаимодействии с элементами растительности. Здесь выпавшие частицы дополнительно обогащаются нерадиоактивными компонентами.

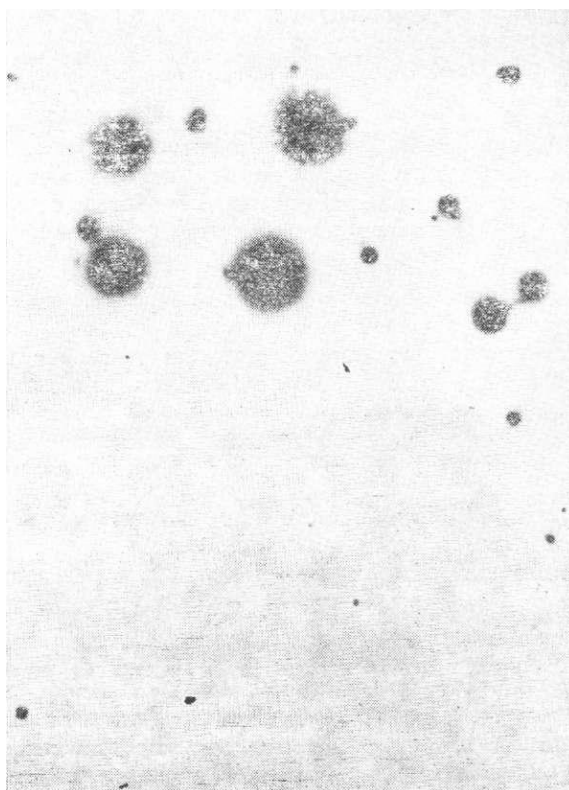


Рис. 3.17. Авторентгенограмма центральной части марлевого планшета, экспонированного в течение месяца (2.09.88 г.—5.10.88 г.) на репере (азимут 250°; 8 км от 4-го блока ЧАЭС).

Мы проследили этот путь от первичной частицы до той, которая будет вновь подниматься в воздух под действием ветра, для того чтобы подчеркнуть следующие два положения: 1) дисперсность горячих частиц, оказавшихся в воздухе в процессах ветрового переноса, не должна отличаться от дисперсности нерадиоактивной пыли в каждой конкретной местности; 2) при оценке медико-биологической опасности горячих частиц не следует использовать распределение по размерам первичных горячих частиц, так как это может привести к большим ошибкам в таких оценках.

На рис. 3.19 представлены результаты взаимодействия мелкой радиоактивной пыли с материалом почвы. Такая вторичная горячая частица выпала на планшет летом 1989 г. (азимут 250°, расстояние от аварийного блока 8 км).

На рис. 3.20 представлена фотография под микроскопом типичного конгломерата радиоактивных и неактивных частиц (частицы отобраны из высушенной пробы донных отложений пруда-охладителя). На частицах размером около миллиметра видны оплавленные «наездники» меньшего размера, которые и являются первичными горячими Частицами, выпавшими на близких расстояниях от места аварии.

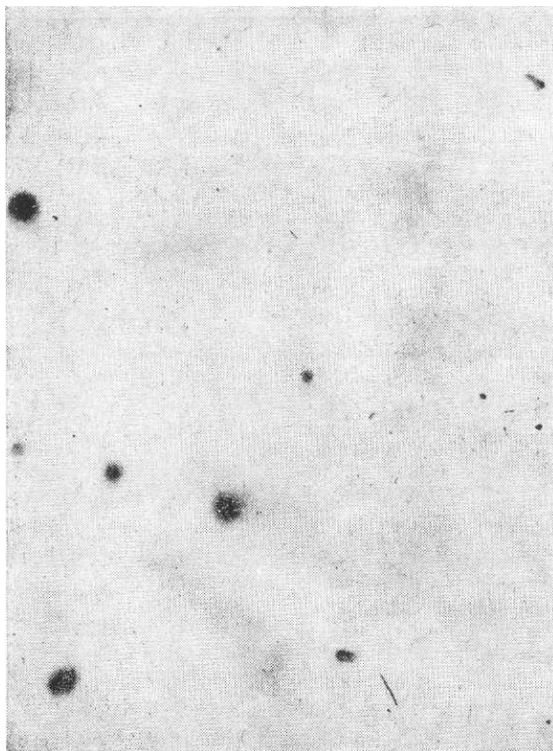


Рис. 3.18. Авторентгенограмма центральной части марлевого планшета, экспонированного в течение месяца (9.09.88 г. — 10.10.88 г) на репере (азимут 20°; 30 км от 4-го блока).

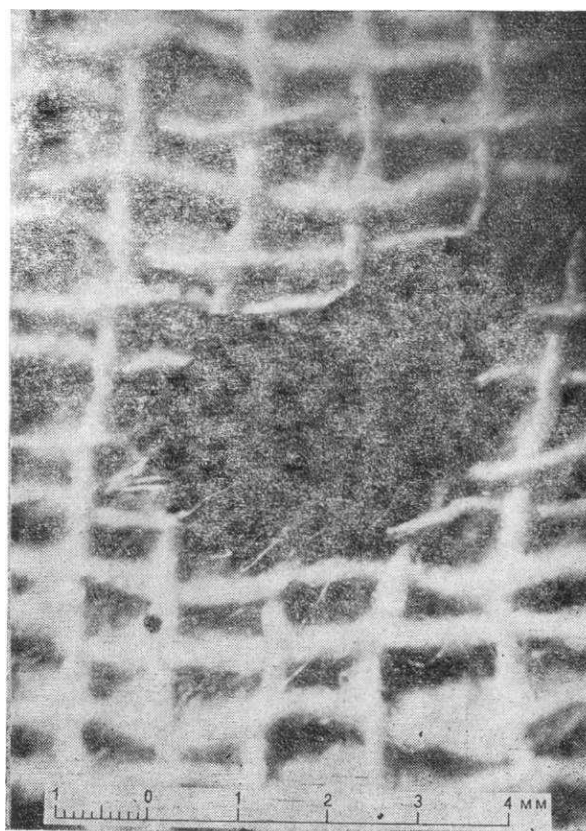


Рис. 3.19 Мелкие частицы, закрепившиеся на растительном объекте

На рис. 3.21 показана горячая частица, представляющая особый интерес, так как она относится к особому классу горячих частиц в чернобыльских выбросах. Она отобрана также на планшет в 1989 г. (азимут 250°, расстояние 8 км). По структуре — это кусочек графитового пепла.

Один из источников его образования — черная струя пепла, которая выбрасывалась в основном в южном и юго-западном направлениях во второй половине дня 26 апреля 1986 г. По этому вопросу есть четкие свидетельские показания. Эти частицы легко разрушаются от легкого прикосновения иглы, что хорошо регистрируется под микроскопом.

После процедуры визуального контроля с частичным фотографированием все участки проб, которым на авторентгенографиях соответствовали четко идентифицированные почернения, вырубались, им присваивались свои паспорта, и они поступали на гамма-спектрометрический анализ.

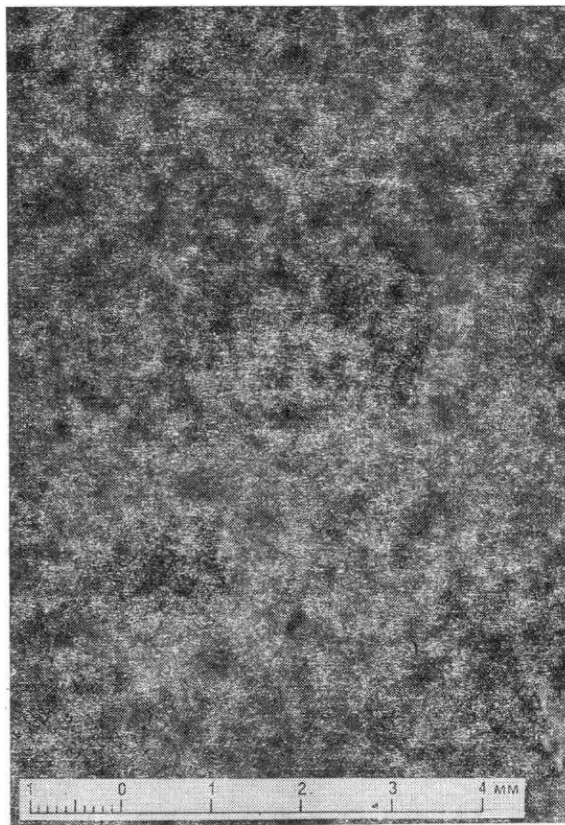


Рис. 3.20 Фотография под микроскопом типичного конгломерата радиоактивных и нерадиоактивных частиц (донные отложения пруда-охладителя)

Радионуклидному анализу на полупроводниковых гамма-спектрометрах за истекший период нами было подвергнуто несколько сотен частиц или конгломератов частиц, в результате чего выяснилось, что, если не вдаваться в подробности, все частицы делятся на две группы:

частицы, содержащие церий-144 и цирконий-95 и дополнительно включающие тот или иной набор радионуклидов.

частицы, в которых эти радионуклиды либо полностью отсутствуют или присутствуют в едва заметных количествах

Такое разделение на две группы достаточно логично объясняется двумя фазами выброса радиоактивных продуктов из разрушенного реактора. Во время серии взрывов ночью и утром 26.04.86 г. произошел аэрозольный выброс (1-я фаза), радионуклидный состав которого был близок к нефракционированному от состава горючего и осколков деления к моменту аварии.



Рис. 3.21 Горячая частица, состоящая из графитового пепла (выпала на планшет в 1989 г. на расстоянии 8 км. от ЧАЭС)

Выброс в период пожара реактора (2-я фаза) происходил при высокой температуре и, как уже хорошо известно, был значительно обогащен цезием-137, цезием-134, йодом-131 и другими летучими продуктами.

В табл. 3.14 представлены результаты радионуклидного анализа 20-ти горячих частиц, извлеченных из выпадений на планшеты весной 1989 г.

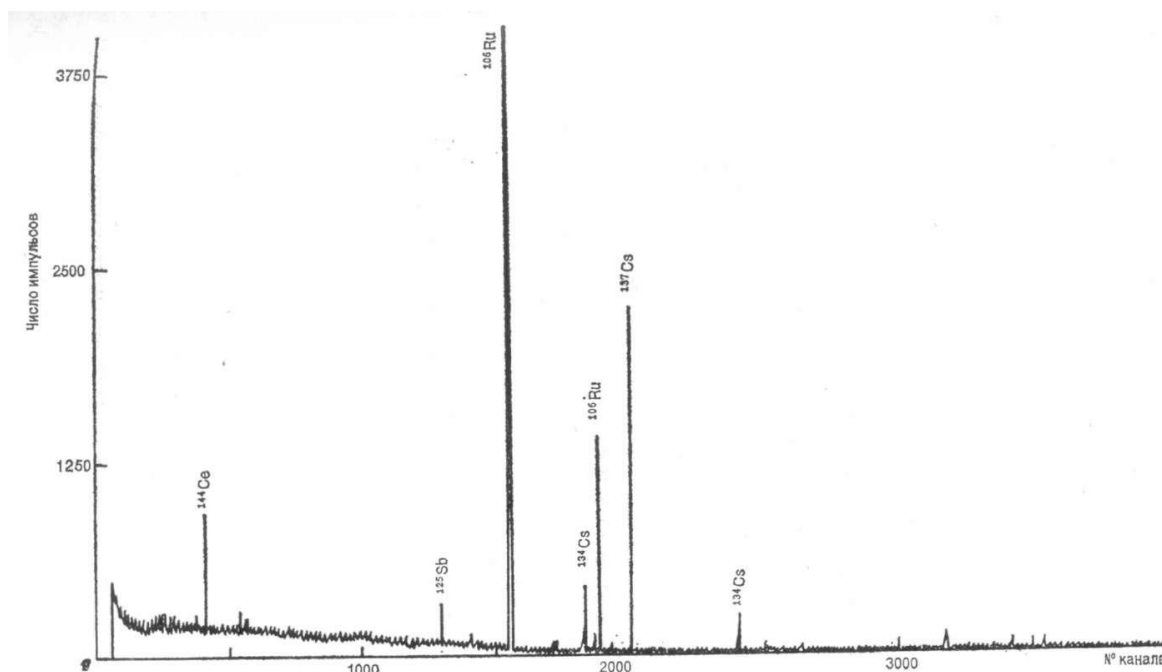


Рис. 3.22 Гамма-спектр горячей частицы, обогащенной рутением-106 («рыжий лес», азимут 210°, 1500 м. от 4-го блока ЧАЭС)

Как видно из данных таблицы, горячие частицы имеют весьма различный радионуклидный состав и встречаются в 1989 г. в выпадениях по всей территории 60-километровой зоны. Обращает на себя внимание резкое обогащение отдельных частиц рутением-106.

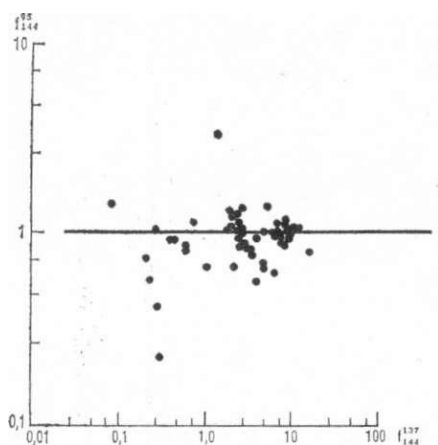


Рис. 3.23. Корреляционная зависимость коэффициентов фракционирования f_{144}^{95} (f_{144}^{137}) для горячих частиц, отобранных из проб почвы в 1987—1988 гг.

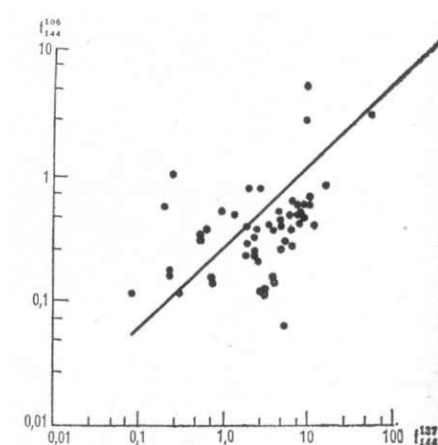


Рис. 3.24. Корреляционная зависимость коэффициентов фракционирования f_{144}^{106} (f_{144}^{137}) для горячих частиц, отобранных из проб почвы в 1987—1988 гг.

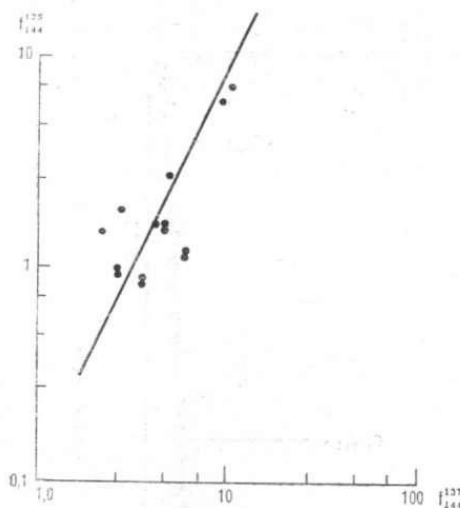


Рис. 3.25. Корреляционная зависимость коэффициентов фракционирования f_{144}^{125} (f_{144}^{137}) для горячих частиц, отобранных из проб почвы в 1987—1988 гг.

На рис. 3.22 представлен гамма-спектр одной из таких частиц, отобранных в «рыжем» лесу (дата измерения — 1 марта 1989 г. На гамма-спектре суммарной пробы почв, отобранной в том же месте, пик цезия-137 в несколько раз выше пика рутения-106, а на рис. 3.22 — наоборот.

Представляется интересным сравнить характеристики фракционирования радионуклидов в горячих частицах по той схеме, по которой авторы делали это раньше в случае проб атмосферного аэрозоля и выпадений после ядерных взрывов. На рис. 3.23 — 3.25 представлены результаты такого анализа для четырех пар радионуклидов: опорная пара — цезий-137/церий-144, исследуемые пары — цирконий-95/церий-144, рутений-106/церий-144, сурьма-125/церий-144.

Коэффициенты фракционирования рассчитаны по обычным формулам (см. ниже п.4.4). Как видно из рисунков, корреляционные зависимости рассматриваемых коэффициентов фракционирования имеют такой же характер, как и при ядерных взрывах: цирконий-95 практически не фракционирует по отношению к церию-144, рутений-106 проявляет несколько меньшую летучесть, чем цезий-137, а сурьма-125 — наоборот, большую.

Несмотря на то, что после аварии на ЧАЭС прошло более четырех лет, изучение формы, структуры и химического состава горячих частиц остается острой проблемой. При этом необходимо помнить, что с одной стороны, каждая отдельная горячая частица несет большую информацию о физико-химических процессах, которые проходили во время аварии и именно в тот период, когда данная частица была выброшена в атмосферу, а с другой стороны, представляет значительную опасность для всего живого ввиду существенной концентрации радиоактивных веществ.

Таблица 3.14
Радионуклидный состав горячих частиц, выпавших на планшеты весной 1989 г. (Бк/частицу)

Координаты места отбора		Радионуклид				Координаты места отбора		Радионуклид			
а ... °	R км	¹⁰⁶ Ru	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	а ... °	R км	¹⁰⁶ Ru	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce
40	14,5	-	7,7	11	-	250	8,3	-	2,0	3,2	240
40	14,5	-	7,2	13	-	250	8,3	-	2,1	3,9	240
60	25	26	1.4	2,5	200	250	8,3	-	2,6	4,6	250
80	20	-	3.5	2,1	420	250	25	-	2,6	4.8	230
120	10	91	1.3	2,9	170	250	60	-	4,9	11	100
190	12	-	3,3	8,9	430	270	30	17	11	19	780
240	10	32	2.6	3,9	220	270	30	100	2.3	3.9	220
250	8,3	160	26	58	1900	270	30	35	4.4	4,8	160
250	8,4	200	9,0	21	2700	310	8,3	-	1,1	2,6	94
250	8,3	-	89	190	3200	360	14,5	-	1.5	6,2	120

Примечание, а — азимут; R — расстояние.

Глава 4

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ МЕСТНОСТИ В БЛИЖНЕЙ И ДАЛЬНОЙ ЗОНАХ ПО ДАННЫМ АЭРОГАММА-СЪЕМКИ

Начиная с 26 апреля (один вылет на вертолете) и далее с 27 апреля 1986 г. и по настоящее время в радиусе до 40 км от АЭС, а также в дальней зоне Европейской территории СССР службами Госкомгидромета СССР регулярно осуществляется контроль радиационной обстановки в атмосфере и на местности и измерения радионуклидного состава с помощью соответственно дозиметрической и спектрометрической аппаратуры, установленной на самолетах Ан-30р, двух Ил-14, вертолетах Ми-8 и К-26 (в течение апреля—мая 1986 г. такие измерения проводились ежедневно).

Рентгенометрический прибор ИПГ-54, установленный на самолетах и вертолетах, позволяет вести измерения мощностей доз от 1 мкР/ч до 100 Р/ч, содержит датчики, близкие по своей характеристике к воздухоэквивалентным. Самолеты Ан-30р, Ил-14 и вертолеты Ми-8 также оборудованы спектрометрической аппаратурой, позволяющей оценивать спектральный состав гамма-излучения радионуклидов с минимальным уровнем радиации на местности до 100 мкР/ч и непосредственно определять плотность загрязнения местности отдельными радионуклидами. Для калибровки авиационной аппаратуры использовались специально выбранные калибровочные площадки, с которых отбирались пробы грунта для последующего лабораторного спектрального анализа образцов и определения поверхностного загрязнения местности. Укажем тем не менее, что при получении окончательных данных об уровнях радиации и поверхностном загрязнении радионуклидами огромную роль играли наземные измерения.

4.1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ В РАЙОНЕ АЭС НА БЛИЖНЕМ СЛЕДЕ

В результате распространения радиоактивных продуктов в атмосфере и их осадения на подстилающую поверхность в период с 26.04 по 30.04.86 года сформировалась ближняя зона радиоактивных выпадений, простирающаяся примерно на 90 км к западу, 60 км к северу и 40 км к югу по изоуровню радиации 3 мР/ч на 11 мая 1986 г.

Измерения уровней радиации в примыкающем к АЭС районе на удалениях до 100 км проводились вначале с помощью самолета Ан-30р. Значения уровней радиации, измеренные с самолета, приводились к высоте в 1 м с помощью коэффициентов, полученных экспериментально путем пролетов на различных высотах (съемки «высотной кривой»).

Средние значения коэффициентов $K(H)$ приведения мощностей доз к уровню земной поверхности приведены ниже:

Н м	50	100	150	200	250
К (И)	1,55	2,4	3,5	5,0	7,5

Формирование ближних зон загрязнения в основном закончилось к 1 мая. Карты распределения уровней радиации на местности в зоне АЭС 1 мая 1987 г., 1 мая 1988 г. и 1 мая 1989 г. приведены на рис. 4.1—4.3 (см. также гл. 2, в том числе карты за 10 мая 1986 г.). Карты уровней радиации использовались в дальнейшем для принятия многих ответственных решений. Зона с уровнем радиации 5 мР/ч через 15 дней после аварии простиралась в виде узкой полосы на 85 км к западу и в виде широкой области на 45 км к северу.

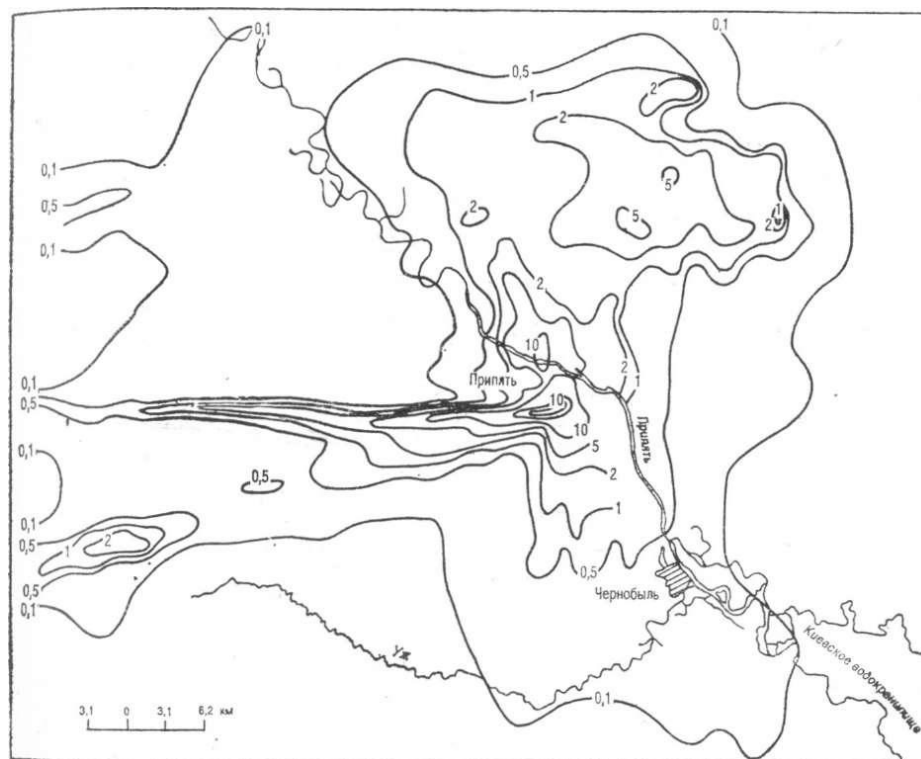


Рис. 4.1. Карта гамма-поля (мР/ч), 1 мая 1987 г.

Распределения уровней радиации вдоль западной и северной осей следа радиоактивных выпадений в ближней зоне представлены на рис. 4.4. В таблице 4.1 приведены площади радиоактивных выпадений, ограниченные различными изоуровнями мощности дозы, полученные по данным самолетных измерений в различные сроки в зоне следа, непосредственно примыкающего к АЭС.

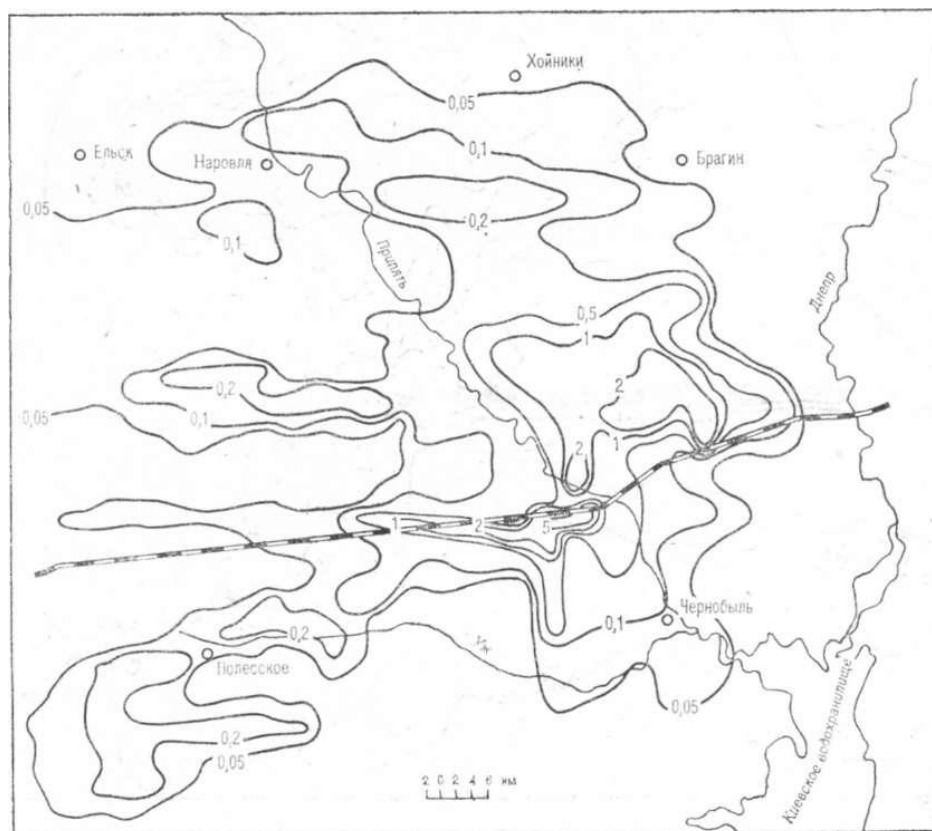


Рис. 4.2. Карта гамма-поля (мР/ч), 1 мая 1988 г.

Таблица 4.1

Площади (км^2) радиоактивных выпадений на ближнем следе, ограниченные различными изоуровнями мощности дозы в различные сроки

Уровень мощности дозы, мР /ч	Дата измерения			
	29.05.86	1.05.87	1.05.88	26.09.89
300	10			
100	45			
50	100	3,0		
20	385	8,0		
10	815	20		
5	1100	70	12	
1,0	4000	590	400	250
0,5	>7000	900	740	460
0,1		2800	2800	2150

На рис. 4.5 показано изменение во времени площадей, ограниченных изолиниями мощности дозы по данным аэрогамма-съемки.

Уровни радиации более 10 мР/ч начиная с апреля 1988 г. не распространяются за зону промплощадки. Площади, ограниченные изоуровнем радиации менее 0,5 мР/ч, за последний год практически не изменились, что определяется значительным вкладом цезия-137 в загрязнение территории.



Рис. 4.3. Карта гамма-поля (мР/ч), 1 мая 1989 г.

Загрязнение цезием имеет пятнистый характер, что обусловлено как динамикой выброса, так и метеорологическими условиями распространения и выпадения радиоактивных продуктов. Загрязнение другими изотопами также имеет пятнистый характер, но в меньшей степени.

По данным распределения мощности дозы гамма-излучения на местности в

различные моменты времени было оценено суммарное количество радиоактивных продуктов, выпавших в ближней зоне радиоактивного следа. В табл. 4.2 приведены результаты интегрирования мощности дозы ($[P/ч] \cdot м^2$) по площадям, ограниченным изоуровнями, на ближнем следе за пределами промплощадки на удалениях до 60—80 км, а также суммарное количество радиоактивных продуктов на следе, выраженное в единицах энерговыделения (МэВ/с) и в единицах активности (Ки).

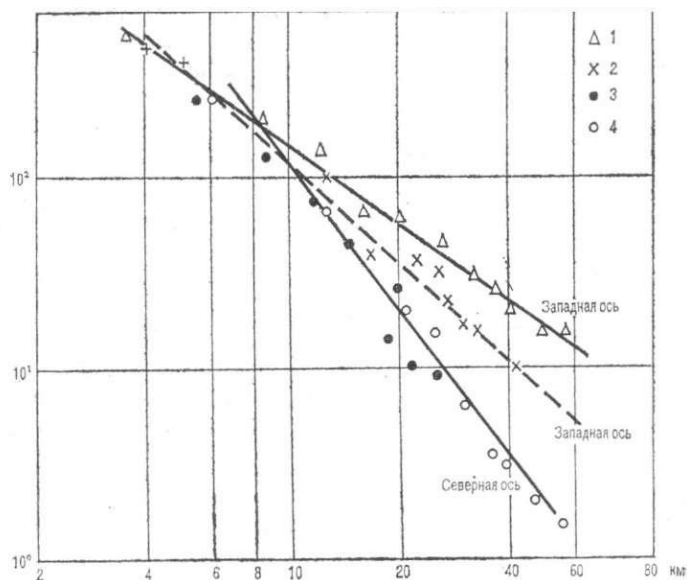


Рис. 4.4. Изменение уровней радиации на оси следа.

1, 4 — съемка с самолета Ан-30 29.05.86 г.; 2, 3 — съемка с вертолета Ми-8 15.05.86 г.

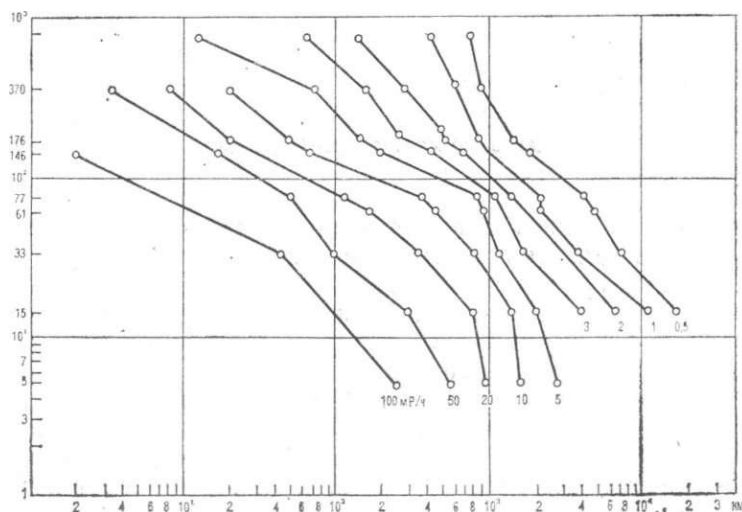


Рис. 4.5. Изменение во времени площади, ограниченной изолинией мощности дозы (по данным аэрогамма-съемки ИПГ).

Различия в долях (%) от суммарного теоретического энерговыделения радиоактивных продуктов в реакторе на данное время (приведены в скобках) на ближнем следе в разные сроки объясняются существенным фракционированием состава выпадений радионуклидов.

При определении общего количества радиоактивных продуктов, на ближнем следе использовались соотношения

$$L_{h=1M} = 3,8 \cdot 10^{10} \int k(h) dh,$$

$$L_{h=1M} = 0,113 / \epsilon$$

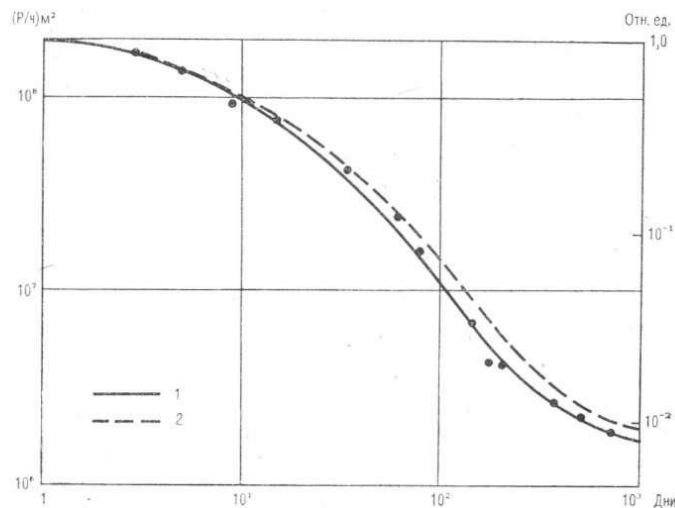


Рис. 4.6. Изменение во времени суммарной гамма-активности на ближнем следе по данным аэрогамма-съемки (1) и по результатам расчета на основании данных о изотопном составе почвы (2).

Интеграл высотной кривой $K(h)$ изменения мощности дозы с высотой на ближнем следе в среднем для следа в целом равен 0,11 км, средняя энергия спектра ϵ радиоактивных продуктов на ближнем следе в период 5...120 дн после аварии изменяется примерно в пределах 0,9... 0,6 МэВ/расп. [4].

На рис. 4.6 показано изменение во времени энерговыделения суммарного количества радиоактивных продуктов на ближнем следе по данным аэрогамма-съемки (штриховая кривая — результаты расчета по изотопному составу в пробах почвы в северной и западной части следа).

Из табл. 4.2 видно, что суммарная активность гамма-радиоактивных продуктов на ближнем следе через год после аварии уменьшилось в 65 раз, а через два года после аварии примерно в 100 раз.

Таблица 4.2
Суммарное количество радиоактивных продуктов на ближнем следе

Дата съемки следа	$P(P/ч) \cdot м^2$	E МэВ/с	$A_{\Sigma} K_H$
29.04.86 г. (Д + 3)	$1,75 \cdot 10^8$	$7,3 \cdot 10^{17}$	$2,2 \cdot 10^7$ (1,7)
11.05.86 г. (Д+15)	$7,9 \cdot 10^7$	$3,3 \cdot 10^{17}$	$1,2 \cdot 10^7$ (1,6)
29.05.86 г. (Д + 33)	$4,4 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^{17}$	$7,5 \cdot 10^6$ (1,4)
01.05.87 г. (Д + 370)	$2,7 \cdot 10^6$	$1,14 \cdot 10^{16}$	$4,9 \cdot 10^5$ (0,6)
01.05.88 г. (Д+735)	$1,9 \cdot 10^6$	$7,9 \cdot 10^{15}$	$3,3 \cdot 10^5$ (0,7)
15.11.89 г. (Д + 1290)	$1,2 \cdot 10^6$	$5,0 \cdot 10^{15}$	$2,0 \cdot 10^5$

На основе экспериментальных данных о плотности загрязнения местности в западной, северной и южной зонах были получены экспериментальные соотношения между мощностью дозы и плотностью поверхностного загрязнения отдельных радионуклидов на фиксированный момент времени (σ_i/P) [4]. Эти поверхностные коэффициенты были использованы для оценки количества отдельных радионуклидов, выпавших в ближней зоне следа, путем интегрирования с помощью карты съемки следа на момент Д + 15 (табл. 4.3).

Таблица 4.3
Распределение на 16-й день после аварии отдельных радионуклидов на ближнем следе (Д + 15)

Радионуклид	$A_{\Sigma} K_H$	Доля от активности в реакторе, %	Радионуклид	$A_{\Sigma} K_H$	Доля от активности в реакторе, %
^{132}Te	$2,5 \cdot 10^6$	5,0	^{95}Zr	$1,8 \cdot 10^6$	1,5
^{131}I	$1,3 \cdot 10^6$	5,1	^{144}Ce	$1,3 \cdot 10^6$	1,0
^{140}Ba	$9,1 \cdot 10^5$	1,4	^{106}Ru	$5,7 \cdot 10^5$	0,8
^{141}Ce	$1,7 \cdot 10^6$	1,7	^{134}Cr	$1,3 \cdot 10^5$	0,6
^{103}Ru	$1,5 \cdot 10^6$	1,4	^{137}Cr	$2,8 \cdot 10^5$	1,9
^{89}Sr	$6,2 \cdot 10^5$	1,2	^{90}Sr	$8,5 \cdot 10^4$	0,85
^{91}Y	$6,4 \cdot 10^5$	0,85	Всего		1,6 *

*Среднее значение.

Как видно из табл. 4.3, суммарное количество радионуклидов на момент Д + 15, выпавших на ближнем следе, хорошо согласуется с данными аэрогамма-съемки (см. табл. 4.2). Количество цезия-137, выпавшего на ближнем следе, по данным аэроспектральной съемки составляет примерно 0,24 МКи

4.2. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ МЕСТНОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ СССР

С 26 апреля по 5—10 мая 1986 г. (и в меньшей степени до 25 мая) происходило формирование зоны радиоактивных выпадений на территории СССР в соответствии с метеорологическими условиями. С самолета Ил-14 в начале мая — июня и в августе 1986 г. произведена аэрогамма-спектральная съемка значительной части Европейской территории СССР. На рис.3.10 (см. гл. 3) показано распределение гамма-поля на территории СССР по изоуровню мощности дозы 0,2 и 0,05 мР/ч на начало июня 1986 г. Как видно из рис.3.10, дальние радиоактивные выпадения охватывают значительную часть Европейской территории СССР, включая Украину, Белоруссию, Прибалтику, ряд областей РСФСР. Количество радиоактивных продуктов, выпавших на части Европейской территории СССР за пределами ближнего следа, по данным аэрогамма-съемки составило примерно $1,2 \cdot 10^8$ (Р/ч) * м² или $5,0 \cdot 10^{17}$ МэВ/с на 5 мая 1986 г.

Самолетная съемка радиационной обстановки по всей Европейской территории страны выявила зоны загрязнения (помимо основной, примыкающие непосредственно к зоне ЧАЭС): к северо-востоку от основной зоны (на стыке Могилевской, Гомельской и Брянской областей), южнее города Орел, южнее г. Тула; к западу от основной зоны (в районе Минска), к югу и юго-западу от основной зоны (в районе Белой Церкви, Канева, Винницы и Ивано-Франковска). Площадь загрязнения, ограниченная изолинией 0,2 мР/ч, составила около 50 тыс. км².

Отдельные пятна с повышенными уровнями загрязнения могли обуславливаться выпадением осадков. С 26 по 30 апреля с Украины двигалась зона осадков в направлении Гомельской, Могилевской областей с последующим смещением в район Тулы. Количество осадков в отдельных районах Гомельской области 28— 29 апреля, в Тульской 29—30 апреля составило 11—20 мм/сут.¹⁰

Важно отметить, что в некоторых зонах, где дожди не выпадали, перенос радиоактивных продуктов не вызвал заметного загрязнения местности, например в восточном и северо-восточном направлениях.

¹⁰ Никаких специальных воздействий на радиоактивное облако не производилось

В мае 1987 г. проводилась очередная аэрогамма-съемка и аэроспектральная съемка части Европейской территории СССР. Распределение гамма-поля на большей части территории представляется, как и ранее, в виде отдельных пятен. Суммарное количество гамма-радиоактивных веществ, выпавших за пределами ближнего следа, на конец мая 1987 г. оценивается $(6...9) \times 10^6$ (Р/ч) м^2 по сравнению с $1,2 \times 10^8$ (Р/ч) м^2 в первой декаде мая 1986 г.

Суммарная активность выпадений в ближней и дальней зонах составляет $(9...12) \times 10^6$ (Р/ч) м^2 или в среднем около 4,0 % теоретического суммарного энерговыделения радиоактивных продуктов в реакторе на это время.

По данным спектральной гамма-съемки, количество цезия-137 и цезия-134, выпавших на наиболее загрязненной части территории СССР, составляет $8,0 \times 10^5$ Ки. Вклад цезия-134 на это время в суммарную активность составлял около 25%, т. е. $6,7 \times 10^5$ Ки (включая ближний след — 0,28 МКи). По данным радиометрической сети Госкомгидромета, количество цезия-137, выпавшего на остальной территории СССР, составляет $5,75 \times 10^5$ Ки, при этом на территорию за Уральским хребтом приходится примерно 5 % суммарных выпадений цезия-137, или 6×10^4 Ки.

Таким образом, суммарное количество цезия-137, выпавшего на территории СССР, составляет 1,2 МКи. Количество цезия-137, выпавшего в северном полушарии, по оценкам, составляет 2,3—2,4 МКи (см. гл. 2).

4.3. КАРТИРОВАНИЕ И ИНВЕНТАРИЗАЦИЯ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АЭРОГАММА-СПЕКТРОМЕТРИИ

За время, прошедшее после аварии на Чернобыльской АЭС, было подготовлено большое количество карт радиационной обстановки. Как правило, «радионуклидные» карты, которые охватывали большие территории, строились на основе результатов анализов проб почвы, отобранных главным образом в населенных пунктах. Пробы анализировались на содержание цезия-137, стронция-90 и сумму радионуклидов плутония. Такие карты, вполне удовлетворявшие оперативным задачам в начальный период после аварии, имеют ряд определенных недостатков.

Прежде всего карта, построенная по результатам анализов отобранных проб, всегда несет в себе неточность, обусловленную небольшой величиной площади, которую характеризует каждая данная проба. Эта особенность весьма характерна именно для «чернобыльских» выпадений — при отборе проб «конвертом» на площади всего 100 м^2 результаты анализов пяти проб отличались иногда в 3—10 раз. Это могло привести к пропуску пятен малых размеров (особенно если они обусловлены дополнительными источниками загрязнения — дождевым стоком с крыш, переносом радионуклидов автотранспортом, вносимым в почву навозом и т. д.). Но кроме таких мезонеоднородностей в чернобыльских выпадениях имели место и макро-неоднородности, когда градиенты загрязнения местности достигали 10 раз на километре маршрута (это хорошо видно из карт, приводимых ниже). Указанные неоднородности могли привести к пропуску при построении карт пятен довольно значительных размеров. Кроме того, в силу тех же причин весьма недостоверными оказываются формы пятен и их внутренняя структура.

Альтернативой построению карт по результатам анализов проб являются автоматизированная аэрогамма-спектрометрическая съемка местности и построение карт с использованием ЭВМ. Существо такого метода состоит в установке гамма-спектрометра с детектором большого размера на вертолете (самолете), который на одной и той же высоте

проводит заданную съемку площади по намеченной системе маршрутов. После окончания полета (полетов) накопленная на магнитных носителях информация заносится в память ЭВМ, которая по определенной программе выполняет построение карты. В результате может получиться карта плотности загрязнения местности любым радионуклидом, который является источником гамма-излучения с гамма-пиком, проявляющемся в гамма-спектре на высоте полета.

В работах по аэрогамма-спектральной съемке местности после аварии на ЧАЭС были использованы различные гамма-спектрометрические системы, как отечественные, так и зарубежные. Здесь мы рассмотрим результаты аэрогамма-спектрометрических исследований, проведенных большой группой сотрудников ПГО «Аэрогеология» Мингео СССР и Чернобыльской лаборатории Института прикладной геофизики Госкомгидромета СССР. Эти работы были выполнены с использованием аэрогамма-спектрометрической системы «Макфар-2», которая в полном объеме включает в себя:

бортовой гамма-спектрометр с системой датчиков и накопителями первичной информации;

бортовую навигационную систему привязки к местности;

блок полевой обработки информации;

стационарную ЭВМ для обработки информации и построения карт.

В качестве детекторов гамма-излучения использованы кристаллы NaI (Tl), изготовленные по «полициновой» технологии. Они имеют форму призм с размерами 10*10*40 см и 5 * 10 * 25 см. Суммарный объем детекторов составляет: минимальный — 1,25 л, максимальный — 48 л. Разрешающая способность по линии 0,66 МэВ цезия-137 — 9,8 %.

Каждый кристалл скомпонован с ФЭУ в единый экранированный от влияния внешних электромагнитных полей блок. Блоки по 4 шт. скомпонованы в один термостабилизированный детектор (всего таких детекторов четыре).

Многоканальный анализатор (МА) предназначен для преобразования аналоговых сигналов в цифровую форму, передачи спектральных данных на бортовую микро-ЭВМ и на дисплей. Спектральный диапазон МА лежит в пределах 0...5,12 МэВ. При преобразовании в 256 и 512 каналов имеется возможность одновременной фиксации двух спектров (например, в Чернобыле производилась одновременная съемка двумя детекторами объемом 1,25 и 16 л.).

Сигнал, прошедший через аналого-цифровой преобразователь, поступает в память МА, которая разделена на две части. Активная память накапливает данные текущего цикла измерений, пассивная хранит данные предыдущего цикла, которые доступны для считывания в микроЭВМ и на экран дисплея.

Размер кадра (цикл измерения можно варьировать от 0,1 до 99 с) составляет 1024 байта. Он содержит следующую информацию:

- 1) два спектра с шагом 10 кэВ в диапазоне 0—5,12 Мэв;
- 2) скорости счета по восьми фиксированным дифференциальным каналам;
- 3) данные барометрического и радиовысотомеров;
- 4) данные о температуре;
- 5) текущие географические координаты летательного аппарата;
- 6) сведения о работоспособности основных систем станций;
- 7) служебную информацию (дата, текущее время, фамилия оператора, направление и скорость ветра и т. д.).

Бортовой навигационный комплекс состоит из трех основных блоков:

- а) доплеровской антенны — устройства, позволяющего вычислить путевую скорость и угол сноса летательного аппарата;
- б) гироскопической курсовой системы, выдающей данные о пространственной ориентации

летательного аппарата (курс, крен, тангаж);

б) бортового навигационного вычислителя, который, получая данные от вышеназванных систем, позволяет вести счисление пройденного пути в географической или прямоугольной системе координат.

Имеющаяся в вычислителе оперативная память позволяет вводить координаты 10 ориентиров, восемь из которых используются как начальные и конечные ориентации для любых четырех съёмочных маршрутов.

Вторая задача системы состоит в вычислении и записи на магнитную ленту текущих координат летательного аппарата.

Данная методика позволяет определить текущие координаты летательного аппарата с точностью $\pm 35 \dots 45$ м.

Полевая обработка выполняется после каждого вылета на микроЭВМ «Минидата» с пакетом программ, часть из которых разработана специально для аэрогамма-спектрометрической съёмки в районах, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

Окончательная обработка результатов съёмки проводится на ВЦ, оснащённом ЭВМ PDP-11/70 и необходимым периферийным оборудованием.

Процедура обработки включает в себя:

ввод результатов съёмки в память ЭВМ;

ввод необходимых поправок в результаты измерений гамма-поля и вычисление координат всех съёмочных точек;

построение цифровых моделей радиационной обстановки в районах работ;

представление результатов в виде карт изолиний.

На этапе построения цифровых моделей профильные данные аэрогамма-спектрометрической съёмки сначала сглаживаются (учитывая их статистический характер), а затем интерполируются неравномерные сети-матрицы. Интервал сглаживания и размер ячеек сетей определяются детальностью проведенных работ. При проведении съёмки в масштабе 1 : 30 000, сглаживание проводится по 21 точке профиля скользящим треугольным фильтром (база усреднения 1000 м); соответствующие сети имеют ячейки размером 750*750 м. При обработке результатов детальных съёмок (масштабы 1 : 50 000, 1 : 25 000, 1 : 10 000) сглаживание выполняется по девяти точкам профиля (база осреднения 400 м); размеры составляют 200*200 м или 100*100 м.

Построение карт выполняется на электрохимическом плоттере. Система изолиний выбирается эмпирически так, чтобы сделать результаты съёмок максимально наглядными.

С помощью аэрогамма-спектрометра «Макфар-2» выполняются съёмки в масштабах 1 : 10 000, 1 : 50 000, 1 : 300 000 (т. е. полеты с расстоянием между маршрутами 100 м, 500 м и 3 км). Регистрация спектров гамма-излучения в диапазоне 0,38...3,0 МэВ производится с дискретностью 10 кэВ одновременно по двум каналам: от датчиков с объемом кристаллов 16 и 1,25 л. При обработке результатов для площадей с плотностью поверхностного загрязнения цезием-137 более 15 Ки/км² используются данные, полученные по второму каналу, менее 15 Ки/км² — по первому. Данная методика работ позволяет, с одной стороны, в интенсивных гамма-полях до минимума сократить «мертвое время» преобразователя аналог—код, что дает возможность проводить количественные измерения при высоких уровнях мощности дозы (более 0,5—0,7 мР/ч), а, с другой стороны, с большой детальностью проводить измерения на участках с плотностью поверхностного загрязнения цезием-137 менее 5 Ки/км².

Вся аппаратура устанавливается на летательном аппарате, высота съёмки составляет 140—160 м, скорость на съёмочных маршрутах выбирается в зависимости от масштаба и изменяется от 70—110 км/ч (масштаба 1 : 10000 и 1 : 50000) до 170—180 км/ч (масштаб 1 : 300000). Цикл измерения составляет 1 с.

Для перевода единиц скоростей счета (имп/с), регистрируемых станцией «Макфар-II», в единицы мощности дозы (мР/ч) и плотности поверхностного загрязнения (Ки/км²) используются результаты измерений над калибровочными площадками, специально для этой цели подготовленными в конце 1987 — начале 1988 гг. (табл. 4.4).

Выбор площадок производился по четырем основным критериям: 1) средняя плотность загрязнения на различных площадках должна существенно отличаться друг от друга; 2) должны быть площадки со слабо фракционированным радионуклидным составом и с явно выраженным «цезиевым» загрязнением; 3) большинство площадок должны иметь отличающиеся друг от друга ландшафтные характеристики (лес, пашня, луг, заливной луг и т. д.); 4) распределение плотности загрязнения радионуклидами в пределах каждой данной площадки должно быть по возможности равномерным.

Как видно из табл. 4.4, несмотря на значительное время, затраченное на выбор площадок, последнее требование полностью соблюсти не удалось. Поэтому для ежегодной калибровки гамма- спектрометра перед началом работ (а также в процессе) производятся в масштабе 1 : 25 000 аэрогамма-спектрометрические съемки всех площадок с получением карт. Для контроля за точностью построения карт обследуемых площадей используются данные наземного пробоотбора по всей площади съемок.

Оценка точности измерений (повторяемость результатов) проводилась по повторным маршрутам на «разрезах» в 150 км. Относительная погрешность съемки составила $\pm 6,3$ % при среднем уровне мощности дозы 0,065 мР/ч и средней плотности загрязнения цезием-137 7 Ки/км².

Оценка точности определения плотности загрязнения ¹³⁷Cs методом аэрогамма-спектрометрии проводилась также путем сопоставления этих данных с данными, полученными при наземном пробоотборе в населенных пунктах и на специально выбранных контрольных площадках и профилях. Суммарная среднеквадратическая погрешность определения плотности загрязнения цезием-137 составила ± 4 Ки/км², относительная погрешность — $\pm 18,9$ % при среднем уровне 21 Ки/км². Общее число контрольных пунктов составило 355 (здесь добавляется погрешность при усреднении данных аэрогамма-съемки).

Высокая точность привязки данных к местности при работе аэрогамма-спектрометрической системы «Макфар» позволяет наносить эти данные на карту с такой же точностью и путем их автоматизированной интерполяции строить изолинии мощности доз и плотности радиоактивного загрязнения местности различными радионуклидами. Большой объем дистанционных данных, регистрируемых на магнитных лентах, формирует соответствующие банки данных, которые можно рассматривать как фонды цифровой пространственно-координированной информации, предназначенной для автоматического картографирования с использованием ЭВМ.

После получения с ЭВМ построенной в заданном масштабе карты следует этап камеральной обработки, суть которого состоит в улучшении картографического качества информации путем геометрических коррекций с использованием данных наземной съемки, при этом определяется систематическая ошибка в отклонении данных дистанционных измерений от данных наземного пробоотбора уже не на калибровочной площадке, а на всем пространстве съемки.

Необходимо помнить, что на базу картографических данных дистанционной съемки определенное влияние оказывают различные искажения, как систематические, так и случайные. Для повышения качества карт, построенных по данным дистанционных наблюдений, необходимо знать величину искажений в любой точке изображения. На практике информация, получаемая системами дистанционной съемки, редко используется сама по себе, но, как правило, в сочетании с уже имеющимися данными наземной съемки. В нашем случае готовые

«авиационные» карты обязательно сопоставлялись с картами, на которые нанесены значения наземного пробоотбора. Согласование авиационных карт с такими картами осуществляется путем исправления первичного автоматизированного изображения. Остаточные после аналитического исправления искажения оцениваются как сопоставимые по точности с результатами картометрических работ по картам близких масштабов.

Таблица 4.4
Данные, полученные на площадках, используемых для калибровки системы «Макфар-2»

№ п/п	Площадь, км ²	Плотность загрязнения ¹³⁷ Cs, Ки/км ²			Отношения плотностей загрязнения площадки радионуклидами	
		мин.	ср.	макс.	¹³⁷ Cs/ ¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs/ ¹⁴⁴ Ce
1	4,5	9,4	114	457	3,1—8,5	3,1—7,0
2	5,2	0,4	2,5	5,4	1,5—2,0	0,86—1,0
4	5	3,3	6,1	14	0,7—1,6	0,37—0,63
5	9	4,0	7,1	10,0	0,19—0,66	0,2—0,31
6	10	7,9	14,6	22	0,45—0,92	0,26—3,3
7	12	4,0	7,3	11,1	0,67—0,74	0,33
9	10	15	34	47	2—2,7	1,2—2,0
10	7	21	44	83	3—3,1	2,5—3,4
0,5Т	1	62	148	208	3,8	2,6
1Т	1	111	222	383	2,7	1,3
2Т	1	101	333	742	2,9	2,04

Исходная информация для составления карт в изолиниях получается в дискретной форме по точкам в виде значений плотности загрязнения, поэтому чем больше точек обследовано на одной и той же территории, тем точнее интерполяция и тем ближе к истине картографическое изображение явления.

Всю совокупность значений плотности загрязнения возможно использовать при изготовлении карт некоторого диапазона масштабов. Для более крупных масштабов исследованного количества точек может оказаться недостаточно для детального изображения изгибов изолиний, а для более мелких масштабов их может оказаться в избытке (например, когда расстояние между точками слишком мало для его изображения в масштабе).

В таком случае производят генерализацию значений, усредняя их вдоль линии съемки или по некоторой площади съемки. Такое сглаживание, проводимое вручную, делается при обязательном сохранении точек экстремальных значений. При автоматическом сглаживании усреднению подвергаются и экстремальные значения, поэтому на картах, при построении которых проводилась такая обработка цифровой информации, небольшие по площади пятна оказываются «выположенными». Чем больше точек включается в усреднение, тем сильнее «выполаживание пиков». Для информации, записанной в матричной форме, весовое среднее для каждой элементарной точки вычисляется с учетом восьми смежных точек. Таким образом, автоматизированное построение карт в изолиниях дает наилучший эффект для малорасчлененных поверхностей с пологими склонами и относительно равномерными полями. Так, например, на карте плотности загрязнения местности цезием-137 (М 1:200 000), построенной с использованием сглаживания по площади, все крупные структуры изображены достоверно, например, крупные пятна, ограниченные изолинией 15 Ки/км². Внутри них выделяются пятна более 40 Ки/км², внутри которых максимальные значения составляют, как правило, 60—80 Ки/км² (за исключением центрального пятна). В то же время на крупномасштабных картах, построенных без усреднения полученных значений, внутри тех же пятен иногда выявляют отдельные площади с плотностью до 200 Ки/км² и более (если они

имеют относительно малые геометрические размеры).

В качестве примера правильной оценки значений на рис. 4.7 приведен фрагмент карты района на стыке Гомельской и Брянской областей при съемке с расстоянием между маршрутами 3 км (М 1:300 000). Из рис. 4.8 видно, насколько более точны изолинии и данные о внутренней структуре того же цезиевого пятна при съемке с разрешением 500 м между маршрутами (М 1: 50000).

В этом состоят основные сложности автоматического картографирования. Для их устранения мы пользовались услугами специалиста-эксперта для оценки качества операции усреднения и для ручного выведения пиковых значений на автоматизированной карте с использованием данных крупномасштабной съемки.

За четыре с половиной года, прошедшие после аварии на ЧАЭС, аэрогамма-спектрометрическая съемка с использованием системы «Макфар-2» была проведена на площади более 100 тыс. км², в том числе в Киевской, Черниговской и Житомирской областях Украинской ССР, в Гомельской и Могилевской областях Белорусской ССР и Брянской и Калужской областях РСФСР.

На всех картах, полученных нами в результате обработки данных аэрогамма-спектрометрической съемки, особый *практический* интерес вызывают изолинии 15 и 40 Ки/км². Уровень загрязнения 15 Ки/км² был принят в 1986—1987 гг. как предельно возможный для ведения сельского и приусадебного хозяйства без обязательной дезактивации. Изолиния 15 Ки/км² является границей территории, где в соответствии с существовавшими критериями считалось возможным проживание людей без привозных продуктов. Таким образом, особую важность имеет точность проведения этой изолинии для принятия важных народнохозяйственных решений и для обеспечения безопасности постоянного проживания людей в населенных пунктах, прилегающих к пятнам с уровнями загрязнения более 15 Ки/км².

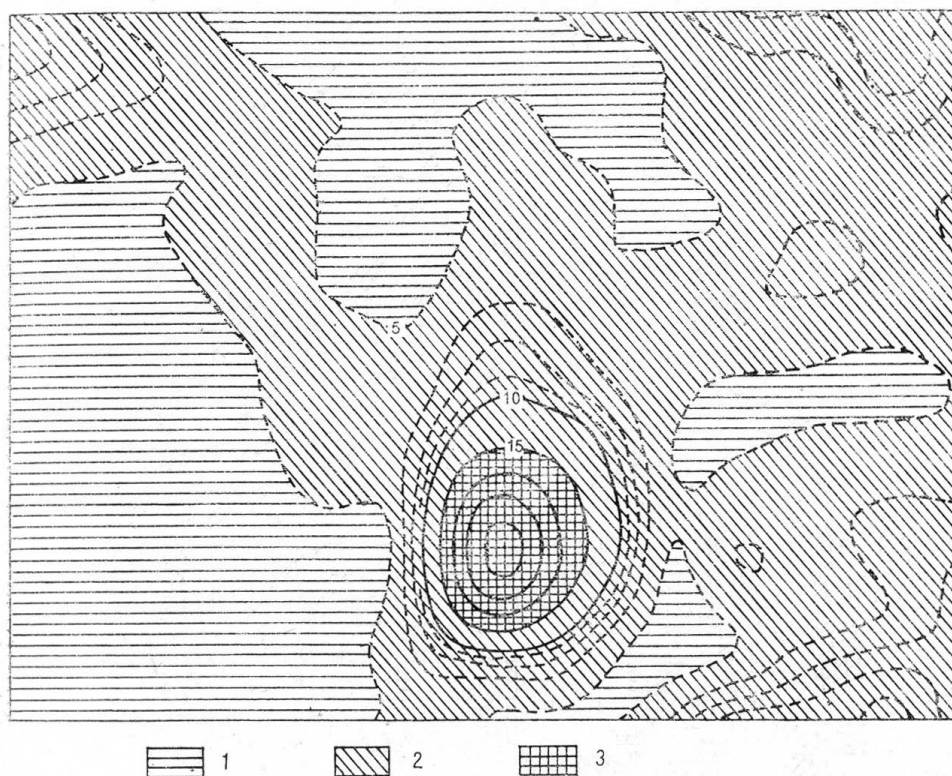


Рис. 4.7. Фрагмент карты плотности загрязнения местности на границе Гомельской и Брянской областей (масштаб съемки 1:30000).
1) < 5 Ки/км²; 2) 5...15 Ки/км²; 3) > 15 Ки/км²

Согласно результатам аэрогамма-спектрометрических съемок на начало 1989 г. общая площадь цезиевых пятен, ограниченных изолинией 15 Ки/км², составила 7560 км², т. е. 19 % обследованной территории 39,5 тыс. км², причем внутри 30-километровой зоны ЧАЭС — 1240 км² (16% общей площади), а за ее пределами — 6320 км² (84%). Отметим, что внутри 30-километровой зоны площадь с уровнем загрязнения менее 15 Ки/км² составляет 560 км² (около 20 % всей зоны).

Распределение по административным областям общей площади цезиевых пятен представлено в табл. 4.5.

Внутри цезиевых пятен, ограниченных изолинией 15 Ки/км², хорошо выделяются пятна с уровнем загрязнения более 40 Ки/км².



Рис. 4.8 Фрагмент крупномасштабной карты «цезиевого пятна» (см. рис.4.7) Масштаб съемки 1:50000
1) < 5 Ки/км²; 2) 5...80 Ки/км²; 3) > 80 Ки/км²

Таблица 4.5
Распределение площадей (км²) цезиевых пятен по административным областям

Область	Уровень загрязнения			
	> 15 Ки/км ²		> 40 Ки/км ²	
Киевская	818	(11 %)	494	(18 %)
Житомирская	408	(5 %)	132	(5 %)
Гомельская	3640	(48 %)	1515	(54 %)
Могилевская	1370	(18 %)	467	(16 %)
Брянская	1320	(18 %)	197	(7 %)
Всего	7560 (100 %)		2810 (100 %)	

Уровень 40 Ки/км² был определен в 1987—1989 гг. как предельно возможный для проживания людей (при условии их согласия).

Общая площадь пятен с уровнем выше 40 Ки/км² составляет 2810 км² (7% обследованной территории), причем 36% этой площади располагается внутри 30-километровой зоны (1020 км²) и 64% — за ее пределами (1790 км²). Площадь пятен с уровнем выше 40 Ки/км² составляет 37% общей площади пятен с уровнем выше 15 Ки/км².

Напомним, что площади пятен, приведенные в табл. 4.5, получены по данным аэрогамма-спектральной карты, откорректированной по данным наземной съемки, при которой точки пробоотбора приурочены к населенным пунктам. Таким образом, изолинии на применявшейся нами для подсчета площадей карте можно расценивать как наиболее точные, так как они построены с учетом данных двух независимых съемок, проведенных разными методами.

Расчет площадей, проведенный тремя различными методами — палетки, планиметра и взвешивания на аналитических весах — имеет незначительную погрешность (менее 5 %).

На рис.4.9 приведен характерный результат аэрогамма-спектрометрической съемки крупного населенного пункта и его окрестностей. Такие съемки выполнялись при расстояниях между маршрутами вертолета 100 м (М 1 : 10 000) и 250 м (М 1 : 25 000). Как видно из рисунка, г. Чернобыль расположен в зоне с уровнями загрязнения местности цезием-137 в основном выше 15 Ки/км² (но ниже 40 Ки/км²). Для ясности необходимо оговориться, что отработка методологии аэрогамма-спектрометрической съемки населенных пунктов еще не до конца завершена, хотя к настоящему времени дает неплохую сходимость с данными наземного пробоотбора.

Как известно, выброс из реактора радиоактивных продуктов в существенных количествах продолжался более десяти дней.

При этом первоначальный выброс, по свидетельствам очевидцев, носил характер взрыва, а далее, по мере развития пожара и изменения температуры источника, выброс приобрел форму струи, распространявшейся по ветру. При этом наблюдалось изменение радионуклидного состава, так как изменение температуры и окислительно-восстановительного состояния среды источника влияло на молекулярный состав выброса, а, следовательно, и на радионуклидный состав. Сейчас уже хорошо известно, что в течение значительного периода выброс был обогащен радионуклидами цезия-137, -134 и йода-131.

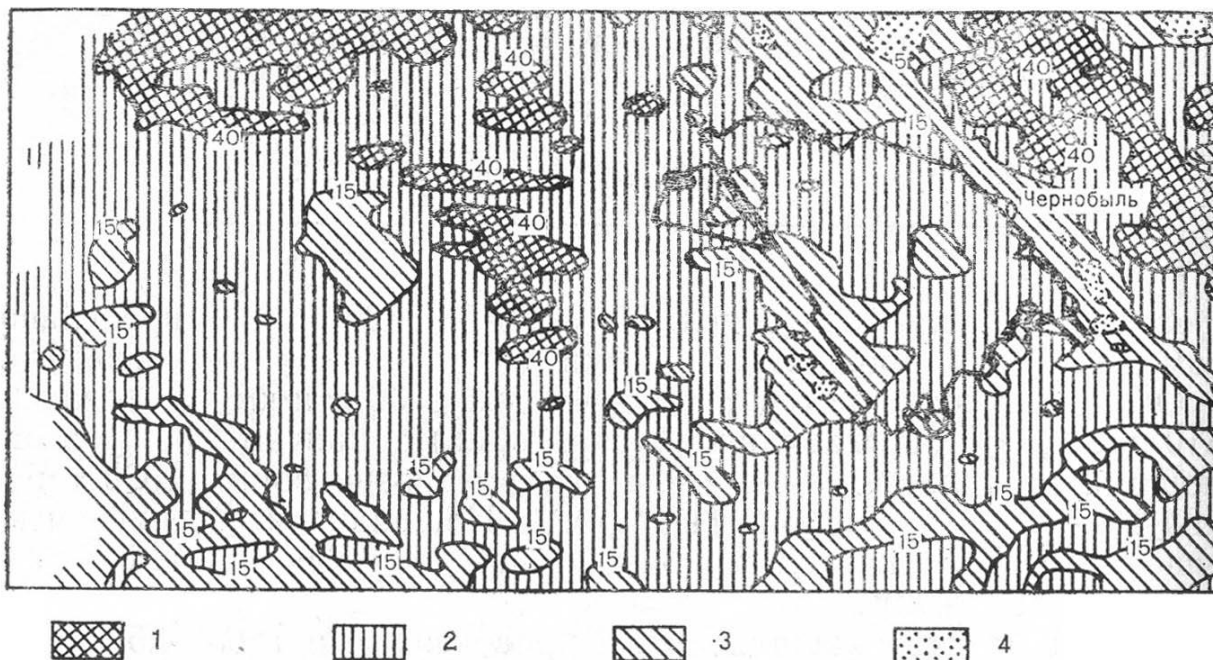


Рис. 4.9. Плотность загрязнения местности цезием-137 в г. Чернобыле и его окрестностях (масштаб съемки 1 : 25 000).

1) > 40 Ки/км²; 2) 15... 40 Ки/км²; 3) 5... 15 Ки/км²; 4) < 5 Ки/км².

Для выделения тех участков итогового радиоактивного следа, которые были обогащены цезием-137, мы рассчитывали на ЭВМ поля коэффициента фракционирования цезия-137 относительно церия-144 по формуле

$$f_{144}^{137} = \frac{(\sigma_{137}/\sigma_{144})_э}{(A_{137}/A_{144})_т},$$

где $(\sigma_{137}/\sigma_{144})_э$ — экспериментально определенное отношение значений плотности радиоактивного загрязнения местности цезием-137 (летучий компонент) и церия-144 (нелетучий компонент), приведенное к моменту аварии; $(A_{137}/A_{144})_т$ — отношение значений суммарной активности цезия-137 и церия-144, накопившихся в реакторе к моменту аварии.

Из формулы (4.1) следует, что те площади, которые характеризуются величиной f_{144}^{137} , должны быть соотнесены с процессами взрывного выброса слабо фракционированной смеси радионуклидов из реактора и с последующим дополнительным их выносом за счет процессов вентиляции активной зоны в период тушения пожара с помощью воды.

Аэрогамма-спектрометр «Макфар-2», обеспеченный наземной ЭВМ высокого класса, позволил нам не только получить карты плотности загрязнения местности различными радионуклидами, но и расчетные картосхемы, полученные путем различных комбинаций измеренных величин.



Рис. 4.10. Фрагмент карты плотности загрязнения местности цезием-137 ($K_i/\text{км}^2$), включающий 30-километровую зону (масштаб съемки 1 : 20000).

Именно таким образом была получена карта-схема распределения на площади съемки коэффициента фракционирования (рис. 4.12), рассчитанного по формуле (4.1).

На рис. 4.10 приведен фрагмент карты (в том числе 30-километровой зоны) плотности загрязнения местности цезием-137

Карта получена в масштабе М 1:200 000. На карте отчетливо видно шесть больших пятен со значительным содержанием цезия-137 в почве, включая и так называемый западный след (от п. Толстый Лес к п. Вильча).

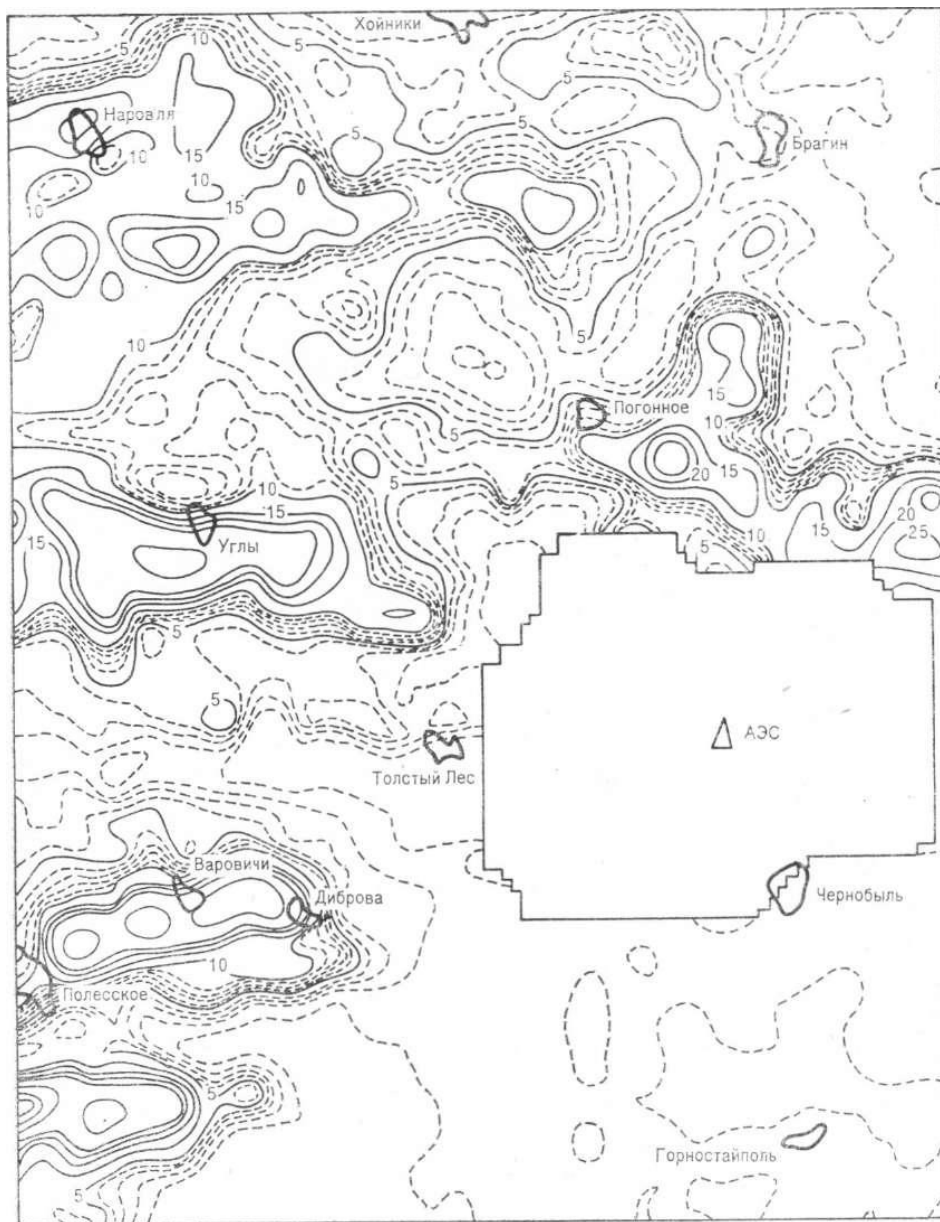


Рис. 4.11. Фрагмент карты-схемы распределения значений коэффициента фракционирования f^{137}_{144} на территории, включающей 30-километровую зону (масштаб съемки 1 : 200000).

На рис. 4.11 для сопоставления с рис. 4.10 (в незначительно измененном по техническим причинам масштабе) приведена картограмма f^{137}_{144} , полученная из расчетной комбинации на ЭВМ карт плотности загрязнения местности цезием-137 и церием-144. Из этого сопоставления четко видно, что западный и южный следы обусловлены выбросами, содержащими слабофракционированную смесь радионуклидов. Достаточно ясно видно также, что юго-западные и северо-западные пятна являются зонами выпадения больших количеств цезия-137 во второй фазе выпадений, часть этих выпадений пришлось и на северный сектор.

Полученный с помощью аэрогамма-спектрометрических съемок материал может быть использован не только для построения карт. Поэтому, в заключение мы перечислим те области применения, где, по нашему мнению, этот материал может быть использован с наибольшим успехом.

1) Выявление опасных для экологии человека территорий как база для принятия решений об отселении или изменении формы ведения хозяйства. Обеспечение непрерывности (в пространстве) измерений.

- 2) Выявление относительно чистых районов для переселения туда людей и нормального ведения хозяйства.
- 3) Выявление геохимических радионуклидных аномалий для локализации ландшафтно-геохимических исследований в пятнах радиоактивного загрязнения.
- 4) Использование в качестве исходного материала для геоинформационных баз данных с целью последующего прогнозирования изменения радиационной обстановки и миграции радионуклидов в различных геосистемах (с учетом усредненных и получением более объективных интегральных характеристик загрязнения).
- 5) Использование в качестве базы для проведения оценок воздействия радиоактивного загрязнения и сопоставления таких оценок с аналогичными, рассчитанными для случаев антропогенного химического загрязнения.
- 6) Материал для локализации научных биологических и биоэкологических экспериментов.

Глава 5

РАДИАЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ

В результате черновыльских выпадений в конце апреля—начале мая 1986 г. на значительной части территории СССР за пределами основной зоны загрязнения заметно увеличилось содержание долгоживущих радионуклидов на подстилающей поверхности. В сильно загрязненных районах Украины, Белоруссии и РСФСР радиоактивное загрязнение местности достигает таких уровней, при которых содержание долгоживущих черновыльских радионуклидов (ЧРН) в почве, воде и атмосферном воздухе до настоящего времени остается основным фактором, обуславливающим опасные воздействия окружающей среды на человека.

В п. 5.1 проводится анализ степени радиологической опасности всех относительно долгоживущих (с периодом полураспада более 2 ч) ЧРН, основанный на соотношении их общего количества, попавшего в природную среду в результате аварии, с принятыми в СССР допустимыми концентрациями в воздухе и воде.

Для оценки и прогноза радиационных характеристик загрязнения местности с первых дней Чернобыльской аварии были развернуты работы по широкомасштабному отбору и анализу проб почвы в рамках общей программы изучения радиационной обстановки как в районах интенсивного загрязнения, так и в фоновых районах СССР. Основными задачами этого блока общей программы были: 1) изучение пространственного распределения, состава и плотности (Ки/км^2) выпавших на местности ЧРН; 2) изучение миграции ЧРН по почвенному профилю; 3) оценка и прогноз на основе этих данных основных радиационных характеристик радиоактивного загрязнения подстилающей поверхности суммарной альфа- и бета-активности и дозовых нагрузок от внешнего и внутреннего облучения. Методы и основные результаты решения этих задач рассматриваются в пп. 5.2—5.4 настоящей главы.

5.1. ОТНОСИТЕЛЬНАЯ РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ОПАСНОСТЬ ЧЕРНОВЫЛЬСКИХ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

В качестве обобщенного индекса относительной опасности загрязнения природной среды каким-либо радионуклидом можно принять отношение его полного выброса ΔA_{0i} в окружающую среду (приблизительные оценки по данным [9], приведенные на момент аварии, см. в табл. 3.1, 3.2) к допустимой концентрации (ДК_b) этого радионуклида в атмосферном

воздухе или воде для ограниченной части населения (категория Б¹¹ [13]):

$$V^{(i)} = \Delta A_{0i} / DK_{Bi}$$

В табл. 5.1 представлены данные, необходимые для расчета этого индекса и его значения для основных относительно долгоживущих радиоактивных продуктов аварии.

Таблица 5.1
Индексы относительной опасности загрязнения атмосферного воздуха (V_a) и воды (V_w) основными черновобильскими радионуклидами.

Радионуклид	$T_{1/2}$	ΔA_{0i} кКи	$DK_{Ba} 10^{-17}$ Ки/л	$DK_{Bw} 10^{-9}$ Ки/л	$V_a 10^{19}$ л	$V_w 10^{14}$ л
Продукты деления						
⁹⁹ Mo	2,75 дн.	$3,7 \cdot 10^3$	$6,9 \cdot 10^5$	39	0,05	0,9
¹³² Te	3,26 то же	$1,1 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10^5$	21	0,3	5,0
¹³² I	(3,25) „	$1,1 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^5$	28	0,4	3,9
¹³¹ I	8,04 „	$1,7 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$	1	12	180
¹⁴⁰ Ba	12,8 „	$7,3 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^5$	25	0,48	2,9
¹⁴⁰ La	(12,8) „	$7,3 \cdot 10^3$	$4,2 \cdot 10^5$	24	0,17	3,0
¹⁴¹ Ce	32,5 „	$3,5 \cdot 10^3$	$5,3 \cdot 10^5$	88	0,06	0,4
¹⁰³ Ru	39,4 „	$3,8 \cdot 10^3$	$1,8 \cdot 10^5$	80	0,2	0,46
⁸⁹ Sr	50,6 „	$2,5 \cdot 10^3$	$9,4 \cdot 10^4$	12	0,3	2,0
⁹¹ Y	58,5 „	$1,2 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^5$	26	0,1	0,2
⁹⁵ Zr	64,0 „	$4,1 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^5$	62	0,4	0,6
⁹⁵ Nb	35,0 „	$4,1 \cdot 10^3$	$3,4 \cdot 10^5$	96	0,1	0,4
¹¹⁰ Ag ^m	250 „	7,8	$3,6 \cdot 10^4$	30	0,002	0,003
¹⁴⁴ Ce	284 „	$2,4 \cdot 10^3$	$2,2 \cdot 10^4$	12	1,1	2
¹⁰⁶ Ru	367 „	$1,6 \cdot 10^3$	$1,9 \cdot 10^4$	12	0,8	1,3
¹³⁴ Cs	2,06 лет	500	$4,4 \cdot 10^4$	8,6	0,11	0,6
¹²⁸ Sb	2,77 то же	150	$9,0 \cdot 10^4$	99	0,017	0,015
⁹⁰ Sr	28,5 „	220	$4,0 \cdot 10^3$	0,4	0,55	5,5
¹³⁷ Cs	30,2 „	2200 ¹²	$4,9 \cdot 10^4$	15	0,45	1,5
Трансурановые элементы						
²³⁹ Np	2,35 дн.	$2,3 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^6$	70	0,19	3,2
²³⁸ Pu	86,4 лет	0,8	3,3	2,5	2,4	0,003
²³⁹ Pu	$2,44 \cdot 10^4$ то же	0,7	3,0	2,2	2,3	0,003
²⁴⁰ Pu	$6,58 \cdot 10^3$ „	1,0	3,0	2,2	3,3	0,0045
²⁴¹ Pu	14,5 „	140	160	110	9,4	0,014
²⁴¹ Am	434 „	0,7 (4,5) ¹³	10	1,9	0,7 (4,5)	0,004 (0,024)
²⁴² Cm	163 дн.	20	200	12	1,0	0,015
²⁴⁴ Cm	17,9 лет	0,08	15	3,6	0,05	$2 \cdot 10^{-4}$

По размерности и физическому смыслу индекс относительной опасности представляет минимальный объем воздуха или воды, который необходим для обеспечения соответствующей DK_B при равномерном перемешивании выброшенного количества радионуклида в атмосфере или природных водах в момент самого выброса этого радионуклида. Другими словами, индекс относительной опасности имеет смысл ассимиляционного объема воздуха V_a или воды V_w ; т. е. только разбавление без учета физико-химических и миграционных свойств радионуклидов (скорость радиоактивного распада, переход по пищевым почвам и т. п.).

При расчете $V^{(i)}$ для ⁹¹Y, ^{110m}Ag, ¹²⁵Sb, для которых не приводятся данные о выбросе в атмосферу, мы использовали наши оценки наработки Y_i (см. табл. 3.1) и близкие к родственным

¹¹ Согласно принятым в СССР «Нормам радиационной безопасности» [13] устанавливаются допустимые уровни загрязнения — допустимые концентрации (DK_B) атмосферного воздуха и воды на прилегающих к атомным объектам территориях для ограниченного контингента населения, проживающего на этих территориях (категория Б).

¹² См. п.3.2

¹³ В скобках приведены значения ΔA^0 и V для ²⁴¹Am через 50 лет после аварии.

им химическим элементам оценки доли выброса δ_i : для ^{91}Y принята $\delta_{91} = 3\%$, как и для тугоплавкого ^{95}Zr ; для $^{110\text{m}}\text{Ag}$ $\delta_{110} = 6\%$, близкая к доле относительно летучего ^{140}Ba ; для $\delta_{125} = 30\%$, как для легколетучего радиоцезия.

Анализ результатов расчета ассимиляционных объемов дает возможность разделить все основные долгоживущие радионуклиды на несколько групп по степени радиологической опасности загрязнения приземного слоя воздуха и природных вод (табл. 5.2).

Как следует из данных табл. 5.2, наиболее опасными в момент аварии и в первое время после нее в атмосферном воздухе загрязненных районов являются ^{131}I и ^{241}Pu , имеющие близкие значения V_a далее следуют остальные изотопы плутония, ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{144}Ce и ^{106}Ru . Наибольшую опасность в природных водах представляют ^{131}I (в первые недели и месяцы после аварии) и группа долгоживущих радионуклидов цезия, стронция и рутения.

Ясно, что более корректные оценки индекса радиологической опасности следует делать с учетом таких факторов, как вторичный ветровой подъем, растворимость в природных водах, поступление в растения и переход по пищевым цепочкам, распад или накопление радионуклидов, их радиационные характеристики и т. п. Однако даже простой анализ по критерию ассимиляционного объема V дает неожиданные результаты — например, приоритет ^{241}Pu и ^{241}Am в загрязнении воздуха (последний — спустя десятилетия после аварии) и ^{131}I в загрязнении природных вод (в начальный период после аварии). В целом результаты такого анализа (см. табл. 5.2) служат надежным ориентиром при организации мониторинга радиационной обстановки на загрязненных территориях. Следует подчеркнуть также, что индекс V указывает на приоритеты отдельных радионуклидов в отношении их вклада во внутреннюю дозу облучения при дыхании и потреблении питьевой воды. Формирование внешних и полных внутренних доз определяется другими параметрами, которые обсуждаются ниже (см. пп. 5.3, 5.4).

Таблица 5.2

Разделение чернобыльских радионуклидов на группы по индексу относительной радиологической опасности для атмосферного воздуха ($V_a \cdot 10^{19}$ л) и воды ($V_w \cdot 10^{14}$ л) (на момент выброса в окружающую среду)

Группа	Индекс	Радионуклиды
Атмосферный воздух		
I	12 → 9	^{131}I , ^{241}Pu
II	5 → 1	(^{241}Am) *, ^{240}Pu , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{144}Ce , ^{242}Cm
III	0,8 — 0,2	^{106}Ru , ^{241}Am , ^{90}Sr , ^{140}Ba , ^{137}Cs , ^{95}Zr , ^{132}I , ^{89}Sr , ^{132}Te , ^{103}Ru
IV	< 0,2	^{239}Np , ^{140}La , ^{134}Cs , ^{91}Y , ^{95}Nb , ^{141}Ce , ^{244}Cm , ^{99}Mo , ^{125}Sb , ^{110}mAg
Вода		
I	180	^{131}I
II	6 → 1, 3	^{90}Sr , ^{132}Te , ^{132}I , ^{239}Np , ^{140}La , ^{140}Ba , ^{144}Ce , ^{89}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru
III	0,7 → 0,2	^{134}Cs , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{95}Nb , ^{141}Ce , ^{91}Y
IV	< 0,1	(^{241}Am) *, ^{125}Sb , ^{242}Cm , ^{241}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{244}Cm

* Спустя 40—50 лет после аварии.

5.2. РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ НА ТЕРРИТОРИИ СССР

Методологической основой исследований служил регулярный (по площади изучаемой территории) отбор проб из верхнего (0—5 см) слоя почвы на открытых необрабатываемых ровных участках местности, которые рассматривались как естественный планшет, надежно связывающий атмосферные выпадения с момента их осаждения до отбора пробы [1, 5, 9]. Специальными исследованиями вертикальной миграции ЧРН (см. ниже) было установлено, что вплоть до осени 1987 г. в верхнем (0—5 см) слое почвы любого типа — от легких супесчаных почв до тяжелых суглинков и черноземов — содержалось не менее 95% запаса ЧРН во всем почвенном слое.

Каждая проба почвы отбиралась в 3—4 точках на ровной, как правило, задернованной пробной площадке размером не менее 30х30 м, в каждой точке отбирался слой почвы (вместе с дерниной) площадью 20х20 см. Объединенная проба объемом 6—8 л высушивалась, тщательно измельчалась и гомогенизировалась, затем отбирались пробы от 100 мл до 3 л (в зависимости от удельной активности) для гамма-спектрометрического анализа и по 5-100 г для радиохимического анализа для определения радиоактивного стронция и трансурановых элементов (ТУЭ).

Термином «радионуклидный состав» (РНС) почв мы обозначаем относительное (как правило, по отношению к активности тугоплавких ^{95}Zr или ^{144}Ce) содержание ЧРН в почвах изучаемого района, т. е. набор отношений $(A_i/A_{95})_0$ или $(A_i/A_{144})_0$ (активности пересчитаны на момент аварии).

При обобщении данных о РНС почв основной проблемой является представительность результатов, т. е. соответствие результатов анализа практически точечной пробы почвы реальному среднему РНС подстилающей поверхности на всей территории, на которую в дальнейшем распространяются результаты анализа этой пробы. При некоторых условиях и предположениях эта проблема может быть решена различными техническими приемами. Условия и предположения следующие:

1. Контролируемая данной точкой отбора территория должна иметь относительно равномерную плотность загрязнения, что подтверждается наземной съемкой мощности дозы гамма-излучения.

2. Радиоактивное загрязнение местности формируется за счет выпадения двух типов носителей радиоактивности: тип А — мелкодисперсные частицы, в том числе растворенные во влажных выпадениях, «диффузные» частицы; тип Б — относительно крупные (более 1 — 10 мкм) так называемые горячие частицы реакторного топлива, удельная (на ед. массы) активность которых на 2—4 порядка выше, чем у частиц типа А. Основное допущение состоит в том, что РНС частиц типа Л относительно однороден по пространству (в пределах изучаемого района), в то время как РНС топливных частиц может изменяться в самых широких пределах.

3. Основная доля загрязняющих местность радиоактивных продуктов на расстоянии далее 10—20 км от источника (кроме оси западного следа) приходится, в основном, на «диффузное» загрязнение частицами типа А, активность горячих частиц в общем запасе радионуклидов в почве этих районов невелика.

Основная задача при отборе пробы и подготовке препаратов почвы к анализу состоит в том, чтобы избежать попадания в препарат относительно крупных горячих частиц, способных исказить РНС типа А. При отборе пробы эта цель достигается путем тщательного контроля мощности дозы в каждой точке отбора; при подготовке препарата — контролем удельной активности препарата.

При этом предполагается отдельное изучение и измерение горячих частиц.

По данным воздушных и наземных съемок гамма-поля на загрязненных территориях

можно оценить характерные размеры элементарных участков местности, на которых мощность экспозиционной дозы и РНС черномыльских выпадений сохраняют относительное постоянство, т. е. не изменяются более чем в 2 раза (табл. 5.3). Эти оценки характеризуют неоднородность загрязнения местности в разных направлениях и на разном расстоянии от источника и могут служить приблизительным ориентиром как при планировании исследований, так и при интерпретации данных о радиационной обстановке на загрязненных территориях. Как видно из табл. 5.3, наиболее «мелкую» структуру плотности загрязнения (высокие градиенты) имеют районы западного сектора, особенно вблизи от оси следа, а также районы так называемых цезиевых пятен — особых неоднородностей радиоактивного следа, образовавшихся, по некоторым предположениям, в местах выпадения интенсивных осадков (ливни, грозы) при прохождении облака радиоактивного аэрозоля от источника (см. ниже п. 5.2.2).

Таблица 5.3
Характерные размеры (км) элементарных участков территории
с относительно однородным РНС черномыльских выпадений

Сектор	Расстояние от ЧАЭС, км				
	0—10	10—30	30—100	100—500	> 500
Север	0,3—1	1—3	3—10	10—20	20—50
Север, цезиевые пятна	—	—	—	2—5	5—10
Восток	0,3—1	1—5	5—10	10—20	20—50
Юг	0,3—1	1—5	5—10	10—20	—
Запад	0,2—0,5	0,5—1	1—3	3—10	—

В ряде случаев в районах цезиевых пятен отмечалась еще более мелкая структура радиоактивного загрязнения местности, когда на протяжении порядка 1 км плотность загрязнения изотопами цезия изменялась в десятки раз. Естественно, что подобная «пятнистая» структура полей загрязнения определяет минимальные размеры сетки пробоотбора и переменный характер этого размера.

Особо следует отметить, что обследование радиационной обстановки на достаточно больших участках загрязненной местности (с характерным линейным размером порядка 1 км и более) имеет целью получение геофизических характеристик первичного загрязнения, выражаемых обычно в терминах плотности (на ед. площади) выпадения отдельных радионуклидов (σ ; Ки/км²). Именно эта задача определяет всю методологию отбора проб и интерпретации данных анализа РНС почвенных проб. При этом сверхмелкая структура загрязнения почвы (порядка десятков или даже единиц м²), возникающая, как правило, в населенных пунктах за счет каких-то вторичных миграционных процессов (сток с крыш, сбор золы и навоза и т. п.) не является объектом изучения. Подобные мелкие неоднородности должны быть соответствующим образом квалифицированы и учтены с тем, чтобы не исказить данных геофизической радиационной съемки. В частности, как один из способов квалификации таких мелких «пятен» можно рекомендовать, наряду с описанием их положения, размера и т. п., выражать степень загрязнения в них в Бк/м².

При организации обследования радиационной обстановки отдельно рассматривались территории трех типов, отличающиеся по градиентам, плотности и радионуклидному составу загрязнения: 1) ближняя зона с высокими градиентами плотности выпадений, условно от 10 до 100—150 км от источника; 2) периферийные районы северного и южного секторов распространения радиоактивных выбросов, характеризующиеся резким обогащением выпадений изотопами легколетучих элементов — цезиевые пятна; 3) фоновые районы за

пределами территорий первых двух типов.

5.2.1. Ближняя зона

В табл. 5.4 приведены отношения значений $(A_i/A_{95})_0$ на момент аварии и коэффициенты фракционирования

$$f_{i, 95} = \left(\frac{A_i}{A_{95}} \right) / \left(\frac{Y_i}{Y_{95}} \right), \quad (5.2)$$

рассчитанные по отношениям значений наработки Y_i/Y_{95} , приведенным в табл. 3.1. Данные табл. 5.4 получены по усредненным результатам исследований, выполненных в 1986 г. [6, 7] в прилегающих к ЧАЭС районах на расстоянии до 100 км от источника. Они сгруппированы по двум признакам — сектор радиоактивного следа («Север», «Юг», «Запад») и относительное расстояние от источника, характеризующее плотностью радиоактивных выпадений (по мощности дозы P_γ [мР/ч] на Д+15). По степени фракционирования относительно ^{95}Zr все перечисленные в табл. 5.4 радионуклиды можно разделить на условные группы:

1) относительно тугоплавкие — ^{239}Np , ^{99}Mo , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{140}Ba , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{103}Ru , ^{106}Ru , для которых $f_{i,95} \leq 1$ на периферийных участках следа (III зона) и не отмечается явного роста $f_{i,95}$ с удалением от источника;

2) остальные относительно летучие радионуклиды, которыми обогащены выпадения на периферии следа $f_{i,95} \gg 1$ — радионуклиды теллура, йода, серебра, цезия и сурьмы.

Наиболее отчетливо фракционирование летучих радионуклидов выражено на северном участке следа (^{132}Te , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) при обеднении выпадений изотопами стронция и ^{91}Y . На южной ветви следа, напротив, при умеренном обогащении выпадений ^{132}Te , ^{131}I и радионуклидами цезия, отмечается заметное обогащение ^{91}Y и радионуклидами стронция.

Значительное фракционирование ^{137}Cs характерно также для южной периферии западного следа. Эти и подобные им эффекты свидетельствуют о большой неоднородности РНС чернобыльских выпадений, обусловленной, по-видимому, вариациями в РНС выброса из источника в течение времени его действия.

Таблица 5.4
Радионуклидный состав загрязнения почв в ближней зоне (до 100 км от ЧАЭС)

Радио- нуклид	Y _i /Y ₉₅	I зона (P _γ ≥ 10 мР/ч)		II зона (2≤P _γ <10 мР/ч)		III зона (P _γ <2 мР/ч)	
		(A _i /A ₉₅) ₀	f _{i,95}	(A _i /A ₉₅) ₀	f _{i,95}	(A _i /A ₉₅) ₀	f _{i,95}
Сектор «Север»							
²³⁹ Np	10	16	1,6			2,0	0,24
¹³² Te	0,9	1,7	1,9	10	11	5,0	5,5
¹³¹ I	0,7	3,0	4,3	6,0	8,6	5,0	7,1
¹⁴⁰ Ba	1,0	1,0	1,0	1,1	1,1	1,0	1,0
¹⁴¹ Ce	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
¹⁰³ Ru	1,0	1,0	1,0	1,6	1,6	1,4	1,4
⁸⁹ Sr	0,4	0,2	0,5	0,3	0,75	0,2	0,5
⁹¹ Y	0,3	0,3	1,0	0,5	1,7	0,1	0,33
⁹⁵ Zr	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
^{110m} Ag	0,001					0,0027	2,7
¹⁴⁴ Ce	0,7	0,65	1,0	0,6	0,9	0,7	1,0
¹⁰⁶ Ru	0,4	0,4	1,0	0,6	1,5	0,6	1,5
¹³⁴ Cs	0,03	0,1	3,3	0,2	6,7	0,1	3,3
¹²⁵ Sb	0,004					0,006	1,5
⁹⁰ Sr	0,04	0,02	0,5	0,03	0,75	0,02	0,5
¹³⁷ Cs	0,055	0,2	3,6	0,3	5,5	0,3	5,5

Сектор «Юг»							
²³⁹ Np	10	8,0	0,8			14	1,4
⁹⁹ Mo	1,0	0,45	0,45			2,5	2,5
¹³² Te	0,9	1,4	1,6	0,9	1,0	1,3	1,4
¹³¹ I	0,7	0,6	0,86	0,6	0,86	2,0	2,9
¹⁴⁰ Ba	1,0	0,8	0,8	0,9	0,9	1,0	1,0
¹⁴¹ Ce	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0
¹⁰³ Ru	1,0	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8
⁸⁹ Sr	0,4	0,2	0,5	1,6	4,0	1,2	3,0
⁹¹ Y	0,3	0,3	1,0			0,8	2,7
⁹⁵ Zr	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
^{110m} Ag	0,001			0,001	1,0		
¹⁴⁴ Ce	0,7	0,7	1,0	0,6	0,9	0,6	0,9
¹⁰⁶ Ru	0,4	0,3	0,75	0,2	0,5	0,3	0,75
¹³⁴ Cs	0,03	0,01	0,33	0,015	0,5	0,03	1,0
¹²⁵ Sb	0,004			0,0042	1,0	0,011	2,8
⁹⁰ Sr	0,04	0,02	0,5	0,16	4,0	0,15	3,8
¹³⁷ Cs	0,055	0,03	0,5	0,04	0,7	0,1	1,8
Сектор «Запад»							
²³⁹ Np	10	6,0	0,6	9,0	0,9	5,0	0,5
⁹⁹ Mo	1,0	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5
¹³² Te	0,9	1,4	1,6	3,8	4,2	3,6	4,0
¹³¹ I	0,7	0,9	1,3	3,0	4,3	3,0	4,3
¹⁴⁰ Ba	1,0	1,1	1,1	1,6	1,6	1,4	1,4
¹⁴¹ Ce	1,0	0,9	0,9	1,1	1,1	0,9	0,9
¹⁰³ Ru	1,0	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7
⁸⁹ Zr	0,4	0,1	0,25	0,6	1,5	0,7	1,8
⁹¹ Y	0,3	0,2	0,67	0,6	2,0	0,9	3,0
⁹⁵ Zr	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
¹⁴⁴ Ce	0,7	0,6	0,9	0,7	1,0	0,6	0,9
¹⁰⁶ Ru	0,4	0,25	0,6	0,3	0,75	0,2	0,5
¹³⁴ Cs	0,03	0,02	0,67	0,1	3,3	0,1	3,3
¹²⁵ Sb	0,004						
⁹⁰ Sr	0,04	0,02	0,5	0,03	0,75	0,1	2,5
¹³⁷ Cs	0,055	0,05	1,0	0,2	3,6	0,2	3,6

Примечания. 1. Мощность дозы P_v приведена к Д + 15. 2. В III зоне отсутствуют цезиевые пятна на юго-западном участке следа.

Поведение плутония и других трансурановых элементов (ТУЭ) относительно ⁹⁵Zr или ¹⁴⁴Ce при формировании радиоактивных выпадений в ближней зоне вначале оценивали по относительно небольшому массиву (десятки проб) результатов радиохимических анализов почвенных проб. По этой причине свойства летучести ТУЭ не были изучены столь детально, как поведение долго-живущих продуктов деления. В целом из анализа всей совокупности данных можно сделать вывод, что ТУЭ в первом приближении можно отнести к группе тугоплавких элементов, так как в выпадениях их содержание хорошо коррелирует с содержанием ¹⁴⁴Ce (см. также табл. 5.4, данные о ²³⁹Np). По нескольким десяткам определений в почвах ближней зоны получены средние значения отношений $A_{Pu}/A_{144})_0 = (1,1 \pm 0,6) \cdot 10^{-3}$, где A_{Pu} — суммарная активность альфа-излучающих радионуклидов плутония-238, -239, -240, а также отношение активностей радионуклидов ²³⁸Pu и ²³⁹Pu + ²⁴⁰Pu равное $0,4 \pm 0,1$. Эти отношения использовались при оценках надежности принятых параметров источника (см. табл. 3.2).

Таким же образом было определено среднее отношение активностей ²⁴²Cm и ¹⁴⁴Ce в почвенных пробах — $(A_{242}/A_{144})_0 = (8 \pm 4) \cdot 10^{-3}$, которое также было учтено при определении наработки ²⁴²Cm (см. табл. 3.2).

5.2.2. Цезиевые пятна

Сильное обогащение чернобыльских выпадений радиоактивным цезием и другими легколетучими радионуклидами формирует совершенно своеобразный РНС в так называемых цезиевых пятнах — локальных районах ЕТС на северной (Гомельская, Могилевская, Брянская, Тульская области) и южной (Киевская, Житомирская, Черкасская области) ветвях радиоактивного следа, а также на южной периферии западного следа (северные районы Житомирской и Ровенской областей) (см. рис. 2.14—2.15).

В табл. 5.5 приведены характеристики РНС почв на четырех характерных участках этого типа радиоактивного загрязнения.

Таблица 5.5
Средний радионуклидный состав загрязнения почв и фракционирование радионуклидов в цезиевых пятнах

Радионуклид	Могилевская обл., Краснопольский р-н		Гомельская обл., Ветковский р-н		Тульская обл., Плавск		Юг Киевской обл., Таращанский, Богуславский р-ны	
	$(A_i/A_{95})_0$	$f_{i,95}$	$(A_i/A_{95})_0$	$f_{i,95}$	$(A_i/A_{95})_0$	$f_{i,95}$	$(A_i/A_{95})_0$	$f_{i,95}$
^{131}I	200	290	130	190				
^{140}Ba	15	15	10	10				
^{141}Ce	1,5	1,5	1,5	1,5			1,5	1,5
^{103}Ru	36	36	18	18			8,0	8,0
^{89}Sr	3,3	8,3	2,8	7,0			1,0	2,5
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	0,1	100	0,11	110	0,19	190	0,03	30
^{144}Ce	0,9	1,3	1,4	2,0	1,0	1,4	1,0	1,4
^{106}Ru	11	28	13	32	7,2	18	3,0	7,7
^{125}Sb	0,6	150	0,6	150	1,0	250	0,3	75
^{90}Sr	0,2	5,0	0,3	7,5			0,1	2,5
^{137}Cs	21	370	9,2	170	14	250	3,0	55

Отличительная особенность РНС выпадений в цезиевых пятнах — весьма высокое обогащение (относительно ^{95}Zr) практически всеми ЧРН, кроме ^{144}Ce и плутония. По увеличению степени фракционирования в цезиевых пятнах радионуклиды можно расположить в следующий ряд (в скобках — диапазон $f_{i,95}$): $^{144}\text{Ce}(1-2) < ^{90}\text{Sr}(5-8) < ^{140}\text{Ba}(10-15) < ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}(20-50) < ^{125}\text{Sb}(140-250) \sim ^{137}\text{Cs} \sim ^{134}\text{Cs}(150-400)$. По сравнению с ближней зоной, в выпадениях на пятнах ^{140}Ba и ^{106}Ru могут быть отнесены к более летучим радионуклидам, чем ^{90}Sr .

На рис. 4.13 (см. п. 4.4) показана картограмма фракционирования ^{137}Cs относительно ^{144}Ce , полученная с помощью аэрограмма-спектральной съемки. Легко видеть, что при условии $f_{144,95} \approx 1$ (что обычно имеет место практически везде в ближней зоне и Цезиевых пятнах, см. табл. 5.4. и 5.5) выполняется равенство $f_{i,144} \approx f_{i,95}$. С учетом этого замечания пространственное распределение фракционирования ^{137}Cs относительно ^{144}Ce на рис. 4.13 хорошо иллюстрирует данные табл. 5.4 и 5.5.

5.2.3. Фоновые районы

В табл. 5.6 представлены некоторые результаты изучения радиоактивного загрязнения местности в фоновых районах за счет чернобыльских выпадений в виде диапазонов наблюдаемых значений плотности загрязнения (мКи/км²) для основных долгоживущих гамма-излучающих чернобыльских радионуклидов в верхнем слое почвы на территории СССР (июнь—август 1987 г). В тех случаях, когда удавалось надежно определить ^{144}Ce , были рассчитаны отношения A_i/A_{144} . В каждой пробе оценивалось содержание глобального (дочернобыльского)

^{137}Cs как остаток от вычитания вклада чернобыльского ^{137}Cs , активность которого на указанное время рассчитывалась по активности ^{134}Cs : $A_{137}/A_{134} = 2,7$. Как показало изучение вертикального распределения ^{137}Cs (см. ниже п. 5.3), в слое (0—3 см) содержалось не менее 90% запаса чернобыльского ^{137}Cs в почве.

Более детальные сведения об изменении плотности загрязнения радионуклидов цезия в верхнем (0—5 см) слое почвы содержатся в табл. 5.7, в которой приведены диапазоны изменения плотности по данным анализа небольшого числа проб, отобранных в 1987—1989 гг., в основном на залежных (необрабатываемых) участках метеоплощадок на сети метеостанций региональных управлений Госкомгидромета СССР. Данные табл. 5.7 служат хорошим ориентиром при оценке распределения запаса радиоцезия на всей территории СССР, за исключением сильно загрязненных районов Украины, Белоруссии и РСФСР с плотностью загрязнения более 1 Ки/км² (37 кБк/м²) по ^{137}Cs . Не анализируя подробно данные табл. 5.7, следует отметить, что вклад чернобыльских выпадений в запас ^{137}Cs в верхнем слое почвы фоновых районов изменяется в широких пределах (по максимальным значениям) — от 90... 95% для некоторых районов Центрально-Черноземного региона, Поволжья, Грузии до нескольких процентов для районов Таджикистана, севера Азиатской части страны, Забайкалья, Якутии, Дальнего Востока. Другими словами, глобальный запас ^{137}Cs в верхнем слое почвы на территории СССР после 1986 г. увеличился от 10—20% в наиболее удаленных восточных и юго-восточных районах до десяти раз и более в районах с повышенными уровнями чернобыльских выпадений (Украина, Сев. Кавказ, Поволжье). Даже при весьма редкой сети пробоотбора на ЕТС (в среднем одна проба на 40 тыс. км²) обнаруживаются градиенты плотности чернобыльских выпадений в 3—4 порядка, если оценивать плотность загрязнения ^{134}Cs (от долей 1 до 2000 мКи/км², см. табл. 5.7). Этот феномен неоднородности средних и дальних выпадений, наиболее ярко проявившийся на северной ветви радиоактивного следа (цезиевые пятна), приводит к выводу о необходимости проведения детального радиоэкологического обследования всей территории СССР с целью всесторонней оценки влияния чернобыльской аварии на уровень регионального радиационного фона [1].

Интересной особенностью данных табл. 5.6 является фракционирование радионуклидов относительно ^{95}Zr , которое можно оценить по отношению A_i/A_{144} .

Таблица 5.6
Плотность загрязнения (мКи/км²) долгоживущими чернобыльскими радионуклидами верхнего (0—3 см) слоя почвы в различных районах СССР, июнь—август 1987 г.

Район отбора	¹⁴¹ Ce	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
					чернобыльский	глобальный
Север						
Березинский БЗ	10	15—20	(< 3) — 7	5—10	15—30	1,0—45
Прибалтика	(< 0,8) — 2,6	(<0,5) — 17	(<0,2) — 7,6	0,4—28	1,0—75	0,1—39
Москва	(< 0,5) — 8,0	(<0,7) — 7,0	(< 0,2) — 2,6	(< 0,5) — 6,0	18	20—30
Псковская, Ленинградская, Архангельская, Вологодская обл.	(<0,7) — 10	(< 1) — 15	(<0,1) — 4,0	(<0,3)—6,0	0,7—18	20—35
Мурманская обл.	1,7	(<0,6) — 5,0	1,3—1,6	1,7—4,3	4,5 — 11	8,9 — 34
Восток						
Восточные р-ны УССР	(< 4) — 55	20—80	(<0,8)—13	16—85	50—250	20—50
Поволжье	(< 4)—6,6	19—75	3,2—14	7,2—640	19—1700	11—200
Зап. Сибирь, Сев. Казахстан	2	(<1 ,6)—3,1	1 ,0—1,8	0,3—10	0,8—27	2,0—110
Регион Байкала	<0,5	(<0,7)—9,0	(<0,4)—1,4	(<0,1)—16	(<0,3)—43	7,7—85
Амурская обл., Приморский край	(<0,1) — 1,0	(<0,2)— 3,0	(<0,04) — 0,8	(<0,2)—2,7	(<0,5)—7,0	12—53
Кавказ, Средняя Азия						
Кавказский БЗ, р-н Сухуми	5—370	11—510	2—140	7—700	20—2100	30—400
Туркменская ССР, Узбекская ССР	2	(<1,5)—9,5	0,7—2,0	(<0,3)—6,7	(<0,8)—18	0,9—34
Киргизская ССР, Таджикская ССР	3	(<1,5)—9,5		(<0,1)—3,0	(<0,2)—7,8	1,8 — 100
Запад						
Западные обл. УССР (Прикарпатье)	(<1,0)—43	2—150	2—27	1—220	3.6—660	20

Таблица 5.7
Плотность загрязнения (мКи/км²) верхнего слоя почвы, обусловленного чернобыльскими и глобальными выпадениями цезия в различных регионах СССР (август 1987 г.)

Регион	Региональное управление Госкомгидромета СССР	Число проб	¹³⁴ Cs, Чернобыль		¹³⁷ Cs, Чернобыль		¹³⁷ Cs, глобальный (h=5 см)	
			макс.	мин.	макс.	мин.	макс.	мин.
Запад ЕТС	Эстония	4	28	4,6	75	12	39	6,0
	Латвия	7	5,9	1,7	16	4,4	22	1,6
	Литва	5	22	0,4	58	1,0	11	0,1
	Украина*	55	220	0,3	590	0,9	90	2,5
	Молдавия	5	20	8,1	53	21	23	9,3
Север ЕТС	Северо-западное	11	180	2,5	480	6,5	43	4,9
	Мурманское	4	4,3	1,7	11	4,5	34	8,9
	Северное	9	2,6	<0,03	6,8	<0,08	31	0,8
Центр ЕТС	Верхне-Волжское	10	28	0,4	73	1,2	20	2,4
	Центрально-Черноземное	8	780	33	2060	87	154	1,1
	Приволжское	6	640	7,2	1700	19	200	11
	Северо-Кавказское	12	67	2,1	180	5,4	110	7,1
Закавказье	Уральское	7	56	6,9	150	18	110	25
	Грузинское	4	260	19	680	49	55	11
	Армянское	5	20	13	52	34	29	12
	Азербайджанское	3	12	1,1	32	3,0	19	3,5
Средняя Азия	Казахское	13	10	0,5	27	1,3	110	2,0
	Узбекское	11	6,7	<0,3	18	<0,8	34	2,8
	Таджикское	6	3,0	<0,08	7,8	<0,2	100	1,8
	Киргизское	5	2,1	<0,1	5,5	<0,3	36	11
Север АТС	Туркменское	5	1,8	0,20	4,8	0,53	15	0,9
	Амдерминское	3	1,9	0,20	5,0	0,33	71	12
	Диксонское	3	0,8	0,07	2,1	0,18	18	2,5
	Тиксинское	1	<0,02	-	<0,05	-	1,7	-
Западная Сибирь	Певекское	3	0,5	<0,2	1,3	<0,5	20	4,3
	Омское	8	4,2	0,30	11	0,78	51	2,6
	Красноярское	3	5,9	<0,02	16	<0,05	12	4,5
Восточная Сибирь	Западно-Сибирское	8	4,8	0,8	13	2,1	37	4,2
	Иркутское	5	16	1,0	43	2,7	24	8,4
	Забайкальское	8	3,5	<0,1	9,2	<0,3	85	7,7
Дальний Восток	Якутское	6	0,6	<0,2	1,6	<0,5	25	6,5
	Колымское	8	1,1	0,2	2,9	0,5	34	1,9
	Камчатское	6	2,6	<0,2	6,8	<0,5	41	8,1
	Дальневосточное	11	2,7	<0,2	7,0	<0,5	53	12
	Сахалинское	6	1,1	<0,08	3,0	<0,2	41	2,0
	Приморское	3	2,4	1,3	6,2	3,4	29	17

* Вся территория УССР за пределами Киевской, Житомирской, Ровенской, Черниговской и Черкасской областей.

В табл. 5.8 приведены оценки $f_{i,95}$ по секторам дальней зоны, полученные из данных табл. 5.6 путем пересчета от $(A_i/A_{144})_0$ (на время аварии) при условии, что $(A_{144}/A_{95})_0=1,4$ в дальних выпадениях:

$$f_{i,95} = 1,4 \left(\frac{A_i}{A_{144}} \right)_0 / \left(\frac{Y_i}{Y_{95}} \right). \quad (5.3)$$

Таблица 5.8
Функционирование долгоживущих чернобыльских радионуклидов в выпадениях в фоновых районах СССР

	¹⁰⁶ Ru		¹²⁵ Sb		¹³⁴ Cs	
	$(A_{106}/A_{144})_0$	$f_{106,95}$	$(A_{125}/A_{144})_0$	$f_{125,95}$	$(A_{134}/A_{144})_0$	$f_{134,95}$
Север	1.2—5.2	4—18	(<0.1)—1.4	30—500	0.5—15	1—350
Восток	1—9	3—30	0.4—1.3	140-450	0.8—22	18—500
Юг	1.2—4	4—14	0.2	70	1—2	20—50
Запад	1—3	3—10	0.3	100	1—2.7	20—60

При этом по степени фракционирования относительно ^{95}Zr в фоновых районах радионуклиды можно расположить в следующий ряд: $^{125}\text{Sb} \geq ^{134}\text{Cs}$, $^{137}\text{Cs} > ^{106}\text{Ru}$.

В заключение необходимо отметить, что ^{134}Cs является превосходной меткой дальних чернобыльских выпадений во всех компонентах биосферы на территории СССР, поскольку этот радионуклид отсутствует в фоновом радиоактивном загрязнении природных сред (кроме, возможно, локальных зон вокруг предприятий ядерного топливного цикла) и по всем физико-химическим параметрам и миграционным характеристикам полностью идентичен радионуклиду ^{137}Cs . По этой причине во всех пробах природных сред, на всем пространстве от локальной зоны вокруг ЧАЭС до фоновых районов глобальных выпадений на других континентах, наблюдалось постоянное соотношение активностей $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ -1,8 (приведено на момент аварии, см. табл. 3.1). Это соотношение использовалось нами для оценки увеличения запаса глобального ^{137}Cs в фоновых районах в результате чернобыльских выпадений, а также как трассер чернобыльских радионуклидов цезия при изучении их миграции в экосистемах самого различного масштаба (см. ниже, гл. 8).

5.3. ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ РАДИОНУКЛИДОВ В РАЗЛИЧНЫХ ПОЧВЕННО-ГЕОГРАФИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ И ФОРМИРОВАНИЕ МОЩНОСТИ ЭКСПОЗИЦИОННОЙ ДОЗЫ НА МЕСТНОСТИ

Миграция выпавших на подстилающую земную поверхность радионуклидов вглубь почвенного слоя играет весьма важную роль в формировании дозовых нагрузок на живые организмы, в первую очередь на человека, от внешнего и внутреннего облучения.

Естественное заглубление радионуклидов в почву, наряду с естественным распадом, является одним из основных факторов, уменьшающих мощность экспозиционной дозы (МЭД) внешнего облучения и концентрацию опасных радионуклидов в приземном слое воздуха вследствие вторичного ветрового подъема радиоактивности. С другой стороны, закономерности загрязнения дикорастущих и сельхозрастений через корневое поглощение подвижных (доступных) форм радионуклидов тесно связаны со сложными физико-химическими процессами образования этих форм, которые обуславливают закономерности проникновения и вертикального распределения радионуклидов в почвенном слое. Поэтому изучение вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в естественных условиях луговых и лесных экосистем с ненарушенным почвенным слоем рассматривалось как один из необходимых разделов программы радиоэкологического мониторинга на загрязненных территориях. Несомненно, что сведения о закономерностях вертикальной миграции радионуклидов в различных: почвенно-климатических условиях имеют большую ценность при изучении перехода этих радионуклидов в растения с целью прогноза радиоактивного загрязнения сельхозпродукции.

Летом 1986 г. на загрязненной чернобыльскими радиоактивными выпадениями территории Белоруссии (Гомельская и Могилевская области) и Украины (Киевская область) была заложена сеть ландшафтно-геохимических полигонов (ЛГП) на естественных луговых и лесных участках с ненарушенным почвенно-дерновым покровом (рис. 5.1). Более двух десятков пробных площадок охватывают широкий спектр типов почв — от дерново-подзолистых супесчаных, легких дерново-торфяных и оглеенных серых лесных почв средней полосы до оподзоленных черноземов на юге Киевской обл. На каждой пробной площадке изучалась вертикальная миграция долгоживущих чернобыльских радионуклидов ^{134}Cs (метка чернобыльского ^{137}Cs), ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{125}Sb , $^{110\text{M}}\text{Ag}$, ^{90}Sr) путем периодического— один-два раза в

год — послойного отбора проб с последующим анализом [3, 7].

5.3.1. Миграция радионуклидов в почвах луговых площадок

С июля 1986 г. по август 1989 г. на луговых пробных площадках были проведены 5—6 серий послойного отбора проб почвы до глубины 20—25 см. На рис. 5.2—5.5 показаны типичные кривые вертикального распределения основных радионуклидов в легкой аллювиальной и тяжелой лессовой почвах. Миграционные характеристики радионуклидов цезия изучались по черномыльскому изотопу ^{134}Cs , чтобы не усложнять обработку данных учетом глобального «дочерномыльского» ^{137}Cs .

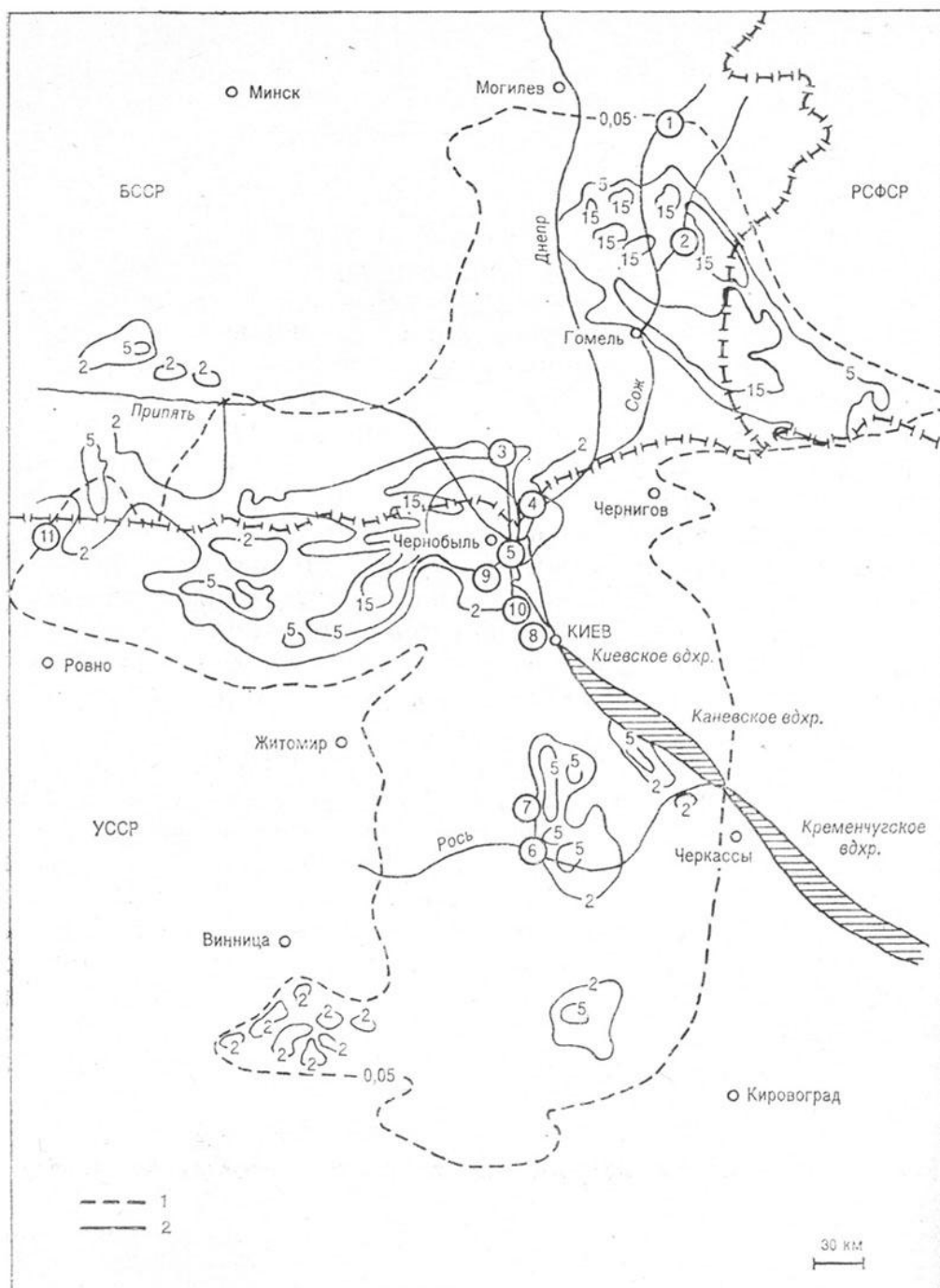


Рис 5.1. Карта-схема расположения ландшафтно-геохимических полигонов (ЛГП).

1 — изолинии мощности дозы 0,05 мР/ч; 2 — изолинии уровня загрязнения цезием-137, Ки/км²; цифры в кружках — номера ЛГП.

Как показал анализ, хорошим аналитическим выражением для кривых вертикального распределения удельной активности α (Бк/г) радионуклидов в верхнем слое почвы служит суперпозиция экспоненты и гауссоиды¹⁴:

$$\alpha(x, t) = (a_1/L) e^{-x/L} + (a_2/\beta \sqrt{Dt}) e^{(x-vt)^2/4Dt}, \quad (5.4)$$

где x — глубина почвенного слоя, г/см²; L — параметр «глубина миграции», г/см²;

D — коэффициент диффузии, г²/см⁴*с; v — скорость переноса, г/см²-с;

β — нормировочный (безразмерный) коэффициент; a_1, a_2 — параметры, имеющие смысл доли удельной активности, участвующей в каждом из двух миграционных механизмов, описываемых экспоненциальным и гауссовским распределениями, Бк/см².

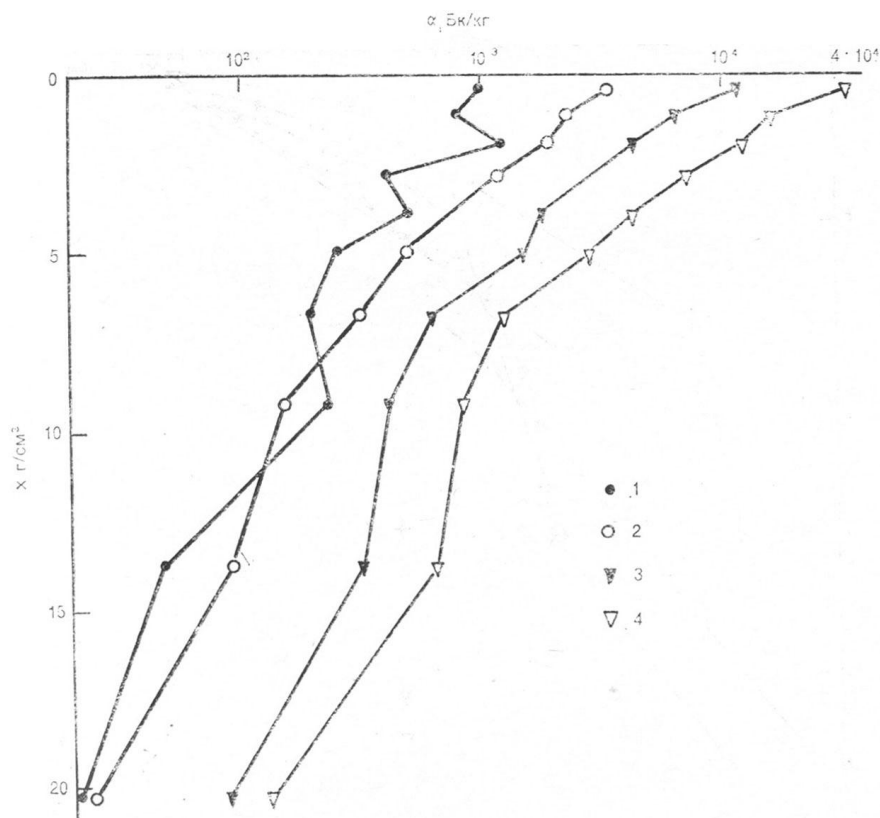


Рис. 5.2. Вертикальное распределение черновыльских радионуклидов в почве луговой площадки Л1-02-04 в 1988 г.

1 — ⁹⁰Sr; 2 — ¹²⁵Sb; 3 — ¹⁰⁶Ru; 4 — ¹³⁴Cs.

Результаты модельной обработки вертикальных профилей, наблюдаемых в июне 1987 г. (третья серия отбора проб), в разных почвенных условиях сведены в табл. 5.9. По всей видимости, первое слагаемое выражения (5.4) описывает «медленную» миграцию физико-химических форм радионуклидов, сильно связываемых почвенными частицами. Доля таких форм (a_1), как правило, увеличивается в ряду ⁹⁰Sr < ¹⁰⁶Ru < ¹⁴⁴Ce, ¹³⁷Cs.

¹⁴ Эта модель распределения предложена А.А. Касимовским, им же рассчитаны параметры модели по данным наблюдений в июне 1987 г. (табл. 5.9)

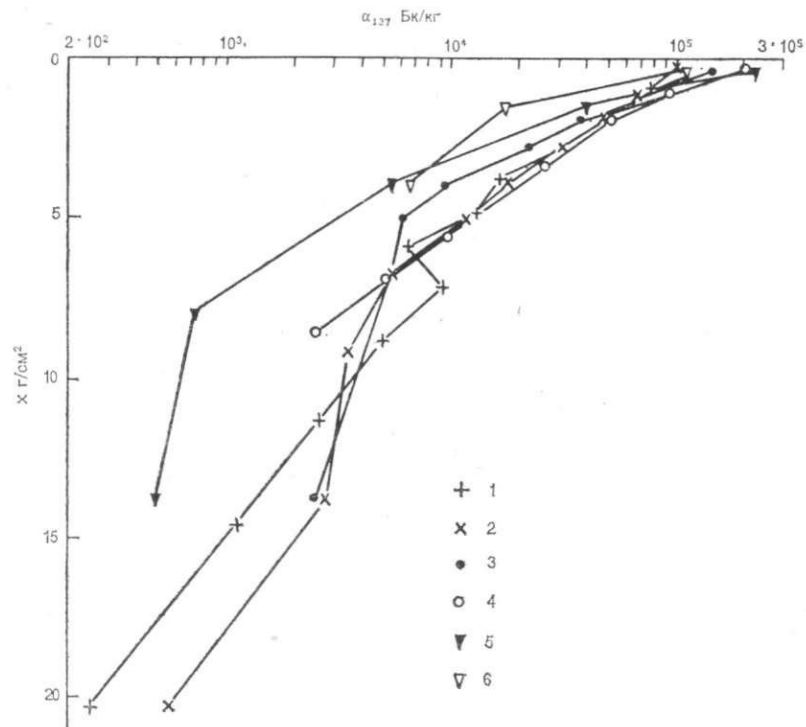


Рис. 5.3. Вертикальное распределение чернобыльского ^{137}Cs в почве луговой площадки Л1-02-04 в 1986—1989 гг. 1 — август 1989 г.; 2 — август 1988 г.; 3 — октябрь 1987 г.; 4 — июль 1987 г.; 5 — октябрь 1986 г.; 6 — июль 1986 г.

Второй член описывает так называемую быструю миграцию, в которой участвует меньшая доля радионуклидов.

К июню 1987 г. в дерновом (0—3 см) слое почв содержалось до 95 % всех радионуклидов. Таким образом, как следует из табл. 5.9, механизм медленной миграции описывает процессы в верхних 3—5 см почвы. Интересно отметить, что в почве одного типа (одна площадка) параметр «глубина миграции» L во многих случаях имеет близкие значения для всех радионуклидов. Наиболее существенные различия значений L определяются, скорее всего, физико-химическими свойствами самих почв, а не радионуклидов. В зависимости от вида почвы L изменяется в довольно широких пределах — от 0,2 г/см² для осушенных торфяных дерново-глеевых почв до 1,3 для дерново-аллювиальных почв.

Напротив, параметры механизма быстрой миграции (гауссоида в модели (5.4)) для отдельных радионуклидов в пределах одной пробной площадки в ряде случаев существенно различаются (см. табл. 5.9).

По степени подвижности при быстрой миграции радионуклиды можно расположить в ряд $^{90}\text{Sr} > ^{125}\text{Sb}, ^{106}\text{Ru} > ^{134}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$. Этот ряд вполне соответствует ранжированию радионуклидов по степени захвата в верхнем слое почвы. Механизм быстрой миграции обусловил проникновение практически всех радионуклидов на относительно глубокие горизонты (ниже 10 см) уже в первые месяцы после аварии. На долю легкоподвижных форм радионуклидов, поведение которых описывается этим механизмом, к лету 1987 г. приходилось 5—25 % запаса Радионуклидов в почве, в зависимости от типа почв и свойств самого радионуклида. Еще раз отметим достаточно большую подвижность ^{90}Sr .

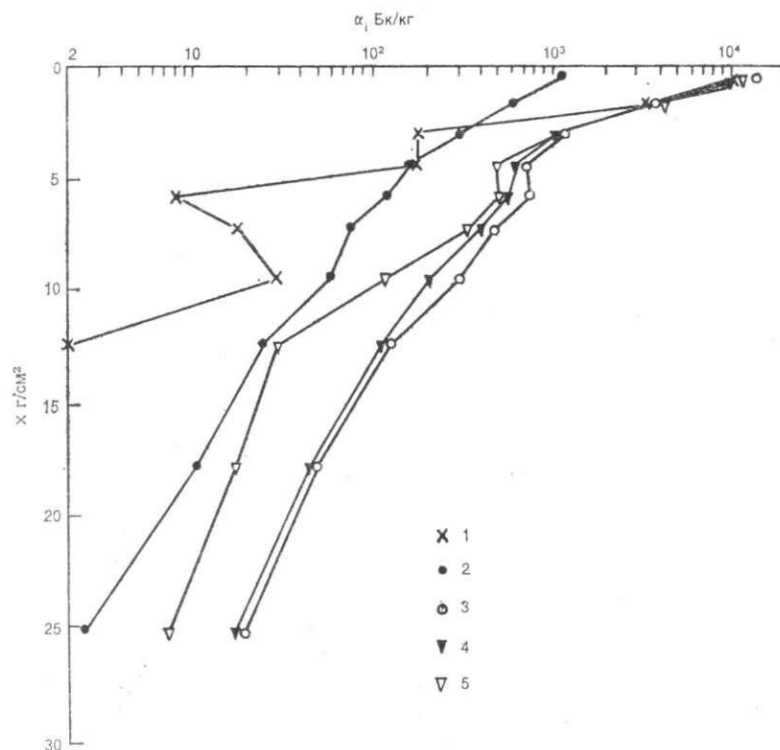


Рис. 5.4. Вертикальное распределение черновыльских радионуклидов в почве луговой площадки Л1-03-01 в 1988 г.
1 — ^{90}Sr ; 2 — ^{125}Sb ; 3 — ^{134}Cs ; 4 — ^{106}Ru ; 5 — ^{144}Ce .

Миграционные свойства плутония в верхнем слое (глубиной до 4—5 см) дерново-глеевых и дерново-подзолистых почв, по-видимому, идентичны свойствам ^{144}Ce , по крайней мере, в первые несколько лет после выпадения продуктов аварии.

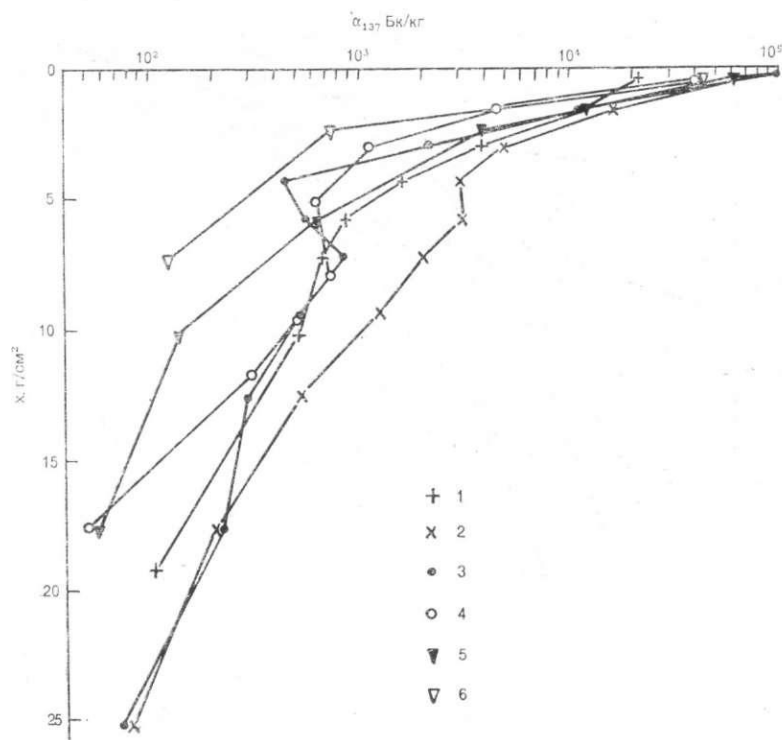


Рис. 5.5. Вертикальное распределение ^{137}Cs (черновыльского) в почве луговой площадки Л1-03-01 в 1986—1989 гг.
Усл. обозначения см. рис. 5.3.

К такому выводу приводит изучение почвенных профилей плутония на луговых площадках полигонов Л1—01, Л1—03, Л1—04, Л1—05, где отношение суммарной активности изотопов плутония и активности ^{144}Ce во всех почвенных слоях до глубины 4—5 см было постоянным и близким к расчетному в пределах методических погрешностей— $(0,5...2) \cdot 10^{-3}$ (см. табл. 3.2).

Большой интерес представляет динамика во времени параметров вертикальной миграции и в первую очередь глубины миграции $L(t)$, характеризующей заглубление основной доли радионуклида.

Таблица 5.9
Параметры модели миграции радионуклидов в почвах луговых пробных площадок (ПП)
на сети ландшафтно-геохимических полигонов. Июнь 1987 г.

№ ПП *	Почва; средняя плотность в слое 0—3 см (г/см ³)	Радионуклид	Экспонента		Гауссоида		
			L, г/см ²	a1/σ %	Dt г/см	vt г/см ²	a2/σ %
Л1—01—02	Дерново-аллювиальная слабоглеевая; 1,14	^{134}Cs	1,1	85	10	4,5	15
		^{106}Ru	1,3	74	19	0,9	26
		^{144}Ce	0,65				
		^{90}Sr	0,80	70			30
Л1—02—02	Дерново-глеевая; 0,52	^{134}Cs	0,18	95			5
		^{106}Ru	0,22	79	1,2	2	21
		^{144}Ce	0,18	91	0,7	2,9	9
Л1—02—04	Аллювиальная дерново-глеевая; 0,74	^{134}Cs	0,75	76	6,3	0,3	24
		^{106}Ru	0,95	70	3,3	2	30
		^{144}Ce	1,0	77	3,3	1,3	23
		^{90}Sr	0,6				
Л1—03—01	Дерново-подзолистая на лессовидных суглинках; 1,62	^{134}Cs	0,62	95	5,4	8	5
		^{106}Ru	0,73	91	9,5	4,5	9
		^{144}Ce	0,56	97			3
		^{90}Sr	0,6	80			20
Л1—04—01	Аллювиальная дерново-глеевая; 1,26	^{134}Cs	0,52	99	10	13,5	1
		^{106}Ru	0,60	97	6,4	13,4	3
		^{144}Ce	0,54	96	6,3	8,5	4
		^{90}Sr	0,6	75			25
Л1—05—03	Дерново-глеевая; 0,71	^{134}Cs	0,22	88			
		^{106}Ru	0,22	91			
		^{144}Ce	0,20				
		^{90}Sr	0,25				
Л1—06—01	Выщелоченный чернозем; 1,49	^{134}Cs	0,62	85	10	4	15
		^{106}Ru	1,0	77	4,4	7,3	23
		^{144}Ce	0,49	83	14,3	0	17
Л1—07—01	Выщелоченный чернозем; 1,09	^{134}Cs	0,56	90	2,6	9,5	10
		^{106}Ru	0,56	35			15
Л1—09—01	Дерново-подзолистая культурная; 1,36	^{134}Cs	0,94	94	6	6	6
		^{106}Ru	0,94	94	6	6	6
		^{144}Ce	1,2	96	6	6	4
		^{90}Sr	0,95	70			30
ЛГ—10—01	Дерново-подзолистая песчаная; 1,21	^{134}Cs	0,31	96	3	4	4
		^{106}Ru	0,37	94	7,5	1	6

* ПП — пробная площадка в пределах ландшафтно-геохимического полигона (ЛГП); первые четыре знака № ПП — № ЛГП (см. рис. 5.1), последние две цифры — № ПП в пределах данного ЛГП.

На рис. 5.6 приведены данные, характеризующие изменение $L(t)$ в типичных почвенных

условиях загрязненных районов Белоруссии (ПП Л1-01-03, Л1-02-04 и Л1—03—01 в Гомельской обл.) и Украины (ПП Л1-06-01, Л1-10-01 в Киевской обл.). Данные на рис.5.6 относятся к периоду наблюдений на сети мониторинга июль 1986 г. – октябрь 1988 г. С учетом погрешности определения L в каждом конкретном случае, которое оценивается нами в пределах вероятной ошибки $\pm 20\%$, зависимость $L(t)$ в указанный период времени с удовлетворительной точностью описывается линейной функцией [2, 3]

$$L(t) = p + qt,$$

в которой параметры p и q в зависимости от почвенных характеристик изменяются в пределах $0,14 \dots 0,77 \text{ г/см}^2$ и $0,22 \dots 0,41 \text{ (г/см}^2\text{)/год}$ соответственно. Эта линейная модель $L(t)$ будет использована нами для прогнозных расчетов изменения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения от чернобыльских радионуклидов, выпавших на местности (см. ниже, пп. 5.4 и 5.5).

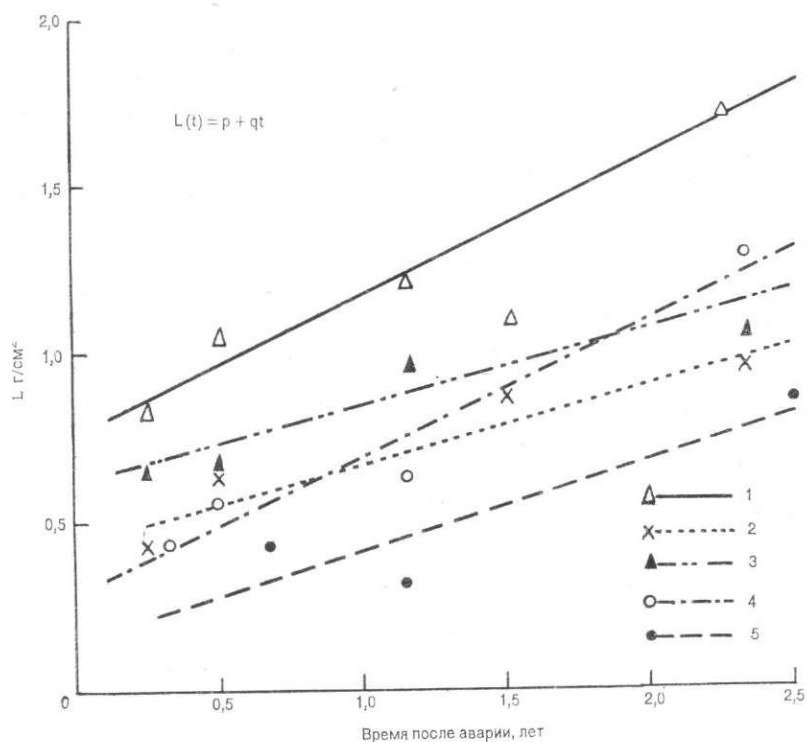


Рис. 5.6. Зависимость глубины миграции (L) ^{134}Cs от времени на луговых площадках с различными типами почв.

Номер усл. обо- значения	ПП	Тип почвы	$p \text{ г} \cdot \text{см}^{-2}$	$q \text{ г} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{год}^{-2}$
1	Л1-01-03	Аллювиальные, дерновые	0,77	0,41
2	Л1-03-01	Дерново-подзолистые на лесс. сугл.	0,44	0,23
3	Л1-02-04	Аллювиальные, дерновые, глееватые	0,62	0,22
4	Л1-06-01	Опозоленные черноземы	0,29	0,40
5	Л1-10-01	Дерново-подзолистые	0,14	0,27

5.3.2. Миграция радионуклидов в почвах лесных площадок

Миграция радионуклидов между компонентами лесных экосистем изучалась на пяти лесных пробных площадках, охватывающих большое разнообразие типов леса и, соответственно, почвенных условий на загрязненной территории — от молодых сосновых посадок (ЛГП Л1—05) до старого дубового леса (ЛГП Л1—06, см. п. 8.4). При проведении

исследований в 1986—1989 гг. изучалось распределение радионуклидов между подстилкой и минеральной частью почвы и вертикальная миграция по минеральному почвенному профилю.

В табл. 5.10 приведены обобщенные характеристики распределения (проц. запаса в почве) основных долгоживущих радионуклидов в почвенных слоях на лесных площадках в период июль 1986 г.— октябрь 1987 г. При этом подстилка (многолетний плотно слежавшийся частично минерализованный слой гумуса) рассматривалась нами как отдельный особый органо-минеральный верхний слой почвы, независимо от его толщины. Ниже подстилки расположены почвенные слои с минеральной основой. В качестве иллюстрации на рис. 5.7 показаны вертикальные профили концентраций радионуклидов в минеральном слое почвы на типичных лесных площадках Л1—02—01 и Л1—05—01.

Как показывает анализ данных табл. 5.10, роль верхнего дернового слоя луговых площадок на лесных почвах играет подстилка, которая к концу 1987 г. прочно связывала основную долю (60—80 %) всех радионуклидов. В эту модель явно не вписывается поведение ^{106}Ru и ^{125}Sb на лесных площадках в районе цезиевых пятен Белоруссии (Могилевская и Гомельская области) и ^{90}Sr в Киевской области, проявляющих высокую вертикальную подвижность. Минеральный слой почвы ниже подстилки в первые недели и месяцы после аварии загрязняется подвижными формами радионуклидов, проникающими вглубь почвы при быстрой миграции. В отличие от луговых площадок, на эти формы приходится существенно большая доля активности — до 70% всего запаса в лесной почве в случае ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{90}Sr . По степени подвижки в лесных почвах радионуклиды можно расположить в следующий ряд: ^{125}Sb , $^{106}\text{Ru} > ^{90}\text{Sr} > ^{134}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$, но в условиях конкретных лесных почв этот порядок может изменяться (см. табл. 5.9).

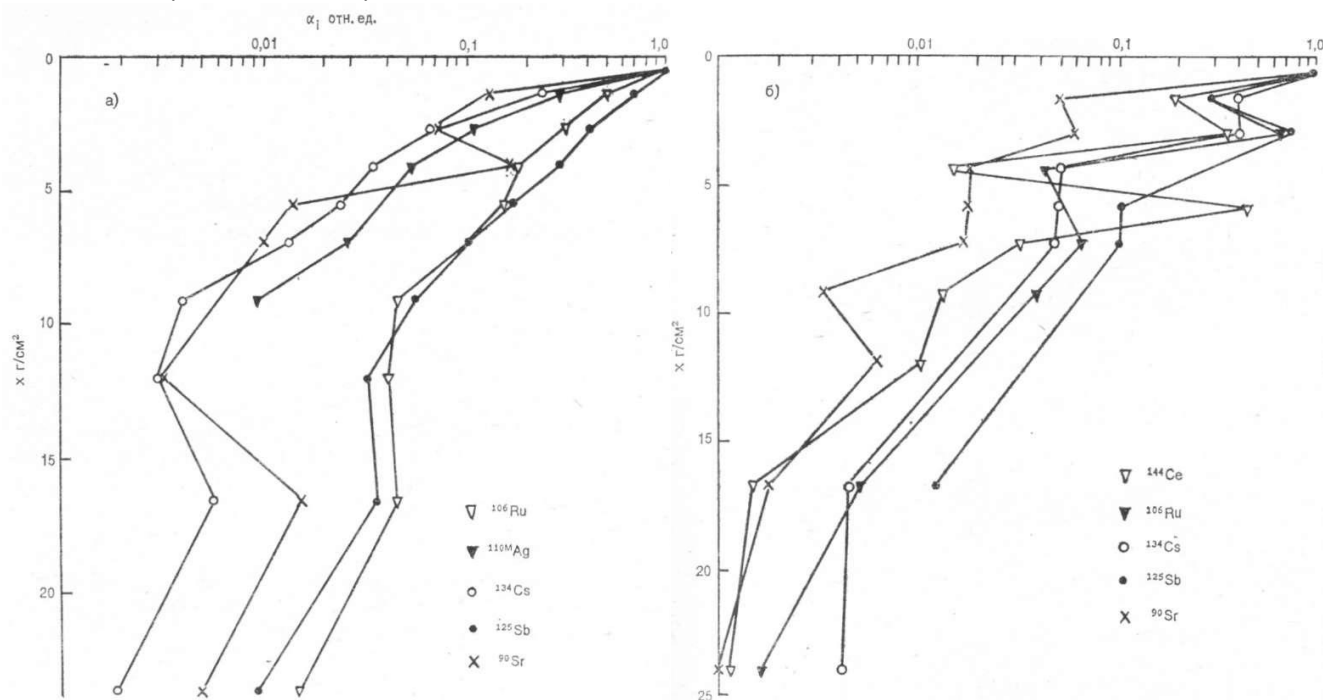


Рис. 5.7. Вертикальное распределение чернобыльских радионуклидов в минеральном слое лесных почв в октябре 1987 г.
а — пробная площадка Л1-02-01, дерново-подзолистая глееватая почва; б — пробная площадка Л1-05-01, дерновая скрытоподзолистая слабogleеватая песчаная почва.

5.4. ФОРМИРОВАНИЕ МОЩНОСТИ ЭКСПОЗИЦИОННОЙ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ НА МЕСТНОСТИ

Под мощностью экспозиционной дозы (МЭД) на местности понимается мощность дозы гамма-излучения, создаваемая в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли за счет гамма-излучения содержащихся в почве техногенных и естественных радионуклидов. Эта величина входит в число основных характеристик радиационной обстановки, создаваемой в результате выпадения радиоактивных веществ на подстилающую поверхность. Измерение МЭД является первоочередной задачей контроля радиационной обстановки в аварийных ситуациях, связанных с радиоактивным загрязнением окружающей природной среды. По этим причинам рассмотрение вопросов формирования МЭД от чернобыльских выпадений имеет большое практическое значение, если принять во внимание масштаб загрязненных территорий, сложность и неоднородность радионуклидного состава выпадений и разнообразие почвенно-климатических и ландшафтных условий, прямым образом влияющих на скорость миграции радионуклидов вглубь почвенного слоя и, стало быть, на ослабление МЭД со временем.

Простейшая модель для расчета МЭД — плоский бесконечный источник, экранированный слоем воздуха толщиной 1 м. Расчетная формула для МЭД от i -го радионуклида с плотностью загрязнения σ_i (Ки/км²) имеет вид

$$P_{\gamma i} = \epsilon_i \sigma_i$$

где ϵ_i — так называемый конверсионный фактор (мкР ч⁻¹)/(Ки • км²), зависящий от энергии гамма-излучения i -го радионуклида и от профиля его вертикального распределения в почве. Как видно из его единиц измерения, физический смысл ϵ_i — это МЭД, создаваемая i -м радионуклидом при плотности загрязнения 1 Ки/км².

В работе [16] приведены расчетные значения ϵ_i практически для всех возможных продуктов деления и активации, загрязняющих окружающую среду при ядерных авариях. Расчеты выполнены как для бесконечного тонкого плоского источника (ϵ_{i0}), так и для упрощенной модели экспоненциального заглубления радионуклидов в почвенном слое, которая обычно принимается при подобных расчетах [5, 11]:

$$\alpha_i(x, t) = \alpha_{i0} \exp[-x/L(t)] . \quad (5.7)$$

Для учета заглубления радионуклидов в почву при расчете МЭД выражение (5.6) удобно записать в виде

$$P_{\gamma i} = K_i^{(i)} \epsilon_{i0} \sigma_i . \quad (5.8)$$

здесь $K_i^{(i)}$ — коэффициент ослабления гамма-излучения i -го радионуклида при экспоненциальном заглублении с параметром $L(t)$ [«глубины миграции» в формулах (5.4) и (5.7)]; ϵ_{i0} — конверсионный фактор для бесконечного тонкого плоского источника ($L = 0$).

Район, пробная площадка, тип леса	Почвенный слой	¹⁴⁴ Ce			¹⁰⁶ RU			¹³⁴ Cs			¹²⁵ Sb			⁹⁰ Sr		
		1	3	4	1	3	4	1	3	4	1	3	4	1	3	4
Могилевская, Гомельская области, Л1—01—01, Л1— 02—01 сосновый лес 40— 60 лет, смешанный подлесок	Подст.	85	73	71	35	32	31	76	77	62	31	30	35	80	68	85
	0—3 см	11	17	15	38	30	32	21	21	30	44	31	30	11	16	10
	3—6 см	4	5	9	27	21	16	3	2	4	25	22	16	9	9	3
	6—30 см	—	5	5	—	17	23	—	0,1	4	—	17	19	—	7	2
Район Чернобыля, Л1—05— 01, густая сосновая посадка 15— 20 лет без подлеска	Подст.	88	81	74	79	79	87	75	77	69	76	64	64	40	83	
	0—3 см	11	18	22	19	20	11,5	20	21	27	22	27	29	56	15	
	3—6 см	1	0,5	2	2	0,7	0,5	5	2	3	2	6	4	4	1	
	6—30 см	—	0,5	2	—	0,3	1	—	0,1	1	—	3	3	—	1	
Киевская область, Л1—06— 01, дубовый лес без подлеска Л1—10—01 смешанный сосново- широколиственный лес	Подст.	80	90	81	67	79	74	65	84	66	66	83	72	23		32
	0—3 см	20	8	17	33	15	22	35	13	28	31	12	15	30		56
	3—6 см	<1	1	1	0,1	4	2	0,2	2	3	3	3	8	47		4
	6—30 см		1	1	—	2	2	—	1	3	—	2	5	—		8

П р и м е ч а н и я . 1. Прочерк в графе — содержание радионуклида ниже предела обнаружения; пропуск — содержание не определялось. 2. Серии отбора: 1 — июль 1986 г., 3 — октябрь 1986 г.; 4 — октябрь 1987 г.

На рис. 5.8 показана зависимость $K_L^{(i)}$ от глубины миграции L , рассчитанная нами для ^{137}Cs ($E_\gamma \approx 660$ кэВ/квант) и четырех значений L (0,16; 1,6; 4,8 и 16 г/см²), для которых в работе [13] приведены коэффициенты конверсии $\varepsilon(L)$:

$$K_L(L) = \frac{\varepsilon(L)}{\varepsilon_0}. \quad (5.9)$$

Для оценки зависимости K_L от средней энергии гамма-излучения радионуклида при расчете $K_L(L)$ по соотношению (5.9) были использованы значения ε_i для продуктов деления и активации с максимальным разбросом средних энергий гамма-излучения от 130 кэВ/квант для ^{144}Ce до 1150 кэВ/квант для ^{140}La . При этом оказалось, что K_L весьма слабо зависит от E_γ и в пределах ошибки $\pm 5\%$ зависимость $K_L(L)$, рассчитанная для ^{137}Cs , может быть использована для расчета МЭД от любого другого чернобыльского радионуклида.

Как видно из обобщенных данных наблюдений за изменением глубины миграции со временем (см. рис. 5.6), практический интерес при расчетах МЭД представляют значения $L > 0,2$ г/см². Поэтому зависимость $K_L(L)$ с хорошей точностью аппроксимируется степенной функцией (см. рис. 5.8)

$$K_L(L) = \begin{cases} 0,63 - 0,30 \lg L & \text{при } 0,16 < L < 1,6 \text{ г/см}^2, \\ 0,65 - 0,36 \lg L & \text{при } 1,6 < L < 16 \text{ г/см}^2. \end{cases} \quad (5.10)$$

В табл. 5.11 приведены значения ε_{i0} ($L = 0$) для всех чернобыльских радионуклидов, которые брались в расчет при оценке и прогнозе радиационных характеристик загрязнения местности спустя 10—15 дней после аварии. Для оценок плотности загрязнения почвы различными радионуклидами полезной является обратная величина

$$\hat{\sigma}_i = 1/\varepsilon_{i0} \quad (\text{Ки} \cdot \text{км}^{-2})/(\text{мкР} \cdot \text{ч}^{-1}),$$

т. е. запас i -го радионуклида при МЭД-1 мкР/ч, создаваемой излучением этого радионуклида (для удобства практических оценок, в табл. 5.11 — при 10 мкР/ч).

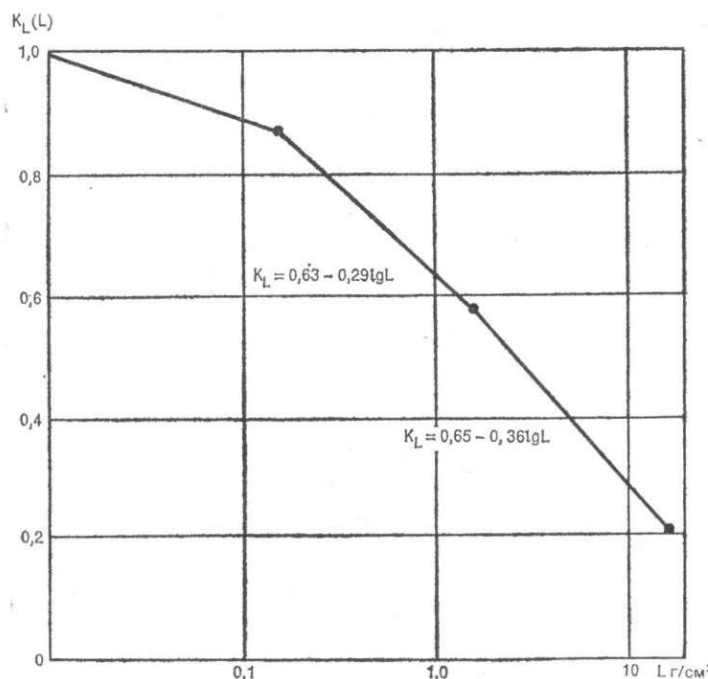


Рис. 5.8. Зависимость коэффициента ослабления K_L от глубины миграции L для ^{137}Cs .

Поскольку $K_L(L)$ практически не зависит от энергии гамма-излучения интересующих нас черновобльских радионуклидов, при расчете МЭД от сложной смеси радионуклидов с помощью формулы (5.8) мы приходим к выражению для расчета МЭД

$$P_\gamma = \sum_i K_L^{(i)} \varepsilon_{0i} \sigma_i = K_L(L) \sum_i \varepsilon_{0i} \sigma_i.$$

Вынесение $K_L(L)$ за знак суммы сделано в предположении, что в пределах изучаемого участка местности, для которого производится прогностический расчет МЭД, сохраняется относительное постоянство типа почвы. При этом предположении глубина миграции L приблизительно одинакова для всех долгоживущих дозообразующих радионуклидов (в основном, цезия и рутения спустя год и более после аварии), как это следует из анализа данных о вертикальной миграции (см. табл. 5.9).

Таким образом, для расчета МЭД по данным о плотности загрязнения местности различными радионуклидами необходимо определить параметр «глубина миграции» L по данным измерения вертикального распределения радионуклидов в почве и воспользоваться табличными значениями конверсионных факторов ε_{0i} (см. табл. 5.11). При этом следует учесть, что в выражении (5.11) коэффициент ослабления $K_L(L)$ и плотность загрязнения σ_i зависят от времени после аварии (см. ниже п. 5.5).

Таблица 5.11

Конверсионные факторы (ε_{0i}) и нормированные на мощность дозы ($P_{\gamma i} = 10$ мкР/ч) запасы (σ_i) черновобльских радионуклидов

Радионуклид	ε_{0i} (мкР·ч ⁻¹)/ (Ки·км ⁻²)	σ_i ^ Ки/км ²	Радионуклид	ε_{0i} (мкР·ч ⁻¹)/ (Ки·км ⁻²)	σ_i ^ Ки/км ²
²³⁹ Np	2,9	3,5	⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	28,3	0,35
⁹⁹ Mo (^{99m} Tc)	5,1	2,0	^{110m} Ag	50,3	0,20
¹³² Te + ¹³² I	45,9	0,24	¹⁴⁴ Ce + ¹⁴⁴ Pr	0,8	12,5
¹³¹ I	7,3	1,4	¹⁰⁶ Ru	3,8	2,6
¹⁴⁰ Ba + ¹⁴⁰ La	41,5	0,27	¹³⁴ Cs	29,1	0,34
¹⁴¹ Ce	1,2	8,3	¹²⁵ Sb	7,9	1,3
¹⁰³ Ru	8,9	1,1	¹³⁷ Cs	10,7	0,94

Необходимо напомнить, что рассчитанное по формуле (5.11) значение МЭД (в рентгенах) является, по существу, лишь приблизительной верхней оценкой мощности дозы гамма-излучения в воздухе, которая обуславливает поглощенную человеком дозу за счет внешнего облучения. Связь МЭД с поглощенной дозой определяется многими факторами, приводящими к ослаблению поглощенной дозы от внешнего облучения относительно экспозиционной дозы. К числу важнейших факторов ослабления, помимо рассмотренного нами заглубления, относятся также влажность почвы, микрорельеф, экранировка гамма-излучения биомассой растений и строениями, а также время нахождения человека (по группам населения) внутри или вне помещений (совокупность этих факторов, которые вводятся в соответствующие модели расчета поглощенных доз от внешнего облучения человека, приводит к снижению поглощенной дозы от 3 до 10 раз относительно расчетного значения МЭД [12]). Поэтому обсуждаемые здесь и ниже характеристики экспозиционной дозы гамма-излучения от загрязняющих местность черномыльских радионуклидов следует рассматривать как физические параметры экспозиционной дозы в приземном (0—1 м) слое воздуха, которые являются основой для последующего расчета дозовых нагрузок на человека от внешнего гамма-излучения путем внесения соответствующих поправочных коэффициентов ослабления.

5.5. ПРОГНОЗ РАДИАЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ

К числу основных радиационных характеристик загрязнения местности черномыльскими выпадениями следует отнести суммарную альфа- и бета-активность содержащихся в них радионуклидов и мощность экспозиционной дозы гамма-излучения P_γ . К этим характеристикам следует добавить альфа-активность аэрозольных частиц в приземном слое воздуха, концентрация которых формируется за счет вторичного ветрового подъема радиоактивности с верхнего микрослоя загрязненной поверхности земли.

Перечисленный набор радиационных факторов определяет в основном дозовые нагрузки за счет внешнего облучения и внутреннего облучения вследствие поступления радионуклидов в организм при дыхании. Поэтому прогноз изменения этих характеристик во времени имеет важное практическое значение для оценки радиационной обстановки на загрязненных территориях, где радиоактивность от черномыльских выпадений сравнима или превышает «дочерномыльский» радиационный фон. Не вдаваясь в детали сравнительных оценок вклада черномыльских выпадений в радиационный фон, обусловленного техногенными радионуклидами, в районах с разными уровнями загрязнения, можно принять, что этот вклад будет определяющим при уровне выпадений выше 100 мКи/км² (4000 Бк/м²) по ¹³⁷Cs и 3 мКи/км² (100 Бк/м²) по Pu. Эти критерии получены на основании средних оценок глобального загрязнения поверхности суши северного полушария в средних широтах (40°—60° с. ш.): 60—70 мКи/км² (2200—2600 Бк/м²) по ¹³⁷Cs [15] и 3—10 мКи/км² (100—400 Бк/м²) по плутонию [14]. При выборе этих критериев мы учитывали также, что «свежие» черномыльские выпадения представляют собой относительно большую опасность по сравнению с глобальным загрязнением теми же радионуклидами (при одинаковом запасе в почве) за счет меньшего заглубления в почву в первые годы после выпадения. Это замечание в основном относится к выводу критерия для оценки загрязнения местности плутонием. Как будет показано ниже, концентрация альфа-активных радионуклидов в приземном слое воздуха должна в сильной степени уменьшаться с «возрастом» выпадений.

5.5.1. Запас радионуклидов на местности

Как показали исследования (см. ниже пп. 8.3, 8.4), через несколько месяцев после аварии основная доля (более 80 %) чернобыльских радионуклидов, загрязняющих почву и растительность на открытых естественных и сельскохозяйственных ландшафтах, приходилась на почвенный покров и с течением времени эта доля продолжает расти. Поэтому прогнозные оценки изменения общего радиоактивного загрязнения местности, т. е. плотности выпавших радионуклидов ($\text{Бк}/\text{м}^2$), относятся, главным образом, к запасу в почвенном покрове.

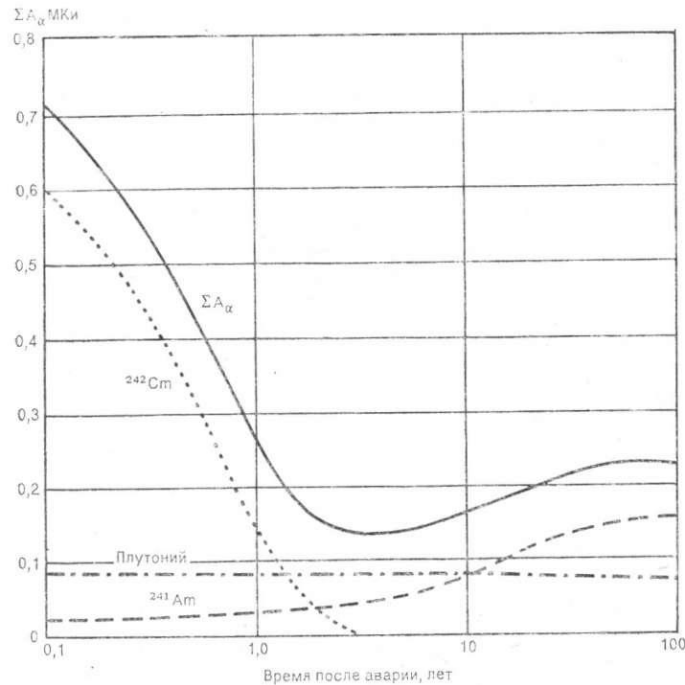


Рис. 5.9 Изменение во времени суммарной альфа-активности чернобыльских радионуклидов

Рассматривая радиационные характеристики отдельно по видам ионизирующего излучения, следует выделить суммарную альфа-активность, т.е. суммарную активность альфа-излучающих радионуклидов ΣA_α ($\text{Бк}/\text{м}^2$), и так называемую суммарную (общую) активность ΣA_β ($\text{Бк}/\text{м}^2$), т.е. суммарную активность всех остальных радионуклидов, претерпевающих, в отличие от первой группы, бета-распад.

Темп изменения $\Sigma A_\alpha(t)$ и $\Sigma A_\beta(t)$ во времени определяется радионуклидным составом выпадений, который. Как показано выше (см. п.5.2), изменяется в широких пределах в зависимости от места относительно источника и характера осадков. Расчет зависимостей $\Sigma A_\alpha(t)$ и $\Sigma A_\beta(t)$ проводился по формуле [6,7]

$$\Sigma A_{\alpha,\beta}(t) = K_{\alpha,\beta} \sum_i \left(\frac{A_i}{A_{95}} \right)_0 \exp(-\lambda_i t), \quad (5.12)$$

где $K_{\alpha,\beta}$ — коэффициент нормировки

Предполагалось, что изотопные отношения внутри группы альфа-излучающих ТУЭ слабо зависят от вариаций радионуклидного состава выпадений, поэтому при расчете динамики запаса $\Sigma A_\alpha(t)$ по формуле (5.12) использовались принятые нами исходные отношения ТУЭ к ^{95}Zr на момент аварии (см. табл. 3.2), Результаты расчета $\Sigma A_\alpha(t)$ представлены на рис. 5.9 наряду с относительными вкладами отдельных ТУЭ в запас альфа-активности.

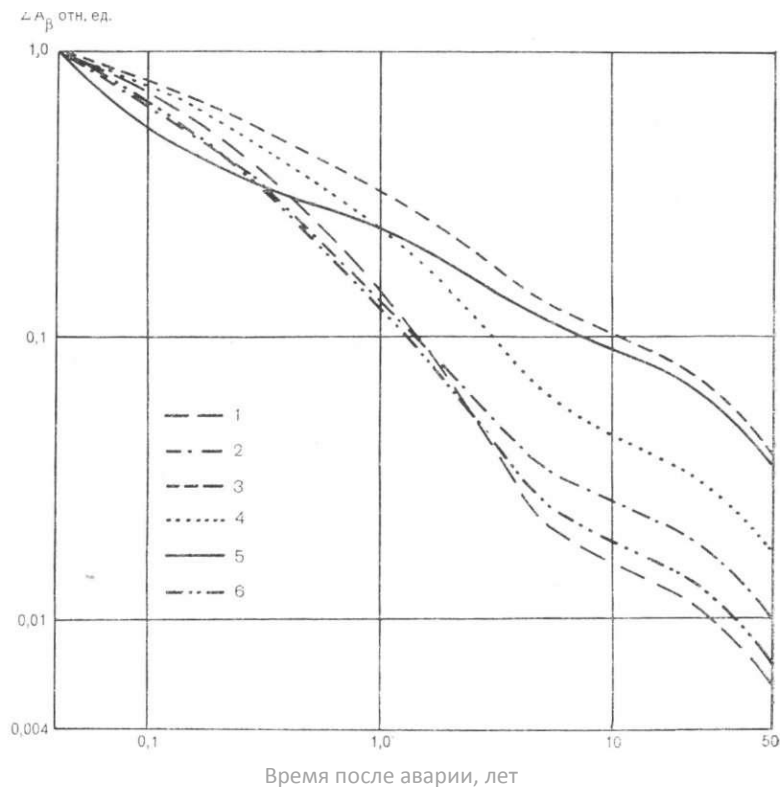


Рис. 5.10. Суммарная активность ΣA_{β} чернoбыльских выпадений в различных районах р/а загрязнения. 1 — исходный состав; 2 — запад (Вильчи); 3 — юг Киевской обл.; 4 — Кавказ; 5 — цезиевые пятна; 6 — юг (Киев).

Из рис. 5.9 видно, что основной вклад в суммарную альфа-активность выпавших радионуклидов в первый год после аварии вносит ^{242}Cm ($T_{1/2} = 163$ дня), активность которого на момент аварии примерно на порядок превышала активность изотопов плутония (см. табл. 3.2). В дальнейшем, спустя 3—4 года после аварии, суммарная альфа-активность, обусловленная в этот период в основном радиоактивностью трех альфа-излучающих изотопов плутония (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu) и ^{241}Am , начинает расти за счет накопления ^{241}Am (см. рис. 3.1). Через 50—70 лет после аварии ΣA_{α} стабилизируется на уровне приблизительно в три раза меньше первоначального, и темп последующего уменьшения этого уровня будет определяться распадом суммы альфа-активных изотопов плутония и ^{241}Am с эффективным периодом полураспада порядка нескольких сотен лет.

Для расчета уменьшения суммарной радиоактивности чернoбыльских выпадений $\Sigma A_{\beta}(t)$ использовались типичные варианты усредненного радионуклидного состава почв в соответствующих районах ЕТС в виде средних по этим районам отношений $(A_i/A_{95})_0$ (табл. 5.12). Приведенные в табл. 5.12 радионуклиды включались в расчет $\Sigma A_{\beta}(t)$ по формуле (5.11) вместе с равновесными дочерними продуктами их распада: ^{132}I , ^{140}La , ^{95}Nb , ^{144}Pr , ^{106}Rh и ^{80}Y (которые в табл. 5.12 не приведены). Результаты прогнозного расчета уменьшения общего запаса чернoбыльских радионуклидов на местности в различных районах загрязненной территории ЕТС показаны на рис. 5.10. Для удобства сравнения все кривые на рисунке нормированы на единицу на время $D+15$. Из рисунка видно, что при всех реальных вариантах радионуклидного состава выпадений уменьшение со временем загрязняющей местность суммарной радиоактивности происходит существенно медленнее, чем активности исходной суммы радионуклидов в источнике.

Таблица 5.12
Обобщенный радионуклидный состав продуктов аварии на ЧАЭС,
загрязняющих местность в различных районах ЕТС (A_i/A_{95} на момент аварии)

Радионуклид	Исходный РНС	Зона до 100 км			Цезиевые пятна в Белоруссии	Юг Киевской области	Сев.
		Север	Юг	Запад			
²³⁹ Np	10	2,0	14	5,0	(10)	(10)	(10)
⁹⁹ Mo	1,0	1,0	2,5	1,5	(2,0)	(1,5)	(1,5)
¹³² Te	0,9	5,0	1,3	3,6	(230)*	(3,0)	(3,0)
¹³¹ I	0,7	5,0	3,0	3,0	180	(3,0)	(3,0)
¹⁴⁰ Ba	1,0	1,0	2,0	1,4	12	(1,5)	(1,5)
¹⁴¹ Ce	1,0	1,1	1,0	0,9	2,0	1,5	1,8
¹⁰³ Ru	1,0	0,8	1,2	0,8	35	8,0	6,0
⁸⁹ Sr	0,4	0,2	1,2	0,7	2,5	1,0	1,0
⁹¹ Y	0,3	0,8	0,8	0,9	(1,0)*	0,5	0,6
⁹⁵ Zr	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
^{110m} Ag	0,001	0,003	0,001	0,001	0,15	(0,03)	(0,01)
¹⁴⁴ Ce	0,7	0,7	0,6	0,6	12	1,0	1,2
¹⁰⁶ Ru	0,4	0,3	0,5	0,3	13	3,0	2,3
¹³⁴ Cs	0,03	0,15	0,05	0,1	9,0	1,5	0,5
¹²⁵ Sb	0,004	0,006	0,01	0,01	0,9	0,3	0,1
⁹⁰ Sr	0,04	0,04	0,15	0,1	0,25	0,1	0,1
¹³⁷ Cs	0,055	0,3	0,1	0,2	18	3,0	1,0

Примечание. Числа в скобках — оценки по косвенным данным.

* Расчет из условий $A_{132}/A_{131} = Y_{132}/Y_{131} = 1,3$; $f_{91,95} = 1,9$.

Причиной такого замедленного спада является обогащение выпадений на всей загрязненной территории (в особенности в районах цезиевых пятен) легколетучими долгоживущими радионуклидами цезия, сурьмы, рутения.

5.5.2. Концентрация альфа-активных радионуклидов в приземном слое воздуха

Гипотеза, лежащая в основе прогнозной оценки изменения концентрации альфа-активности C_α (Бк/м³) в приземном слое воздуха, состоит в предположении, что эта концентрация пропорциональна запасу ТУЭ в тонком поверхностном слое почвы:

$$C_\alpha = K_v \Delta\tau_\alpha, \quad (5.13)$$

где K_v — коэффициент ветрового подъема, м⁻¹.

Величина $\Delta\sigma_\alpha$ зависит от принятой для расчета ветрового подъема радиоактивных продуктов толщины «активного» (в смысле основного вклада в концентрацию в воздухе при ветровом подъеме) верхнего микрослоя почвы, содержание ТУЭ в котором уменьшается со временем вследствие вертикальной миграции радионуклидов по почвенному слою.

В качестве модели распределения ТУЭ в верхнем (0—5 см) слое почвы принимается экспонента [см. формулу (5.6)]. Обозначив толщину «активного» микрослоя d (г/см²), получим путем интегрирования следующую формулу:

$$\Delta\sigma_\alpha = \sigma_\alpha [1 - \exp(-d/L)], \quad (5.14)$$

где σ_α — запас α -излучающих ТУЭ в почвенном слое 0—5 см, Бк/м², практически равный полному запасу в почвенном слое.

Таким образом, изменение со временем $\Delta\sigma_\alpha$ и C_α определяется в выражении (5.13) изменением запаса альфа-активности $\sigma_\alpha(t)$ в результате естественного распада и накопления (рис. 5.11), а также зависимостью $L(t)$, которая принимается нами в форме $L(t) = p + qt$. С учетом этих функций времени получим следующую модель для расчета:

$$C_{\alpha}(t) = K_{\alpha} \sum A_{\alpha}(t) [1 - \exp(-d/(p + qt))] \quad (5.15)$$

где K_{α} — коэффициент нормировки.

На рис. 5.11 показаны прогнозные кривые $C_{\alpha}(t)$ для двух значений d : 1) порядка размера почвенных частиц $d/\rho \approx 0,2$ см; 2) порядка максимальных горячих частиц $d/\rho = 0,001$ см. При выборе модели $L(t)$ для ТУЭ предполагалось, что миграционные свойства ТУЭ схожи с ^{144}Ce , поэтому была принята усредненная модель умеренной миграции ^{144}Ce в дерново-подзолистых почвах (см. рис. 5.6):

$$L = 0,4 + 0,3t$$

(t — время после аварии, годы). Обе кривые на рис. 5.11 нормированы на время 0,2 года после аварии (середина июля 1986 г.), поскольку к этому времени сформировалось начальное заглубление радионуклидов в почву и, кроме того, к этому времени были налажены надежные измерения альфа-активности приземного слоя воздуха.

Нетрудно видеть, что оба варианта расчета при единой нормировке не должны сильно различаться, поскольку в обоих случаях $d < L$ и выражение в квадратных скобках в модели (5.14) имеет асимптотой гиперболу $1/(p+qt)$ при $d/L \rightarrow 0$, т. е. для достаточно больших t .

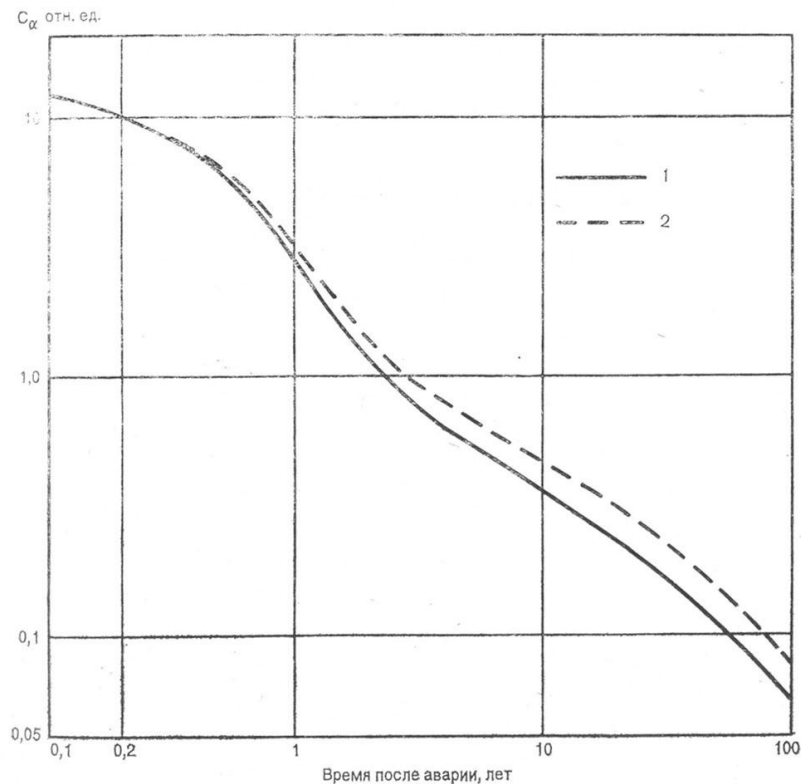


Рис. 5.11. Изменение альфа-активности чернобыльских выпадений в приземном слое воздуха.
1) $d=0,001$ г/см²; 2) $d=0,3$ г/см².

Эта закономерность на рис. 5.11 проявляется в том, что через 2—3 года после аварии темп уменьшения альфа-активности воздухе практически не зависит от принятой для расчета толщины d верхнего «активного» слоя почвы.

Таким образом, прогностический расчет изменения C_{α} по модели (5.15) показывает, что образующаяся при ветровом подъеме альфа-активность в приземном слое воздуха над целинными (необрабатываемыми с апреля 1986 г.) участками почвы в первые два года после аварии будет понижаться, главным образом, за счет распада ^{242}Cm , вносящего основной вклад в суммарную альфа-активность выпадений (см. рис. 5.9). Дальнейшее понижение альфа-активности в воздухе будет происходить

исключительно за счет миграции ТУЭ вниз по почвенному профилю.

Необходимо отметить, что кривые на рис. 5.11 характеризуют относительное (по отношению к некоторому первоначальному уровню) понижение альфа-активности воздуха, в то время как абсолютные концентрации альфа-излучателей будут зависеть от множества факторов, относящихся к условиям загрязнения конкретных участков местности (плотность загрязнения, состояние земной поверхности, наличие или отсутствие механической обработки почвы, состояние атмосферы и т. п.).

5.5.3. Мощность экспозиционной дозы

Уменьшение МЭД на местности, где не проводились специальные мероприятия по дезактивации (включая перепашку), определяется естественными процессами радиоактивного распада и миграции вглубь почвенного слоя. В расчетной формуле для МЭД (5.11) эта зависимость от времени t после аварии определяется коэффициентом ослабления за счет миграции $K_L(L)$, в котором параметр «глубина миграции» L увеличивается со временем (см. рис. 5.6), и полным запасом σ_i каждого радионуклида, который уменьшается при радиоактивном распаде:

$$P_{\gamma}(t) = K_L(t) \sum_i \varepsilon_{0i} \sigma_i e^{-\lambda_i t}.$$

На рис. 5.12 показаны графики изменения $K_L(t)$, рассчитанные на основе зависимостей $K_L(L)$ (см. рис. 5.8) и $L(t)$ для трех вариантов увеличения глубины миграции со временем (см. рис. 5.6). Эти варианты, по-видимому, охватывают весь возможный диапазон изменения $L(t)$ при миграции в типичных почвах загрязненных районов ЕТС (см. табл. 5.9 и рис. 5.6).

Набор моделей $K_L(t)$, показанный на рис. 5.12, практически исчерпывает весь диапазон возможного уменьшения МЭД за счет миграции радионуклидов в верхнем слое почвенного покрова целинных участков земли, а именно: на 20—35 % через несколько месяцев и примерно в 2 раза спустя 10 лет после чернобыльских выпадений. Следует при этом указать на значительную условность принятых в расчетах как экспоненциальной модели миграции (5.7), так и линейной модели зависимости $L(t)$ (5.5), особенно на значительные (более 10 лет) промежутки времени после аварии. С учетом этого замечания приведенные оценки уменьшения МЭД за счет вертикальной миграции радионуклидов (см. рис. 5.12) могут указывать лишь на порядок этой величины. Например, при средней влажности $\omega = 0,25$ величина K_L , как легко показать, уменьшается примерно на 20 % и примерно на столько же ослабляется МЭД за счет влияния микрорельефа даже на относительно плоских необрабатываемых участках [5].

На экранирующих свойствах почвы основан простой и эффективный способ снижения МЭД путем глубокой вспашки целинных участков и сельхозполей с переворачиванием верхнего 20—25 см слоя почвы. Уже в первый год после аварии в тех загрязненных районах, где была возможна глубокая вспашка, этот способ позволил снизить МЭД на больших территориях в 5—10 раз относительно нетронутых участков земли.

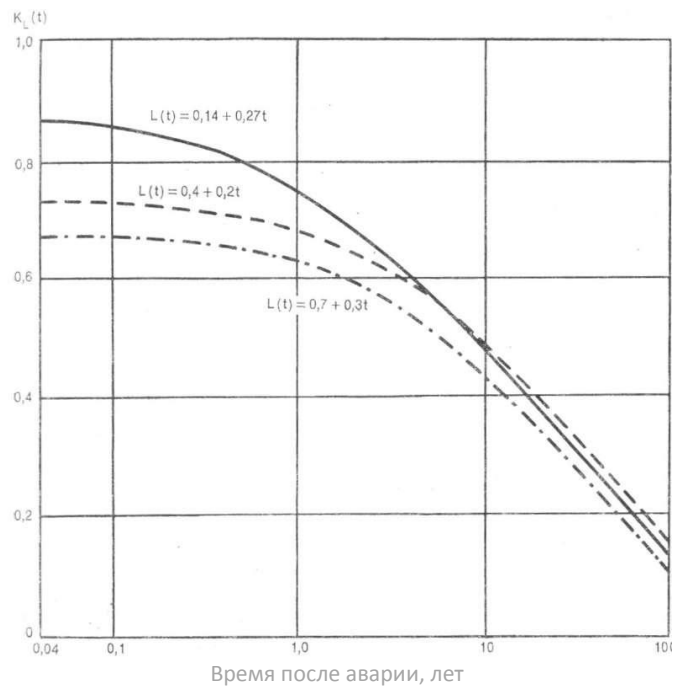


Рис. 5.12. Изменение коэффициента ослабления $K_L(t)$ во времени при разных скоростях вертикальной миграции черновильских радионуклидов почвенном слое.

На рис. 5.13 показано уменьшение МЭД за счет радиоактивного распада и вертикальной миграции в почве для тех же вариантов радионуклидного состава черновильских выпадений, для которых рассчитывалось уменьшение суммарной активности ΣA_β (см. табл. 5.12 и рис. 5.10). Расчет P_γ производился по формуле

$$P_\gamma(t) = K_P K_L(t) \sum_i (A_i/A_{95})_0 e^{-\lambda_i t}, \quad (5.17)$$

полученной путем замены в выражении (5.15) абсолютных значений запаса радионуклидов σ_i на относительную величину $(A_i/A_{95})_0$, характеризующую радионуклидный состав в каждом районе радиоактивного следа, для которого производился расчет $P_\gamma(t)$.

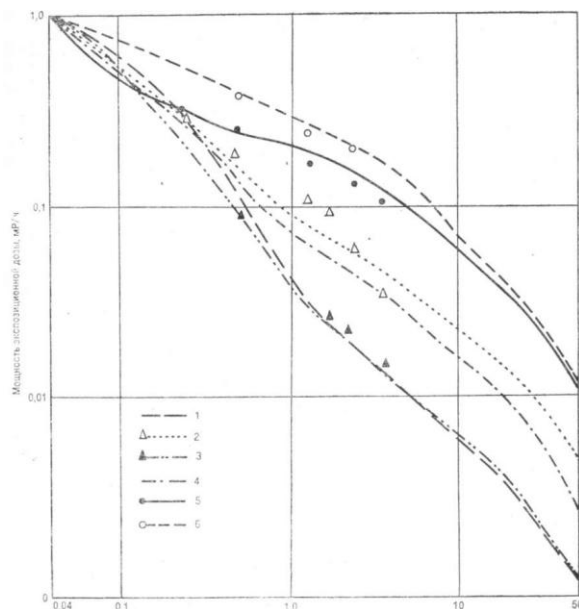


Рис. 5.13. Изменение мощности дозы внешнего гамма-излучения от черновильских выпадений в различных районах радиоактивного загрязнения при нормировке $P=1$ мР/ч через 15 дней после аварии (точки — данные полевых измерений). 1 — исходный состав; 2 — север (Брагин); 3 — юг (Киев); 4 — запад (Виллога); 5 — цезиевые пятна; 6 — юг Киевской обл.

Путем введения соответствующего коэффициента K_p все кривые на рис. 5.13 нормированы на единицу и приведены к макету Д+15, к которому, по-видимому, сформировалась практически вся картина радиоактивного загрязнения рассматриваемых территорий.

На рис. 5.13 точками показаны данные полевых измерений МЭД, выполненных в соответствующих районах радиоактивного следа с помощью воздухоэквивалентных рентгенометров ДП—5 и ДРГ-01—т в период июль 1986 г.-август 1989 г.

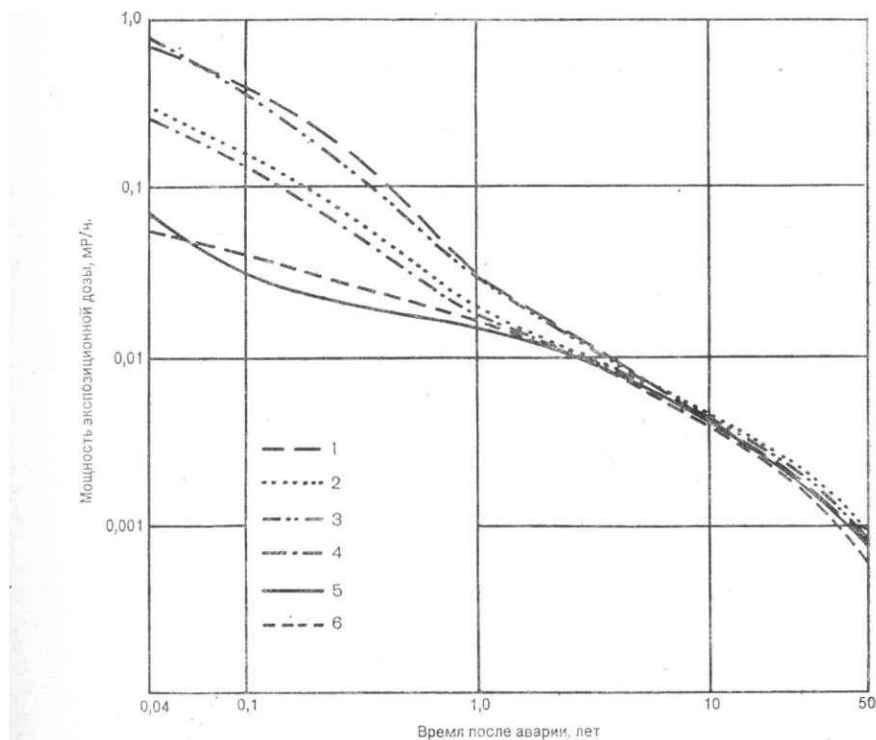


Рис. 5.14. Изменение мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения от чернобыльских выпадений для уровня $\sigma_{137} = 1 \text{ Ки/км}^2$ (^{137}Cs).
Усл. обозначения см. рис. 5.13.

Для удобства сравнения первые во времени результаты измерений «привязаны» к существующим расчетным кривым. Экспериментальные данные в целом хорошо согласуются с расчетными (кроме варианта «север», где сходимость, по-видимому, следует оценить как удовлетворительную), что внушает уверенность в правильности наших прогнозных оценок.

Как и для суммарной активности ΣA_B (см. рис. 5.10) наиболее высокий темп понижения МЭД отмечается для исходной суммы радионуклидов (в источнике) и для радионуклидного состава выпадений, характерного для южного участка ближней зоны (100—150 км от источника, г. Киев).

Спустя 1—2 года основной вклад в МЭД вносят радионуклиды рутения и цезия, которые лишь в небольшой степени фракционированы относительно друг друга. Кроме того, энерговыделение ^{106}Ru намного ниже суммарного энерговыделения радионуклидов цезия (см. табл. 5.11). По этой причине через 2—3 года после аварии темп понижения $P_v(t)$ определяется, в основном, распадом радионуклидов цезия (^{134}Cs и ^{137}Cs) и их миграцией в почве. Это означает, что через 2—3 года после аварии (лето 1988 и 1989 гг.) темп снижения МЭД во всех районах радиоактивного следа будет практически одинаковым.

Для практических приложений удобным условием нормировки при расчетах динамики мощности дозы на загрязненных территориях является единичная плотность загрязнения цезием-137 $\sigma_{137} = 1 \text{ Ки/км}^2$. На рис. 5.14 показаны зависимости $P_V(t)$ для разных районов радиоактивного следа, рассчитанные для этого условия по формуле (5.16). Кривые на рисунке хорошо иллюстрируют отмеченную выше однородность темпов понижения мощности дозы спустя 2—3 года после аварии независимо от первоначального РНС выпадений.

Поскольку через 2—3 года после аварии основной вклад в МЭД во всех районах радиоактивного следа вносят радионуклиды цезия, практический интерес представляет оценка запаса ^{137}Cs в зависимости от времени и радионуклидного состава выпадений при некотором фиксированном уровне МЭД. Такие оценки, полученные для уровня $P_V=10 \text{ мкР/ч}$ на основе вышеизложенной методологии расчета МЭД с учетом заглубления [см. формулы (5.16), (5.17)], приведены в табл. 5.13. Как показали расчеты, уже к лету 1989 г. нормированный запас ^{137}Cs слабо зависит от вариаций радионуклидного состава выпадений, изменяясь в пределах $0,76 \pm 0,13 \text{ Ки/км}^2$ при $P_V = 10 \text{ мкР/ч}$.

Таблица 5.13

Плотность загрязнения ($\sigma_{137} \text{ Ки/км}^2$) цезием-137 для различных вариантов радионуклидного состава выпадений при мощности экспозиционной дозы $P_V = 10 \text{ мкР/ч}$

Период, гг.	Исходный состав радионуклидов	Зона до 100 км от		ЧАЭС	Цезиевые пятна	Юг Киевской области
		север	юг			
0,5	0,12	0,26	0,15	0,3	0,58	0,48
1,0	0,33	0,53	0,34	0,56	0,69	0,625
2,0	0,63	0,83	0,625	0,83	0,89	0,84
3,0	0,91	1,01	0,84	1,05	1,1	1,06
4,0	1,15	1,2	1,08	1,28	1,33	1,3
5,0	1,39	1,39	1,3	1,5	1,54	1,54
8,0	2,01	1,94	1,92	2,12	2,17	2,23
10,0	2,44	2,26	2,27	2,48	2,5	2,65

Вариации нормированного запаса ^{137}Cs на это время и в последующие годы обусловлены, главным образом, различиями в скорости изменения глубины миграции $L(t)$, принятыми для расчетов МЭД в разных зонах загрязнения (см. рис. 5.6).

5.5.4. Динамика дозовых нагрузок на население загрязненных районов

Основным критическим параметром радиационной обстановки в районах радиоактивного загрязнения является полная доза от ионизирующего излучения радионуклидов поглощенная в организме человека. Полная доза D_t складывается из дозы от внешнего облучения D_{ex} (в основном, за счет гамма-излучения природной среды)¹⁵, строений, орудий труда и т. п., и внутренней дозы D_m (за счет попадания радионуклидов в организм при дыхании и с пищей).

Если принять, что основной вклад во внешнюю дозу D_{ex} вносит гамма-излучение от поверхности земли, то для оценки динамики $D_{\text{ex}}(t)$ можно воспользоваться

¹⁵ При оценке D_{ex} мы не рассматриваем дозу, полученную в первые дни после аварии от прохождения радиоактивных облаков или струи от источника (так называемая подсветка).

рассчитанными выше динамическими характеристиками МЭД (см. рис. 5.13 и 5.14). При этом необходимо повторить замечание, сделанное в конце п. 5.4 о том, что динамические характеристики экспозиционной дозы (т. е. МЭД и собственно экспозиционная доза) внешнего гамма-излучения имеют сугубо физический смысл и, если не делается специальных оговорок, могут использоваться лишь для ориентировочных оценок величины и динамики изменения соответствующих характеристик поглощенной дозы¹⁶.

На рис. 5.15 показано изменение от времени после аварии накопленной экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения черномыльских радионуклидов для разных вариантов радионуклидного состава выпадений при начальном условии 1 мР/ч на Д+15. Кривые строились по результатам расчетов по формуле

$$D_{\gamma}(t) = \int_0^t P_{\gamma}(t) dt, \quad (5.18)$$

в которой использовались расчетные зависимости $P_{\gamma}(t)$, показанные на рис. 5.13. Таким же образом получены графики накопления экспозиционной дозы при нормировке $\sigma_{137} = 1$ Ки/км² (рис. 5.16), для чего использовались полученные для той же нормировки зависимости $P_{\gamma}(t)$ (см. рис. 5.14). Обе серии кривых на рис. 5.15 и 5.16 обнаруживают те же особенности, что и соответствующие им зависимости МЭД от времени (см. рис. 5.13, 5.14), а именно:

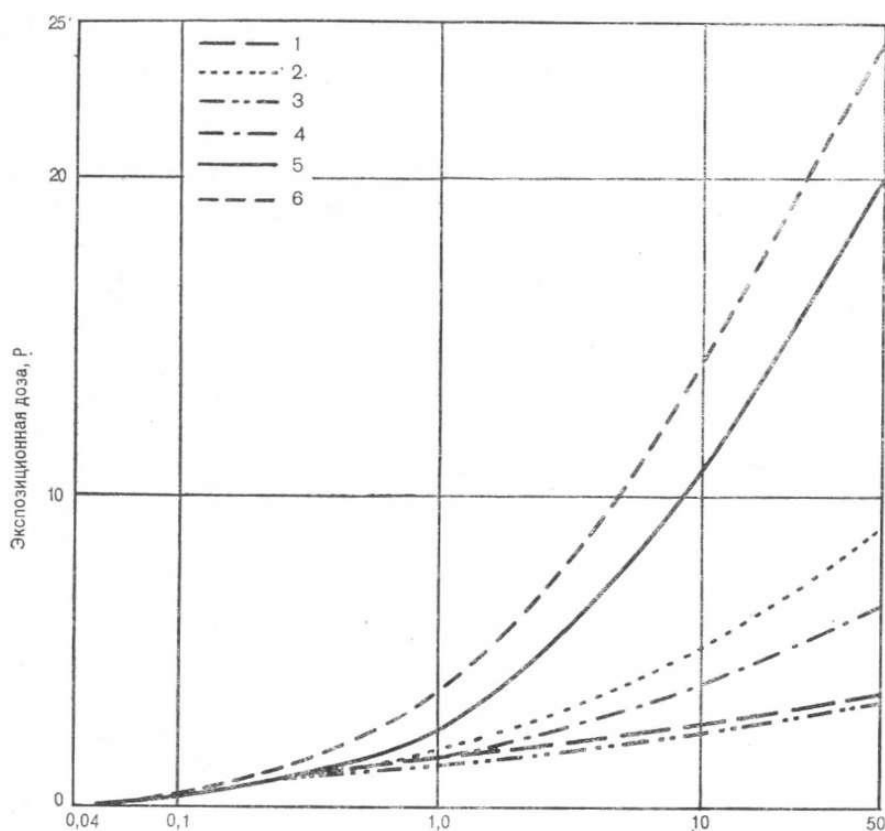


Рис. 5.15. Накопленная экспозиционная доза внешнего гамма-излучения от черномыльских выпадений в различных районах радиоактивного загрязнения при нормировке $P=1$ мР/ч на Д+15.

Усл. обозначения см. рис. 5.13

¹⁶ Чтобы подчеркнуть это различие, мы вводим разные обозначения: поглощенная доза D_{ex} , экспозиционная доза D_{γ} .

1) при нормировке 1 мР/ч на Д+15 максимальная экспозиционная доза для всех рассматриваемых вариантов радионуклидного состава будет набираться в загрязненных районах юга Киевской обл. и в цезиевых пятнах за счет относительно высокого (на Д+15) вклада в МЭД долгоживущих радионуклидов легколетучих продуктов аварии — рутения и цезия; при этом накопленная экспозиционная доза в крайних вариантах радионуклидного состава при одинаковых начальных условиях за первые 10 лет будет отличаться в 4—5 раз, а за 40—50 лет — в 7—8 раз;

2) при одинаковой плотности загрязнения $\sigma_{137} = 1 \text{ Ки/км}^2$ темп накопления D_γ спустя 1 — 1,5 года после аварии будет практически одинаков во всех зонах загрязнения, а различия в абсолютных значениях D_γ обусловлены, как это видно из рис. 5.16, разным темпом изменения МЭД в первые 1—2 года после аварии (см.рис. 5.14). Как отмечалось выше, объяснением однородности в темпах роста экспозиционной дозы (т. е. равенства годовой дозы) во всех районах радиоактивного следа служит тот факт, что спустя 1—2 года после аварии основной вклад в мощность экспозиционной дозы дают радионуклиды цезия при всех вариантах радионуклидного состава.

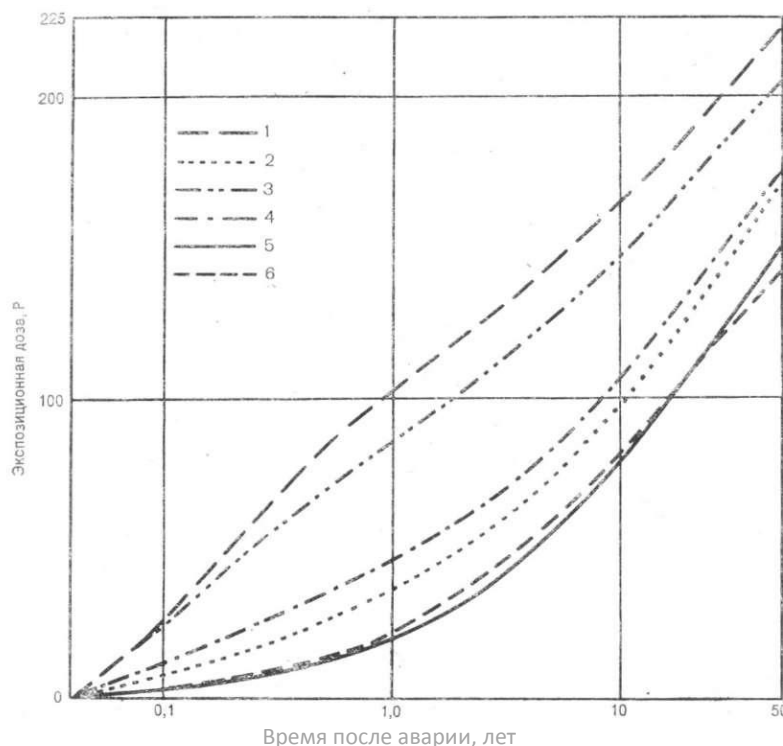


Рис. 5.16. Накопленная экспозиционная доза внешнего гамма-излучения от чернобыльских выпадений в различных районах радиоактивного загрязнения при нормировке $P = 1 \text{ мР/ч}$ через 3 года после аварии.

Усл. обозначения см. рис. 5.13

В качестве примера использования кривых на рис. 5.16 можно оценить поглощенную дозу от внешнего гамма-излучения средним жителем г. Киева (средняя плотность загрязнения $\sigma_{137} = 1 \text{ Ки/км}^2$). При условии что коэффициент экранировки внешнего гамма-излучения для городского жителя (учитывающий понижение гамма-излучения за счет проживания в каменном доме, дезактивацию поверхности земли и строений, твердое покрытие дорог и т. п.) принят равным 0,1, поглощенная доза D_{ex} будет около 100 мбэр (1 МЗв) спустя год после аварии и 260 мбэр (2,6 МЗв) за 70 лет, что соответствует увеличению полной дозовой нагрузки от естественного («дочернобыльского») радиационного фона (1—2 МЗв/год) примерно на 50—100 % за первый год после аварии и на 2—4 % за 70 лет. Необходимо подчеркнуть, что эти оценки

относятся лишь к поглощенной дозе от внешнего гамма-излучения, которая составляет часть полной эквивалентной дозы, полученной населением в результате чернобыльских выпадений за счет внешнего и внутреннего облучения. Так, полная средняя доза, полученная каждым жителем г. Киева за первый год после аварии, составила 300 мбэр.

Глава 6

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Выброшенные в атмосферу радиоактивные продукты аварии на Чернобыльской АЭС в результате осаждения на подстилающую поверхность попадали как на территорию водосборных бассейнов, так и непосредственно на водную поверхность (реки, водохранилища). В природных условиях радиоактивные осколки деления (нуклиды йода, цезия, стронция и др.) и продукты нейтронной активации в составе выпавших частиц частично переходят в раствор и вступают в химическое взаимодействие с природными водами [8]. Вторичная сорбция растворенных нуклидов на взвешенных частицах приводит к миграции нуклидов во взвешенном состоянии. Содержание стронция-90 в водорастворимой форме в пробах почв, отобранных 30.04.86 г. на расстояниях от 10 до 130 км к югу от ЧАЭС, составляло 0,07. . . 2,2 % его общего количества. Нуклиды, более прочно связанные с матрицей радиоактивных частиц, в зависимости от их размеров и плотности также образовывали взвешенную форму при миграции. Можно предполагать, что радионуклиды йода не были связаны с матрицей частиц, и поэтому их растворимость была близка к 100 %.

Последствия аварии создали также потенциальные возможности радиоактивного загрязнения подземных вод, особенно в районе размещения 4-го блока АЭС, где поступление радионуклидов в подземные воды может иметь наиболее массовый характер. Загрязненные подземные воды могли далее поступать в р. Припять. Конечно, скорости этих процессов весьма малы, однако этот путь миграции радионуклидов требует к себе внимания и принятия соответствующих мер по контролю загрязнения подземных вод вблизи промышленной площадки АЭС.

Таким образом, в результате аварии на Чернобыльской АЭС возникли угрозы радиоактивного загрязнения водных объектов по всем известным механизмам загрязнения: непосредственное осаждение радиоактивных продуктов на водную поверхность, сток с загрязненных водосборов во время дождевых и весенних паводков и миграция с подземными водами.

Наиболее быстро, практически сразу после аварии, которая произошла уже после весеннего паводка 1986 г., проявились эффекты прямого осаждения на водную поверхность рек, водохранилищ и морей. Затем периодически наблюдалось повышение уровня радиоактивного загрязнения рек во время дождевых паводков 1986 г. Во время весенних паводков 1987 и 1988 гг. были получены важные данные о влиянии загрязнения водосборов на содержание радионуклидов в речных водах. Влияние подземных вод на загрязнение рек и водохранилищ пока практически не отмечено, продолжаются исследования и наблюдения.

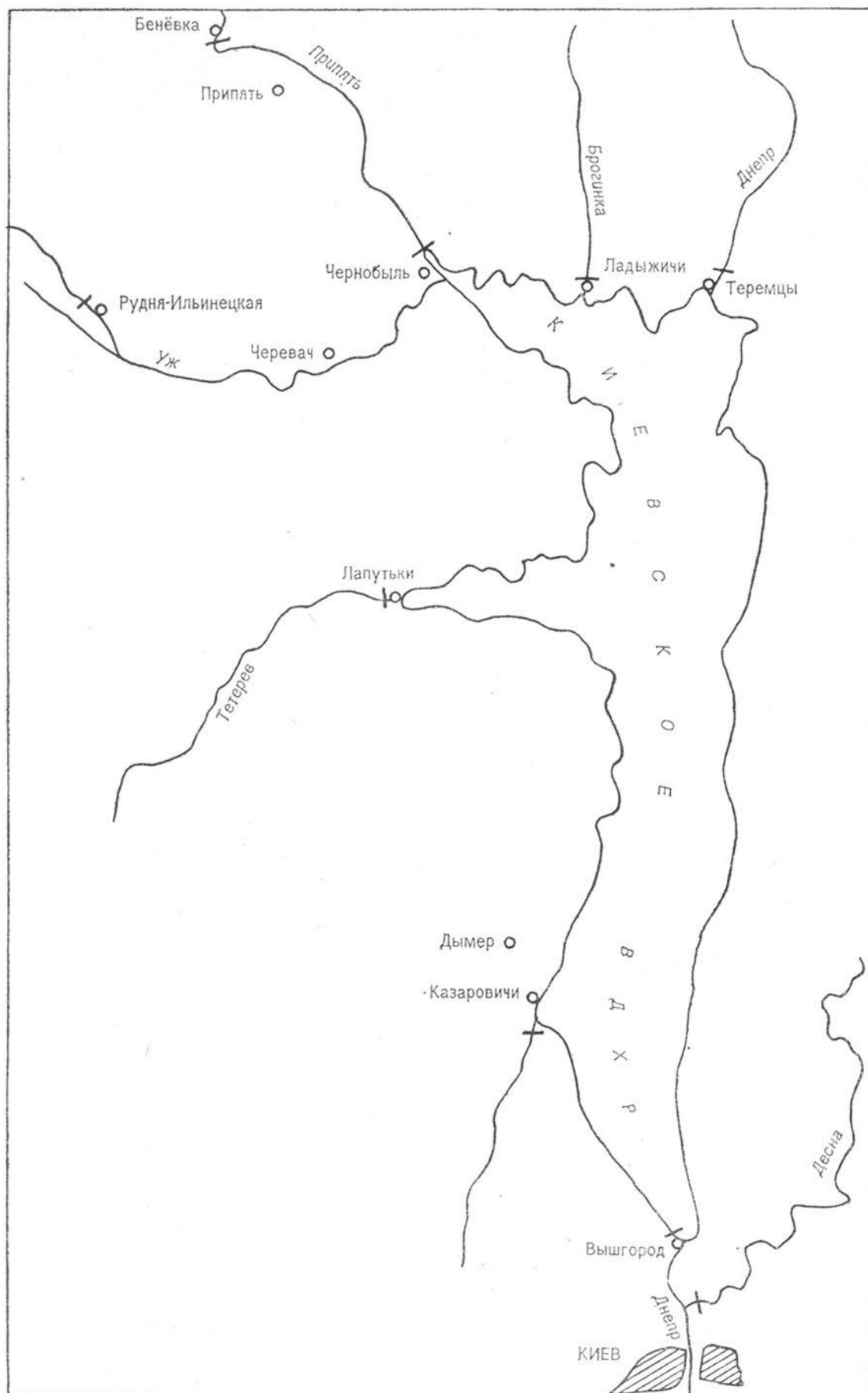


Рис. 6.1. Расположение пунктов отбора проб воды.

Чернобыльская АЭС расположена на территории с развитой гидрографической сетью. Тридцатикилометровая зона и основная часть радиоактивного следа расположены в водосборном бассейне р. Днепр и его притоков — Припяти, Ужа, Брагинки, Десны, Тетерева, Ирпеня, Сожа и др. На этой территории, а также на водохранилищах Днепровского каскада расположены стационарные пункты контроля качества поверхностных вод Общегосударственной службы контроля и наблюдения за загрязнением окружающей среды (ОГСНК).

Наличие таких стационарных пунктов позволило оперативно отобрать пробы уже в первые дни после аварии. Карта бассейна с указанием створов, на которых осуществлялся регулярный отбор проб, представлена на рис. 6.1.

Вместе с тем, для контроля ситуации в послеаварийный период была оперативно развернута специализированная (дополнительная) система мониторинга, которая охватила все большие и малые водотоки в зоне радиоактивного загрязнения, все водохранилища Днепровского каскада, а также Балтийское, Черное и Азовское моря. Основные результаты исследований и мониторинга радиоактивного загрязнения водных объектов опубликованы в работах [4—6]. В настоящей монографии приводятся более подробные данные и делается попытка их обобщения.

6.1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕК

Загрязнение воды рек произошло в первую очередь в результате радиоактивных выпадений на водную поверхность в первые дни после аварии, а затем после первых дождей за счет смыва радионуклидов с загрязненных водосборов. В связи с тем, что интенсивность поступления радиоактивных веществ в реки зависит от географического положения последних относительно источника, а также от интенсивности выброса, изменение концентраций радиоактивных веществ в реках не было монотонным и достигало максимальных значений в разные дни. В табл. 6.1 приведены максимальные концентрации за период наблюдения начиная с 26.04.86 г. в различных реках ближней зоны.

Таблица 6.1
Максимальные концентрации радионуклидов в реках ближней зоны (10^{-9} Ки/л)

Река	Дата	^{131}I	^{140}Ba	^{95}Zr	^{103}Ru	^{141}Ce
Припять	2.05.86 г.	120	60	42	22	
Тетерев	3.05.86 г.	54	34	39	19	18
Ирпень	6.05.86 г.	50	30	22		
Десна	26.04.86 г.	18	14	16	3,3	9,1
Днепр (Оболонь)	3.05.86 г.	35	19	19		9

Наблюдения за динамикой концентраций радионуклидов выявили резкое изменение концентраций по окончании аэрозольного периода загрязнения (выпадения на водную поверхность). В табл. 6.2 приведены данные об изменении концентраций радионуклидов в р. Припять (г. Чернобыль), а также значения допустимых концентраций (ДК_5), установленных нормами радиационной безопасности [11].

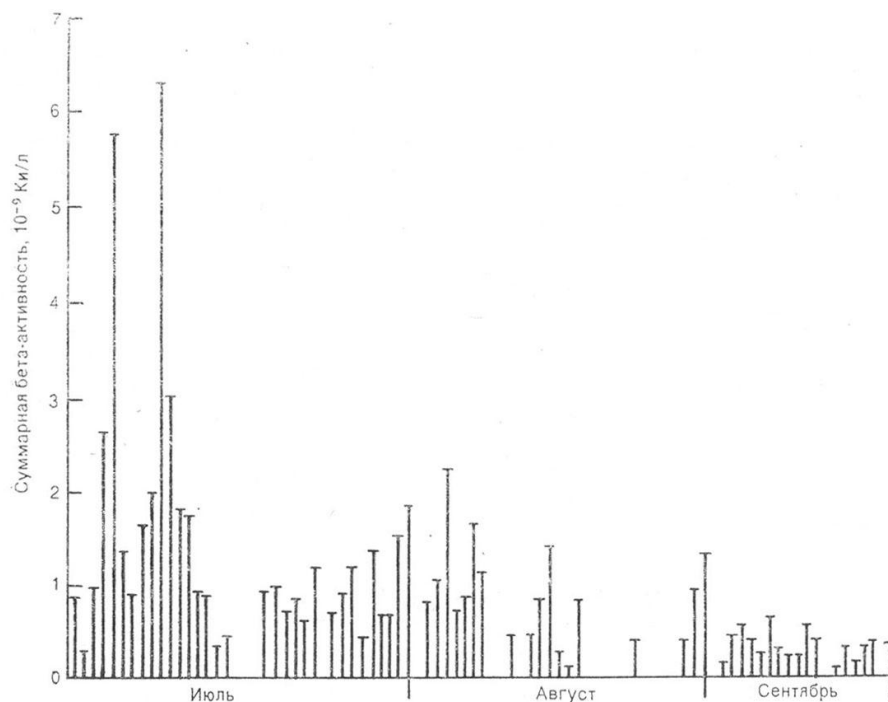


Рис. 6.2. Изменение суммарной бета-активности воды в р. Припять (г. Чернобыль).

Таблица 6.2
Динамика загрязнения воды в р. Припять (г. Чернобыль), (10^{-9} Ки/л)

Дата	^{131}I	^{137}Cs	^{140}Ba	^{141}Cl	^{144}Cl	^{103}Ru	^{95}Zr
01.05.86 г.	57	6,7	38	11	10	15	11
06.05.86 г.	22	4,3	4,8	2,4	—	4,6	4,5
03.06.86 г.	0,9	0,6	—	—	—	0,7	0,3
20.06.86 г.	—	0,1	—	0,05	0,09	0,1	0,1
16.07.86 г.	—	0,2	—	0,4	1,0	0,4	1,0
ДК _б	1,0	15	25	88	12	80	62

Суммарная бета-активность воды в р. Припять уменьшилась от 10^{-7} Ки/л в первые дни после аварии до 10^{-9} Ки/л в июле и 10^{-10} Ки/л в сентябре (рис. 6.2). Колебания концентраций в воде после аэрозольного периода загрязнения обусловлены смывом радиоактивных веществ с территории водосбора в результате дождей.

В табл. 6.3 представлены усредненные за период 3—11.06.86 данные о составе гамма-излучателей в основных реках, впадающих в Киевское водохранилище, и р. Десне.

Начиная со второй половины мая 1986 г. на р. Припять в г. Чернобыле был установлен погружной сцинтилляционный гамма-спектрометр, с помощью которого велись непрерывные измерения гамма-активности воды. При сопоставлении показаний этого прибора с данными одновременных дискретных измерений суммарной бета-активности воды был определен диапазон изменения суммарной бета-активности воды вследствие смыва радионуклидов в р. Припять во время дождей.

Как уже сообщалось («Правда», 20.03.1986 г.), четыре самолета Госкомгидромета СССР осуществили активное воздействие на обычные дождевые облака на подходе к зоне аварии с целью заранее высеять из них дождевые осадки и не допустить выпадения дождей и дальнейшего смыва радиоактивных продуктов наиболее загрязненной

территории в реки. Воздействие проводилось с 11 мая до 15 июня 1986 г., и за этот период дожди в зоне Чернобыля не выпадали (первый дождь выпал 15 июля, т. е. после прекращения воздействий).

Воздействия проводились только на чистые дождевые облака с наветренной стороны — к юго-западу и западу от места аварии. Радиоактивные вещества с вызванными искусственно в период воздействия дождями не выпадали, в период отсутствия осадков 6—14 июня концентрация суммы бета-активных веществ колебалась в пределах $(1...2) \cdot 10^{-9}$ Ки/л. 15 июня кратковременный дождь (5,2 мм), наблюдавшийся на метеостанции в г. Чернобыле с 17 ч 50 мин до 18 ч 25 мин, обусловил увеличение суммарной бета-активности в три раза в течение 5 ч. Второе повышение концентрации, обусловленное добеганием загрязненной воды с вышележащих участков водосбора наблюдалось в период 17—19 июня (до $5,5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л). Длительные осадки, выпавшие практически по всей площади водосбора р. Припять (35—75 мм) в период 20—24 июня, обусловили очередное увеличение суммарной бета-активности воды р. Припять. На рис. 6.3 представлены данные измерений суммарной гамма-активности воды 24 июня. Из рисунка видно, что концентрация изменялась более чем на порядок и доходила до $(6...7) \cdot 10^{-8}$ Ки/л. К 28 июня она уменьшилась до $1,6 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, а к 29—30 июня составляла $1 \cdot 10^{-9}$ Ки/л.

В период выпадения осадков 28—30.07.86 было проведено определение содержания цезия-137 в воде р. Припять — отдельно во взвешенной фазе и в отфильтрованной воде. Концентрация цезия-137 составила $1,1 \cdot 10^{-9}$ Ки/л (до выпадения осадков — около $2 \cdot 10^{-10}$ Ки/л). При этом активность взвешенной среды составила около 70% общей активности. Увеличения концентрации стронция-90 при этом не наблюдалось: она, как и ранее, составляла около $3 \cdot 10^{-11}$ Ки/л.

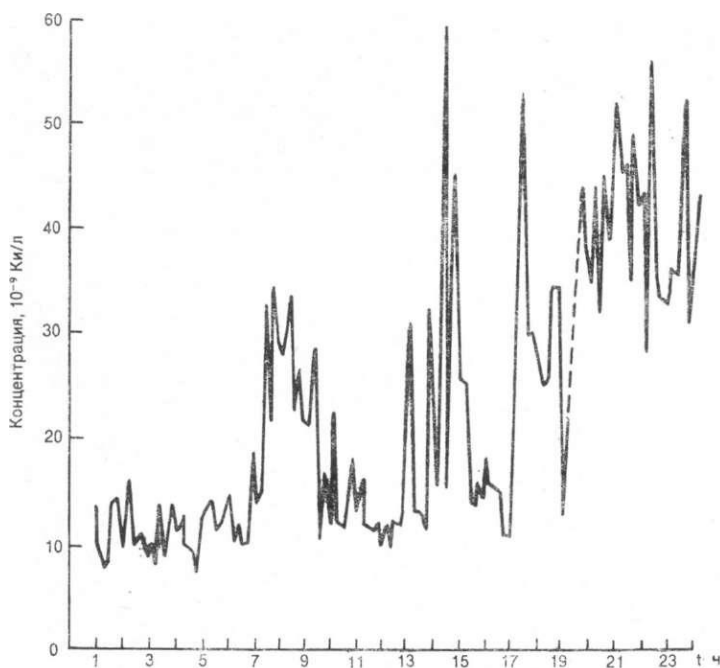


Рис. 6.3.

Показания погружного гамма-спектрометра 24 июня 1986 г.

Следует отметить, что описанные колебания активности воды в р. Припять могли быть обусловлены не только смывом радионуклидов с поверхности почвы, но и дополнительным поступлением радиоактивных веществ в реку непосредственно с дождевыми осадками. Это подтверждается данными об изотопном составе и уровнях загрязнения дождевой воды в июне 1986 г. в г. Чернобыле (табл. 6.4).

К концу 1986 г. уровни загрязнения воды в р. Припять и др. цирконием-95, ниобием-95, церием-141, -144, рутением-103, -106 не превышали $1 \cdot 10^{-11}$ Ки/л, т. е. были на три порядка ниже ДК_Б. Максимальная концентрация плутония-239, наблюдавшаяся в воде р. Припять в первые дни после аварии ($1 \cdot 10^{-11}$ Ки/л), к августу 1986 г. уменьшилась до $2 \cdot 10^{-13}$ Ки/л, что на четыре порядка ниже ДК_Б = $2,2 \cdot 10^{-9}$ Ки/л. Поэтому в дальнейшем основное внимание уделено получению информации о долгоживущих изотопах — стронций-90 и цезий-137.

Таблица 6.3
Содержание гамма-излучателей в воде рек (10^{-10} Ки/л)

Река	^{131}I	^{137}Cs	^{134}Cs	^{106}Ru
Припять	4,3±1,1	4,9±0,2	2,3±0,6	2,4±0,8
Днепр	2,4±0,25	1,2±0,2	0,6±0,1	1,4±0,15
Уж	6,3±0,8	3,5±1,5	2,2±1	1,9±0,1
Тетерев	4,2±1,5	2,2±1,1	-	0,8±0,15
Ирпень	2,2±0,4	2,4±0,7	1,1±0,3	1±0,02
Десна	-	4,1±0,3	2,0±0,2	1,6±0,35

Таблица 6.4
Концентрация радионуклидов в дождевых осадках (10^{-9} Ки/л)

Дата	Количество осадков, мм	^{131}I	^{103}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	^{95}Zr	^{144}Ce	^{141}Ce	^{106}Ru
21.06	1,9	5,7	27	1,4	5,8	48	52	27	23
28.06	41,8	0,5	3,2	0,6	0,7	5,7	4,8	3,9	-
22-23.06	3,1	2,3	1,5	0,4	1,2	1,6	-	-	-
23-24.06	3,7	29	2,1	-	28	69	-	69	69

Определения содержания стронция-90 проводились начиная с 1 мая. Максимальные уровни наблюдались в первые дни мая в р. Припять и достигали значений ДК_Б $4 \cdot 10^{-10}$ Ки/л. С конца мая по июнь содержание стронция-90 в р. Припять сохранялось на уровне $(3...5) \cdot 10^{-11}$ Ки/л. Полученные данные о соотношении изотопов стронция-89 и стронция-90 показали, что оно относительно стабильно и в период 14—20 мая находилось в пределах 7—14.

Динамика загрязнения стронцием-90 и цезием-137 воды в реках Припять (г.Чернобыль) и Днепр (с.Теремцы) приведена на рис. 6.4—6.6.

Как видно из рисунков, в период паводка 1987 г. в Днепре практически не наблюдалось увеличения концентраций цезия-137, а в Припяти концентрации возросли кратковременно в марте—апреле в 2—3 раза по сравнению с периодом межени. Максимальные концентрации цезия-137 в р. Припять в этот период (180 пКи/л) были на два порядка ниже ДК_Б, а стронция-90 в марте 1987 г. (100 пКи/л) — в 4 раза меньше ДК_Б. Таким образом, в период весеннего половодья 1987 г. на главных реках повышения ДК_Б цезия-137 и стронция-90 не наблюдалось.

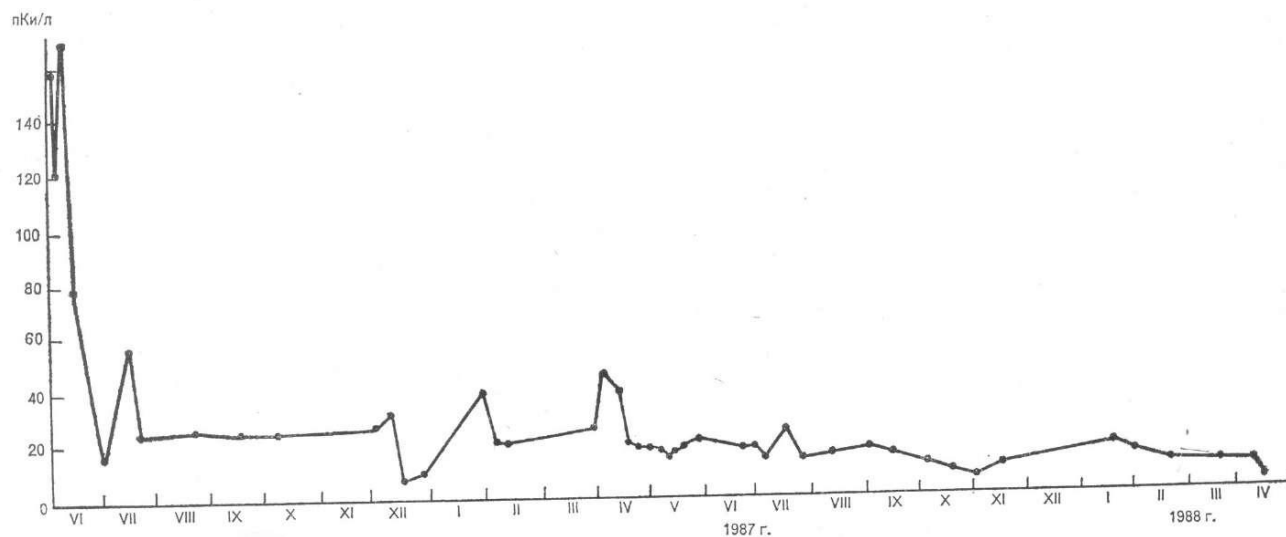


Рис. 6.4. Концентрация цезия-137 (пКи/л) в р. Днепр (с. Теремцы) с июня 1986 г. по апрель 1988 г

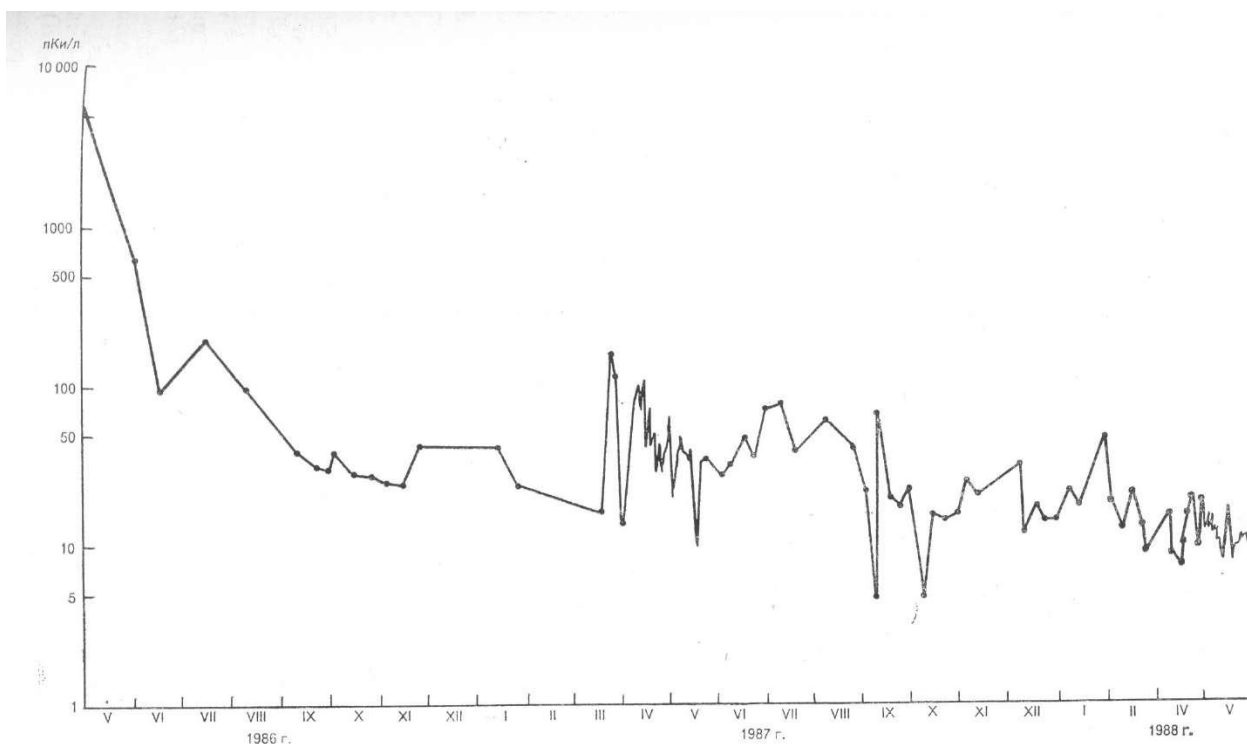


Рис. 6.5. Концентрация цезия-137 (пКи/л) в р. Припять (г. Чернобыль) с мая 1986 г. по апрель 1988 г.

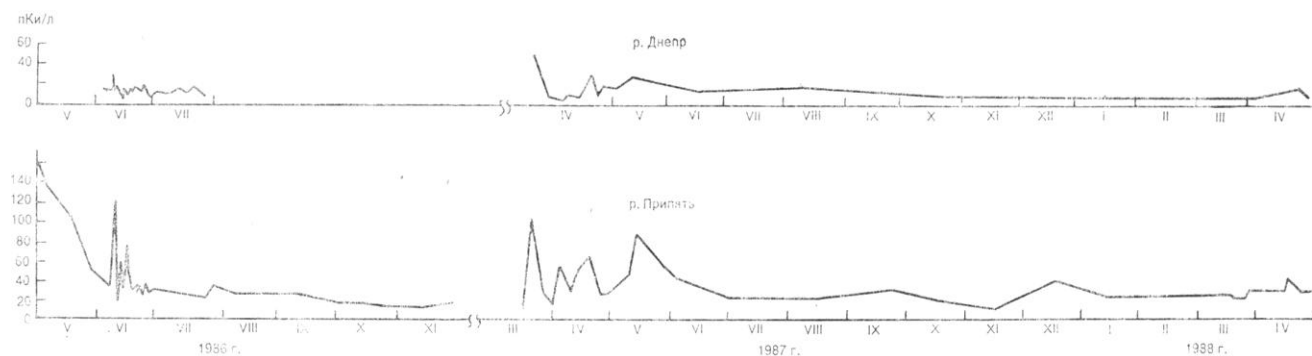


Рис. 6.6. Концентрация стронция-90 (пКи/л) в водах рек Днепр (с. Теремцы) и Припять (г. Чернобыль) с мая 1986 по апрель 1988 г.

Наибольшие для всех контролируемых рек уровни загрязнения цезием-137 (900 пКи/л) и стронцием-90 (290 пКи/л) имели место на р. Илья, однако и они не превысили ДКБ. Максимум концентраций цезия-137 в половодье 1987 г. на р. Припять совпал по времени с максимумом снеготаяния на малых реках 30-километровой зоны и обусловлен как смывом радионуклида с загрязненных водосборов, так и его поступлением вследствие таяния загрязненного выпавшими из атмосферы радиоактивными аэрозолями снега. Запас цезия-137 в снеге 30-километровой зоны, рассчитанный по результатам определения его содержания в пробах снега, составил 450 Ки, а стронция-90 — 480 Ки.

Проведем количественную оценку выноса радионуклидов сводами рек, впадающих в Киевское водохранилище, в период весеннего паводка 1987 г. Результаты расчетов выноса цезия-137 и стронция-90 за апрель—май 1987 г. приведены в табл. 6.5.

Таблица 6.5
Вынос цезия-137 и стронция-90 (Ки) речными водами в Киевское водохранилище в период апрель—май 1987 г.

Река (пункт)	Цезий-137			Стронций-90
	взвесь	раствор	сумма	раствор + взвесь
Припять (Чернобыль)	86	91	177	165
Уж (Черевач)	4	6	10	15
Днепр (Теремцы)	39	86	125	116
Тетерев (Лапутьки)	7	11	18	9
Ирпень (Казаровичи)	1	2,4	3,4	2
Брагинка (Ладыжичи)	—	0,1	0,1	0,1
Десна (устье)	7	33	40	23
Всего *	137	196	333	331

* За исключением р. Десны.

При общем выносе цезия-137 в 330 Ки 53% цезия-137 вынесено водами р. Припять, 36% — р. Днепр, около 6% — р. Тетерев и около 6% — р. Уж. Аналогичная картина имеет место и для стронция-90: 50% вынесено водами р. Припять; 35% — р. Днепр; 7% — р. Десна; 4,5% — р. Уж, 3% — р. Тетерев. Таким образом, практически весь вынос (около 90%) радионуклидов в Киевское водохранилище приходится на долю рек Припять и Днепр.

В табл. 6.6 приведены обобщенные данные об отношении концентраций цезия-137 и стронция-90 и концентраций цезия-137 во взвеси и в растворе. В речной воде стронций-90 и цезий-137 находились в основном в растворенном состоянии, однако в р. Припять (Беневка и Чернобыль) имели место отдельные случаи высокого содержания цезия-137 во взвеси.

Отношение концентраций цезия-137 и стронция-90 изменялось в широких пределах (0,3...11). Тем не менее, среднее за период половодья 1987 г. значение для речных вод в 30-километровой зоне ниже, чем на удалении от зоны. Для рек, обуславливающих основной вынос радионуклидов (Припять и Днепр), это различие составляет примерно 2 и 3 раза соответственно. В доаварийный период это отношение составляло примерно 0,1 [4] (для глобальных выпадений).

Таблица 6.6
Отношения $[^{137}\text{Cs}]/[^{90}\text{Sr}]$ (I) и $[^{137}\text{Cs}]$ взвесь/ $[^{137}\text{Cs}]$ раствор (II)

Река (пункт)	I	II
Десна (устье)	0,5-11 (3,4±0,9)	0,05-2,5 (0,4±0,1)
Днепр (Теремцы)	0,5-9 (2,8±1,0)	0,04-2,5 (0,04±0,1)
Тетерев (Лапутьки)	1,0-6,7 (2,8±0,7)	0,05-2,2 (0,4±0,1)
Припять (Беневка)	0,65-3,5 (1,8±0,3)	0,1-4,0 (0,7±0,2)
Припять (Чернобыль)	0,4-5,3 (1,7±0,8)	0,1-4,0 (0,6±0,2)
Ирпень (Казаровичи)	0,7-2,9 (1,8±0,2)	0,04-3,8 (0,9±0,2)
Брагинка (Ладыжичи)	0,3-1,9 (0,9±0,1)	0,03-0,7 (0,2±0,04)
Уж (Черевач)	0,4-3,0 (0,9±0,2)	0,07-2,5 (0,6±0,1)
Илья (Рудня-Ильинецкая)	0,3-0,9 (0,5±0,04)	0,01-0,7 (0,14±0,04)

Примечание. В скобках приведены средние значения.

В табл. 6.7 приведены данные о среднегодовых концентрациях и динамике выноса цезия-137 и стронция-90 реками Припять и Днепр с июня 1986 по май 1989 г. Суммарный вынос в Киевское водохранилище цезия-137 и стронция-90 за указанный период составил соответственно 2465 и 1600 Ки.

Для того чтобы иметь возможность судить о вкладе смыва радионуклидов с промплощадки АЭС в радиоактивное загрязнение р. Припять, начиная с марта 1987 г. наблюдения на р. Припять проводились в двух створах: в г. Чернобыль, находящемся ниже по течению от АЭС, и в с. Беневка, находящемся выше по течению от АЭС.

Таблица 6.7
Среднегодовые концентрации, пКи/л (числитель) и вынос, Ки (знаменатель) стронция-90 и цезия-137 реками Припять и Днепр

Период (год, месяц)	р. Припять (п. Чернобыль)		Р. Днепр (п. Теремцы)	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
1986 VI—XII	600/590	50/100	53/415	13/100
1987 I—XII	49/410	40/290	19/340	12/250
1988 I—XII	18/250	40/500	15/260	7/140
1989 I—V	11/70	22/150	11/130	5/70

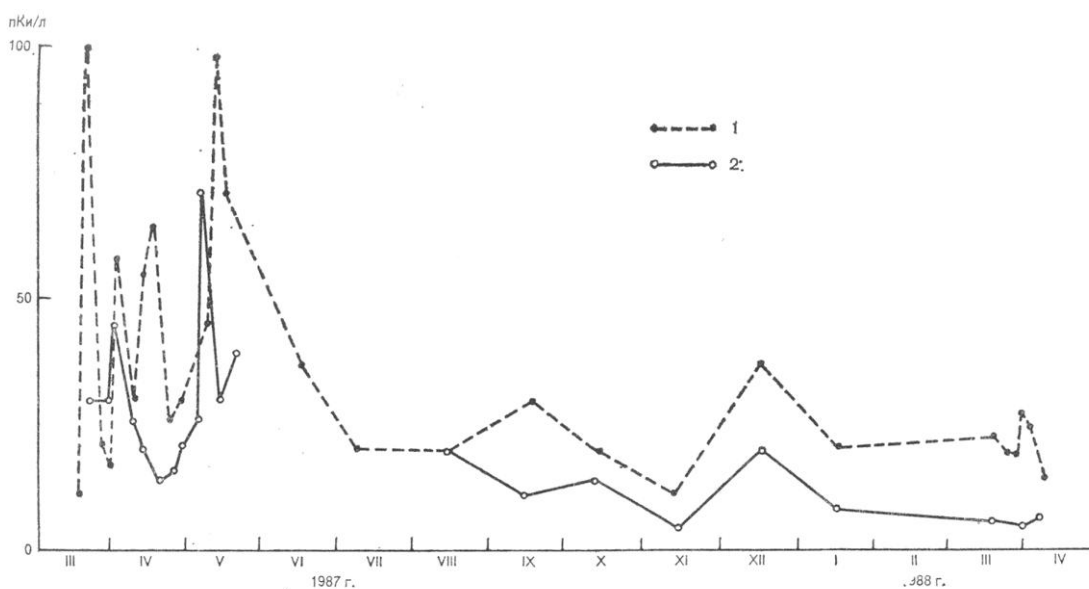


Рис. 6.7. Сравнение концентраций стронция-90 (пКи/л) в р. Припять, створы Чернобыль (1) и Беневка (2).

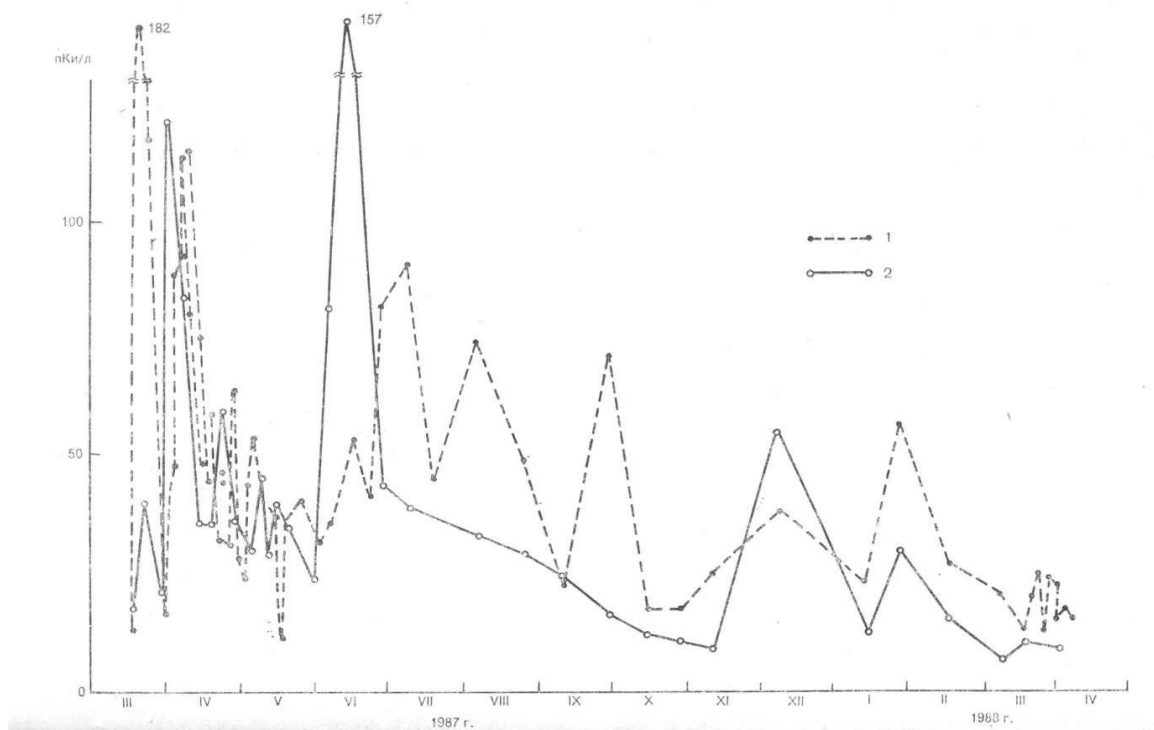


Рис. 6.8. Сравнение концентраций цезия-137 (пКи/л) в р. Припять, створы Чернобыль (1) и Бенёвка (2).

На рис. 6.7—6.8 приведена динамика загрязнения воды р. Припять по этим двум створам. В половодье 1987 г. не было выявлено влияние смыва с промплощадки на загрязнение воды цезием-137. Что касается стронция-90, то его концентрации в п. Чернобыль постоянно превышают концентрации в п. Беневка. Отношение среднегодовых концентраций для этих пунктов в 1987 и 1988 гг., а также первой половине 1989 г. составило 1,6; 2,9 и 2,7 соответственно. Из этого следует, что в указанный период наблюдений на участке между Беневкой и Чернобылем в воды реки Припять поступало 40—60 % стронция-90.

Исследования, проведенные в 1988—1989 гг., позволили установить наличие распределенного источника загрязнения вод р. Припять стронцием-90, находящегося в радиусе 10—15 км от аварийного блока ЧАЭС. Этим источником оказались загрязненные стронцием-90 воды слабопроточных и непроточных стариц, озер и ручьев как левобережной, так и правобережной поймы р. Припять, находящихся на территории с высокими уровнями загрязнения. В самом загрязненном водоеме — Краснинском старице — концентрация стронция-90 достигала $5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л.

Основными механизмами загрязнения водоемов и водотоков поймы р. Припять являются как смыв стронция-90 с прилегающей к ним местности в период паводков и дождей, так и его переход в раствор из донных отложений, а также с поверхности пойменных участков, не затопленных летом. Суммарное поступление стронция-90 из указанных водоемов в воды р. Припять в 1987—1988 гг. и первой половине 1989 г., определенное по разности потоков в пунктах Чернобыль и Беневка, составило около 500 км, т.е. приблизительно 30% общего поступления в Киевское водохранилище. Загрязнение обусловлено стоком с ближней к ЧАЭС зоны, за исключением промплощадки и территории р. Припять, где были приняты соответствующие меры.

При осуществлении мониторинга за состоянием радиоактивного загрязнения рек

на территории РСФСР и Белоруссии (на большом удалении от места аварии) основное внимание было уделено рекам, водосборы которых загрязнены цезием-137. Это реки Сож, Ипуть, Беседь, Ока, Жиздра, Плава, Рессета, Упа. В воде указанных рек в 1987—1988 г.г. максимальные концентрации наблюдались в период весеннего паводка 1987 г. (7—12 апреля). В этот период наиболее высокие концентрации наблюдались на реках Ипуть и Беседь и составили $(1...1,5) \cdot 10^{-10}$ Ки/л, а на остальных реках максимальные концентрации не превышали $6 \cdot 10^{-11}$ Ки/л. Эти значения в 100—300 раз ниже ДК_Б для цезия-137.

В табл. 6.8 приведены величины выноса цезия-137 водами рек Белоруссии и РСФСР. Сопоставление данных о выносе цезия-137 Реками Днепр и Сож показало, что основное количество цезия-137, выносимого р. Днепр в Киевское водохранилище, поступает в р. Днепр с водами р. Сож. Суммарный вынос цезия-137 за 1987 г. водами р. Днепр по створу Речица (выше впадения р. Сож) составил около 80 Ки, а вынос водами р. Сож — около 270 Ки. Суммарный вынос 350 Ки практически совпадает с выносом цезия-137 рекой Днепр в Киевское водохранилище, определенным по п. Теремцы (340 Ки). Следовательно, поступление около 80 % цезия-137 в Киевское водохранилище с водами Днепра обусловлено выносом р. Сож. В пределах водосбора р. Сож в 1987 г. 50% выноса цезия-137 приходится на р. Ипуть, около 8% — на р. Беседь.

Таблица 6.8
Динамика уровней загрязнения (пКи/л) речных вод цезием-137 (I) и выноса цезия-137 (II)
для рек РСФСР и БССР в 1987—1989 гг

Река	1987 г.		1988 г.		1989 г.*	
	I	II	I	II	I	II
Днепр (Речица)	7	92	6	61	6	—
Припять (Мозырь)	8	76	5	62	8	—
Сож (Гомель)	42	277	23	142	17	60
Ипуть (Добруш)	55	129	39	73	17	15
Беседь (Святилов)	19	23	12	8,3	7	3
Чечера (Дербичи)	12	0,8	—	—	3	0,1
Покоть (Кр- Дубок)	11	1,1	—	—	2,5	0,1
Ока (Белев)	20	—	7	—	6	—
Плава (Плавск)	13	—	5	—	8	—
Жиздра (Козельск)	11	—	2	—	6	—
Упа (Тула)	20	—	7	—	7	—

* Данные за период январь—июнь

Аналогичная ситуация имела место и в паводок 1988 г., причем максимальные концентрации цезия-137 в реках РСФСР и БССР в половодье 1988 г. ниже, чем в 1987 г. Так, максимальный уровень $6 \cdot 10^{-11}$ Ки/л отмечался на р. Ипуть (в 1987 г. — $15 \cdot 10^{-11}$ Ки/л). Вынос цезия-137 водами р. Сож в половодье 1988 г. (март—апрель) составил 60 ± 30 Ки, т. е. 90% выноса цезия-137 водами Днепра в Киевское водохранилище за этот же период (см. табл. 6.7).

Полученные в 1987 г. данные о выносе цезия-137 реками УССР и БССР дают возможность определить коэффициенты смыва радионуклида с водосборов. Результаты расчетов коэффициентов смыва представлены в табл. 6.9, откуда следует, что эти коэффициенты составляют доли процента, причем коэффициент смыва в целом имеет меньший разброс, чем нормированный коэффициент смыва.

По результатам наблюдений на р. Сож в 1988 г. был определен также коэффициент смыва цезия-137 с водосбора р. Сож в период половодья (март—апрель)

1988 г., который составил $2,5 \cdot 10^{-4}$, а при нормировании на 1 мм слоя стока — $0,4 \cdot 10^{-5}$ (меньше, чем в 1987 г.).

Таблица 6.9
Результаты расчетов коэффициентов смыва цезия-137 с водосборов рек УССР и БССР за 1987 г.

Река	Площадь водосбора, км ²	Слой стока, мм	Запас цезия-137 на водосборах, кКи	Коэффициент смыва	
				в целом за 1987 г.	нормированный на 1 мм слоя стока
Припять	140000	53	193	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-5}$
Днепр	115000	165	275	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-5}$
Сож	40940	150	234,9	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-5}$
Ипуть	10600	160	68,8	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Беседа	5580	150	62,1	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$0,2 \cdot 10^{-5}$

Определения концентраций стронция-90 в отдельные сроки в течение 1986—1988 гг. в воде рек РСФСР и БССР показали, что в основном наблюдаемые значения меньше ДК_Б в 80 и более раз, а максимальные значения — в 30 раз.

В мае—июне 1986 г. было проведено измерение концентрации трития в реках, впадающих в Киевское водохранилище, а также в малых реках Белоруссии и РСФСР. Результаты измерений представлены в табл. 6.10.

Из таблицы видно, что концентрации трития, наблюдавшиеся в реках в мае—июне 1986 г., были на 3—4 порядка ниже ДК_Б = $3,2 \cdot 10^{-6}$ Ки/л.

Таблица 6.10
Концентрации трития в мае—июне 1986 г. (К)^{"10 Ки/л)}

Река	Май	Июнь
Десна	4,4±0,2	3,5±0,5
Днепр	4,0±0,4	2,5±0,2
Брагинка	—	4,7±0,2
Припять	5,1±0,3	4,6±0,2
Уж	8,8±0,5	4,8±0,6
Тетерев	5,5±0,4	4,0±0,8
Ирпень	6,8±1,1	3,2±0,4
В среднем	5,8±0,7	3,9±0,3

6.2. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Водохранилища Днепровского каскада — Киевское, Каневское и в значительной степени остальные (рис. 6.9) подверглись радиоактивному загрязнению практически сразу же после аварии за счет осаждения радиоактивных веществ из атмосферы на их водную поверхность. В Киевское водохранилище поступали также загрязненные воды рек Припять и Днепр. В связи с этим при проведении первых экспедиционных обследований и последующих Регулярных наблюдений первостепенное внимание уделялось Киевскому водохранилищу, являющемуся основным источником водоснабжения г. Киева.

Ориентировочная оценка загрязнения Киевского водохранилища в результате осаждения радиоактивных аэрозолей на его акваторию, выполненная в начале мая 1986 г. (см. ниже п. 6.7), показала, что суммарная бета-активность воды в водохранилище могла достигать 10^{-7} Ки/л.



Рис. 6.9. Распределение уровней радиации (мкР/ч) над водохранилищами Днепровского каскада по данным аэрогамма-съемки 11—12.05.86 г.

Наблюдения, проводившиеся с первых дней после аварии, показали, что наибольшие уровни загрязнения были зарегистрированы в начальный период во время интенсивных выпадений радиоактивных аэрозолей. Для примера в табл. 6.11 приведен изотопный состав воды, отобранной в период аэрозольного загрязнения Киевского водохранилища.

Из таблицы видно, что активность воды в этот период была обусловлена в основном взвешенными в воде частицами, активность фильтрата составляла всего лишь около 10 % суммарной активности гамма-излучателей. Суммарная бета-активность воды в период выпадения аэрозолей доходила в отдельных случаях до 10^{-7} Ки/л. В дальнейшем в связи с резким сокращением интенсивности выбросов из источника роль аэрозольной компоненты загрязнения водохранилища также упала, произошло довольно быстрое оседание взвесей на дно водохранилища, и уже к 7 мая суммарная бета-активность воды в районе с. Лютеж имела порядок 10^{-9} Ки/л.

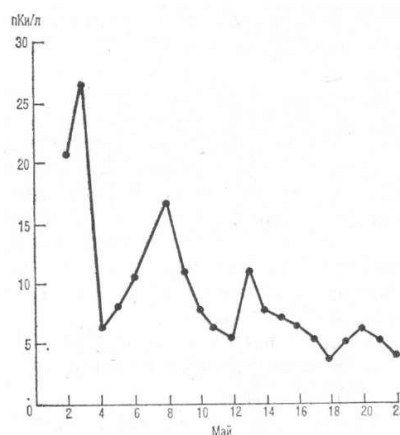


Рис. 6.10. Концентрация иода-131 (нКи/л) в воде Киевского водохранилища в районе Днепровского водозабора в мае 1986 г.

С этого момента, как показали данные гамма-спектрометрического анализа проб воды, наибольший вклад в активность воды давал растворенный в воде иод-131 (рис. 6.10).

Таблица 6.11
Концентрация радионуклидов (10^{-9} Ки/л) в пробе воды из Киевского водохранилища, отобранной 1 мая 1986 г. (с. Лютеж)

Вид пробы	^{132}I	^{131}I	^{103}Ru	^{140}Ba	^{137}Cs	^{95}Zr	^{95}N	^{144}Ce	^{141}Ce
Взвесь	12,2	4,4	17,2	13,3	0,95	14,2	13	11,4	13,9
Раствор	1,6	3,8	0,4	2,5	0,25	0,2	0,17	—	—

Наиболее высокие уровни радиоактивного загрязнения воды в Киевском водохранилище в районе Днепровского водозабора наблюдались 3 мая 1986 г. Для экспрессной оценки степени загрязнения водохранилищ Днепровского каскада была проведена аэрогамма-съемка поверхности водохранилищ. Такие съемки, начатые 10.05.86, проводились регулярно в течение 1986 г. На рис. 6.9 приведена схема водохранилищ с указанием значений мощности дозы у поверхности воды (по состоянию на 11—12 мая 1986 г.), полученных по результатам аэрогамма-съемки, позволившей оперативно оценить степень загрязнения поверхностных слоев воды водохранилищ. Сопоставление результатов аэрогамма-съемки Киевского водохранилища и результатов изотопных анализов проб воды из этого водохранилища дало возможность найти переходный коэффициент от мощности дозы к суммарной бета-активности воды. Результаты оценок показали, что превышению мощности дозы над фоном 1 мкР/ч соответствовала суммарная бета-активность воды $5 \cdot 10^{-10}$ Ки/л (фоновая мощность дозы над поверхностью водохранилищ составляла 1...2 мкР/ч). Если предположить отсутствие значительного фракционирования изотопов при движении воды из Киевского водохранилища по Днепровскому каскаду, то на основании сказанного можно уверенно оценить степень загрязнения отдельных водохранилищ. Суммарная бета-активность воды изменялась от 10^{-9} до 10^{-10} Ки/л.

Данные аэрогамма-съемки на этот период подтверждены результатами гамма-спектрометрического анализа проб воды из этих водохранилищ. На рис. 6.11 приведено распределение концентраций иода-131 по водохранилищам Днепровского каскада. Именно этот радионуклид практически полностью обуславливал суммарную активность воды в этот период. Как видно из рисунка, загрязнение воды иодом-131 прослеживалось до Кременчугского водохранилища, а наибольшие уровни загрязнения наблюдались в Киевском водохранилище и достигали $5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л ($\text{ДК}_\text{Б} = 1 \cdot 10^{-9}$ Ки/л).

Метод аэрогамма-съемки уже в ранний период позволял выявлять влияние смыва и выпадения осадков на уровень радиоактивного загрязнения Киевского водохранилища. По распределению мощности дозы над поверхностью воды до (10.05.86) и после выпадения осадков (13.05.86) было видно возрастание мощности дозы в районе устья р. Тетерев. Этот метод в дальнейшем неоднократно применялся при обследованиях загрязнения воды Киевского и Каневского водохранилищ.

Для более детального исследования водохранилищ Днепровского каскада в мае 1986 г. была начата съемка радиоактивного загрязнения воды и донных отложений на экспедиционных судах. Результаты измерения уровня радиоактивного загрязнения воды в Киевском водохранилище (по состоянию на 14.05.86 г.) приведены на рис. 6.12, из которого видно, что наиболее высокие уровни в этот период наблюдались в районе Сухолучья и Глебовки и достигали $20 \cdot 10^{-9}$ Ки/л (по иоду-131).

В табл. 6.12 приведены данные о содержании цезия-137, -134 во взвеси (числитель) и в растворе (знаменатель).

Полученные результаты измерения содержания радионуклидов в Киевском водохранилище позволили рассчитать распределение радионуклидов между раствором

и донными отложениями. Результаты расчетов на 20 мая 1986 г. показали, что в среднем 80% иода-131 осталось в растворенной форме и не сорбировалось донными отложениями.

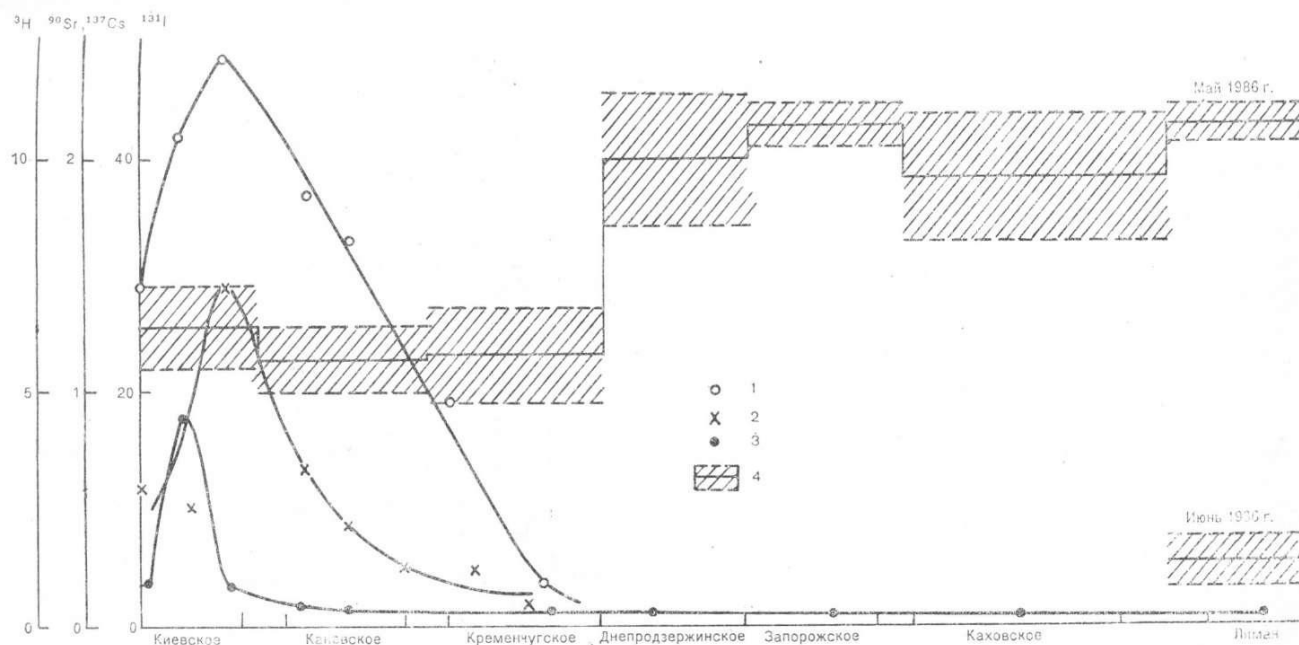


Рис. 6.11. Распределение радионуклидов по Днепровскому каскаду в период 14–20 мая 1986 г. (10^{-10} Ки/л).
1 — иод-131, 2 — стронций-90, 3 — цезий-137, 4 — тритий.

Что касается циркония-95, то от с. Сухолучье до устья р. Припять практически весь цирконий связан с донными отложениями, а в южной части водохранилища доля циркония-95 в воде не превышала 5%.



Рис. 6.12. Содержание радиоизотопов (10^{-9} Ки/л) в водах Киевского водохранилища на 14.05.86 г.

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	-	-

Запас цезия-137 в донных отложениях несколько меньше и в среднем по водохранилищу около 15% цезия-137 находилось в растворе.

Полученные данные позволили также проследить динамику распределения цезия-137 между водой и донными отложениями. Уже к июлю 1986 г. запас цезия-137 в водной массе Киевского водохранилища уменьшился до 1—2 %. Концентрации других радионуклидов на взвеси к этому времени уменьшились примерно на порядок.

Таблица 6.12
Концентрация (10^{-12} Ки/л) радионуклидов цезия в водах Киевского водохранилища (19—20 мая 1986 г.)

Место отбора пробы	Горизонт	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Разрез с. Лютеж, середина	0	-/9	-/4
	7	5/12	1,3/5
левый берег	8	2,2/7,7	0,8/4,2
правый берег	7	3,3/12	2,2/5,6
Разрез с. Сухолучье, середина	0	—/70	—/40
	3,5	8/39	4/23
Развилка Припять—Днепр	0	5/12	2/7
	3	5,4/14	2,6/6,5

Съемка радиоактивного загрязнения других водохранилищ, проведенная 14—20 мая 1986 г., показала, что радиоактивность воды в этот период была обусловлена главным образом растворенным в воде иодом-131. Наблюдалась «волна» этого радионуклида с нижней границей в Кременчугском водохранилище (см. рис. 6.11), ниже которого вплоть до Днепровского лимана концентрации иода-131 стабилизировались на уровне $(2...4) \cdot 10^{-10}$ Ки/л.

В табл. 6.13 приведены усредненные данные по изотопному составу гамма-излучателей в воде водохранилищ (кроме иода-131, данные о котором приведены на рис. 6.11). Концентрации радионуклидов цезия были меньше на три порядка в Каневском и на 2 порядка в остальных водохранилищах, чем концентрации иода-131. Ниже Кременчугского водохранилища уровни загрязнения цезием-137 во всех водохранилищах были практически одинаковы и составляли около $2 \cdot 10^{-12}$ Ки/л. В перечисленных водохранилищах содержание изотопов цезия во взвеси было ниже, чем в растворе.

В 1987 г. были продолжены наблюдения за содержанием и поведением радионуклидов в водной массе водохранилищ Днепровского каскада. Так, регулярные наблюдения за радиоактивностью воды в Киевском водохранилище проводились в пунктах Опачичи, Страховське, Вышгород. Результаты исследований показали, что Радиоактивное загрязнение воды обусловлено в основном выносом Рек Припять, Днепр, Тетерев, Уж: суммарная активность поступившего за апрель—май 1987 г. с их водами в водохранилище цезия-137 составила 330 Ки, стронция-90 — столько же, причем 40% цезия-137 поступило со взвесью.

В период паводка 1987 г. наблюдалось повышение содержания радионуклидов в

воде. Максимальные концентрации стронция-90 и цезия-137 наблюдались в северной части Киевского водохранилища и достигали в отдельные сроки $5 \cdot 10^{-11}$ и $12 \cdot 10^{-11}$ Ки/л соответственно.

Таблица 6.13
Усредненные данные о концентрации (10-12 Ки/л) радионуклидов в воде водохранилищ
Днепровского каскада (май 1986 г.)

Место отбора пробы	Вид пробы	^{144}Ce	^{141}Ce	^{140}La	^{103}Ru	^{140}Ba	^{137}Cs	^{134}Cs	^{95}Zr	^{95}Nb
Каневское водохранилище										
Триполье Переяслав-Хмельницкий	Взвесь	8	7	12	12	7	0,8	0,4		
	Раствор						4,7	2,4	9	14
	Взвесь	1,4	1,4	3,9	6,8	3,3	0,8	0,4	1,4	2,6
	Раствор						5,6	2,9		
Кременчугское водохранилище										
Вблизи г. Канева Разрез о. Жовнино-Боровица	Взвесь	2	2	0,8	4		0,6	0,3	2,4	3,1
	Раствор						4,3	2,2		
	Взвесь	2,6	2	5	15	4	1	0,4	1,8	3
	Раствор						4,6	2,3		
Днепродзержинское водохранилище										
Разрез у г. Светлогорска	Взвесь	1	1	9	1	5	0,4	0,2	1	1,4
	Раствор						2	1		
Запорожское водохранилище										
с. Войсковое	Раствор						2,3	1,2		
Каховское водохранилище										
Разрез у с. Бабино	Раствор						2,1	1,0		
Днепровский лиман										
Перед устьем р. Днепр	Раствор						2,0	1,0		

В южной части водохранилища (Вышгород) максимальные концентрации цезия-137 наблюдались в апреле, а начиная с мая 1987 г. они уменьшились до 10 пКи/л.

Распределение цезия-137 между взвесью и раствором и отношение концентраций цезия-137 и стронция-90 приведены в табл. 6.14. Здесь видно, что содержание изотопов во взвеси, как правило, меньше, чем в растворе.

Таблица 6.14
Отношения $^{137}\text{Cs}/[^{90}\text{Sr}]$ (I) и $^{137}\text{Cs}_{\text{взвесь}}/[^{137}\text{Cs}]_{\text{раствор}}$ (II) в водах Киевского водохранилища

Пункт	I	II
Опачичи	0,4-3,8 (2,0±0,3)	0,06-6,0 (0,8±0,6)
Страхолевье	0,5-2,4 (1,0±0,2)	0,1-2,6 (0,7±0,2)
Вышгород		0,07-1,0 (0,25±0,04)
Киев (р. Днепр)	0,2-2,0 (0,9±0,3)	0,04-0,9 (0,18±0,05)

П р и м е ч а н и е . В скобках приведены средние значения.

Из табл. 6.14 видно, что отношение концентраций цезия-137 в системе взвесь/раствор существенно уменьшается при удалении от впадения рек Припять и Днепр (с 0,8 до 0,2). Таким образом, вследствие осаждения взвесей по мере движения воды по Киевскому водохранилищу происходит выведение цезия-137 из раствора в донные отложения. Так, вынос цезия-137 за апрель—май 1987 г. из водохранилища, рассчитанный по данным наблюдений в Вышгороде, составил около 200 Ки, а поступление в водохранилище с речными водами в этот же период, как указано выше, составило 330 Ки. Следовательно, в период половодья около 40% поступившего цезия-

137 осталось в водохранилище.

Анализ данных о концентрациях стронция-90 в водах Киевского водохранилища в 1987 г. показал, что они изменялись в широких пределах 4...53 пКи/л. При этом максимальные концентрации были зарегистрированы в период паводка в пунктах Опачичи и Страхоlesье. В Вышгороде концентрация стронция-90 достигла максимальных значений 24 пКи/л в мае, а к сентябрю уменьшилась до 8 пКи/л. Следует отметить, что стронций-90 в воде Киевского водохранилища в основном (более 90 %) находился в растворе.

Содержание цезия-137 и стронция-90 в воде остальных водохранилищ Днепровского каскада в сентябре 1986 и 1987 гг. приведено на рис. 6.13, из которого видно, что характер распределения концентраций цезия-137 и стронция-90 в воде водохранилищ в 1987 г. аналогичен распределению в 1986 г. Видно также, что уровни загрязнения воды водохранилищ в 1987 г. практически не изменились. Наблюдалось существенное уменьшение концентрации радионуклидов цезия при движении к Днепровскому лиману, и уже в Каховском водохранилище концентрация цезия-137 в воде снизилась до 0,3 пКи/л.

На рис. 6.14 приведены данные об отношении концентраций цезия-137 в системе взвесь/раствор по каскаду водохранилищ. Из рисунка видно, что существенная часть (в отдельных случаях до 60—80%) цезия-137 в водохранилищах Днепровского каскада переносилась в форме взвеси.

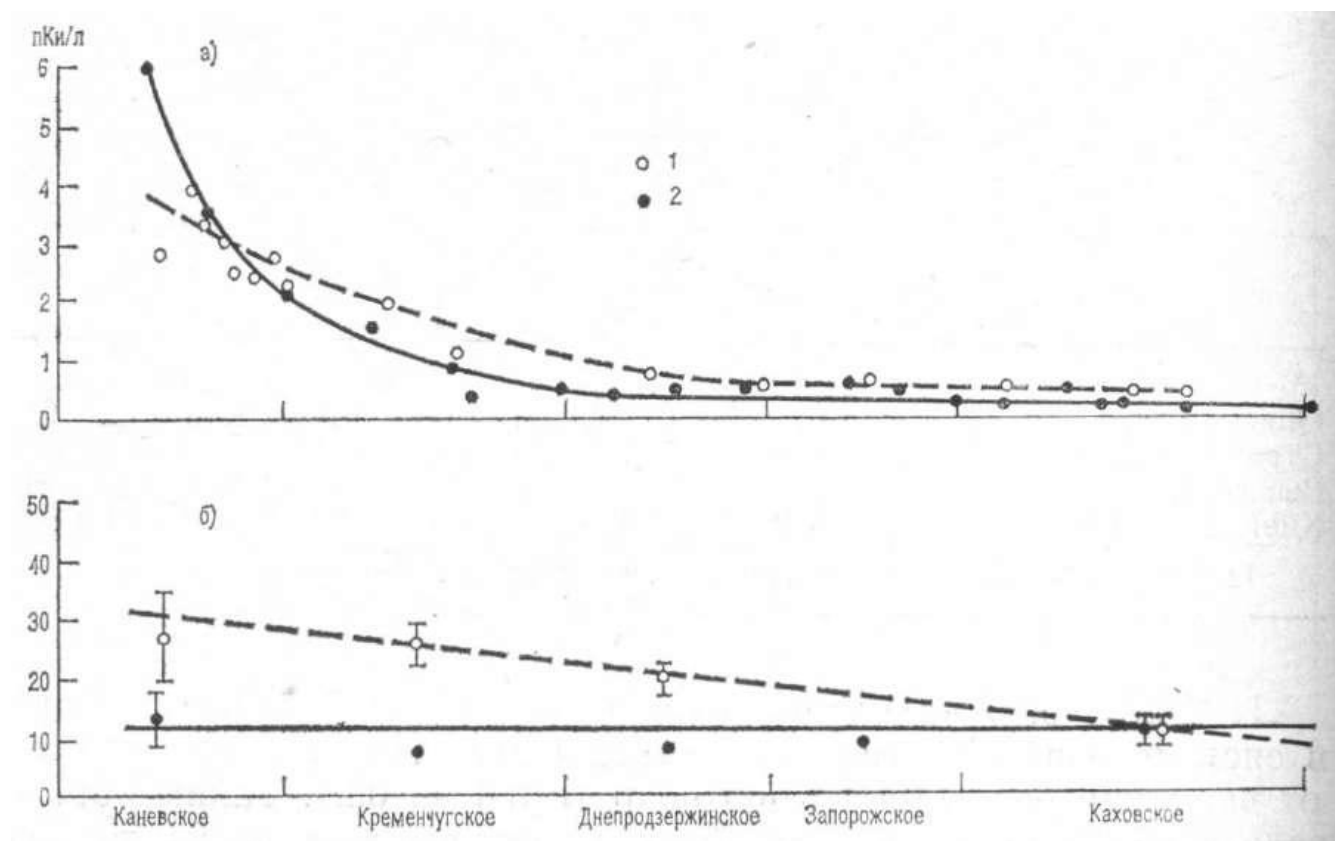


Рис. 6.13. Содержание цезия-137 (а) и стронция-90 (б) в каскаде водохранилищ.
а: 1 — сентябрь 1986 г., 2 - сентябрь 1987 г.; б: 1- осень 1986 г., 2 — осень 1987 г.

Если цезий-137 осаждается из воды при ее движении по каскаду водохранилищ, то для стронция-90 этого не наблюдалось. За счет разбавления концентрация стронция-90 в воде водохранилищ постоянно уменьшалась с 30 пКи/л (осенью 1986 г.) в Каневском

до 10 пКи/л в Каховском водохранилищах и уже к осени 1987 г. концентрации стронция-90 по всему каскаду водохранилищ установилась на уровне около 10 пКи/л. Средние концентрации в устье Днепра с мая 1986 г. по сентябрь 1987 г. составляли: для цезия-137 — $0,8 \pm 0,15$ пКи/л и стронция-90 — $8,5 \pm 4,0$ пКи/л. При водном стоке 60 км^3 вынос цезия-137 в море составил около 50 Ки, а стронция-90 — около 500 Ки.

Как показали исследования, отношение концентраций цезия-137 и стронция-90 в реках, впадающих в Киевское водохранилище, в 1987 г. составляло около двух, в середине Киевского водохранилища это отношение составляло единицу и продолжало уменьшаться по каскаду вплоть до 0,02 в районе замыкающего створа Каховского водохранилища. Поскольку содержание стронция-90 по каскаду практически постоянно, суммарное содержание цезия-137 в воде падает и отношение концентраций цезия-137 в системе взвесь/раствор не уменьшается. Следовательно имеет место выведение цезия-137 из раствора в результате сорбции частицами подвижной взвеси и донными отложениями.

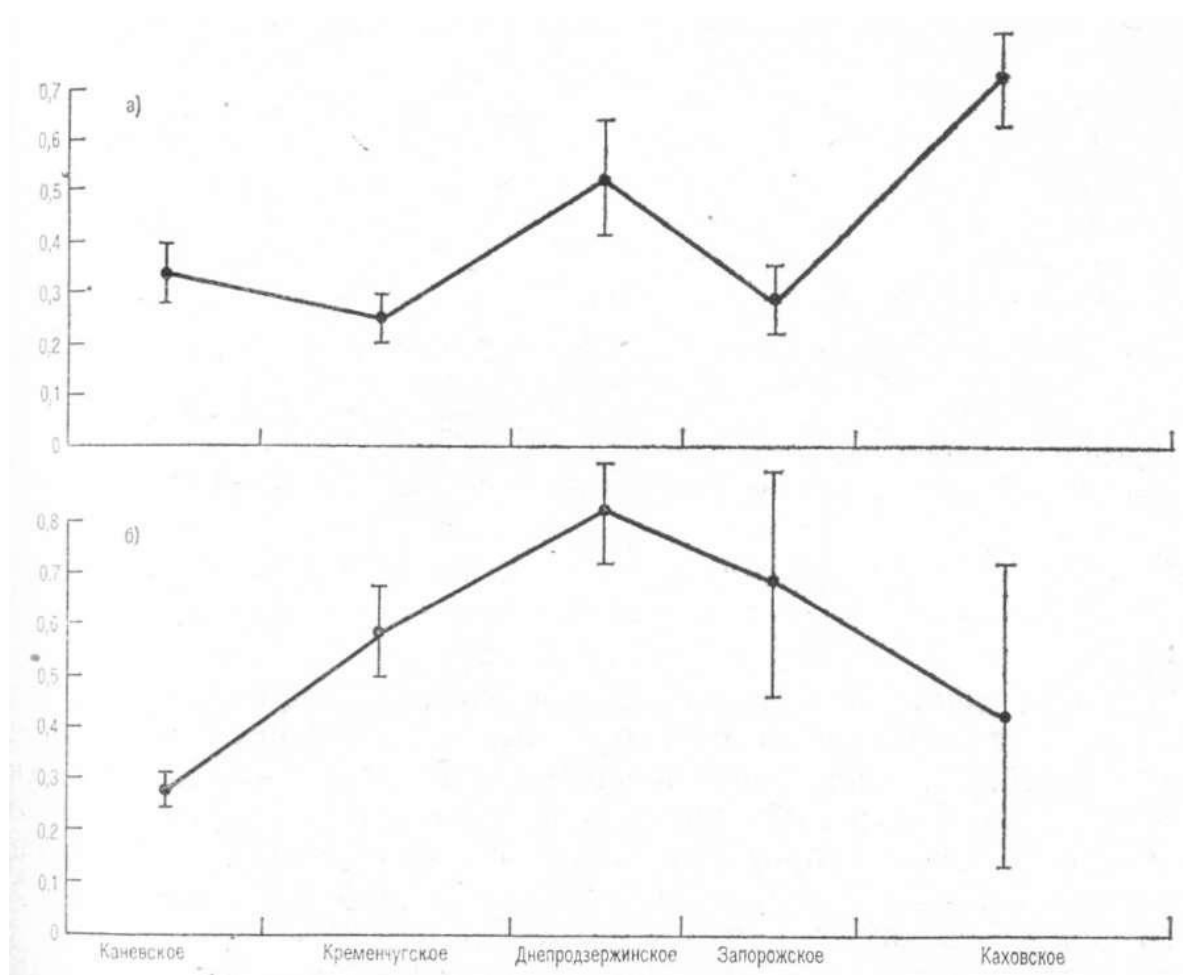


Рис. 6.14. Отношение концентраций цезия-137 в системе взвесь/раствор в июне (а) и сентябре (б) 1987 г.

В мае 1986 г. было также проведено определение содержания трития в воде водохранилищ Днепровского каскада. Результаты определения по состоянию на 13—20 мая 1986 г. приведены в табл. 6.15.

Из табл. 6.15 и рис. 6.14 видно, что распределение трития в водохранилищах каскада отличается от распределения других радионуклидов.

При сопоставлении этих данных на период 13—20 мая 1986 г. видно, что при

движении от Киевского до Кременчугского водохранилищ наблюдалось уменьшение концентраций Других радионуклидов, а концентрации трития в Киевском, Каневском и Кременчугском водохранилищах были примерно одинаковыми, а далее они увеличились примерно в два раза. Отсюда можно заключить, что основное поступление трития в окружающую среду произошло в начальный момент аварии, после чего он сравнительно быстро был разнесен на большие расстояния.

Таблица 6.15
Содержание трития в воде водохранилищ Днепровского каскада (май 1986 г.)

Водохранилище	Объем воды, км ³	Концентрация, 10 ⁻¹⁰ Ки/л	Запас, 10 ³ Ки
Киевское	3,73	6,4	2,4
Каневское	2,62	5,7	1,5
Кременчугское	13,5	5,8	7,8
Днепродзержинское	2,45	9,9	2,4
Запорожское	3,3	10,70	3,5
Каховское	18,2	9,50	17,0
Днепровский лиман*			
24-27.06	3,3	10,8	0,4
13-14.05		1,9	3,6

П р и м е ч а н и я 1. Средняя концентрация по водохранилищам в 1985 г, составляла $1,0 \cdot 10^{10}$ Ки/л.

2. Суммарный запас по всем водохранилищам составил $4,4 \cdot 10^3$ Ки.

* Отбор проб производился 13—14 мая и 24—27 июня соответственно.

Это подтверждается повышенным значением (по сравнению с 1985 г.) концентраций трития в майских атмосферных осадках на большей части территории СССР с последующим его поступлением в водохранилища с осадками и в результате молекулярного обмена водяных паров с водной поверхностью. Поэтому и наблюдались более высокие уровни трития в нижних водохранилищах каскада, куда до 14—20 мая еще не дошли загрязненные воды Киевского водохранилища.

О поступлении трития в окружающую среду в момент аварии и сразу же после нее может свидетельствовать и тот факт, что, по данным наблюдений за содержанием этого радионуклида в приземном воздухе, проводившихся в Финляндии с 29 апреля по 19 мая 1986 г. [15], зарегистрировано увеличение концентраций трития по сравнению с обычными (доаварийными) примерно в 100 раз только в первые двое суток пробоотбора.

Предположение о поступлении трития в окружающую среду в момент аварии подтверждается и результатами измерений концентраций трития в Днепровском лимане 13—14 мая и 24—27 июня 1986 г. За период 14 мая—27 июня концентрации трития в Днепровском лимане уменьшились почти на порядок — с 1080 до $125 \cdot 10^{-12}$ Ки/л. Это обусловлено, по-видимому, прекращением интенсивного поступления трития из атмосферы и разбавлением воды Днепровского лимана черноморскими водами с малыми концентрациями трития.

Следует отметить, что под воздействием глобального источника трития его фоновые концентрации в устьевой части р. Днепр не должны превышать 100—500 пКи/л. Концентрации трития порядка 10^{-9} Ки/л, наблюдавшиеся в мае 1986 г. в водохранилищах, были более чем на три порядка ниже $ДК_Б = 3,2 \cdot 10^{-6}$ Ки/л для питьевой воды и радиологической опасности не представляли. Из данных табл. 6.15 видно, что суммарный запас трития в водохранилищах Днепровского каскада на время обследования составлял около 35 кКи, что почти в три раза больше запаса глобального трития (4,4 кКи).

Параллельно с оценкой степени загрязнения воды в водохранилищах Днепровского каскада проводились исследования степени загрязнения донных отложений. Полученные данные гамма-спектрометрического анализа проб донных отложений, отобранных в 1986 г., позволили выявить три зоны радиоактивного загрязнения: наиболее загрязненный район Киевского водохранилища, примыкающий к устью р. Припять (десятки и сотни Ки/км²); южная часть Киевского и Каневского водохранилища (единицы Ки/км²); каскад водохранилищ южнее Каневского, (доли Ки/км²).

Было установлено, что основной вклад в загрязнение в первые месяцы после аварии давали радионуклиды со средним периодом полураспада: цирконий-95, ниобий-95, церий-144, -141, рутений-103. Вклад цезия-137 составлял около 1% суммарной активности гамма-излучателей.

Результаты анализа проб донных отложений, отобранных в период с 1.07 по 2.08.1986 г., показали, что в этот период для Киевского водохранилища было характерно «пятнистое» распределение гамма-излучения изотопов в донных отложениях. Оно определялось скоростями течений, диапазоном глубин и характером грунтов. Как правило, наибольшие уровни гамма-излучения наблюдались на глубоких участках со слабым течением, наименьшие — на мелких участках с песчаным дном и на крутых склонах дна.

Сравнение результатов гамма-спектрометрического анализа проб грунтов, отобранных в мае и июле в Киевском водохранилище, показало, что содержание цезия-137 в грунтах в июле выше, чем в мае, примерно на порядок (возрастание в среднем от 1 до 15 Ки/км²). Однако относительный вклад цезия-137 в общую активность гамма-излучателей по-прежнему был невелик (около 2%).

Усредненные данные о содержании радионуклидов цезия и стронция в донных отложениях Киевского водохранилища приведены в табл. 6.16 и на рис. 6.15. Видно, что в 1987 г., так же, как и в 1986 г., распределение радионуклидов в донных отложениях характеризуется значительной пятнистостью. По уровням загрязнения по-прежнему выделяется район, примыкающий к устью р. Припять.

Здесь максимальные уровни загрязнения цезием-137 в 1987 г. достигали 50 Ки/км², стронцием-90—12 Ки/км².

Результаты определения содержания цезия-137 в донных отложениях других водохранилищ Днепровского каскада показали, что наблюдаются значительные колебания даже в пределах одного разреза по водохранилищу.

В табл. 6.17 приведены средние значения плотности загрязнения цезием-137 грунтов водохранилищ в августе—октябре 1987 г., запаса цезия-137 в донных отложениях, а также возможные максимальные концентрации в воде водохранилищ цезия-137 при теоретически полном взмучивании донных отложений.

Таблица 6.16
Усредненные по разрезам значения плотности загрязнения ($\text{Ки}/\text{км}^2$) радионуклидами в донных отложениях Киевского водохранилища в ноябре 1986 г. и августе 1987 г.

Место отбора проб	Год	^{137}Cs	^{90}Sr	^{134}Cs	^{95}Zr	^{95}Nb	^{106}Ru	^{144}Cl	^{103}Ru
Р-н слияния рек Припять+Днепр	1986	$15 \pm 7,8$	$4,2 \pm 2,6$	$6,9 \pm 3,6$	25 ± 16	60 ± 40	37 ± 40	66 ± 18	12 ± 0
	1987	$9,1 \pm 6,4$	$2,7 \pm 2$	$3,2 \pm 2,2$	$1,4 \pm 1,2$	$2,8 \pm 2,4$	$10,7 - 7,3$	$31,7 - 24$	$0,9 - 0,7$
Р-н с. Страховсье	1986	$5,8 \pm 1,5$	$1,1 \pm 0,9$	$2,5 \pm 0,6$	$5,5 \pm 2,7$	$11,3 \pm 5,1$	$6,2 - 2,4$	$14,4 - 7,3$	$1,6 - 0,4$
	1987	$5,5 \pm 1,2$	$1,7 \pm 0,5$	$1,9 \pm 0,4$	$0,4 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,2$	$5,3 \pm 1,5$	$19,6 \pm 5,6$	
Р-н напротив устья р. Тетерев	1987		$1,2 \pm 0,6$						
Р-н с. Суходулье	1986	$2,4 \pm 1,2$	$0,66 \pm 0,7$	$1,1 \pm 0,5$	8 ± 7	$17,1 \pm 15,8$	$3,1 \pm 2,1$	$9,2 \pm 7,5$	$3,4 \pm 3$
	1987	$1,02 \pm 0,05$	$0,17 \pm 0,13$	$0,37 \pm 0,2$	$0,1$		$0,46 \pm 0,32$	$3,1 \pm 2,3$	
Р-н Толоскунь+Ясногородка	1986	$1,0 \pm 0,3$	$0,66 \pm 0,55$	$0,43 \pm 0,13$	$1,0 \pm 0,6$	$1,5 \pm 0,8$	$1,6 \pm 0,5$	$2,9 \pm 1,8$	$0,35 \pm 0,15$
	1987	$3,7 \pm 2,4$	$0,6 \pm 0,45$	$1,4 \pm 1,1$	$0,08 \pm 0,06$	$0,16 \pm 0,12$	$1,0 \pm 0,6$	$3,4 \pm 2,6$	
Р-н с. Глебовка+Казаровичи	1986	$0,77 \pm 0,4$	$0,83 \pm 0,22$	$0,4 \pm 0,07$	$1,1 \pm 0,5$	$2,4 \pm 1,0$	$1,5 \pm 0,3$	$3,6 \pm 1,3$	$1,26 \pm 0,03$
	1987	$0,77 \pm 0,07$		$0,27 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,12 \pm 0,03$	$0,12 \pm 0,04$	$2,3 \pm 0,6$	
Р-н с. Лютеж	1986	$1,64 \pm 0,7$	$0,46 \pm 0,3$	$0,62 \pm 0,3$	$2,0 \pm 0,9$	$4,2 \pm 1,7$	$2,5 \pm 1,4$	$6,2 \pm 2,7$	$0,6 \pm 0,2$
	1987	$1,1 \pm 0,6$	$0,32 \pm 0,2$	$0,35 \pm 0,2$	$0,3$	$0,5$	$1,2 \pm 0,7$	$5,25 \pm 3,65$	
Р-н ГЭС	1986	$0,72 \pm 0,2$	$0,29 \pm 0,08$	$0,28 \pm 0,04$	$2,3 \pm 1,0$	$4,6 \pm 2,1$	$2,2 \pm 0,5$	$3,9 \pm 1,7$	$1,0 \pm 0,5$
	1987	$0,45 \pm 0,07$	$0,09 \pm 0,06$	$0,17 \pm 0,05$	$3,6 \pm 1,5$	$7,2 \pm 3,1$	$1,1 \pm 0,8$	$4,0 \pm 2,4$	
Запас	1986	(3200)	(1100)	(1230)	(5900)	(13500)	(1000)	(14000)	(2500)
	1987	(2800)	(900)	(800)	(670)	(1310)	(3200)	(11800)	(-)

Примечание. В скобках приведены данные о запасе (Ки) радионуклидов

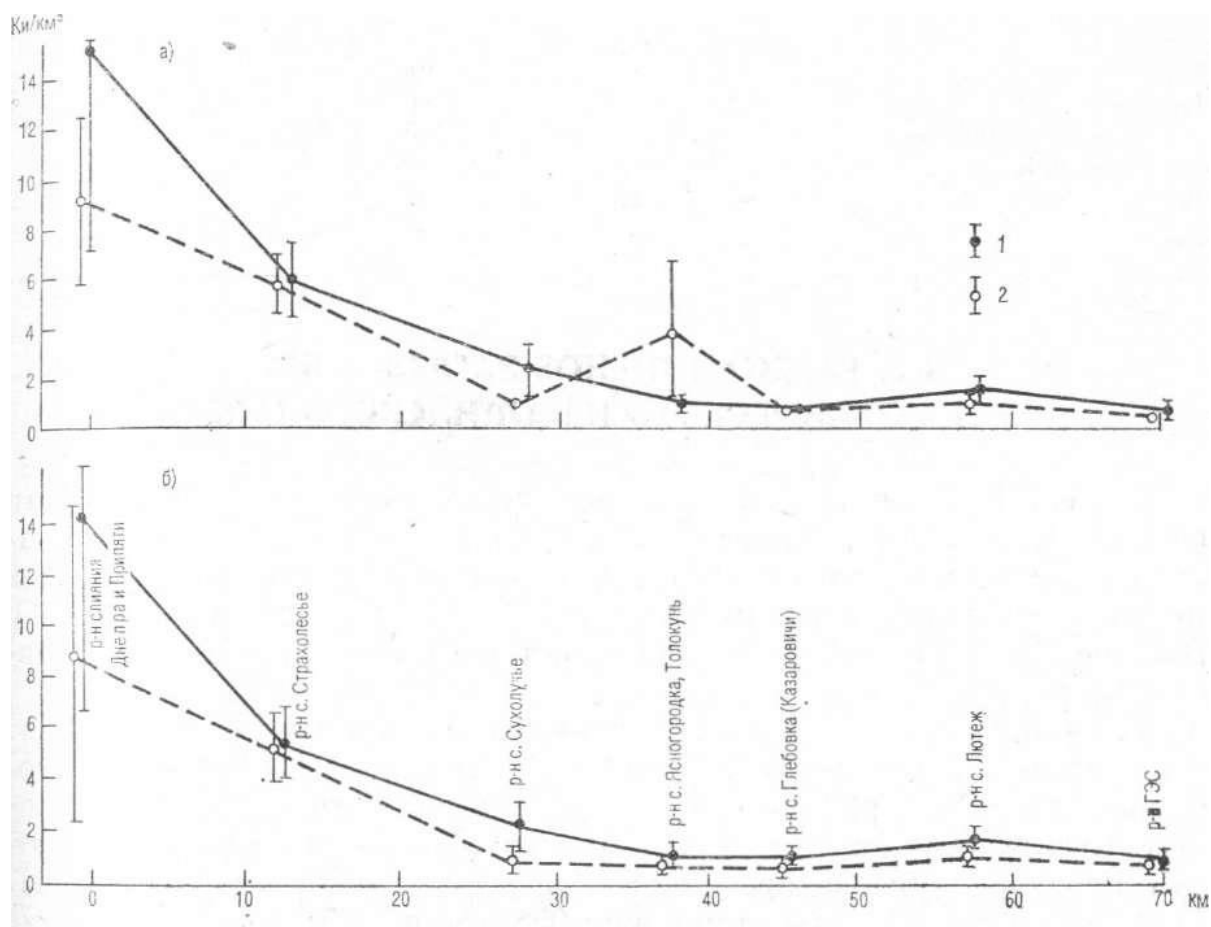


Рис. 6.15. Плотность загрязнения ($\text{Ки}/\text{км}^2$) цезием-137 (а) и стронцием-90 (б) грунтов Киевского вдхр.
1 — ноябрь 1986 г.; 2 — август 1987 г.

Видно, что даже при полном взмучивании донных отложений уровни загрязнения воды в водохранилищах каскада будут существенно ниже, чем в Киевском, и тем более ниже $ДК_Б$, поскольку при полном взмучивании донных отложений в Киевском водохранилище концентрация цезия-137 в воде будет составлять лишь 6% $ДК_Б$.

Таблица 6.17
Содержание цезия-137 в донных отложениях водохранилищ Днепровского каскада

Водохранилище	Плотность загрязнения, Ки/км ²	Запас, Ки	Концентрация пКи/л
Киевское	2,5±0,6	2800±620	620
Каневское	0,7±0,2	490±140	190
Кременчугское	0,25±0,10	540±220	40
Днепродзержинское	0,4±0,2	240±120	100
Запорожское	0,1±0,06	45±30	15
Каховское	0,03±0,005	65±10	4
Всего	—	4180±1140	—

6.3. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЧЕРНОГО, АЗОВСКОГО И БАЛТИЙСКОГО МОРЕЙ

В первые месяцы после аварии советскими и зарубежными специалистами были проведены исследования радиоактивного загрязнения Балтийского и Черного морей, над акваторией которых проходили траектории воздушных масс из района аварии [17]. В июне 1987 г. советскими специалистами было обследовано Азовское море.

Главной задачей этих исследований была оценка уровней загрязнения морской воды и донных отложений. Проведенные изотопные анализы проб морской воды, взвешенного вещества и донных отложений позволили установить, что концентрации радионуклидов чернобыльского происхождения, таких, как церий-141, -144, рутений-103, -106, цирконий-95, ниобий-95, цезий-134, -137, стронций-90, плутоний-238, -239, -240, тритий, в 100 и более раз ниже предельно допустимых уровней для питьевой воды и не представляют опасности для здоровья человека [10—11].

Исследования межфазного распределения в системе морская вода — взвесь показали, что такие изотопы, как церий-141, -144, цирконий-95, ниобий-95, рутений-103, -106, находятся в основном во взвесь и накапливаются в донных отложениях, в то время как стронций-90 и цезий-134, -137 остаются более чем на 90 % в водной фазе и вследствие этого длительное время будут находиться в толще морской воды [10, 16]. Это обстоятельство обусловило необходимость долговременных исследований, в том числе самоочищения морей различными путями от этих продуктов аварии.

6.3.1. Черное море и Днепровский лиман

Структура поля загрязнения поверхностного слоя цезием-137 в первые месяцы после аварии оказалась крайне неоднородной вследствие неравномерности выпадения на акваторию (рис. 6.16), причем восточная часть моря оказалась более загрязненной. До аварии наблюдалось равномерное распределение цезия-137 в поверхностном слое при средней концентрации около 0,5 пКи/л [2] за счет глобальных выпадений. Максимальный зарегистрированный уровень загрязнения в июне—июле 1986 г. (14 пКи/л) почти в 30 раз выше доаварийного уровня, но по абсолютной величине на три порядка ниже $ДК_Б$ (для питьевой воды).

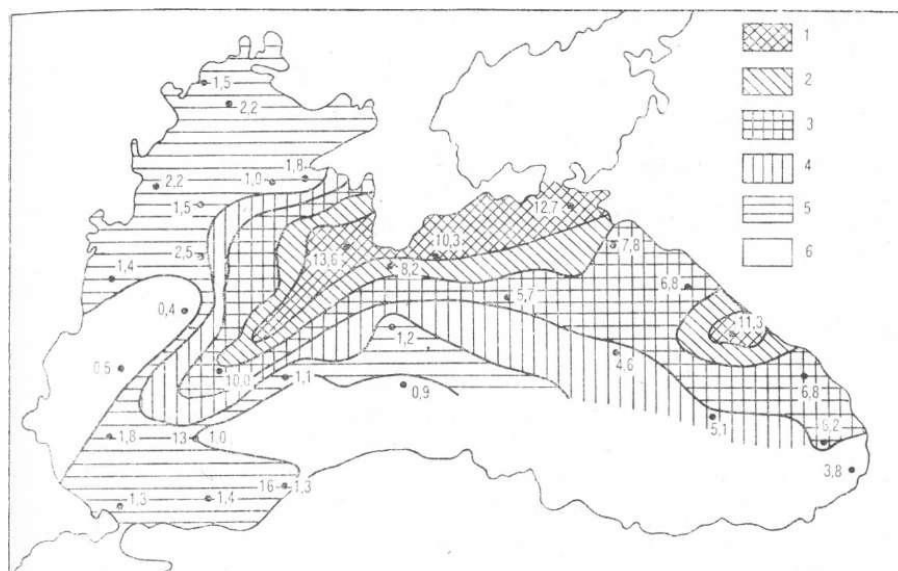


Рис. 6.16. Распределение концентрации цезия-137 в поверхностном слое Черного моря с 12 июня по 6 июля 1986 г.

Номер обозначения	1	2	3	4	5	6
Концентрация, пКи/л	10	8... 10	5... 8	3...5	1... 3	1

К октябрю 1986 г. за счет процессов горизонтального и вертикального перемещения водных масс уровень загрязнения поверхностного слоя цезием-137 снизился (максимальное значение 6,7 пКи/л) и пространственное распределение концентраций в поверхностных водах стало более однородным. Зимнее перемешивание 1986/87 г. привело к существенному уменьшению концентраций цезия-137 в поверхностном слое, и, кроме того, поле концентраций стало практически однородным. На большей части акватории концентрации колебались в пределах $1,1 \pm 1,8$ пКи/л.

Аналогичная ситуация имела место и для стронция-90. Максимальная концентрация стронция-90 в поверхностном слое в июне— июле 1986 г. (3,3 пКи/л) была в 120 раз ниже ДКБ. Влияние продуктов аварии в этот период отмечалось только в восточной части моря, в западной части концентрации стронция-90 практически не отличались от доаварийного уровня (0,6 пКи/л). К октябрю 1986 г. поле концентраций стронция-90 в поверхностном слое выравнивалось при среднем значении около 1 пКи/л.

В октябре 1986 г. были получены подробные вертикальные профили концентраций цезия-137, -134 и стронция-90, примеры которых приведены на рис. 6.17. Легко видеть, что цезий-137 и стронций-90 в 1986 г. были сосредоточены над слоем скачка температуры. По глубинным распределениям цезия-137 и стронция-90 были рассчитаны значения прироста запасов этих радионуклидов в толще воды Черного моря, обусловленные аварией на ЧАЭС, которые составили около 45 и 7,5 кКи соответственно. Запасы цезия-137 и стронция-90 в толще морской воды до аварии, обусловленные глобальными выпадениями составляли 40000 Ки. Таким образом, поступление продуктов аварии привело к удвоению накопленного количества цезия-137 в морской воде, а запас стронция-90 возрос на 19 %.

В июне—июле 1986 г. было определено также и содержание трития в слое 0—50 м. Суммарный запас трития в этом слое после аварии составил около 2000 кКи. По проведенным оценкам, поступление трития в Черное море в результате аварии (по данным измерений концентраций трития в водохранилищах Днепроовского каскада в мае 1986 г., в атмосферных осадках и с учетом молекулярного обмена) в мае 1986 г. составило около 100 кКи. Это привело к увеличению уже имеющегося запаса примерно на 7%, т. е. поступление трития в море в результате аварии практически не сказалось на его концентрациях в воде: среднее значение концентрации оставалось на доаварийном уровне — около 34 ТЕ.

В днепровском лимане с сентября 1986 г. по май 1987 г. концентрации цезия-137 были в 3—5 раз ниже, чем в прилегающей части моря, т. е. поступление относительно чистых днепровских вод способствовало понижению концентраций цезия-137 в северо-западной части Черного моря.

Были получены данные о содержании радионуклидов во взвесьях в поверхностном слое, которые подтвердили, что цезий-137, -134 находятся преимущественно в растворенном состоянии.

Исследование содержания радионуклидов в донных отложениях западной части моря, проведенное в июне 1986 г., показало, что продукты аварии в этот период обнаруживаются в донных отложениях на небольших глубинах (до 30 м).

Согласно оценкам, с июня 1986 г. по октябрь 1987 г. в Черное море рекой Днепр вынесено около 50 Ки цезия-137 и около 590 Ки стронция-90. Таким образом, вынос цезия-137 и стронция-90 водами Днепра составляет всего около 0,1 и 7% соответственно запасов радионуклидов чернобыльского происхождения, и основным источником загрязнения в рассматриваемый период явились атмосферные выпадения в первые дни после аварии.

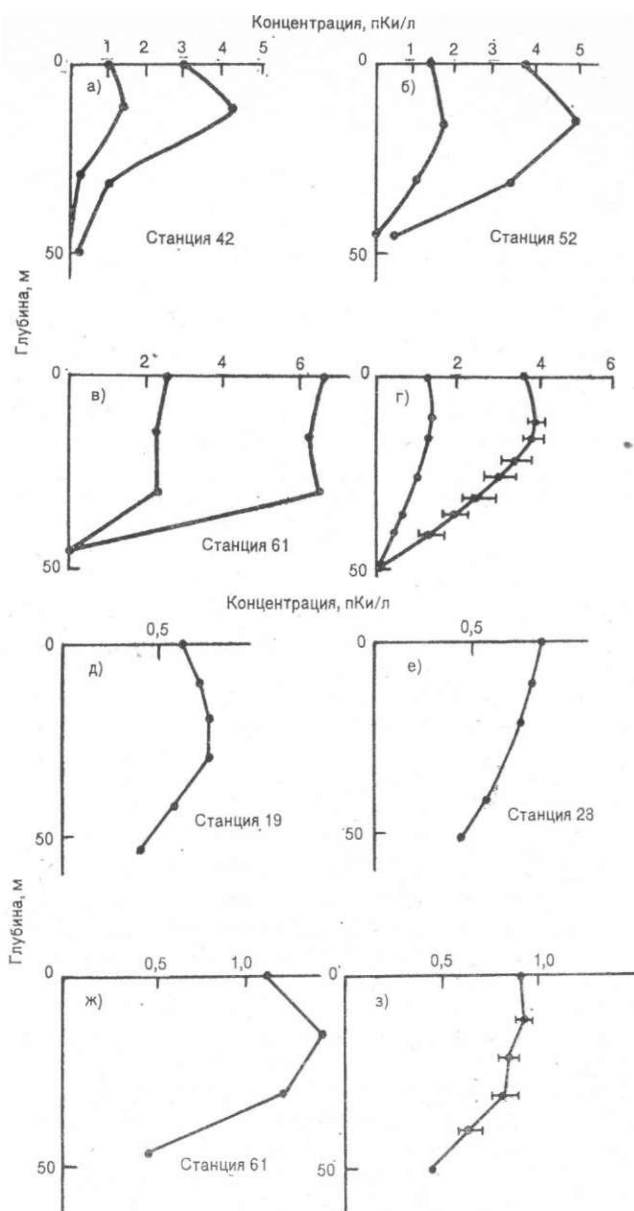


Рис. 6.17. Примеры глубинных профилей концентрации цезия-137 (а, б, в) и стронция-90 (д, е, ж) и соответственно усредненных по акватории глубинных профилей (г, з) в октябре 1986 г.

6.3.2. Азовское море

Пространственное распределение цезия-137, -134 в морской воде и донных отложениях было изучено в июне и ноябре 1987 г. Пределы изменения концентраций цезия-137 отличались мало: 0,5...1 пКи/л в июне и 0,6...1,2 пКи/л в ноябре. Запас цезия-137 в морской воде составил около 250 Ки, из них около 200 Ки (85%) обусловлены цезием-137 чернобыльского происхождения (в основном из атмосферных выпадений в первые дни).

Было установлено, что по мере движения от устья Дона к Керченскому проливу содержание цезия-137, -134 в грунтах возрастает, что, вероятно, обусловлено сорбцией радионуклидов донными отложениями из поступающей в придонные слои черноморской воды. Общий запас цезия-137 в грунтах составил около 540 Ки, из них чернобыльского происхождения — около 400 Ки.

В доаварийный период (до апреля 1986 г.) концентрация стронция-90 сохранялась на уровне предыдущего года (около 1 пКи/л). В последующий период наблюдалась неоднородность в распределении стронция-90 в поверхностных водах моря, причем в отдельных районах концентрация повысилась до 1,5...2 пКи/л.

Повышение концентраций стронция-90 после аварии, так же, как и цезия-137, может быть обусловлено, помимо радиоактивных выпадений из атмосферы, поступлением загрязненных черноморских вод из восточных районов моря. По-видимому, этот процесс был наиболее существен весной—летом 1986 г., когда Черное море в районе Керченского пролива было загрязнено в результате атмосферных выпадений. Кроме того, стронций-90 поступал с водами Дона и Кубани, где летом 1986 г. его содержание достигло 2,7 и 1,8 пКи/л соответственно. Общий запас стронция-90 в морской воде в 1987 г. составил около 420 Ки (до аварии — около 300 Ки).

В целом радиозэкологическая обстановка в Азовском море после аварии благоприятная, уровни загрязнения воды цезием-137 на четыре порядка, а стронцием-90 на два порядка ниже ДКБ.

6.3.3. Балтийское море

В результате радиоактивных атмосферных выпадений, имевших место после аварии, образовалась отчетливо выраженная зона повышенного загрязнения радиоактивным цезием в центральной и восточной частях Финского залива и в Ботническом заливе (рис. 6.18—6.19). Максимальные концентрации цезия-137 в июне 1987 г. в Финском заливе составляли около 25 пКи/л (в 600 раз ниже ДКБ). Доаварийный уровень загрязнения поверхностных вод цезием-137 составлял около 0,3 пКи/л. Увеличение содержания стронция-90 в воде в результате выпадений было невелико. Так, средняя концентрация радионуклида в поверхностных водах Финского и Рижского заливов в мае 1986 г. увеличилась всего на 20% по сравнению с предыдущим годом. По окончании радиоактивных выпадений начался медленный спад уровней загрязнения воды радиоактивным цезием вследствие процессов разбавления и осаждения (в том числе биологических процессов). Так, по данным наблюдений в Копорской губе Финского залива, в июне 1987 г. концентрация цезия-137 была втрое ниже, чем в мае 1986 г.

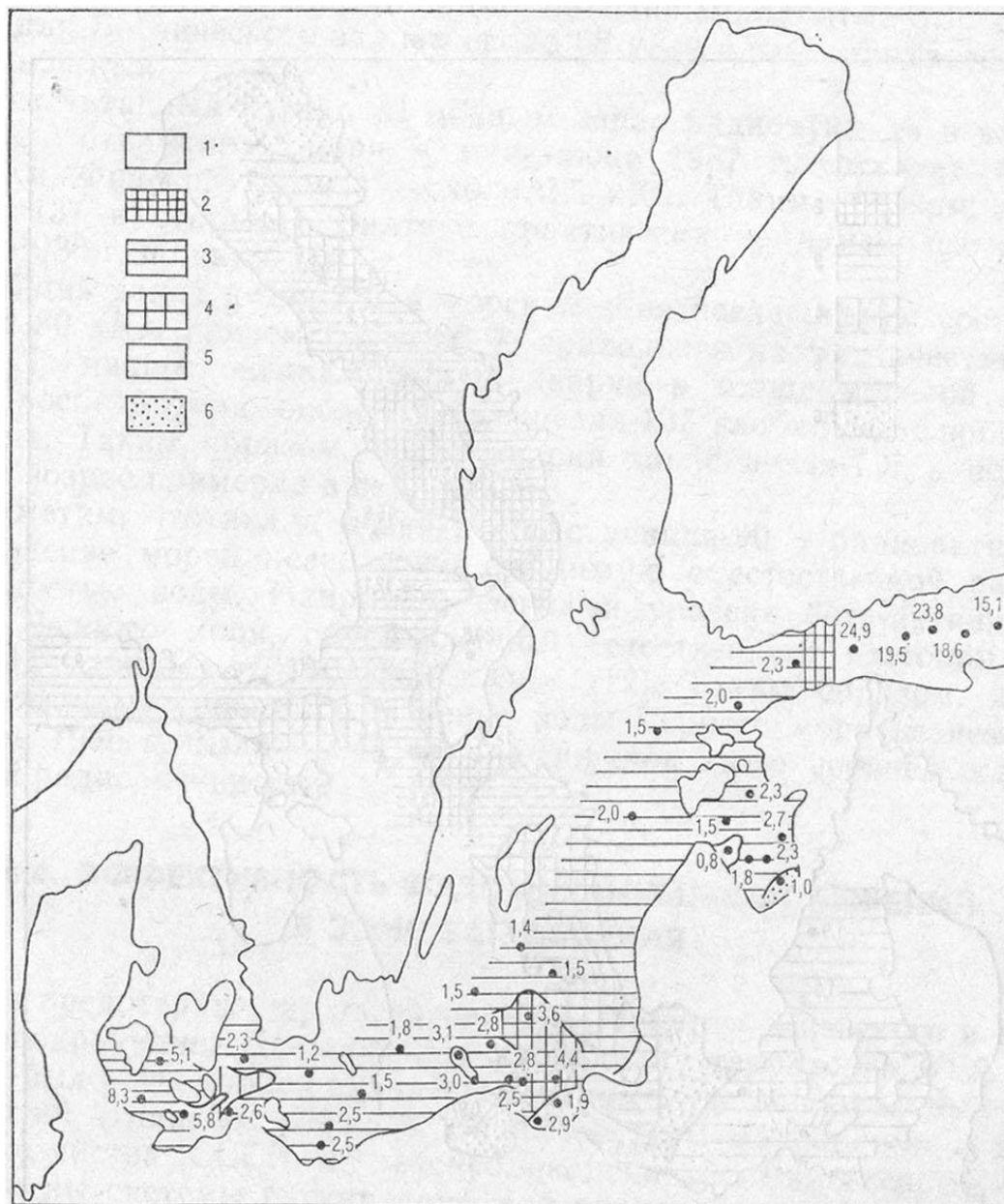


Рис. 6.18. Концентрация цезия-137 в поверхностных водах Балтийского моря в июне—июле 1986 г. по данным, полученным в СССР, Польше и ФРГ.

Номер обозначения	1	2	3	4	5	6
Концентрация, пКи/л	15... 25	10... 15	5... 10	3... 5	1... 3	1

Одновременно с уменьшением концентрации цезия-137 в воде происходило уменьшение и доли цезия во взвесах.

Поскольку перенос воды в поверхностных слоях Балтийского моря идет от северной части моря в сторону Датских проливов, то с течением времени следует ожидать перемещения зоны повышенного загрязнения цезием-137 в этом направлении.

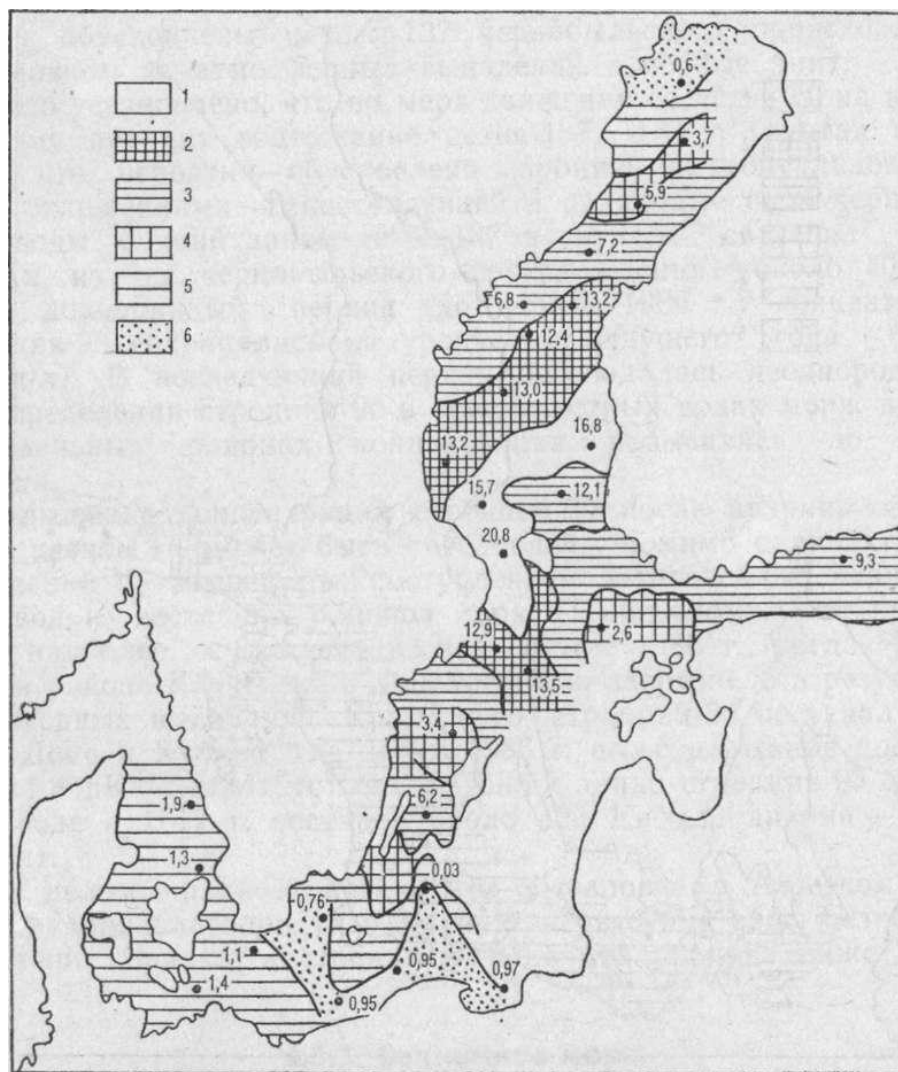


Рис. 6.19. Концентрация цезия-137 в поверхностных водах Балтийского моря в октябре—ноябре 1986 г. [18].
Усл. обозначения см. рис. 6.18

Распределение концентраций цезия-137 в поверхностном слое, полученное в июне—июле 1987 г., показало, что картина загрязнения моря цезием-137 к лету 1987 г. мало изменилась по сравнению с ноябрем 1986 г.: по-прежнему наибольшие уровни загрязнения наблюдались в Северной Балтике и Финском заливе.

Полученные советскими и зарубежными исследователями данные о глубинном распределении радиоактивного цезия позволяют оценить, насколько увеличился запас цезия-137 в Балтийском море в результате атмосферных выпадений продуктов аварии. Запас цезия-137 в водной толще отдельных частей Балтики в ноябре 1986 г., рассчитанный нами по данным работы [18], составил: для Ботнического залива около 50 кКи, а для открытого моря около 30 кКи.

Рассчитанный по нашим данным запас радионуклида в водной толще открытого моря в мае—июне 1987 г. составил около 25 кКи, Финского залива — около 3,5 кКи. Таким образом, запас цезия-137 в открытой Балтике практически не изменился с ноября 1986 г. по июль 1987 г. Общий запас цезия-137 в морской воде после аварии составил около 80 кКи, причем более 60 % приходится на Ботнический залив. По нашим оценкам [3], до аварии в толще морской воды было сосредоточено около 12 кКи цезия-137 глобального происхождения. Таким образом, после аварии запас цезия-137 в водной массе возрос примерно в семь раз.

Отметим, что вклад цезия-137 и стронция-90 в радиоактивное загрязнение морей

невелик по сравнению с естественной радиоактивностью воды. Например, фоновый уровень бета-активности воды Черного моря, обусловленный естественным изотопом калия-40, составляет, 170—200 пКи/л [12]. Таким образом, даже максимальные уровни загрязнения воды Черного моря цезием-137 в июне 1986 г. были более чем на порядок ниже уровней естественной радиоактивности.

6.4. ЭФФЕКТИВНОСТЬ ВОДООХРАННЫХ СООРУЖЕНИИ В ЗОНЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Для предотвращения загрязнения р.Припяти, Киевского и других водохранилищ Днепровского каскада на территории УССР и БССР был осуществлен значительный комплекс водоохранных мероприятий (главным образом, Министерством мелиорации и водного хозяйства СССР и республиканскими министерствами). Сооружены системы глухих дамб для предотвращения выноса радионуклидов из наиболее загрязненной зоны (промплощадка, г.Припять). Сооружены также глухие и фильтрующие дамбы (всего 131 сооружение) на малых реках и водотоках с целью уменьшения выноса радионуклидов как в растворе, так и во взвешях, а также уменьшения размера заливаемой поймы р. Припять. Кроме того, сооружены карьеры на дне р. Припять для Улавливания радионуклидов, переносимых на частицах взвесей.

Оценка количества радиоактивных веществ, поступивших в р.Припять с территории ближней зоны, проводилась путем расчета потоков радионуклидов через поперечное сечение р.Припять в пунктах возможного поступления талых вод из ближней зоны, расположенных выше (с. Беневка) и ниже (г. Чернобыль) по течению реки от АЭС. Сопоставление потоков цезия-137 и стронция-90 по указанным створам за период апрель 1987 г. — апрель 1988 г. показало, что вынос цезия-137 и стронция-90 через створ Чернобыль был выше, чем через створ Беневка, на 20% (80 Ки) и на 40% (150 Ки) соответственно. При сравнении рассчитанного таким образом поступления стронция-90 и цезия-137 с территории ближней зоны с суммарным поступлением этих изотопов с речным стоком в Киевское водохранилище оказалось, что вклад ближней зоны за указанный период времени составил 25 и 10 % соответственно.

В течение 1986—1987 гг. были выполнены следующие исследования с целью определения фактической эффективности фильтрующих дамб с наполнением из цеолитсодержащего туфа. Определялась степень понижения концентраций радионуклидов дамбой путем непосредственных их измерений в воде верхнего и нижнего бьефа дамб. Получена оценка запаса радионуклидов в теле дамб (в цеолите) после прохождения половодья. Проведено определение количества радионуклидов, осевших на дно водохранилищ перед дамбами после прохождения паводка.

Степень понижения концентрации радионуклидов за счет специальных сооружений проверена на каскаде дамб на реках Илья и Сахан, а также на дамбах на реках Брагинка, Желонь, Вересня, Грезля, Бобер. Было установлено, что осенью 1986 г. степень снижения концентрации стронция-90 за счет обследованных дамб составила в среднем 1,2, т. е. поглощение стронция-90 фильтрующими дамбами было незначительно.

Эффекта понижения концентрации цезия-137, находящегося во взвешенной фазе, не наблюдалось. Более того, концентрация цезия-137 во взвешях в нижних бьефах оказалась выше, чем в верхних (отношение «верхний/нижний бьеф» в среднем составило 0,8) ввиду мелководности нижнего бьефа и, следовательно, большего взмучивания донных отложений. При переливе через гребень плотины эффекта снижения концентрации цезия-137 в растворе также не наблюдалось. В отсутствие переливов концентрация в нижнем бьефе понижалась в 3—10 раз.

Результаты определения содержания радионуклидов в цеолите фильтрующих дамб (во все защитные сооружения заложено 34 114 м³ цеолита с плотностью 1,22 г/см³) показали, что с

момента ввода в эксплуатацию в 1986 г. по май 1987 г. в цеолите всех защитных сооружений накопилось всего около 3 Ки цезия-137. Эта величина весьма мала (около 1%) по сравнению с выносом радионуклида водами р. Припять с сентября 1986 г. по май 1987 г.

Результаты определения запаса цезия-137 в донных отложениях водохранилищ перед дамбами после прохождения паводка 1987 г. показали, что содержание цезия-137 практически не отличается от его содержания в почвах прилегающих территорий, загрязнение которых сформировалось до затопления территории вследствие постройки дамб. Нередко отмечались и уровни меньше, чем на окружающей территории, что, вероятно, связано с вымыванием радионуклида из песчаных грунтов. Таким образом, накопление радиоактивных илов в ложе водохранилищ не произошло.

Из вышеизложенного ясно, что фильтрующие дамбы на малых реках не задержали радионуклиды во время весеннего паводка 1987 г. Более того, установлено, что при затоплении поймы малых рек происходит десорбция радионуклидов из грунтов, которая не компенсируется сорбцией из поверхностного водного стока, что приводит к повышению концентрации радиоактивных продуктов в воде.

Вместе с тем следует отметить, что фильтрующие дамбы сгладили пик весеннего половодья и уменьшили тем самым максимальные скорости течения рек на наиболее загрязненных водотоках.

Работы по оценке эффективности донных карьеров на р. Припять включали измерения баланса взвешенных веществ на различных участках карьера, измерения распределения взвешенного материала и скоростей течения в карьере, гамма-спектрометрический и гранулометрические анализы проб воды, взвеси и донных отложений на различных участках карьера.

В результате установлено, что основная часть радионуклидов (80 %) связана с частицами размером менее 0,05 мм. В период половодья 1987 г. эффективность осаждения таких мелких частиц карьерами составила 3—5 %. Основное наполнение карьеров идет за счет крупных и существенно менее загрязненных радиоактивными веществами песчаных наносов, т. е. тонкодисперсная и наиболее радиоактивная взвесь проходит карьер транзитом.

Количество цезия-137, накопленного в Иванковском карьере с момента ввода его в эксплуатацию по октябрь 1987 г., составило около 12 Ки. За этот период через входное сечение карьера прошло около 200 Ки цезия-137, связанного со взвешенным веществом. Следовательно, за период эксплуатации в среднем эффективность карьера по улавливанию цезия-137, находящегося во взвеси, составляет около 6 %. Эффективность малых карьеров оценивается еще ниже. Следует учитывать, что во взвешенной форме переносится не более половины цезия-137, поэтому, например, Иванковский карьер задержал только 3 % общего количества цезия-137. Таким образом, эффективность донных карьеров по улавливанию радионуклидов, транспортируемых в водном потоке, является практически малозначимой.

С другой стороны, весьма эффективными оказались глухие дамбы, отрезавшие старицы (старики) от р. Припять в ближней Зоне ЧАЭС, особенно 5-километровой зоне, а также другие меры по предотвращению загрязнения р. Припять.

6.5. МИГРАЦИЯ С ПОДЗЕМНЫМИ ВОДАМИ

Миграция радионуклидов в потоке подземных вод является весьма медленным процессом, что было установлено, в частности, при испытательных подземных ядерных взрывах [7]. Основная причина заключается в том, что скорость движения радионуклидов во много раз меньше скорости потока воды вследствие сорбции нуклидов водовмещающими породами. Значение коэффициента распределения радионуклида между твердой и жидкой фазами лежит

в пределах 101—105 для разных минералов и нуклидов. Только третий имеет скорость миграции, равную скорости потока подземных вод.

После аварии на Чернобыльской АЭС вокруг нее на различных расстояниях были сооружены наблюдательные скважины на глубину водоносных горизонтов.

Измерения концентрации стронция-90, наиболее активного мигранта среди осколков деления, в течение почти четырех лет на разных расстояниях от АЭС, от 150 м до 6 км, показали, что стронций-90 в подземных водах присутствует в фоновых количествах [6]. Наблюдения продолжаются. Как отмечалось позднее (1989 г.), лишь в одной скважине было отмечено некоторое повышение содержания стронция-90.

6.6. СМЫВ РАДИОНУКЛИДОВ С ПРИРОДНЫХ ВОДОСБОРОВ

Как известно, природные поверхностные воды в значительной степени загрязняются в периоды паводков, когда водный сток в реках формируется, в основном, за счет стока воды с поверхности водосборов, а расходы через сечение водотоков ($\text{м}^3/\text{с}$) достигают максимума в годовом гидрографе стока. Увеличение общего поступления загрязняющих веществ в поверхностные воды в эти периоды обусловлено большим количеством взвешенных частиц, состоящих как из частиц почвы, смываемых с поверхности водосборного бассейна, так и из частиц донных отложений, интенсивность миграции которых особенно возрастает при увеличении расходов и связанного с ним увеличения площади ложа водотока и скоростей течения. Таким образом, заметные уровни загрязнения поверхностных вод чернобыльскими радионуклидами следует ожидать в первые несколько лет после аварии, поскольку большая часть выпавших радиоактивных продуктов сосредоточена в верхнем слое почвы, а загрязненный «чернобыльский» слой донных отложений еще не прикрыт достаточно толстым слоем более поздних отложений.

Загрязнение больших территорий чернобыльскими радионуклидами дало уникальную возможность изучить закономерности смыва «свежих» и точно датированных атмосферных выпадений загрязняющих веществ с природных водосборов самого различного масштаба — от 0,1 до 106 км^2 — и в широком диапазоне ландшафтно-экологических и орографических условий [6].

В качестве основного обобщающего параметра смыва рассматривается отношение средней концентрации ($\text{Бк}/\text{м}^3$) радионуклида в водном потоке (усреднение за наблюдаемый гидрологический период) и средней плотности загрязнения ($\text{Бк}/\text{м}^2$) водосборного бассейна этим радионуклидом (усреднение — по водосборной площади выше створа наблюдения):

$$M_c = \bar{C} / \bar{\sigma}.$$

Величина M_c условно названа нами «модулем смыва» загрязняющей атмосферной примеси, выпавшей на территории водосборного бассейна.

Другим полезным для прогнозных оценок параметром является полный коэффициент смыва K_c за рассматриваемый гидрологический период (паводок, межень, год и т. п.), т. е. отношение полной активности i -го радионуклида в водном стоке через наблюдаемый створ к запасу этого радионуклида на водосборной площади:

$$K_c(\Delta t) = \frac{\bar{C}Q}{\bar{\sigma}S},$$

где Q — полный водный сток через створ за время наблюдения, м^3 ; S — площадь водосборного бассейна реки выше створа наблюдения, м^2 .

Легко видеть, что K_c связан с модулем смыва соотношением

$$K_c = M_c \frac{\bar{q} \Delta t}{S} = M_c \bar{M}_B \Delta t,$$

где \bar{q} — средний расход воды через створ за время Δt , $\text{м}^3 \cdot \text{с}^{-1}$;

$\bar{M}_B = \bar{q}/S$ — средний модуль водного стока, $\text{м} \cdot \text{с}^{-1}$.

Оба параметра M_c и K_c могут применяться для экспрессных прогнозных оценок радиоактивного загрязнения речной воды в результате совокупности вторичных миграционных процессов — механического смыва, выщелачивания из почв, неравновесного обмена между фазами (взвесь — растворенные формы, вода — донные отложения и т. п.). Из общих соображений понятно, что прогностические параметры M_c и K_c должны зависеть от многих факторов, из которых определяющими мы предполагаем модуль водного стока M_c и совокупность ландшафтно-экологических характеристик водосборной площади: масштаб водосбора, средний уклон, почвенно-растительные характеристики, степень антропогенной эрозионной нагрузки и т. п. Исходя из этого при планировании исследований по изучению количественных характеристик смыва чернобыльских радионуклидов ставилась задача охватить возможно более широкий диапазон изменения определяющих факторов с целью выявления зависимости исследуемых параметров от масштаба площади водосбора и от гидрологического периода, т. е. по существу, от модуля поверхностного водного стока. Исследования проводились в типичных ландшафтно-экологических условиях южных районов Белоруссии и северных районов Украины с относительно высокими уровнями радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС.

Смыв «чернобыльского» цезия с весенними паводковыми водами 1987 г. изучался на четырех малых водосборах (площадь 0,1—11,0 км^2), расположенных на правобережной части среднего течения Днепра в бассейне р. Рось (Киевская обл.) и на трех водосборах такого же масштаба (1—8 км^2) на левобережье верхнего течения Днепра в бассейне р. Беседь в районе так называемых цезиевых пятен (Гомельская обл.).

С апреля 1987 г. проводились регулярные наблюдения за смывом чернобыльского цезия с двух средних водосборов в бассейне р. Рось — самой р. Рось и р. Бутени в ее водосборном бассейне.

Была сделана попытка оценить модуль смыва «свежих» радиоактивных выпадений на большом удалении (более 5 тыс. км) от источника выброса загрязняющих веществ в районе с глобальным уровнем радиоактивного фона, а именно, со всего водосборного бассейна р. Селенги. С этой целью в октябре 1988 г. были отобраны несколько проб воды в 30 км от устья. Данные о плотности выпадения чернобыльского ^{134}Cs в бассейне Селенги были получены ранее (апрель 1987 г.) путем отбора почвенных проб на части водосборного бассейна — ниже границы с Монголией, по редкой сетке (15 проб), в основном на водосборах основных притоков общей площадью около 100 тыс. км^2 .

В табл. 6.18 представлены данные, характеризующие гидрологические и физические условия, и результаты наблюдений на исследуемых водосборах Украины и Белоруссии в период весеннего паводка 1987 г. При большом различии природных условий и масштабов водосборов наблюдается относительная однородность коэффициента смыва ^{134}Cs , за исключением водосбора Лесная балка, где отмечен минимальный коэффициент смыва ($K_c = 0,5 \cdot 10^{-6}$) вследствие крайне низкого модуля водного стока за минимально короткий период наблюдений.

Таблица 6.18

Параметры водного стока и смыва ^{134}Cs с малых водосборов УССР и БССР за период весеннего паводка 1987 г.

Водосбор	$S (10^6 \text{ м}^2)$	Δt	$Q (10^3 \text{ м}^3)$	$^{134}\text{Cs}^* (\%)$	$K_c = (10^{-6})$	$C_{134} \text{ Бк/м}^3$	$\sigma^{134} \text{ кБк/м}^2$	$M_c 10^{-3} \text{ м}^{-1}$
Лесная балка	0,53	8.04—12.04	0,1	70	0,5	100	37	2,8
Баши	0,44	29.03—9.04	17,3	66	210	140	26	5,4
Плоский	0,09	29.03—7.04	0,9	90	80	210	26	8,1
Богуславка	11	22.03 — 12.04	130	98	350	550	18	30
Ведерня	8	1.04—20.04	780	37	450	2500	520	4,6
Веприн	1	1.04—15.04	62	43	60	370	370	1,0
Долгий лог	2	1.04—18.05	78	13	170	1600	370	4,3

* Доля твердой фазы ^{134}Cs в стоке.

Остальные значения K_c (средние за соответствующие паводковые периоды) лежат в пределах $(60...450) \cdot 10^{-6}$. Существенное влияние на разброс оказывает, по-видимому, и большая разница в периодах наблюдения, от которого величина K_c зависит прямо пропорционально.

За исключением водосбора Богуславка, модуль смыва также изменяется в пределах одного порядка величины: $M_c = (1...8) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$. Аномально высокое значение $(30 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1})$ на водосборе Богуславка можно объяснить увеличением эрозии за счет высокой степени антропогенной нагрузки. В пользу этого свидетельствует тот факт, что практически вся смываемая с этого водосбора радиоактивность содержится во взвешенных частицах (см. табл. 6.18).

Следует отметить, что в наших исследованиях по миграции радионуклидов цезия в качестве метки использовался ^{134}Cs , который аналитически легко определяется в спектрах гамма-излучения проб. В пробах компонентов изучаемых водных экосистем (так же, как и в наземных экосистемах, см. гл. 5 и 8) значительная доля ^{137}Cs может приходиться на глобальные выпадения до 1986 г.

На рис. 6.20 показана динамика среднемесячных концентраций ^{137}Cs в водах рек Бутеня и Рось вместе с гидрографом водного стока в 1987—1989 гг. С учетом средних значений плотности загрязнения на этих водосборах (соответственно 14 и 23,5 кБк/м² для ^{137}Cs) диаграмма изменения C_{137} путем простой нормировки C/σ преобразуется в диаграмму изменения M_c в зависимости от гидрологических условий водного стока (см. рис. 6.20). Анализ обоих рядов наблюдений за динамикой смыва ^{137}Cs приводит к следующим выводам:

- 1) в период весеннего паводка 1987 г. (март—апрель) сохранялись относительно низкие концентрации ^{137}Cs в речных водах, а максимальные значения этих концентраций (и соответственно модуля смыва M_c) в 1987 г. были отмечены в августе—сентябре при низких или средних значениях водного стока;
- 2) в 1988 г. среднегодовые значения концентрации ^{137}Cs были явно ниже, чем в 1987 г., и продолжали уменьшаться в 1989 г., а внутригодовые колебания модуля смыва были выражены гораздо слабее;
- 3) в периоды весенних паводков (март—апрель) значения модуля смыва изменялись в пределах $(2...4) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ для обоих водосборов, причем коэффициенты смыва, рассчитанные по пикам паводка (март) сильно отличались — от $(0,5...0,6) \cdot 10^{-3}$ для Бутени до $(0,002...0,004) \cdot 10^{-3}$ для Роси. Максимальные значения модуля смыва $(10...25) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ отмечались в обоих створах в августе—сентябре 1987 г.;
- 4) в зимний период (декабрь—февраль) отмечается минимальное загрязнение обеих речных систем с модулем смыва порядка $(0,2...1) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$.

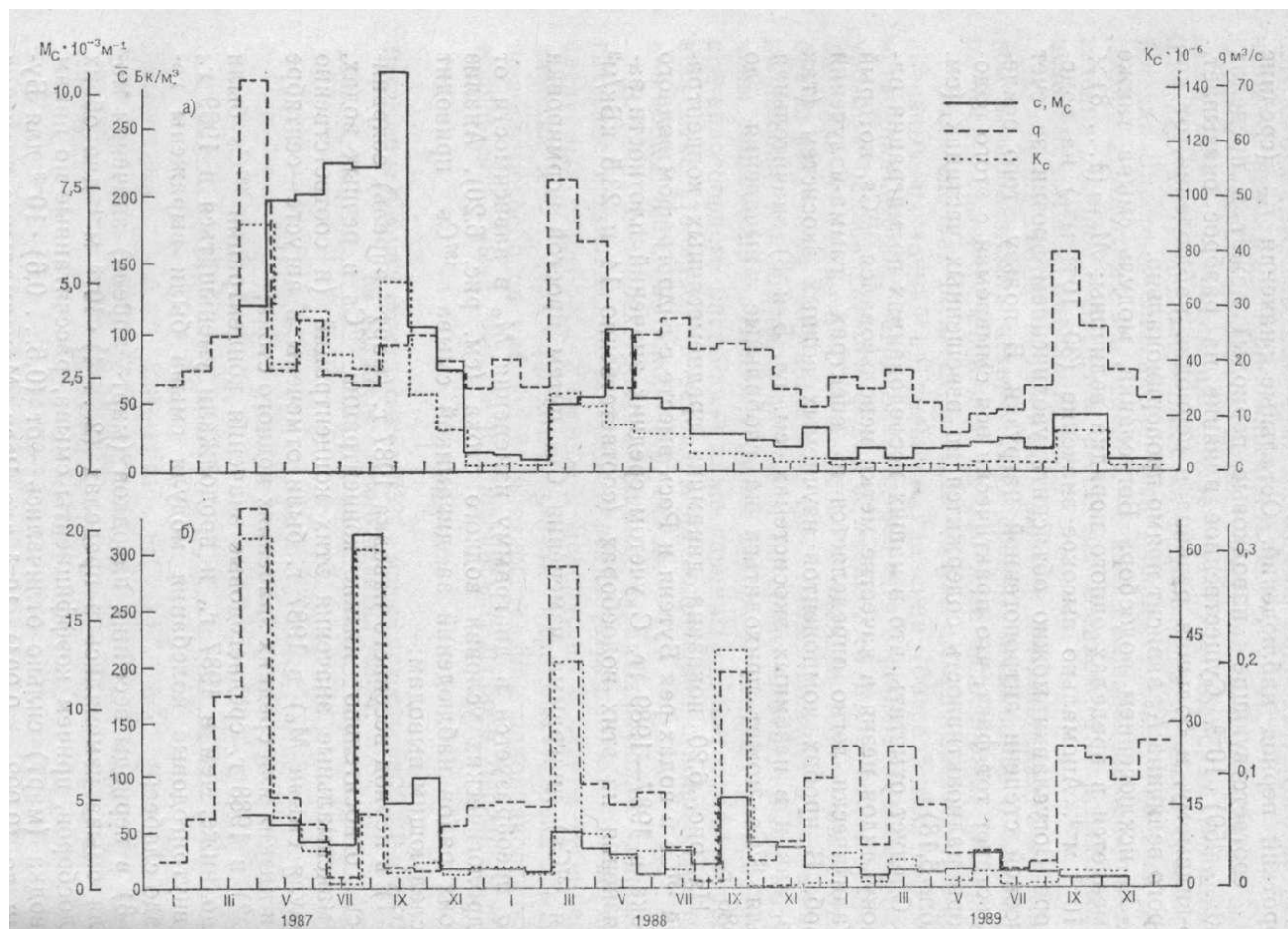


Рис. 6.20. Динамика смыва ^{137}Cs с водосборов рек Рось (а) и Бутня (б) в 1987—1989 гг.

При оценке модуля смыва чернобыльского ^{134}Cs с водосборного бассейна Селенги использовались следующие данные, полученные в апреле 1987 г. (запас в почве) и в октябре 1988 г. (средняя концентрация радионуклидов цезия в устьевом створе): $\sigma_{134}=40 \text{ Бк/м}^2$; $C_{137} = 4 \text{ Бк/м}^3$, $C_{134} \approx 1 \text{ Бк/м}^3$. Примечательным является тот факт, что отношение концентраций обоих радионуклидов цезия в водах Селенги $[C_{137}4/C_{134}] = 4,4$ (октябрь 1988 г.) весьма близко к расчетному отношению чернобыльских радионуклидов. Это свидетельствует о преимущественном смыве «свежих» выпадений, который характеризуется модулем смыва $M_c = 25 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$. При этом модуль смыва «глобального» ^{137}Cs , по нашим оценкам, составит менее $1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$.

На основании анализа всей совокупности полученных результатов можно сделать следующие выводы.

1. Смыв чернобыльского ^{137}Cs с естественных водосборов с весенними паводковыми водами в 1987—1989 гг. в большинстве случаев характеризовался значениями коэффициента смыва в пределах $(0,06 \dots 0,5) \cdot 10^{-3}$ и модуля смыва $(2 \text{—} 8) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$. Значительно меньшие значения K_c отмечались на малом лесном водосборе, а также на сильно зарегулированном водосборе р. Рось — менее $1 \cdot 10^{-5}$.
2. Максимальные значения модуля смыва $(10 \dots 25) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ в годовых гидрологических циклах рек Бутня и Рось приходятся на летне-осенний период (август—ноябрь), когда водный сток близок к среднегодовому. Значение модуля смыва с бассейна Селенги $25 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$, полученное в тот же период умеренного уровня водного стока, также попадает в указанный интервал.

3. Непрерывный мониторинг радиоактивного загрязнения вод рек Бутня и Рось свидетельствует о тенденции уменьшения смыва черновобильского цезия в 1987—1988 гг., если судить по максимальным (с поправкой на распад) значениям концентраций ^{134}Cs в летне-осенние периоды (см. рис. 6.20).

4. На долю взвешенных частиц в суммарном содержании черновобильского цезия в речных водах (по данным наших измерений активности на бумажных фильтрах либо фильтрах ФПП-15) приходится от 98 % (водосбор Богуславка, см. табл. 6.18) до нескольких процентов (р. Селенга). Следует заметить, что из-за отсутствия унифицированных методик фильтрования и, как следствие, применения фильтров с самыми различными размерами пор — от 0,03 до 3—5 мкм — термин «на долю взвешенных частиц» (или «в растворенных формах») следует относить лишь к соответствующим размерам частиц, оседающих на фильтре (либо проходящих через него). По этой причине отношение растворенные/взвешенные формы будет зависеть от применяемой методики фильтрования, что следует принимать во внимание при интерпретации и, в особенности, при сравнении результатов разных исследований.

Применяемые нами методики концентрирования растворенных форм радионуклидов на специальных сорбентах [3, 9, 10] с последующим гамма-спектрометрическим анализом обеспечивают количественное определение только радионуклидов цезия. Тем не менее, по результатам анализа с использованием сорбентов (растворенные формы) и фильтров (взвешенные формы) в серии наблюдений на малых водосборах р. Рось удалось установить, что ^{106}Ru и ^{125}Sb имеют примерно такую же либо более высокую способность к миграции из почвы в поверхностные воды по сравнению с радионуклидами цезия [6].

6.7. ПРОГНОЗ РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ВОДЫ РЕК И КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Существенное повышение концентрации радиоактивных продуктов в водах прилегающих в зоне аварии рек и Киевского водохранилища поставило этот вопрос в ряд наиболее острых при оценке радиационной обстановки и ее возможных последствий.

В первые же дни после аварии (5—7 мая) были проведены оценки (Ю. А. Израэлем и С. М. Вакуловским) общего количества радиоактивных продуктов, попавших в водоемы и реки и спрогнозированы возможные концентрации радионуклидов в воде при их смыве с загрязненной поверхности (эти данные были переданы в Правительственную комиссию и явились основой для ряда решений по защите смыва радиоактивности с местности в р. Припять и другие водотоки).

Расчеты были проведены по общей активности, а затем и для отдельных, наиболее опасных изотопов — йода-131, стронция-90, цезия-137.

6.7.1. Выпадения

Суммарная активность в зоне максимальных выпадений на зеркало р. Припять (длина 12 км, ширина 0,13 км, уровни радиации 0,3 Р/ч) составила $4,7 \cdot 10^4$ Ки. Активность выпадений на зеркало Киевского водохранилища в его северной части (80 км²) со средним уровнем радиации 6 мР/ч на 30.04.86 составила $4,8 \cdot 10^4$ Ки, а в средней (490 км²) и южной (450 км²) частях с уровнями радиации 4—2 мР/ч — $2,5 \cdot 10^5$ Ки. Таким образом, за время прохождения струи и облака на всю водную поверхность р. Припять и Киевского водохранилища выпали аэрозоли активностью приблизительно $3,5 \cdot 10^5$ Ки. Активность стронция-90 в предположении, что в эти дни она составила 0,5% общей активности выпадений на зеркало р. Припять и Киевского водохранилища, оценивается в $1,5 \cdot 10^3$ Ки. При растворении этого количества в 2-метровом слое воды суммарная концентрация в южной части водохранилища могла достигнуть 10^{-7} Ки/л, что и наблюдалось кратковременно в начале мая с последовавшим резким спадом через несколько

дней до $5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л за счет перемешивания в большом объеме воды и осаждения взвешенных частиц на дно¹⁷.

6.7.2. Расчет возможного смыва радиоактивности с поверхности водосборов (ближний след за пределами промплощадки)

Общая активность в водосборном бассейне р. Припять принималась равной $6 \cdot 10^6$ Ки (на 30.04.86), через год — $6 \cdot 10^5$ Ки; коэффициент смыва за год полагался равным 1 % (определен по результатам натурных наблюдений и отдельных опытов, проведенных ранее). Таким образом, общая активность смыва, по максимальным оценкам, могла составить $6 \cdot 10^4$ Ки, т. е. втрое меньше, чем активность выпадений на зеркало рек и водохранилищ при прохождении облака и струи. При условии, что смыв произойдет через несколько месяцев после аварии при сильных дождях, общая его активность могла составить $(6 \dots 10) \cdot 10^3$ Ки, а активность стронция-90 в смыве — $3 \cdot 10^2$ Ки. Тогда концентрация стронция-90 в воде при разбавлении в объеме Киевского водохранилища составит $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л, т. е. ниже предела, установленного нормами радиационной безопасности ($4 \cdot 10^{-10}$ Ки/л). Суммарная бета-активность могла, согласно расчетам, достигать в водах рек и Киевского водохранилища порядка 10^{-8} Ки/л.

6.7.3. Смыв из поймы р. Припять

Количество радионуклидов, смытых во время паводка, также не превзойдет их количества в выпадениях на зеркало реки и части затопленной к моменту аварии поймы при прохождении струи и облака, даже если коэффициент смыва составит 10%, так как площадь зеркала воды составляла 10—12 % площади поймы.

Последующий расчет с использованием данных по плотности загрязнения поймы стронцием-90 (от 30 до 100 Ки/км² на площади 150 км², т. е. при общем запасе стронция-90 на территории поймы 10^4 Ки) показал, что при коэффициенте смыва, равном 10% в объеме воды Киевского водохранилища, концентрация достигает $3 \cdot 10^{-10}$ Ки/л, т. е. не превышает ДКБ.

6.7.4. Оценка загрязнения воды в Киевском водохранилище при взмучивании донных отложений

Загрязнение воды в водохранилищах Днепровского каскада при сильных ветрах может увеличиваться за счет взмучивания донных отложений, загрязненных радиоактивными веществами.

В связи с этим представляется целесообразным оценить возможность загрязнения воды в предельном случае, т. е. в предположении подъема всей массы радиоактивных веществ со дна и перемешивания их по всей толще воды. Результаты таких оценок приведены в табл. 6.19, из которой видно, что в результате указанного процесса концентрация изотопов может увеличиваться в 10—20 раз, но и в этом предельном случае их концентрация будет ниже ДКБ. Первый после аварии на ЧАЭС шторм, способный взмучивать донные отложения в Киевском водохранилище, наблюдался 9 августа с 12 до 21 ч. В этот период средние скорости ветра над акваторией составляли 10—15 м/с с порывами до 20 м/с.

¹⁷ Приводятся максимальные значения

Таблица 6.19
Оценка возможного уровня загрязнения воды в Киевском водохранилище
при полном взмучивании донных отложений (июль 1986 г.)

Радионуклид	Средняя концентрация в воде, Ки/л	Запас в воде водохранилища, Ки	Плотность загрязнения грунта, Ки/км ²	Запас в грунте водохранилища, Ки	Возможная концентрация в воде при взмучивании, Ки/л	ДКБ, Ки/л
Стронций-90	$4 \cdot 10^{-11}$	140	1,3	1200 (90)	$3,6 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-10}$
Цезий-137	$3 \cdot 10^{-11}$	110	2,5	2300 (95)	$7 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$
Цирконий-95	$2 \cdot 10^{-11}$	740	15	1400 (95)	$4 \cdot 10^{-9}$	$6,2 \cdot 10^{-8}$

Примечание. В скобках приведена доля (%) активности радионуклидов в грунте по отношению к суммарной активности.

Оперативная проверка степени загрязнения воды в водохранилище была проведена методом авиационной гамма-съемки в первой половине дня 10 августа. Сопоставление карт мощности дозы, полученных в этот день и за 4 сут до шторма (рис. 6.21, 6.22), показывает, что загрязнение воды в результате шторма увеличилось на 30—50 %.

6.7.5. Расчет возможного смыва с территории промплощадки

Согласно разным оценкам, суммарная активность на промплощадке на 30.04.86 составляла 10^6 — 10^7 Ки, причем на долю стронция-90 приходилось $5 \cdot 10^3$... $5 \cdot 10^4$ Ки. Расчеты в предположении, что коэффициент смыва с заасфальтированной части составит 20%, а с остальной части — 1% (площадь заасфальтированной части г. Припять 50%), показали, что концентрация стронция-90 в воде Киевского водохранилища (по максимальным оценкам) могла достигать $1,5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, т. е. почти в четыре раза выше ДКБ. Это обстоятельство потребовало принятия радикальных мер по предотвращению смыва радионуклидов на промплощадке, как с поверхностными, так и подземными водами. Эти меры были осуществлены на практике: «стенка» в грунте, «фильтрующие дамбы на всех водотоках в ближней зоне», скважины для перехвата загрязненных подземных вод, стекающих из водоема-охладителя в р. Припять, обвалование берегов р. Припять.

На основании выполненных оценок был сделан вывод о том, что в случае смыва интенсивными дождями радиоактивных продуктов с загрязненных водосборов и позже — паводковыми водами в пойме р. Припять, концентрации радиоактивных веществ не превысят предельных уровней, установленных нормами радиационной безопасности.

К концу августа 1986 г. на основе уточнения значений запасов радионуклидов на загрязненной территории, проведенных специальных модельных и полевых экспериментов по уточнению коэффициентов смыва, и на базе разработанной математической модели был подготовлен уточненный прогноз загрязнения воды в р. Припять и поступления радиоактивных веществ в Киевское водохранилище во время весеннего половодья 1987 г. [14].

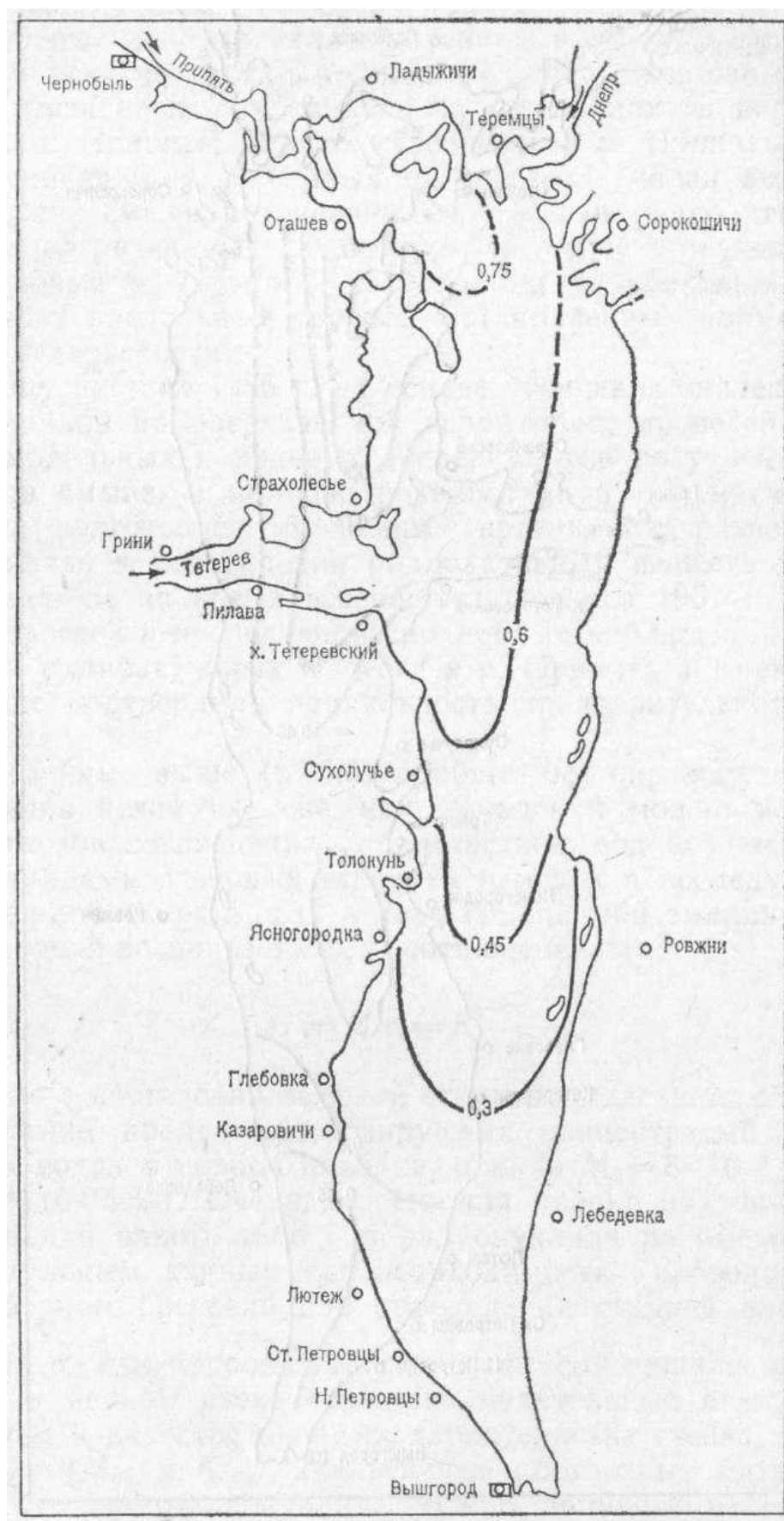


Рис. 6.21. Распределение уровней радиации (мкР/ч) над водой Киевского водохранилища по данным аэрогамма-съемки 5.08.88 г.

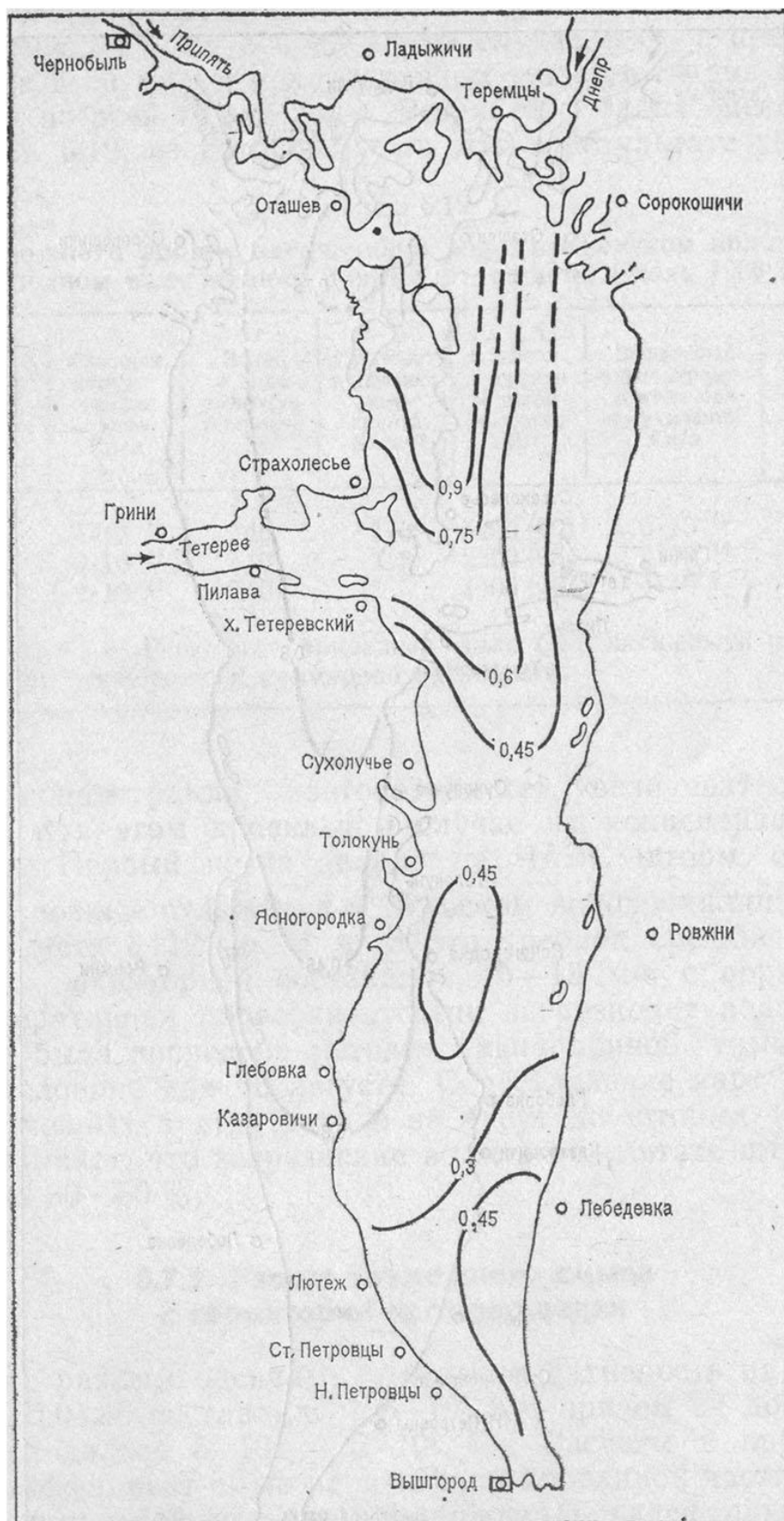


Рис. 6.22. Распределение уровней радиации (мКр/ч) над водой Киевского водохранилища по данным аэрогамма-съемки 10.08.88 г.

Уточненный прогноз и последующие подробные наблюдения за концентрациями радиоактивных веществ в р. Припять и Киевском водохранилище подтвердили правильность предварительного прогноза (см. гл. 2).

Приведенные выше (п. 6.6) обобщенные параметры смыва радионуклидов цезия из «свежих» выпадений можно использовать для прогнозов загрязнения поверхностных вод цезием и другими радионуклидами в первый весенний паводок и последующие годы после ядерной аварии, если в качестве простой эмпирической расчетной модели воспользоваться соотношениями

$$\bar{C} = M_c \bar{\sigma} = K_c \frac{\bar{\sigma} S}{Q}.$$

По модели с достаточно высокой степенью надежности можно оценить верхний предел прогнозируемых концентраций радиоцезия в речных водах в период паводка, приняв $M_c = 8 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ и $K_c = 5 \cdot 10^{-4}$ (0,05%). Очевидно, что для оценки значений этих параметров для какого-либо i -го радионуклида по имеющимся экспериментальным данным нет необходимости проводить съемку в водосборном бассейне для определения средней плотности загрязнения σ_i или подробный мониторинг содержания этого радионуклида в водном стоке через наблюдательный створ. Если мы используем в качестве опорных характеристик смыва, полученные для цезия (M_{c0} и K_{c0}), аналогичные прогнозные характеристики для любого i -го радионуклида можно получить из соотношений

$$M_{ci} = M_{c0} \left(\frac{\bar{C}_i}{\bar{C}_0} \right) \left(\frac{\bar{\sigma}_0}{\sigma_i} \right),$$

$$K_{ci} = K_{c0} \left(\frac{\bar{C}_i}{\bar{C}_0} \right) \left(\frac{\bar{\sigma}_0}{\sigma_i} \right),$$

где (C_i/C_0) и (σ_0/σ_i) — соответственно средние отношения значений концентрации в водном стоке и плотности загрязнения на водосборе для i -го радионуклида и опорного радионуклида цезия. Эти средние отношения могут быть оценены, как правило, по небольшому числу экспериментальных данных.

В качестве примера применения такой методологии можно оценить параметры смыва ^{90}Sr с водосборного бассейна Днепра, используя данные [4] о соотношении активностей $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в выпадениях на водосборную площадь и в водном стоке Днепра и Припяти: $(\sigma_{137}/\sigma_{90}) \simeq 5 \dots 10$ в западном и северном секторах радиоактивного следа, которые покрывают рассматриваемую часть бассейна; $(C_{137}/C_{90}) \simeq 10 \dots 20$ в водном стоке Днепра (выше Киева) и Припяти в 1986—1987 гг. С учетом этих отношений верхние оценки M_c и K_c для ^{90}Sr будут лежать в пределах соответственно $(2 \dots 8) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ и $(1 \dots 5) \cdot 10^{-4}$, если для расчета воспользоваться приведенными в п. 6.6 верхними оценками параметров смыва ^{137}Cs — $M_{c0} = 8 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ и $K_{c0} = 5 \cdot 10^{-4}$.

Таким образом, для прогностических оценок загрязнения речных вод радионуклидами цезия и стронция в первые годы после радиоактивного загрязнения больших водосборных площадей с типичными ландшафтно-экологическими условиями среднерусской равнины можно воспользоваться одними и теми же значениями обобщенных параметров смыва, а именно: $M_c = (2 \dots 8) \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$ и $K_c = (1 \dots 5) \cdot 10^{-4}$.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПЕРЕНОСА В АТМОСФЕРЕ И ОСАЖДЕНИЯ НА ЗЕМНУЮ ПОВЕРХНОСТЬ РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ

Развитие исследований переноса загрязняющих веществ в окружающей среде, как вблизи от источника, так и на больших расстояниях, обусловлено опасностью загрязнения биосферы радиоактивными продуктами и антропогенными химическими веществами. Загрязнение окружающей среды в результате промышленной и сельскохозяйственной деятельности, опасность загрязнения при ядерных испытаниях стали весьма острой проблемой.

Основной вклад в экспериментальное и теоретическое изучение мезомасштабного и крупномасштабного распространения примесей в атмосфере внесли исследования радиоактивности, широко проводившиеся во многих странах с началом «атомной эры».

В ряде стран, в том числе и в СССР, были разработаны модели радиоактивного загрязнения природных сред при испытаниях ядерного оружия в различных пространственно-временных масштабах — от локального (мезомасштабного) до глобального [2, 3, 7, 8, 21].

Выход радиоактивных продуктов в окружающую среду в результате аварии на Чернобыльской АЭС заставил ученых разных стран непосредственно заняться метеорологическими аспектами переноса радионуклидов в атмосфере и математическим моделированием загрязнения природных сред в результате долгопериодных аварийных выбросов радионуклидов. В настоящее время появились работы по моделированию распространения радионуклидов в атмосфере и осадения их на земную поверхность, а также загрязнения водоемов в результате аварии на Чернобыльской АЭС в разных пространственно-временных масштабах [4, 5, 10, 14, 17, 24]. При этом используются разработанные ранее модели переноса загрязняющих атмосферу веществ при испытаниях ядерного оружия.

Модели представляют собой лагранжево или эйлерово описание переноса и осадения радиоактивных продуктов, непрерывно поступающих в атмосферу из постоянного или аварийного источника, и охватывают пространственные масштабы от десятков до нескольких тысяч километров.

7.1. ЗАДАЧИ МОДЕЛИРОВАНИЯ ПЕРЕНОСА РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ

Моделирование распространения радиоактивных веществ осуществляется, прежде всего, для понимания общей физической картины формирования атмосферного загрязнения и атмосферных выпадений радионуклидов, уточнения динамики параметров источника выброса радиоактивности, оценки количества радионуклидов, вынесенных за пределы территории страны и, наконец, оценки загрязнения окружающей среды и его последствий.

В поддержку Конвенции о своевременном оповещении о ядерной аварии, разработанной после Чернобыльской аварии, которая вошла в силу 27 октября 1986 г., существует необходимость в разработке критериев моделирования атмосферного переноса, рассеяния и выпадения радионуклидов, оценки дозовых нагрузок. Это важно в целях радиологической защиты, чтобы повысить готовность к аварии, исходя из потенциальных возможностей трансграничных выбросов радиоактивного материала и располагая минимальной информацией, необходимой для оценки его распространения и воздействия на здоровье населения. Соответствующими статьями Конвенции

определяется информация, которая должна представляться страной-участницей, дающей оповещение об аварии.

Международным агентством по атомной энергии (МАГАТЭ) и Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ) принят ряд определяющих решений, рекомендованы принципы по планированию мер для защиты населения в случае радиационной аварии. Всемирная метеорологическая организация (ВМО) и МАГАТЭ взяли на себя создание международных радиологической и метеорологической баз данных, основанных как на фактической информации об авариях и метеообстановке, так и на трассерных экспериментах, проводимых в целях проверки и калибровки моделей. Оценка моделей представляется важным и жизненно необходимым условием. Единый источник метеорологической информации и информации о загрязнении должен обеспечить проверку чувствительности самих моделей, сравнение различных моделей и, наконец, верификацию моделей путем сравнения по определенным критериям результатов вычислений и наблюдений.

В этом плане мониторинг окружающей среды после Чернобыльской аварии должен служить важнейшим источником базы данных. МАГАТЭ и ВМО создали группы экспертов и провели технические совещания с целью выработки необходимых действий при крупных ядерных и химических авариях. Этими группами определены требования к необходимой входной метеорологической и радиологической информации и выходной продукции моделей. Входная информация прежде всего включает в себя данные о текущих и прогнозируемых метеорологических и гидрологических условиях, необходимых для прогноза ближнего и трансграничного переноса радиоактивного материала; общие характеристики источника радиоактивного выброса; результаты мониторинга загрязненной окружающей среды. Выходная продукция моделей должна содержать траектории переноса воздушных масс из района выброса; прогноз полей концентрации и выпадений радионуклидов на определенное время; оценку неопределенностей в упомянутых выше величинах. МАГАТЭ и ВМО согласились также использовать глобальную систему телесвязи (ГСТ) ВМО для оперативного обмена метеорологическими и радиологическими данными.

7.2. МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ РАСПРОСТРАНЕНИЯ И ВЫСОТЫ ПОДЪЕМА РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ ПРИ АВАРИИ

Район ЧАЭС на момент аварии 26 апреля 1986 г. находился в малоградиентном барическом поле со слабым ветром переменных направлений. Погода на большей части Европы определялась обширным антициклоном, центр которого находился в Предуралье (рис. 7.1) и областью низкого давления между Исландией и Северо-Западной Европой; эта система обусловила юго-восточный ветер над западной частью СССР, Польшей и Скандинавией. На высотах 700—800 м и 1500 м району АЭС соответствовала юго-западная периферия области высокого давления с переносом воздушных масс в этом слое на северо-запад со скоростью 5—10 м/с. Это подтверждается данными измерений уровней радиации и радиоактивных выпадений по направлению траекторий распространения воздушных частиц на высоте 0,7 и 1,5 км (рис. 7.2).

Область высокого давления со слабыми ветрами определяли стабильные условия пограничного слоя в ночные часы в районе АЭС. В дневное время высота слоя перемешивания составляла около 2500 м, что приводило к быстрому перемешиванию радиоактивных продуктов в пограничном слое и их переносу на различных уровнях.

Дальнейшее распространение воздушных частиц в слое 0,7 — 1,5 км, вышедших из

района АЭС 26 апреля 1986 г. происходило в северо-западном направлении с последующим поворотом на север, в том числе на территорию Финляндии и Швеции (рис. 7.3а).

В приземном слое воздуха 26 апреля перенос воздушных масс происходил в западном и северо-западном направлениях с выходом воздушных частиц 26 и 27 апреля в районы на границе с Польшей и на территории стран Скандинавии, что подтверждается данными о радиоактивных выпадениях. С 27 по 29 апреля, по данным самолетных измерений, перенос радиоактивных продуктов в приземном слое воздуха в районе АЭС на высоте 200 м происходил к северу и северо-востоку от АЭС.

Метеорологические условия распространения воздушных масс в районе АЭС с 26 по 29 апреля 1986 г. практически определили основную зону сформировавшихся ближних радиоактивных выпадений к северо-западу и северо-востоку от АЭС. Это подтверждается самолетными измерениями распределений уровней радиации на местности в ближней зоне, которые были сделаны в последующие дни.

В дальнейшем значительный выход радиоактивных продуктов из зоны АЭС и их перенос продолжались преимущественно в юго-восточном и южном направлениях вплоть до 7—8 мая 1986 г., обусловив радиоактивные выпадения в этих направлениях (рис. 7.3б).

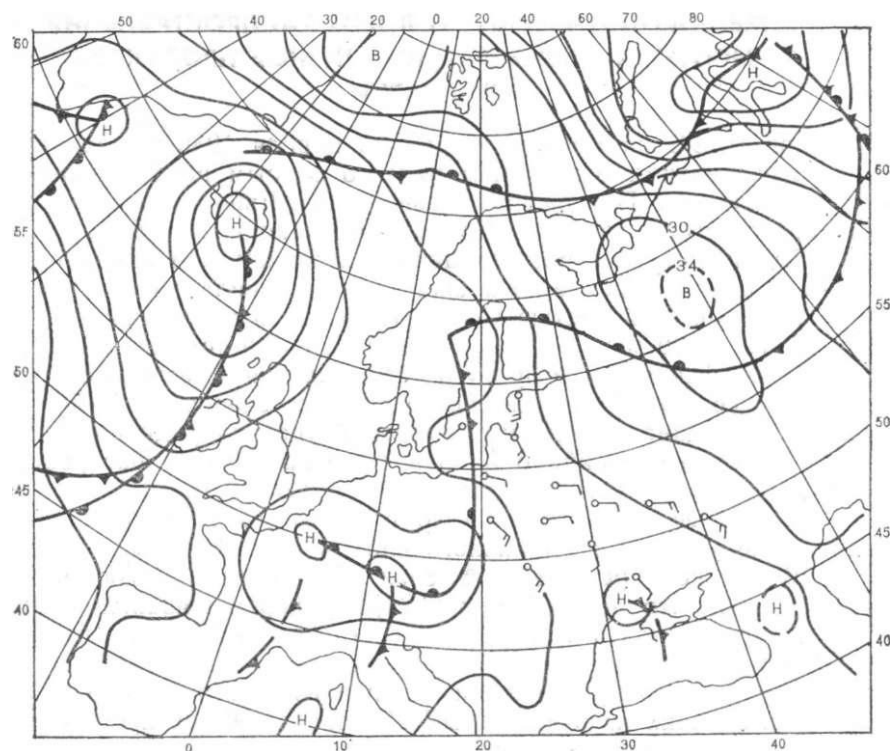


Рис. 7.1. Синоптическая карта, 26.04.88 г. (15 ч мск).

Анализ всех траекторий частиц на уровнях 850 и 925 гПа, рассчитанных через 6-часовые интервалы от момента выхода частиц из зоны АЭС с 26 апреля по 5 мая (рис. 7.4) на основе метеоинформации, которая прошла объективный анализ в Гидрометцентре СССР, показывает, что перенос радиоактивных воздушных масс происходил над территорией Европы неравномерно. Наиболее интенсивный перенос наблюдался над Польшей, Австралией, Францией и Великобританией.

Помимо общей синоптической и траекторной информации, в целях моделирования ближних выпадений радионуклидов были собраны данные шаропилотных наблюдений о направлении и скорости ветра в аэропортах, примыкающих к району аварии, а именно: Киева (Жуляны, Борисполь), Мозыря, Гомеля, Чернигова, а также данные радиозондирования в Киеве с 26 апреля по 1 мая 1986 г.

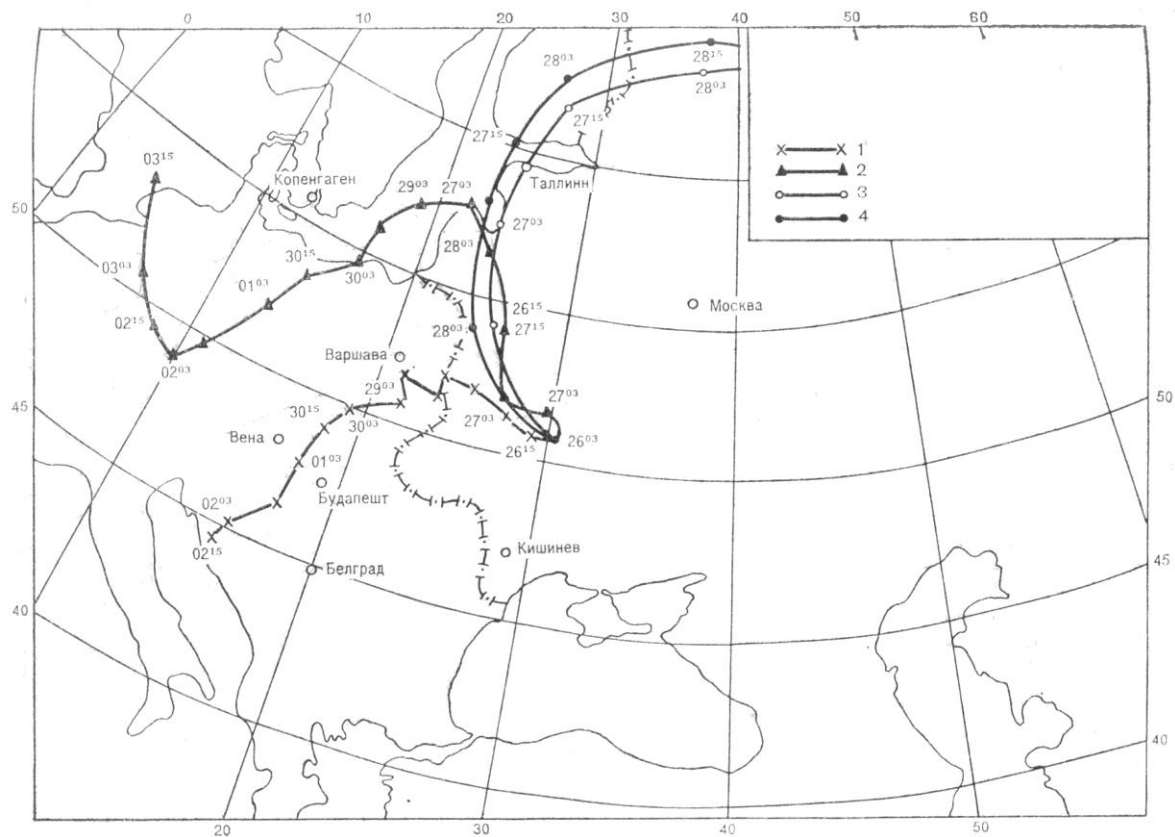


Рис. 7.2. Траектории движения воздушных частиц на разных высотах (Н) от данной точки
Начиная с 3 ч (мск) 26.04.86 г.

Номер	1	2	3	4
Н, км	0	0,7	1,5	3,0

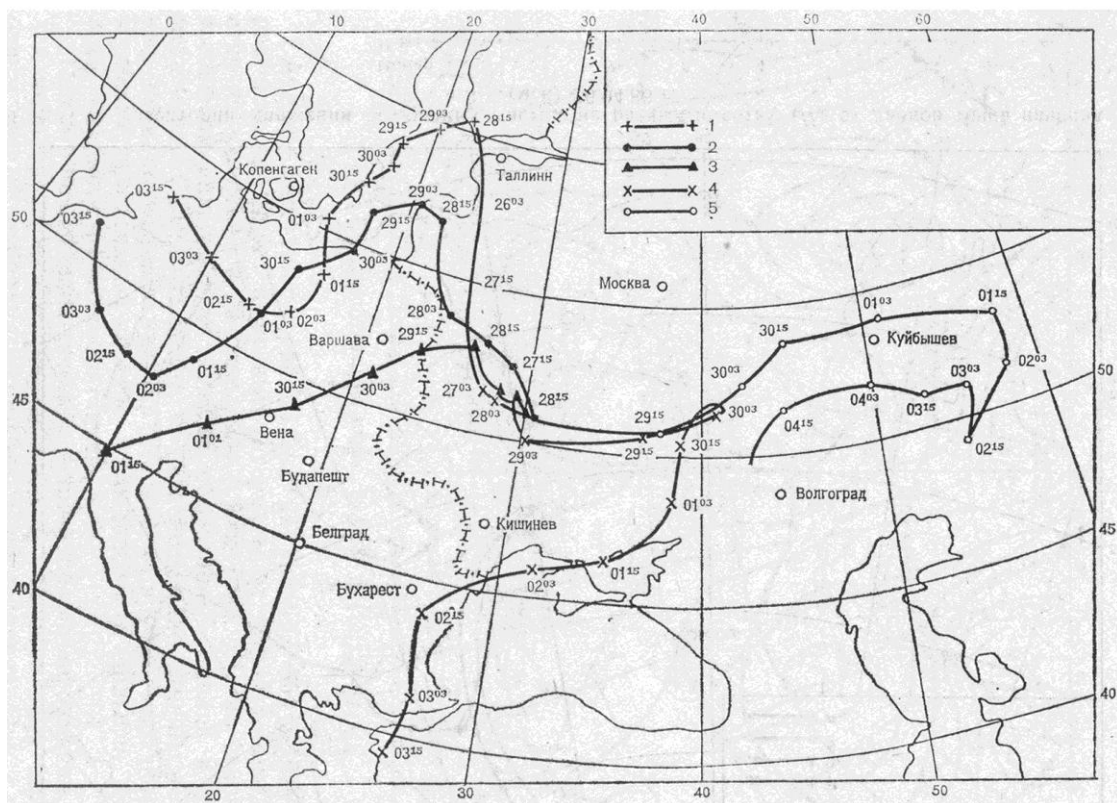


Рис. 7.3а. Траектории движения воздушных частиц на высоте 0,7 км начиная с момента t.

Номер	1	2	3	4	5
t	26.04; 15 ч	27.04; 3 ч	27.04; 15 ч	28.04; 3 ч	29.04; 3 ч

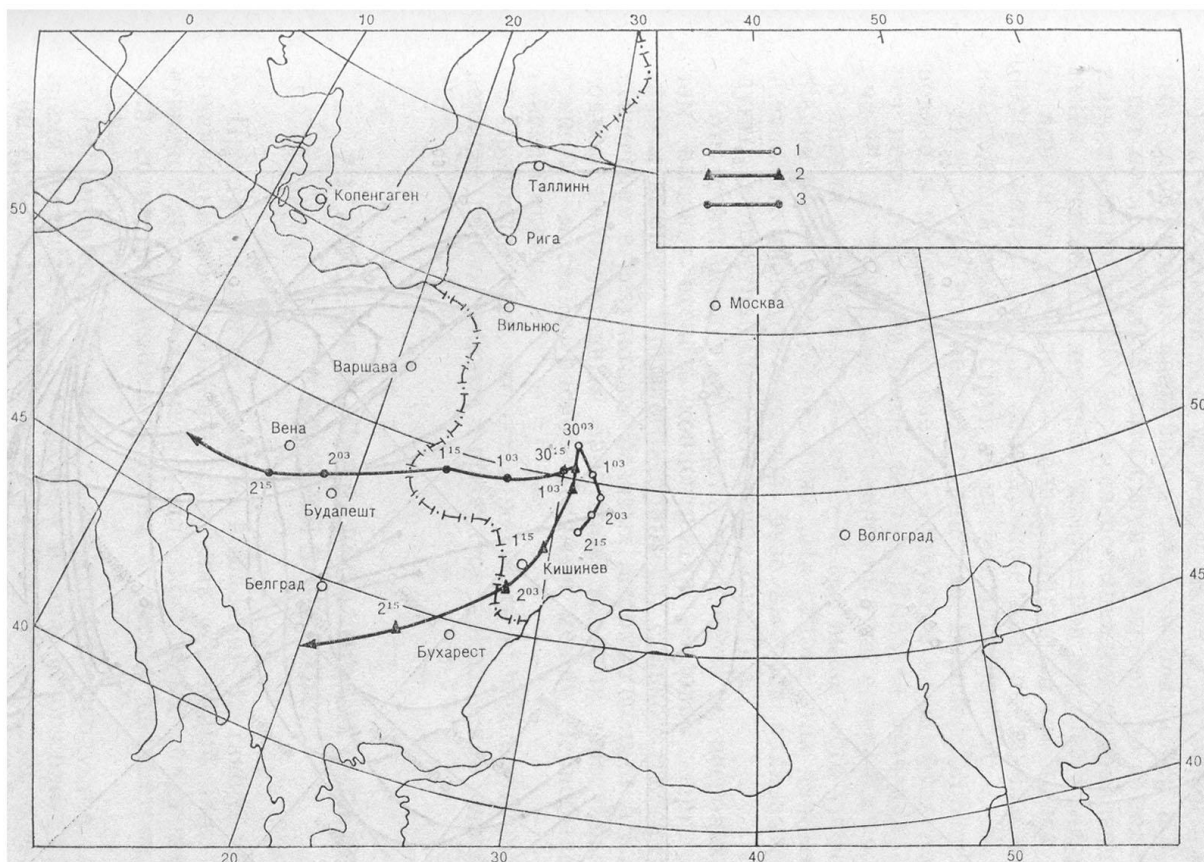


Рис 7.36 Траектории движения воздушных частиц на разных высотах (Н) от данной точки начиная с 3 ч (мск) 30.04.86 г.

Номер	1	2	3
Н км	0	0,7	1,5

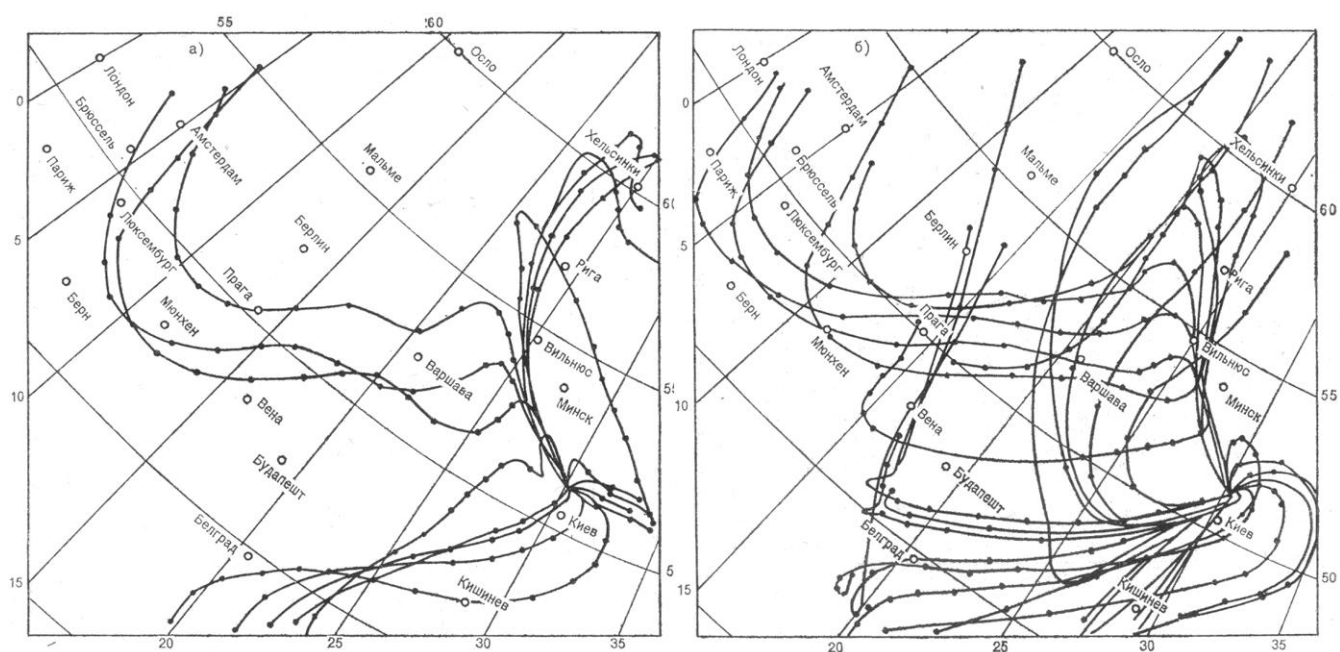


Рис. 7.4. Траектории распространения частиц из района ЧАЭС на уровнях 850 гПа (а) и 925 гПа (б) через 6-часовые интервалы с 26.04.86 г. по 29.04.86 г. (на уровне 925 гПа с 30.04 по 5.05.86 г. через 12-часовые интервалы).

По специально разработанной программе по данным первичных наблюдений вычислялись средние значения направления и скорости ветра в слое от земной

поверхности до заданной высоты (см. гл. 3).

Как уже отмечалось, наиболее мощное истечение радиоактивных продуктов из аварийного блока наблюдалось в первые 2—3 сут после аварии. Высота струи 27 апреля, по самолетным данным, превышала 1200 м в северо-западном направлении на удалении нескольких десятков километров от места аварии. 27 и 28 апреля максимальный уровень радиации отмечался на высоте 600 м вблизи АЭС. В последующие дни, по данным визуальных наблюдений, высота струи не превышала 200—400 м.

Измерения уровней радиации над Европой, Японией и США показали присутствие свежих продуктов на высотах до 7 км через несколько дней после аварии. Высокие значения концентрации ^{131}I и ^{137}Cs были зафиксированы на северо-востоке Польши 30 апреля в интервале высот 0—3 км; выше этого уровня концентрации были значительно ниже. На основе этих данных делается предположение, что в первой фазе выброса радиоактивные продукты распространились до уровня 7 км [17].

Мы считаем, что это могло произойти по нескольким причинам: высокая степень концентрации тепловой энергии при первичном выбросе взрывного характера; сильное атмосферное перемешивание в результате грозových штормов вблизи АЭС; наконец, подъем радиоактивных продуктов теплыми фронтальными воздушными массами, расположенными между Чернобылем и Балтийским морем.

Предполагается, что основная часть вышедших в последующий период радиоактивных продуктов находится в слое 0—1,5 км [24].

7.3. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ЧАЭС

Пространственный масштаб выпадений от такого мощного источника выброса радионуклидов, как аварийный блок ЧАЭС, составляет десятки километров для локальных (ближних) выпадений, сотни для мезомасштабных и тысячи километров — для региональных.

Рассмотрим осаждение радиоактивных продуктов, длительное время поступающих в атмосферу из аварийного блока Чернобыльской АЭС, в результате которого сформировалось остаточное радиоактивное загрязнение местности в районе АЭС на удалениях до 100 км.

Масштаб моделирования, ограниченный районом, непосредственно примыкающим к АЭС, определяет специфику необходимой входной информации об источнике выброса, а также метеорологических данных. В отличие, например, от моделирования трансграничного переноса на большие расстояния, когда примесь можно считать однородной по размерам и использовать стандартные пространственно-временные характеристики поля ветра, в данном случае необходимы (или желательны) детальные характеристики источника (высота, динамика выхода, дисперсный состав и др.) и подробные временные характеристики поля ветра.

В процессе выброса в атмосферу поступали разные типы радиоактивных аэрозолей с различными физическими характеристиками. Процесс образования дисперсного состава аэрозолей носил сложный характер, связанный с выносом горячих частиц, коагуляцией, конденсацией и т. д., а радиоизотопный состав аэрозоля определялся накопленными в ТВЭЛ продуктами деления, ядрами горючего, а также условиями их фракционирования при выносе в атмосферу и формировании самих аэрозольных частиц.

Анализ пробы воздуха, отобранной на высоте 400—600 м 27 апреля в районе АЭС, показал, что размеры горячих частиц изменялись от единиц до десятков микрометров

на фоне множества более мелких частиц. Не располагая точными исходными данными о распределении частиц по размерам при выбросе, используем более простое представление о распределении частиц в ограниченном диапазоне размеров, позволяющее описать ближние радиоактивные выпадения. Будем считать, как это сделано, например, в работе [3], что интегральное распределение суммарной гамма-активности частиц в определенном интервале размеров, формирующих ближний след, аппроксимируется логарифмически нормальным законом со следующими параметрами распределения: медианный диаметр ξ и стандартное отклонение σ .

Радиоактивные вещества, поднятые из аварийного блока тепловыми потоками на высоту H , представляются в виде постоянно действующего приподнятого точечного источника полидисперсной примеси, непрерывно испускающего в атмосферу радиоактивные частицы, распределение активности которых, в зависимости от их размера, подчинено логарифмически нормальному закону.

Радиоактивные выпадения на земную поверхность из заданного источника, расположенного на высоте H , определяются кинематикой гравитационного осаждения частиц в переменном во времени поле ветра с учетом их горизонтальной диффузии. Траектории переноса частиц рассчитываются на основе распределения во времени направлений и скоростей ветра в слоях $H = 0 \dots 1000$ м или $H = 0 \dots 500$ м в зависимости от начальной высоты источника. Значения направления (φ) и скорости (v) ветра в промежуточных временных интервалах вычисляются интерполяцией:

$$v = v_1 + \alpha t, \alpha = (v_2 - v_1)/(t_2 - t_1), \\ \varphi = \varphi_1 + \beta t, \beta = (\varphi_2 - \varphi_1)/(t_2 - t_1). \quad (7/1)$$

Приращения пройденного пути l и координат частиц даются выражениями

$$\Delta l = \int_0^t v dt = v_1 t + \frac{\alpha}{2} (\Delta t)^2; \\ \Delta x = \int_0^{\Delta t} v \sin \varphi dt = \\ = \frac{1}{\beta} \left[-(v_1 + \alpha t) \cos (\varphi_1 + \beta t) + \frac{\alpha}{\beta} \sin (\varphi_1 + \beta t) \right]_0^{\Delta t}, \quad (7.2) \\ \Delta y = \int_0^{\Delta t} v \cos \varphi dt = \\ = \frac{1}{\beta} \left[(v_1 + \alpha t) \sin (\varphi_1 + \beta t) + \frac{\alpha}{\beta} \cos (\varphi_1 + \beta t) \right]_0^{\Delta t}$$

(угол φ отсчитывается по часовой стрелке от оси координат).

Время падения частиц диаметром δ (плотность $2,5 \text{ г/см}^3$) определяется высотой источника H и скоростью частиц, аппроксимируемой зависимостями $\omega = 0,025 (\delta - 22)$ [км/ч] для $\delta \geq 44$ мкм; $\omega = 2,85 \cdot 10^{-4} \delta^2$ [км/ч] для $\delta \leq 44$ мкм. Длина горизонтальной проекции пройденного частицей пути l и координаты частиц x и y за время осаждения определяются суммированием приращений.

По мере осаждения единичной порции монодисперсной фракции частиц последние диффундируют в атмосфере, и вклад каждой выпавшей фракции частиц в заданную точку на земной поверхности определяется их рассеиванием за время

падения $t = H/\omega$. Известно, что для полидисперсной примеси рассеяние частиц по вертикали и в направлении ветра можно не учитывать [9].

Горизонтальная диффузия в атмосфере описывается функцией

$$F(r, l) = \frac{1}{2\pi\sigma_l^2} \exp\left[-\frac{r^2}{2\sigma_l^2}\right], \quad \sigma_l \approx 0,08l, \quad (7.3)$$

где r — расстояние между центром выпадения порции монодисперсной фракции частиц и точкой, в которой вычисляется плотность выпадений. Расстояние r и пройденный частицей горизонтальный путь l до ее падения определяются переменным во времени полем ветра. Плотность радиоактивных выпадений P на поверхности от источника постоянной мощности Q определяется выражением

$$P = \frac{0,434Q}{(2\pi)^{3/2}\sigma_{10}} \int_{\delta_1}^{\delta_2} 1/\delta \exp\left\{-\frac{\lg(\delta/\xi)^2}{2\sigma_{10}^2}\right\} \int_{t_1}^{t_2} 1/\sigma_l^2 \exp\left\{-\frac{r^2}{2\sigma_l^2}\right\} dt d\delta. \quad (7.4)$$

Нестационарность источника $Q(t)$ учитывается путем изменения его параметров (мощности и высоты) в задаваемых промежутках времени (t_1, t_2) и суммированием расчетных значений плотности выпадений, получаемых для этих интервалов. Для сокращения машинного времени использовался табличный способ представления функции $F(r, l)$ для ряда фиксированных аргументов r, l , задаваемых в логарифмическом масштабе.

7.3.1. Результаты расчетов уровней радиации на ближнем следе

В качестве фактической информации о радиоактивных выпадениях от Чернобыльской АЭС использовались данные распределения уровней радиации на земной поверхности, полученные с помощью самолетной аэрогамма-съемки. Для сопоставления данных измерений в различные дни после аварии вводилась поправка на радиоактивный распад. Однако сопоставление фактических карт распределения мощности дозы на ближнем следе, полученных в разное время съемок, даже с поправкой на распад выявило некоторое различие в конфигурации отдельных изолиний. Такое различие может возникать в результате целого ряда объективных и субъективных причин, таких, как точность привязки к местности в период съемки следа; пересчет значений мощности дозы, измеренных на высоте полета, к уровню земной поверхности. Калибровка аппаратуры, построение карт разными людьми; возможная миграция радиоактивных продуктов и др. Поэтому непосредственное использование карт распределения мощности дозы для оценки параметров модели вызывает определенные трудности.

В связи с этим был использован интегральный анализ полученных результатов всех аэрогамма-съемок, который «нивелирует» перечисленные выше возможные неточности. На рис. 7.5 показана зависимость площадей (км^2) радиоактивных выпадений на ближнем следе от изоуровней мощности дозы, ограничивающих площадь, и с учетом приведения данных аэрогамма-съемок к одному времени, а именно к 29 мая 1986 г. Внутри площади, ограниченной изолинией, мощность дозы больше или равна заданной. Как видно из рис. 7.5, результаты разных съемок достаточно близки между собой.

Дальнейшая задача состояла в том, чтобы подобрать такие значения ξ и σ логнормального распределения, при которых рассчитанная по модели и фактическая зависимости площадей радиоактивных выпадений на ближнем следе от изоуровней

мощности дозы P наиболее близки. Это можно сделать, так как остальные исходные параметры модели — высота, динамика выхода радиоактивных продуктов и изменение во времени поля ветра — уже известны.

Значения ξ и σ определялись путем численного эксперимента так, чтобы получить наилучшее совпадение с фактической кривой (см. рис. 7.5), построенной по данным аэрогамма-съемок. На рисунке также приведена расчетная зависимость S от P с параметрами распределения $\xi = 50$ мкм и $\sigma = 0,25$.

На рис. 7.6 представлена карта распределения уровней радиации на ближнем следе от Чернобыльской АЭС на 29 мая 1986 г., рассчитанная по модели с вышеуказанными параметрами распределения гамма-активных продуктов по размерам частиц и принятыми исходными значениями высоты, динамики выхода радиоактивности, а также временными характеристиками поля ветра.

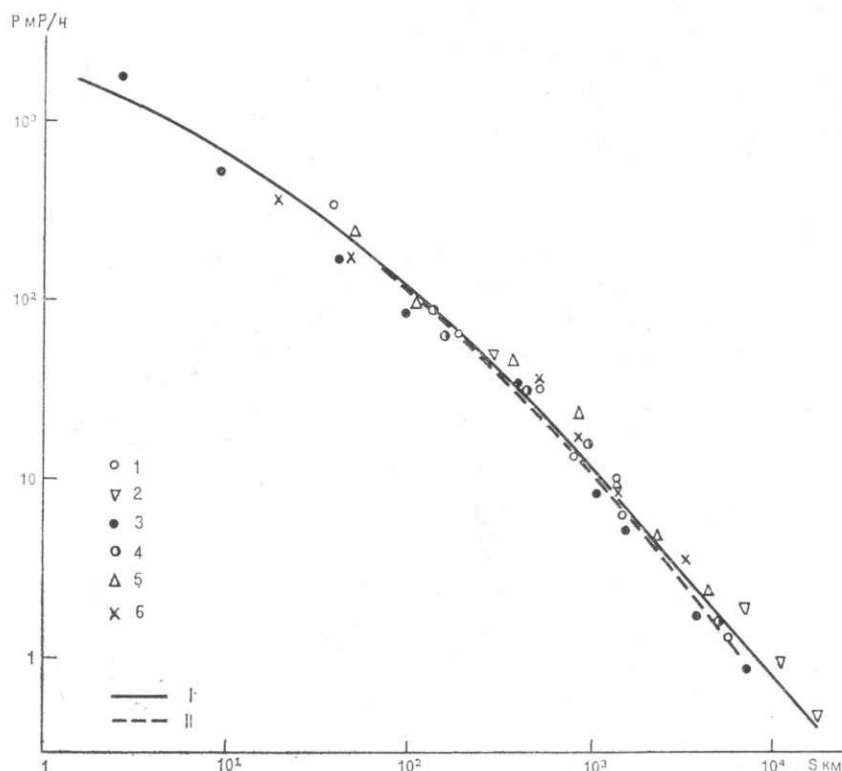


Рис. 7.5. Зависимость площади радиоактивных выпадений на ближнем следе от изоуровня мощности дозы (1986 г.).

I — среднее значение, полученное по результатам измерений; II — результаты расчетов;
1 — данные измерений 1.05, 2 — 11.05; 3 — 29.05; 4 — 26.06; 5 — 13.07; 6 — 20.11.

Представлено также фактическое распределение уровней радиации по данным аэрогамма-съемки. Начальная высота подъема радиоактивных продуктов в расчетах принималась равной 1000 м до 17 ч (мск) 28 апреля 1986 г., далее она считалась равной 500 м. Направления ветра снимались с гистограммы (см. рис. 3.8) через каждые 2 ч.

В качестве примера другой картины изменения поля ветра на рис. 7.7 приведена карта распределения уровней радиации на ближнем следе, рассчитанная для гипотетического случая аварийного выброса на Чернобыльской АЭС 30 апреля, т. е. со сдвигом на четыре дня с аналогичной последующей динамикой выхода радиоактивных продуктов в атмосферу. При расчетах использовались фактические данные об изменении скорости и направлении ветра в районе Чернобыльской АЭС с 30 апреля по 4 мая 1986 г.

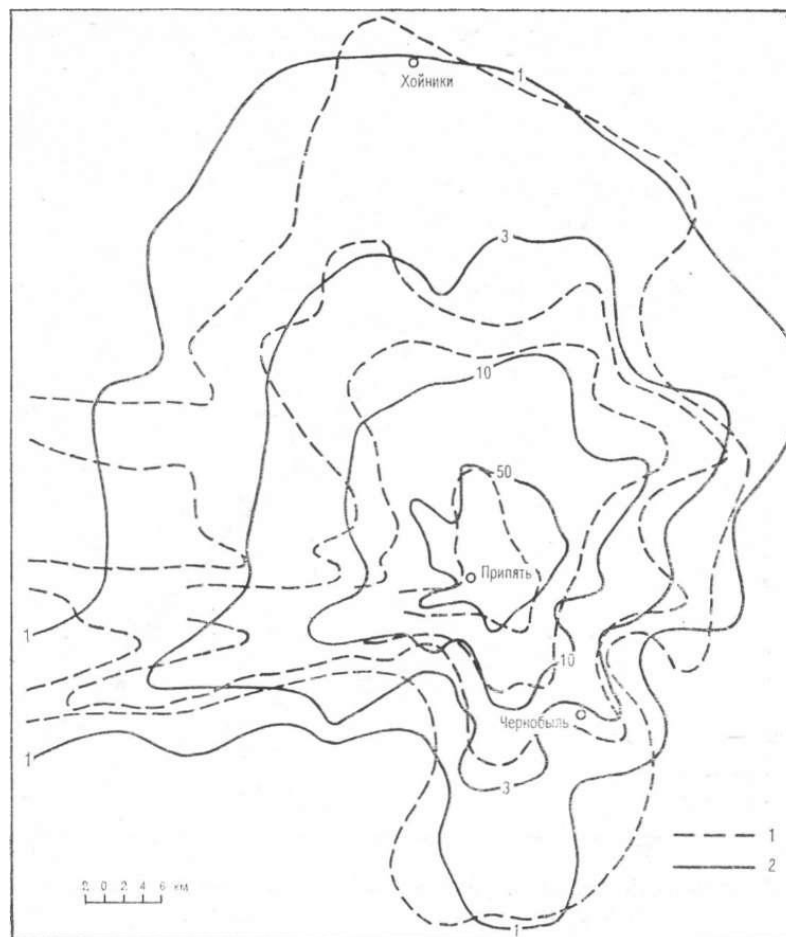


Рис. 7.6. Рассчитанное (2) и измеренное (1) распределения уровней радиации (мР/ч) на земной поверхности, 29.05.86.

В первых числах мая наблюдался более устойчивый перенос воздушных масс из района Чернобыльской АЭС и ветры преимущественно юго-восточного и южного направлений, что и определяет более простую картину распределения уровней радиации.

7.4. РЕГИОНАЛЬНАЯ МОДЕЛЬ ПЕРЕНОСА И ВЫПАДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ОТ АВАРИИ НА ЧАЭС

Здесь рассматривается один из видов лагранжевой модели — траекторная модель переноса и осаждения полидисперсной примеси от непрерывного источника в поле переменного ветра с учетом вертикальной и горизонтальной диффузии. Траектории движения частиц рассчитываются по полю ветра на уровнях 1000, 925 и 850 гПа на Европейской части северного полушария по данным ГМЦ, прошедшим объективный анализ.

Модель состоит из трех отдельных блоков: расчета траекторий движения воздушных частиц из района источника; расчета вертикального потока полидисперсной примеси на подстилающую поверхность; вычисления интегральных выпадений в узлах прямоугольной сетки на стереографической проекции земной поверхности на основе информации, получаемой в первых блоках.

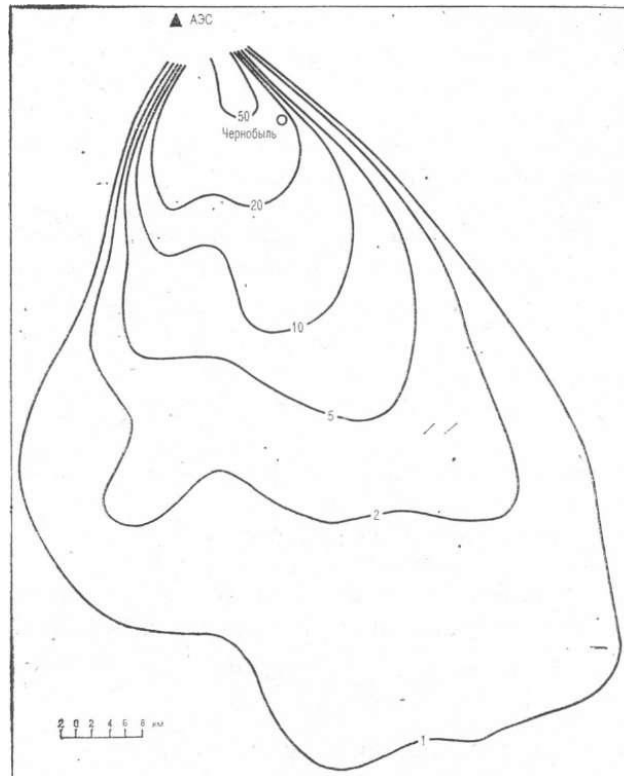


Рис. 7.7. Рассчитанное распределение уровней радиации на поверхности земли (мР/ч) в результате гипотетической аварии 30 апреля 1986 г.

Перенос примеси осуществляется в направлениях потоков на уровнях 1000, 925 и 850 гПа в зависимости от высоты источника. В данном случае, при конкретных расчетах использовались географические координаты траекторий перемещения частиц, рассчитанные сотрудниками ГМЦ Т. С. Пагавой и С. Л. Белоусовым по их методу [1].

Поведение примеси, испускаемой непрерывным источником, прослеживается над квадратами сетки 150x150 км в заданном интервале времени, что позволяет рассчитывать концентрации в атмосфере, выпадения радионуклидов и их динамику для каждой вышедшей порции примеси в заданной точке сетки.

7.4.1. Описание модели

Радиоактивные вещества, поднятые из аварийного блока тепловыми потоками на высоту H , представляются в виде постоянно действующего приподнятого точечного (или линейного) источника полидисперсной примеси, непрерывно испускающего в атмосферу радиоактивные частицы. Как и в работе [4] и предыдущем параграфе, распределение активности радионуклидов на частицах в зависимости от их размера аппроксимируется логарифмически нормальным законом со следующими параметрами распределения — медианным диаметром ξ и стандартным отклонением σ :

$$a(\delta, \sigma_{10}, \xi) = \frac{dA}{d\delta} = \frac{0,434}{\sqrt{2\pi}\sigma_{10}\delta} \exp \left[-\frac{(\lg \delta/\xi)^2}{2\sigma_{10}^2} \right]. \quad (7.5)$$

Начальное количество примеси в источнике нормируется на единицу путем введения множителя

$$\left[\int_{\delta_1}^{\delta_2} a(\delta) d\delta \right]^{-1}$$

для ограниченного спектра размеров частиц ($\delta_1 \leq \delta < \delta_2$).

В рамках полуэмпирической теории турбулентной диффузии нестационарный процесс рассеяния мономодисперсной примеси по вертикали описывается решением уравнения диффузии

$$\frac{\partial q}{\partial t} - w \frac{\partial q}{\partial z} = k \frac{\partial^2 q}{\partial z^2}, \quad (7.6)$$

которое удовлетворяет начальному условию

$$q(z, 0) = \delta(z - H) \quad (7.7)$$

и краевому условию

$$k \frac{\partial q}{\partial z} + wq = \beta q |_{z=0}, \quad (7.8)$$

где q — объемная концентрация мономодисперсной примеси, оседающей со скоростью w ; k — коэффициент вертикальной турбулентной диффузии; β — коэффициент, характеризующий взаимодействие частиц примеси с подстилающей поверхностью; A — общее количество примеси, выделенное источником, приравняемое к единице. На верхней границе при $z = h$ происходит отражение примеси (h — высота слоя перемешивания).

Вертикальный поток мономодисперсной примеси на подстилающую поверхность равен $\Pi = \beta q(0, t)$, причем предполагаем $\beta = \omega + \beta_0$, т. е. при больших $\omega \beta \approx \omega$, а при малых — $\beta = \beta_0$. Для полидисперсной примеси вертикальный поток определяется интегралом

$$\Pi(t) = \int_{\delta_1}^{\delta_2} \beta(w) q(0, t, w, H) a(\delta, \sigma_{10}, \xi) d\delta, \quad (7.9)$$

$$w = w(\delta).$$

В интервале времени 2—144 ч поток примеси (в логарифмическом масштабе) аппроксимируется кубической сплайн-функцией.

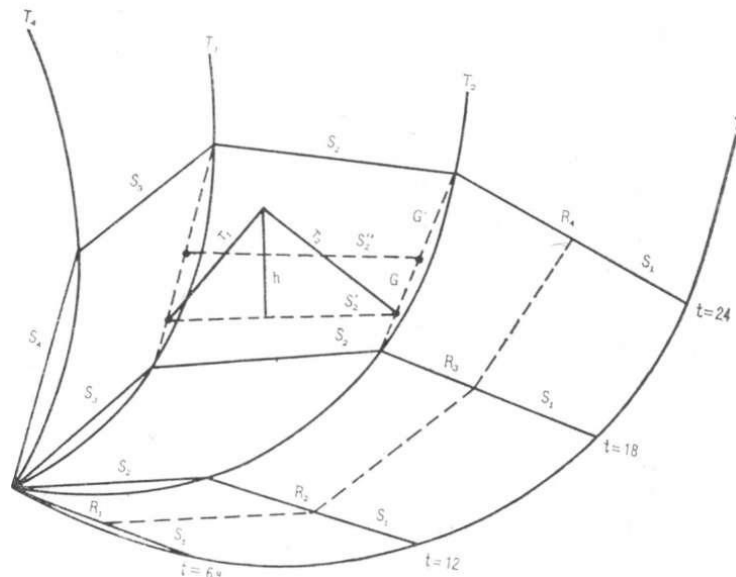


Рис. 7.8. Схематическое изображение струи на различные моменты времени.

T_1-T_4 — траектории перемещения мгновенных порций примеси 1—4; S_1-S_4 — сегменты струи; S_2', S_2'' — промежуточные положения сегмента S_2 ; G, G' — дисперсии для различных положений сегмента; R_1-R_4 — путь, пройденный сегментом S_1 .

Построение сплайн-функции проводится по 16 узлам интерполяции с контролем относительной погрешности в трех промежуточных точках между узлами. Программа предусматривает три варианта возможного изменения во времени входных параметров в уравнении (7.9), т. е. три сплайн-функции.

Струя примеси от непрерывного источника, формируемая в переменном поле ветра, аппроксимируется ломаной линией, изломы которой лежат на траекториях распространения мгновенных порций примеси, поступающих из источника с периодичностью Δt . Таким образом, конфигурация струи в горизонтальной плоскости определяется местоположением каждой порции на данный момент времени (рис. 7.8). Количество примеси в каждом прямолинейном сегменте струи на момент формирования равно произведению мощности источника на Δt и предполагается равномерно распределенным по длине сегмента.

Горизонтальная диффузия примеси от сегмента учитывается по закону

$$\frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{r^2}{2\sigma^2}\right] \frac{dl}{l},$$

где l — длина сегмента, r — удаление от элемента сегмента dl , дисперсия $\sigma = 0,08R$, R — расстояние, пройденное центром сегмента на момент расчета.

Концентрация от единичного количества примеси в сегменте равна

$$f(r_1, r_2, l, \sigma) = \frac{1}{2\sigma l \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{h^2}{2\sigma^2}} \times \\ \times \left\{ \operatorname{erf} \left[\frac{(l^2 + r_2^2 - r_1^2)}{2\sqrt{2}l\sigma} \right] + \operatorname{erf} \left[\frac{(l^2 + r_1^2 - r_2^2)}{2\sqrt{2}l\sigma} \right] \right\}, \quad (7.10)$$

где $h^2 = r_1^2 - \frac{(l^2 + r_1^2 - r_2^2)^2}{4l^2}$, r_1 и r_2 — расстояния от точки наблюдения до краев сегмента.

Предполагается, что в пределах временного шага Δt , скорости перемещения его краев постоянны. Промежуточные положения сегмента задаются с шагом σ вдоль траектории. Количество примеси, выпадающей из сегмента струи в заданной точке стандартной сетки (150x150 км на широте 60°) за время прохождения ($t_1, t + \delta t$), с учетом (7.9) и (7.10) равно

$$\Delta\Pi = Q(t_0) \Delta t \Pi(t) f(r_1^2, r_2^2, l, \sigma) \delta t, \quad (7.11)$$

где $Q(t_0)$ — мощность источника на начальный момент времени формирования данного сегмента ($t_0, t_0 + \Delta t$).

7.4.2. Результаты расчетов и сравнение с экспериментальными данными

Входными параметрами модели являются метеорологические траектории переноса частиц на различных уровнях в поле переменного во времени ветра, высота подъема облака, параметры ξ и σ логнормального распределения и ежесуточный выход радиоактивности. В качестве фактической информации использовались данные распределения на местности уровней радиации и радиоактивных выпадений

радионуклидов в результате аварии на Чернобыльской АЭС, данные о динамике плотности выпадений и максимальные значения концентраций радионуклидов в отдельных пунктах на территории СССР.

Результаты модельных вычислений и их сравнение с данными измерений уровней радиации, выполненных в СССР и в зарубежных европейских странах, использовались для оценки параметров ξ и σ логнормального распределения активности по размерам частиц, а также для корректировки высоты подъема струи в различные дни после аварии.

На рис. 7.9 показано распределение гамма-поля на территории, примыкающей к зоне аварии, по изоуровню мощности дозы 0,05 и 0,2 мР/ч на 10 июня 1986 г. (см. гл. 3), а также представлены поля выпадений, рассчитанные по модели на удалениях от источника в сотни километров.

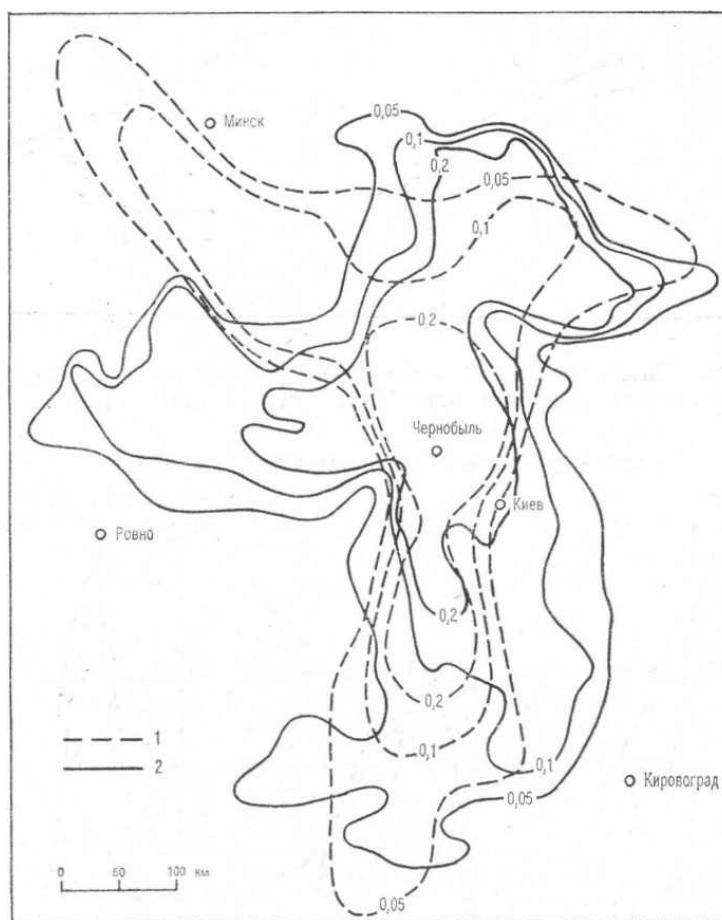


Рис. 7.9. Рассчитанное (1) и измеренное (2) распределения уровней радиации (мР/ч) на поверхности земли на 10 июня 1986 г.

Параметры ξ и σ также подбирались таким образом, чтобы площади выпадений, ограниченные указанными изолиниями, были наиболее близки к измеренным (рис. 7.10). Полученные таким образом значения составляют $\xi = 20$ мкм, $\sigma = 0,4$. По модели выпадений в ближней зоне установлено, что $\xi = 50$ мкм и $\sigma = 0,25$ [4]. Это естественно, поскольку с удалением от источника спектр размеров частиц смещается в сторону более малых значений.

В общем случае имеет место бимодальный закон распределения, что подтверждается экспериментальными данными.

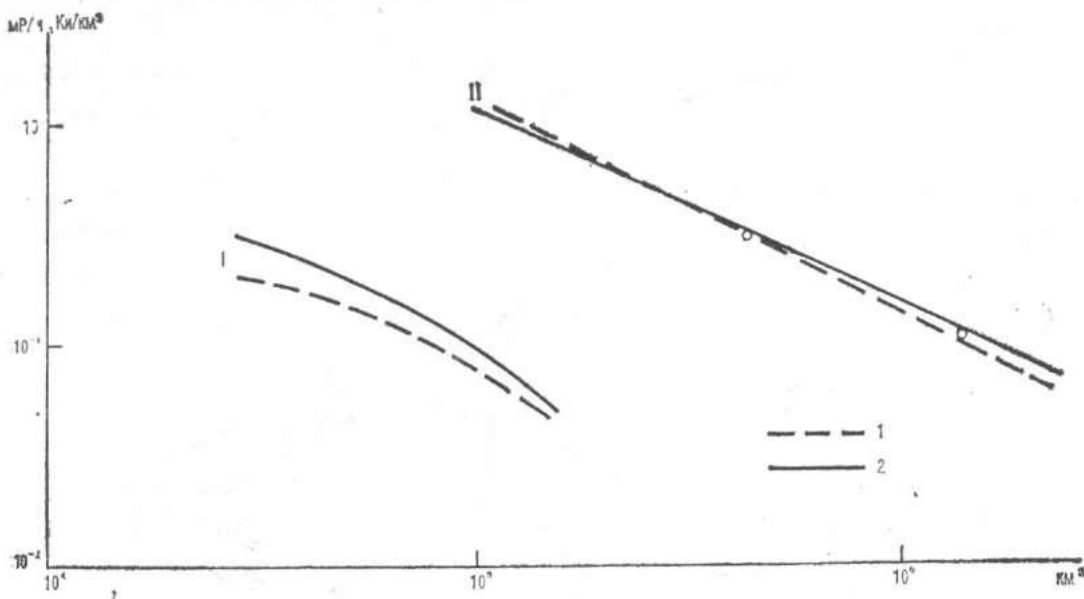


Рис. 7.10. Рассчитанные (1) и измеренные (2) площади, ограниченные изолиниями мощности дозы (I) и поверхностной плотности выпадений ^{137}Cs (II).
Данные о мощности дозы относятся к 10 июня 1986 г.

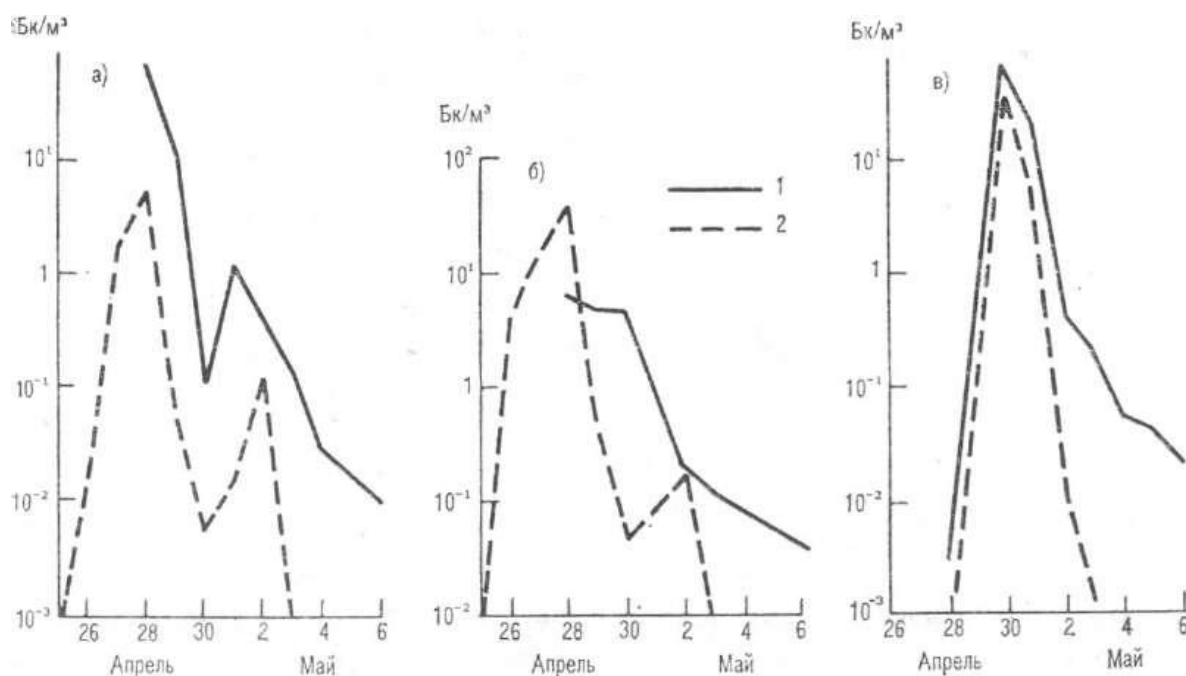


Рис. 7.11а. Динамика атмосферной концентрации ^{137}Cs в Минске (а), Вильнюсе (б) и п. Барышевка (в).
1 — данные измерений, 2 — результаты расчетов.

На рис. 7.11 представлены данные измерений концентрации и плотность выпадений в различные дни после аварии в городах Минске, Гомеле, Калининграде, Киеве и п. Барышевка; приведены рассчитанные по модели соответствующие значения концентрации и выпадений.

В целом имеется определенное согласие данных измерений и расчетов, хотя в отдельных случаях существуют и значительные расхождения.

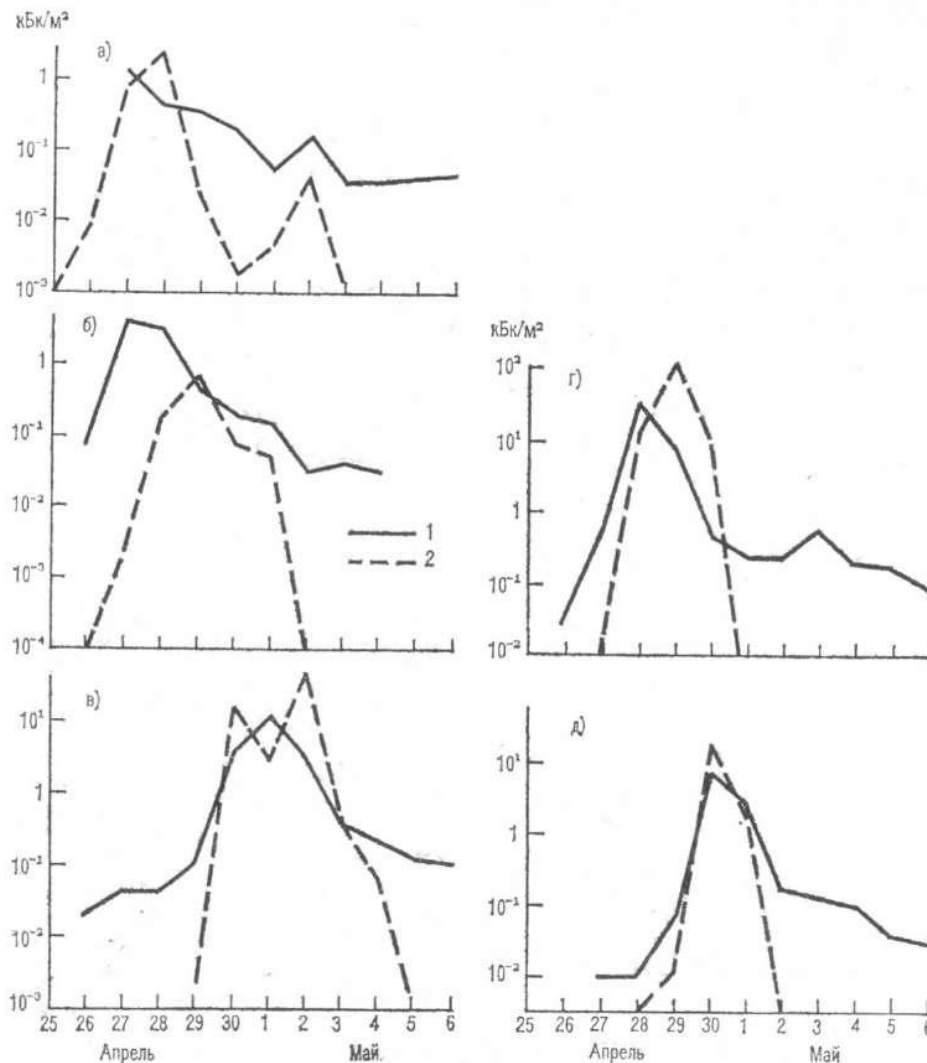


Рис. 7.116. Динамика выпадения ^{137}Cs в городах СССР Минске (а), Калининграде (б), Киеве (в), Гомеле (г) и п. Барышевка (д).
1 — данные измерений, 2 — результаты расчетов.

В среднем расчетные и измеренные значения суммарных выпадений в указанных пунктах различаются не более чем в 3 раза.

Были проведены расчеты кумулятивных полей выпадений, а также максимальных среднесуточных концентраций для Европейской территории. На рис. 7.12 показана карта плотности выпадений цезия-137, рассчитанная по модели. Отметим, что высота источника и динамика выхода активности не подбирались таким образом, чтобы обеспечить оптимальное согласие расчетных и измеренных значений радиоактивных выпадений и концентраций радионуклидов, а были приняты согласно распределениям (см. табл. 3.5), полученным независимо от модельных расчетов.

Результаты ряда модельных расчетов кумулятивных выпадений и максимальных концентраций цезия-137, йода-131 и измеренных значений на европейских станциях по данным [5, 11, 15, 16, 20, 25, 28, 29], а также на территории СССР приведены в табл. 7.1. Значения в скобках даны с использованием данных табл. 3.5.

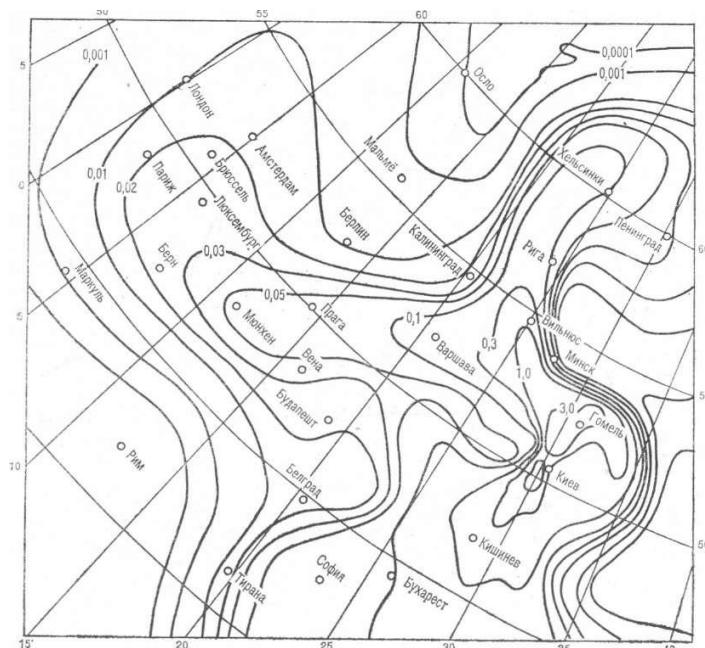


Рис. 7.12. Карта плотности кумулятивных выпадений цезия-137 (Ки/км²), рассчитанной по модели.

Средняя высота слоя перемешивания (h) при расчетах принималась равной 2 км, входные параметры модели $\xi = 5,0$ мкм, $\sigma = 0,25$, $\beta = 0,2$ см/с.

Таблица 7.1

Измеренные (числитель) и расчетные (знаменатель) значения приземной концентрации ^{137}Cs и ^{131}I и плотности выпадений ^{137}Cs на европейских станциях и на территории СССР

Район наблюдений	Концентрация, Бк/м ³		Плотность выпадений ^{137}Cs , кБк/м ²
	^{137}Cs	^{131}I	
Финляндия (Хельсинки)	3,7 / 3,9 (15,6)	20,7 / 23,4 (135,0)	6,3 / 4,5 (17,9)
ФРГ (Мюнхен)	1,7 / 4,9 (2,3)	4,5 / 33,0 (18,1)	4,1 / 3,2 (1,6)
Австрия (Вена)		3,5 / 23,2 (11,6)	16,2 / 2,4 (1,0)
Венгрия (Будапешт)		3,0 / 11,4 (5,7)	1,8 / 1,3 (0,7)
Франция (Париж)	0,41 / 1,9 (1,1)	7,4 / 12,4 (8,9)	1,3 / 1,1 (0,6)
Великобритания (Лондон)	0,9 / 1,7 (0,9)	5,4 / 11,2 (7,0)	1,0 / 0,6 (0,3)
Швейцария (Берн)			5,5 / 1,4 (0,8)
Польша (Варшава)			30—1,6 / 9,8 (4,8)
Чехословакия (Прага)	3,3 / 7,0 (4,2)	70—75/46,5 (33,9)	1,5 / 3,5 (2,0)
Болгария (София)			1,1 / 4,7 (3,6)
Югославия (Белград)			1,1 / 1,4 (0,8)
Бельгия (Брюссель)			0,8 / 1,3 (0,8)
Люксембург			2,8 / 1,6 (1,0)
Италия (Милан)	0,7	17,0 / 7,0 (3,9)	
Греция (Афины)			3,7 / 3,0 (2,1)
Амстердам		7,0 / 18,6 (13,4)	
Минск		32,0 / 35,6 (18,9)	2,5 / 3,2 (2,2)
Ленинград	1,1 / 2,6 (10,3)	1,1 / 15,5 (89,3)	
Рига	0,85 / 4,6 (18,4)	3,1 / 27,6 (159,0)	
Вильнюс	5,9 / 35,0 (54,8)	28,0 / 233,0 (473,0)	
Барышевка	81,4 / 46,5 (17,6)	30,7 / 276,0 (123,0)	11,1 / 20,0 (7,4)
Рахов	6,7 / 2,6 (1,1)	9,2 / 17,1 (8,6)	
Калининград			7,8 / 1,2 (4,3)
Гомель			43,4 / 154,0 (39,1)
Киев			20,4 / 66,8 (128,0)

Для большинства станций соответствие между расчетными и наблюдаемыми значениями вполне удовлетворительное, как по значениям активности, так и по динамике, что говорит о приемлемости модели для описания общей картины полей

концентраций и выпадений.

7.5. РЕЗУЛЬТАТЫ ЗАРУБЕЖНЫХ МОДЕЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПЕРЕНОСА И ОСАЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ АВАРИИ НА ЧАЭС

Начиная с 1986 г. проведен целый ряд модельных исследований, численные результаты которых использовались для оценки последствий аварии на ЧАЭС для окружающей среды западных районов Советского Союза и других европейских (а также и неевропейских) стран, и в первую очередь — для здоровья людей, проживающих или посещающих эти районы, и для биосферы. Остановимся кратко на некоторых наиболее законченных результатах, полученных за рубежом. В США в настоящее время оценка последствий для окружающей среды в случае радиоактивных выбросов в атмосферу возложена на Консультативный комитет по атмосферным выбросам (ARAC) Лоуренской государственной лаборатории, Ливермор [19].

ARAC использовал трехмерные атмосферные модели переноса и диффузии примеси для определения характеристик источника выброса радионуклидов от аварии на ЧАЭС и эволюции пространственного распределения радиоактивных продуктов в атмосфере над территориями СССР и Европы, а также над северным полушарием. Техника вычислений предполагает образование меченых частиц, представляющих распределение активности. Эти частицы инжектируются как последовательные клубы из точечного источника и последовательно переносятся в трехмерной эйлеровой сетке за счет скорости переноса, придаваемой каждой частице. Скорость переноса складывается из скорости ветра в каждой точке решетки и диффузионной скорости, которые различны для модели PATRIC (полушарная модель) [22] и модели ADPIC (региональная модель) [23].

Модели включают рассмотрение гравитационного осаждения частиц, сухих выпадений и радиоактивного распада. Особенности местности и вымывание радиоактивных продуктов осадками не учитывались из-за недостатка соответствующих данных [24].

Суммирование результирующих распределений частиц на ячеистой объемной сетке позволяет определять трехмерное распределение концентрации, необходимой для определения дозовых нагрузок.

Поля ветра для модельных расчетов представлялись центральной службой глобальной погоды BBC США для семи уровней давления от 1000 до 250 гПа. Скорость диффузии вычислялась в предположении от нейтральной до слабо неустойчивой атмосферы. Радиус частиц предполагался равным 1 мкм, скорость осаждения — 0,001 м/с, за исключением йода, для которого скорость полагалась равной 0,003 м/с.

Результаты модельных вычислений и их сравнение с результатами измерений уровней радиации, полученными в Европе, Японии и США, использовались для оценки выхода отдельных радионуклидов. Данные радиологических измерений были получены из информационных сообщений, подготовленных научными организациями ряда стран, а также от Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) и Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ). В модельных расчетах были приняты два источника: низкий, находящийся в слое 0—1500 м ($H_{\max} = 1300$ м), и высокий источник, находящийся в слое 1500—7500 м ($H_{\max} = 4500$ м). В рамках модели PATRIC активность суммарного выброса йода-131 оценивается в $1,7 \cdot 10^{18}$ Бк, а цезия-137 — $8,9 \cdot 10^{16}$ Бк (см. гл. 1). Результаты оценки выхода других изотопов, приведенные к 26 апреля 1986 г., даны в табл. 7.2. Поскольку активность йода измерялась только в аэрозольной фракции,

которая, как предполагалось, составляет 1/3 общего количества (2/3 приходятся на газовую фракцию и йодно-метилую форму), все экспериментальные данные умножались на три.

Таблица 7.2
Оценки активности отдельных радионуклидов в выбросах (I) и ее отношение к активности цезия-137 (II)

Радионуклид	I	II	Радионуклид	I	II
^{137}Cs	$8,9 \cdot 10^{16}$	1	^{140}Ba	$4,4 \cdot 10^{16}$	0,5
^{136}Cs	$2,0 \cdot 10^{16}$	0,2	^{140}La	$4,4 \cdot 10^{16}$	0,5
^{134}Cs	$4,8 \cdot 10^{16}$	0,5	^{95}Zr	$8,9 \cdot 10^{15}$	0,1
^{131}I	$1,7 \cdot 10^{18}$	20	^{95}Nb	$8,9 \cdot 10^{15}$	0,1
^{133}I	$3,7 \cdot 10^{18}$	42	^{132}Te	$3,7 \cdot 10^{17}$	42
^{141}Ce	$8,9 \cdot 10^{15}$	0,1	^{103}Ru	$3,0 \cdot 10^{16}$	0,3
^{144}Ce	$5,2 \cdot 10^{15}$	0,06	^{106}Ru	$5,2 \cdot 10^{15}$	0,06

С использованием приведенных данных о выходе ^{131}I и ^{137}Cs по модели PATRIC были рассчитаны временная горизонтальная изменчивость распределения переноса радионуклидов и пространственное распределение по вертикали.

Эти вычисления показали, что облако радиоактивности было разделено на два сегмента, нижняя часть двигалась в направлении Скандинавии, верхняя часть — в юго-восточном направлении с последующим переносом через Азию к Японии, Тихий океан и США. На рис. 7.13 показана рассчитанная эволюция распределения частиц облака в северном полушарии через 2; 4; 6 и 10 дней после аварии.

Конфигурация источника и динамика выхода активности обеспечивали оптимальное соответствие расчетных и измеренных распределений активности. В табл. 7.3 сравниваются вычисленные и измеренные значения приземных концентраций ^{131}I и ^{137}Cs на ряде станций в Европе.

В целом имеется определенное согласие измеренных и расчетных значений, хотя в ряде случаев существуют значительные расхождения. Отметим также, что расхождения для ^{137}Cs существенно больше, чем для ^{131}I . Нам представляется, такие расхождения могут быть обусловлены тремя причинами.

1. Модель ARAC априори предполагает динамику выхода активности ^{131}I и ^{137}Cs одинаковой, удобной для моделирования, в то время, как динамика выхода ^{131}I и ^{137}Cs , безусловно, была различной (более интенсивный выход йода-131 и растянутой во времени — цезия-137).

2. Сравнение расчетных и измеренных значений ^{131}I , при недостаточном знании динамики выхода йода по дням, а также формы, в которой он переносился, не вполне корректно.

3. Суммарный выход ^{131}I представляется завышенным, тогда как выход ^{137}Cs находится в определенном согласии с данными об активности выпадений.

Сравнение расчетных и измеренных значений концентраций ^{131}I и ^{137}Cs над Норвежским и Японским морями, над ФРГ и Западным побережьем США на высотах 1500; 3000 и 5500 м дали лучшую сходимости данных и отличаются не более чем в 1,5—2,0 раза, что, по-видимому, определяется отсутствием влияния орографии, осадков и др.

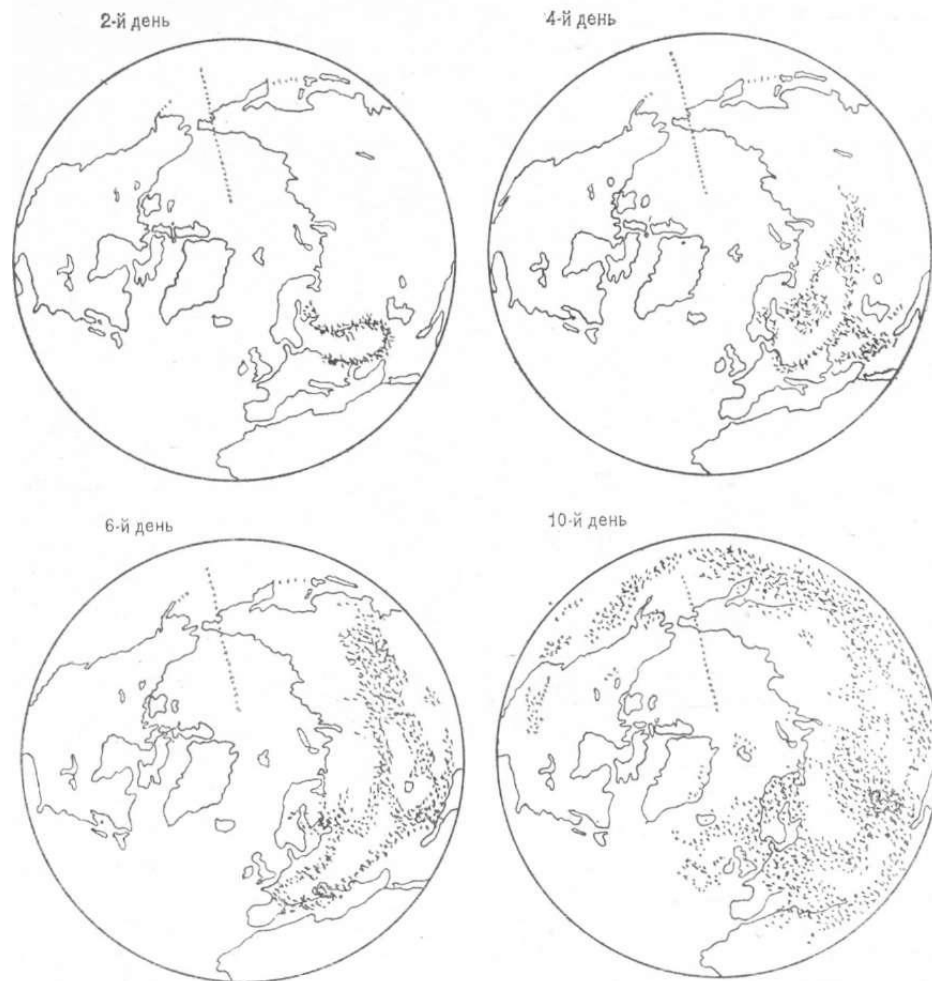


Рис. 7.13. Распространение радиоактивных веществ в северном полушарии на 1-й, 4-й, 6-й и 10-й день после аварии.

Еще одна из работ [18] по моделированию переноса и выпадения радионуклидов над Европейской территорией выполнена сотрудниками Института здоровья населения и гигиены окружающей среды и Института метеорологии (Нидерланды). Отличие данной работы в том, что в ней использованы прямые данные о выходе радионуклидов от аварии на ЧАЭС, переданные Советским Союзом на совещании в МАГАТЭ в августе 1986 г. (гл. 3), и ее результаты заслуживают внимания. Так же как и в модели ARAC, здесь используется мезомасштабная диффузионная модель переноса загрязняющих веществ в трехмерной эйлеровой сетке [26]. Модель охватывает область, ограниченную 38...61,5° с.ш. и 10° з.д.... 35° в.д. с разрешением по горизонтали 80x80 км (1,5° по долготе и примерно 0,75° по широте).

Вертикальная стратификация описывается 4-мя слоями. Приземный слой высотой 50 м описывает сухие выпадения и соответствующий градиент концентрации. Второй — слой перемешивания, в котором предполагается равномерное распределение концентрации. Следующий — резервуарный слой примеси от высоких источников, испускаемой и распространяющейся в ночной период. Его высота равна высоте слоя перемешивания в конце утреннего процесса выхода. Четвертый верхний слой служит как частичный резервуар для примеси, вышедшей из слоя перемешивания после полуденной стратификации. Перенос в слое перемешивания, в резервуарном и в верхнем слоях происходит в соответствии с полем ветра на уровнях 1000 и 850 гПа соответственно. Адвекция на сетке 32x32° осуществляется численным методом.

Скорость осаждения вычисляется как суперпозиция двух сопротивлений—

аэродинамического и поверхностного. Суммарное сопротивление было принято равным 500 см/с как для ^{137}Cs , так и для ^{137}Cs ; результирующая скорость осаждения — 0,15...0,20 см/с. Влажные выпадения в верхнем слое полагаются обусловленными вымыванием дождями и описываются отношением, оцениваемым из отношений концентрации в воздухе и в аэрозольной компоненте дождевых осадков. В более низких слоях процессы вымывания $1,1 \cdot 10^{-5} R^{-0,89} [\text{с}^{-1}]$, где R — интенсивность осадков, мм/ч.

Эффективная высота источника была принята равной 500 м. Вычислениями показано, что изменение высоты источника приводит к значительному изменению загрязнения в пределах первого дня переноса.

Однако после суточного цикла выхода радиоактивности с однородным перемешиванием в пределах слоя 1200—2500 м высота начального выброса становится не столь важной и не сильно влияет на концентрацию и выпадения. С 25 по 30 апреля высота слоя перемешивания принята равной приблизительно 2500 м с небольшими колебаниями в различные дни. В период 1—1 мая высота слоя перемешивания изменялась в интервале 1200—2000 м. Высота слоя ночной инверсии принята равной 250 м, перенос в слое перемешивания описывается на основе полей ветра на уровнях 1000 и 850 гПа.

Поля осадков получены с 250 синоптических станций с разрешением 50—200 км. Поскольку значения интенсивности дождевых осадков сильно изменяются, то сетка наблюдений недостаточна для корректной оценки влажных выпадений, и эти данные лучше использовать для средних оценок выпадений с осадками. Расчетные и измеренные значения концентраций иода-131 в Европе приведены на рис. 7.14. Для большинства станций соответствие между расчетными и наблюдаемыми значениями вполне приемлемо как в случае активности, так и динамики, что говорит о приемлемости модели для описания общей картины полей концентраций и выпадений.

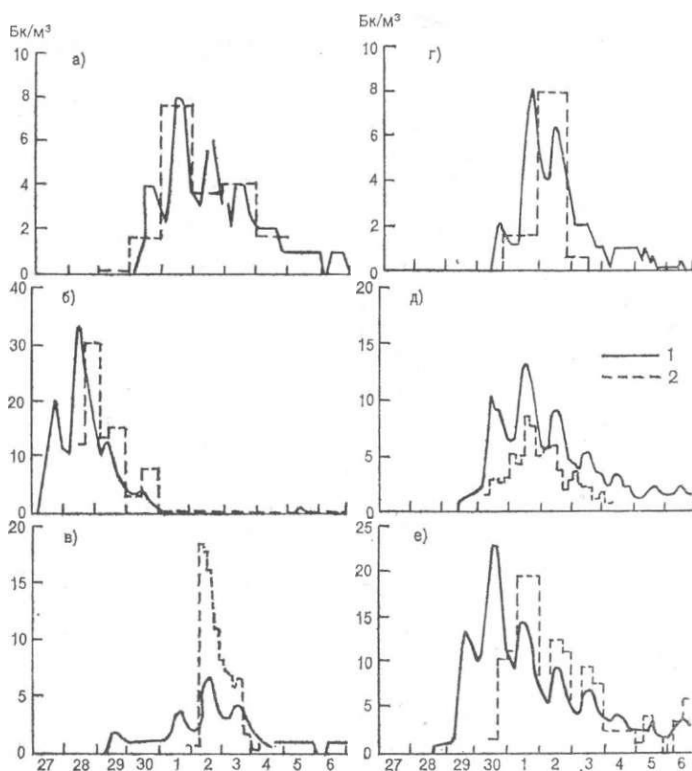


Рис. 7.14. Рассчитанная (1) и измеренная (2) концентрация ^{131}I (Бк/м³) на европейских станциях с 26 апреля по 6 мая 1986 г. а — Маркуль (Франция), б — Стокгольм (Швеция), в — Билтховен (Нидерланды); г — Париж (Франция), д — Варесе (Италия), е — Гармиш-партенкирхен (ФРГ).

Дождевые осадки от северных районов Стокгольма до западного побережья Финляндии привели к радиоактивным выпадениям с плотностью от 100 до 260 кБк/м². Локальные максимумы достигали 1000 кБк/м² для ¹³¹I и 140 кБк/м² для ¹³⁷Cs. В первых числах мая плотность влажных выпадений в центральной части Италии достигала 60—100 кБк/м². Следует отметить, что расчетные поля выпадений радионуклидов существенно отличаются от полей концентраций, поскольку значительную роль в формировании выпадений играют дождевые осадки.

Таблица 7.3
Сравнение измеренных (числитель) и расчетных (знаменатель) значений приземной концентрации (Бк/м³)
иода-131 и цезия-137

	Дата	¹³¹ I	¹³⁷ Cs
Финляндия	29.04-3.05	3,7/3,8	0,08/0,6
Швеция			
Стокгольм	28.04-6.05	3,6/8,0	0,2/1,1
Норвегия	28.04-5.05	6,2/9,5	0,2/1,3
ФРГ			
Мюнхен	30.04-6.05	7,0/6,5	1,7/0,9
Австрия	29.04-5.05	3,5/4,2	- / -
Венгрия			
Будапешт	1.05-5.05	3,0/4,2	0,6/0,5
Италия			
северная часть	30.04-6.05	17/6,6	0,7/0,4
Франция			
восточная часть	1.05-6.05	9,8/6,6	0,4/0,7
Париж	1.05-7.05	0,7/3,7	0,2/0,5
Италия			
южная часть	1.05-6.05	8,0/1,9	0,6/0,2
Нидерланды	1.05-5.05	7,1/9,3	- / -
Великобритания			
Берклей (С.К.)	1.05-3.05	0,3/0,5	0,05/0,02
Чилтон (С.К.)	2.05-3.05	5,4/4,5	0,9/0,2
Греция			
Афины	3.05-5.05	29/18	- / -
Кувейт	4.05-9.05	0,3/0,1	0,06/0,03

Были проведены расчеты кумулятивных полей выпадений ¹³¹I и ¹³⁷Cs для Европейской территории. Результаты некоторых модельных расчетов кумулятивных выпадений и измеренных величин на Европейских станциях приведены в табл. 7.4.

Модельные результаты, приведенные выше, сравнивались с результатами лагранжевой PUFF¹⁸-модели [27] и лагранжевой MESOS-модели [12], представленными на заседании рабочей группы ВМО в Билховене в июне 1986 г. Результаты расчетов по трем моделям находятся в приемлемом согласии и отличаются не более чем в три раза. Значительные различия обнаружены для Великобритании и Балкан, которые могут быть объяснены различиями в учете полей осадков и динамики выброса радионуклидов.

В 1988 г. в Кембридже (Англия) [28] на техническом совещании по моделированию загрязнения воздуха была представлена модель атмосферного переноса и выпадения радионуклидов, обусловленных аварийными выбросами Чернобыльской АЭС, которая базируется на упомянутой выше лагранжевой PUFF-модели, использующейся для описания распространения химических веществ на территории Нидерландов.

¹⁸ Одиночный клуб дыма (англ.)

Таблица 7.4

Значения плотности выпадений иода-131 (кБк/м²), измеренные на европейских станциях и рассчитанные авторами по модели накопления выпадений (усредненные по территории страны за период 26 апреля—10 мая)

Страна	Расчетные значения	Измеренные значения	Дата
Албания	39	6,7	4.05—6.05
Австрия (Вена)	113	33	30.04
Бельгия	6,8	1,5—10	3.05-6.05
Болгария	48	1,6	2.05
Франция (Маркуль)	5,6	6,0	—
ФРГ (Мюнхен)	39	100	30.04—2.05
Греция	55	3,3	3.05—4.05
Венгрия	71	500	1.05—4.05
Италия	23	5—60	
Нидерланды	6	7	2.05—6.05
Польша (Варшава)	33	20	26.04—30.04
Румыния	50	0,1—620	7.05
Испания	0,5	1,0	
Швеция	33	5—170	30.04
Швейцария	42	1,8-7	1.05—4.05
Великобритания	1,6	0,6—8	2.05—4.05

Гауссовы клубы генерируются с часовыми интервалами и переносятся в реальном масштабе времени на основе рутинной метеорологической информации. Пространственный масштаб составляет от 400х400 км с разрешением 15 км до 3000х3000 км с разрешением 60 км. Вертикальная стратификация учитывается двумя слоями: слой перемешивания и выше него резервуарный слой. Распределение примеси по вертикали описывается эмпирической функцией $\sigma_z(x) = ax$, где a и b — параметры устойчивости атмосферы по Пасквиллу. В резервуарном слое $\sigma_z = 2k_z t$, $k_z = 0,5 \text{ м}^2/\text{с}$.

Клуб генерируется с начальным диаметром σ_{r0} и переносится в соответствии с локальными компонентами ветра u и v в слое, котором предполагается центр массы примеси. Изменение коэффициента горизонтальной диффузии вычисляется через лагранжеву корреляционную функцию.

В приземном слое концентрация определяется введением фактора в уравнение для центра массы

$$f = \frac{2h}{\sqrt{2\pi} \sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2h-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2h+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right],$$

где h — высота слоя перемешивания, H — эффективная высота источника.

Модель предполагает наличие входной информации поля ветра на двух уровнях, поле осадков и их изменение во времени. В случае отсутствия данных об осадках рассчитываются сухие выпадения. Более детальная информация об облачности, температуре и параметрах подстилающей поверхности считается постоянной для всей области моделирования с временным разрешением в одни сутки.

Сухие выпадения вычисляются обычным способом через скорость осаждения и значения приземной концентрации в рассматриваемой ячейке пространственной сетки. Влажное осаждение описывается уравнением кинетики первого порядка с коэффициентами вымывания и интенсивности осадков. Коэффициент сухого осаждения принят $0,1 \text{ см/с}$, коэффициент

вымывания $1,1 \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ (мм/ч) в слое перемешивания и $7 \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ • (мм/ч) в резервуарном слое.

Данная модель была использована для расчета концентраций и плотности выпадения радионуклидов от ЧАЭС. Метеорологические поля использовались с интервалом в 3 ч. Выход цезия-137 принят равным 1 МКи¹⁹ с динамикой суточного выхода, представленной в МАГАТЭ в 1986 г. Эффективная высота источника принималась равной 1500 м в первые два дня после аварии, а позже — 500 м. Расчеты по модели показали перенос в направлении Польши и Скандинавии 26 и 27 апреля, в Центральную Европу 28 и 29 апреля и на Балканы в последующие дни. Грубая оценка показала, что расчетные значения концентраций в Скандинавии завышены, а в Англии занижены.

На рис. 7.15 показаны наблюдаемые и рассчитанные по моделям концентрации цезия-137 в отдельных местах в Европе.

В табл. 7.5 приведены расчетные и наблюдаемые значения кумулятивной плотности выпадений цезия-137 (кБк/м²).

В заключение отметим, что преобладающим фактором в описании концентрации и выпадений радионуклидов является атмосферный перенос. Во всех моделях используются данные о полях ветра на основных изобарических уровнях, предоставленных Всемирной службой погоды или национальными службами.

Таблица 7.5
Наблюдаемые (I) и расчетные (II) значения плотности выпадений ¹³⁷Cs для некоторых стран Европы

Страна	I	II	Страна	I	II
Австрия	15	8	Англия	0,9	0,2
Бельгия	0,8	1,4	Италия	6	2,6
ФРГ	4	3,6	Нидерланды	1,8	1,3
Дания	0,8	0,3	Чехословакия	4	1,9
Франция	1,3	0,9	Швеция	8	2
Греция	3,5	0,9	Швейцария	7,1	2,7

Однако в период чернобыльской аварии, когда атмосферный перенос существенно изменялся во времени и в пространстве, имеются значительные расхождения в данных объективного анализа поля ветра, используемых в модельных расчетах. Горизонтальная диффузия описывается гауссовым распределением с небольшими вариациями. Вертикальные распределения в пограничном слое в моделях различны.

Однако за счет выравнивания концентрации примеси по высоте в региональных моделях результаты оказываются близкими. Кумулятивные выпадения зависят от целого ряда факторов, таких как орография, подстилающая поверхность, дождевые осадки, размеры частиц и т. д., поэтому наблюдается большее расхождение в результатах модельных расчетов. Тем не менее, представленные данные модельных расчетов отражают общую картину загрязнения Европейской территории и могут служить основной для оценок дозовых нагрузок на население.

¹⁹ Это значение занижено более чем в два раза (см. гл. 4)

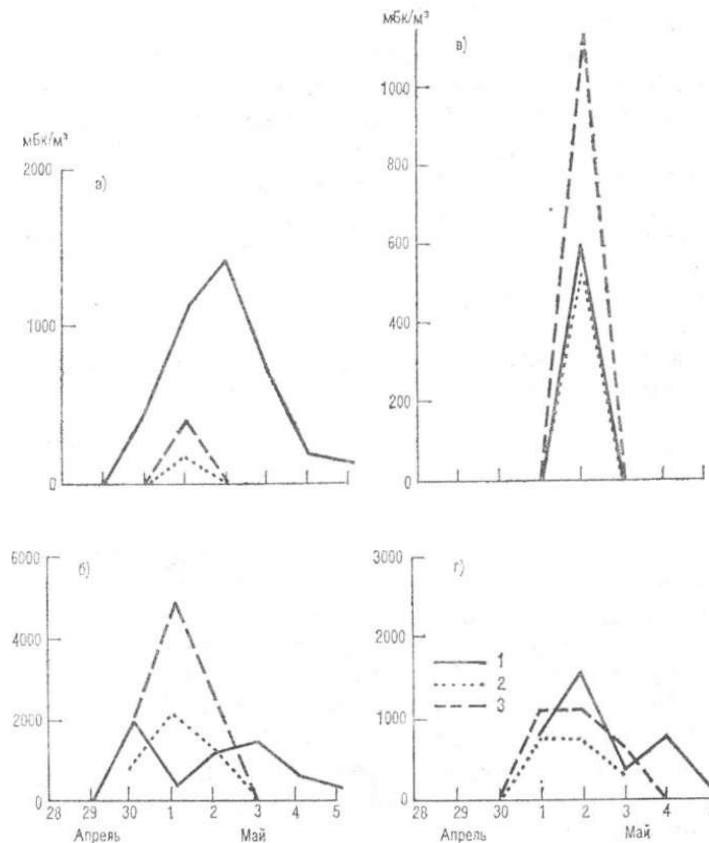


Рис. 7.15. Динамика концентрации ^{137}Cs (мБк/м³) на европейских станциях с 26 апреля по 5 мая.
1 — измерения, 2 — расчет [28], 3 — расчет (см. п. 7,4); а — Салуццо Италия); б — Зальцбург (Австрия),
в — Харвели (Великобритания), г — Будапешт (Венгрия).

Глава 8

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД

Одной из основных проблем при ликвидации последствий аварии в первые недели и месяцы было обеспечение защиты населения от воздействия внешнего облучения и внутреннего поступления радиоактивных веществ при дыхании и потреблении местных пищевых продуктов. Для решения этой проблемы необходимо было осуществить оценку и прогноз загрязнения сельскохозяйственной продукции в прилегающих к ЧАЭС районах. Проблемы оценки и прогноза экологических последствий радиоактивного загрязнения встали в отношении природной среды в целом, в том числе поведения радионуклидов в природных средах как в условиях естественных (дикая природа), так и сельскохозяйственных экосистем. Подход к решению этой общей проблемы предполагает:

детальное изучение радиационных характеристик загрязнения подстилающей поверхности, т. е. пространственного распределения гамма-поля, состава и плотности выпавших радионуклидов;

изучение миграции в глубь почвенного слоя наиболее опасных (долгоживущих) радионуклидов, растворимости и доступности для корневого поглощения в разных почвенно-географических условиях;

изучение начального аэрального (поверхностного) загрязнения природной и

сельскохозяйственной растительности, а в более поздний период — оценку и прогноз накопления опасных радионуклидов в биомассе дикорастущих и сельскохозяйственных растений при корневом и некорневом аэральном (в основном, за счет вторичной ветровой миграции) поступлении для решения вопроса о хозяйственном использовании урожая;

изучение накопления опасных радионуклидов в молоке и в организмах сельскохозяйственных животных (по пищевым цепочкам) для решения вопроса об использовании продукции растениеводства и животноводства;

оценку дозовых нагрузок внешнего и внутреннего излучения на биоту в различных ландшафтно-экологических условиях, в том числе в поверхностных водах;

оценку прямого и долговременного воздействия радиоактивного загрязнения, ведущего к изменению функциональных и структурных параметров природных экосистем, главным образом Древесных (лесных) насаждений, и влияния на животный мир природных экосистем.

В принципе, многие из перечисленных выше направлений исследований достаточно широко освещены в мировой и отечественной литературе по изучению загрязнения природных сред радиоактивными продуктами в результате испытаний ядерного оружия в 40—60-х годах, а также в результате аварий ядерных энергетических установок на предприятиях ядерного топливного цикла [1—3, 6, 13—16]. Тем не менее, непосредственное применение известных к настоящему времени достижений радиоэкологической науки для прогноза экологических последствий Чернобыльской аварии может привести к погрешностям вследствие специфических особенностей данного случая. В числе таких особенностей необходимо отметить:

1) сложный состав загрязняющих природную среду опасных радионуклидов, изменяющийся в довольно широких пределах в зависимости от направления и расстояния от источника загрязнения;

2) изменяющиеся в широких пределах физико-химические свойства радиоактивных выпадений (дисперсность, растворимость и т. п.);

3) значительный (по площади загрязненных территорий) масштаб радиоактивного загрязнения, сложность и неоднородность «пятнистость») плотности загрязнения;

4) разнообразие природных (в первую очередь почвенных) геофизических и геохимических условий, влияющих на перераспределение и миграцию радионуклидов в природных и агроэкосистемах на загрязненной территории.

В силу отмеченных обстоятельств, в первые недели после аварии в прилегающих к ЧАЭС районах с участием исследовательских коллективов Госагропрома СССР, АН СССР, Госкомгидромета СССР и соответствующих республиканских ведомств были развернуты широкие и систематические исследования экологических последствий радиоактивного загрязнения природных сред и с/х продукции.

Исследования природных экосистем в пределах 30-километровой зоны эвакуации в условиях умеренных и сильных радиационных нагрузок (более 10—1000 рад за счет внешнего гамма-излучения за первые несколько недель после аварии) подтвердили существующие представления о минимальных дозовых нагрузках, вызывающих явные радиологические эффекты — более 100—300 рад для растений и животных. Такие нагрузки имели место лишь в ограниченной зоне на расстояниях в несколько километров от аварийного блока ЧАЭС, где практически отсутствовало (после аварии) сельскохозяйственное производство.

С учетом этого обстоятельства в самом начале радиоэкологических исследований при оценке ущерба, нанесенного природным комплексам и сельскохозяйственному производству в районе радиоактивного загрязнения, на первый план выдвинулись задачи по изучению миграционных характеристик радионуклидов в естественных и агроэкосистемах, определяющих радиоактивное загрязнение сельхозпродукции. На этой основе и развиваются радиоэкологические исследования на загрязненной территории.

В настоящей главе изложены результаты как наших собственных исследований, направленных на решение вышеперечисленных задач, так и данные других авторов, проводивших аналогичные исследования в рамках комплексных программ изучения радио-экологических последствий чернобыльской аварии [8, 9].

8.1. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКОЕ ОПИСАНИЕ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ

В качестве условной границы загрязненной территории принята изолиния мощности дозы гамма-излучения 0,05 мР/ч на 10 июня 1986 г. (см. рис. 5.3) [9], т. е. изолиния 5—10-кратного увеличения естественного фона. Контур загрязненной территории имеет три отчетливые ветви радиоактивного следа — северную, южную и западную, которые перекрывают южные районы Белорусской ССР, западную часть Брянской области (РСФСР), северные и центральные районы Украинской ССР.

В физико-географическом отношении загрязненная территория охватывает юго-западную часть Восточно-Европейской равнины и частично Припятское Полесье (водосборный бассейн р. Припять), к которому с востока примыкает Приднепровская низменность. В целом рельеф рассматриваемого района равнинный, максимальные высоты над уровнем моря не превышают 200 м. Климат умеренно-континентальный, с теплым летом и сравнительно мягкой зимой, среднегодовое количество осадков колеблется в пределах 500—650 мм, примерно 2/3 осадков выпадает в теплое время года.

В почвенном покрове южных районов Белоруссии преобладают дерново-подзолистые и торфяно-болотные почвы, в юго-восточных районах встречаются дерново-подзолистые, суглинистые и супесчаные почвы.

Районы Полесья (южные районы Гомельской области, северные районы Киевской и Житомирской областей) характеризуются широким распространением заболоченных дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почв в сочетании с крупными массивами низинных торфяников. Почвы легкого механического состава занимают около 60 % общей площади. Все дерново-подзолистые почвы Полесья отличаются невысоким естественным плодородием, как правило, кислые ($pH = 4,5 \dots 5,5$), слабо обеспечены минеральными питательными веществами (в том числе К, Р, Mg и др.). Распаханность территории составляет около 25%, до 50% сельскохозяйственных площадей занято под естественными кормовыми угодьями (злаково-осоковые луга). Такая природная среда сформировала специфический тип сельскохозяйственного производства. В регионе развито молочное и мясное скотоводство (до 60 коров на 100 га). Значительные площади занимают посадки картофеля (около 8% обрабатываемой площади), кормовых культур (35—40 %), зерновых (около 50%), льна-долгунца (до 5%).

Основной массив лесов на загрязненной территории находится в районах Полесья, где лесистость достигает 70 %. Основная часть (63 %) видового состава лесов приходится на хвойные породы (сосна), остальная — на долю лиственных пород (дуб, граб, береза, ольха).

Почва Брянской области — подзолистые, дерново-подзолистые и серые лесные. Леса в основном сосновые (42%), березовые (23 %) и осиновые (15 %).

Южнее Украинского Полесья начинается зона лесостепи (южная ветвь следа, см. рис. 5.3), в почвенном покрове которой преобладают оподзоленные черноземы, серые и светлосерые оподзоленные почвы на лессовых отложениях. Преобладающая древесная порода в лесах Украинского Полесья — сосна, произрастает береза и дуб, в лесостепных районах — небольшие лесные массивы дуба, граба, липы.

Из анализа данных, характеризующих распределение загрязненной территории по видам хозяйственного освоения, видно, что примерно половина загрязненных земель Белоруссии —

41... 6% — приходится на сельхозугодья и до 52%—на природные комплексы (леса, болота, водные объекты). На Украине доля загрязненной территории, приходящаяся на природные ландшафты, уменьшается от 46 % на севере (Чернобыльский р-н) до 10—12 % в южных районах. В целом, примерно половина загрязненной территории приходится на природные комплексы — леса, болота, неудобья, а равнинные открытые участки местности практически полностью заняты агросистемами. Из этого следует вывод, что для оценки и прогноза экологических последствий радиоактивного загрязнения рассматриваемой территории миграционные процессы в природных экосистемах требуют столь же детального изучения и контроля, как и в агросистемах.

8.2. ПРЯМОЕ РАДИАЦИОННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ПРИРОДНУЮ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ И ЖИВОТНЫЙ МИР

Спустя несколько недель после аварии начались работы по изучению последствий радиационного воздействия на живую природу в зонах с высокими уровнями загрязнения.

Прежде всего, изучалось состояние природной растительности в зоне сильного загрязнения (более 1000 Ки/км² в середине мая 1986 г.) на расстоянии нескольких километров от места аварии.

Наибольшую чувствительность к радиоактивному загрязнению проявили, как и ожидалось, сосновые леса. Но к концу июня 1986 г. (Д + 60) мощность дозы в кронах деревьев снизилась примерно в 50 раз за счет радиоактивного распада и процессов самоочищения [9].

Летальные эффекты у сосновой хвои при поглощенной дозе более 1000 рад визуально проявились к концу лета 1986 г., и в течение последующего осенне-зимнего периода площадь погибшего лесного массива, примыкающего с запада к промплощадке АЭС, достигала 400 га (так называемый Рыжий лес).

Наибольшие морфологические изменения отмечены на участках со средним уровнем радиоактивного воздействия (300— 1000 рад): укороченные, часто искривленные и утолщенные верхушечные побеги, хвоя на которых сохранилась частично. Ультраструктура поврежденных клеток хвои свидетельствует о нарушении в них белкового и липидного обмена, что проявляется в нарушении мембранных систем клеточных органелл.

Лиственные древесные породы (представленные в зоне сильного загрязнения вокруг ЧАЭС, главным образом, березой, осинкой, дубом) практически не пострадали от загрязнения, так как их радиационная устойчивость примерно в 10 раз выше, чем хвойных пород.

Наряду с растительностью, объектом изучения в зоне сильного радиоактивного загрязнения вблизи от ЧАЭС были животные, принадлежащие к разным таксономическим группам [9].

С июля 1986 г. по апрель 1987 г. проводился подсчет численности основных групп мезо- и микрофауны на разном удалении от места аварии в почвах соснового леса 50—60-летнего возраста. Исследования показали, что почвенные животные — обитатели лесной подстилки — сильно пострадали на удалении до 7 км от ЧАЭС, однако в исследованных группах не отмечалось катастрофического падения численности. Численность и активность почвенных беспозвоночных за пределами ограниченной зоны сильного загрязнения (более 1000 Ки/км² на 10 мая 1986 г.) существенно не изменилась. Считается, что накопленные дозы порядка 2—3 крад вызывают катастрофические изменения в сообществе микрофауны, дозы около 500—800 рад вызывают регистрируемые, но незначительные изменения.

За пределами зоны сильного радиационного воздействия не отмечалось изменений численности и плодовитости диких животных. Наблюдениями не установлено каких-либо отклонений в их сезонных ритмах.

Водная среда играет особую роль в перераспределении радионуклидов, здесь процессы их миграции и накопления проходят интенсивнее, чем в наземных экосистемах.

Основная доля радионуклидов, попавших в поверхностные воды из атмосферы в первые дни после аварии, довольно быстро перешла в донные отложения. Наблюдения в водоеме-охладителе ЧАЭС показали [9], что максимальные концентрации радионуклидов в фитопланктоне имели место в первые две недели после аварии, а в зоопланктоне — спустя 7—10 сут после повышения загрязнения фитопланктона (за счет задержки в пищевой цепочке фитопланктон — зоопланктон).

Динамика накопления радионуклидов рыбами также характеризуется временной задержкой в достижении максимальных уровней радиоактивности относительно фито- и зоопланктона.

Процесс самоочищения наиболее быстро проходит в фитопланктоне и гораздо медленнее — у рыб.

Из гидробионтов рыбы являются наиболее чувствительными к радиации. При воздействии на рыб хронического облучения до 400 рад/год уже наблюдаются нарушения в функционировании отдельных органов, но в целом сохраняется экологическая устойчивость на популяционном и организменном уровнях. По экспериментальным данным, в р. Припять и в Киевском водохранилище дозы облучения различных видов рыб не превышали соответственно 100 и 20 мрад/сут, т. е. были значительно ниже уровня, при котором могли возникнуть заметные радиоэкологические эффекты [9].

8.3. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПАСТБИЩНЫХ (ЛУГОВЫХ) И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ

Суммарное (корневое и некорневое) поступление радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные растения является важнейшим звеном пищевой цепочки, по которой радионуклиды из почвы транспортируются в организме человека. Интенсивность этого перехода определяется многими факторами: физико-химическими свойствами радиоактивных частиц, формирующих загрязнение почвы; «возрастом» радиоактивного загрязнения; химическими свойствами соединений самого радионуклида; агрохимическими и механическими свойствами верхнего слоя почвы; видом растения; климатическими и ландшафтными условиями.

При таком количестве определяющих факторов решение вопроса о действии каждого из них возможно лишь на основе долгосрочных наблюдений в условиях действующего сельскохозяйственного производства при достаточно широком разнообразии вариантов системы почва—растение в различных почвенно-климатических и геофизических условиях. Такой методологический подход применялся при организации наблюдений (мониторинга) за радиоактивным загрязнением пастбищных (луговых) и сельскохозяйственных растений на сети ландшафтно-геохимических и агроэкологических полигонов (ЛГП и АЭП, см. рис. 5.3 и 8.1) [4, 5, 9].

Система ЛГП (см. п. 5.3) была спроектирована таким образом, чтобы охватить возможно больший диапазон почвенно-климатических условий и типов растительности, что в принципе должно позволить экстраполировать полученные результаты на всю ЕТС.

Основная задача исследований миграции радионуклидов в системе почва—растение состоит в получении обобщенных характеристик радиоактивного загрязнения растений. Первичным результатом анализа является удельная активность i -го радионуклида в сухой массе пробы α_i (Бк/кг).

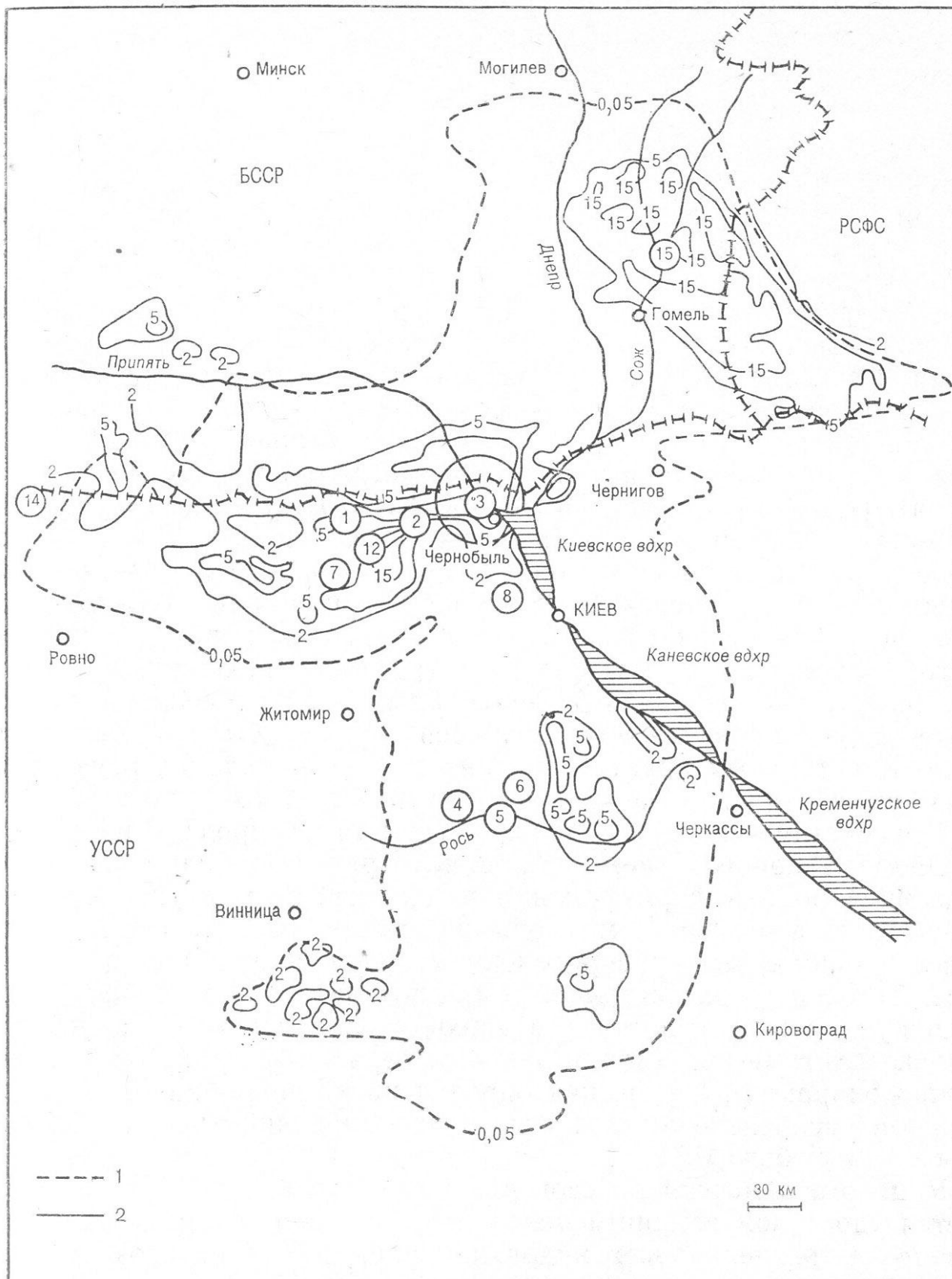


Рис. 8.1. Карта-схема расположения агроэкологических полигонов (АЭП).

1 — изолиния 0,05 мР/ч, 10.05.89 г.; 2 — изолиния 2 Ки/км² плотности загрязнения цезием-137; цифры в кружках — номера АЭП.

При дальнейшей обработке результатов анализа вычисляется запас радионуклида в почве σ_i (Бк/м²) и интегральный (т. е. с учетом всех путей загрязнения растительной биомассы) показатель степени загрязнения растений, называемый нами коэффициентом перехода

$$K_n = \alpha i / \sigma_i \quad (8.1)$$

(все значения активности относятся к сухой массе пробы на момент отбора).

Определенный таким образом коэффициент K_n является основным объектом и результатом наших исследований по выявлению закономерностей загрязнения дикорастущих и сельхозрастений. Этот коэффициент мы используем и при аэральном, и при корневом загрязнении. Очевидно, что в условиях конкретной системы почва—растения степень радиоактивного загрязнения органов растения будет зависеть, в частности, от вертикального распределения радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы. Как было показано в п. 5.3, профили вертикальной миграции в естественных условиях (т. е. при отсутствии обработки) достаточно заметно различаются в зависимости от почвенных условий, миграционных свойств радионуклидов и многих других факторов. Это обстоятельство создает определенные неудобства при сравнительном анализе результатов определения коэффициентов перехода, прежде всего, в травянистую луговую растительность на целинных участках почвы, где различия в вертикальном распределении радионуклидов в слое корневого поглощения могут быть особенно велики. В остальных практически интересных вариантах изучаемых нами систем почва—растение—культурных агроэкосистем и лесных экосистем — вариации в вертикальном распределении радионуклидов в корнеобитаемом слое не играют, по-видимому, определяющей роли в формировании радиоактивного загрязнения фитомассы. В агроэкосистемах обычно мы имеем дело с более или менее равномерным распределением радионуклидов в пахотном слое. В лесных экосистемах (см. ниже п. 8.4) основной запас радионуклидов сосредоточен в верхнем слое почвы толщиной несколько сантиметров (подстилка и минеральный слой), что также можно охарактеризовать, как определенное единообразие в вертикальном распределении чернобыльских выпадений в почвах лесных экосистем любого типа.

В целом, отмеченное несовершенство показателя K_n компенсируется удобством его применения для оценки и прогноза радиоактивного загрязнения всех видов дикорастущих и сельхозрастений на основе данных о пространственном распределении плотности радиоактивного загрязнения местности (см. формулу (8.1)).

Следует также еще раз подчеркнуть, что термин «переход» в названии K_n употребляется условно для обозначения всех процессов внешнего и внутреннего (метаболического) поступления радионуклидов в растительную биомассу.

Как было отмечено в п. 5.3 (при обсуждении данных о вертикальной миграции радионуклидов в почвах луговых площадок), миграционные свойства отдельных радионуклидов зависят от многих природных факторов и физико-химических свойств выпавших радиоактивных веществ. Это замечание в полной мере относится и к переходу радионуклидов в луговые растения, если к списку определяющих факторов добавить вид растений. Вполне естественно ожидать (и это показали наши наблюдения), что в условиях такой многофакторной зависимости миграционные свойства радионуклидов, выражаемые через K_n , будут изменяться в широких пределах в зависимости от вариаций определяющих факторов. Поскольку эта зависимость перехода радионуклидов от перечисленных выше факторов (или групп факторов, кластеров) изучена недостаточно, при изложении и анализе данных полевых наблюдений мы вынуждены группировать результаты по довольно грубым признакам (время после аварии, тип почвы, вид растений) с целью получить достоверные границы изменения коэффициентов K_n . Эти диапазоны могут быть использованы при прогнозных оценках радиоактивного загрязнения растительности, в наиболее типичных экологических условиях.

8.3.1. Луговая растительность

Здесь рассматриваются некоторые результаты мониторинга радиоактивного загрязнения дикорастущей травянистой растительности²⁰ на сети луговых пробных площадок в системе ЛГП (см. рис. 5.3) с июля 1986 г. по август 1989 г.

В табл. 8.1 приведены значения K_{Π} для основных долгоживущих радионуклидов, сгруппированные по трем зонам радиоактивного загрязнения:

I — северный след, южные районы Белоруссии, от 70 до 250 км от источника; почвы дерново-подзолистые на аллювиальных отложениях с различной степенью оподзоливания;

II — ближний след, районы Украинского и Белорусского Полесья, до 70—100 км от источника; почвы дерново-подзолистые и оглеенные;

III — южный след, от 100 до 300 км от источника; оподзоленные почвы на лессовых породах и черноземы лесостепной зоны.

Как видно из приведенных в таблице данных, в июле 1986 г. не отмечалось существенных различий в степени загрязнения травянистой растительности отдельными радионуклидами в пределах одной зоны. В то же время ясно видна тенденция увеличения K_{Π} с севера на юг — от $(10...90) \cdot 10^{-3}$ м²/кг в Могилевской области, до $(200... 1000) \cdot 10^{-3}$ м²/кг на юге Киевской области. Эти эффекты мы объясняем преимущественно аэральным (некорневым) загрязнением травы атмосферными выпадениями в период действия источника (конец апреля—начало мая 1986 г.), когда плотность фитомассы (кг/м²) на юге была существенно выше, чем на севере, где в последующие 1—1,5 мес. продолжался прирост фитомассы. При осеннем отборе в 1986 г. общее загрязнение луговой растительности в I и II зонах сохранялось приблизительно на том же уровне, что и летом, что свидетельствует о достаточно прочном связывании радионуклидов травостоем при первичном аэральном загрязнении.

В последующие вегетационные сезоны (1987—1989 гг.) радиоактивное загрязнение луговой растительности характеризовалось значительным (до 2—3 порядков) понижением коэффициентов K_{Π} по сравнению с 1986 г. При этом появляются различия в значениях коэффициента перехода между отдельными радионуклидами в пределах одной почвенно-климатической зоны, что связано, по-видимому, с различиями в корневом поступлении радиоизотопов разных элементов. Максимальные значения K_{Π} отмечаются для радионуклидов цезия, стронция и серебра (1987 г.), минимальные — для ¹⁰⁶Ru и ¹²⁵Sb. Обращает на себя внимание сходство верхних границ диапазонов K_{Π} во II зоне в 1989 г. для всех радионуклидов, кроме ⁹⁰Sr, для которого нет данных; это может указывать на значительную роль аэрального загрязнения фитомассы на территориях, прилегающих к зоне аварии.

Следует отметить, что в сезоны 1987—1989 гг. (для которых были получены данные) наиболее высокие значения перехода были у ⁹⁰Sr, обладающего, по-видимому, максимальной способностью к образованию легкоусваиваемых растениями соединений.

В целом, анализ радиоактивного загрязнения в 1986—1989 гг. естественной луговой растительности приводит к следующим заключениям:

1. Основной механизм загрязнения в первый вегетационный сезон (1986 г.) — аэральное поступление, формирующее поверхностное загрязнение растений. Легко видеть, что при запасае фитомассы 0,1—0,6 кг/м² коэффициент перехвата (доля радионуклидов, задержанных надземной растительной биомассой) в период выпадений составлял от нескольких процентов до 50—60 %. для естественных пастбищ. Эта оценка получена для зрелого травостоя в конце периода вегетации (юг Киевской области), для которого $K_{\Pi} = (0,2...1,0)$ м²/кг. Общее радиоактивное загрязнение луговой растительности, которое в июле 1986 г. (пик фитомассы) ха-

²⁰ В дальнейшем для краткости — «луговая растительность».

рактизовалось значениями от 0,01... 0,1 м²/кг на севере до 0,2... 1,0 м²/кг на юге для всех радионуклидов, зависело от запаса (на ед. площади) фитомассы в период радиоактивных выпадений и, возможно, от вида выпадений (влажные, сухие). При этом задержанные травянистой растительностью радионуклиды довольно прочно связываются с фитомассой в течение всего летнего периода, о чем свидетельствует относительная стабильность К_п с июля по октябрь 1986 г. (I и II зоны, см. табл. 8.1).

Таблица 8.1
Коэффициенты перехода К_п (10⁻³ м²/кг)* чернобыльских радионуклидов в луговую растительность

Период наблюдений	Зона	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	¹²⁵ Sb	⁹⁰ Sr
Июль 1986 г.	I	10—50	10—50	20—30	30—90	10—30	
	II	40—160	60—190	140	20—210	165	
	III	200—300	300—600	900	300—630	400—1000	
Октябрь 1986 г.	I	40—90	20—30		40—90		
	II	130	140		110		
Июнь 1987 г.	I	2—6	1—3	6—20	7—13	0,3—2,5	10—40
	II	0,2	0,8	45	3—12	3	10—20
	III	1,5	0,3		3—9	2	
Октябрь 1987 г.	I	1,5	0,3	0,5	19	0,6	27
	II	1,8	<0,2	(<1)—2,5	0,3—16	<0,5	10—60
Июль — август 1988 г.	II	0,1	0,14	< 2	0,2—20	<0,1	1—70
	III				0,8—10		
	I	2,4	<0,3		1,3-7	<0,5	20
Август 1989 г.	II	0,4—13	0,3—11		0,65—13,5	(<0,3)-14	
	III	< 0,1	<0,1		1	< 0,2	
	I						

* Соответствует 10⁻⁹ (Ки/кг)/(Ки/км²)

2. Во второй и последующие вегетационные сезоны после выпадения радиоактивных осадков (1987—1989 гг.) содержание радионуклидов в луговой растительности понижается в 10—1000 раз по сравнению с первичным аэральным загрязнением весной—летом 1986 г. При этом проявляются заметные различия в значениях К_п для отдельных радионуклидов. Оба эти эффекта свидетельствуют о том, что в этот период корневое поглощение вносит основной вклад в поступление некоторых радионуклидов в биомассу растений. Тем не менее в ряде случаев (см., например, табл. 8.1, зона II, 1989 г.) есть основание полагать, что даже спустя 2—3 года после чернобыльских выпадений в основной зоне загрязнения некорневое поступление (в течение периода вегетации) играет важную роль в радиоактивном загрязнении фитомассы луговой растительности. При этом степень перехода различных (по доступности) радионуклидов в фитомассу будет примерно одинакова, чего заведомо не может быть при корневом поступлении таких радионуклидов как, например, ¹⁴⁴Ce и ¹³⁷Cs.

3. Отсутствие в большинстве случаев заметных различий в наблюдаемых диапазонах коэффициентов перехода каждого отдельного радионуклида в выделенных нами трех почвенно-климатических зонах в 1987—1988 гг. (см., например, данные о ¹³⁷Cs), указывает на то, что причиной большой изменчивости К_п (10—100 раз), является, скорее всего, разнообразие агрохимических свойств почвы на наблюдательных площадках в каждой зоне. При этом обобщенные почвенно-климатические факторы, характеризующие каждую зону, имеют, по-видимому, второстепенное значение.

Не последнюю роль в формировании весьма неоднородной картины перехода радионуклидов в луговые травы могут играть биогеохимические различия в способности разных видов дикорастущих трав к накоплению соответствующих микроэлементов (цезия, стронция и др.).

8.3.2. Сельскохозяйственные культуры

Как отмечалось в работе [9], существенное влияние на загрязнение сельхозпродукции оказало то обстоятельство, что выброс радиоактивных веществ произошел в конце апреля—начале мая, когда основные полевые работы в растениеводстве (сев, посадка) в регионе (до 150—200 км от места аварии) были завершены, озимые культуры имели уже достаточную вегетативную массу. В этих условиях перед специалистами радиоэкологами при организации постоянных наблюдений за загрязнением продукции растениеводства на загрязненных территориях стояли следующие задачи:

оценить роль начального аэрального загрязнения сельхозкультур в первый после аварии вегетационный сезон 1986 г.:

определить соотношение корневого и некорневого поступления радионуклидов в сельхозрастения в первый и последующие годы;

выяснить зависимость радиоактивного загрязнения того или иного вида сельхозрастения от факторов внешней среды (физико-химические свойства и плотность радиоактивных выпадений, почвенные, климатические характеристики и т. п.) и от времени после аварии для прогностических оценок рентабельности растениеводства на загрязненных территориях в последующие годы и принятия необходимых мер по уменьшению загрязнения.

Очевидно, что решение этих задач имеет особо важное значение в связи с необходимостью прогноза доз облучения за счет потребления пищевых продуктов местного производства. Этот канал облучения является одним из основных при формировании суммарных дозовых нагрузок на население, поэтому понижение накопленной дозы в значительной мере определяется возможностями ограничения дозы внутреннего облучения, обусловленной потреблением пищевых продуктов. Основные работы здесь проводились организациями агропромышленного комплекса.

Регулярные наблюдения (мониторинг) за содержанием радионуклидов в сельхозрастениях проводились нами на сети агроэкологических полигонов (АЭП), которая была заложена в северных районах Украины с уровнями загрязнения ^{137}Cs от 1 до 15 Ки/км² и выше (рис. 8.1). В этих районах развиты высокотоварное зерновое хозяйство (основная культура — озимая пшеница), производство сахарной свеклы, картофеля и овощей. Значительная доля обрабатываемых земель приходится на кормовые культуры — кукуруза, сеяные травы, кормовая свекла.

Наблюдения на системе опытных полей АЭП начались в августе 1986 г. На каждом опытном поле на типичном участке приблизительно 300х500 м один раз в сезон определялось содержание радионуклидов в пахотном слое (отдельно по слоям 0—5; 5—15; 15—25; 25—35 см).

Пробы биомассы сельхозрастений отбирались на этом же участке следующим образом: злаковые культуры, кукуруза, горох — в период максимума зеленой массы и во время уборки (зерно); многолетние травы (зеленая масса) — 3... 4 укоса с мая по август; остальные культуры — перед уборкой.

Для определения степени поверхностного загрязнения все растительные пробы поступали на анализ в двух вариантах — в естественном (товарном) виде и отмытые большим количеством воды.

Помимо определения содержания радионуклидов в пробах почвы и растений, на всех АЭП контролировалось количество осадков, влажность почвы и основные агрометеорологические характеристики, а также урожай. Кроме того, на всех опытных полях определены почвенные и агрохимические характеристики: механический состав, pH,

содержание гумуса, калия, кальция, фосфора и т. п.

Таблица 8.2
Коэффициенты перехода K_p ($10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) чернобыльских радионуклидов в сельхозрастения в 1986—1989 гг.

Культура	Год	^{144}Ce	^{106}Ru	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$	^{125}Sb	^{90}Sr
Озимые пшеница и рожь зерно	1986	0,3	0,04—0,2	2—10		
	1987	0,001—0,03	0,02—0,1	0,03—0,3	0,03—0,05	
	1988	0,05—0,2	0,03—0,25	0,01—0,6	0,002—0,10	1,6—2,7
	1989			0,005—0,06		
солома	1987	0,06—0,5	0,05—0,4	0,1—0,9	0,1—0,6	
	1988	0,02—0,2	0,02—1,0	0,03—0,5	0,04—0,34	
	1989			0,04—0,35		
Ячмень, овес зерно	1987	0,008—0,05	0,02—0,1	0,02—0,14	0,1—0,2	
	1988	-	0,007—0,34	0,006—0,16	0,014—0,07	0,4—2,2
	1989			0,004—0,13		
солома	1987	0,06—0,3	0,3—0,5	0,1—0,9	0,1—0,6	
	1988	0,004—0,3	0,1—0,5	0,03—0,22	0,01—0,5	
	1989			0,05—0,5		
Кукуруза зерно	1986	0,25—0,7	0,04—3,2	0,04—1,1	0,07—0,2	
	1987	0,01—0,08	0,05—0,07	0,03—0,09	0,2—0,3	0,15—0,24
	1988	0,01—0,03	0,06—0,08	0,03—0,14		
	1989			0,003—0,016		

Культура	Год	^{144}Ce	^{106}Ru	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$	^{125}Sb	^{90}Sr
зеленая масса	1986	0,4—3,6	0,3—3,0	0,3—0,9		
	1987	0,1—0,5	0,1—0,5	0,1—0,6	0,3—0,5	
	1988	0,1—0,8	0,06—0,85	0,06—1,5	0,04—1,1	1,0—1,4
	1989			0,05—0,7		
Сеяные травы	1986	10	9	24		
клевер	1987	0,1—18	0,3—16	3—10	0,6—7,0	
	1988	0,3—2,3	0,03—7,4	0,1—2,4	0,07—2,4	0,3—13
	1989			0,2—1,3		
люцерна	1987	0,7—2,0	0,15—0,83	0,24—0,45	0,09—0,6	
	1988	0,01—0,83	0,14—0,76	0,2—1,2	0,02—0,6	1,4—18
	1989			0,2—1,3		
картофель (очищенный)	1986	0,5	0,2	0,5—0,6		
	1987	0,01—0,4	0,02—0,2	0,06—2,4	0,2	
	1988	0,006—0,1	0,1—0,4	0,03—0,6	0,01—0,3	0,4—11
	1989			0,04—0,14		
Свекла сахарная (технологически отмытая)	1986	0,2—1,6	0,3—0,8	0,1—3,0		
	1987	0,06—0,4	0,04—0,25	0,05—0,5	0,05—0,1	
	1988	0,05		0,04—0,4	0,02	2,0
	1989			0,05—0,15		

По результатам наблюдений на всей сети АЭП в табл. 8.2 приведены обобщенные характеристики загрязнения основных сельхозкультур в 1986—1988 гг. в виде типичных диапазонов изменения коэффициентов перехода K_p для основных долгоживущих радионуклидов. Все приведенные в табл. 8.2 данные относятся к пробам товарной продукции, т.е. неотмытым от поверхностного загрязнения.

По данным таблицы может быть выполнена оценка роли первичного аэрального

загрязнения продукции растениеводства в вегетационном сезоне 1986 г. для зерна злаковых и кукурузы, зеленой массы кукурузы и сеяных трав, а также для картофеля и сахарной свеклы. (Следует отметить, что пробы сельхозрастений в 1986 г. были отобраны в августе—сентябре, т. е. практически после окончания вегетации.)

Как и для луговой травянистой растительности (см. табл. 8.1), первичное аэральное загрязнение в общем радиоактивном загрязнении с/х культур можно выделить по двум признакам: 1) резкое понижение степени перехода (K_n в течение второго и третьего (1987—1988 гг.) вегетационных сезонов по сравнению с сезоном 1986 г.; 2) близость коэффициентов перехода всех радионуклидов (в особенности ^{144}Ce и ^{137}Cs) в данный вид растения.

Анализ данных табл. 8.2 по этим критериям дает основание предположить, что в 1986 г. аэральное поступление радионуклидов играло основную роль в радиоактивном загрязнении надземных частей растений (зерно и зеленая масса озимых злаковых культур и кукурузы) и заметную роль в загрязнении сахарной свеклы. В остальных случаях (клевер последнего укоса, картофель) выделить вклад некорневого поглощения в 1986 г. в сравнении с последующими вегетационными сезонами по приведенным данным не представляется возможным.

Необходимо также отметить, что в 1988 г. поступление ^{90}Sr в сельхозрастения практически во всех случаях (кроме зерна кукурузы и зеленой массы клевера) было в 2—30 раз интенсивнее, чем поступление ^{137}Cs .

В принципе, прямая оценка вклада корневого поступления в общее радиоактивное загрязнение надземной растительной биомассы сельхозкультур в 1986 гг. в последующие годы после аварии может быть сделана лишь на основе специальных опытов, в которых исключается поверхностное загрязнение растений. В табл. 8.3 представлены результаты таких лабораторных опытов, выполненных летом 1986 г. на трех наиболее представительных дерново-подзолистых почвах из северного сектора радиоактивного следа (южные районы Белоруссии, см. рис. 8.1) [9]²¹.

При сравнении данных табл. 8.2 и 8.3 следует иметь в виду, что они относятся к разным региональным почвенным провинциям: данные табл. 8.2 — дерново-подзолистые почвы Украинского Полесья и выщелоченные черноземы лесостепной зоны на юге Киевской обл. (см. рис. 8.1); данные табл. 8.3 — дерново-подзолистые песчаные почвы южных областей Белоруссии. Кроме того, при прочих равных условиях переход ^{137}Cs в растения в лабораторных вегетационных опытах происходит обычно в несколько (до 10) раз интенсивнее, чем в полевых условиях [12].

Таблица 8.3
Коэффициенты перехода $K_n(10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг})$ чернобыльского ^{137}Cs в сельхозрастения
в условиях лабораторных вегетационных опытов в 1986 г.

Культура	Тип почвы*		
	1	2	3
Пшеница			
зерно	0,27	1,2	1,5
солома	0,7	2,8	3,6
Овес			
зерно	0,42		
солома	1,1		
Горох			
зерно	1,8	6,6	7,8
солома	2,4	9,0	11
Кукуруза, зеленая масса	0,85		

* 1—дерново-подзолистая супесчаная пылевато-песчаная; 2—дерново-подзолистая супесь опесчаненная; 3—дерново-подзолистая легкосуглинистая опесчаненная.

²¹ Данные получены Р.М. Алексахиним и А.П. Поваляевым.

Этими различиями можно объяснить более интенсивный переход ^{137}Cs в пшеницу в вегетационных опытах по сравнению с результатами мониторинга в полевых условиях в 1987—1988 гг., когда основную роль в загрязнении культур должно было играть корневое поглощение. Таким образом, сравнительный анализ данных табл. 8.2 и 8.3 дает основание предположить, что корневое поглощение ^{137}Cs вносило значительный, если не основной, вклад в загрязнение надземных частей сельхозрастений в 1987—1988 гг.

С другой стороны, в 1987—1988 гг. отмечалось отсутствие значительных и устойчивых различий в степени перехода ^{144}Ce , ^{106}Ru и ^{137}Cs в вегетативные органы (солома, зеленая масса) злаковых культур, кукурузы и бобовых многолетних трав.

Такой же эффект мы наблюдали и для дикорастущих луговых трав в 1989 г. (см. табл. 8.1, II зона загрязнения). Так же как и для луговой растительности, возможным объяснением этого явления может служить заметный вклад вторичного запыления в общее радиоактивное загрязнение надземных вегетативных органов растений. Дополнительным основанием для такого предположения служат также опыты с отмыванием растительных проб. Согласно результатам этих опытов, в 1986 г. в ряде случаев при отмывании с растительной массы удалялось до 95 % всех радионуклидов. Доля легкоудаляемой с поверхности надземных частей растений аэрозольной фракции радионуклидов в 1987—1988 гг., полученная в опытах с отмыванием сельхозпродукции на АЭП, приведена в табл. 8.4. Данные таблицы достаточно ясно свидетельствуют о значительном вкладе вторичного пылевого загрязнения в полное поступление радионуклидов в урожай сельхозкультур спустя три года после выпадения радиоактивных продуктов аварии. При этом следует отметить тенденцию понижения пылевого загрязнения со временем для ^{137}Cs при относительном постоянстве его для ^{144}Ce и ^{106}Ru .

Таблица 8.4

Средние значения доли удаляемых с поверхности сельхозрастений радионуклидов при смывании водой (проц. начального загрязнения продукции)

Продукция	^{137}Cs		^{144}Ce		^{106}Ru	
	1987	1988	1987	1988	1987	1988
Зерновые						
зеленая масса	20	11	60	60	45	70
солома	24	23	60	60	55	55
Бобовые						
зеленая масса (клевер, люцерна)	30	10	50	40	40	40
солома (горох)	14	4	60	70	74	
Сахарная свекла (ботва)	50	25	60		40	40

В целом, вопрос о соотношении корневого и некорневого (аэрального) путей поступления ^{137}Cs в продукцию растениеводства может иметь однозначный ответ лишь в тех немногих случаях, когда аэральное загрязнение растительной биомассы практически отсутствует — например, зерно кукурузы (в початках), очищенные клубни картофеля и т. п. В реальных условиях сельхозпроизводства все необходимые для выращивания культур полевые работы (вспашка, сев, культивация, обработка, уборка) в сочетании с повышенным вторичным ветровым подъемом радиоактивных продуктов с пахотного слоя почвы могут приводить и, по-видимому, приводят к тому, что некорневой путь радиоактивного загрязнения растений спустя год и более после аварии будет играть заметную роль в переходе ^{137}Cs и других радионуклидов в урожай. При этом необходимо признать, что основной путь поступления ^{90}Sr в большинство видов растений в 1988 г. — корневое поглощение.

В табл. 8.5 приведены средние значения коэффициента перехода чернобыльского ^{137}Cs , характеризующие динамику загрязнения основной товарной продукции растениеводства в двух

почвенно-климатических зонах — Украинском Полесье и лесостепных районах юга Киевской области (см. рис. 8.1). Эти зоны приблизительно соответствуют зонам II и III, которые были выделены при анализе данных о загрязнении луговой растительности (см. табл. 8.1). Из приведенных в табл. 8.5 данных видно, что в Украинском Полесье (зона II) в целом накопление ^{137}Cs в зерновых и кормовых культурах выше, чем в лесостепных районах (зона III).

Приведенные в таблице усредненные результаты наблюдений, сгруппированные по двум факторам (почвенно-климатическая зона, время после аварии) позволили выявить также тенденцию уменьшения перехода ^{137}Cs в растения за 1987—1989 гг. в основных видах растительной продукции. В основе этой тенденции лежит, по-видимому, известное свойство к закреплению со временем ^{137}Cs в почвах, загрязненных радиоактивными выпадениями [10, 11]. Следует отметить также, что переход радиоцезия в вегетативную массу сельхозрастений (солома, зеленая масса, сеяные кормовые травы) в 1987—1989 гг. в среднем был намного меньше, чем в дикорастущие луговые травы (см. табл. 8.1, зоны II и III). Это объясняется, скорее всего, двумя причинами: 1) уменьшением концентрации радионуклидов в корнепоглощающем слое почвы при механической обработке (вспашка, культивация полей), т. е. простым разбавлением радиоактивности по пахотному слою; 2) проведением специальных агромелиоративных мероприятий.

Одна из наиболее существенных особенностей результатов мониторинга радиоактивного загрязнения сельхозрастений в прилегающих к зоне аварии районах состоит в значительной вариабельности коэффициентов перехода наиболее потенциально опасных ^{137}Cs и ^{90}Sr . Эта особенность в точности повторяет ситуацию с луговыми травами (см. табл. 8.1) и, как и для пастбищной растительности, обуславливает необходимость индивидуального подхода к оценке и прогнозу радиоактивного загрязнения той или иной сельхозкультуры для конкретных почвенно-климатических условий района, отдельного предприятия или даже поля.

Таблица 8.5
Средние коэффициенты перехода $K_{\text{п}}$ ($10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) ^{134}Cs , ^{137}Cs в продукцию растениеводства в различных почвенно-климатических зонах северной Украины в 1987—1989 гг.

Культура	Полесье			Лесостепь		
	1987	1988	1989	1987	1988	1989
Озимая пшеница, рожь						
зерно	0,21	0,15	0,03	0,06	0,02	0,02
солома	0,73	0,24	0,16	0,56	0,13	0,13
Ячмень, овес						
зерно	0,05	0,10	0,05	0,06	0,02	0,01
солома	0,31	0,14	0,23	0,26	0,08	0,06
Кукуруза						
зерно	-	0,11	0,01	0,07	0,03	
зеленая масса	0,23	0,43	0,46	0,32	0,54	0,29
Сеяные бобовые травы						
клевер	6,2	1,0	0,5	3,6	0,5	0,5
люцерна	-	0,26	0,74	0,35	0,51	0,64
Картофель (очищенный)	0,29	0,23	0,11	-	0,15	0,09

Применение некоторых усредненных показателей, таких, как в табл. 8.5, для прогнозных расчетов при планировании производства в загрязненных районах может привести к грубым погрешностям и экономическим убыткам в отдельных хозяйствах. По этой причине планирование рентабельного производства в загрязненных районах должно быть основано как на данных картирования плотности радиоактивного загрязнения сельхозугодий ($\sigma_i \text{ Бк}/\text{м}^2$), так и на данных специальных достаточно детальных радиоэкологических съемок и прогнозных оценок перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельхозкультуры на полях каждого предприятия ($K_{\text{п}} \text{ м}^2/\text{кг}$).

8.4. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Как было отмечено выше, значительная часть загрязненных районов ЕТС покрыта хвойными (в основном, сосна) и смешанными лесами, поэтому изучение распределения и миграции чернобыльских радионуклидов в лесных экосистемах было одним из важных разделов программы радиоэкологического мониторинга.

При обследовании лесных пробных площадок отбирались пробы почвы (спад, подстилка, минеральный слой) и фитомассы древесных пород (хвоя, листья, кора, древесина). Основная задача наблюдений в 1986—1989 гг. на сети ЛГП (см. рис. 5.3) в загрязненных районах состояла в оценке распределения всего запаса отдельных радионуклидов на пробных площадках в компонентах и ярусах лесной экосистемы. Большой интерес представляло изучение динамики загрязнения древесной растительности с целью прогноза ее комплексного хозяйственного использования. Наблюдения в районах со значительным радиоактивным загрязнением (см. рис. 5.3) дополнялись программой наблюдений за миграцией чернобыльского ^{134}Cs в экосистемах хвойных и смешанных лесов в районах с фоновыми уровнями радиоактивного загрязнения. При этом изучалось также радиоактивное загрязнение лишайников и мхов, как чувствительных индикаторов радиоактивных выпадений.

В табл. 8.6 приведены данные, отражающие динамику распределения чернобыльских радионуклидов в компонентах типичной экосистемы соснового леса на загрязненной территории Белорусского и Украинского Полесья.

Пробные лесные площадки, на которых проводилось опробование (см. рис. 5.3) имели следующие характеристики:

Л1—01—01 — ЛГП Л1—01 в Могилевской обл.; сосновый лес с примесью дуба и ольхи, возраст сосны 70—100 лет, $\sigma_{137} \approx 100 \text{ Ки/км}^2$ («цезиевое пятно»);

Таблица 8.6
Распределение чернобыльского ^{137}Cs в компонентах экосистемы соснового леса в 1986—1989 гг.
(проц. всего запаса на единицу площади)

Компонент	Полигон	Июль 1986 г.	Июль 1987 г.	Август 1988 г.	Август 1989 г.
Хвоя	Л1—01—01	1,6		0,6	1,2
	Л1—02—01	3,2	0,2	0,2	0,2
	Л1—05—01	4,5	0,7	0,5	0,1
	Л1—09—03			0,1	0,1
Кора + древесина	Л1—01—01			1,8	2,5
	Л1—02—01			0,4	
	Л1—05—01			0,6	
	Л1—09—03			0,5	
Опад + подстилка*	Л1—01—01	73	65	62	48
	Л1—02—01	74	74	83	60
	Л1—05—01	70	87	66	65
	Л1—09—03			65	53
Минеральный слой почвы	Л1—01—01	26	35	35	48
	Л1—02—01	23	27	17	40
	Л1—05—01	25	12	33	35
	Л1—09—03			34	47

* Здесь и ниже: опад — опавшая неразложившаяся хвоя (листья), легка удаляемая (сметаемая) с плотно слежавшегося верхнего слоя почвы; подстилка—верхний плотный гумусовый слой лесных почв, состоящий из частично или полностью разложившихся органических остатков опада, легко отделяемый от нижележащих минеральных слоев почвы.

Л1—02—01—ЛГП Л1-02 в Гомельской обл., саженный сосновый лес, возраст 30—40 лет, $\sigma_{137} \approx 50 \text{ Ки/км}^2$ («цезиевое пятно»);

Л1—05—01—ЛГП Л1—05 в 30-километровой зоне (Ладыжичи); саженный сосновый лес с большой плотностью крон, возраст 15—20 лет, $\sigma_{137} = 3,4 \text{ Ки/км}^2$;

Л1—09—03—ЛГП Л1—09 в 30-километровой зоне, 12 км к югу от Чернобыля; саженный сосновый лес, возраст 30 лет, $\sigma_{137} = 8,4 \text{ Ки/км}^2$.

Поскольку определение ^{137}Cs в древесине сосны на этих площадках в 1986—1987 гг. не проводилось, общий запас и распределение ^{137}Cs оценивались в предположении, что его доля, приходящаяся на кору и древесину, в этот период составила не более 2% всего запаса на площадке.

При оценках общего запаса чернобыльских радионуклидов в биомассе древостоя использовались значения параметров биомассы, приведенные в табл. 8.7.

Несмотря на естественный разброс данных, связанный как с погрешностями в оценках параметров экосистем (например, запаса хвои на ед. площади), так и с различиями самих параметров для разных площадок, данные табл. 8.5 достаточно отчетливо отражают картину распределения ^{137}Cs в лесной экосистеме и динамику этого распределения в 1986—88 годах.

Таблица 8.7

Принятые для расчетов параметры биомассы соснового древостоя на лесных пробных площадках [7]

Номер лесной ПП	Возраст	Запас древесины		Запас хвои, т/км ²	Запас коры (3 % массы древесины), т/га
	сосны, лет	м ³ /га	т/га		
Л1—01—01	90	420	290	1000	8,7
Л1—02—01	40	250	175	600	5,2
Л1—05—01	20	115	80	200	2,4
Л1— 09—03	30	160	110	280	3,3

Следует отметить относительно высокую степень перехвата радионуклидов цезия хвоей молодого саженного соснового леса на площадке Л1—05—01 летом 1986 г. и высокая доля (проц.) удержания в последующие годы по сравнению с другими площадками. Так же как и для луговой растительности (см. табл. 8.1), в 1986 г. наблюдался рост коэффициента перехвата сосновой хвоей в меридиональном направлении с севера на юг (см. табл. 8.6). Этот эффект, по-видимому, отражает различия в биомассе свежей сосновой хвои на северной и южной оконечностях рассматриваемого меридионального участка радиоактивного следа.

Вертикальное распределение цезия и других радионуклидов в почвах лесных площадок заметно отличается от распределения в почвах луговых площадок. Как видно из табл. 8.6, в 1987—1988 гг. от 60 до 80 % всего запаса ^{137}Cs находилась в верхнем органическом слое почвы, в основном в подстилке, которая в лесных почвах играет ту же роль аккумулятора радиоактивных выпадений, что и верхний слой на луговых площадках.

В 1988—1989 гг. на лесных пробных площадках проводилось детальное изучение распределения радионуклидов в древесине, коре и хвое по ярусам соснового древостоя: в древесине и коре — на трех ярусах (низ, середина и верхушка ствола), в хвое — на двух ярусах (верх, низ кроны).

В табл. 8.8 представлены значения коэффициента перехода ^{137}Cs в надземные органы деревьев по ярусам соснового леса на четырех пробных площадках с разным возрастом сосны; значения K_n получены для сухой биомассы по тому же соотношению (8.1), что и для луговых трав и сельхозрастений. Анализ этих данных приводит к следующим выводам:

1. Поглощение радиоцезия молодой хвоей текущего года вегетации, в нашем случае —

1988 г.) практически одинаково по всей кроне; многолетняя хвоя в большей степени загрязнена на нижнем ярусе кроны. В среднем переход ^{137}Cs в молодую хвою в 1,5—3 раза интенсивнее, чем в многолетнюю. Значение коэффициента перехода ^{137}Cs в сосновую хвою в зависимости от условий произрастания (возраст сосны, почвенно-климатические условия) может изменяться в пределах одного порядка — $K_{\Pi} = (1... 20) \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

Таблица 8.8
Коэффициенты перехода ^{137}Cs K_{Π} ($10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) на лесных площадках в 1988 г.

Пробные площадки	Хвоя*		Кора			Древесина		
	1988	многол.	верх	середин	низ	верх	середин	низ
Л1-01-01	26/21	7,2/10,4	5,9	9,9	18	0,7	0,6	0,5
Л1-02-01	3,8/3,8	1,2/11	3,0	4,8		0,2	0,14	0,1
Л1-05-01	21/19	10/—	11	13	18	0,7	0,3	0,6
Л1-09-03	3,5/2,2	1,6/3/4	2,1	5,1	17,2	0,17	0,12	0,1

* В числителе — данные для верха кроны, в знаменателе — для его нижнего яруса.

2. Содержание ^{137}Cs в коре сосны обнаруживает четкую тенденцию уменьшения от нижней к верхней части ствола (в 2— 8 раз). При этом средняя (по всему стволу) степень перехода радиоцезия в кору, по-видимому, слабо зависит от условий произрастания и возраста деревьев и для всех наблюдательных площадок характеризуется теми же значениями коэффициента перехода, что и хвоя: $K_{\Pi} = (2... 18) \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

3. В отличие от хвои и коры, радиоактивное загрязнение древесины (в особенности, внутренних слоев) обусловлено, в основном, корневым поступлением доступных форм радионуклидов. Возможно, по этой причине отсутствует какое-либо заметное изменение K_{Π} в зависимости от высоты ствола. Это же обстоятельство может служить объяснением относительной однородности значений K_{Π} на всех площадках: по всему объему данных степень перехода радиоцезия в древесину сосны характеризуется более узким интервалом $K_{\Pi} = (0,12... 0,7) \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. В целом степень загрязнения древесины отчетливо коррелирует с загрязнением хвои и коры, переход ^{137}Cs в древесину в десятки раз меньше, чем в хвою и кору.

Изучение радиоактивного загрязнения хвои, мхов и лишайников (которые не играют сколько-нибудь заметной роли в макрораспределении радионуклидов в лесном биогеоценозе) представляет большой интерес для выяснения индикаторных способностей этих растительных объектов при мониторинге загрязнения атмосферного воздуха, в том числе радиоактивных выпадений. В табл. 8.9 представлена выборка данных о степени загрязнения этих объектов глобальным ^{137}Cs и некоторыми долгоживущими черномыльскими радионуклидами в 1987—1988 г.

Краткий анализ содержания табл. 8.9 дает основание для некоторых полезных замечаний.

Таблица 8.9
Коэффициенты K_n ($10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$) перехода чернобыльских радионуклидов в хвою, мхи и лишайники в загрязненных и фоновых районах в 1987—89 гг.

Район, год отбора проб	Запас кБк/м ²	Вид пробы	Глобальный	Чернобыльские радионуклиды			
				¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs	¹⁰⁶ Ru	¹⁴⁴ Ce	¹²⁵ Sb
Белоруссия, 1987—1988	1500—4000 7	Хвоя* сосны Хвоя ели	6/12	2—14/4—30 60/10	2—8/0,2—0,8 63/5	2/1—2 20/10	1/1—2 50/8
Эстония, 1987	7	Хвоя ели	17/6,5	70/39	160/35	50/70	60/20
Кавказ, 1987	40	Хвоя пихты		2/5	1/2	1/0,6	1,5/0,6
Кольский, 1989	10	Хвоя сосны	76/76	140/100	72/70		20/7
Крым, 1988	10	Хвоя сосны	—/2	—/4,4	—/2,5	—/7	
Забайкалье, 1987	4	Хвоя кедра	9/42	33/18			
Белоруссия, 1987	7 7	Мох сфагнум Эпифитный лишайник	160—320 4200	700—820 11000	300—1300 3500	300—700 2300	140—160 830
Забайкалье, 1987	4	Эпифитный лишайник	180	1500	2200		400
	4	Наземный лишайник ягель	240	910	700		230
Кольский, 1989	10	Наземный лишайник ягель	220	580	260		120
Крым, 1988	10	Эпифитный лишайник	207	480	422	1146	313

* Приведены данные для многолетней хвои (числитель) и молодой хвои (знаменатель)

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

К главе 2

1. Абагян А. А. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ/ А. А. Абагян, Л. А. Ильин, Ю. А. Израэль, В. Н. Петров и др. — Атомная энергия, 1986, т. 61, вып. 5, с. 301—320.
2. Антонов В. А. Уроки Чернобыля: радиация, жизнь, здоровье. — Киев: Изд-во об-ва «Знание» УССР, 1989.
3. Асмолов В. Г. и др. Авария на Чернобыльской АЭС: год спустя / В. Г. Асмолов, В. А. Легасов, С. И. Авдюшин, Ю. А. Израэль, В. Н. Петров и др. — Атомная энергия, 1988, т. 64, вып. 1, с. 3—23.
4. Данные по радиоактивному загрязнению населенных пунктов Белорусской ССР цезием-137 и стронцием-90 (на июль 1989 года). — М.: Гидрометеиздат, 1989, с. 190.
5. Данные по радиоактивному загрязнению населенных пунктов Украинской ССР цезием-137 и стронцием-90 (на июль 1989 года). — М.: Гидрометеиздат, 1989, с. 65.
6. Данные по радиоактивному загрязнению населенных пунктов РСФСР цезием-137 и стронцием-90 (на июль 1989 года). — М.: Гидрометеиздат, 1989, с. 55.
- 7а. Израэль Ю. А. Чернобыль: прошлое и прогноз на будущее. — Правда, 1989, 20 марта.
- 7б. Израэль Ю. А. Чернобыль-90. — Правда, 1990, 17 апреля.
- 7в. Израэль Ю. А. и др. Эхо Чернобыля. — Наука и жизнь, 1990, № 9, с. 28—29.
8. Израэль Ю. А. и др. Смысл радионуклидов с паводковыми водами с природных водосборов и миграция с подземными водами/ Ю. А. Израэль, В. А. Ветров, Е. Д. Стукин и др. — В кн.: Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Гидрометеиздат, 1988, с. 30—34.
9. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред, в зоне аварии на Чернобыльской АЭС/ Ю. А. Израэль, В. Н. Петров, С. И. Авдюшин и др. — Метеорология и гидрология, 1987, № 2, с. 5—18.
10. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС/ Ю. А. Израэль, В. Н. Петров, Н. К. Гасилина и др. — М.: Гидрометеиздат, 1987.
11. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Северов Д. А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской АЭС. — Метеорология и гидрология, 1987, № 7, с. 5—12.
12. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Северов Д. А. Региональная модель переноса и выпадения радионуклидов от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Метеорология и гидрология, 1989, № 6, с. 5—14.
13. Израэль Ю. А. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии на Чернобыльской АЭС/ Ю. А. Израэль, В. Г. Соколовский, В. Е. Соколов и др. — Атомная энергия, 1988, т. 64, вып. 1, с. 28—40.
14. Израэль Ю. А. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской атомной электростанции/ Ю. А. Израэль, В. Г. Соколовский, В. Е. Соколов и др. — М.: Гидрометеиздат, 1987.
15. Ильин Л. А. Чернобыль: три года спустя... — Медицинская газета, 1989 г., 26 апреля. 16. Итоговый доклад

Международной консультативной группы по ядерной безопасности (МКГЯБ) о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии в Чернобыле. — Вена: Изд. МАГАТЭ, сер. Безопасность, № 75 — INSAG—1.

17. Седунов Ю. С. и др. Моделирование и прогноз вторичного радиоактивного загрязнения рек аварийной зоны Чернобыльской АЭС долгоживущими радионуклидами/Ю. С. Седунов, В. А. Борзилов и др. — В кн.: Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Гидрометеиздат, 1988, с. 16—29.
18. Collier J. G., Myrdin Davies. Chernobyl. — Central Electricity Generating Board, Gloucester, 1986, p. 2.
19. Hohenemser Ch. et. al. Chernobyl: an Early Report. — Environment, J 986, v. 28, N 5, pp. 6—13, 30—38.
20. Hohenemser Ch., Renn Or. Chernobyl's other Legacy. — Environment, 1988, v. 30, N 3, pp. 4—11, 40—45.
21. Izrael Yu. A. Study of Radioactive Contamination of the Environment caused by the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident: Main Results. — In: Environmental Contamination following a Major Nuclear Accident. Vol. I. — Vienna: IAEA, 1990.
22. Izrael Yu. A., Petrov V. N., Severov D. A. Modeling of the Transport and Fallout of Radionuclides from the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. — Ibid, pp. 85—118.

К главам 3, 4

1. Антонов В. П. Уроки Чернобыля: радиация, жизнь, здоровье. — Киев: Изд-во об-ва «Знание» УССР, 1989.
2. Абагян А. А. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ, — Атомная энергия, 1986, т. 61, вып. 5, с. 301—320.
3. Итоговый доклад МКГЯБ о совещании по рассмотрению причин и последствий аварии в Чернобыле. — Вена: Изд. МАГАТЭ, сер. Безопасность, 1986, № 75 — INSAG — 1.
4. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Метеорология и гидрология, 1987, № 2.
5. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Северов Д. А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на ЧАЭС. — Метеорология и гидрология, 1987, № 7.
6. Допустимые выбросы радиоактивных и химических веществ в атмосферу. — М.: Энергоатомиздат, 1985.
7. Радиоактивные характеристики облученного ядерного топлива. Справочник/ В. М. Колобашкин, П. М. Рубцов, П. А. Ружанский, В. Д. Сидоренко. — М.: Энергоиздат, 1983.

К главе 5

1. Бергельсон Б. Р., Зориков Г. А. Справочник по защите от излучения протяженных источников. — М.: Атомиздат, 1965. 176 с.
2. Ветров В. А. и др. Мониторинг параметров миграции чернобыльских радионуклидов в естественных экосистемах на территории СССР/ В. А. Ветров, Г. А. Андрианова, А. А. Касимовский, А. В. Толоконников. — В кн.: I Всесоюзный радиобиологический съезд. Тезисы докладов. Т. 3. — М., 1989, с. 421—422.
3. Ветров В.А. и др. Миграция чернобыльских радионуклидов в системе почва—растения в условиях естественных и сельскохозяйственных экосистем/В. А. Ветров, Г. А. Андрианова, Р. Н. Олейник, А. А. Касимовский, А. В. Толоконников, Л. И. Бернардина, — В кн.: Тр. Всесоюзного совещания «Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов»,— М., 1989, с. 113—114.
4. Ветров В.А. и др. Радионуклидный состав и радиационные характеристики природных экосистем на территории СССР/В. А. Ветров, С. Е. Леина, А.А. Касимовский, А. Л. Пословин, А. А. Черемисинов: — В кн.: I Всесоюзный радиобиологический съезд. Тезисы докладов. Т. 2. — М., 1989, с. 422—423.
5. Израэль Ю. А., Стукин Е. Д. Гамма-излучение радиоактивных, выпадений. — М.: Атомиздат, 1967. 223 с.
6. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции/ Ю. А. Израэль, В. Н. Петров, В. А. Ветров и др. — Метеорология и гидрология, 1987, № 2, с. 5—18.
7. Израэль Ю. А. и др. Экологические последствия радиоактивного-загрязнения природных сред в районе аварии на Чернобыльской атомной электростанции/ Ю. А. Израэль, В. Г. Соколовский, В. Е. Соколов, В. А. Ветров и др.— Атомная энергия, 1988, т. 64, вып. 1, с. 28—40.
8. Израэль Ю. А. Чернобыль: прошлое и прогноз на будущее. — Правда, 1989, 20 марта.
9. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ, — Атомная энергия, 1986, т. 61, вып. 5, с. 301— 320.
10. Кимель Л. Р., Машкович В. П. Защита от ионизирующих излучений. Справочник. — М.: Атомиздат, 1972. 312 с.
11. Коган Р. М., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. Основы гамма-спектрометрии природных сред. Изд. 2-е. — М.: Атомиздат, 1976. 368 с.
12. Логачев В. А. и др. Динамика уровней гамма-излучения и формирование доз внешнего облучения/ В. А. Логачев: И. П. Лось, В. И. Пархоменко, М. Н. Савкин, А. В. Титов. — В кн.: Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Киев: Здоровье, 1988, с. 118—125.
13. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП 72/87. — М.: Энергоатомиздат, 1988. 160 с.
14. Павлоцкая Ф. И. Плутоний в почвах Советского Союза. — Атомная энергия, 1985, т. 59, вып. 5, с. 382—383.
15. Силантьев А. Н., Шкуратов И. П. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферные выпадения на фоне глобального загрязнения.— Л.: Гидрометеиздат, 1983. 136 с.
16. Beck H. L. Exposure rate conversion factors for radionuclides deposited on the ground.—Envir. Measurement Lab. Rep., EML-/&, NY, 1980. 7 p.

К главе 6

1. Бобовникова Ц. И., Середа Г. А., Шуленко З. С. Соотношение между содержанием стронция-90 в выпадениях, почве и реках по данным измерений за 1961—1967 гг. в Подмоскowie. — Тр. ИЭМ, 1970, вып. 5, с. 136—142.
2. Вакуловский С. М. и др. Пространственное распределение и баланс трития и цезия-137 в Черном море в 1977г. — Атомная энергия, 1980, т. 49, вып. 2, с. 105—108.
3. Вакуловский С. М. и др. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря в 1980 г./С. М. Вакуловский, Ю. И. Катрич, Ю. В. Краснопевцев, А. И. Никитин, В. Б. Чумичев. — Метеорология и гидрология, 1983, № 9, с. 72—78.
4. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции/ Ю. А. Израэль, В. Н. Петров, С. И. Авдюшин, Н. К. Гасилина, Ф. Я. Ровинский, В. А. Ветров, С.М. Вакуловский. — Метеорология и гидрология, 1987, № 2, с. 5—48.
5. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Северов Д. А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — В кн.: Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — М.: Гидрометеиздат, 1988, с. 5—15.
6. Израэль Ю. А. и др. Смыв радионуклидов с паводковыми водами с природных водосборов и миграция с подземными водами/Ю. А. Израэль, В. А. Ветров, В. А. Алексеенко, А. Л. Пословин, Е. В. Козорезов, Е. Д. Стукин, В. И. Комаров. — Там же, с. 30—34.
7. Израэль Ю. А. Мирные ядерные взрывы и окружающая среда. — Л.: Гидрометеиздат, 1974.
8. Израэль Ю. А., Ровинский Ф. Я. Использование изотопов — продуктов мирных подземных ядерных взрывов в гидрологии. — Вена: Изд. МАГАТЭ, 1970, CM-129/59, с. 815—820.
9. Коноплев А. В. и др. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, между средами в системе «почва— вода»/ А. В. Коноплев, В. А. Борзилов, Ц. И. Бобовникова, Е. П. Вирченко, И. В. Кужняков, В. Е. Попов, В. Б. Чумичев. — Метеорология и гидрология, 1988, № 12, с. 63—74.
10. Никитин А. И. и др. Радиоактивное загрязнение Черного моря вследствие аварии на Чернобыльской АЭС по состоянию на октябрь 1986 г. — Атомная энергия, 1988, т. 65, вып. 2, с. 134—137.
11. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП 72/87. — М.: Энергоатомиздат, 1988, 160 с.
12. Перцев Л. А. Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря, — М.: Атомиздат, 1978. 160 с.
13. Писарев В. В. и др. Вымывание стронция-90 из почвенного покрова поверхностными водами. — Почвоведение, 1972, № 3, с. 66—75.
14. Седунов Ю. С. и др. Моделирование и прогноз вторичного радиоактивного загрязнения рек аварийной зоны Чернобыльской АЭС долгоживущими радионуклидами/ Ю. С. Седунов, В. А. Борзилов, А. В. Коноплев, М. А. Новицкий. — В кн.: Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной станции. — М.: Гидрометеиздат, 1982, с. 16—29.
15. Finnish studies on radioactivity in the Baltic sea after the Chernobyl accident in 1986. — In: Annual Report STUK-A55 Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety. — Helsinki, Finland, 1987.
16. Lazarev L. N., Kuznetsov Y u. V. et al. Study of the Baltic sea water contamination in 1986 Nors 2/2/8, — In: Proc. ob Second meeting of the Group of Experts on Monitoring of Radioactive Substances in the Baltic sea. — Riso, Denmark, 1987.
17. Livirgston H. P., Clarke W. R. et al. Chernobyl fallout studies in the Black Sea and other ocean areas.—EML-460, New York, 1986, p. 214—223.
18. Nies. H. The radioactive contamination of the Baltic sea by the chernobyl fallout.—STC/14/5/3 Scientific-Technological Committee, 14th Meeting Schlesnig, FRG, 1987.
19. Salanen L. «Carbon — 14 and Tritium in air in Finland after the Chernobyl accident». — Radiochim. Acta, 1987, v. 41, N 4, p. 145—148.

К главе 7

1. Белоусов С. Л., Парава Т. С. О расчете траекторий воздушных частиц, — Тр. ГМЦ СССР, 1989, вып. 310.
2. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования, — Л.: Гидрометеиздат, 1970.
3. Израэль Ю. А., Петров В. Н. Диффузия и осаждение радиоактивных продуктов из облака подземного ядерного взрыва. — В кн.: Мирные ядерные взрывы. — Вена: Изд. МАГАТЭ, 1970.
4. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Северов Д. А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Метеорология и гидрология, 1987, № 7.
5. Израэль Ю. А., Петров В. И., Северов Д. А. Региональная модель переноса и выпадения радионуклидов от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Метеорология и гидрология, 1989, К» 6.
6. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты. Доклад НКДАР на Генеральной Ассамблее ООН, — Нью-Йорк, 1982.
7. Кароль И. Л. Радиоактивные изотопы и глобальный перенос в атмосфере. — Л.: Гидрометеиздат, 1972.
8. Метеорология и атомная энергия. — М.: Изд-во иностр. лит., 1959.
9. Петров В. Н., Прессман А. Я. Оценка влияния турбулентного рассеяния по вертикали и направления ветра на распространение полидисперсной примеси, — ДАН СССР, 1962, т. 146, № 1.
10. Седунов Ю. С. и др. Физико-математическое моделирование регионального переноса в атмосфере радиоактивных веществ в результате аварии на Чернобыльской АЭС. — Метеорология и гидрология, 1989, № 9.
11. Andrasi A. et al. Monitoring the Radiation Consequences due to the Disaster at the Chernobyl Nuclear Facility from

April 28 to June 12 1986. — Hungarian Academy of Sciences, Central Research Institute for Physics, Budapest, KFKI-1986-49/K (Preprint), HU ISSN 0368 5330.

12. Ap Simon H. M., Coddard A. J. H., Wrigley J. Long-range atmosphere dispersion of radioisotopes-I. The MESOS model.—Atmos. Environ., 1985, vol. 19.
13. Annual Report STUK-D55 Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety. — Helsinki, Finland, 1987.
14. Ap Simon H. M., Wilson J. J. Analysis of the dispersion and deposition of radionuclides from Chernobyl across Europe. — Proceedings of the Royal Society of London, vol. 425, No. 1869, 1989.
15. Bailey M. R. et al. Measurements of the Body Content of Radioactive Caesium in Resident of Yorkshire. — NRPB-R213, Chilton, Didcot, Oxon OX110RO, December 1987.
16. Committee on the Assessment of Health Consequences in Exposed Populations, Health and Environmental Consequences of the Chernobyl NPP Accident. — U. S. Department of Energy. Washington, 1987.
17. Dickerson M. H., Sullivan T. J. ARAC response to the Chernobyl reactor accident. — L. L. N. L. UCID-20834, 1986.
18. Franck A. M., de Leeuw, Roel M. van Aalst, Han van Dop. Modelling of transport and deposition over Europe of radionuclides from the Chernobyl Accident.— In: Proc. of 16th International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Applications. 1987, Lindau, FRG.
19. Quidksen P. H., Sullivan T. J., Harvey T. F. The current status of ARAC and its application to the Chernobyl event. LLNL. UCRL-955, 1986.
20. Goverts P. The Impact of the Chernobyl Releases in Belgium and Some Comments Concerning Model Validation.— CEC-Workshop on the Radiological Consequences of Chernobyl — Brussels, 1987, 87—191.
21. Kendall R. Peterson. An empirical model for estimating world-wide deposition from atmospheric nuclear detonations. — Health Phys., 1970, vol. 18, No. 4.
22. Lange R. PATRIC—A three-dimensional Particle-in-cell sequential puff code for modeling the transport and diffusion of atmospheric pollutants. — LLNL report. UCID-17701, 1978.
23. Lange R. ADPIC — A three-dimensional particle-in-cell model for the dispersion of atmospheric pollutants and its comparison to regional studies. — J. Appl. Meteor., 1978, No. 17.
24. Lange R., Dickerson M. H., Quidksen P. H. Dose estimates from the Chernobyl Accident. L. L. N. L., CA 94550, 1987.
25. Radiation and Health: the Biological Effects of Low-Level Exposure to Ionizing Radiation. Edited by Robin Russel Jones MRCP, and Richard Southwood. FRG, 1987.
26. Van Egmond N. D., Kesseboom H. Mesoscale air pollution dispersion models. I: Eulerian GRID model.—Atmos. Environ., 1983, vol. 17, p. 257—265.
27. Van Egmond N. D., Kesseboom H. Mesoscale air pollution dispersion models. II: Lagrangian PUFF.— Atmos. Environ., 1983, vol. 17, p. 266—274.
28. Van Pheineck Leyssius, Van Jaarsveld, de Leeuw. A Lagrangian model for the real time simulation of atmospheric transport and dispersion of accidentally released materials. — In: Proc. of 17th International Technical Meeting of NATO—CCMS on air pollution modelling and its application. Cambridge, England, 1988.
29. Zpráva o radiacni situaci na usemi CSSR po havarii jaderne elek- tarny Chernobyl.— Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny zarení. Praha 10 Srobarova 4, 1987.

К главе 8

1. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. — М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.
2. Антропова З. Г. и др. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана/ З. Г. Антропова, Е. И. Белов, И. К. Дибобес и др. — М.: Энергоатомиздат, 1990. 142 с.
3. Бабаев Н. С. и др. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда. — М.: Энергоиздат, 1981.
4. Ветров В. А. и др. Миграция чернобыльских радионуклидов в системе почва—растения в условиях естественных и сельскохозяйственных экосистем/ В. А. Ветров, Г. А. Андрианова, Р. Н. Олейник, А. А. Касимовский, А. В. Толоконников, Л. И. Бернадина. — В кн.: Всесоюзное совещание «Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов». — М., 1989, с. 113—114.
5. Ветров В. А. и др. Мониторинг параметров миграции Чернобыльских радионуклидов в естественных экосистемах на территории СССР/ В. А. Ветров, Г. А. Андрианова, А. А. Касимовский, А. В. Толоконников, — В кн.: 1 Всесоюзный радиобиологический съезд. Тезисы докладов. Москва, 1984, с. 421—422.
6. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека/ Под ред. А. Н. Марей, — М.: Атомиздат, 1980, 186 с.
7. Захаров В. К. и др. Лесотаксационный справочник/ В. К. Захаров, О. А. Труль, В. О. Мирошников, В. Е. Ермаков. — Минск: изд. Белорусского технол. ин-та, 1962, 367 с.
8. Израэль Ю. А. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции/ Ю. А. Израэль, В. И. Петров, С. И. Авдюшин, И. К. Гасилина, Ф. Я. Ровинский, В. А. Ветров, С. М. Вакуловский, — Метеорология и гидрология, 1987, № 2, с. 5—18.
9. Израэль Ю. А. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской атомной электростанции. Докл. для представления на XIV сессии Совета управляющих ЮНЕП/ Ю. А. Израэль, В. Г. Соколовский, В. Е. Соколов, В. А. Ветров, И. К. Дибобес, А. Г. Трусов, И. И. Рябов, Р. М. Алексахин, А. П. Поваляев, Л. А. Булдаков, В. А. Борзилов. — М.: Гидрометеиздат, 1987.-57 с.
10. Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новиков Н. Я. Глобальные выпадения ¹³⁷Cs и человек. — М.: Атомиздат, 1974.
11. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Рерих Л. А. Влияние свойств почв и времени инкубации ¹³⁷Cs на динамику его форм и доступность растениям. — Агрохимия, 1982, № 8, с. 109—113.

12. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Рерих Л. А. Сравнительная оценка различных методов изучения поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения. — Агрохимия, 1975, № 10, с. 13—19.
13. Моисеев А. А., Рамзаев П. В. Цезий-137 в биосфере. — М.: Атомиздат, 1975. 182 с.
14. Новикова Н. Я. Особенности поведения цезия-137 в системе почва — пищевые продукты на территории Белорусского Полесья. — М.: Изд-во Минздрава СССР, 1978. 17 с.
15. Пристер Б. С. и др. Основы сельскохозяйственной радиологии/ Б. С. Пристер, Н. А. Лоцилов, О. Ф. Немец, В. А. Поярков. — Киев: Урожай, 1988. 256 с.
16. Тихомиров Ф. А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. — М.: Атомиздат, 1972. 174 с.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие

Часть 1

Глава 1. Вместо введения. Ответы на наиболее важные вопросы

Глава 2. Обобщенные данные о радиоактивном загрязнении в результате аварии на Чернобыльской АЭС

- 2.1. Радиоактивное загрязнение атмосферы и местности
- 2.2. О расчетах доз внутреннего и внешнего облучения и нормировании загрязнения
- 2.3. Моделирование атмосферного переноса и радиоактивных выпадений
- 2.4. Загрязнение водных объектов
- 2.5. О миграции радионуклидов

Выводы

Часть 2

Глава 3. Динамика выхода радиоактивных продуктов в формирование зон загрязнения

- 3.1. Нарботка в реакторе и суммарный выброс радионуклидов
- 3.2. Динамика выхода радиоактивных продуктов в атмосферу
- 3.3. Динамика выхода радиоактивных продуктов в ближних и мезомасштабных радиоактивных выпадениях
- 3.4. Ежесуточный выход суммы гамма-активных радионуклидов и отдельных изотопов
- 3.5. Динамика формирования загрязнения атмосферы и местности в период аварийного выброса
- 3.6. Дозовые нагрузки на человека при различных механизмах облучения в первые дни после аварии
- 3.7. Оценка вторичного радиоактивного загрязнения приземного слоя атмосферы
- 3.8. Горячие частицы в первичных и вторичных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС

Глава 4. Радиоактивное загрязнение местности в ближней и дальней зонах по данным аэрогамма-съемки

- 4.1. Радиоактивное загрязнение в районе АЭС на ближнем следе
- 4.2. Радиоактивное загрязнение местности на территории СССР
- 4.3. Картирование и инвентаризация радионуклидного загрязнения местности с использованием аэрогамма-спектрометрии

Глава 5. Радиационные характеристики загрязнения местности

- 5.1. Относительная радиологическая опасность чернобыльских радионуклидов при загрязнении природной среды
- 5.2. Радионуклидный состав загрязнения почвы на территории СССР
- 5.3. Вертикальная миграция чернобыльских радионуклидов в различных почвенно-географических условиях и формирование мощности экспозиционной дозы на местности
- 5.4. Формирование мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на местности
- 5.5. Прогноз радиационных характеристик загрязнения местности

Глава 6. Радиоактивное загрязнение водных объектов

- 6.1. Радиоактивное загрязнение рек
- 6.2. Радиоактивное загрязнение Днепровских водохранилищ
- 6.3. Радиоактивное загрязнение Черного, Азовского и Балтийского морей
- 6.4. Эффективность водоохраных сооружений в зоне загрязнения
- 6.5. Миграция с подземными водами
- 6.6. Смыв радионуклидов с природных водосборов
- 6.7. Прогноз радиоактивного загрязнения воды рек и Киевского водохранилища

Глава 7. Моделирование переноса в атмосфере и осаднения на земную поверхность радиоактивных продуктов

- 7.1. Задачи моделирования переноса радиоактивных продуктов
- 7.2. Метеорологические условия распространения и высота подъема радиоактивных продуктов при аварии
- 7.3. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне ЧАЭС
- 7.4. Региональная модель переноса и выпадения радионуклидов от аварии на ЧАЭС
- 7.5. Результаты зарубежных модельных исследований переноса и осаднения радионуклидов при аварии на ЧАЭС

Глава 8. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред

- 8.1. Физико-географическое описание загрязненной территории
- 8.2. Прямое радиационное воздействие на природную растительность и животный мир
- 8.3. Радиоактивное загрязнение пастбищных (луговых) и сельскохозяйственных растений
- 8.4. Радиоактивное загрязнение лесных экосистем

Список литературы

Монография

**Израэль Юрий Антониевич
Вакуловский Сергей Мстиславович
Ветров Владимир Александрович
Петров Виктор Николаевич
Ровинский Феликс Яковлевич
Стукин Евгений Данилович**

**ЧЕРНОБЫЛЬ:
РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ СРЕД**

Редактор Н. Л. Гашина. Художник А. В. Васильев. Художественный редактор Б. А. Бураков.
Технический редактор Н. Ф. Грачева. Корректор И. Б. Михайлова.
ИБ № 2091

Сдано в набор 27.08.90. Подписано в печать 13.02.91. Формат 60 X 90⁷/₆. Бумага книжная.
Литературная гарнитура. Печать высокая. Печ. л. 19,5 (с вкл.). Кр.-отт. 19,5 (с вкл.).
Уч.-изд. л. 21,16. Тираж 1500 экз. Индекс МОЛ-94. Заказ № 191. Цена 3 р. 50 к.
Гидрометеиздат. 199226. Ленинград, ул. Беринга, д. 38.

Ленинградская типография № 8 ордена Трудового Красного Знамени Ленинградского
объединения «Техническая книга» им. Евгении Соколовой Государственного комитета СССР по
печати. 190000, Ленинград, Прачечный переулок, 6.

Приложение

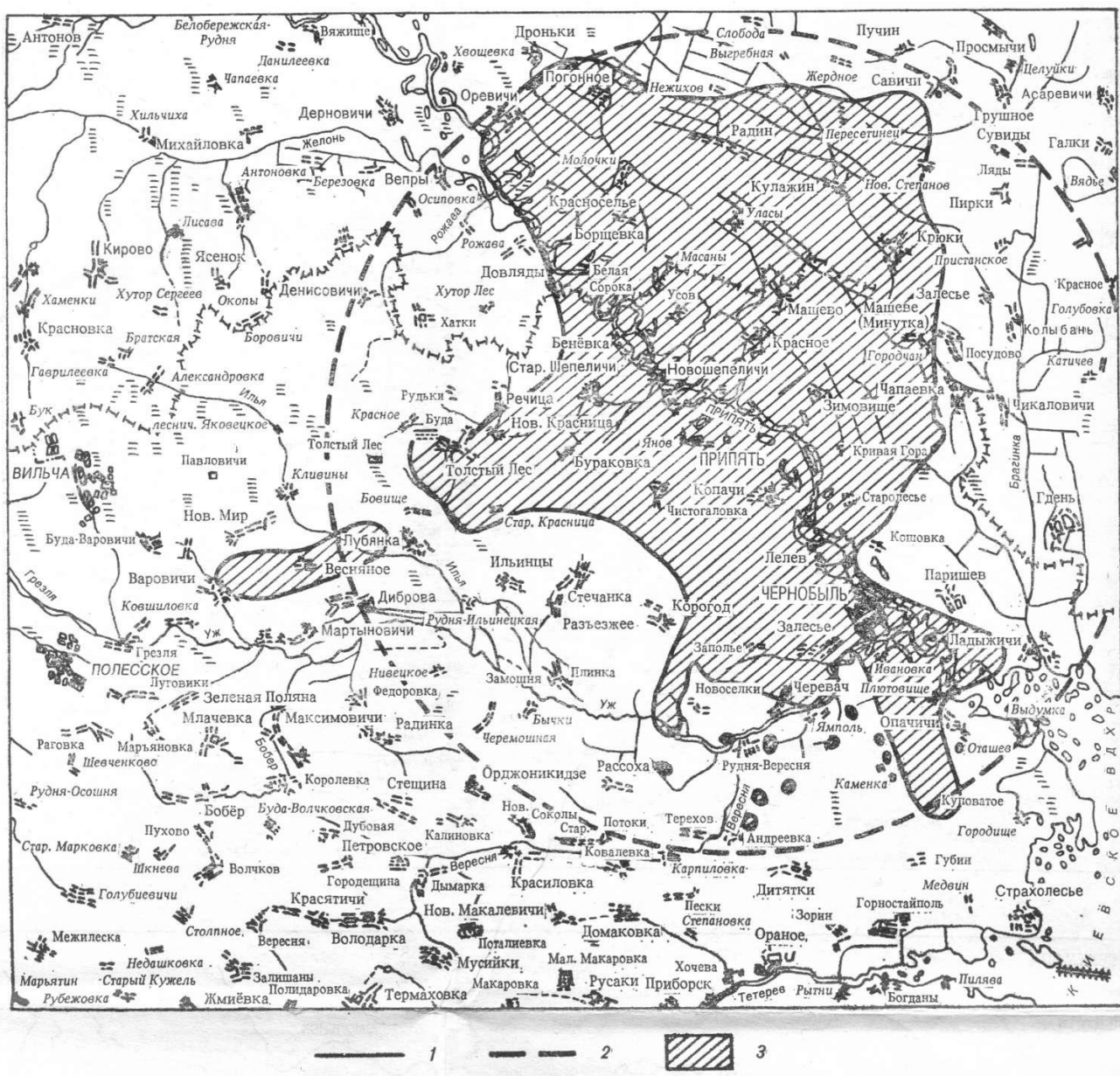


Рис. 2.10. Плотность загрязнения местности плутонием-239 и плутонием-240 по состоянию на декабрь 1989 г.

1 — изолиния 0,1 Ки/км²; 2 — граница 30-километровой зоны;

3 — зона с уровнем загрязнения свыше 0,1 Ки/км².

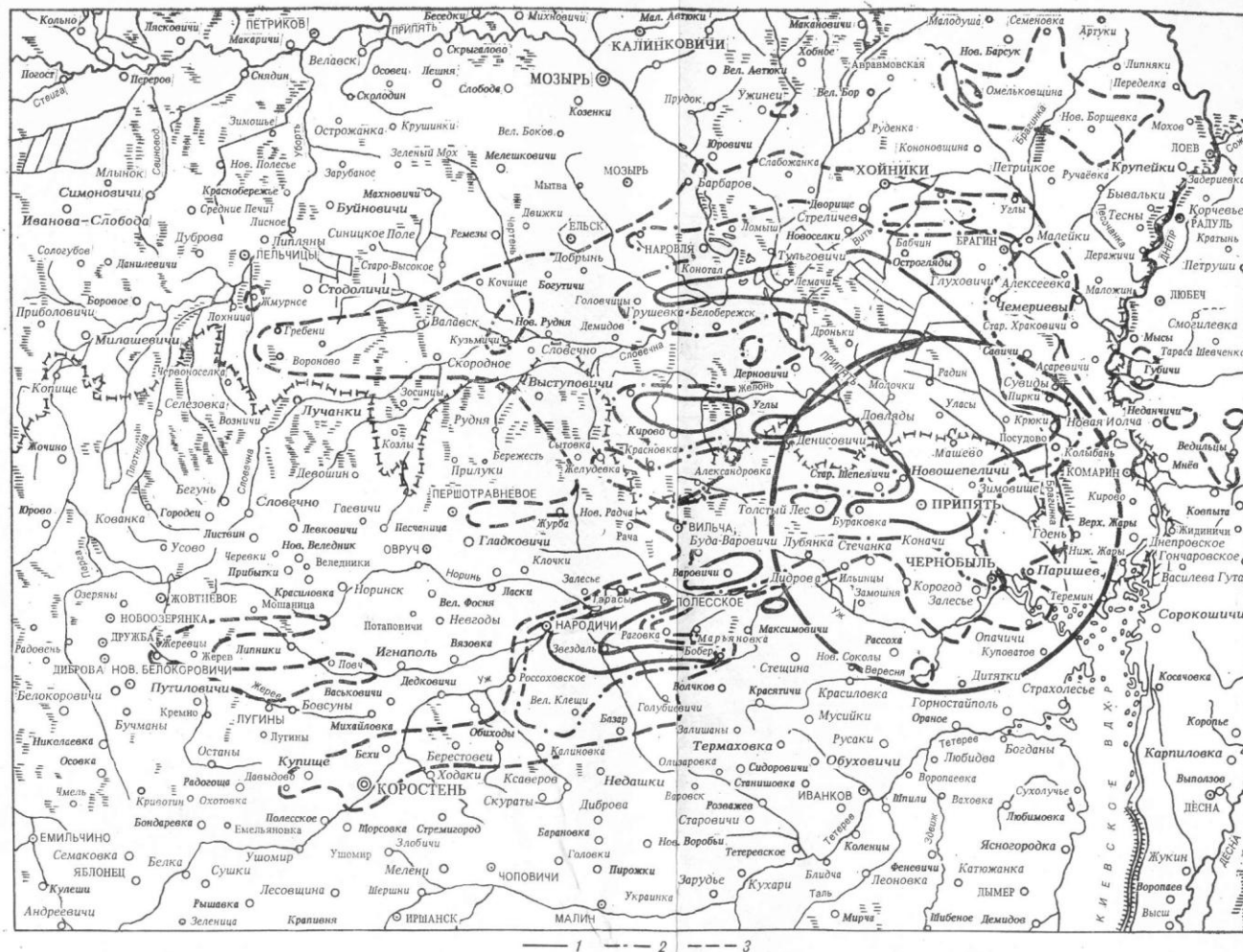


Рис. 2.6 Карта загрязнения местности цезием-137
1 — 40 Ки/км²; 2 — 15 Ки/км²; 3 — 5 Ки/км².