
Программа по ядерной и радиационной безопасности
Международного социально-экологического союза

Эколого-правозащитный центр БЕЛМОНА

А. В. Яблоков
В.Б. Нестеренко
А.В. Нестеренко
Н.Е. Преображенская

ЧЕРНОБЫЛЬ:

последствия Катастрофы для человека и природы

6-е издание
(дополненное и переработанное)

2016

УДК 504
ББК 20.18
Я 14

Рецензенты первого (2007 г.) издания:

Бурлакова Елена Борисовна — докт. Биол. наук, проф., Научный совет по радиобиологии Российской академии наук (Москва);

Гродзинский Дмитрий Михайлович — докт. Биол. наук, проф., действительный член Национальной академии наук Украины

Рецензенты шестого издания:

Карпан Николай Васильевич — зам. гл. инженера по науке и ядерной безопасности Чернобыльской АЭС (1979–1989 гг.)

Найдич Валерия Иосифовна — канд. хим. наук, Научный совет РАН по радиобиологии Российской академии наук

Пельгунов Андрей Николаевич — докт. биол. наук, Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова Российской академии наук

Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В., Преображенская Н.Е.

Я 14 ЧЕРНОБЫЛЬ: последствия Катастрофы для человека и природы. ... С., ... илл., ... библи. ISBN

Наиболее полный в мировой литературе обзор медицинских, экологических и биологических исследований по последствиям Чернобыльской катастрофы для населения и природы. В части I (авторы А.В. Яблоков и В.Б. Нестеренко) рассмотрены географические и экологические особенности загрязнения территорий, в части II (А.В. Яблоков) рассмотрены методологические подходы к выяснению влияния чернобыльского загрязнения, в части III (А.В. Яблоков и Н.Е. Преображенская) рассмотрены данные по общей заболеваемости и смертности, особенности встречаемости заболеваний различных органов и систем на радиоактивно загрязненных территориях, в части IV (А.В. Яблоков, А.В. Нестеренко, Н.Е. Преображенская) — последствия для природы, и в части V (В.Б. Нестеренко, А.В. Нестеренко) — пути минимизации последствий Катастрофы для пострадавшего населения.

Мнение о незначительности последствий Катастрофы не соответствует фактам, которые показывают, что по охвату территорий (все Северное полушарие), по числу жертв (сотни тысяч) и по длительности (столетия) Чернобыльская катастрофа — самая крупная техногенная катастрофа в истории Человечества.

© А.В. Яблоков, В.Б. Нестеренко,
А.В. Нестеренко, Н.Е. Преображенская, 2016
© Д.М. Гродзинский (послесловие)
© Д.Н. Щепоткин (дизайн и верстка)

ISBN XXXXXXXX

ОГЛАВЛЕНИЕ

От авторов
Введение: Трудная правда

ЧАСТЬ I. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Введение

Глава 1. Географические особенности чернобыльского загрязнения

1.1. Европа

1.1.1. Беларусь

1.1.2. Украина

1.1.3. Европейская часть России

1.1.4. Другие европейские страны

1.2. Азия

1.3. Северная Америка

1.4. Арктика

1.5. Южное полушарие

1.6. Заключение

Глава 2. Оценки величины выброса радионуклидов

Глава 3. Экологические особенности загрязнения

3.1. Пятнистость загрязнения

3.2. Изменение состава дозообразующих радионуклидов во времени

3.3. Изменение состава радионуклидов во времени

3.4. Проблема «горячих частиц»

3.5. Свинцовое загрязнение

3.6. Заключение

Глава 4. Скольких человек коснулось и коснется Чернобыльское загрязнение

Заключение к части I

Часть II. Методологические проблемы выявления последствий

Катастрофы для здоровья населения

Введение

Глава 5. Трудности получения данных по влиянию Катастрофы

5.1. Официальное засекречивание данных

5.2. Официальная фальсификация данных

5.3. Отсутствие достоверной медицинской и демографической статистики в СССР

5.4. Трудность определения уровней облучения

5.4.1. Невозможность корректной реконструкции уровней облучения после Катастрофы в данном месте

5.4.2. Ненадежность опросных данных для расчета популяционных доз

5.4.3. Сложность учета групповой и индивидуальной изменчивости радиочувствительности

5.5. Заключение

Глава 6. О некоторых методологических проблемах, связанных с выяснением последствий Катастрофы

6.1. О требовании корреляции расчетной дозовой нагрузке с эффектом для здоровья

6.2. О надежности статистических сравнений – пять постулатов

6.3. Необходимо ли понимать механизм действия фактора для признания его эффективности?

6.4. Всегда ли «малое» бывает «незначительным»?

6.5. Заключение

Глава 7. Как корректно определить влияние Катастрофы на здоровье населения

7.1. Какое радиоактивное загрязнение можно инструментально измерить?

7.2. Как выявлять радиогенные эффекты

Заключение к части II

ЧАСТЬ III. ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ

Введение

Глава 8. Общая заболеваемость и инвалидизация

8.1. Беларусь

8.2. Украина

8.3. Россия

8.4. Другие страны

8.5. Заключение

Глава 9. Радиационное постарение

Глава 10. Нераковая заболеваемость

10.1. Заболевания кровеносной и лимфатической системы

5.1.1. Заболевания кроветворной и лимфатической системы

5.1.2. Заболевания органов кровообращения

10.2. Заболевания органов эндокринной системы

5.3.1. Обзор материалов о заболеваниях эндокринной системы

5.3.2. Нарушения функционирования щитовидной железы

10.3. Нарушения иммунитета и лимфоидной системы

10.4. Заболевания органов дыхания

10.5.. Заболевания органов мочеполовой системы и нарушения репродукции

10.6. Заболевания костно-мышечной системы

10..7. Заболевания центральной нервной системы

10.8. Заболевания органов чувств

10.11. Заболевания пищеварительной системы и внутренних органов

10.12. Заболевания кожи и подкожной клетчатки

10.13. Инфекции и инвазии

10.14. Врожденные пороки развития

10.15. Другие заболевания

10.16. Заключение

Глава 11. Онкологические заболевания

6.1. Рак щитовидной железы

6.1.1. Число заболевших

6.1.1.1. Беларусь

6.1.1.2. Украина

6.1.1.3. Россия

6.1.1.4. Другие страны

6.1.2. Заключение: Сколько и когда нужно ждать новых случаев рака щитовидной железы?

6.2. Рак кроветворной и лимфатической систем

6.2.1. Беларусь

6.2.2. Украина

6.2.3. Россия

6.2.4. Другие страны

6.2.5. Заключение: Сколько случаев лейкемии вызвано чернобыльским облучением?

6.3. Рак молочной железы

6.3.1. Беларусь

6.3.2. Украина

6.3.3. Россия

6.3.4. Другие страны

6.3.5. Заключение: сколько будет 2чернобыльских» раков молочной железы?

6.4. Другие раки

6.4.1. Беларусь

6.4.2. Украина

-
- 6.4.3. Россия
 - 6.4.4. Другие страны
 - 6.4.4. Заключение
 - 6.5. Общая онкологическая заболеваемость
 - 6.5.1. Беларусь
 - 6.5.2. Украина
 - 6.5.3. Россия
 - 6.5.4. Другие страны
 - 6.5.5. Заключение
 - 6.6. Заключение: сколько онкологических заболеваний возникло и возникнет в связи с Чернобыльской катастрофой
 - Глава 12. Генетические последствия
 - 12.2.1. Мутации — индикаторы состояния здоровья
 - 12.2.2. Изменения частоты мутаций
 - 12.2.2.1. Хромосомные мутации
 - 12.2.2.2. Геномные мутации
 - 5.2.1.2.1. Трисомия-21 (Синдром Дауна)
 - 5.2.1.2.2. Трисомия-13 (синдром Патау) и другие геномные мутации
 - 12.2.3. Генетический полиморфизм белков
 - 12.2.4. Изменения в сателлитной ДНК
 - 12.2.5. Заболеваемость детей облученных родителей
 - Глава 13. Смертность
 - 13.1. Дородовая смертность
 - 13.2. Перинатальная смертность
 - 13.3. Младенческая смертность
 - 13.4. Общая детская смертность
 - 13.5. Смертность ликвидаторов
 - 13.6. Общая смертность
 - 13.6.1. Расчеты смертности по величине канцерогенного риска
 - 13.6.2. Расчеты смертности по сравнению загрязненных территорий
 - 13.7. Общее число «чернобыльских» смертей
 - Заключение к Части III

ЧАСТЬ IV. ПОСЛЕДСТВИЯ КАТАСТРОФЫ ДЛЯ ПРИРОДЫ

Введение

Глава 14. Радиоактивное загрязнение атмосферы, вод и почв

14.1. Загрязнение приземной атмосферы

14.2. Загрязнение водных экосистем

14.3. Загрязнение почвенного покрова

14.4. Заключение

Глава 15. Влияние на растительный мир

15.1. Накопление радионуклидов растениями, грибами и лишайниками

15.2. Радиоморфозы и опухоли

15.3. Генетические изменения

15.4. Другие изменения

15.5. Заключение

Глава 16. Влияние на животный мир

16.1. Накопление радионуклидов животными

16.2. Нарушение размножения

16.3. Генетические изменения

16.4. Изменение других биологических характеристик

16.5. Заключение

Глава 17. Влияние на микроорганизмы и вирусы

Заключение к Части IV

ЧАСТЬ V. РАДИАЦИОННАЯ ЗАЩИТА НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Введение

Глава 18. Радиационный мониторинг на продуктах питания

18.1. Беларусь

18.2. Украина

18.3. Россия

18.4. Другие страны

18.5. Заключение

Глава 19. **Накопление черномыльских радионуклидов в организме человека**

19.1. Уровни накопления цезия-137

19.2. Уровни накопления стронция-90

19.3. Уровни накопления трансураниовых радионуклидов

19.4. Заключение

Глава 20. Опыт применения энтеросорбентов для очищения организма от радионуклидов

20.1. Необходимость применения энтеросорбентов

20.2. Опыт «БЕЛРАД» применение пектиновых энтеросорбентов

20.3. Заключение

**Глава 21. Защитные меры при ведении сельского, лесного и
промышленного хозяйства**

на загрязненных территориях

21.1. Меры защиты в сельском хозяйстве

21.2. Меры защиты в лесном хозяйстве

21.3. Меры радиационной защиты в повседневной жизни

Заключение

**Глава 22. Социально-экологические проблемы минимизации
последствий Катастрофы**

**22.1. Как сделать более эффективными национальные и международные
программы помощи?**

**22.2. Радиационная защита, основанная на индивидуальных
измерениях содержания радионуклидов в организме человека**

Заключение к части V

Заключение: Нельзя «забыть Чернобыль»

Благодарности

Цитированная литература

Послесловие. Жестокая игра в прятки (Д.М. Гродзинский)

.....

**Приложение. Анализ опубликованных критических рецензий на 1- 5
издания**

Предметный указатель

Указатель географических названий

Предисловие

Основная идея книги — представить в систематизированном кратком виде результаты исследований, посвященных последствиям Чернобыльской катастрофы для человека и живой природы. Необходимость такого анализа стала особенно очевидна после того, как в 2005 г. Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ) и Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) представили Доклад «Чернобыльского форума» (IAEA, 2006), содержание которого можно резюмировать так: *«Последствия Чернобыльской катастрофы не так уж страшны, надо лучше организовать жизнь на загрязненных территориях и пора забыть о Чернобыле»*. Принципиальное несогласие с этой позицией и заставило авторов написать эту книгу.

История создания настоящей книги такова. В конце 2005— начале 2006 г., накануне 20-летия Чернобыльской катастрофы, GREENPEACE собрал несколько сот статей, авторефератов диссертаций и других материалов, посвященных Катастрофе, которые были добавлены к чернобыльской литературе, собранной и обобщенной в обзоре «Миф о незначительности последствий Чернобыльской катастрофы» опубликованной в 2001 г. Центром экологической политики России (Яблоков, 2001). На основе всего этого материала в 2006 г. GREENPEAS была опубликована сводка A. Yablokov, I. Labunska, I. Blokov (Eds.) «Health consequences of the Chernobyl Catastrophe» (Amsterdam, 2006), а Европейским комитетом по радиационному риску — сборник статей C. C. Busby and A.V. Yablokov (Eds.) «Chernobyl: 20 Years On. Health Effects of the Chernobyl Accident» (Aberystwyth, 2006). Все эти издания и стали основой для настоящей сводки.

Научная литература к 2016 г. содержала, по экспертной оценке, более 50 тысяч публикаций, в основном, на славянских языках по медицинским, сельскохозяйственным и биологическим последствиям Катастрофы и путям реабилитации. В информационных системах Интернета (GOOGLE, RAMBLER, YANOO и др.) содержатся миллионы материалов — статей, обзоров, описаний, воспоминаний, карт, фотографий, в том числе огромное количество фактов. Существуют десятки чернобыльских интернет-порталов (особенно многочисленных для системы организаций «Дети Чернобыля» и объединений ликвидаторов). В то же время, доклад «Чернобыльского Форума» (IAEA, 2006), представляемый ВОЗ и МАГАТЭ, как «самый полный и объективный» обзор последствий Катастрофы, в части анализа последствий Катастрофы для здоровья населения цитирует лишь около 350 публикаций.

Первое издание этой книги вышло в 2007 г. в издательстве «Наука» (Санкт-Петербург). Поскольку сразу было ясно, что новые данные о последствиях этой Катастрофой будут появляться еще много десятилетий (а

также неизбежно будут обнаруживаться какие то важные пропущенные работы), была выбрана структура книги (нумерованные параграфы внутри разделов), позволяющая — не затрагивая соседние разделы, — добавлять новый материал. Все последующие издания (2009 г. Нью-Йорк; 2011 г., Киев; 2013 г. Токио, 2015 г. Париж) включали значительный дополнительный материал.

Список использованной для настоящего обзора литературы включает около 1000 названий, (всего авторами проанализировано более 5 500 источников). При этом приоритет отдавался публикациям в рецензируемых научных журналах. Из серии работ одного автора ссылки даются, как правило, на последние, или наиболее подробные. Авторы приносят извинения тем коллегам, чьи работы не упомянуты (или упомянуты не все) на страницах этого обзора — перечислить все работы физически невозможно.

Структура книги следующая. После оценки уровня и характера загрязнения разных территорий (в основном, Северного полушария) от Чернобыльской катастрофы в части I, в части II рассматриваются последствия Катастрофы для здоровья населения, в части III — последствия Катастрофы для природы, в части VI — основы радиационной защиты населения на пораженных территориях. Книга завершается общим Заключением, Списком использованной литературы и указателями. В виде Послесловия приводится статья акад. Д.М. Гродзинского, написанная как введение для первого издания. Весь текст книги согласован всеми авторами и выражает их общую точку зрения.

Авторами отдельных частей книги являются:

часть I «Загрязнение территорий» — А. В. Яблоков и В. Б. Нестеренко;

часть II «Методологические проблемы выявления последствий Катастрофы для здоровья населения» — А.В. Яблоков

часть III «Здоровье населения» — А. В. Яблоков и Н.И. Преображенская;

часть IV «Последствия Катастрофы для природы» — А. В. Яблоков, А. В. Нестеренко и Н.Е. Преображенская;

часть V «Радиационная защита населения на загрязненных территориях» — В. Б. Нестеренко А. В. Нестеренко.

Под словами «чернобыльское загрязнение», «загрязнение», «пораженные территории», «чернобыльские территории» в книге имеется в виду радиоактивное загрязнение, вызванное выпадениями радионуклидов в результате Чернобыльской катастрофы и загрязненные этими радионуклидами территории. Под словом «Катастрофа» в книге везде имеется в виду взрыв 4-го блока Чернобыльской атомной электростанции и выброс из него радионуклидов и других материалов происходивший в период 26 апреля — 16 мая 1986 г. (в широком смысле Чернобыльская катастрофа будет продолжаться еще много лет). Под выражениями «слабое», «низкое», «среднее»,

«высокое» и «очень высокое» радиационное загрязнение территорий имеет-ся в виду, как правило, территории, различающиеся следующим образом по уровню (плотности) радиационного загрязнения цезием-137:

загрязнение	Ки/ км ²	кБк/м ²	Официальная градация
«слабое»	< 1	< 37	нет
«низкое»	1–5	37–185	Зона проживания с льготным статусом
«среднее»	5–15	185–555	Зона проживания с правом на отселение
«высокое»	15–40	555–1480	Зона отселения
«очень высокое»	> 40	> 1480	Зона отчуждения («30-км зона»)

По загрязнению стронцием-90 «высокое» загрязнение (зона отселе-ния) — выше 111 кБк/м² (3 Ки/км²) плутонием — 239,240–3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²).

Широкое распространение чернобыльского загрязнения практически на всю Европу, значительную часть Азии, Северной Африки и Северной Америки (см. гл. 1) определяет условность понятия «чистая» территория — в 1986 г. все Северное полушарие было в той или иной степени загряз-нено чернобыльскими радионуклидами. Уровни (плотность) радиоактив-ного загрязнения выражаются как в оригинальных работах — либо в Ки / км², либо в Бк / м². Приводимые в оригинальных источниках дробные цифры, как правило, округлены (например, вместо «120.8» — «121», вме-сто «4,47» — «4.5» и т.п.).

Несколько цитат из общественно-политических изданий помещены в боксы и выделены более темным фоном.

Когда работа по подготовке второго издания была практически завер-шена, 23 августа 2008 г. ушел из жизни профессор Василий Борисович Нестеренко — не только крупный ученый и организатор науки, но и вы-дающийся гуманист. Он первым, уже через несколько часов после начала Катастрофы, измерил уровни излучения с вертолета над взорвавшимся ре-актором 4-го блока Чернобыльской АЭС. Оценив масштаб опасности, он отказался от блестящей карьеры физика-атомщика — генерального кон-структора АЭС, генерального директора Белорусского ядерного центра, — и посвятил свою жизнь защите белорусских детей от последствий Черно-быльской катастрофы.

Критические замечания и предложения по включению материалов в следующие издания просим направлять по электронной почте авторам со-ответствующих разделов:

Алексею Владимировичу Яблокову (yablokov@voxnet.ru);

Алексею Васильевичу Нестеренко (anester@tut.by)

Наталье Ефимовне Преображенской (talapreobr@yandex.ru)

Авторы
Ноябрь 2016 г.

Введение: трудная правда о Чернобыльской катастрофе

Взрыв четвертого блока Чернобыльской АЭС ночью 26 апреля 1986 г. для миллионов людей разделил жизнь на две части: ДО Катастрофы и ПОСЛЕ. В Чернобыльской катастрофе замешан технократический авантюризм и героизм ликвидаторов, людская солидарность и трусость государственных деятелей (испугавшихся предупредить свои народы о страшной угрозе и тем приумноживших число невинных жертв), страдания одних и корысть других. Чернобыль принес в нашу жизнь новые слова, среди которых «ликвидаторы», «дети Чернобыля», «чернобыльский след», «чернобыльский воротник», «чернобыльский СПИД», «чернобыльское сердце» «чернобыльское загрязнение».

За прошедшие после Катастрофы тридцать лет стало ясно, что атомная энергетика таит в себе опасность большую, чем атомное оружие: выброс из одного реактора стократно превысил радиоактивное загрязнение от бомб, сброшенных на Хиросиму и Нагасаки. Стало ясно, что один атомный реактор может опасно загрязнить половину Земного шара. Стало ясно, что ни в одной стране граждане больше не могут быть надежно защищены от невесть откуда принесенного радиационного загрязнения.

Не утихают споры, сколько именно чернобыльских радионуклидов разнесено по миру и сколько, соответственно, хранится внутри саркофага, закрывающего взорвавшийся реактор. Одни утверждают, что выброшено в атмосферу радионуклидов общей активностью 50 млн Кюри, другие — 10 млрд Кюри. Неизвестно даже, сколько человек принимало участие в ликвидации последствий Катастрофы — секретные распоряжения требовали «... не отражать факт привлечения к указанным работам ...» (см. гл. 3).

К 20-й годовщине Катастрофы МАГАТЭ и ВОЗ представили трехтомный доклад «Наследие Чернобыля: медицинские, экологические и социально-экономические последствия». Основные выводы медицинского тома доклада:

- от острой лучевой болезни погибло около 50 человек;
- около 9000 человек погибло и может погибнуть от радиогенных раков (что на фоне спонтанных раков «будет трудно обнаружить»);
- успешно прооперировано около 4000 случаев детского радиогенного рака щитовидной железы;
- обнаружено некоторое увеличение катаракт у ликвидаторов и детей из загрязненных районов;
- ликвидаторы отличаются более крепким здоровьем, нежели обычные жители;

-
- экологическая ситуация в Чернобыльской зоне лучше, чем на курортах;
 - опаснее радиоактивного чернобыльского облучения нищета, радиophobia, «неправильный» образ жизни, виктимизация (чувство жертвы) и парализующий «фатализм», широко распространенные среди населения, и в целом, последствия катастрофы *«для здоровья людей оказались не столь значительными, как сначала считалось»*.

Это — точка зрения специалистов, связанных с атомной индустрией. Другую позицию отразил Генеральный Секретарь ООН Кофи Аннан через 14 лет после Катастрофы: *«...точное число жертв может быть никогда не определено, однако трем миллионам детей требуется лечение, ...многие из них умрут преждевременно.... Точное число граждан, у которых есть опасность развития серьезных заболеваний, будет понятно не ранее 2016 года... по причине замедленной реакции на радиационное облучение....»* (Annan, 2000).

Выпадения из чернобыльских облаков затронули территории, на которых жило в 1986 г. не меньше трех миллиардов человек. В 13 европейских странах более 50 % территорий были опасно загрязнены чернобыльскими радионуклидами, и еще в восьми странах — более 30 % территорий (см. гл. 1). В этих странах эхо Чернобыля будет слышно на протяжении нескольких поколений.

Вскоре после катастрофы врачи стали наблюдать всплеск разных заболеваний на пораженных территориях. Но специалисты, связанные с атомной индустрией, заявляли, что нет «статистически достоверных» доказательств опасного влияния чернобыльской радиации. Только через десять лет после Катастрофы в официальных документах было признано, что число раков щитовидной железы стало «неожиданно» расти. На чернобыльских территориях Беларуси, Украины и России здоровых детей в 1985 г. было более 80 %, через 20 лет — менее 20 % (см. гл. 4). Увеличенную встречаемость многих заболеваний на загрязненных территориях нельзя удовлетворительно объяснить ни эффектом скрининга (поскольку наблюдалась одними и теми же врачами, на одном и том же оборудовании), ни социально-экономическими факторами (территории различаются лишь по радиационной нагрузке).

Почему же столь различны оценки последствий Катастрофы «атомными» специалистами и независимыми от атомной индустрии экспертами?

На восточных базарах популярна игра в наперстки — надо угадать, под каким наперстком находится шарик, который незаметно перемещается фокусником. Такими фокусниками сегодня являются те, кто разными манипуляциями отвлекают внимание от выяснения реального числа пострадавших. Первая из таких манипуляций — требование установить корреляцию заболевания с полученной дозой. Фокус в том, что расчетным путем точно установить полученную дозу практически невозможно. Невозможно

учесть облучение в первые дни (могло быть в тысячи раз выше), невозможно учесть территориальную пятнистость радиоактивного загрязнения, невозможно учесть вклад всех (цезия, йода, стронция, плутония, рутения, теллура и т.д.) радионуклидов, невозможно учесть реальное поступление радионуклидов с воздухом, пищей и водой (одни любят молоко и мясо, другие не переносят молока и едят много овощей) и т.д. Вторая манипуляция — использование для расчета суммарного эффекта чернобыльского облучения коэффициентов риска, полученных для последствий атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки. Использование полученных в Японии коэффициентов риска некорректно и потому, что там был совсем другой характер облучения, и потому, что не учтены погибшие от радиации в течении более четырех первых лет — когда были строжайше запрещен какие-либо учет последствий. Похожее произошло в Чернобыле: в течение первых трех с половиной лет медицинская статистика намеренно и необратимо искажалась (см. гл. 2).

Методологически корректным обоснованием выявления последствий Катастрофы является, на наш взгляд, сравнение здоровья населения на территориях, одинаковых по этническим, физико-географическим, социально-экономическим характеристикам, и различающимся только по интенсивности чернобыльского загрязнения. Научно корректно также сравнивать здоровье одной и той же попавшей под облучение группы во времени. Если при таких сравнениях обнаруживаются какие-то изменения в состоянии здоровья, то с большой вероятностью можно считать, что они являются следствием именно чернобыльской катастрофы (подробнее см. гл. 3).

По принципу, восходящему еще к римскому праву, нельзя быть судьей в собственном деле. Поэтому не может быть объективной оценка последствий Чернобыльской катастрофы, сделанная специалистами МАГАТЭ, связанными с атомной индустрией. Эта предвзятость оценок распространяется и на Всемирную организацию здравоохранения (ВОЗ): между МАГАТЭ и ВОЗ уже давно существует соглашение, заставляющее ВОЗ «согласовывать» свою позицию с МАГАТЭ. Государства не особенно заинтересованы в выяснении истинных масштабов последствий Катастрофы — не дай Бог выяснится, что надо тратить больше денег на помощь жертвам!

Получается, что только сами пострадавшие, врачи и неправительственные организации, выражающие обеспокоенность общества, заинтересованы в выяснении истинных масштабов последствий Катастрофы.

Настоящая книга — попытка объективной оценки последствий Катастрофы.

ЧАСТЬ 1.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Характер пространственного распространения попавших в биосферу чернобыльских радионуклидов — одна из основ для понимания масштабов Катастрофы и степени вовлеченности в нее тех или регионов. Такое понимание не может быть достаточно полным без учета количества и спектра выброшенных радионуклидов. Обозначенные географические и физические измерения Катастрофы не будут поняты без описания ряда фундаментальных экологических особенностей радиоактивного загрязнения биосферы в результате Катастрофы.

Все эти три обозначенных выше подхода, вместе с оценкой числа людей, прямо затронутых чернобыльскими радиоактивными выпадениями, позволяют составить общее представление о пространственно-временном масштабе проблемы Чернобыля для биосферы и человечества.

Глава 1.

Географические особенности чернобыльского загрязнения

- 1.1. Северное полушарие
 - 1.2. Европа
 - 1.2.1. Беларусь
 - 1.2.2. Украина
 - 1.2.3. Россия
 - 1.2.4. Другие страны Европы
 - 1.3. Азия
 - 1.4. Северная Америка
 - 1.5. Арктика
 - 1.6. Южное полушарие
 - 1.7. Заключение
-

Многие сотни исследований посвящены восстановлению картины распространения и выпадения чернобыльских радиоактивных осадков, исходя из конкретных гидрометеорологических условий в каждый день первичного выброса из разрушенного реактора частиц топлива, аэрозольных частиц и радиоактивных газов (напр., Израэль, 1990; Борзилов, 1991, Cort et al., 1998; Уровни облучения..., 2000; Fairly, Sumner, 2006; Атлас, 2009). Приводимые ниже материалы касаются лишь основных черт географического распространения чернобыльских радионуклидов по странам и континентам.

1.1. Северное полушарие

Чернобыльское облако, прежде чем раствориться на столетия в стратосфере, по крайней мере, дважды обогнуло Землю, оставив следы, в основном, в Северном полушарии (рис 1.1).

На рис. 1.2 показана официальная оценка географического распространения чернобыльских радионуклидов от выбросов 25 апреля — 5 мая 1986 г.

Анализ особенностей выпадения радионуклидов через несколько лет после Катастрофы показал, что большая часть долгоживущих чернобыльских радионуклидов осела на территории за пределами Беларуси, Украины и Европейской части России (рис. 1.3, табл. 1.1).

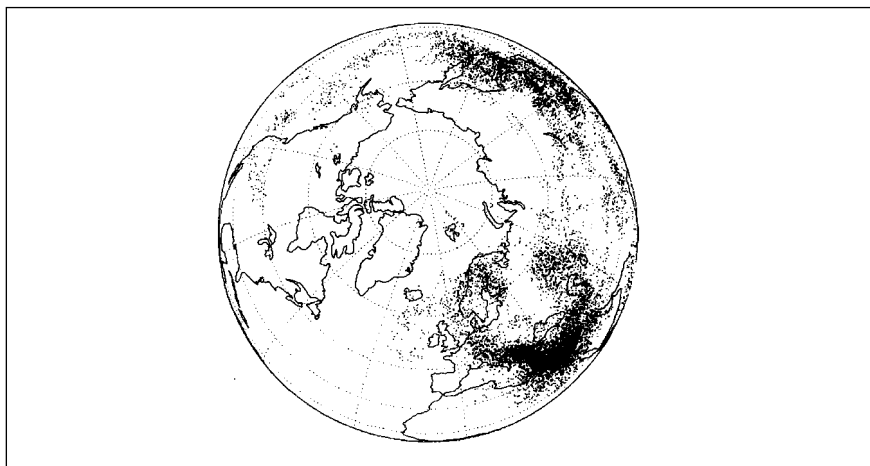


Рис. 1.1. Один из вариантов моделирования пространственного распространения чернобыльских радионуклидов в Северном полушарии через 10 дней после Катастрофы (Lange et al., 1992)

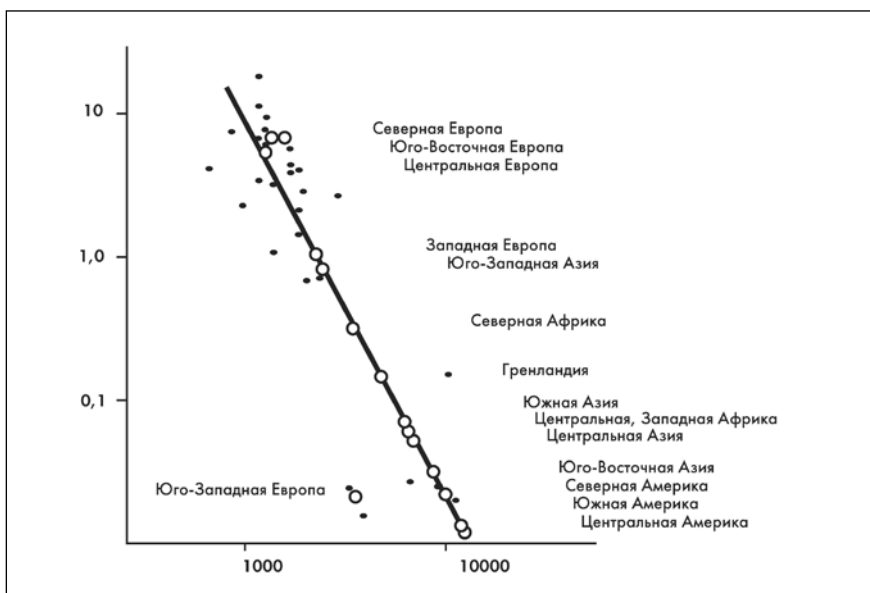


Рис. 1.2. Географическое распределение чернобыльских радионуклидов. Вертикальная ось — плотность выпадений «чернобыльских» радионуклидов ($\text{кБк}/\text{км}^2$); по вертикальной оси — расстояние от Чернобыля в км. Черные точки — реальные измерения по странам; кружки — расчетные данные по регионам (UNSCEAR, 1988, Fig. XXIII, упрощено).

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица 1.1. Оценки географического распределения чернобыльского цезия-137, % (Пбк) (по: Fairlie, Sumner, 2006, pp. 48–49)

	НКДАР ООН, 1988		Goldman et al., 1987
	Fairlie, Sumner, 2006, p. 48	Fairlie, Sumner, 2006, table 3.6.	
Беларусь, Украина, Россия**	<50	41 (29)	34 (33)
Другие страны Европы	39	37 (26)	34 (33)
Азия	8	21 (15)	33 (32)
Африка	6	нет	нет
Америка	0,6	нет	нет
	100	100 (70)	100 (98)

**Европейская часть

Приведенные в табл. 1.1 данные по пространственному распределению общей активности выброшенных чернобыльских радионуклидов совпадают и с оценками площадей загрязнения: из 340 тыс./км² территорий, загрязненных во всем мире чернобыльскими радионуклидами плотностью > 1 Ки/км², за пределами СССР находилось в 1986 г. 58 % (Долин и др., 2008).

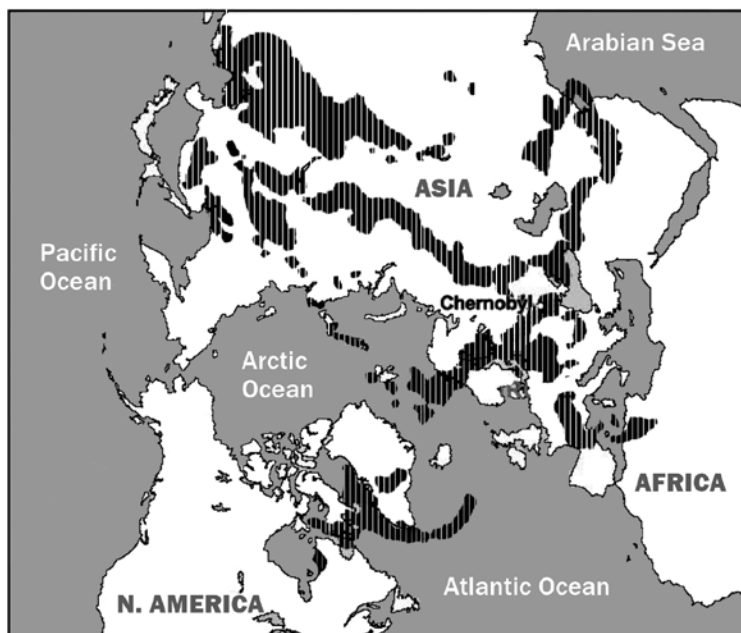


Рис. 1.3. Выпадение чернобыльских радионуклидов в Северном полушарии (по данным Ливерморской национальной лаборатории, из Yablokov et al., 2006).

1.2. Европа

По сводным данным (Cort et al., 1998; обзор см. Fairlie, Sumner, 2006, табл. 3. 6, сс. 48 – 49) на Европу пришлось 68 – 89 % газо-аerosольных радионуклидов, осевших на сушу из чернобыльских облаков. Распределились они крайне неравномерно.

За время активного выброса из реактора (с 26 апреля по 5 мая 1986 г.) ветер вокруг Чернобыля развернулся на 360°, в результате чего радиационные выбросы (разного радионуклидного состава в разные дни) покрыли большое пространство (рис. 1.4., рис. 1.5).

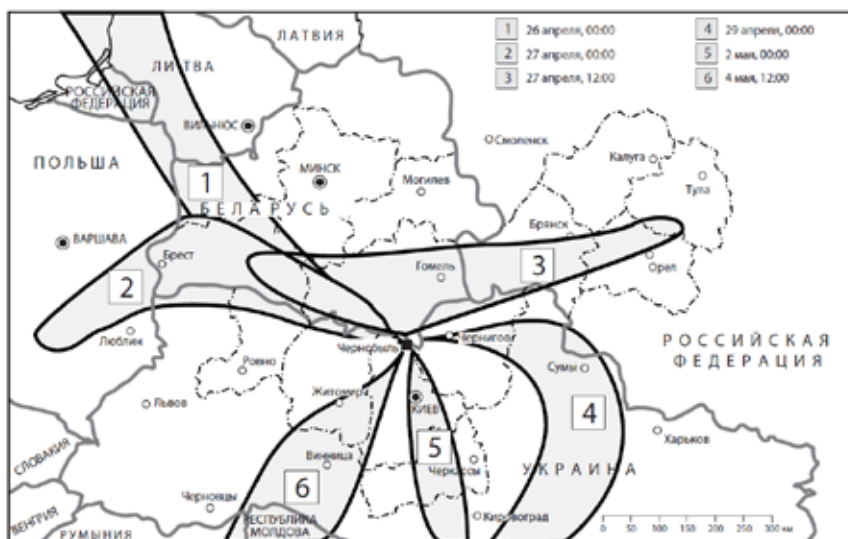


Рис. 1.4. Шесть этапов формирования радиоактивных газо-аerosольных выбросов из Чернобыля 26 апреля – 4 мая 1986 г.: 1–26 апреля, 0 час (по Гринвичу); 2–27 апреля, 0 час.; 3–27 апреля, 12.00 час.; 4–29 апреля, 0 час.; 2–5 мая, 0 час.; 4–6 мая, 12 час. (НКДР ООН, 2012).

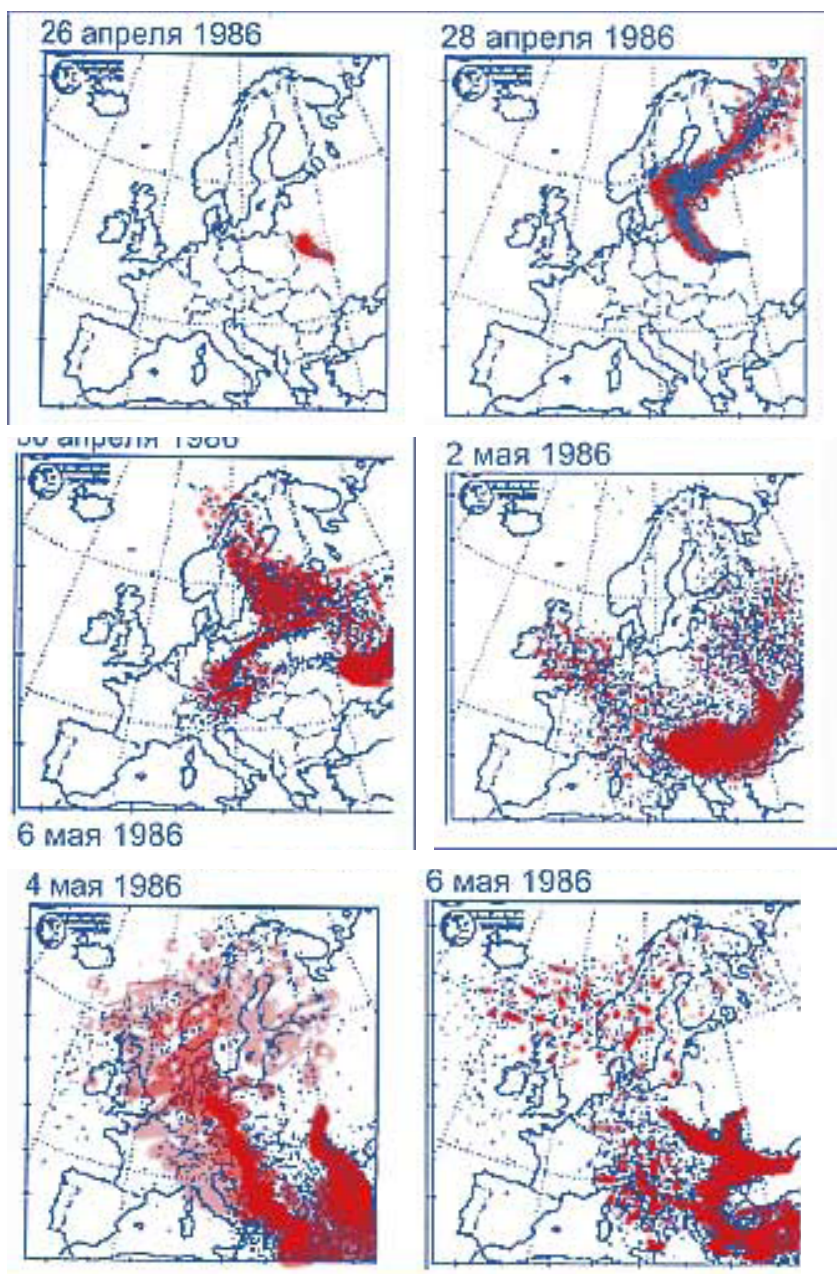


Рис. 1.5. Вариант распространения над Европой радиоактивных газо-аэрозольных выбросов из Чернобыля 26 апреля — 6 мая 1986 г. (Нац. докл., Белар., 2006).

На рис. 1.6 показано движение трех основных чернобыльских радиоактивных воздушных масс 26 апреля, 27–28 апреля и 29–30 апреля над Европой.

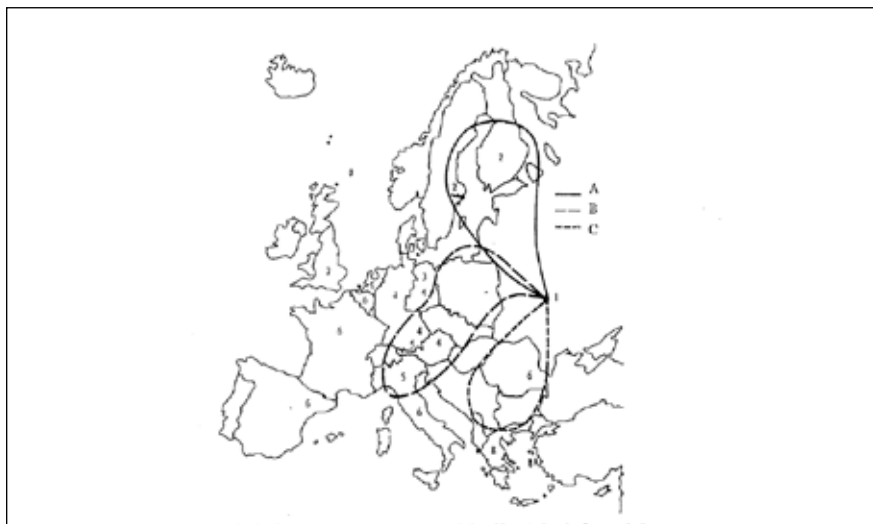


Рис. 1.6. Распространение над Европой чернобыльских воздушных масс 26 апреля 1986 г. (а), 27–28 апреля 1986 г. (в) и 29–30 апреля 1986 г. (с). Цифрами обозначены дни (после 26 апреля), в которые происходили основные чернобыльские выпадения в разных странах (Snihs, 1996).

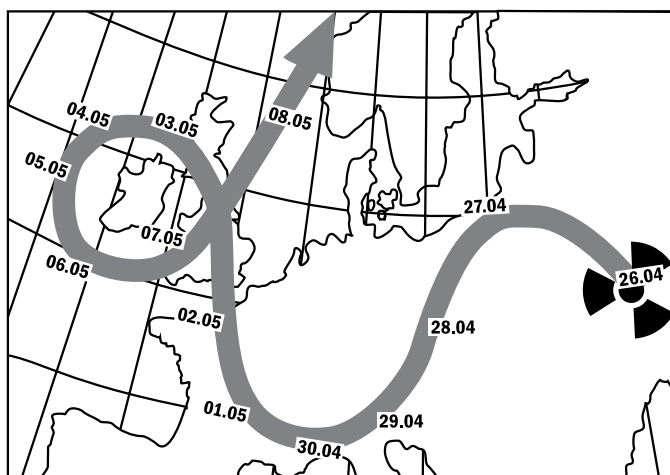


Рис. 1.7. Путь одного из чернобыльских радиоактивных облаков по Европе 27 апреля – 8 мая 1986 г. (по Park, 1989, из Пакумейко, Матвеевко, 1996).

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

На рис. 1.7 показана реконструкция движения только одного из черномыльских облаков, по-видимому, соответствующего выбросу «2» на рис. 1.4. Заметим, что выбросы радионуклидов из горящего реактора продолжались до 16 мая. Каждый из них определял собственную географию и радионуклидную композицию загрязнения. Инструментальных данных по загрязнению стран Европы всеми черномыльскими радионуклидами нет, и теперь уже никогда не будет. Расчетные данные (с усреднением на 1 км^2) пока получены только для цезия-137 (Рис. 1.8.) и плутония.

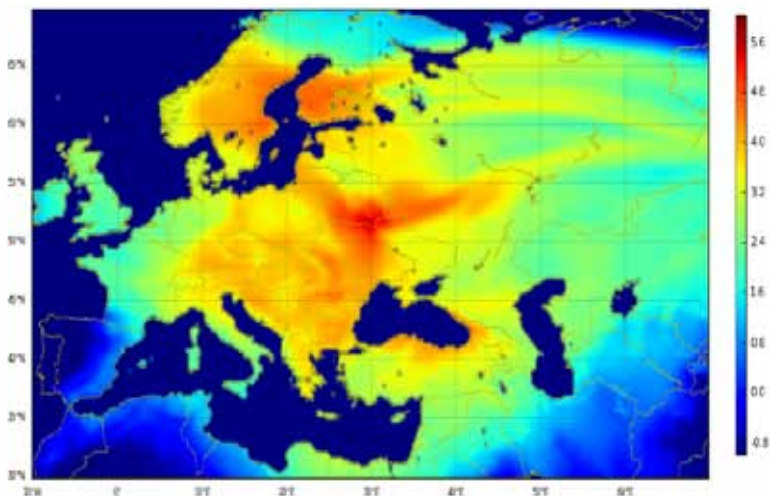


Рис.1.8. Моделирование распределения суммарных выпадений ($\text{Бк}/\text{м}^2$) черномыльского цезия-137 в Европе и на некоторых соседних территориях (Winarek et al., 2013)

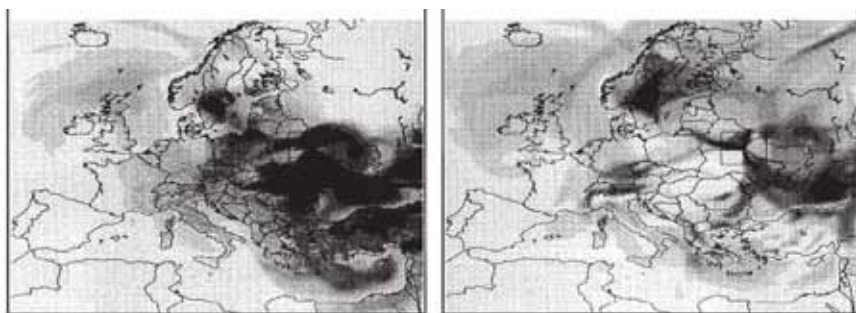


Рис. 1.9. Результаты моделирования сухих (слева) и влажных (справа) выпадений йода-131 в результате выбросов 26 апреля – 7 мая 1986 гг. (Brandt et al., 2000).

Глава 1. Географические особенности чернобыльского загрязнения

Совершенствование моделирования позволяет все более подробно реконструировать распространение чернобыльских радионуклидов. На рис. 1.9 показаны результаты моделирования распространения порознь сухих и влажных выпадений йода-131 в Европе.

Загрязнение чернобыльским цезием-137 коснулось всех без исключения европейских стран (табл. 1.2).

Таблица 1.2. Загрязнение европейских стран чернобыльским цезием-137 (Cort et al., 1998, Table III. 1; Fairlie, Sumner, 2006, Табл. 3. 4, Табл. 3. 5.)

Страна	PBq (kCi)		Средние индивидуальные эффективные дозы Drozdovitch et al., 2007*****
	Cort et al., 1998 ***	Fairlie and Sumner, 2006 ****	
Россия*	19 (520)	29	См. ниже
Беларусь	15 (400)	15	См. ниже
Украина	12 (310)	13	См. ниже
Финляндия	3,1 (8,3)	3,8	0,21
Югославия	?	5,4	0,16
Швеция	2,9 (79)	3,5	0,12
Норвегия	2,0 (53)	2,5	0,16
Болгария	-	2,7	0,25
Австрия	1,6 (42)	1,8	0,37
Румыния	1,5 (41)	2,1	0,23
Германия	1,2 (32)	1,9	0,06
Греция	0,69 (19)	0,95	0,33
Италия	0,57 (15) **	0,93	0,15
Великобритания	0,53 (14)	0,88	0,02
Польша	0,40 (11)	1,2	0,11
Чехия	0,34 (93)	0,6	0,09
Франция	0,35 (9,4)	0,93	0,03
Молдова	0,34 (9,2)	0,40	0,36
Словения	0,33 (8,9)	0,39	0,30
Албания	-	0,4	0,16
Швейцария	0,27 (7,3)	0,36	0,17
Литва	0,24 (6,5)	0,44	0,16
Ирландия	0,21 (5,6)	0,35	0,07
Хорватия	0,21 (5,8)	0,37	0,19
Словакия	0,18 (47)	0,32	0,16
Венгрия	0,15 (4,1)	0,35	0,11
Турция*	0,10 (2,8)	0,16	n/a
Латвия	0,055 (1,5)	0,25	0,04
Эстония	0,051 (1,4)	0,18	0,05
Испания	0,031 (0,83)	0,38	0,004
Дания	0,016 (0,43)	0,09	0,01
Бельгия	0,01 (0,26)	0,05	0,01
Нидерланды	0,01 (0,26)	0,06	0,02
Люксембург	0,003 (0,08)	0,01	0,04
Европа в целом	64 (1700) ***	90,8 *****	n/a

* Европейская часть; ** Без Сицилии; *** Без Югославии, Болгарии, Албании, Португалии, Исландии; **** Без Португалии и Исландии

***** Включая около 20 ПБк цезия-137, оставшихся от выпадений после испытаний ядерного оружия в атмосфере

***** На конец 1986 г., с учетом всех дозообразующих радионуклидов

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Приведенные в первых двух столбцах табл. 1.2 данные касаются только распределения цезия-137. В виде газов, аэрозолей и «горячих частиц» (см. ниже) по всей Европе в первые недели и месяцы были широко распространены (в значимых дозиметрических количествах) еще несколько радионуклидов, среди которых: цезий-134, йод-131, стронций-90, теллур-132, йод-132, рубидий-13, рубидий-106, барий-140. Так, например, в Уэльсе и Кумбрии (Англия) в мае 1986 г. в дождевой воде было до 345 Бк/л йода-131 и 150 Бк/л цезия-134 (Busby, 1995). Соотношение выпавших в мае 1986 г. в Англии чернобыльских радионуклидов составило: цезий-134 и цезий-137 — 27 мЗв; йод-131 — 6 мЗв; стронций-90 — 0,9 мЗв; (Smith et al. (1988).

В табл. 1.3 приведены данные о первичных концентрациях разных чернобыльских радионуклидов в Беларуси, в табл. 1.4 — в Украине, в табл. 1.5 — в Финляндии, в табл. 1.6 — в Польше, в табл. 1.7 — в Греции, табл. 1.8 — в Швеции.

Таблица 1.3. Уровень загрязнения поверхностного (0 — 2 см) слоя почвы в Белорусском секторе 30-км зоны (дер. Борщовка) разными радионуклидами 8 мая 1986 г. (Fesenko et al., 2005)

радионуклид	Бк/м ²	радионуклид	Бк/м ²
Ba-140 +La-140	58 700	Ce-144	28 490
Nb-95	53 680	Sr-89	12 650
Ru-103	44 000	Ru-106	5 500
Zr-95	36 000	Cs-137	5 500
I-131	33 440	Cs-134	2 860
Ce-141	32 560	Sr-90	1 000

Таблица 1.4. Относительная концентрация радионуклидов в листьях растений в Киеве в конце июля 1986 г. (расчет по данным: Гродзинский, 1995)

радионуклид	% суммарной активности	радионуклид	% суммарной активности
Pm-144	27	Ru-106	8
Nb-95	23	Ce-141	4
Zr-95	14	Cs-137	1
Ce-144	13	Другие	1
Ru-103 + Rh-103	9		

Глава 1. Географические особенности чернобыльского загрязнения

Таблица 1.5. Относительная концентрация чернобыльских радионуклидов в Финляндии (Нурмаярви) 28 апреля 1986 г. (расчет по данным: Sinkko et al., 1987)

радионуклид	% суммарной активности
I-131	63,7
I-133	13,7
Te-132	0,9
Cs-137	0,3
17 других	21,4

Таблица 1.6. Относительная концентрации радионуклидов в почве 0 – 5 см в Польше (Краков) 1 мая 1986 г. (расчет по данным: Broda, 1987)

радионуклид	% суммарной активности
Te-132	8
I –132	7
I-131	6,7
Te-129m	2
Ru-103	1,7
Cs –137	1,4
Другие	73,2

Таблица 1.7. Относительная концентрации радионуклидов в почве 0 – 5 см в Греции (Салоники) 5 – 6 мая 1986 г. (расчет по данным: Papastefanou et al., 1988)

радионуклид	% суммарной активности*
йод-131	30,1
теллур-132	18,2
йод –132	16,7
Рутений-103	12,4
Барий-140	9,2
Цезий-137	6,2
Лантан-140	4,0
Цезий-134	3,2

* без учета редких радионуклидов

Таблица 1.8. Относительная концентрации радионуклидов в почве 0–5 см в Швеции 1 и 5 мая 1986 г. (расчет по данным: Kresten, Chyssler, 1989; Hardy et al., 1986; Snoeijis, Notter, 1992)

	Скатан, 1 мая	Скутскар, 5 мая	Берег Балтики*, 6 мая
йод-131	59,8	44	
телмур-132 + йод-132		13	
цезий-137	17,9	12	
лантан-140	7,2	10,4	
барий-140		9	10,2
цезий-134	10,5	7,4	
цезий-136		2,2	
рутений-103	4,6	< 1	12,6
церий-144			14,2
церий-141,		< 1	19,2
ниобий-95,		< 1	23,8
цирконий-95,		< 1	20,0

* диатомовые водоросли

Из данных таблиц 1.4 — 1.8 видно, что в первые недели после Катастрофы основным дозообразующим радионуклидом был не цезий-137 (как в последующие годы). Из-за отсутствия измерений радиоактивных выпадений в первые месяцы и годы после Катастрофы, на многих территориях восстановить точный спектр радионуклидов, попавших на них, невозможно, и это ведет к высокой неточности расчетов суммарного уровня радиоактивного загрязнения (и, соответственно, еще большей неточности расчетов доз облучения, подробнее см. далее гл. 5).

Даже спустя 15 лет после Катастрофы в верхнем слое почв на северо-востоке Европы кое-где обнаруживались чернобыльские радионуклиды: цезий-134, кобальт-60, сурьма-125, европий-154 (Ylipieti et al., 2008).

К 20-летию Катастрофы была сделана попытка учесть активность не только стронция и йода в получаемой дозе внешнего облучения (Drozdovitch et al., 2007, Table 3). Вне Беларуси, Украины и России, население следующих стран получило наибольшие дозы чернобыльского облучения (на конец 1986 г.):

- Австрия,
- Молдова,
- Греция,
- Словения,
- Лихтенштейн,
- Болгария,
- Румыния,
- Финляндия,
- Хорватия,
- Швейцария.

Основные регионы Европы с большими уровнями загрязнения чернобыльским цезием-137 схематично показаны на рис. 1.10.



Рис. 1.10. Территории Европы, загрязненные цезием-137 в результате Чернобыльской катастрофы на уровне выше 1 Ки/км^2 . Территория Турции обследована частично, территории Болгарии, Югославии, Португалии, Исландии, а также Сицилии не обследованы (Cort et. al., 1998)

Многие европейские территории радиоактивно загрязнены и спустя 25 лет после Катастрофы. Например, по данным Министерства здравоохранения Великобритании (McSmith, 2006), на 355 фермах Уэльса, 11 — Шотландии и девяти — в Англии (на которых в 2006 г. содержалось более 200 000 овец), остаются опасно загрязненными чернобыльским цезием-137.

Характер выпадения разных радионуклидов различен. На рис. 1.11 показана плотность выпадения цезия-137 и стронция-90 в центральном очаге загрязнения вокруг ЧАЭС — видно, что паттерн загрязнения этими радионуклидами существенно различен.

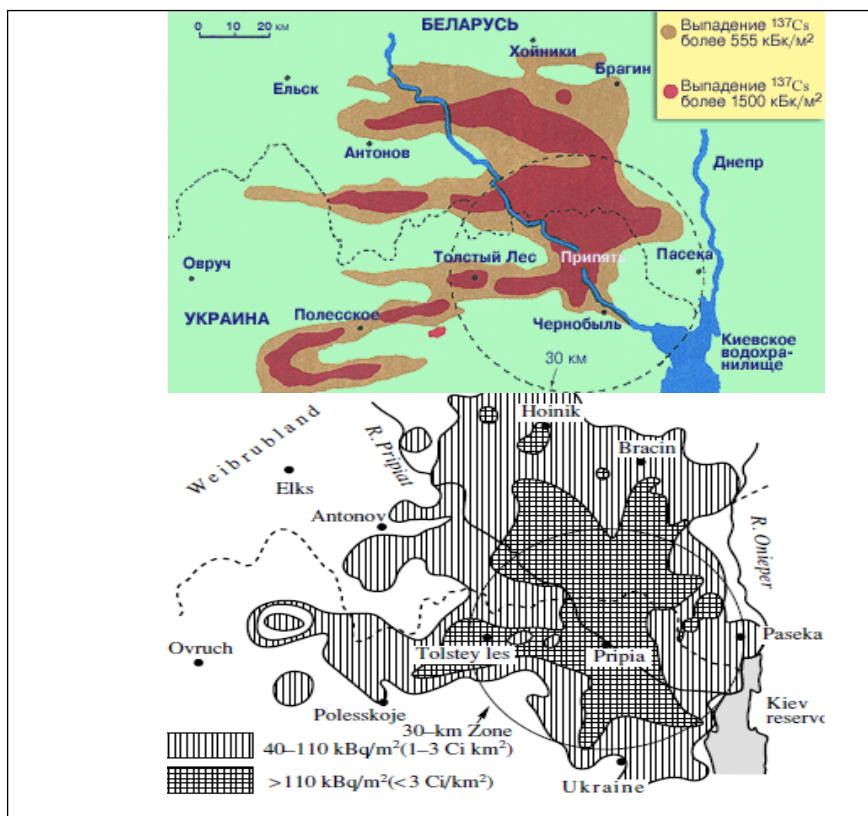


Рис. 1.11. Плотность загрязнения цезием-137 (вверху) и стронцием-90 (внизу) центрального очага радиоактивного загрязнения вокруг Чернобыльской АЭС (http://www.ibrae.ac.ru/russian/chernobyl-3d/nature/l_1_2.htm; Korblein, 2003).

1.2.1. Беларусь

Вся территория Беларуси неоднократно накрывалась чернобыльскими радиоактивными выпадениями.

1. Загрязнение радиоизотопами йода-131, йода-132 и теллура-132 затронуло всю территорию страны (рис. 1.11). Максимальное загрязнение йодом-131 в Гомельской обл. было в мае 1986 г. около дер. Светловичи — 600 Ки/км². 23 % территории страны (47 тыс. км²) было загрязнено цезием-137 выше 1 Ки/км² (Нестеренко, 1996; Цалко, 2005). Площадь территорий, где плотность загрязнения цезием-137 превышала 37 кБк/м², к началу 2004 г. составляла 41,1 тыс. км² (см. рис. 1.12).

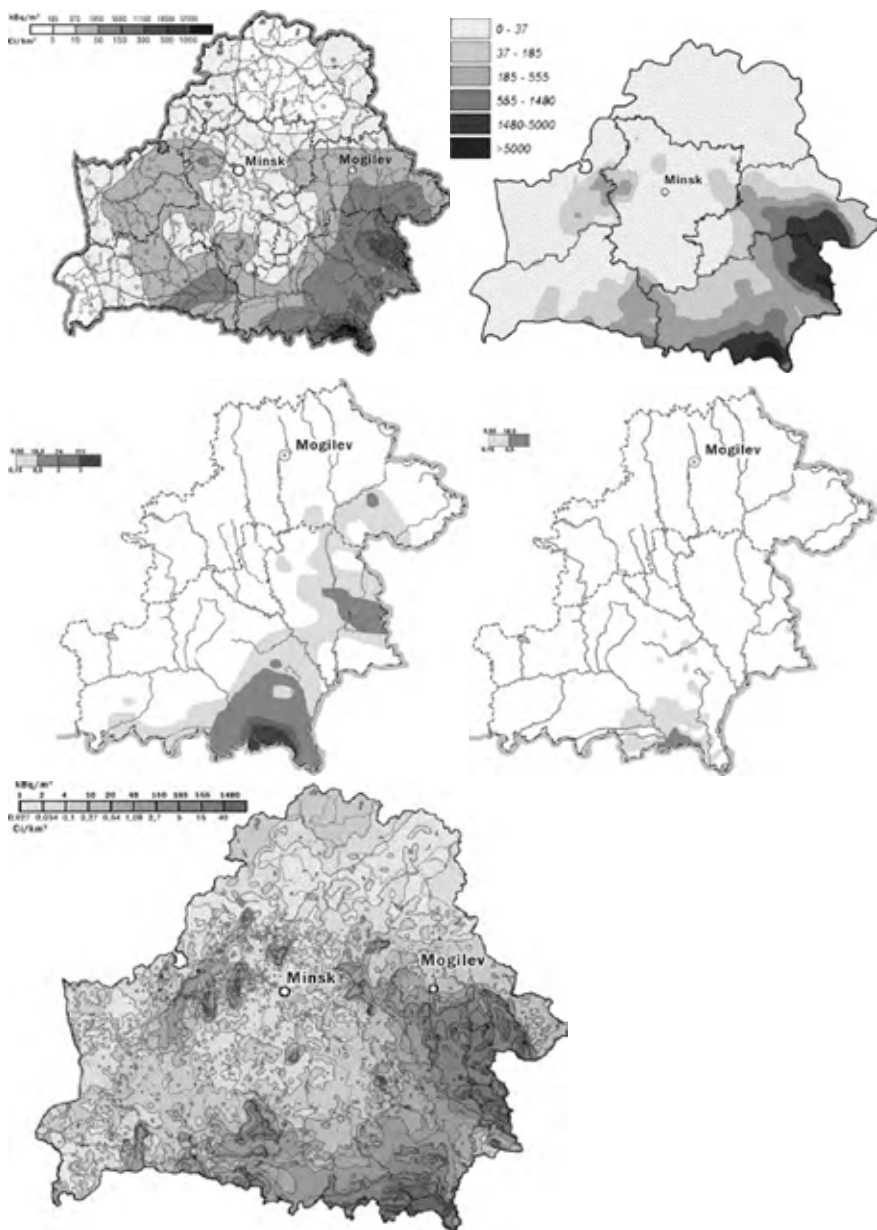


Рис.1.12. Распределения и плотности выпадений на территории Беларуси йода-131, телура-132 и йода-132; стронция-90; трансурановых элементов и цезия-137 (Нац. Докл. Белар., 2006; Журавков, Миронов, 2005).

Максимальные уровни загрязнения цезием-137 выявлены в Гомельской обл. (475 Ки/км² в дер. Залесье Брагинского района, 500 Ки/км² в дер. Довляды Наровлянского района. Максимальный уровень радиоактивного загрязнения почвы, обнаруженный в 1993 г. (дер. Чудяны Могилевской обл. — 5402 кБк/м² или 145 Ки/км²) превышает до-аварийный уровень в 3500 раз (Ильязов, 2002).

Загрязнение территории страны стронцием-90 носит более локальный характер, чем загрязнение цезием-137. Уровни загрязнения почвы стронцием-90 плотностью выше 5,5 кБк/м² были обнаружены на площади 21,1 тыс. км², что составляет 10 % территории республики.

Загрязнение почвы изотопами плутония на уровне более 0,37 кБк/м² охватывало к 2005 г. около 4,0 тыс. км² — почти 2 % площади республики (Конопля и др., 2006).

По рассчитанным коллективным дозам за первые 10 лет, территории Беларуси, где загрязнение по цезию ≥ 37 кБк/м², распределились следующим образом: Гомельская (10 398 человеко-Зивертов) — Могилевская (3475 чел.Зв) — Брестская (992 чел.Зв) — Минская (142 чел.Зв) — Гродненская (133 чел.Зв) (Савкин, Лебедев, 2000).

С учетом загрязнения разными радионуклидами (без учета плутония) области Беларуси распределились по радиационной нагрузке на население (мЗв/чел) следующим образом (Drozdovitch et al., 2007, табл. 3):

- Гомельская обл. — 3,4
- Могилевская обл. — 1,5
- Брестская обл. — 0,62
- Гродненская обл. — 0,32
- Минская обл. — 0,26
- Минск — 0,17
- Витебская обл. — 0,5.

В целом по стране, загрязненными оказались более 18 тыс. км² сельскохозяйственных угодий (22 % от общей площади сельхозугодий), из которых 2,6 тыс. км² исключены из хозяйственного оборота. Основная часть территории, созданного в ближней от ЧАЭС зоне Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (1,3 тыс. км²), из-за высокой плотности загрязнения долгоживущими изотопами, навечно выведена из использования.

1.2.2. Украина

Большая часть территории Украины была загрязнена чернобыльскими выпадениями, а 6,4 % территории — загрязнено цезием-137 с плотностью выше 1 Ки/км² (рис. 1.13).

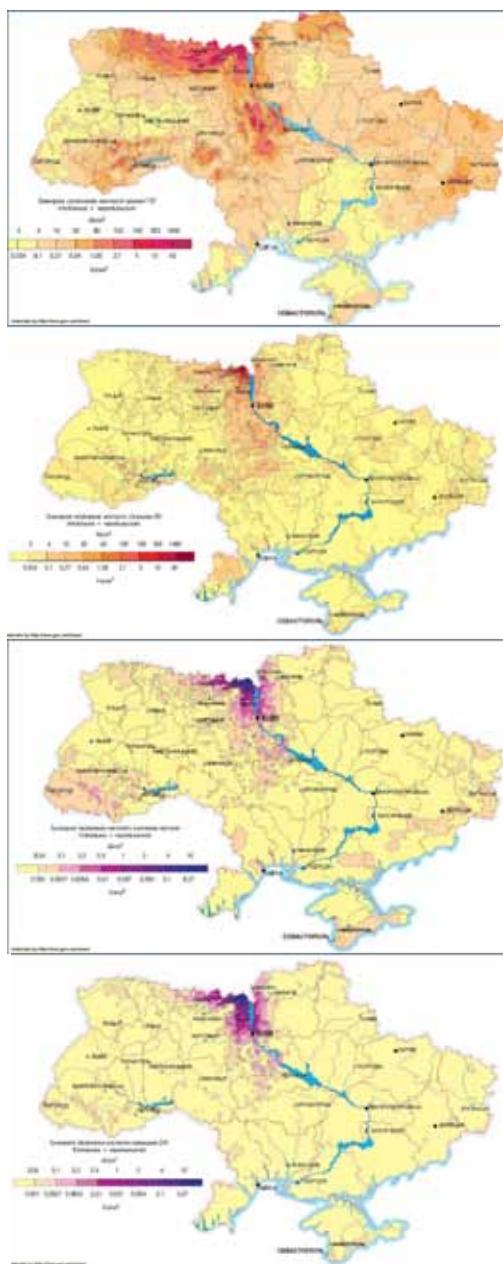


Рис. 1.13. Загрязнение Украины цезием-137, стронцием-90, изотопами плутония и америцием-241 (<http://chornobyl.in.ua/karta-radionulid-ukraine.html>; доступ 14 сентября 2015 г.).

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Западный след охватывает Киевскую, Житомирскую обл., север Ровенской и северо-восточную часть Волынской обл. (плотность поверхностного загрязнения на отдельных пятнах до 190 кБк/м^2). Южный след обусловил загрязнения Киевской, Черкасской, Кировоградской, частично Винницкой, Одесской и Николаевской областей (плотность загрязнения цезием-137 до 100 кБк/м^2). От южного следа отделился след в западном направлении, он обусловил загрязнение части Винницкой, Хмельницкой, Тернопольской, Ивано-Франковской и Черновицкой областей (средняя плотность загрязнения цезием-137 — $10\text{--}40 \text{ кБк/м}^2$). Территории с загрязнением по цезию-137 до 40 кБк/м^2 выявляются в западной и северо-восточной частях Черниговской обл., на севере Сумской обл., в Донецкой, Луганской и Харьковской областях (Гродзинский, 2000).

На карте (рис. 1.14) приведены особенности распространения чернобильского йода-131 на территории Украины.

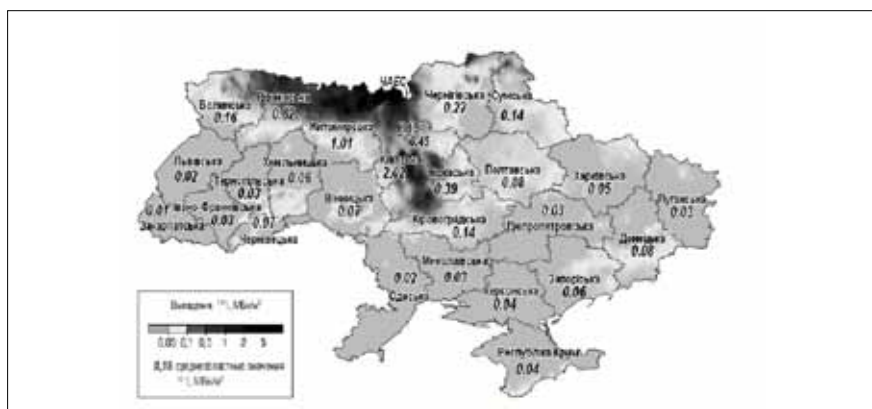


Рис. 1.14. Загрязнение Украины йодом-131 (Нац. Докл. Украины, 2006).

По официальным данным, области Украины распределились по средней радиационной нагрузке на население (мЗв/чел) к концу 1986 г. следующим образом (Национальный доклад, 2006, табл. 3.3.7):

- Житомирская, Киевская — 2,1
- Черкасская — 1,8
- Ровенская обл. — 1,6
- Черновицкая — 1,5
- Луганская — 1,3
- Ивано-Франковская — 1,2
- Киев, Винницкая и Донецкая — 1,1
- Черниговская, Сумская, Волынская, Кировоградская, Одесская, Харьковская, Хмельницкая, Тернопольская, Полтавская, Днепропетровская — 0,95–0,71

- Крым, Николаевская, Запорожская, Закарпатская, Львовская, Херсонская — 0,61–0,44.

По другим данным (Drozdovitch et al., 2007; Table 3), наиболее загрязненными оказались: Житомирская (1,6 мЗв/чел), Киевская (1,4), Ровненская области (1,0); остальные территории Украины — 0,57 мЗв/чел. По величине поглощенной дозы (мГр/чел) на щитовидную железу у детей до одного года, различие между областями еще более значительно: 170 мГр/чел в Житомирской обл., 166 мГр/чел в Киевской, 146 — в Ровненской, 120 — в Черниговской, 72 — в Киеве, 28 мГр — по остальной территории Украины в среднем (Drozdovitch et al., 2007).

По рассчитанным уровням загрязнения радиойодом первыми были (в порядке уменьшения) Киевская, Ровенская, Черниговская, Черкасская области, Киев, Волынская и Кировоградская области, а мало загрязненными были (в порядке увеличения): Закарпатская, Луганская, Днепропетровская, Львовская, Одесская и Тернопольская области (Нац. Докл. Украины, 2011, табл. 3.16).

По рассчитанным коллективным дозам за первые 10 лет, территории Украины, где загрязнение по цезию ≥ 37 кБк/м², распределились следующим образом (Савкин, Лебедев, 2000): Ровненская обл. (4971 чел.Зв) — Житомирская обл. (4447 чел.Зв) — Киевская обл. (2514 чел.Зв) — Черкасская обл. (778 чел.Зв) — остальные восемь областей (1253 чел.Зв).

1.2.3. Россия

Чернобыльское загрязнение охватило всю территорию России и по среднему уровню загрязнения цезием-137 сравнялось с загрязнением территории страны после ядерных испытаний 1960-х гг. (рис. 1.15).

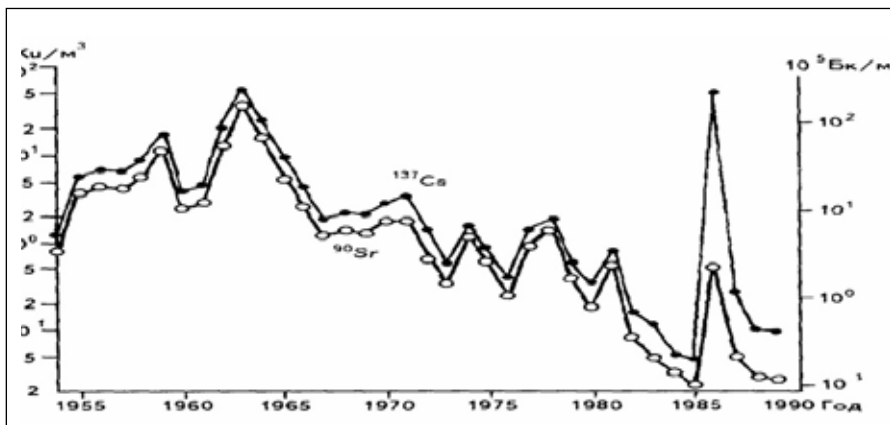


Рис. 1.15. Динамика изменения среднегодовых концентраций цезия-137 и стронция-90 в приземной атмосфере России до и после Катастрофы (Радиационная ..., 1992)

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

К 1992 г. существенное радиоактивное загрязнение от Чернобыля в Европейской России было обнаружено на территориях 19 субъектов Российской Федерации (табл. 1.8). При этом надо учесть, что в азиатской части России есть значительные загрязненные чернобыльскими выбросами территории (см. ниже).

Таблица 1.8. Радиационное загрязнение территории России (≥ 1 Ки/км²) в результате Чернобыльской катастрофы (по данным Роскомгидромета, на 1 января 1996 г.; по Yaroshinskaya, 1996)

Территория	Загрязненная обл.. тыс. км ²	Население, тыс. человек*
Тульская обл.	11,5	936,2
Брянская обл.	11,7	476,5
Орловская обл.	8,4	346,7
Рязанская обл.	5,4	199,6
Курская обл.	1,4	140,0
Пензенская обл.	3,9	130,6
Калужская обл.	4,8	95,0
Белгородская обл.	1,6	77,8
Липецкая обл.	1,6	71,0
Ульяновская обл.	1,1	58,0
Воронежская обл.	1,7	40,4
Ленинградская обл.	1,2	19,6
Республика Мордовия	1,9	18,0
Тамбовская обл.	0,5	16,2
Республика Татарстан	0,2	7,0*
Саратовская обл.	0,2	5,2*
Нижегородская обл.	0,1	3,7*
Республика Чувашия	0,1	1,3*
Смоленская обл.	0,1	1,1*
ВСЕГО	56,0 **	2 644,8

*на основании средней плотности населения по каждому субъекту Российской Федерации.

** по уточненным данным — более 59 тыс./км² (Израэль, Богдевич, 2009).

По состоянию на 1 января 2006 г. зоны радиоактивного загрязнения с плотностью \geq одного Ки на км², находились на территориях Белгородской, Брянской, Воронежской, Калужской, Курской, Ленинградской, Липецкой, Орловской, Пензенской, Рязанской, Тамбовской, Тульской, Ульяновской областей и Республики Мордовия (31,1 тыс. км²). По расчетам, уровни загрязнения > 40 Ки/км² (1480 кБк/м²) в Брянской обл. исчезнут в 2049 г., уровни загрязнения > 15 Ки/км² (555 кБк/м²) исчезнут через 100 лет (в 2092 г.). Снижение уровня загрязнения до менее 1 Ки/км² (37 кБк/м²) в Брянской обл. произойдет через 320 лет. После 2050 г.

уровни $>$ одного Ки/км² (37 кБк/м²), кроме Брянской обл., сохраняются в Калужской, Тульской и Орловской областях (Израэль, Богдевич, 2009).

Интенсивность и площади радиоактивного загрязнения на уровне \geq одного Ки/км² (по цезию-137, на 1987 г.) для 12 областей Центральной России показаны на рис. 1.16. По относительной величине загрязненной площади (43 %) на первом месте находится Тульская область.

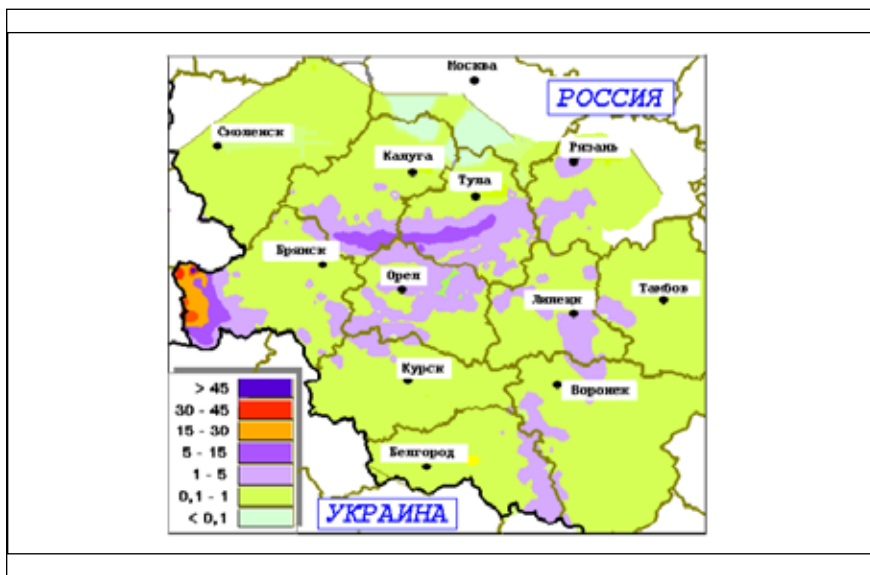


Рис. 1.16. Загрязнение 12 областей Европейской части России чернобыльским цезием-137 (Цыб, 1999).

С учетом загрязнения цезием-137 и стронцием-90 области распределились по радиационной нагрузке на население (мЗв/чел) к концу 1965 г. следующим образом (Drozdovitch et al., 2007, Table 3):

- 1. Брянская обл. – 3,2
- 2. Тульская обл. – 1,4
- 3. Орловская обл. – 1,2
- 4. Калужская обл. – 0,63

С другой стороны, по сумме выпадений йода-131 до конца мая 1986 г. («йодный удар») области, распределились существенно иным образом (Махонько, Ким, 2000):

- 1. Орловская (Орел — 395 206 Бк/м²)
- 2. Тульская (Тула — 116 818 Бк/м²)
- 3. Курская (Курск — 66 571 Бк/м²)
- 4. Калужская (Калуга — 46 963 Бк/м²)
- 5. Брянская (Брянск — 36 250 Бк/м²)

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Из сопоставления приведенных выше данных видно, что по выпадению радионуклидов цезия и стронция разница между наиболее загрязненными областями оказалась пятикратной, по выпадению радиоактивного йода — более чем десятикратной.

По рассчитанным коллективным дозам за первые 10 лет после Катастрофы, субъекты Российской Федерации, где загрязнение по цезию ≥ 37 кБк/м², распределились следующим образом: Брянская обл. (7759 чел.Зв) – Тульская обл. (3133 чел.Зв) – Орловская обл. (609 чел.Зв) – Калужская обл. (428 чел.Зв) — остальные 12 областей и республик (1516 чел.Зв) (Савкин, Лебедев, 2000).

На рис. 1.17 представлена карта загрязнения цезием-137 западной части территории России на начало XXI в.

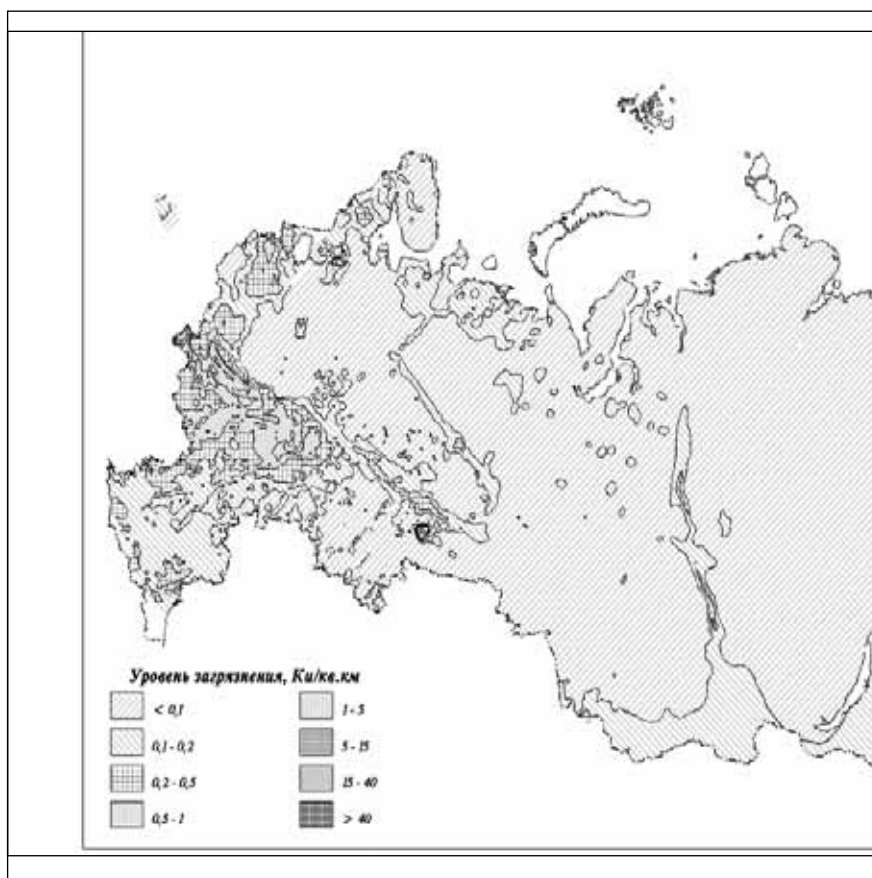


Рис. 1.17. Загрязнение западной части территории России цезием-137 на начало XXI века (Израэль и др., 2006)

Частично это загрязнение связано с радиоактивными выпадениями после ядерных испытаний до 1963 г., но в основном — с чернобыльскими выпадениями (Израэль и др. 2006).

Чернобыльское загрязнение азиатской части России исследовано слабо. В Сибирь чернобыльские осадки пришли с севера (через Финляндию — Архангельск — Сыктывкар), с запада (через Курск — Пензу — Свердловск — Омск) и юга (через Черное море — Кавказ — Каспий — Арал — Целиноград). Все эти три потока встретились над Западной Сибирью, и двинулись через Байкал в Приамурье (рис. 1.18). По расчетам, вклад чернобыльских радионуклидов в радиоактивное загрязнение Сибири от атомных испытаний и предыдущих радиационных катастроф составил около 5 % от имевшегося к маю 1986 г. Максимальная среднесуточная суммарная β -активность чернобыльских выпадений в 100 раз превышала фон в Омске, Новосибирске и Красноярске (Селегей, 1997). Чернобыльские выпадения фиксировались затем на протяжении четырех лет (пока чернобыльские облака циркулировали над Северным полушарием).



Рис. 1.18. Три потока чернобыльских радионуклидов в Сибири (Селегей, 1997)

Через 21 год после Катастрофы приоткрылась одна тайна, связанная с характером выпадения радионуклидов на территории России: опубликованы воспоминания военных летчиков, распылявших йодистое серебро для осаждения радионуклидов на дальних подступах к московскому и нижегородскому регионам (Грей, 2007).

1.2.4. Другие страны Европы

В табл. 1.2. были представлены данные по площади и уровням загрязнения цезием-137 большинства стран Европы. Ниже — комментарии по некоторым странам, для понимания сложного характера выпадения чернобыльских осадков.

Болгария. Основные выпадения чернобыльских радионуклидов происходили в Болгарии с 1 по 10 мая 1986 г. Наблюдалось два пика выпадений — 1 и 9 мая (Pouchet et al. 1997).

Великобритания. В первых официальных сообщениях величина чернобыльских выпадений была сильно занижена: выпадения цезия-137 в Кумбрии были в сорок раз выше, чем указана в сообщении Министерства сельского хозяйства (Sanderson, Scott, 1989). В Шотландии основные чернобыльские радиоактивные выпадения отмечались с 21 до 23 часов 3 мая 1986 г., дозообразующими нуклидами оказались теллур-132, йод-131 и йод-132 (Martin et al., 1988).

Германия. Восточная и Южная части страны оказались сильно загрязненными чернобыльскими выпадениями: концентрация цезия-137 достигала 120 кБк/м² (рис. 1.19). Уровень загрязнения хорошо демонстрирует тот факт, что груз сухого молока с нескольких судов, отправленных из Германии в конце 1986 г. в Африку, был отправлен назад из-за опасного уровня радиации (Brooke, 1988).

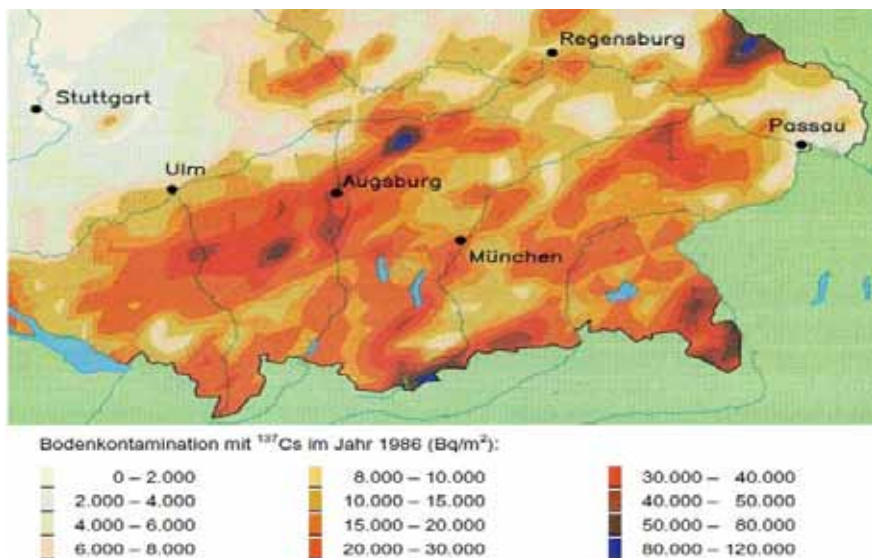


Рис. 1.19. Загрязнения цезием-137 (Бк/м²) Южной Германии на конец 1986 г. (www.umweltbundesamt.de/umid/archiv/umid0306.pdf)

Греция. Основные чернобыльские выпадения отмечены 2 — 6 мая. Среди выпавших радионуклидов были такие редкие, как серебро-110 и сурьма-125 (см. карты в гл. 2, рис. ...).

Италия. Среди нескольких чернобыльских радиоактивных выпадений с 30 апреля по 7 мая, самые значительные были 5 мая 1986 г. в северной части страны (Spezzano, Giacomelli, 1990; Voccolini et al., 1998). В результате вся северная часть страны оказалась весьма сильно радиоактивно загрязненной (Gentili et al., 1991 и др.).

Норвегия. В середине мая в центральной Норвегии (Тронхейм) кроме йода-131, цезия-134 и цезия-137, были обнаружены: цирконий-95, ниобий-95, молибден-99, технеций 99м, рутений-103, теллур-132, цезий-136, барий-140, лантан-140, церий- 141 (Gaare et al., 1991).

Gaare, E., Jonsson B., Skogland T. 1991. Tsjernobyl — sluttrapport fra NINAs radloekologiske program 1986–1990. Trondheim, NINA temahefte, # 2, 71 p.

Значительные территории Норвегии были загрязнены цезием-137 в 1986 г. на уровне 30 – 60 кБк/м² (рис. 1.20).

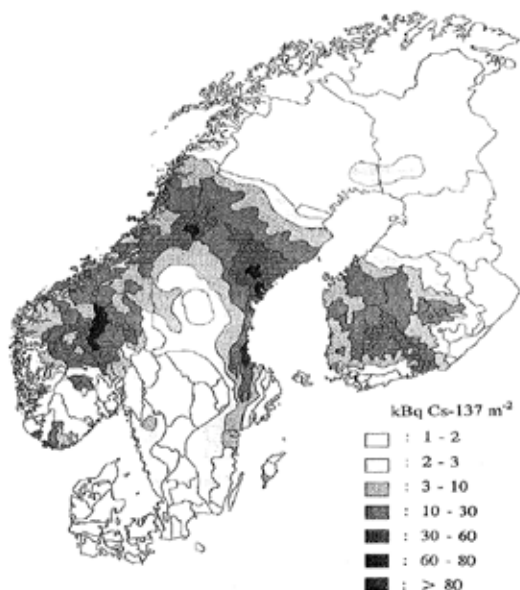


Рис. 1.20. Уровни чернобыльских выпадений цезия-137 (кБк/м²) 1986 г. на территории Норвегии, Швеции, Дании и Финляндии (Snih, 1986)

На рис. 1.21 представлено распределение чернобыльских радиоактивных выпадений во всем бассейне Балтийского моря.

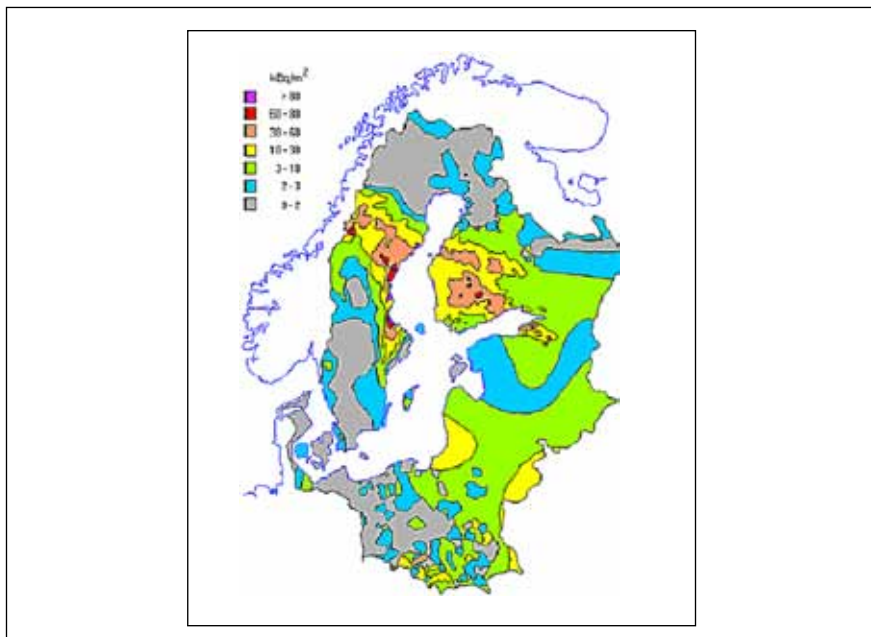


Рис. 1.21. Распределение чернобыльских радиоактивных выпадений на всем водосборном бассейне Балтийского моря. Шкала уровней загрязнения 0 – >80000 Бк/м² (<http://www.stuk.fi/web/en/topics/environmental-radiation/radioactivity-in-the-baltic-sea>; доступ 30 октября 2015 г.).

Монако. Первые выпадения чернобыльских радионуклидов были отмечены 29 — 30 апреля, вторая волна – 4 — 5 мая. Среди 34 обнаруженных радионуклидов были рутений-105, серебро-111, сурьма-126 и олово-125 (Whitehead et al., 1998).

Польша. Чернобыльские радиоактивные облака трижды проходили над Польшей. Основные чернобыльские выпадения были 30 апреля в северо-восточной части страны. Основным выпавшим радионуклидом был теллур-132. Были обнаружены также многочисленные горячие частицы с рутением-103, рутением-106 (Broda 1987), америцием и плутонием (Gasa et al., 2004), а также стронцием-90 (Mietelski, 2007), барием-140 и лантаном-140 (Rich, 1986).

Общая картина распределения чернобыльских радионуклидов существенно дополняется данными по распределению уровней концентрации цезия-137 в плодовых телах грибов (рис. 1.22). Из этих данных ясно, что в южной части страны также были существенные чернобыльские выпадения.

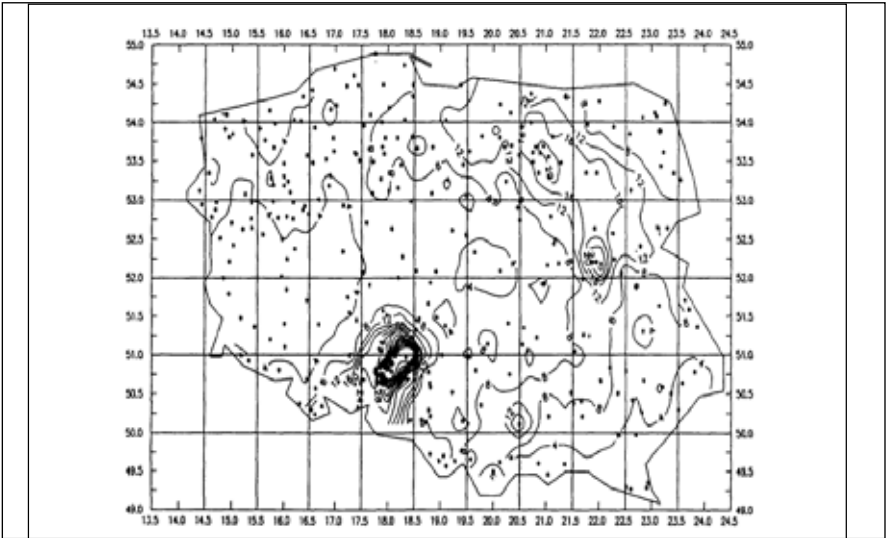


Рис. 1.22. *Fig. 1. Map of caesium-137 content in Xerocomus badius from Poland (1991). Activities in kBq/kg dry mass, decay corrected to 1 September 1991.* *comus badius* на территории Польши в 1991 г. (миссиям ООН, 1997)

Показательно, что 1600 тонн сухого молока, отправленные из Польши в Бангладеш в июне 1987 г., были возвращены из-за высокого уровня радиоактивности (Mudans, 1987).

Финляндия. Максимальная концентрация чернобыльских радионуклидов (в воздухе обнаружено около 30 радионуклидов) выпадений наблюдалась в южной Финляндии с 15 до 22 часов 28 апреля 1986 г. Значительные территории были загрязнены цезием-137 на уровне до 80 кБк/м² (рис. 1.23).

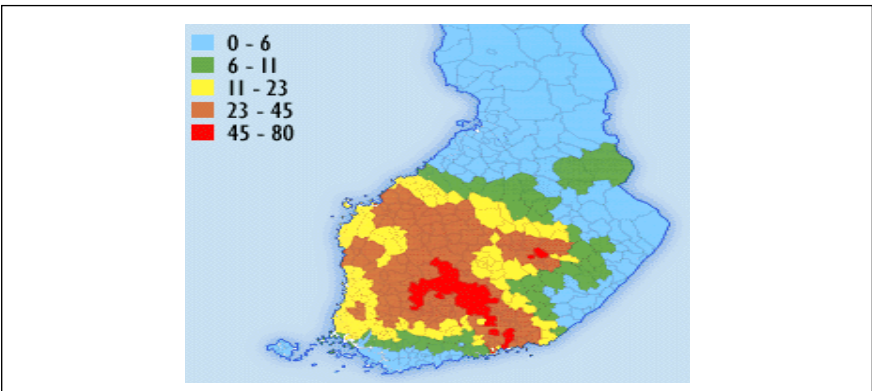


Рис. 1.23. Загрязнение территории Южной Финляндии чернобыльским цезием-137 (<http://www.stuk.fi/web/en/topics/environmental-radiation/deposition>; доступ 30 октября 2015 г.).

Франция. Официально утверждалось, что чернобыльские загрязнения столь малы, что не дают оснований для принятия мер по защите населения. Это противоречит данным о том, что на значительных территориях восточной части страны, были обнаружены впоследствии значимые уровни чернобыльских радионуклидов (рис. 1.24, см. также рис. 1.5).

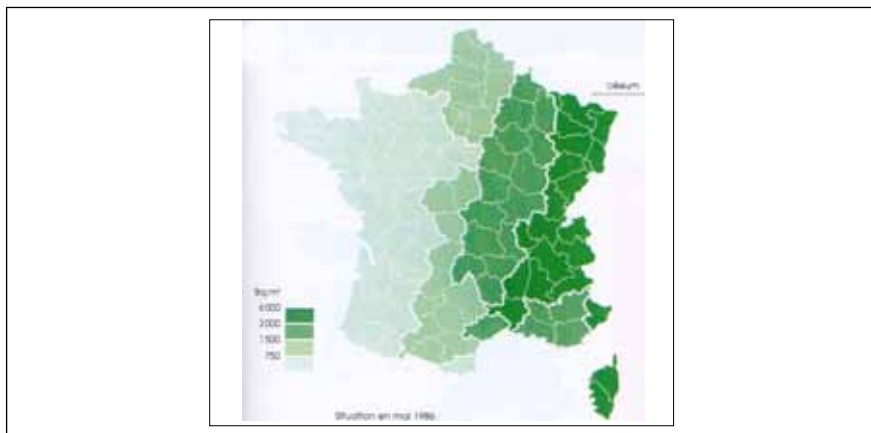


Рис. 1.24. Обобщенная карта загрязнения территории Франции цезием-137 и цезием-134 в мае 1986 г. (http://ecolo.org/documents/documents_in_french/Tchernobyl.carteFrCesium86.jpg; доступ 28 августа 2015 г.).

Чешская Республика. Максимальная концентрация цезия-134 и цезия-137 в воздухе Праги отмечена в ночь на 30 апреля 1996 г. В июне максимальная радиоактивность почвы на территории страны была 95 000 Бк/м². Максимальная активность радиойода в молоке обнаружена 5 апреля 1986 г. (Rosina et al., 2008).

Швейцария. Максимальные чернобыльские выпадения (цезий-137, йод-131, теллур-132, рутений-103) отмечены 1 мая 1986 г. (Jost et al., 1986)

Швеция. Максимальная концентрация в воздухе цезия-137 отмечалась 28 апреля 1986 г., однако 99 % чернобыльских радионуклидов выпали на территории страны с дождями 8 мая 1986 г. Особенности выпадения зависели от локальных погодных условий: цезий-137 доминировал на побережье южной части провинции Норрланд; йод-131 преобладал на севере и на юге этой провинции; теллур-132 — в центральных районах провинции Упланд (Kresten, Chyessler, 1989; Mattson, Vesanen, 1988; Mellander, 1987).

Шотландия. В дождевой воде на северо-востоке страны 3 мая были обнаружены теллур-132, йод-132, йод-131, рутений-103, цезий-137, цезий-134, барий-140 и лантан-140 (Martin et. al., 1988).

Югославия. Основные чернобыльские радиоактивные выпадения (радиостронций, радиоцезий и йод-131) произошли 3 — 5 мая 1986 г. (Juznic, Fedina, 1987).

1.3. Азия

На территории Азии выпало до 10 % всех чернобыльских радионуклидов (несколько десятков ПБк), в основном из первого (самого мощного) выброса в первый день Катастрофы. Огромные территории Сибири, российского Дальнего Востока, Северного, Восточного и Центрального Китая, азиатской части Турции были загрязнены чернобыльскими радиоактивными выпадениями на довольно высоком уровне (см. рис. 1.3). В Закавказье особенно сильно была загрязнена Западная Грузия: средняя радиоактивность почв по цезию-137 составила в 1995 — 2005 гг. 530 Бк/кг (вдвое выше, чем в Восточной Грузии), а максимальная общая радиоактивность почв по цезию-137 и стронцию-90 составила 1500 Бк/кг (Чанкселиани, и др. 2006; Чанкселиани, 2006). Чернобыльские радиоактивные выпадения отмечены в Средней Азии (Имамниязова, 2001).

Над Японией в начале и в конце мая 1986 г. прошло два чернобыльских облака: первое на высоте около 1500 метров, второе — на высоте около 6000 метров (Higuchi et al., 1988). Максимальная концентрация йода-131 в атмосферном воздухе (> 0.8 Бк/м³) отмечена 5 мая 1986 г. (Imanaka, Koide, 1986). Всего в приземном воздухе было обнаружено более 20 чернобыльских радионуклидов, включая цезий-137, йод-131 и рутений-103 (концентрации, соответственно, 414, 19 и 1 Бк/м³). Концентрация радиоактивного цезия в приземной атмосфере на северо-западе Японии возростала более, чем в 1000 раз по сравнению с до-чернобыльским уровнем (Aoyama et al., 1986, 1987; Ooe et al., 1988). Незначительные выпадения чернобыльского цезия-137 наблюдались до конца 1988 г. (Aoyama et al., 1991).

О масштабах чернобыльских выпадений в Китае можно судить по уровням долгоживущих радионуклидов в донных отложениях озер (рис. 1.25).

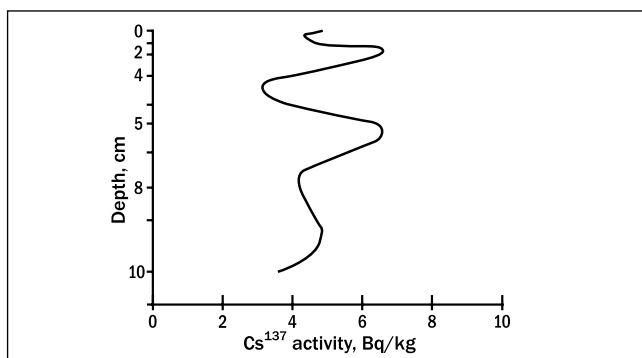


Рис. 1.25. Уровни активности цезия-137 в донных отложениях оз. Дабусупао на северо-востоке Китая. Пик радиоактивности в слое 4,5 — 5,5 см связан с выпадениями от ядерных испытаний в атмосфере, пик радиоактивности в слое 1–2 см — с чернобыльскими выпадениями (Xiang, 1998).

До сих пор остается высокой вероятность встречи небольших по площади, но довольно сильно загрязненных чернобыльскими радионуклидами мест на Кавказе и в Закавказье, Передней, Центральной и Средней Азии, и в регионе Персидского залива.

1.4. Северная Америка

На территорию Северной Америки сначала попали радионуклиды из первого, самого мощного выброса, поднявшего чернобыльские радионуклиды в стратосферу, на высоту более 10 км. Эти чернобыльские радиоактивные облака, накрывшие США, пересекли Арктику в нижних, а Тихий океан — в средних слоях тропосферы и определили, соответственно, два всплеска чернобыльской радиоактивности над Северной Америкой. Всего в Северной Америке выпало около 1 % всех чернобыльских радионуклидов.

Канада. В восточной части страны отмечены три волны чернобыльских выпадений: 6 и 14 мая 1986 г. через Арктику, и 25 — 26 мая через Тихий океан. В составе выпадений были ниобий-95, цирконий-95, рубидий-103, рубидий-106, йод-131, лантан-140, церий-141, церий-144, магний-54, кобальт-60, цинк-65, барий-140, цезий-137 (Roy et al., 1988). В середине июня 1986 г. здесь обнаруживались чернобыльские рутений-103, рутений-106, цезий-134 и цезий-137 (RADNET, 2008).

США. Многочисленные измерения концентраций радионуклидов в атмосферном воздухе на протяжении нескольких недель после Катастрофы, показали, что чернобыльские радионуклиды распространились по всей территории США (Davidson et al., 1987). Эти радионуклиды (включая рутений-103, рутений-106, барий-140, лантан-140, цирконий-95, молибден-95, церий-141, церий-144, цезий-134, цезий-136, цезий-137, йод-131) были обнаружены в том числе (Табл. 1.4) на мысе Барроу (Аляска); в Бивертоне (Орегон); Рексбурге (Айдахо); Честере (Нью-Джерси); Нью-Йорке (Нью-Йорк); Бискайне и Майами (Флорида); на Маунт Лоа (Гавайи). Время наблюдения их максимальных концентраций показано в табл. 1.9.

Таблица 1.9. Даты максимальных концентраций чернобыльских радионуклидов в некоторых местах на территории США в 1986 г. (RADNET, 2008)

Дата	Город, штат	Радионуклид
5 мая	Форкс, Вашингтон	рутений-103, цезий-134
5 мая	Спокейн, Вашингтон	суммарно
7–8 мая	штат Мэн	суммарно
8 мая	Портленд, Орегон	суммарно
10 мая	штат Теннесси*	рутений-103
11 мая	Рексбург, Айдахо	йод-131
11 мая	Нью-Йорк	цезий-137
15 мая	Честер, Нью-Джерси	суммарно
16 мая	Шайенн, Вайоминг	суммарно

*второй пик был 20 — 23 мая (Bondiotti et al., 1988).

Максимальный уровень общей β -активности в атмосферном воздухе ($2,0 \text{ пКи/м}^3 = 74,000 \text{ мкБк/м}^3$) был обнаружен 10 мая 1986 г. в центральной и южной части штата Айдахо (Larsen et al., 1989).

1.5. Арктика

Высокий уровень чернобыльского загрязнения обнаружен в Арктике — на Земле Франца-Иосифа мох *Racomitrium panchii* содержал до 630 Бк/кг (сухой вес) цезия-137, из которых 87 % приходилось на чернобыльские выпадения (Rissanen et al., 1999).

В Баренцевом море в 1986 г. отмечен всплеск радиоактивности цезия-137 и стронция-90 — явно чернобыльского происхождения (рис. 1.26).

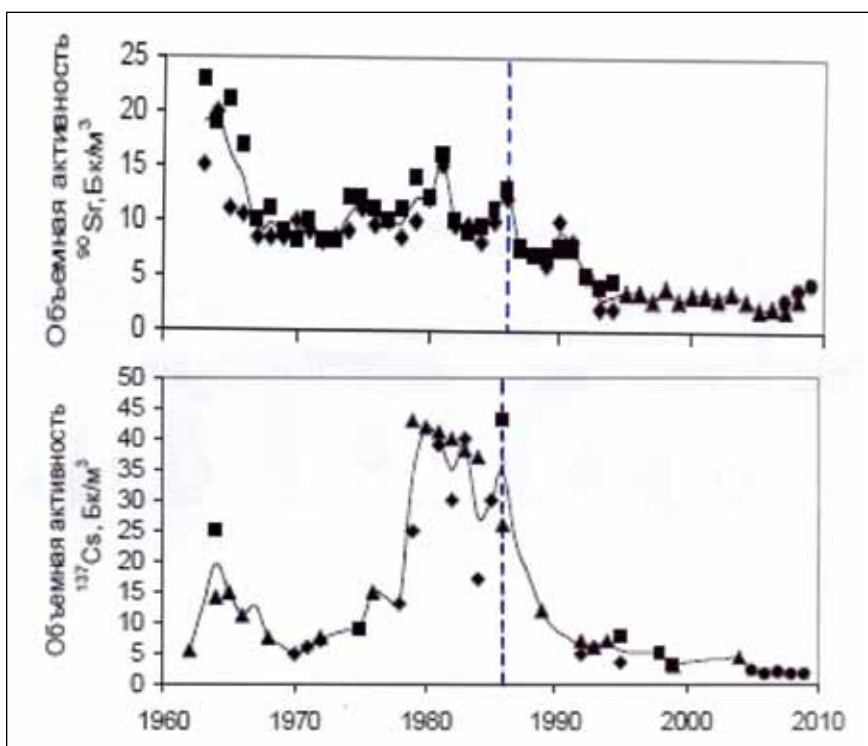


Рис. 1.26. Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 и стронция-90 в водах Баренцева моря, 1960–2010 г. Видно резкое повышение концентраций радионуклидов в 1986 г. (Усягина, 2012).

1.6. Южное полушарие

На территорию Африки (в основном, Северной) попали радионуклиды из первого, самого мощного выброса в первый день Катастрофы. Здесь выпало более 5 % всех чернобыльских радионуклидов (до 20 ПБк).

Алжир. Йод-131, цезий-124 и цезий-137 обнаружены в большинстве образцов воздуха через несколько дней после Катастрофы (Baggouga et al., 1998).

Египет. Высокое соотношение цезий-137/плутоний-239, —240 в осадках дельты Нила доказывает наличие чернобыльского загрязнения (Veninger et al., 1998).

В Южном полушарии чернобыльские цезий-137 и цезий-134 были обнаружены также на островах Индийского (о. Реюньон) и Тихого (о. Таити) океанов, а наибольшая в этом полушарии концентрация цезия-137 была обнаружена в Антарктике, недалеко от Южного полюса в снегу, выпавшем в 1987 — 1988 гг. (Уровни облучения..., 2000).

1.7. Заключение

В течение первых дней после начала Катастрофы десятки попавших в атмосферу чернобыльских радионуклидов распространились по всей поверхности Земли (в основном, в Северном полушарии). В значительных концентрациях они были обнаружены во многих странах Европы (в том числе за пределами границ СССР — в Финляндии, Швеции, Норвегии, Германии, Австрии, Швейцарии, Италии, Греции, Болгарии), в Закавказье и азиатской части Турции. При этом, среди дозообразующих радионуклидов были: цирконий-95, ниобий-95, рутений-103, родий-103, теллур-132, йод-133, цезий-134, барий-140, лантан-140, церий-141, перметий-144 — то есть радионуклиды, которые, казалось бы, не должны быть дозообразующими по расчетному спектру выбросов из аварийного реактора (см. Гл. 2).

Территория Европы, в целом, более или менее хорошо изучена с точки зрения чернобыльского загрязнения только радиоцезием. Этого нельзя сказать о территориях Северной Америки и, особенно, Азии, и Северной Африки, где на протяжении следующих десятилетий возможно выявление чернобыльских цезиевых пятен.

Глава 2.

Оценки величины чернобыльского выброса радионуклидов

- 2.1. Оценки величины выброса
 - 2.2. О неточности расчетов выброса
 - 2.3. Оценки коллективной дозы дополнительного облучения
 - 2.4. Обсуждение и заключение
-

Хотя споры по объему выброшенных радионуклидов из взорвавшегося реактора до сих не прекращаются, ясно, что этот выброс по активности выброшенных радионуклидов превзошел ядерные взрывы в Хиросиме и Нагасаки в сотни раз.

2.1. Оценки величины выброса

Официальные оценки общего объема радионуклидов, выброшенных в ходе Катастрофы из взорвавшегося реактора 4-го блока Чернобыльской АЭС на 6 мая 1986 г. (без учета распавшихся к тому времени короткоживущих радионуклидов), составляли 50 млн Ки или $1,85 \times 10^{18}$ Бк (Израэль, 1990; Израэль и др., 1995). Официально признается, что к 6 мая было выброшено 3–4 % всего ядерного топлива (на момент Катастрофы — 190,3 тонн).

Оценка количества выброшенной радиоактивности важна для оценки коллективной дозы. Если было выброшено, как официально утверждается, только 3 % топлива (5 тонн), тогда биосфера получила дополнительно 20 кг плутония (при равномерном распределении этого количества достаточно для вечного загрязнения 20 000 км²). Если было выброшено 30–40 % топлива (Gofman, 1994; Medvedev, 1990; Sich, 1996; UNSCEAR, 2000), соответственно, общая радиоактивность выброса составила 3 млрд Ки. Если было выброшено 80–90 % топлива (соответственно, объем выброса — 7–8 млрд Ки; Chernousenko, 1996; Kyselev et al, 1996; Medvedev, 1991).

Частично эти противоречия в оценках могут быть сняты, если учесть, что не все выброшенное топливо могло испариться и попасть в атмосферу. Известно, что в реакторе РБМК, достигшем плановой глубины выгорания и работающем на номинальной мощности, радиоактивность газообразных и твердых продуктов достигает 10 млрд Ки. В каждой тонне облученного ядерного топлива на момент аварии должно было содержаться до 40 млн Ки осколочных радионуклидов и > 100 тыс. Ки стронция-90 и цезия-137 (Герасимов и др., 1989).

По мнению специалистов, которые десятки раз были внутри взорванного реактора и в других помещениях четвертого блока после Катастрофы, там, а также на территории промплощадки, обнаружено в общей сложности за все время после Катастрофы не более 50 т ядерного топлива (Киселев, Чечеров, 2001). Они считают, что могло испариться и попасть в атмосферу около 32 % всего топлива. Официальные оценки, как упоминалось выше, десятикратно меньше. По-видимому, можно принять, что в результате взрыва примерно 10 % (19 т) топлива испарилось и попало в атмосферу. В атмосферу попало также около 30 % топлива, измельченного до микронных размеров (57 т). Остальные 60 % топлива (114 т), в виде фрагментов тепловыделяющих сборок (ТВС) разных размеров (от миллиметровых пылинок до целых ТВС), были выброшены в реакторный зал, на кровли ближайших строений, на территорию ЧАЭС и за пределы территории станции. Считается, что в могильниках вокруг АЭС находится около 64 т облученного топлива, и еще около 50 т находится внутри объекта «Укрытие» (в т.ч. примерно 19 т в подреакторных помещениях) (Карпан, 2013). По оценке Н.В. Карпана, около 10 % всей выброшенной в атмосферу радиоактивности содержалось в «горячих» частицах (см. Гл. 3.4).

В табл. 2.1 представлены некоторые оценки активности различных радионуклидов, выброшенных в ходе Катастрофы в атмосферу.

Таблица 2.1. Оценки величины выброса основных радионуклидов (Пета-Беккерелей) в течение 26 апреля — 20 мая 1986 г. из 4-го реактора Чернобыльской АЭС

Радионуклид (период полного распада)*	МАГАТЭ (1986)	Боровой (1992)	Devell et al., 1996	Рос. Доклад, 2011; UNSCEAR, 2011
йод-133 (8,7 сут.)		2 500		910
нептуний-239 (23,6 сут.)	4,2	1 700	945	400
молибден-99 (27,5 сут.)	96	210	> 168	> 72
теллур-132 (32,6 сут.)	48	1 000	~ 1 150	~ 1150
ксенон-133 (53 сут.)	1 700	6 500	6 500	~ 6500
йод-131 (2,7 мес.)	260	1 200–1 700	~ 1 760	~ 1760
барий-140 (4,3 мес.)	170	170	240	240
цезий-136 (4,3 мес.)	?	36	?	36
церий-141 (10,8 мес.)	88	200	196	84
теллур-129м (11,2 мес.)	240	?	?	240
рутений-103 (13 мес.)	120	170	> 168	> 168
стронций-89 (1,4. г.)	80	81	~ 115	~ 115
цирконий-95 (1,8 г.)	130	170	196	84
кюрий-242 (4.6 г.)	0,78	0,93	~ 0,9	~ 0,4
церий-144 (7,8 лет)	96	140	~ 116	~ 50
рутений-106 (10 лет)	63	30	> 73	> 73
цезий-134 (20,6 лет)	19	44–48	~ 54	~ 47
криптон-85 (107 лет)	33	33	?	33
плутоний-241 (147 лет)	5,1	5,9	~ 6	~ 2,6
стронций-90 (285 лет)	8	8	~ 10	~ 10
цезий-137 (301 г.)	38	74–85	~ 85	~ 85
плутоний-238 (864 г.)	0,03	0,03	0,035	0,015
плутоний-240 (65,5 тыс. лет)	0,03	0,044	0,042	0,018
плутоний-239 (241 тыс. лет)	0,024	0,03	0,03	0,013
плутоний-242 (3,76 млн лет)	0,00007	0,00009		0,00004
Всего	1 000–2 000 (+ 1 733 РБГ)	8 000	5 300 (+ 6 533 РБГ)	~ 5 000 (+ 6 533 РБГ)

* Период полного распада радионуклида точнее отражает биологическую важность радионуклида, чем принятый в физике период полураспада. Период полного распада составляет около 10 периодов полураспада. Величины периодов полураспада несколько различаются в разных физических справочниках. Здесь и далее при определении периодов распада использован справочник: Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. 1990. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. Л. Изд. «Химия». 464 с.

2.2. О неточности расчетов выброса

Анализ данных табл. 2.1 показывает, во-первых, что первоначальные оценки величины выброса, сделанные МАГАТЭ на основе представленных СССР данных, оказались кратно заниженными по сравнению с оценками, сделанными позднее. Во-вторых, разброс приведенных в табл. 2.1 оценок величины активности тех или иных радионуклидов показывает их высокую неопределенность. Эта неопределенность частично объективна, поскольку это все расчетные данные, а не реальные измерения объема выброса каждого радионуклида во все дни Катастрофы (что сделать практически невозможно). Показательно, что даже спустя десятилетия появляются новые предположения о том, что роль отдельных нуклидов в выбросах недостаточно оценена. Так, выше уже упоминалось о предположении (Fairlie, Sumner, 2006), что необходимо придать большее значение исходно небольшим выбросам хлора-26 (период распада около 300 000 лет) и технеция-99 (период распада более 230 000 лет). К этому надо добавить несомненную важность выброса (с точки зрения возможного влияния на живую природу и человека) сравнительно небольшого выброса радиоуглерода (C-14) (около 0.112 ПБк; Нац. Докл. Украины, 2011) учитывая физическое время его существования (57 300 лет).

Особенно ярко неточность всех приведенных в табл. 2.1 оценок (как и многих других подобных расчетов) обнаруживается при сравнении их с реально обнаруженными спектрами радионуклидов в составе чернобыльских выпадений в разных странах. В табл. 2.2 приведены некоторые примеры обнаружения в чернобыльских выпадениях в значительных (дозообразующих) количествах некоторых радионуклидов, отсутствующих в теоретических расчетах, хотя их количество в выбросе (судя по количеству обнаруженных в выпадениях) должно составлять сотни ПБк.

Таблица 2.2. Некоторые радионуклиды, обнаруженные в чернобыльских выпадениях в апреле — начале мая 1986 г., и отсутствующие среди расчетных выбросов в значимых количествах (по данным, приведенным в гл. 1)

Радионуклид (период распада)	Место обнаружения	примечание
лантан-140 (13 дней)	Беларусь, Польша, Швеция, Греция, Великобритания, США	почва
сурьма-127 (38 сут.)	Финляндия, Польша	почва, воздух
сурьма-126 (4 мес.)	Монако	воздух
сурьма-125 (28 лет)	Греция, Финляндия, Монако	почва, воздух
кадмий-115 (22 сут.)	Финляндия	воздух
неодим-147 (110 сут.)	Финляндия, Швеция	воздух, почва
кобальт-60 (53 года)	Канада, Финляндия	воздух, почва
серебро-110m (83 года)	Греция, Италия, Шотландия, Швеция, Великобритания	почва, грибы, морская пена, мясо овцы
серебро-111 (2 мес.)	Монако	воздух
родий-103 (14,5 сут.), прометий-144 (10 лет)	Украина, Польша	растительность, почва
европий-154 (88 лет)	Финляндия	почва
церий-144 (7,8 года)	Швеция	планктон
церий-141 (10,8 мес.)	Швеция	планктон
олово-125 (3 мес.)	Монако	воздух
ниобий-95 (1 год)	Швеция	планктон
цирконий-95 (1,8 года)	Швеция	планктон

2.3. Оценки коллективной дозы дополнительного облучения

Неопределенность в отношении оценки общей выброшенной радиоактивности сказывается и на оценках суммарной дозы облучения. МАГАТЭ и ВОЗ (Chernobyl Forum, 2005) оценивают коллективную дозу для Беларуси, Украины и Европейской России в 55 000 чел/Зв. По другим (более обоснованным) оценкам (дискуссию см. Fairlie, Sumner, 2006) эта коллективная доза достигает 326,000 чел/Зв. По данным Национального доклада Беларуси (2006), только для Беларуси эта доза достигает 514 000 чел/Зв. Для всего мира коллективная доза от Чернобыльской катастрофы может достигать 930 000 чел/Зв (табл. 2.3).

Таблица 2.3. Оценки общей коллективной дозы (чел.Зв) дополнительного облучения в результате Чернобыльской катастрофы (по Fairlie, Sumner, 2006, Table 5.4)

	Министерство энергетики США (Anspaugh et al., 1988)	НКАР ООН (Bennett, 1995, 1996)
Беларусь, Украина, Европейская часть России	326 000	216 000
остальная Европа	580 000	318 000
остальной мир	28 000	66 000
Всего	930 000	600 000

2.4. Обсуждение и заключение

В задачу настоящего обзора не входит оценка расчетов доз облучения, но, судя по масштабу наблюдаемых последствий для облученного населения (см. ниже части III и IV), все приведенные выше оценки коллективных доз являются существенно заниженными.

С позиций объективной оценки последствий Чернобыльской катастрофы приходится отметить наличие серьезных противоречий в определении общей величины чернобыльского радиоактивного выброса. Спустя 30 лет после Катастрофы это обстоятельство трудно объяснимо с научной точки зрения и заставляет предположить влияние каких-то политических факторов. Желание приуменьшить последствия Катастрофы вполне естественно как для атомной индустрии (имидж которой страдает от крупных аварий и катастроф), так и для государственных структур (любое правительство заинтересовано в минимизации расходов на ликвидацию ошибок, допущенных предыдущей властью).

Фактом является то, что представленные СССР в МАГАТЭ данные по составу, величине и динамике выбросов были существенно неполными. Фактом является также существенное расхождение состава дозообразующих радионуклидов в расчетах выбросов (табл. 1.4–1.8) и их фактической композиции в первые дни после Катастрофы во многих точках Северного полушария (см. гл. 1). Однако, именно эти неполные (и необъяснимо противоречивые) данные послужили основанием для официальных оценок физических характеристик Чернобыльского радиоактивного выброса (UNSCEAR, 1990 и др.).

Надо отметить также, что объективная оценка величины чернобыльского выброса требует не только определения уровней радиоактивности выброшенных в ходе Катастрофы в окружающую среду радионуклидов,

но и учета их характера (α -, β - или γ -излучатель), также как и времени их физического качества (периода распада). При небольшой одномоментной активности, кумулятивное действие, например, большинства из присутствовавших в чернобыльском выбросе 17 трансурановых радионуклидов (изотопов плутония, урана, америция и кюрия), на протяжении десятков, сотен, и тысяч лет суммарно будет не менее значимым, чем влияние большого количества коротко и средне-живущих радионуклидов.

Экологические особенности загрязнения

3.1. Пятнистость загрязнения	42
3.2. Изменение объема выброса и состава дозообразующих радионуклидов во времени	45
3.3. Изменение состава дозообразующих радионуклидов в пространстве	52
3.4. Проблема «горячих частиц»	53
3.5. О свинцовом чернобыльском загрязнении	55
3.6. Обсуждение и заключение	55

Среди экологических особенностей чернобыльского радиоактивного загрязнения важнейшими для понимания возможных последствий для здоровья природы и человека оказываются пятнистость загрязнения, изменение спектра радионуклидного загрязнения во времени и в пространстве, наличие «горячих частиц» и биоаккумуляция радионуклидов.

3.1. Пятнистость загрязнения

На феномен пятнистости чернобыльского радиоактивного загрязнения обращается незаслуженно мало внимания.

Характер реального загрязнения местности чернобыльскими радионуклидами показан на рис. 3.1. Видно, во-первых, что на расстоянии несколько десятков метров концентрация радионуклида может резко различаться, и, во-вторых, что распределение одного из радионуклидов (цезия-137) не совпадает с распределением в том же местообитании другого (церия-144).

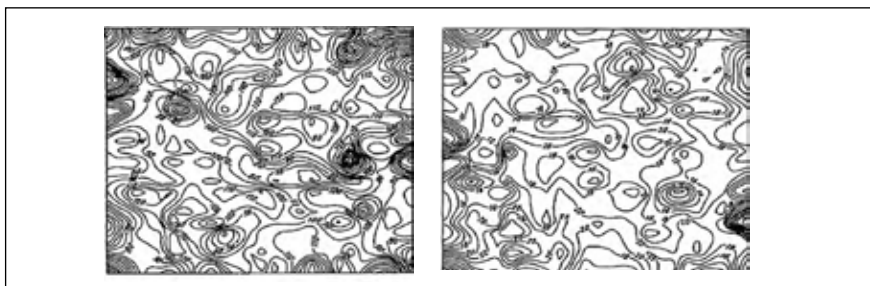


Рис. 3.1. Пятнистость концентраций (Ки /км²) цезия-137 (слева) и церия-144 (справа) в лесной подстилке в 30-км зоне Чернобыльской АЭС. Масштаб 1:600 (Щеглов, 1999).

Концентрации радионуклида в поверхностном слое почвы может значительно меняться в зависимости от неоднородности выпадения, особенностей микрорельефа и распределения растительности на расстоянии всего нескольких метров (Краснов и др., 1997; Линник, 2008). На рис. 3.2 показано уровни цезия-137 на поверхности непаханного после Катастрофы участка поля (размером 50 x 50 м) в окрестностях дер. Копачи (зона отчуждения, август 1989 г.).

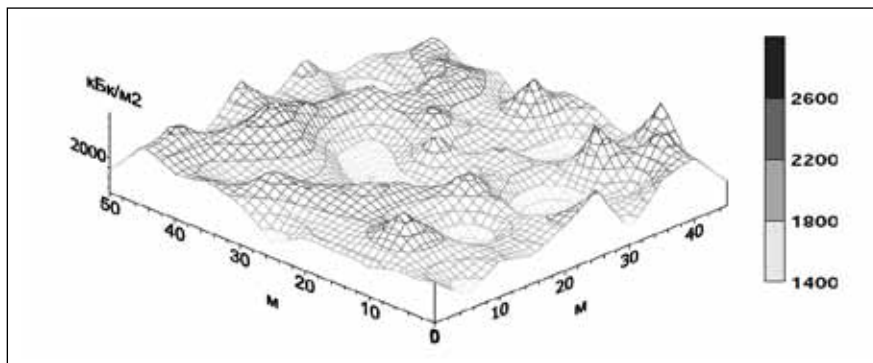


Рис. 3.2 Распределение и концентрация ($\text{кБк}/\text{м}^2$) цезия-137 через три года на непаханном после Катастрофы поле у дер. Копачи (украинский сектор зоны отчуждения) (Хомутинин и др., 2001).

Подавляющее большинство данных по радиоактивному чернобыльскому загрязнению территорий относятся к площадным загрязнениям радиоцезием. Эти данные получены путем аэрогамма-съемки. Эта съемка проводилась на сильно загрязненных территориях в масштабе 1:200.000 (межмаршрутные расстояния 2 км), и на большей части территорий — в масштабе 1:10.000.000 (межмаршрутное расстояние 10 км). Высокорadioактивные пятна загрязнения поверхности размером до нескольких тысяч квадратных метров могут оставаться при этом незамеченными.

«Санитарные службы французского департамента Вогезы обнаружили, что кабанчик, подстреленный одним из местных охотников, «светится». Эксперты, вооруженные сверхсовременным оборудованием, принесли весть еще страшнее: практически вся гора, где только что бегал убиенный зверь, заражена. Уровень радиации — от 12 до 24 тысяч беккерелей на квадратный метр. Для сравнения — европейская норма — 600 беккерелей. Тут же вспомнили, что минувшей осенью в этих лесах обнаружили зараженные грибы. Уровень цезия-137 в лисичках, белых и подосиновиках превышал норму примерно в сорок раз...»

М. Чикин «На карте Франции — чернобыльские пятна». «Комсомольская Правда», 25 марта 1997 г., с. 6).

Значительная пятнистость характерна и для загрязнения больших территорий. При этом пятнистость выпадения разных радионуклидов на одной и той же территории существенно различается — высокие концентрации одних радионуклидов могут не совпадать с высокими концентрациями других. На рис. 3.3. показаны различия в пятнистости выпадения чернобыльских радиоактивных изотопов сурьмы, цезия и серебра на территории континентальной Греции.

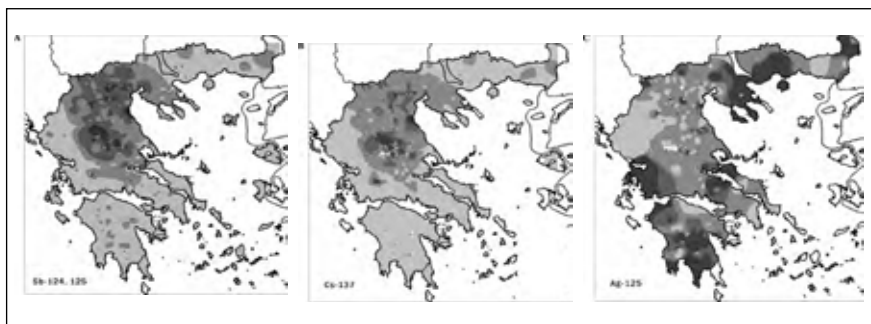


Рис. 3.3. Пятнистость выпадения чернобыльских радиоизотопов сурьмы-124 и сурьмы-125 (а), цезия-137 (б) и серебра-125 (в) на территории континентальной Греции по данным National Technical University of Athens, Nuclear Engineering Section (с разрешения Prof. S. E. Simopoulos. arcas.nuclear.ntua.gr/apache2-default/radmaps/page1.htm).

Существенная неоднородность, пятнистость распределения радионуклидов, по-видимому, характерна и для вертикального загрязнения почв. На рис. 3.4 представлен профиль вертикального распределения стронция-90 в двух вертикальных срезах в шурфе (размером 100 x 100 x 110 см) на расстоянии 70 см друг от друга в песчаной почве с малым содержанием гумуса на правом берегу Припяти в зоне отчуждения. Видно, что резкие (до пятикратных) перепады концентрации радионуклида обнаруживаются на расстоянии всего в несколько сантиметров.

Феномен пятнистости загрязнения определяет (теперь уже навсегда) невозможность точной оценки исходного уровня радиационного загрязнения конкретных местообитаний: средние и короткоживущие радионуклиды распались в первые годы после катастрофы и их распространение в пространстве восстановить точно невозможно.

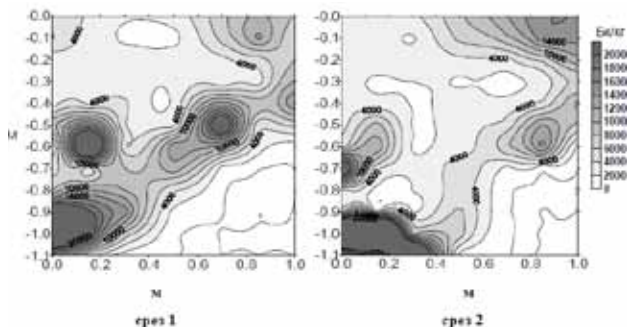


Рис. 3.4. Профиль вертикального распределения стронция-90 на двух вертикальных срезах песчаной почвы в шурфе размером 100 x 100 x 110 см на расстоянии 70 см друг от друга. Правый берег Припяти в зоне отчуждения. Изолинии — концентрации стронция-90 (Бк/кг) (Хомутинин и др., 2001).

3.2. Изменение объема выброса и состава дозообразующих радионуклидов во времени

Для понимания особенностей влияния чернобыльского загрязнения на здоровье человека и природы необходимо учесть как динамику выброса, так и изменения состава радионуклидов после Катастрофы как в течение первых дней, недель и месяцев, так и на протяжении десятилетий.

Максимальное количество радионуклидов было выброшено из взорвавшегося реактора в первые 11 дней после начала Катастрофы (Рис ...), но заметные выбросы продолжались до 17 мая (Израэль, 1992).

В последние годы, в результате рассекречивания данных (рис 3.4), стало известно, что активные и мощные выбросы из разрушенного реактора продолжались не до 17 мая, а до 3 августа. На рис. 3.6 представлены данные по динамике этих выбросов, из которых видно, что использованные для расчетов НКДАР ООН и МАГАТЭ данные существенно занижены по сравнению с реальным выбросом.

Основное (по величине радиоактивности) чернобыльское облучение было вызвано короткоживущими радионуклидами в первые дни, недели и месяцы после Катастрофы. Наблюдаемый в настоящее время уровень радиоактивного загрязнения территорий и экосистем — многократно меньше того уровня, который был во второй половине 1986 г. По соотношению количества выпадавшего цезия-137 с другими радионуклидами в первые дни и недели Катастрофы можно приблизительно реконструировать относительное значение того или иного нуклида в общей дозе внешнего облучения (рис. 3.7).

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

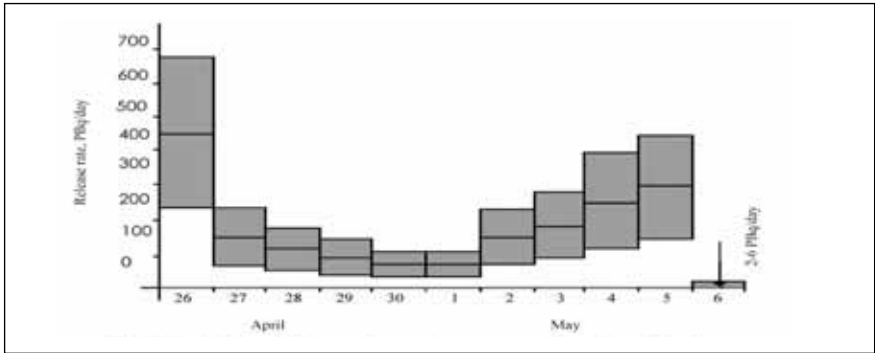


Рис. 3.5. Динамика расчетной величины ежедневного выброса всех радионуклидов (за исключением инертных радиоактивных газов, в ПБк) из взорвавшегося 4-го реактора Чернобыльской АЭС 26 апреля – 6 мая 1986 г. (Нац. Докл. Украины, 2011).

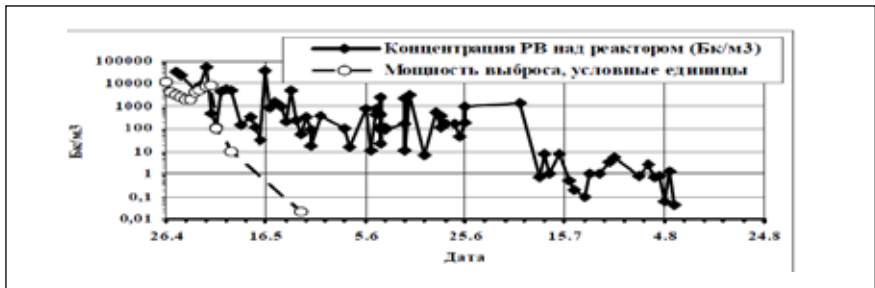


Рис. 3.6. Динамика ежесуточных выбросов радиоактивных веществ в атмосферу из четвертого реактора Чернобыльской АЭС. Квадраты и сплошная линия – удельная бета-активность проб воздуха (по результатам авиационного мониторинга Вооруженными силами СССР над реактором (Бк/м³); кружки и пунктир – данные по ежесуточной мощности выброса, представленные в МАГАТЭ (Гаврилин, 2006).

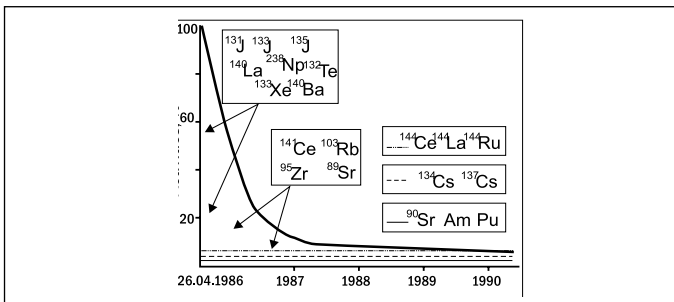


Рис. 3.7. Динамика радиоизотопного состава чернобыльского загрязнения, в % общей активности на момент Катастрофы (Sokolov, Krivolutsky, 1998).

Композиция выбросов каждый день изменялась (рис. 3.7 и рис. 3.8)

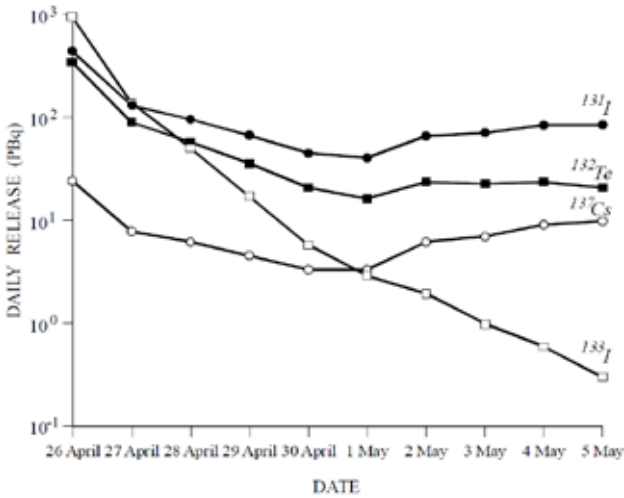


Рис. 3.8. Расчетные величины ежедневных выбросов (ПБк) йода-131, йода-133, телура-122 и цезия-137 из реактора ЧАЭС в первые десять дней Катастрофы (UNSCEAR, 2001, Fig. II).

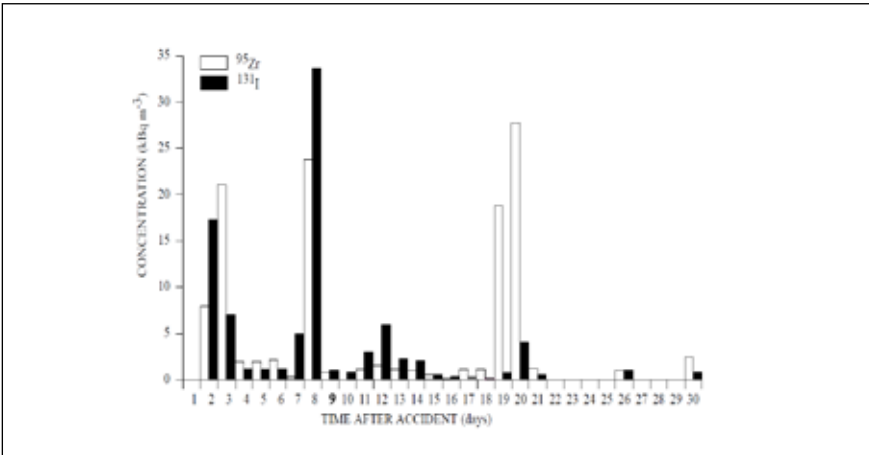


Рис. 3.9. Измеренные в воздухе над реактором средние ежедневные концентрации (кБк/м³) циркония-95 и йода-131 в течении первых 30 дней Катастрофы (UN SCEAR, 2001, Fig. III)

В первые дни после Катастрофы доля облучения за счет цезия-137 не превышала 4 % в общем внешнем облучении. В десятки и сотни раз большим было облучение от йода-131, йода-133 и теллура-129, теллура-132 и ряда других радионуклидов. Надо учесть, что на отдельных территориях максимальные величины суммарной радиоактивности чернобыльских радиоактивных выпадений в первые дни и недели превышали фоновые уровни более, чем в 10 тыс. раз (Крышев, Рязанцев, 2000).

В течение следующих месяцев и первых лет после Катастрофы большую роль в формировании радиационной обстановки играли изотопы церия-141, церия-144, рутения-103, рутения-106, циркония-95, ниобия-95, цезия-134, нептуния-239 и ряда других. С 1987 г. и до настоящего времени основными дозообразующими чернобыльскими радионуклидами являются цезий-137, стронций-90, в некоторых местах — плутоний, и в близком будущем — америций-241. В среднем, через 20 лет после Катастрофы цезий-137 вносил в суммарную дозу облучения человека до 95 %. Вклад стронция-90, изотопов плутония и америция составлял к тому времени около 5% (Мишковська, 2001) Относительный вклад некоторых радионуклидов в загрязнение приземного слоя атмосферного воздуха представлено на рис. 3.10.

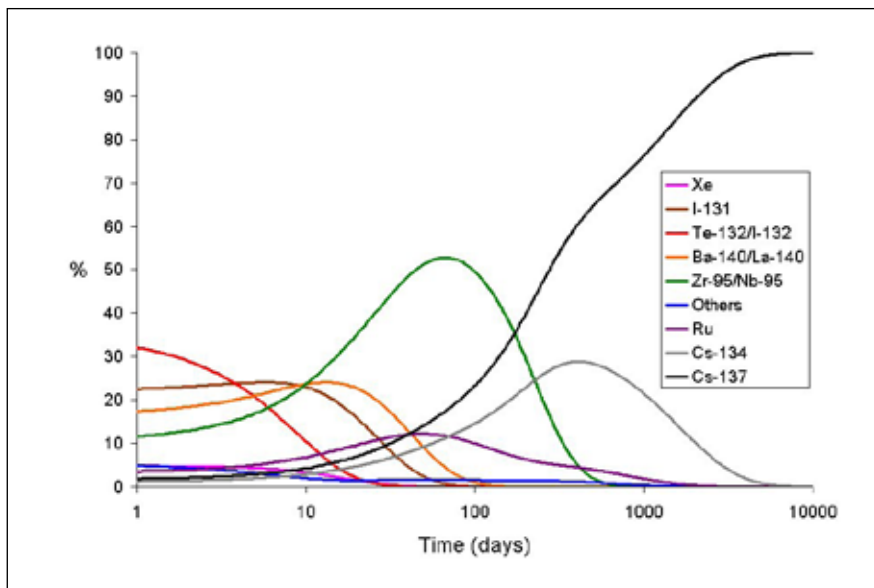


Рис. 3.10. Относительный вклад различных изотопов в радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферы в первые 27 лет после Катастрофы (<https://ru.wikipedia.org/wiki/media/File:Airdosechernobyl2.jpg>; доступ 24 октября 2015 г.).

После заметного сокращения содержания радиоцезия в растительном покрове (и, соответственно, в пищевой продукции) в первый год после Катастрофы, начинается период плавного сокращения его содержания, длящийся 6–10 лет до установления динамического равновесия в цикле «погружение радионуклида в почву — попадание в корнеобитаемый слой — вынос через корневое поступление на поверхность» (рис.3.11). Поэтому существенного сокращения цезиевого загрязнения поверхностных экосистем можно ожидать только через десятилетия, в связи с процессами физического распада этого радионуклида (период его полного распада — около 300 лет).

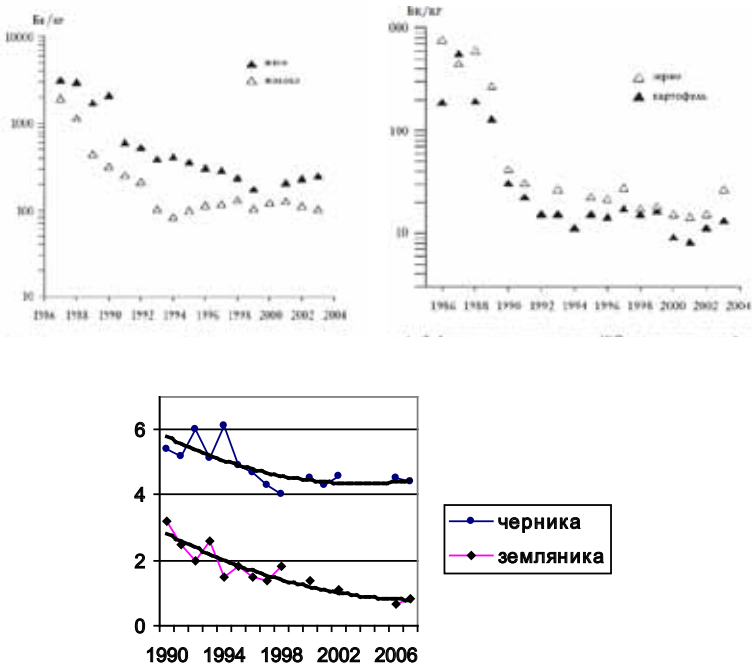


Рис. 3.11. Динамика концентрации цезия-137 в мясе и молоке (слева), зерне и картофеле (справа) в западных районах Брянской обл., 1987–2004 гг. и в чернике и землянике Гомельской обл. (Линник, 2007; Переволоцкий, 2013)

Иное положение с загрязнением стронцием-90 и америцием-241. Ввиду высокой растворимости соединений радиостронций при определенных условиях может прогрессивно накапливаться в поверхностной растительности (рис. 3.12).

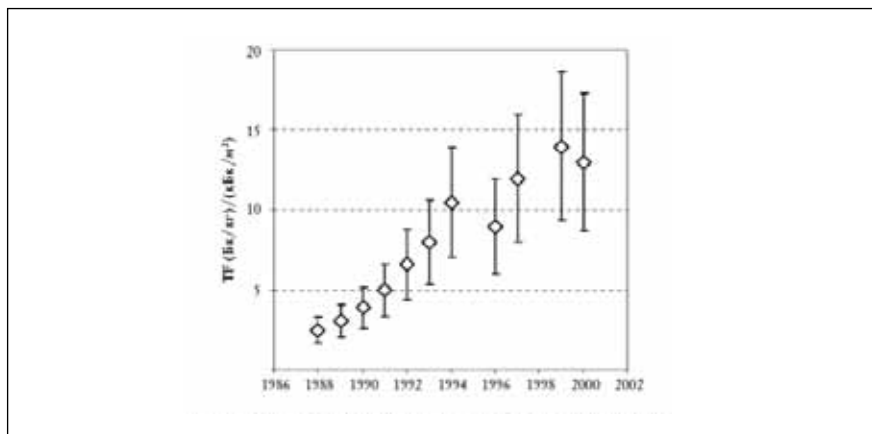


Рис. 3.12. Динамика значений коэффициентов перехода [(Бк/кг)/(кБк/м²)] стронция-90 из почвы в травяной покров на дерново-подзолистых почвах в зоне отчуждения ЧАЭС, 1988–2002 гг. (Линник, 2007).

Еще более важным со временем станет чернобыльское загрязнение америцием-241. Этот радионуклид появляется в результате естественного распада плутония-241 и будет накапливаться в экосистемах на протяжении столетий. Через 50 — 70 лет активность америция увеличится в шесть раз (Израэль, Богдевич, 2009) и превзойдет по величине суммарную активность чернобыльских изотопов плутония. Так, например, в первые месяцы после Катастрофы площадь загрязненная чернобыльскими трансурановыми радионуклидами (нептунием-249, плутонием- 238, 239, 240, 241 и америцием-241) на уровне 0,1 Ки/км² (официальный критерий отселения) составляла на территории Беларуси 400 км². В результате трансформации плутония-241 в америций-241 площадь этой зоны к 2060 г. увеличится в несколько раз — до 1 800 км² (Миронов, Ильяшук, 2012). Еще более значительно увеличится площадь опасного загрязнения америцием-241 в Украине (рис. 3.13).

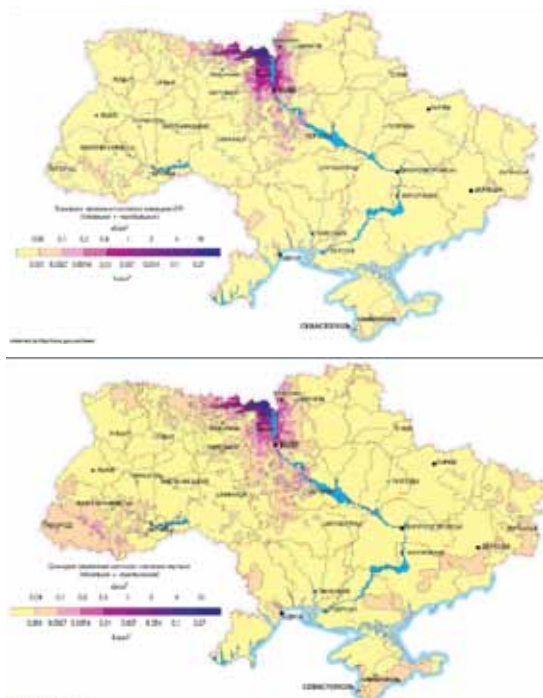


Рис. 3.13. Схема загрязнения Украины америцием-241 в 1986 г. и в 2050 г. (прогноз). (<http://chornobyl.in.ua/karta-radionulid-ukraine.html>; доступ 22 октября 2015 г.).

Чернобыльская дополнительная радиоактивность будет сохраняться в биосфере в заметных количествах сотни и тысячи лет (Рис. 3.12).

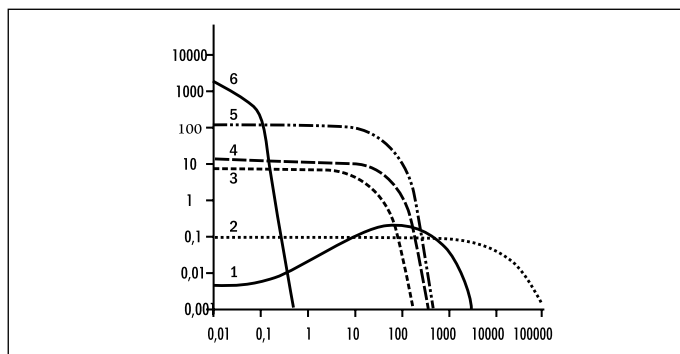


Рис. 3.14. Общая дополнительная чернобыльская радиоактивность (в петаБК) в биосфере (Mulev, 2008): 1- йод-131, 2 – цезий-137. 3- стронций-90, 4- америций-241, 5 – плутоний-241; 6- плутоний-239, 240.

Остается добавить, что среди выброшенных в ходе Катастрофы радионуклидов должны были быть хлор-36 (период распада около 300 тыс. лет) и технеций-99 (период распада около 42 млн лет). Несмотря на их небольшую долю в общем выбросе, длительность их существования в биосфере может привести к значимым кумулятивным биологическим эффектам (Fairlie, Sumner, 2006).

3.3. Изменение состава дозообразующих радионуклидов в пространстве

Первоначально предполагалось, что тяжелые трансураниевые радионуклиды (прежде всего плутоний) будут оседать только вблизи взорвавшегося реактора. Последующие измерения показали, что чернобыльский плутоний обнаруживается на расстоянии тысяч километров от АЭС.

На рис. 3.15 показаны различия в составе и количественном соотношении некоторых дозообразующих гамма-излучателей в первичных (апрель-май 1986 г.) выпадениях в ближней зоне (до 30 км) и на расстоянии нескольких сот километров от Чернобыля, а на рис. 3.13 — композиция дозообразующих радионуклидов (по их составу в грибах) в сентябре 1989 г.

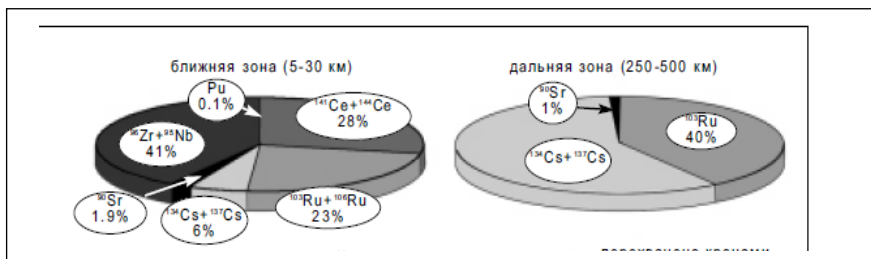


Рис. 3.15. Распределение дозообразующих чернобыльских радионуклидов в первичных (апрель-июнь 1986 г.) выпадениях вблизи (5–30 км) и вдали (250–500 км) от Чернобыля (Щеглов, Цветнова, 2001).

Таблица 3.1. Спектр и доля (%) радионуклидов в грибах на разном расстоянии от Чернобыльской АЭС в сентябре 1989 г. (по: Tsvetnova, Shcheglov, 1993)

Расстояние от ЧАЭС	Ки/км ²	Цезий-137	Церий-144	Рутений-106	Цезий-134
6 км на запад	2150	38,9	36,5	17,3	7,3
7 км на юго-восток	155	41,0	32,7	17,9	8,4
160 км на северо-восток	37,8	81,0	1	4,9	13,1
200 км на северо-восток	14,5	82,8	0	2,0	15,2

Сразу после Катастрофы начались, продолжают в настоящее время (и будут продолжаться в будущем) масштабные процессы изменения первичного положения радионуклидов — их миграция под влиянием естественных факторов — движения с потоками воды, воздуха (особенно после пожаров и пыльных бурь), с мигрирующими животными, выпадения из стратосферы. Подсчеты показали, что с территории Украины вынос чернобыльских радионуклидов в Черноморский бассейн составит около 20 ТБк цезия-137 и 200 ТБк стронция-90 (Долін и др., 2008).

3.4. Проблема «горячих частиц»

Еще одна принципиальная сложность в оценке уровней чернобыльского радиоактивного загрязнения — проблема так называемых «горячих частиц» («чернобыльской пыли»). В горячих частицах содержалось, по видимому, около 10 % всей радиоактивности, выброшенной из реактора.

Горячие частицы были двух основных типов. Первые содержат сложный комплекс радионуклидов (^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{137}Cs , ^{134}Cs , плутоний, другие α -, β - и γ -излучатели) (Василенко, 1991 и др.). Активность вторых определялась, в основном, ^{103}Ru и ^{106}Ru .

Вблизи от ЧАЭС выпали более крупные и тяжелые горячие частицы с ураном и плутонием. На территории Венгрии, Германии, Финляндии, Польши и Болгарии выпадали горячие частицы среднего размера, около 15 мкм. Их активность определялась (Уровни облучения..., 2000) радионуклидами циркония-95 (период распада 21 мес.), лантана-140 (1,68 сут.) и церия-144 (около 8 лет). Некоторые горячие частицы включали β -излучатели рутений-103 и рутений-106 (периоды распада, соответственно, около года и десяти лет), барий-140 (3 мес.) и др. Частицы с летучими элементами йода-131, теллура-132, цезия-137, сурьмы-126 (период распада около 3 мес.) разлетались на тысячи километров. Тысячи таких горячих частиц обнаруживались в каждом кубическом метре приземного воздуха за сотни км от ЧАЭС (рис. 3.16).

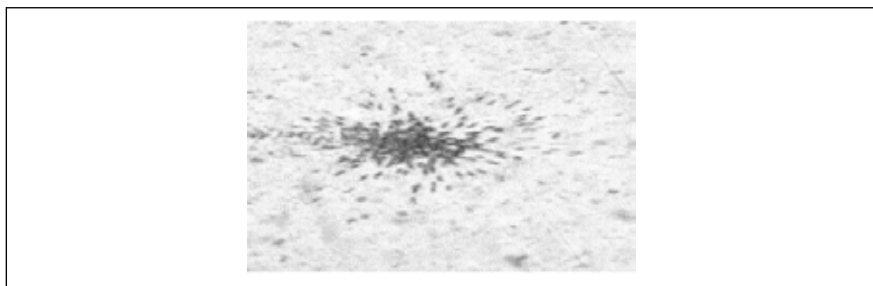


Рис. 3.16. Следы от «горячей частицы» в древесине — скопление треков (следов деления) на f-радиографии годового кольца сосны 1988–1989 гг. с территории Чехии. ув. 250 раз (Фетисова и др. 2006)

«Горячие частицы» обнаруживались и в новых жилых домах г. Киева, сдача которых в эксплуатацию проходила осенью 1986 г. В апреле и мае они стояли еще без крыши и окон, поэтому вобрали в себя много радиоактивной пыли. Мы находили их в бетонных плитах стен и перекрытий, в столярке, под линолеумом на полу и т. д. В большую часть этих домов были заселены работники Чернобыльской АЭС. В процессе заселения специальные дозиметрические бригады, организованные мною (я тогда был заместителем главного инженера ЧАЭС по радиационной безопасности и отвечал за персонал в местах его нахождения), осуществляли дозиметрический контроль квартир. По результатам этих измерений мною был составлен Протокол для Правительственной Комиссии, о недопустимости заселения чернобыльцев в «грязные» квартиры. Санэпидемслужба Киевского горисполкома ответила лживым письмом, в котором согласилась с наличием радиоактивности в квартирах, но объяснила это грязью, которую завезли сами жильцы».

Из письма Н. В. Карпана А. В. Яблокову. 20 апреля 2007 г.
Публикуется с разрешения Н. В. Карпана.

Хотя активность отдельных горячих частиц достигает 10 кБк, они не учитываются при определении уровня радиоактивного загрязнения территории. В случае попадания внутрь тела человека (и другого живого существа) с водой, пищей или вдыхаемым воздухом, такие частицы обеспечивают получение высоких доз облучения, даже если человек находится на незагрязненной или слабозагрязненной территории. Мелкие частицы (менее 5 мкм) легко проникают внутрь легких, крупные (20–40 мкм) — задерживаются в верхних дыхательных путях (Эйзенбад, 1987; Malachanko, Golunenko, 1990; Иванов и др., 1990; IAEA, 1994). Закономерности образования и распада горячих частиц, их свойства, и, главное, — влияние на здоровье человека и других живых организмов мало изучены.

Горячие частицы могут вторично попадать в атмосферу (и соответственно, поражать животных, растения и человека спустя много времени после окончания активных выбросов из реактора 4-го блока ЧАЭС в начале августа 1986 г.): при проведении различных сельскохозяйственных (например, при вспашке) и строительных работ, связанных с пылеобразованием, а также в результате природных (лесных, торфяных и др.) пожаров и смерчах, которые могут поднимать в атмосферу радиоактивные аэрозоли и мелкодисперсные частицы.

3.5. О свинцовом чернобыльском загрязнении

С 27 апреля по 10 мая 1986 г. в аварийный реактор было сброшены с вертолетов сотни тонн соединений бора, висмута, кадмия и свинца, в расчете на то, что эти вещества смогут воспрепятствовать развитию ядерных реакций. По одним данным, было сброшено 2400 т свинца (Нац. Докл. Украины, 2011), по другим — 6720 т (Киселев, 1996). Значительная часть этого свинца в течение нескольких последующих дней была выброшена в атмосферу в результате его плавления, вскипания и возгонки в горящем реакторе (Карпан, 2013).

Содержание свинца в крови, как детей, так и взрослых в Беларуси за последние годы заметно увеличилось (Ролевич и др., 1996). В крови обследованных 213 детей из Лунинецкого и Столинского районов Брестской обл. среднее содержание свинца составило $0,109 \pm 0,007$ мг/л, а около половины детей имели кровь с содержанием свинца $0,188 \pm 0,003$ мг/л (предельная норма ВОЗ для детей 0,001 мг/л) (Злобин, Герштейн, 1995; Петрова и др., 1996, Яковенко, 2006).

Свинцовое загрязнение может оказаться дополнительным фактором, усугубляющим действие радиации на живой организм (Петин, Сынзыныс, 1998). Показано, что ионизирующая радиация вызывает в клетках живых организмов биохимические процессы, связанные с окислением свободных радикалов. Под воздействием тяжелых металлов эти реакции протекают особенно интенсивно (Никитенко, 1999). У детей, в организме которых цезий-137 находился вместе со свинцом, частота атрофических гастритов заметно повышалась (Гресь, Полякова, 1997). Свинцовое отравление опасно и само по себе, вызывая, например, умственную отсталость у детей (Зигель, Зигель, 1993).

3.6. Обсуждение и заключение

Кратко описанные выше основные экологические особенности чернобыльского радиоактивного загрязнения далеко не в должной мере учитываются при анализе медицинских последствий Катастрофы. Подавляющее большинство сопоставлений пост-чернобыльской заболеваемости и других эффектов с уровнями загрязнения территорий в Беларуси, Украине и России делаются на основе официальных справочников загрязнения территорий. Материалы этих справочников обобщают проведенные измерения плотности загрязнений по цезию-137 через несколько лет после Катастрофы.

Приведенные в этой главе материалы показывают, что за официальными средними данными по уровням загрязнения на уровне административных районов, или отдельных поселков, скрываются кратные различия в уровнях загрязнения территорий, отстоящих друг от друга на расстоянии

десятков и сотен метров. Эти различия, конечно должны серьезно сказываться на уровнях облучения конкретного человека и любых других живых организмов.

Справочные данные по уровням радиоактивного загрязнения местности цезием-137 на определенную дату (год) не могут учитывать колоссальных (тысячекратных!) перепадов в уровнях загрязнения в течении первых недель, месяцев и лет после Катастрофы, связанных с изменением композиции дозообразующих радионуклидов (среди которых цезий-137 и йод-131 в ряде мест были далеко не на первом месте среди дозообразующих радионуклидов).

Статичные справочные уровни радиоактивного загрязнения территорий не могут отражать также возможных значимых для формирования дозы изменений количества радионуклидов в данном месте в результате горизонтального перераспределения того же цезия-137 с аэрозолями и пылью при природных пожарах, сильных ветрах и мигрирующими животными. Нет «справочных» данных о распределении горячих частиц, роль которых в возникновении пост-чернобыльских заболеваний может быть существенной.

Существенным с точки зрения уровней облучения может стать и заметное увеличение уровня америция-241 на территориях с первичным плутониевым загрязнением.

Перечисленные в этой главе экологические особенности радиоактивного чернобыльского загрязнения могут объяснить случаи несоответствия наблюдаемых медицинских эффектов официальным справочным уровням загрязнения.

Глава 4.

Сколько человек коснулось и коснется Чернобыльское загрязнение?

4.1. Число проживавших на загрязненных чернобыльским выбросом территориях СССР	57
4.2. Число проживающих на загрязненных чернобыльским выбросом территориях в мире	
4.3. Заключение	

Влияние ионизирующего излучения не имеет порога. Это означает, что любое сколь угодно малое дополнительное облучение должно привести к какому то числу дополнительных эффектов. При влиянии малых доз эти эффекты проявляются обычно у единиц или десятков из тысячи облученных. Но при облучении сотен миллионов, счет пострадавших будет вестись на сотни тысяч.

4.1. Число проживавших на загрязненных чернобыльским выбросом территориях СССР

Уже через несколько лет после Катастрофы стало ясно, что в СССР проживает на территориях с существенным выпадением чернобыльских радионуклидов не менее 8 млн человек только в Беларуси, Украине и России (табл. 4.1).

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица 4.1. Число пострадавших (тыс. чел.) от Чернобыльской катастрофы в Беларуси, Украине и Европейской части России

Группы населения	Страна	Тыс. чел.
Эвакуированные и переселенные ²	Беларусь	135 000 ¹
	Украина	162 000 ¹
	Россия	52 400 ¹
Проживавших на территории с загрязнением цезием-137 более 37 кБк/м ² (1 Ки/км ²)	Беларусь	2 000 000 ¹
	Украина	3 500 000 ¹
	Россия	2 700 000 ¹
Ликвидаторы	Беларусь	130 000
	Украина	360 000
	Россия	244 700 ³
	Другие страны	Не меньше 90 000 ⁴
ВСЕГО		9 379 100

¹ Доклад Генерального секретаря ООН на 56-й Сессии ГА. 2001. Оптимизация международных усилий в деле изучения, смягчения и минимизации последствий чернобыльской катастрофы. 8 October (<http://daccessdds.un.org/doc/UNDOC/GEN/N01/568/11/PDF/N0156811.pdf>).

² Эвакуированные из города Припяти и ж. д. станции Янов (49 614 чел.), а затем через 6 – 11 дней – из 30-км зоны вокруг АЭС (41 792 чел. в Украине, 24 725 в Беларуси, – всего 116 231 чел.), и, наконец, в 1986–1987 гг. – с территорий с плотностью загрязнения свыше 15 Ки / км²): в Украине – 70 483 человек, в России – 78 600, в Беларуси – 110 275. Общее число людей вынужденных покинуть свои дома из-за чернобыльского загрязнения составило около 350 400 человек.

³ По данным «Союза Чернобыль» (В. В. Гришин, in litt.). В Российском национальном регистре на начало 2011 г. Было 194 333 ликвидатора (Национальный ..., 2011). На середину мая численность военнослужащих Министерства обороны СССР (в основном, химические и инженерные войска) в зоне составляла «около 40 тыс.», в 1986–1987 гг. медицинское обследование прошли 77 тыс. военнослужащих (по другим данным – 237 151) (Новиков и др., 2014).

⁴ Казахстан (31 720; Каминский, 2006), Армения (более 3000; Оганесян и др., 2006), Молдова (3500; Coretchi, Bahnarel, 2008), Грузия, Израиль, Германия, США, Великобритания и другие страны.

Надо учесть, что на загрязненных выше 1 Ки/км² территориях (официально принятый уровень безопасности) живет не менее 1 млн детей, и у эвакуированных и ликвидаторов появилось за годы после Катастрофы не менее 500 тыс. детей.

Подробные данные о числе разных групп пострадавших от Катастрофы в Украине приведены в табл. 4.2.

Таблица 4.2. Численность разных групп пострадавшего от Катастрофы населения Украины (на 01.01.2005 г.) (Сосновская, 2006)

Категории	Численность
лица, принимавшие участие в ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС (ликвидаторы, 1 ГПУ);	72362
лица, эвакуированные или самостоятельно покинувшие зоны эвакуации в 1986 г. (эвакуированные, 2 ГПУ);	5951
лица, проживающие в зонах первоочередного и последующего отселения, а также отселенные или самостоятельно выехавшие из этих зон после катастрофы на ЧАЭС (>555 кБк/м ² , 3 ГПУ), в том числе дети и подростки	72705 13126
лица, родившиеся от облученных родителей	17914
лица, проживающие на территории с правом на отселение и с периодическим радиационным контролем (от 37 до > 555 кБк/м ² , 5 ГПУ), в том числе дети и подростки	1441121 317494

К цифрам, приведенным в табл. 4.1 надо добавить какое то, точно неизвестное, число лиц, проживавших на радиоактивно загрязненных на уровне больше 0,1 Ки/км² по цезию-137 в результате Катастрофы территориях в других республиках СССР (прежде всего, в Молдове и Грузии, а также в Прибалтике и Казахстане).

4.2. Число проживающих на загрязненных чернобыльским выбросом территориях в мире

Менее точно можно определить число людей, живших на территориях, пораженных чернобыльскими радиоактивными осадками во всем мире. 40 % территории Европы вне границ СССР было загрязнено Чернобыльским радиоцезием на уровне 4–40 кБк/м² (0,11–1,08 Ки/км²) (Cort et al., 1998; Fairlie, Sumner, 2006 и мн. др.). Именно этот уровень (около 0,1 Ки/км²) нужно считать минимально значимым для дополнительного к любому существующему уровню ионизирующего облучения (обоснование см. Яблоков, 2002; ECRR, 2003, 2010). Если предположить, что на этой территории проживало около 35 % населения Западной Европы (часть осадков пришла на горные малонаселенные районы), и учесть, что общее население этой части Европы в конце 80-х гг. составляло около 550 млн чел., то можно считать, что примерно 190 млн европейцев (за пределами границ СССР) жило на слабо загрязненных территориях, и около 15 млн человек — на территориях,

Часть 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИЙ

загрязненных радиоцезием выше 40 кБк/м^2 ($1,08 \text{ Ки/км}^2$). Если учесть, что чернобыльскими выпадениями было загрязнено (Fairlie, Sumner, 2006; см. также раздел 1.2 выше) около 8 % территории Азии, 6 % территории Африки и 0,6 % территории Сев. Америки, то, применяя тот же подход, что и для Европы, оказывается, что вне Европы общее число проживавших на территориях, загрязненных чернобыльским радиоцезием на уровне до 40 кБк/м^2 могло составить в 1986 г. около 200 млн человек (табл. 4.3).

Таблица 4.3. Оценка численности населения, проживавшего на территориях, затронутых чернобыльскими радиоактивными осадками в 1986 г.

Континент	Доля выпавшего цезия-137	Общая численность населения в конце 80-х, тыс. чел	Число проживающих на территориях с выпадением 1–40 кБк/м ²
Азия	8 %	2 500 000 000	Около 150 000 000
Африка	6 %	600 000 000	Около 36 000 000
Америка	0,6 %	170 000 000	Около 10 000 000
	14,6 %	3 270 000 000	Около 196 000 000

Конечно, точность расчетов, приведенных в табл. 4.3 не особенно велика, и истинное число живших на территориях, попавших под чернобыльские осадки, может быть и несколько ниже и несколько выше (150–230 млн человек). Эта неопределенность вызвана, с одной стороны, тем, что эти расчеты не включают нескольких других, распространившихся по всему Северному полушарию радионуклидов, как короткоживущих (йод-131, йод-133, теллур-132, и ряд других, определивших высокие уровни загрязнения в первые недели и месяцы), так и (Fairlie, Smith, 2006; 5.17) долгоживущих, таких как хлор-36 (период полураспада около 30 тыс. лет), и технеций-99 (период полураспада более 23 тыс. лет), связанных с весьма низкими, но действующими на протяжении многих тысячелетий уровнями облучения. С другой стороны, эти расчеты основаны на равномерном распределении населения, что, конечно, не вполне так. Можно консервативно считать, что суммарно, чернобыльское радиоактивное загрязнение на уровне от 4 кБк/м^2 ($0,1 \text{ Ки/км}^2$) и выше коснулось, в общей сложности, около 400 млн человек (205 млн в Европе и около 200 млн — вне Европы).

Другой расчет числа попавших под чернобыльское облучение может быть сделан, исходя из оценок общей коллективной дозы. В табл. 4.4 представлены результаты одного из таких расчетов, согласно которому общее число получивших дополнительное чернобыльское облучение на уровне $0,25 \text{ мЗв}$ может составить более 4,5 млрд человек, а на уровне $0,4 \text{ мЗв}$ — более 605 млн человек.

Таблица 4.4. Общее число пострадавших от чернобыльских радиоактивных выпадений в мире и уровень их облучения (Fairly, 2007).

Группа	Число человек	Средняя доза, мЗв
Ликвидаторы	240 000	100
Эвакуированные в 1986 г.	116 000	33
Жители сильно загрязненных территорий	270 000	50
Жители слабо загрязненных территорий	5 000 000	10
Остальное население Европы	600 000 000	≥ 0.4
Остальное население мира	4,000 000 000	≥ 0, 25

4.3. Заключение

Все вышеприведенные оценки численности касаются только учета населения на территориях, где выпадали в заметном количестве чернобыльские радионуклиды. К этим расчетам надо добавить ранее не учитывающееся дополнительное чернобыльское облучение, вызванное распространением по миру радиоактивно-загрязненных продуктов питания. Среди известных фактов, позволяющих косвенно оценить масштаб проблемы вторичного чернобыльского загрязнения:

- распространение (на протяжении четырех лет после Катастрофы) загрязненных радионуклидами мясо-молочных и растительных продуктов (были специальные правительственные решения о «разбавлении» чистых продуктов радиоактивно загрязненными) по всей территории СССР, а также в Восточной Германии и на Кубе;
- распространение в 1986 г. радиоактивно загрязненных продуктов из Европы в Африку, Азию и Северную Америку (см. гл. 1);
- распространение радиоактивно загрязненных дикоросов (грибов, ягод) и рыбы с радиоактивно загрязненных территорий в Украине, Беларуси и России;
- распространение радионуклидов на сотни километров от лесных пожаров на радиоактивно-загрязненных территориях (например, в 1992 г., 2010 г., 2015 г.).

Такое вторичное распространение чернобыльских радионуклидов должно было затронуть, по меньшей мере, нескольких миллионов человек.

Игнорирование данных о широчайшем распространении чернобыльского загрязнения вне территории бывшего СССР по поверхности Земного шара со стороны МАГАТЭ, ВОЗ и ряда других официальных организаций «не имеет научного объяснения» (Fairly, Sumner, 2006, с. 73). Такое игнорирование можно объяснить единственно целенаправленным стремлением приуменьшить чернобыльские риски.

Заключение (по части I)

Для объективной оценки приводимых в следующих частях настоящей сводки данных по медицинским и биологическим последствиям Катастрофы для населения и живой природы, на основе приведенного выше материала, можно сделать несколько основных выводов:

1. Чернобыльские радионуклиды распространились по всей биосфере — от Арктики до Антарктики. В большей степени загрязнено Северное полушарие, а в Северном полушарии наиболее загрязнена Европа. Научным фактом является то, что большая часть выброшенных из взорвавшегося реактора радионуклидов были распространены за пределами Беларуси, Украины и Европейской части России. Фактический отказ от рассмотрения последствий распространения по биосфере большей части (57 %) чернобыльских радионуклидов делает недостаточно обоснованным анализ последствий Катастрофы представленный ВОЗ и МАГАТЭ (IAEA, 2006).

2. Характерной чертой чернобыльского радиоактивного загрязнения является его пятнистость: территории с высоким уровнем загрязнения соседствуют с многократно менее загрязненными территориями в масштабе десятков и сотен метров и километров. Неизбежное усреднение загрязнений для больших площадей, производимое для разработки и реализации мер радиационной защиты населения, не только таит угрозу неучитываемого переоблучения отдельных групп населения, но и вносит существенную неопределенность в расчеты получаемых доз облучения.

3. Разные радионуклиды по-разному распределены на загрязненных территориях — уровни загрязнения территорий цезием-137 могут не совпадать с уровнями загрязнения стронцием-90 или плутонием / америцием.

4. В первые недели и месяцы после Катастрофы радиоактивное загрязнение каждой территории было многократно (порой тысячекратно) выше, за счет активности короткоживущих радионуклидов. Хотя к 2016 г. произошел физический полураспад цезия-137 и стронция-90, они будут значимо загрязнять некоторые территории на протяжении следующих десятков лет. Долгоживущие радионуклиды плутония, америция, хлора, технеция будут загрязнять биосферу на протяжении нескольких десятков тысяч лет.

5. Территории, которые через несколько лет после Катастрофы становились «чистыми» от радионуклидов в результате их погружения в

почву, затем могут опять становится более радиоактивными в результате выноса радионуклидов на поверхность через корневую систему растений.

6. За тысячи километров от Чернобыля могут быть встречены «горячие частицы» - микроскопические высокорadioактивные конгломераты радионуклидов, которые не определяются при обычном радиационном мониторинге территорий, и которые опасны для здоровья при попадании внутрь организма с пищей, водой или воздухом.

Не находит научного объяснения тот факт, что и МАГАТЭ, и ВОЗ, при оценке масштабов и последствий Катастрофы до сих пор привлекали внимание лишь к данным по загрязнению территорий Беларуси, Украины и Европейской России, и обстоятельно не анализируют данные по загрязнению других стран (на территории которых выпала большая часть чернобыльских радионуклидов). Расчеты показывают, что чернобыльские радионуклиды в заметных количествах оказались на территориях, где проживает около половины населения Земли.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВЫЯВЛЕНИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ КАТАСТРОФЫ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ

Поскольку влияние ионизирующей радиации на здоровье не имеет нижнего порога, то самые незначительные превышения уровня облучения над естественным фоном статистически обязательно должны рано или поздно сказаться на состоянии здоровья облученных людей, либо их потомков. Выброшенное из реактора 4-го блока Чернобыльской АЭС огромное количество радионуклидов (см. гл. 1), ставших неотъемлемым элементом среды обитания около 400 миллионов человек на всех континентах, должно было оказать серьезное влияние на их здоровье. Однако существуют методологические трудности выявления такого влияния, прежде всего потому, что есть как объективные, так и субъективные трудности в получении данных по эффектам Катастрофы.

В этой II части книги, после перечисления субъективных и объективных трудностей в получении данных о влиянии Катастрофы (гл. 5), кратко рассматриваются некоторые методологические проблемы анализа имеющихся данных по влиянию радиоактивного загрязнения на человека и природу (гл. 6). Завершается часть главой 7, посвященной описанию путей выяснения влияния радиоактивного загрязнения на человека и природу.

Глава 5.

Трудности получения объективных данных по влиянию Катастрофы

- 5.1. Официальное засекречивание данных
 - 5.2. Официальная фальсификация данных
 - 5.3. Отсутствие достоверной медицинской и демографической статистики в СССР
 - 5.4. Трудность определения уровней облучения
 - 5.4.1. Невозможность корректной реконструкции уровней облучения после Катастрофы в данном месте
 - 5.4.2. Ненадежность опросных данных для расчета популяционных доз
 - 5.4.3. Сложность учета групповой и индивидуальной изменчивости радиочувствительности
 - 5.5. Заключение
-

Полную картину влияния Чернобыльской катастрофы на здоровье населения получить очень трудно и по субъективным, и по объективным причинам. Среди субъективных причин: секретность, фальсификация, ненадежность медицинской и демографической статистики. Среди объективных — недостаточность современных знаний для определения истинной радиационной нагрузки.

5.1. Официальное засекречивание данных

Режим секретности для всех чернобыльских данных был официально введен в СССР с первых дней после Катастрофы и просуществовал до 23 мая 1989 г., когда был отменен специальным постановлением Совета Министров СССР. Чернобыльская секретность была не только в СССР, но и в ряде других стран, включая Францию, Великобританию, и даже США. После Катастрофы Французская служба защиты от радиации (SCPRI) отрицала, что чернобыльские осадки опасны для Франции. После Катастрофы Министерство сельского хозяйства США отказывалось открыть данные о том, что некоторые импортируемые из Европы продукты в 1986–1988 гг. имели опасно высокий уровень содержания чернобыльских радионукли-

Часть 2. МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ВЫЯВЛЕНИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ

дов, и первые заявления относительно этого радиоактивного загрязнения были сделаны лишь через восемь лет (Cunningham, 1994; see RADNET, 2008, Sect. 6 and Sect. 9, part 4).

Примеры документов, свидетельствующие о режиме секретности в СССР после Катастрофы, приведены в боксе.

«4. Засекретить сведения об аварии... 8. Засекретить сведения о результатах лечения. 9. Засекретить сведения о степени радиоактивного поражения персонала, участвовавшего в ликвидации последствий аварии на ЧАЭС».

Из Распоряжения У-2617-С Начальника III Главного управления Министерства здравоохранения СССР Е. Шульженко «Об усилении режима секретности при выполнении работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС» от 27 июня 1986 г. (цит. по: Ковалевская, 1995, с. 188).

«2. Сведения, накапливаемые в лечебных учреждениях о движении больных, пострадавших вследствие аварии, должны иметь гриф «для служебного пользования», а данные, обобщенные в областных санэпидстанциях и городской санэпидстанции, ... по радиоактивному загрязнению объектов, окружающей среды (включая объекты питания), превышающие предельно допустимые концентрации — «секретно»...».

Из Приказа № 30-с Министра здравоохранения Украины А. Романенко от 18 мая 1986 г. об усилении секретности (цит. по: Барановська, 1996, с. 139).

Засекречены были не только медицинские данные, но и данные об уровнях загрязнения местности и полученных дозах (Нац. доклад Украины, 2011).

5.2. Официальная фальсификация данных

Спустя несколько лет после Катастрофы стали известны официальные документы, директивно требовавшие фальсификации первичных данных по заболеваемости. Примеры таких документов приведены в боксе.

«... Диагноз вегето-сосудистая дистония у работников, привлекаемых к работам в аварийных ситуациях и не имеющих признаков острой лучевой болезни, тождественен понятию отсутствия изменения состояния здоровья в связи с излучением (практически здоров в отношении лучевой болезни). При этом не исключается возможность наличия у больного соматоневрологических заболеваний, в том числе и ситуационного невроза...».

Из телеграммы Начальника III Главного управления Минздрава СССР Е. Шульженко «02-«ДСП»-1 от 4 января 1987 г. (цит. по: Ковалевская, 1995, с. 189).

«2. Наличие острых соматических расстройств, а также признаков обострения хронических заболеваний у лиц, привлекавшихся к ликвидации последствий аварии и не имеющих ОЛБ (острой лучевой болезни — А.Я.), не должно ставиться в причинную связь с воздействием ионизирующего излучения.

3. При составлении свидетельств о болезни на лиц, ранее привлекаемых к работам на ЧАЭС, не перенесшим ОЛБ, в пункте 10 не отражать факт привлечения к указанным работам и суммарную дозу облучения, не достигшую степени ЛБ.»

Из «Разъяснения центральной военно-врачебной комиссии Минобороны СССР от 8.07.87 № 205», направленного Начальником 10-й ВВК полковником В. Бакшутковым военкоматам (цит. по: Ковалевская, 1995, с. 12).

Эта фальсификация советской чернобыльской медицинской статистики — необратима, точно восстановить «скорректированные» данные невозможно.

Примечание: Показательно, что в декабре 1991 г. Верховный суд Болгарии признал зам. Премьер-министра страны (Г. Стоичкова) и зам. Министра здравоохранения (Л. Шиндарова) виновными в преступной дезинформации общества по чернобыльским событиям (Leviev-Sawyer, 2011). Судебный прочес был организован и во Франции против министра здравоохранения, скрывавшего реальные масштабы и возможные последствия радиационного загрязнения.

5.3. Отсутствие достоверной медицинской и демографической статистики в СССР

Широко признается, что в СССР (а также в первые десятилетия после его распада в 1991 г. — в Украине, Беларуси и России), уровень официальной медицинской статистики был крайне невысок. «... Данные о смертности и заболеваемости раком собираются из многих различных источников и кодируются без учета общепринятых международных принципов... итоговые данные о состоянии здоровья населения, пострадавшего в результате аварии на ЧАЭС, трудно сопоставимы с данными о состоянии здоровья из официальной статистики...» (НКДАР, 2000, Прилож. G, п. 242, с. 49).

Данные государственных регистров ликвидаторов в России, Украине и Беларуси не могут рассматриваться как надежные уже потому, что статус «ликвидатора» дает многочисленные льготы, его получили не только лица, реально подвергавшиеся повышенному облучению, но и точно неизвестное число лиц, лишь кратковременно находившихся в зоне Катастрофы. В то же время, до сих пор выявляются реальные ликвидаторы, которые

не включены в официальные регистры. Среди таких — военнослужащие, участвовавшие в чернобыльских операциях, но не имеющие документов об участии в ликвидационных работах (Митюнин, 2005). Так, например, среди около 60 000 военнослужащих, принимавших участие в работах на ЧАЭС, ни у одного (!) в военном билете не зарегистрировано превышение тогда существовавшей нормы в 25 рентген. В то же время, обследование 1100 военнослужащих-ликвидаторов выявило у 37 % из них клинико-гематологические признаки лучевой болезни, что означает, что эти люди получили больше 25 Р (Харченко и др., 2001). Не случайно, даже спустя 15 лет после Катастрофы до 30 % российских ликвидаторов не имели показателей величины полученной дозы облучения (Зубовский, Смирнова, 2000).

Широко распространено мнение, что десятки тысяч ликвидаторов 1986–1987 гг. подверглись облучению, в среднем, на уровне 110–130 мЗв. Надежность этих оценок невелика. Достоверность определения индивидуальных доз особенно низка у военных ликвидаторов, выше у гражданских, и более точна лишь у малой части ликвидаторов — персонала самой АЭС (Крючков, 2000). Известно, что «*полноценный дозиметрический контроль участников работ в зоне ЧАЭС удалось наладить только через несколько месяцев*» (Герасимова и др., 2001, с. 11). Индивидуальная дозиметрия внешнего не только β , но и γ -облучения (как и внутреннего облучения радиойодом) подавляющего большинства ликвидаторов отсутствовала. Для оценки индивидуальных доз применялась либо «групповая дозиметрия» (индивидуальным дозиметром был обеспечен только один член группы и показания этого дозиметра приписывались и всем остальным), либо «маршрутная доза» (по средней мощности экспозиционной дозы и продолжительности нахождения в месте проведения работ). Неопределенность оценки индивидуальных доз при этом достигала 300–500 % (Либерман, 2003 и др.).

« ... в начальный период работ по дезактивации ЧАЭС была сделана попытка учитывать дозы пари помощи индивидуальных дозиметров ИД-11. Но дозиметрический контроль в диапазоне малых доз был неэффективен: до 10 бэр ИД-11 показывает ноль, а в диапазоне до 100 бэр имеет относительную погрешность около 60 % ... было принято следующее решение: учитывать дозы по результатам радиационной разведки. Иными словами, на месте работы определялся фон и рассчитывалось допустимое время нахождения там, с учетом облучения по дороге туда и обратно ...

... Офицеры, получавшие рапорты с мест о радиационной обстановке, стремились занизить данные радиационного фона ... командиры подразделений были заинтересованы в сокрытии истинных доз своих подчиненных...» (Новиков и др., 2014, с. 350–351).

«... в военном билете, фиксировалась величина дозы, как правило, несколько ниже ПДД (25 рентген в 1986г. и 10 рентген в 1987 г.) ... » (Дяченко и др., 1996, с. 548; цит. По Новиков и др., 2014).

«... на момент моего первого пребывания в зоне (январь — март 1987 г.) суточная доза составляла 0,3 рентгена независимо от того, где я (со своим дозиметром) находился: непосредственно на АЭС или в Киеве ...» (Жолус и др., 1993, с. 65; цит. по Новиков и др., 2014).

«... солдаты и офицеры собирали топливо и графит руками. Ходили с ведрами и собирали. Ссыпали в контейнеры. Графит валялся и за изгородью рядом с нашей машиной. Я открыл дверь, подсунул датчик радиометра почти вплотную к графитовому блоку. 2000 рентген в час» (Медведев, 1989, с. 98).

«... Шахтеры и военнослужащие получают облучение, которое не вызвано производственной необходимостью, из-за неиспользования индивидуальных средств защиты, расположения на отдых вблизи вернувшейся из зараженной зоны спецтехники и непосредственно на ней, несоблюдения личной гигиены, что приводит к преждевременному выходу их из строя...» (из докладной записки Украинского КГБ 4 июля 1986 г., цит. По: Новиков и др., 2014, с. 43)

Даже представители официальной медицины признают, что число российских ликвидаторов, получивших дозу более 25 сГр, может быть в семь раз (т.е. на 700 %!) больше, чем указано в Российском государственном регистре (Ильин и др., 1995). Все это, вместе взятое, делает весьма сомнительным анализ корреляции заболеваемости ликвидаторов с якобы полученными дозами облучения. Сравнение данных уровней облучения, зафиксированных в документах ликвидаторов, с данными об уровнях облучения этих лиц, полученных методами индивидуальной биодозиметрии (хромосомные aberrации и EPR), показало, что официально документированные дозы облучения могут быть как завышены, так и занижены (Елисеева, 1991; Мазник и др., 2003 и др.).

На рис. 5.1 сравниваются данные официальной оценки полученных украинскими ликвидаторами доз, и оценки полученных доз по данным биодозиметрии. А на рис. 5.2 — данные по распределению рассчитанных доз российских ликвидаторов (по данным Российского государственного медико-радиационного регистра (РГМРР)). Учитывая многочисленные свидетельства и воспоминания ликвидаторов, мало сомнений, что пики доз в областях 100 и 250 мЗв определяются существовавшими тогда нормами максимально возможной радиационной нагрузки, после получения которой ликвидаторы должны были быть отстранены от работ, связанных с дополнительным облучением, связанных с дополнительным облучением, чего не происходило на самом деле, и записи были **формальными*** **Дима убрать белые столбики**

*Прим.: В Национальном докладе Украины (2011, с. 114) утверждается, что доказательством фальсификации данных по дозам такое anomальное распределение не является, так как «лица, получившие предельно допустимую дозу, освободились из рядов вооруженных сил, а им на смену рекрутировались новые резервисты» (Нац. Докл. Украины, с. 14).

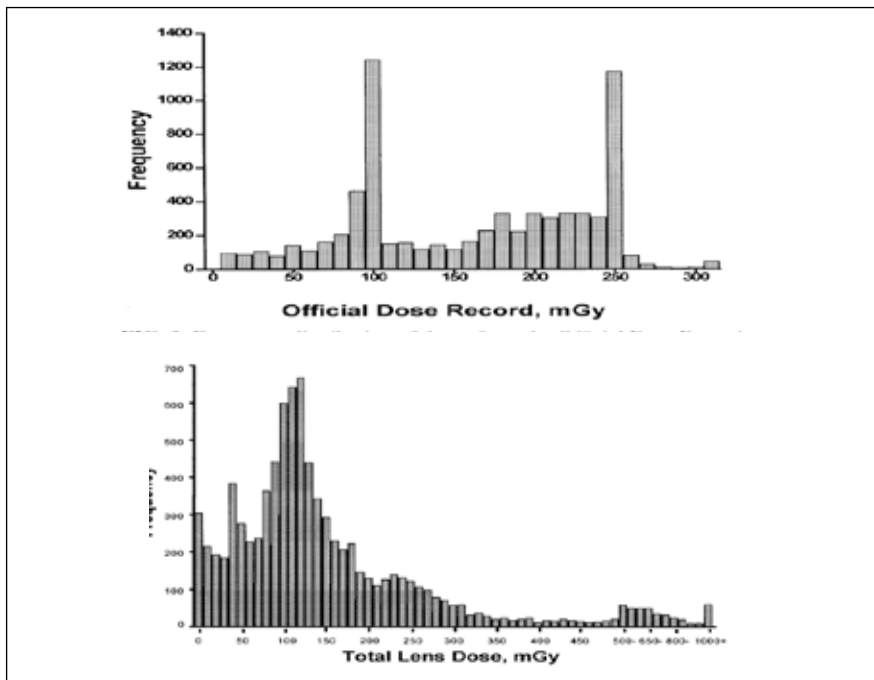


Рис. 5.1. Распределение дозовых нагрузок украинских ликвидаторов: 1 — по официальным данным (23 791 чел.); 2 — по данным биодозиметрии (8 607 человек) (Chumack et al., 2006).

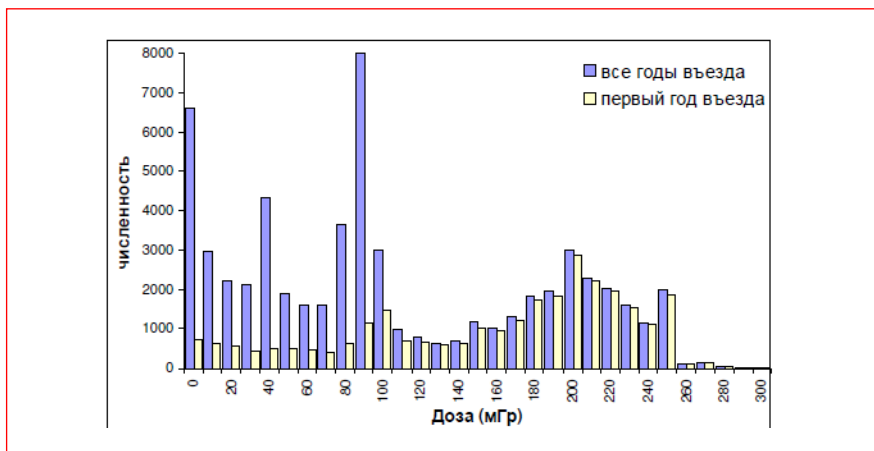


Рис. 5.2 Распределение российских ликвидаторов по дозовым нагрузкам (по данным Российского государственного медико-дозиметрического регистра (Иванов и др., 2005))

Еще один аспект проблемы определения последствий чернобыльского облучения — отсутствие статистического учета здоровья сотен тысяч лиц (не только ликвидаторов), покинувших загрязненные территории Беларуси, Украины и России. Масштабы такой миграции (исходя из отрывочных данных), весьма значительны: так, с 1986 г. по 2000 г. только в Беларуси сменило место жительства около 1,5 млн чел. (15 % населения); и только за период 1990–2000 гг. покинуло эту страну более 675 тыс. человек (около 7 % населения) (Нац. доклад Беларуси, 2006). Из радиоактивно загрязненных регионов Украины выехало около 170 тыс. чел (Нац. Докл. Украины, 2011).

Остается добавить, что, начиная примерно с 2000 г., в Беларуси по политическим причинам вновь возникли проблемы с объективной медицинской статистикой: официальная статистика может не давать реальной картины состояния здоровья населения (Белоокая, Черенок, 2010).

Оставляет желать лучшего и медицинская статистика в других странах. Так, например, по оценкам, в Европе медицинской статистикой улавливается лишь около трети врожденных аномалий развития.

Все это означает, что заведомо нельзя ожидать обязательной корреляции заболеваемости ликвидаторов с неточно документированным уровнем облучения (см. также гл. 5 и гл. 6).

5.4. Трудность определения уровней облучения

Истинную величину уровня облучения конкретного человека и группы населения трудно определить по целому ряду объективных причин, основные из которых перечислены ниже.

5.4.1. Невозможность корректной реконструкции уровня облучения после Катастрофы в данном месте

Невозможно корректно реконструировать уровни облучения от основных дозообразующих радионуклидов в первые недели и месяцы после Катастрофы. Облучение в первые дни и недели короткоживущими радионуклидами (йодом-131, йодом-132, теллуром-132 и др.) могло быть в тысячи (!) раз более высоким, чем позже от цезия-137 (см. гл. 1). Это означает, что определение средней годовой дозы оказывается недостаточно для определения общей полученной дозы (Михалевиц и др., 1998 и мн. др.).

Не существует надежных методов учета специфического влияния всех радионуклидов на данной территории. В первые недели и месяцы, огромные территории были загрязнены десятками коротко — и средне-живущих радионуклидов, при этом некоторые из них (потом исчезнувшие в результате распада) были дозообразующими (см. например, *табл. ...и табл.*). Невозможно восстановить уровни этого, — кратковременного, но сто-

тысячекратно более мощного, — облучения, чем то которое меряется спустя месяцы и годы.

Спустя много лет территории, слабо загрязненные цезием-137, могут оказаться более загрязненными стронцием-90, плутонием или америцием. Так, например, во всех исследованных образцах грудного молока на территориях Кормянского и Чечерского районов Гомельской обл., Славгородского и Краснопольского районов Могилевской обл. и Столинского и Лунинецкого районов Брестской обл. (уровень загрязнения которых обычно определяется только по цезию-137), был обнаружен также в больших количествах стронций-90 (Зубович и др., 1998). В Пензенской обл. России (не относящейся к числу сильно загрязненных по цезию-137) спустя несколько лет после Катастрофы обнаруживались заметные концентрации плутония (Барсуков и др., 2011). Напомним, что плутоний не учитывается при γ -дозиметрии.

Показательно, что для более 30 % ликвидаторов (обследовано 8607 человек) дозы β -облучения (от иттрия-90, родия-106 и празеодима-144 оказались выше доз γ -облучения (Нац. Докл. Украины, 2006). Хотя многие β -излучатели (родий-106, празеодим-144 и др.) по физическим причинам не могли распространиться далеко от ЧАЭС, β -излучатель иттрия-90, например, распространялся на тысячи километров. Известно также, что доля стронция-90 в загрязнении почв местами составляет 30–40 % от общего радиоактивного загрязнения (Казаков и др., 2000).

Напомним, что практически все определения уровня облучения делаются исключительно по γ -облучению (в основном, цезием-137, иногда в сочетании с цезием-134) и, реже, — с учетом β -излучателя стронция-90.

Спустя несколько лет уровень α -, β -, и γ -излучений на радиоактивно загрязненной территории может значимо (для экспозиционной дозы) меняться в связи с погодно-климатическими условиями в результате переноса радионуклидов в растворах и с аэрозолями и распада горячих частиц.

Крайне трудно учесть влияние «йодного удара» — облучения короткоживущими изотопами радиоактивного йода в течении первых дней и недель Катастрофы. В гл. 1 уже приводились данные, что по уровню облучения радиоцезием области Российской Федерации распределяются в порядке: Брянская — Тульская — Орловская — Калужская, а по уровням облучения радиойодом (Махонько, Ким, 2000) порядок другой: Орловская — Тульская — Курская — Калужская — Брянская.

Из графиков, построенных на основании расчетных данных (рис. 5.3) видно:

- в ближней зоне, в течение двух лет после Катастрофы, большой вклад в общий уровень радиоактивности в воздухе вносил не цезий-137, а рубидий-106, и что суммарный вклад серебро-110m + европий-155 + церий-144 даже спустя два с половиной года был выше, чем вклад цезия-137 (левый график);

- на сильно загрязненных территориях России (Брянск-Тула-Орловский радиоактивный след) в течении первых недель дозообразующими были теллур-132 и йод-132, а в течении следующих трех месяцев вклад цезия-134 был выше вклада цезия-137 (правый график).

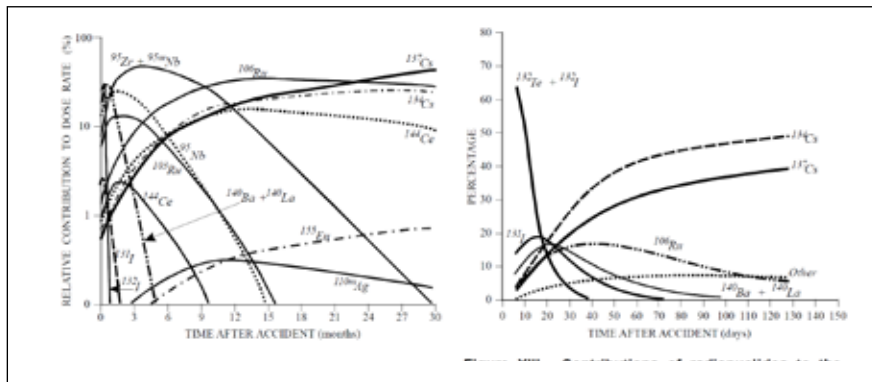


Рис. 5.3. Примеры изменения во времени и пространстве спектра дозообразующих радионуклидов в ближней зоне ЧАЭС на протяжении первых 30 месяцев (левый график), и на Брянск – Тула – Орловском радиоактивном следе (правый график) в течении первых четырех месяцев после Катастрофы. По вертикальной оси – доля (%) вклада в общую радиоактивность воздуха, по горизонтальной оси – время с начала Катастрофы. По расчетным данным (UN SСEAR, 2001, Fig. XIV и Fig. XIII).

Это многообразие и сложность дозообразующего спектра радионуклидов и в пространстве, и во времени обесценивает многие (если не большинство) расчеты полученных доз, и выводы о наличии или отсутствии корреляции конкретных заболеваний с уровнями цезия-137 по официальным справочникам, относящимся к загрязнению территорий в 1990-е гг. В некоторых поселках Украины расчетные дозы отличались от измеренных на счетчиках индивидуального излучения (СИЧах) в 45 раз (Нац. доклад Украины, 2011).

Сложно корректно учесть существенные различия в соотношении внешнего и внутреннего (от инкорпорированных радионуклидов) облучения: это соотношение резко меняется на разных территориях, в разных населенных пунктах, в пределах одного населенного пункта (рис. 5.4), в разных семьях и индивидуально.

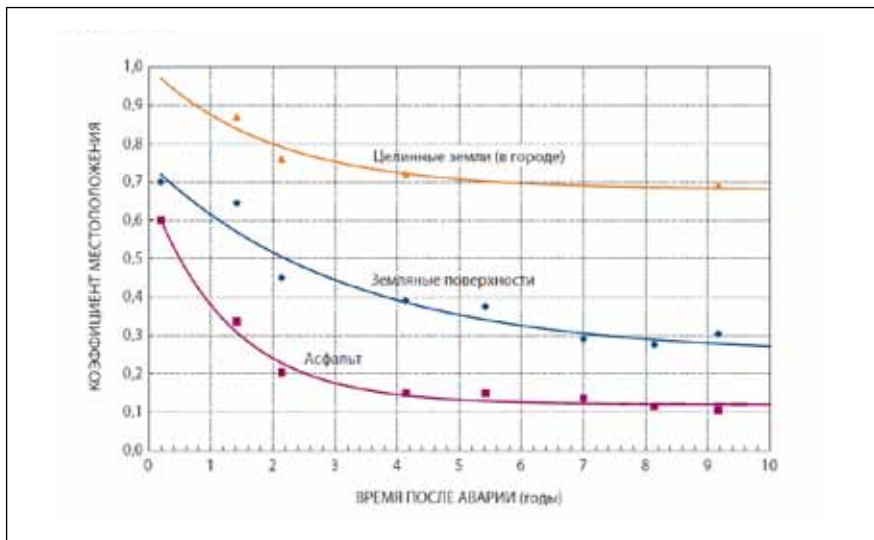


Рис. 5.4. Динамика уровней облучения в разных местах г. Новозыбкова (Брянская обл.) в первые 10 лет после Катастрофы (НКДАР ООН, 2012, рис. A-VII)

Трудно учесть противоречивые процессы снижения уровня ионизирующего облучения в результате распада радионуклидов и рост уровня облучения, в результате увеличения кумулятивной дозы, получаемой постоянным населением данной территории (рис. 5.5).

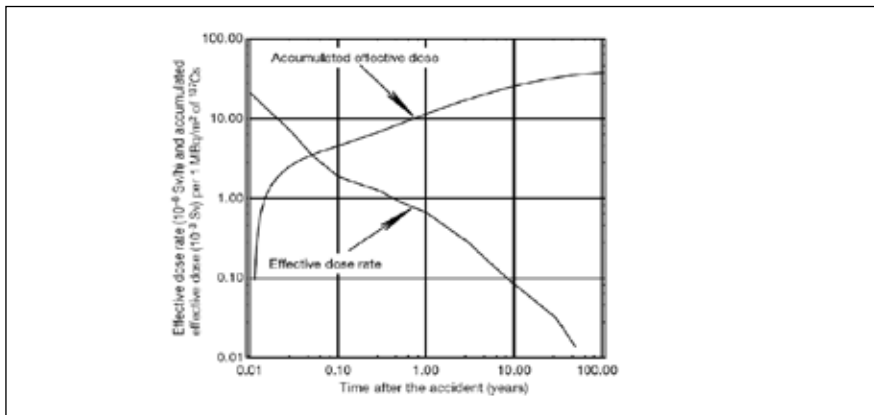


Рис. 5.5. Динамика изменения во времени величины дозы внешнего облучения (10–6 Зв/час) и кумулятивной дозы (10–3 Зв) при начальном загрязнении территории в 1 МБк/м² (Golikov et al., 2002)

На рис. 5.6 приведены рассчитанные на основании официальных данных о плотности загрязнения цезием-137 кумулятивные дозы, полученные населением Беларуси и Украины к 2001 г.

Простое сопоставление этой карты с выше приведенными в гл. 1 по загрязнению другими чернобыльскими радионуклидами этих территорий, показывает, что учет только цезиевого загрязнения совершенно недостаточен для определения реального уровня облучения населения на этих территориях. Тем не менее, практически во всех работах, посвященных выяснению связи между уровнем заболеваемости и уровнем чернобыльского облучения, используется практически только цезиевое загрязнение.

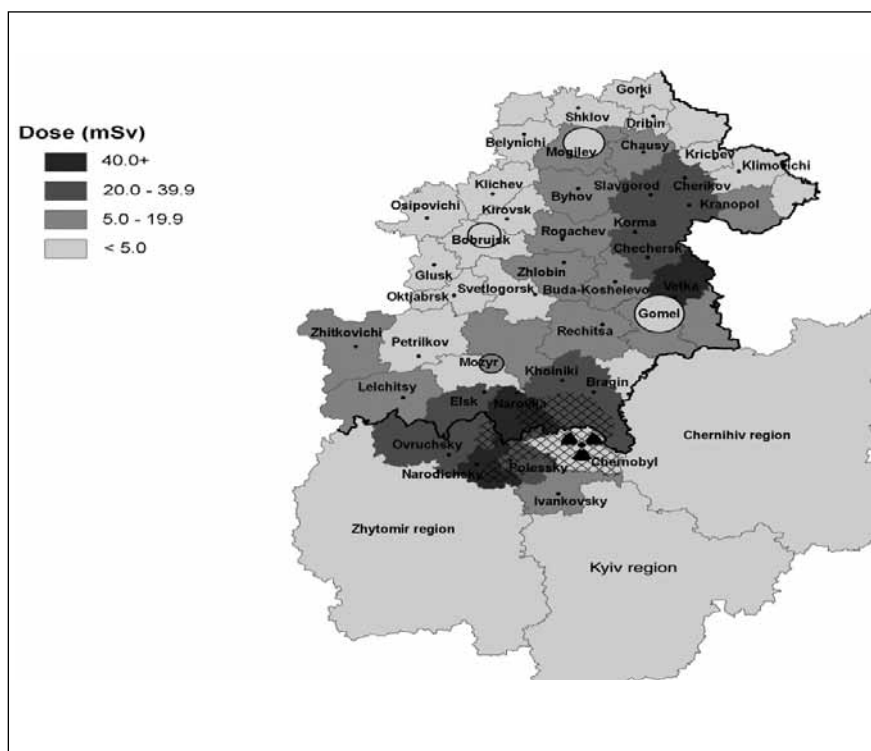


Рис. 5.6. Расчетное кумулятивное загрязнение (мЗв) за 15 лет после Катастрофы на территории Беларуси и Украины (Pukkala E, Kesminiene A, Poliakov S, et al. 2006. Breast cancer in Belarus and Ukraine after the Chernobyl accident. *Int. J. Cancer*. Vol. 119, # 3, pp. 651–658, DOI: 10.1002/ijc.21885 <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ijc.21885/full#fig1>)

Эффект облучения зависит как от сочетанного действия всех радионуклидов в данном месте, так и от сочетания радионуклидов с химическими загрязнителями (тяжелыми металлами, пестицидами и пр.). Совершенно недостаточно изучена специфичность влияния даже основных дозообразующих радионуклидов на организм человека (в т.ч., мутагенность, канцерогенность, тератогенность) и, что крайне важно, — их сочетаний, как друг с другом, так и с другими факторами окружающей среды (синергизм). Глубину нашего незнания иллюстрирует тот факт, что все расчеты влияния радиации на сперматозонды и яйцеклетки человека, основаны на данных, полученных только на экспериментальных лабораторных животных (Baverstock, 2010, Nikjoo, Sankaranarayanan, 2014 и др.).

Мало известно о специфических реакциях органов и тканей на малые количества чуждых радионуклидов. Применяемые для расчета доз средние инвариантные «взвешивающие коэффициенты» (ICRP-103, 2007) не учитывают значительную индивидуальную изменчивость, и годятся, похоже, только для теоретических расчетов. Пока отрывочные данные (см. Бандажевский, 2005, 2009, и др.) говорят о серьезной недооценке влияния инкорпорированных радионуклидов, например, в сердечной мышце.

Современный уровень знаний не позволяет даже точно определить уровень накопления разных радионуклидов в разных органах разных людей в одних и тех же условиях. В табл. 5.1 приведен уровень неопределенности таких оценок, выраженный в соотношении верхнего и нижнего значения содержания данного радионуклида (отношение 95 % вероятности содержания к 5% вероятности содержания по оценкам в конкретных работах).

Табл. 5.1. Уровень неопределенности (отношение низшей и высшей оценки) содержания некоторых радионуклидов в теле человека (Fairlie, 2005)

нуклид	орган	Диапазон оценок, кратность
Цезий-137	Костный мозг	4
Йод-131	Щитовидная железа	9
Стронций-90	Костный мозг	240
Плутоний-239	Костный мозг	1 300
Стронций-90	Легкие	5 300
Церий-144	Красный мозг	8 500
Плутоний-239	кость	20 000

Из табл. 5.1 видно, что уровни содержания радионуклидов колеблются от нескольких до нескольких тысяч раз. Определение статистически «среднего» значения в этих условиях теряет практический смысл.

Невозможно существующими методами дозиметрии учесть влияния всех «горячих частиц». Горячие частицы очень разные по радионуклидному составу и физико-химическим свойствам (см. гл. 1). Все обычные распространенные методы дозиметрии основаны на учете только гамма-излучения — они слабо реагируют на бета- и, особенно, альфа-излучение. Определить, загрязнен ли конкретный человек горячей частицей (например, с плутонием), с применением обычных радиометров гамма-радиации, невозможно. Биологическое же влияние бета- и альфа-излучателей огромно.

Чернобыльские горячие частицы с потоками воздуха были разнесены на тысячи километров от Чернобыля. Попав в организм человека с вдыхаемым воздухом, они остаются там надолго. Горячие частицы обнаруживаются в легких более половины исследованных в этом отношении ликвидаторов, и у многих жителей радиоактивно загрязненных территорий спустя несколько лет после Катастрофы (Кутьков и др., 1993, Петряев и др. 1993, Абрамовская и др., 1995 и др.).

Официальные карты радиоактивного загрязнения после Катастрофы, которые служат основанием для подавляющего большинства расчетов полученных доз облучения, совершенно не учитывают распределения горячих частиц.

5.4.2. Ненадежность опросных данных для расчета популяционных доз

Все популяционные дозы облучения измеряются не инструментально, а рассчитываются на основе усредненного потребления условного набора продуктов питания «средним» человеком, усредненного времени нахождения людей вне и внутри помещения и других показателей, которые устанавливаются на основе опросных данных небольшой части населения даже не данной территории.

Официальные данные по уровням облучения щитовидной железы в Беларуси основываются на около 200 000 прямых радиометрических измерениях, сделанных в мае — июне 1986 г. примерно у 1,4 % (130 000 человек) населения. Такие данные никак не могут быть репрезентативными для больших территорий.

Большинство расчетов внутреннего облучения делается на основании обобщения воспоминаний небольшой части представителей населения большой территории о том, чем они питались, и какое время они проводили вне дома месяцы назад. Так, все расчеты уровней внутреннего облучения населения Беларуси базируются на усреднении воспоминаний нескольких тысяч человек (менее 0,1 % населения), опрошенных во второй половине 1986 г. о том, сколько молока, разных овощей и других продуктов они употребляли в апреле-мае-июне (Борисевич, Поплыко, 2006).

Точный расчет среднего поступления радионуклидов с пищей затруднен также индивидуальными, возрастными и половыми пищевыми предпочтениями, а также наличием сезонных и локальных пищевых предпочтений (где-то больше в диете «даров леса», где-то — завезенных консервированных продуктов и т.п.). При опросах невозможно восстановить с точностью, сколько и каких молочных продуктов, сколько листовых овощей, корнеплодов, фруктов, ягод, сколько и каких животных продуктов (мяса, рыбы и др.) человек съел, сколько и какой он выпил воды неделю и месяц назад.

Расчет уровней внутреннего облучения на основании диеты невозможен и по причине значительной изменчивости уровней содержания радионуклидов в каждом из используемых в локальном месте продуктов питания. Этот уровень зависит от:

- радиоактивного загрязнения конкретного участка, на котором получены мясо, молочные продукты, корнеплоды и листовые овощи, зерновые и бобовые, фрукты и ягоды и т.д. (различия по содержанию радионуклидов в одинаковых продуктах, произведенных на территориях с разным уровнем загрязнения могут быть многократные);
- технологии заготовки, обработки и приготовления пищи (различия в содержании радионуклидов при разных технологиях обработки одного и того же продукта могут быть кратные);
- коэффициентов накопления разных радионуклидов (многократно различаются у разных видов, разных сортов одного вида, в разные годы и сезоны).

Практически невозможно точно определить все видовые (а также сортовые и породные) коэффициенты перехода радионуклидов в пищевые цепочки из растений, животных и грибов, для каждого типа почв, для разных сезонов и разных лет (подробнее см. часть V).

Никакие самые детальные воспоминания о времени пребывания вне дома спустя несколько дней или недель, недостаточны для реконструкции действительного уровня внешнего облучения. Очень трудно (если практически возможно вообще) количественно выразить изменения экспозиционной дозы, связанные с изменением положения тела человека по отношению к загрязненным радионуклидами поверхностям — источникам ионизации воздуха (наклонился, присел, пошел, побежал, остановился, поднялся по лестнице, и т.д.).

Неизбежная пространственно-временная гетерогенность поля излучения определяет и значительную гетерогенность индивидуального облучения любого человека в любом месте: определенная для данной точки и времени конкретного дня экспозиционная индивидуальная доза в течении года может как многократно возрастать, так и многократно уменьшаться. В этих условиях ее разовое (или даже многократное на протяжении года)

измерение и последующее усреднение не может адекватно отражать радиационную нагрузку, ни на конкретного человека, ни на популяцию.

Не существует методов надежного учета влияния пятнистости выпадения радионуклидов (см. гл. 1) и, в результате, большая вероятность получения данным лицом и много более высоких, и более низких доз, чем «средние» для населения даже небольшой территории (улицы, поселка).

Миграционная подвижность населения загрязненных территорий вносит еще один, трудно учитываемый, фактор вычисления популяционных доз и выяснению эффектов Катастрофы. За первые 10 лет после Катастрофы, внутри наиболее пострадавшей Беларуси, 15 % населения сменили место жительства: многие из сильно радиоактивно загрязненных Могилевской и Гомельской областей переехали на менее загрязненные территории (Нац. доклад Беларуси, 2006). В результате такой миграции сильно облученных в первый период после Катастрофы индексы всех радиационно-индуцированных заболеваний должны были увеличиться на менее загрязненных территориях. Надо учесть также, что за десятилетие 1990–2000 гг. из Беларуси выехало в другие страны около 7 % населения (например, только в Израиль выехало около 150 тыс. белорусов; Малько, 2008).

В целом, используемые для вычисления популяционных доз внешнего и внутреннего облучения опросные данные, дают разброс значения на порядки, что делает бессмысленным их усреднение для получения объективных популяционных характеристик уровней облучения.

5.4.3. Сложность учета групповой и индивидуальной изменчивости радиочувствительности

При расчетах популяционных доз (и, соответственно, эффектов облучения) трудно учесть популяционную (половую, возрастную, этническую и др.) изменчивость радиочувствительности. Популяционные дозы не учитывают временной изменчивости радиочувствительности (по времени суток, месяцам и сезонам года).

Внутри любой группы, однородной этнически, по возрасту, полу и физиологии (в широком смысле), в данный момент времени всегда есть вариации между особями по радиочувствительности — *индивидуальная изменчивость радиочувствительности*. Даже НКДАР ООН еще в 1986 г. признал, что «... существует необычная часть человеческой популяции, которая склонна к развитию рака, и, как следствие, может быть более чувствительна к радиации и другим канцерогенным агентам по сравнению с остальными» (цит. по Мельнов, 2001, с. 266). Радиочувствительность людей с генотипом гаптоглобина Нр 2–2 существенно отличалась от радиочувствительности людей с генотипами Нр 1–1 и Нр 2–1: при одинаковых радиационных нагрузках риск развития хронической лучевой болезни у них

различался более чем в три раза (Тельнов, Сотник, 2001). Темп аккумуляции цезия-137 у резус-положительных лиц оказывается достоверно выше, чем у резус-отрицательных (Бандажевский, 2001). Уровни биоаккумуляции инкорпорированных радионуклидов в разных органах различаются у детей и взрослых (Bandajevsky, Nesterenko, 2001) — радиочувствительность разных возрастных групп может отличаться в несколько раз. Таких примеров изменчивости индивидуальной и групповой радиочувствительности немало. Обнаружена широкая индивидуальная изменчивость по частоте радиогенных аберраций хромосом при одинаковой радиационной нагрузке (Пилинская и др., 2001).

Показано, что размах индивидуальной радиочувствительности к малым дозам (таким, как после Катастрофы на большинстве территорий) много больше, чем к диапазону высоких доз (Плачинда, 2001). Многократно различается у разных людей и скорость выведения радионуклидов из организма, и, соответственно, их вклад в дозу внутреннего облучения. Так, например, период полувыведения цезия-137 в небольшой группе (5 человек) составил от 36 до 124 суток (Василенко, Василенко, 2001), а ICPR (2012) этот период предлагает усреднить до 70 суток. Получается, что для значительной части облученной группы населения расчеты при таком усреднении дадут существенно заниженные величины внутреннего облучения. Использование средних величин периода полувыведения радионуклида некорректно и потому, что радионуклиды по-разному выводятся из разных органов и тканей. Так, например, средний период полувыведения для стронция-89 — около 40 дней, но для тех 10 % этого радионуклида, которые попадают в костную ткань, период полувыведения составляет около 50 лет.

Показано (Kovalev, Smirnova, 1996), что в популяциях человека существует диапазон распределения особей по радиочувствительности: большая часть особей характеризуется средней чувствительностью к действию ионизирующей радиации, 14–20 % оказываются заметно более радиорезистентными (мало (гипо) чувствительными), а 10–20 % — заметно более радиочувствительными (гиперчувствительными). Разница в реакции на радиацию между гипо- и гиперчувствительными особями может быть многократной. Повышенная радиорезистентность характерна для популяций в местах повышенного естественного радиационного фона (в Китае, Индии, Бразилии и других) — там, в ходе естественного отбора самые радиочувствительные особи были давно устранены. На таких территориях с различным «привычным» фоном эффект от облучения в малых дозах будет меньше, чем в других (Пшеничников, 1996, Яблоков, 1999). Получается, что *«реальную опасность представляет не сама полученная доза ионизирующего облучения, а ее «новизна» для данной популяции...»* (Глазко, Глазко, 2013). Исследований по сравнительной радиорезистентности популяций,

попавших под чернобыльское облучение, не проводились. Существует изменчивость радиочувствительности клеток одной и той же особи в онтогенезе, и под влиянием факторов окружающей среды (Глазко, Глазко, 2013). Существует изменчивость процессов внутриклеточного метаболизма (Busby, 2003 и мн. др.). Получается, что эффект одной и той же популяционной дозы будет различным не только для разных популяций, но и для одной популяции, и даже для одного и того же человека при облучении в разное время.

5.5. Заключение

Все перечисленные выше причины, как субъективные (разделы 5.1, 5.2 и 5.3), так и объективные, связанные с недостаточностью современных знаний, вызывают огромные практические трудности в выявлении последствий Катастрофы. Эти причины заставляют, в то же время, с осторожностью относиться к часто раздающимся утверждениям об отсутствии, или малозначительности последствий Катастрофы. К таким утверждениям об отсутствии последствий необходимо добавлять: «при изучении данной группы с использованием данных методов». Не исключено, что исследование той же группы другими методами, или исследование других групп, выявит не обнаруженные ранее последствия облучения.

Глава 6.

О некоторых методологических проблемах, связанных с выяснением последствий Катастрофы

- 6.1. О требовании корреляции данных по дозовой нагрузке с эффектом для здоровья
 - 6.2. О надежности статистических сравнений — пять постулатов
 - 6.3. Необходимо ли понимать механизм действия фактора для признания его эффективности?
 - 6.4. Всегда ли малая величина является незначительной?
 - 6.5. Заключение
-

В этой главе рассматриваются четыре методологические проблемы, связанные с получением и анализом данных по последствиям Катастрофы, важные для понимания причин критического отношения к официальным подходам выявления последствий Катастрофы.

6.1. О требовании корреляции данных по дозовой нагрузке с эффектом для здоровья

Рутинным для НКДАР ООН, НКРЗ ВОЗ и всей официальной радиобиологии является требование обнаружения «достоверной корреляции» между наблюдаемым медицинским эффектом и рассчитанным для данной группы уровнем ионизирующего облучения, как решающего фактора признания радиогенной природы нарушения здоровья. Так, первым среди критериев качеств исследований связи заболеваемости и облучения НКДАР ООН носит *«наличие точных и надежных оценок дозы как на индивидуальном, так и на групповом уровне»* (НКДАР ООН, 2012, с. 114). Именно по этому критерию — отсутствию данных о корреляции этих параметров — представители официальной радиобиологии чаще всего игнорируют тысячи опубликованных научных работ по последствиям Катастрофы.

Существующая парадигма определения последствий Катастрофы для здоровья предполагает оценивать последствия, исходя из расчетов полученной населением данной территории средней популяционной «эффективной дозы». Эта доза вычисляется на основании:

- карт загрязнения территории цезием-137 на конец 1997 г. (для заболеваний щитовидной железы — картами загрязнения территорий йодом-131 в мае 1986 г.);
- расчетов поступления в организм «среднего» человека листовых овощей, корнеплодов, молока и других радиоактивно загрязненных продуктов, воды, воздуха;
- расчетов времени пребывания «среднего» человека внутри и вне каменных или деревянных помещений и т.д.

Вычисленная таким образом доза соотносится с данными текущей и средней многолетней заболеваемости. Вывод о существовании связи между облучением и заболеваемостью (величина радиационного риска) делается после того, как устанавливается корреляция между уровнями облучения и прироста заболеваемости.

Подтверждением справедливости риска обычно служит сравнение с рисками, установленными на основе прироста заболеваний среди людей, переживших атомную бомбардировку в Хиросиме и Нагасаки («японская когорта»).

Огромное количество данных по влиянию чернобыльского ионизирующего облучения, полученных в результате наблюдения за здоровьем населения на радиационно загрязненных территориях, не учитывается НКДАР ООН, МКРЗ и ВОЗ потому, что наблюдаемые поражения здоровья не всегда коррелированы с рассчитанными «эффективными» дозами. В предыдущей главе было показано, что существуют субъективные и объективные трудности в вычислениях популяционной дозы, и что расчетная средняя популяционная доза не отражает радиационную нагрузку на конкретного человека. Парадигма средней популяционной дозы была разработана не для эпидемиологических и других медицинских исследований, а для принятия организационных решений органами государственного управления в области обеспечения радиационной безопасности.

Критерий обязательной корреляции всегда неточно (по отношению к конкретному лицу) рассчитываемых средних популяционных доз, с точно фиксируемыми индивидуальными показателями здоровья (включая смертность), для признания причинной связи облучения с радиогенными нарушениями здоровья, методологически некорректен.

Соответствующим научной логике является выявление корреляции показателей заболеваемости с какими-то (см. 7.2) инструментально измеряемыми физическими уровнями ионизирующего облучения.

С позиций методологии современного естествознания, требование обнаружения «достоверной корреляции» между всегда недостаточно точно определяемой радиационной нагрузкой на конкретного человека (и, соответственно, на группу населения) и много более точно улавливаемыми нарушениями здоровья (частотой встреч того или иного заболевания), как решающего доказательства связи заболевания с чернобыльским облучением, научно **несостоятельно**.

Выше, в гл. 5 перечислены и кратко прокомментированы основные причины, объективно затрудняющие (и делающие невозможным вообще), точный расчет внешних и внутренних доз облучения населения, в результате выброса множества радионуклидов в быстро и разнообразно меняющуюся внешнюю среду (в отличие от контролируемого влияния единичных радионуклидов в условиях облучения персонала).

Отсутствие корреляции между величиной виртуальной популяционной дозы и всегда индивидуализированной (по определению) заболеваемостью — как первичной заболеваемостью (числом впервые установленных диагнозов), так и распространенностью (числом всех случаев заболевания в данное время в данной группе населения) — может быть следствием некорректности определения исходной дозовой нагрузки для заболевших лиц, исходя из среднего популяционного уровня облучения, определенного расчетным способом, а не прямыми измерениями (подробнее см. гл. 7).

Еще раз напомним, в связи с данным обсуждением, некорректность использования в качестве критериев правильности расчетов радиационного риска при чернобыльском радиоактивном загрязнении радиационных рисков, полученных для «японской когорты». Облучение в результате атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки имело совершенно другой характер, чем в случае Чернобыля, да и фактические данные, лежащие в основе расчетов радиационного риска (случаев дополнительных радиогенных заболеваний и смертности) не могут считаться надежными (подробнее см. гл. 5).

6.2. О надежности статистических сравнений — пять постулатов

Одним из дежурных возражений против использования огромного количества опубликованных в России, Украине и Беларуси в 1987–2015 гг. данных по последствиям Катастрофы для здоровья населения, является упрек в том, что эти данные получены без соблюдения принятых в западной научной практике научных протоколов. Обычно при этом имеется в виду, что не произведена статистическая обработка полученных данных и не показаны достоверные статистические различия и не рассчитаны доверительные интервалы сравниваемых показателей для населения на загряз-

ненных и чистых территориях, для населения районов с разным уровнем загрязнения, не вычислены на этом основании радиационные риски и т. п.

Один из нас располагает весьма значительным опытом статистической обработки биологического материала — сводка «Изменчивость млекопитающих» (Яблоков, 1974) содержит данные тысяч расчетов биологических показателей и их сравнений между собой. В сводках «Введение в фенетику популяций» (Яблоков, Ларина, 1985), «Популяционная биология» (Яблоков, 1987), «Рекомендации 2003 Европейского Комитета по Радиационному Риску» (2004) проанализированы методические подходы для получения надежных статистически достоверных выводов для разных типов биологических признаков.

Обобщая эти и другие подобные подходы, в тезисной форме сформулируем пять постулатов:

1. *Вычисление «достоверности различий по Стьюденту», важное при сравнении малочисленных выборок, не обязательно при сравнении выборок очень большого размера.* Когда размер выборки сопоставим с генеральной совокупностью, среднее значение является достаточно точным показателем. Во многих медицинских чернобыльских работах используются данные по тысячам наблюдений, охватывающих все (или значительную часть) населения. В таких случаях, различия средних величин достоверно отражают существующие различия.

2. *Для выяснения достоверности различий при кратном различии средних величин, не требуется вычисления статистической ошибки наблюдений.* Например, зачем вычислять формальную «достоверность различий» между показателями заболеваемости ликвидаторов в 1987 г. и в 1997 г., если эти величины различаются в десятки раз?

3. *Использование многофакторного статистического анализа не позволяет утверждать, что нет других действующих факторов.* Поскольку никогда не известен полный спектр факторов, влияющих на тот или иной показатель, определения «силы влияния» отдельных факторов при многофакторном анализе всегда будет псевдо-точным (приближением к истине, но не истиной). Коллеги — «атомщики» подвергли автора остракизму за цитирование опубликованных в 1997 г. в публицистической книге «Чернобыльская молитва» С. Алексиевич слов врача, обнаружившего лактирующих семидесятилетних женщин в одной из чернобыльских деревень. Но спустя несколько лет, появились научные работы, показавшие связь между синдромом гиперпролактинемии с нарушением функции щитовидной железы (такое нарушение происходит под влиянием ионизирующего излучения).

4. *Статистическая недостоверность ($P > 0,05$, $P > 0,01$) результатов отдельных попарных сравнений не обязательно означает отсутствия достоверных различий между сравниваемыми показателями, а говорит лишь о большей или меньшей вероятности такого различия. Во*

многих случаях, при сравнении рядов функционально связанных показателей, применение критерия знаков G обнаруживает статистическую достоверность различий всего ряда, при отсутствии статистической достоверности различий по каждому из признаков, входящих в такой ряд. Такое сравнение позволяет учитывать направленность сдвигов значений в сопряженных рядах сравнений.

5. Для анализа случаев появления единичных уникальных характеристик в большой совокупности не годится вычисление среднего значения — нужно использовать вероятностный подход. В современной медицинской литературе популярен анализ типа «случай — контроль», который ничем не лучше определения вероятности констелляции редких случаев, которое можно сделать на основе анализа опубликованных единичных данных.

6.3. Необходимо ли понимать механизм действия фактора для признания его эффективности?

Еще одно, широко принимаемое в западной научной литературе, но методологически некорректное требование — необходимость понимания механизма действия какого-то фактора для признания его эффективности. В одном из самых широко цитируемых анализов медицинских последствий Катастрофы утверждается: *«Невозможно в настоящее время сделать выводы о последствиях (если таковые имеются) влияния низких доз при отсутствии понимания биологического механизма (или механизмов) такого влияния»* [*In the absence of a proper understanding of the biological mechanism(s) that would lead to a radiation-related risk at low doses, it is not possible at present to draw conclusions about implications for the risk (if any) at low doses*] (Cardis, Hatch, 2011)].

Требование предварительного знания механизма для учета действия фактора методологически некорректно — расшифровка механизма какого-то биологического, биохимического физиологического процесса может потребовать напряженной многолетней работы. Но отсутствие понимания механизма влияния не должно останавливать исследователя от выяснения самого факта влияния.

6.4. Всегда ли малая величина является незначительной?

В чернобыльской научной литературе при выявлении статистически значимых, но малых по арифметической величине различий и величин, порой подчеркивается их «незначительность». Вопрос незначительности в нашем случае имеет минимум два аспекта: теоретический и психологический.

Теоретически ясно, что «малое» по величине может быть значительным по эффекту. Природная ионизирующая радиация всегда была частью окружающей среды. Эта радиация — один из главных источников нормального уровня генетических мутаций — основы естественного отбора и всего эволюционного процесса. Все живые организмы на Земле, включая человека, возникли и адаптированы к присутствию естественной фоновой радиации. Говорят, все Чернобыльские радиационные выбросы добавили «только 2 %» к общемировому фоновому уровню. Однако, эти «только 2 %» ошибочно считать незначительными: для многих людей в Северном полушарии дозы чернобыльского облучения оказались намного больше, чем дозы от природных источников. Усреднять чернобыльский выброс в мировом масштабе все равно, что измерять среднюю температуру по больнице.

Другой аргумент настаивающих на незначительности Катастрофы заключается в том, что на планете есть немало мест, где уровень природного радиационного фона намного выше, чем на радиационно загрязненных чернобыльскими выпадениями территориях, и, тем не менее, люди там благополучно существуют.

Наблюдения показали, что уровень радиочувствительности человека не сильно отличается от уровня радиочувствительности других млекопитающих. Эксперименты на полевках и собаках обнаружили, что 10–12 % особей имеют пониженный, а около 10–14 % — повышенный индивидуальный уровень радиочувствительности. Примерно такой же разброс значений индивидуальной радиочувствительности характерен и для человека (Яблоков, 1998, 2002). Эксперименты с отбором на пониженную радиочувствительность показали, что у полевок средняя радиочувствительность достоверно снижется через 20 поколений (Ильенко, Крапивко, 1988). Заметим, что у плодовых мушек (*Drosophila melanogaster*) радиорезистентность возникает более чем через 50 поколений (Белоокая, Черенок, 2010) Если допустить, что то же самое происходит и в местах с многократно повышенным радиационным фоном (Керала в Индии, некоторые территории Бразилии, Ирана, Китая и др.), то там должен был пройти такой естественный отбор на пониженную радиочувствительность, в результате которого средняя радиочувствительность этих популяций должна быть пониженной. Но вряд ли люди с естественно высокой радиочувствительностью (а таких должно быть не меньше 10 %), добровольно согласятся на то, что их потомки будут обречены на селективное вымирание. Все «чернобыльские» популяции, несомненно, уже платят эту дань популяционной адаптации — повышенной заболеваемостью и смертностью (см. ч. III).

Простой физический опыт наглядно показывает возможность значительного влияния даже очень небольшой дополнительной радиации: несколько капель воды, добавленных в стакан, наполненный до краев, приводят к тому, что вода начинает переливаться через край. Но те же несколько

дополнительных капель вызовут и переливание через край наполненной до краев бочки. Природное фоновое излучение может быть малым («стакан»), или же большим («бочка»). Но независимо от его уровня, маленькая дополнительная «капля» радиации может вызвать волну заболеваний и мутаций в организме человека и других живых организмах.

Все написанное выше в этом разделе говорит о том, что недооценивать чернобыльское загрязнение потому, что оно *«только 2 %»* — некорректно.

6.5. Заключение

Радиобиология сложилась и долгое время развивалась как прикладная дисциплина для обслуживания атомной индустрии. Ядерно-радиационные аварии и катастрофы, а также накапливающийся эффект рутинных выбросов чуждых биосфере антропогенных радионуклидов (в том числе — глобальных и вечных поллютантов) обнаружили ограниченность (а порой и методологическую несостоятельность) ряда «классических» радиобиологических подходов в их приложении к выяснению эффекта малых доз.

С позиций методологии современного естествознания, требование обнаружения «достоверной корреляции» между всегда приблизительно определяемой радиационной нагрузкой динамического спектра радионуклидов на жителей (не персонала, в контролируемых условиях действия немногих радионуклидов) и много более точно улавливаемыми нарушениями здоровья (частотой встреч того или иного заболевания), как решающего доказательства связи заболевания с чернобыльским облучением, научно **несостоятельно**.

Методика научных исследований всегда будет совершенствоваться. Сегодняшние «научные протоколы» отличаются от тех, которые были 20 лет назад, и, несомненно, через 20 лет будут другие «протоколы». Но это не значит, что надо отбрасывать все прошлые данные. Так и в случае анализа последствий самой масштабной техногенной катастрофы в истории, быстро уходящей в прошлое, правильнее использовать на пользу обществу тот огромный массив данных, который собран тысячами специалистов на радиационно-загрязненных территориях, и не представлен в форме принятых сегодня «научных протоколов». Для многих врачей приоритетом была помощь людям, а не оформление результатов их наблюдений для научной публикации. Показательно, что конференции специалистов, работающих на чернобыльских территориях, обычно назывались не научными, а «научно-практическими». Опубликованные тезисы выступлений или презентации на таких конференциях — зачастую единственные источники информации о титанической работе по обследованию сотен тысяч пострадавших. Откладывавшееся «на потом» обобщение результатов наблюдений, зачастую так и не получало завершения

в форме полноценных научных публикаций. Множество данных, представленных на десятках научно-практических конференций по чернобыльским проблемам в Беларуси, Украине и России в 1980–1990-е гг., или кратко описанных в ведомственных непериодических изданиях, никогда более не удастся собрать. Надо не отвергать эти данные, как «не соответствующие научным протоколам» (см. «Чернобыльский Форум» МАГАТЭ/ВОЗ), а искать способы извлечения из этих данных объективной информации. В 2006 г. Германский Федеральный комитет по ионизирующей радиации организовал встречу, на которой возникла редкая возможность открытой дискуссии между сторонниками принципиально различающихся подходов к оценке последствий Катастрофы. Одно из заключений, которое было сделано по результатам этой встречи, имеет важное значение для всего чернобыльского научного материала: *только в том случае можно ставить под сомнение данные, полученные без применения принятых «научных протоколов», если результаты исследований этого же материала с применением таких протоколов оказываются иными.* Только на основании того, что не были использованы «научные протоколы», отказываться от обсуждения полученных данных недопустимо. Интересно, что в официальных публикациях по радиационной безопасности (НКДАР ООН, МКРЗ и др.), нередко ссылки на неопубликованные в рецензируемых научных журналах материалы, иногда даже на рукописи и личные сообщения.

Психологический аспект «малого», как незначительного, связан также с многократным подчеркиванием практически во всех медицинских обзорах последствий Катастрофы (Медицинские последствия, 1995; Ильин, 1996, Чернобыльский Форум, 2005; Cardis et al., 2006; НКДР, 2010, и мн. др.), что выявленные эффекты будут статистически незаметны и неуловимы на фоне многократно большей заболеваемости и смертности от других факторов. Несомненно, 100 000 дополнительных «чернобыльских» раков щитовидной железы (см. гл. 11) на фоне многих миллионов случаев раков в Европе за 80 лет после Катастрофы представляют «всего» 0,01 %. Но, кроме статистики здоровья, объективно существует и моральное измерение проблемы. Это измерение отражено в словах Дж. Кеннеди, по поводу подписания договора о запрещении ядерных испытаний: *«... потеря даже одной человеческой жизни, порок развития даже у одного ребенка..., наши дети и внуки — это не статистика, к которой мы можем быть равнодушными»* (Kennedy, 1963).

Глава 7.

Как корректно выявлять влияние Катастрофы на здоровье населения

7.1. Пути выяснения индивидуального уровня дополнительного облучения человека	90
7.2. Пути выявления чернобыльских радиогенных эффектов	91
7.3. Заключение	

Первопричиной дополнительных радиогенных заболеваний и смертности в результате Катастрофы является внутреннее и внешнее ионизирующее облучение живых организмов, вызываемое разными радионуклидами. Ключевым вопросом является выяснение связи между действием антропогенной ионизирующей радиации и эффектами для здоровья.

Как же корректно выявить в текущей заболеваемости и смертности специфические последствия Чернобыльской катастрофы? Опыт эпидемиологии и популяционной биологии говорит, что это можно сделать по результатам сопоставления показателей заболеваемости и смертности с инструментально измеряемыми физическими уровнями ионизирующего облучения.

7.1. Пути выяснения индивидуального уровня дополнительного облучения человека

В случаях радиоактивного загрязнения территорий в результате ядерно-радиационных аварий с выбросом в биосферу многих радионуклидов, — как показывают тысячи специальных исследований и методических разработок, — практически осуществимо прямое быстрое и точное (десятки Бк) определение уровня γ -радиации в воздухе (часы), и, в течении нескольких месяцев и лет, с точностью ≈ 4 кБк/м² (0,1 Ки/км²) на больших пространствах. Больше времени занимает определение уровня загрязнения больших территорий α - β -излучателями (не детектируемыми на больших расстояниях с летательных аппаратов и автомобилей). Обобщенные результаты таких измерений публикуются в виде карт (многочисленные примеры см., например, в гл. 1), либо в виде перечня средних уровней загрязнения территорий населенных пунктов (например, Данные ..., 2015).

Для определения уровня чернобыльского (и другого дополнительного к фоновому), облучения каждого человека есть как прямые (физическая дозиметрия), так и косвенные (биологическая дозиметрия) методы. Методами прямой физической дозиметрии возможно инструментальное измерение:

- количества гамма- и бета-излучателей в кожном покрове;
- количества гамма-излучателей в щитовидной железе (благодаря специфической концентрации ее клетками некоторых радионуклидов и расположению железы непосредственно у поверхности шеи);
- общего содержания гамма-радионуклидов в организме [на счетчике индивидуального излучения (СИЧ — whole body counter)];
- содержания α -, β - и γ -излучателей в отдельных органах в образцах полученных с помощью биопсии, или на трупном материале;
- содержание радионуклидов в биологических выделениях и дериватах (слюне, моче, кале, волосах, ногтях).

Методом непрямой физической дозиметрии является ЭПР*-дозиметрия — учет изменений в любых кристаллических структурах, например, в зубной эмали (эти изменения возникают в первые дни действия ионизирующего излучения, сохраняются и накапливаются за все время существования зуба).

Среди методов биологической дозиметрии:

- изменения числа и спектра стабильных хромосомных aberrаций (мутаций) (возникают уже в первые часы после начала облучения и некоторые из них сохраняются на всю жизнь, точно определяются при анализе периферической крови);
- изменения числа помутнений хрусталика (возникают через несколько дней/недель после начала облучения и сохраняются пожизненно, точно определяются при инструментальном исследовании хрусталика).
- изменения некоторых цитогенетических характеристик буккального эпителия;
- изменения числа микроядер сателлитной ДНК.

Каждый из перечисленных методов дозиметрии имеет ограничения, но они показывают возможность *объективного инструментального определения уровня индивидуального облучения*. Только определение истинного уровня индивидуального облучения позволяет корректно выявлять последствия Катастрофы для здоровья населения.

*ЭПР - электро-парамагнитный резонанс

7.2. Пути выявления чернобыльских радиогенных эффектов

Выявить эффекты Чернобыльской (и других подобных ядерно-радиационных катастроф и инцидентов, связанных с выбросом в биосферу большого количества разнообразных радионуклидов) Катастрофы на здоровье возможно, по крайней мере, пятью разными методами.

1. Сравнение здоровья населения [по первичной заболеваемости (prevalence) и распространенности болезней (incidence) и разным видам смертности] на территориях, одинаковых по физико-географическим и социально-экономическим условиям, близких по этническому составу, с низкой миграционной активностью и различающихся только уровнем ионизации приземного слоя атмосферы ($\text{Бк}/\text{м}^2$ или $\text{Ки}/\text{м}^2$) и составом радионуклидов. Особенно информативны такие сравнения одних и тех же групп населения в разные периоды после Катастрофы (т. н. лонгитудинальные сравнения). В части III описаны сотни примеров таких сравнений. Такое сравнение может касаться не только заболеваемости и смертности, но и любых других социо-био-медицинских показателей, например, уровня интеллектуального развития (см. напр., Almond et al., 2007).

2. Сравнение медико-биологических показателей одних и тех же облученных лиц (или генетически близких индивидов — родители — дети, братья — сестры) по нарушениям, на которые влияет ионизирующее излучение, но которые не связаны (или связаны слабо) с возрастными и половыми изменениями. Такими являются некоторые хромосомные aberrации, заболеваемость детей облученных родителей (в т.ч. врожденные пороки развития). Ряд примеров такого рода описан в гл. 10 (раздел 14), и гл. 12.

3. Сравнение заболеваемости лиц, различающихся по инструментально определяемому уровню индивидуального содержания того или иного радионуклида в организме. Поскольку, спустя год после Катастрофы внутренняя доза облучения на 80–90 % формируется за счет цезия-137, сравнение заболеваний у людей с разными уровнями его накопления в организме (не попавших под облучение другими радионуклидами в первый год после Катастрофы), даст объективные результаты влияния техногенного радиационного загрязнения. Особенно эффективен этот метод для выявления эффектов у детей, родившихся через несколько лет после Катастрофы, и потому избежавших «йодного периода» облучения многими радионуклидами в высоких концентрациях. Многочисленные примеры такого рода исследований приведены в следующей части книги.

4. Выявление агрегации (кластеров) случаев редких заболеваний в пространстве и времени и сопоставление их с пятнами загрязнения разными радионуклидами (один из немногочисленных пока примеров — работы по выявлению специфических лейкозов в Брянской обл. (см. напр., Осечинский и др., 1998).

5. Выявление корреляции патологий с инструментально определенными уровнями конкретных инкорпорированных радионуклидов в соответствующих органах. Примерами таких исследований являются многочисленные работы по патологии щитовидной железы (основанные на инструментальном определении уровня радионуклидов в щитовидной железе, см. 10.2.), исследования по корреляции между мертворождаемостью и содержанием альфа-излучателей (см. напр., Horishna, 2005).

Корректным доказательством влияния антропогенного облучения служит:

- корреляция уровней заболеваемости группы населения с уровнями радиоактивного загрязнения территории их постоянного обитания;
- корреляция уровней заболеваемости с инструментально определяемым уровнем содержания радионуклидов в организме, его частях или физиологических выделениях (моче, кале, поте, ногтях, волосах);
- корреляции агрегации (кластеров) редких специфических радиогенных заболеваний с ареалами повышенного загрязнения радионуклидами;
- корреляция встречаемости случаев патологических изменений конкретных органов, или участков тела, с инструментально определенными уровнями инкорпорированных радионуклидов в этих органах или участках тела.

Обнаружение перечисленных выше связей позволяет более точно выявлять эффекты облучения для здоровья каждого человека по физическому уровню облучения, выраженному в числе распадов (беккерелях) на единицу массы вещества или площади, определяемому инструментально, чем при использовании виртуальных популяционных доз.

Многочисленные официальные утверждения об «отсутствии доказательств» значительного влияния Катастрофы на здоровье населения, основаны на требовании обнаружения корреляции между средним (популяционным) уровнем облучения («эффективной дозой») и заболеваемостью и смертностью. Средняя популяционная доза не отражает реальную индивидуальную дозу облучения, которая и определяет возникновение болезни под влиянием дополнительного облучения.

Соответствующим научной логике является определение последствий облучения для здоровья по результатам сопоставления показателей заболеваемости и смертности с инструментально измеряемыми физическими уровнями ионизирующего облучения.

Заключение (к части II)

Ключевым для выявления последствий Чернобыльской катастрофы на здоровье населения и природы является установление причинно-следственной связи между дополнительным радиоактивным облучением, вызванным чернобыльскими радионуклидами, и показателями здоровья. Критерии наличия связи между факторами среды обитания и здоровья давно известны в эпидемиологии (см. бокс).

Установление связи между фактором и эффектом его воздействия: каноны Брэдфора Хилла (Hill, 1965)*

1. Небольшая корреляция между факторами и заболеваемостью не означает, что не существует причинно-следственной связи, хотя чем больше корреляция, тем такая связь более вероятна.

2. Сходные наблюдения разными людьми в разных местах с разными выборками усиливают вероятность существования причинно-следственной связи.

3. Причинно-следственная связь, скорее всего, есть, если специфическое заболевание обнаруживается лишь в области действия специфического фактора.

4. Эффект должен проявляться после причины (или после ожидаемой задержки).

большая экспозиция, как правило, должна приводить к большему эффекту (однако, иногда простое присутствие фактора может вызвать эффект, в других случаях, большее воздействие может приводить к снижению заболеваемости).

5. Предположение о вероятном механизме воздействия полезно для установления связи между заболеванием и фактором (однако, всегда ограничено недостаточностью существующих знаний).

6. Совпадение эпидемиологических и экспериментальных данных важно для установления причинно-следственной связи (однако, отсутствие экспериментальных данных не означает отсутствия эпидемиологического эффекта).

7. Для установления причинно-следственной связи полезно учитывать экспериментальные данные.

8. Для установления причинно-следственной связи полезно учитывать эффекты подобных факторов.

Официальная радиационная эпидемиология в исследовании Чернобыльского влияния подменила в установлении причинно-следственной связи первичный физический фактор ионизирующей радиации вторичным виртуальным «дозовым» фактором. При такой подмене осуществляется поиск корреляции не между фактором (радиация) и заболеваемостью, а между всегда и неизбежно неточно реконструируемым статичным (на

* перевод А.Я.

данный момент времени) виртуальным средним уровнем облучения («эффективной дозой»), и точно индивидуально определяемой заболеваемостью (смертностью, цитогенетическими нарушениями и пр.), отражающей динамический (протяженный во времени и постоянно меняющийся), многокомпонентный (разные радионуклиды, внутреннее и внешнее облучение) процесс влияния чернобыльского ионизирующего облучения.

Успокоительные заявления, что Чернобыльское загрязнение добавляет лишь 2 % к естественному радиационному фону на поверхности Земли, затушевывают тот факт, что на многих территориях это загрязнение в период «йодного удара» тысячекратно превышало существовавший радиационный фон. Спустя тридцать лет после Катастрофы миллионы людей (из них около 5 млн — в Беларуси, Украине и России) живут (и еще будут многие десятилетия жить) в условиях дополнительного к фоновому, сравнительно небольшого (≤ 1 Ки/км² $\approx 4\ 000$ Бк/м²), хронического радиоактивного загрязнения, с нарастающим во времени кумулятивным эффектом.

Подчеркнем еще раз методологическую некорректность переноса результатов исследования последствий атомной бомбардировки Хиросимы и Нагасаки (наблюдений за «японской когортой» — Life Span Study) для анализа последствий Чернобыля (прежде всего, в силу другого характера облучения).

В соответствии с канонами эпидемиологии, последствия Катастрофы могут быть объективно выявлены сопоставлением показателей заболеваемости и смертности с инструментально измеряемыми физическими уровнями ионизирующего облучения. Таких сопоставлений проведено немало, и часть их в систематизированной форме, описывается в следующей части книги.