



WHO/EOS/94.14
РАСПРОСТРАНЕНИЕ: ПО СПИСКУ

ВСЕМИРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЗДРАВООХРАНЕНИЯ

Международная программа по медицинским последствиям
Чернобыльской аварии

(ГРНЕСА)

Поддерживающая деятельность "Физическая дозиметрия"

**ПРОБЛЕМА РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ОЦЕНКИ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ
ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ В ЧЕРНОБЫЛЕ: ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ,
СТРУКТУРА И УРОВНИ ОБЛУЧЕНИЯ ПО ДАННЫМ ПРЯМЫХ ИЗМЕРЕНИЙ**

ЧАСТЬ 1: ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ

ЖЕНЕВА

1994



ВСЕМИРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЗДРАВООХРАНЕНИЯ

**ПРОБЛЕМА РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ОЦЕНКИ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ
НАСЕЛЕНИЯ ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ В ЧЕРНОБЫЛЕ:
ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ, СТРУКТУРА И УРОВНИ
ОБЛУЧЕНИЯ ПО ДАННЫМ ПРЯМЫХ ИЗМЕРЕНИЙ
ЧАСТЬ 1: ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ**

*А.Ф.Цыб, В.Ф.Степаненко,
Ю.И.Гаврилин, В.Т.Хрущ, С.М.Шинкарев,
В.Н.Омельченко, Ф.Г.Исмаилов, С.Ю.Лешаков,
Н.Д.Якубович, А.Д.Прошин, П.С.Кузьмин*

*МРНЦ РАМН, Обнинск, Россия
ИБФ МЗ РФ, Москва, Россия
Управление здравоохранения Калужской области, Калуга, Россия
Управление здравоохранения Брянской области, Брянск, Россия*

СО Д Е Р Ж А Н И Е

1. Аннотация.....	2
2. Индивидуальные и возрастные особенности формирования доз облучения щитовидной железы.....	3
2.1. Характеристики, объем и методика работы.....	3
2.2. Распределения индивидуальных доз	4
2.3. Возрастные дозовые зависимости	12
3. Закономерности формирования доз облучения щитовидной железы в зависимости от уровней загрязнения местности..	15
3.1. Характеристики, объем и методика анализа	15
3.2. Анализ закономерностей	16
3.3. Построение модели	22
4. Выводы	29
5. Литература	31

Настоящий документ не предназначен для широкого распространения, и все права на него зарезервированы Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ). Он не может подвергаться редактированию, из него не могут извлекаться отдельные части, он не может цитироваться, воспроизводиться или переводиться частично или полностью без предварительного письменного разрешения со стороны ВОЗ. Никакая часть настоящего документа не может храниться в системе поиска информации или передаваться в любой форме или с помощью любых средств – электронных, механических или иных – без предварительного письменного разрешения со стороны ВОЗ.

Ответственность за мнения, выраженные в документах упомянутыми авторами, лежит исключительно на этих авторах.

1. АННОТАЦИЯ

В первые недели после аварии в Чернобыле на загрязненных радионуклидами территориях России приблизительно у 31 000 человек были проведены измерения содержания йода-131 в щитовидной железе (в основном, в Калужской области [1, 2, 3]), а также частично в Брянской, Орловской и Тульской областях [4]. На основании данных, полученных по Калужской области, были рассчитаны индивидуальные поглощенные дозы. В работе приводятся и обсуждаются полученные результаты и выявленные закономерности формирования индивидуальных и среднегрупповых доз облучения щитовидной железы. Представлена информация об используемых методиках и моделях расчета доз.

Установлена сильно выраженная возрастная зависимость доз облучения щитовидной железы радионуклидами йода. Средние дозы для различных возрастных групп жителей Калужской области в зависимости от уровней загрязнения находились в пределах от 1 до 160 сГр. В отдельных случаях индивидуальные дозы достигали 1000 сГр.

Статистическое распределение индивидуальных доз характеризуется длинным хвостом в области больших доз, а также большой долей лиц, для которых в пределах погрешностей измерений величины доз облучения были оценены как нулевые.

Проведен сравнительный анализ закономерностей формирования средних для населенных пунктов поглощенных доз в зависимости от уровней загрязнения местности цезием-137 [5]. Для такого анализа использованы опубликованные результаты расчетов поглощенных доз у 31 000 человек по данным прямых измерений йода-131 в щитовидной железе у жителей Калужской [1, 2, 3], Брянской, Орловской и Тульской [4] областей РФ, а также у 130 000 жителей Гомельской и Могилевской областей Республики Беларусь [6]. В анализ были включены данные по 340 населенным пунктам, для которых имеются сведения о плотности выпадений цезия-137. С целью обеспечения статистической представительности результатов рассматривались группы данных, насчитывающие не менее 25 измерений по населенному пункту.

Полученные результаты позволили сделать вывод о неправомерности использования в общем случае гипотезы о постоянстве величины отношения средней по населенному пункту дозы облучения щитовидной железы к средней плотности загрязнения этого пункта цезием-137, как это, например, предлагается в работе [4]. Такая гипотеза справедлива только для больших уровней загрязнения, начиная с 15-20 Ки/км² и выше по цезию-137. Для меньших уровней загрязнения отношение средней дозы в щитовидной железе к плотности загрязнения местности цезием-137 имеет вид обратно пропорциональной зависимости от степени загрязнения. Данный факт является универсальным для различных территорий и подтверждается многочисленными результатами измерений и основанными на них расчетами доз, выполненными различными группами специалистов в России и Беларуси.

В работе рассматривается модель и соответствующие параметры, описывающие указанную зависимость, дается их интерпретация. Отмечается, что установленный характер зависимости может обуславливаться различием в механизмах "сухого" выпадения радионуклидов на территориях с небольшим загрязнением и "мокрого" выпадения на сильно загрязненных территориях. Определенную роль может играть эффект фракционирования йода и цезия по мере их распространения в атмосфере.

Выявленные закономерности свидетельствуют о возможной недооценке уровней облучения щитовидной железы для жителей территорий с относительно небольшими уровнями загрязнения, где в апреле-мае 1986 года не были проведены прямые измерения содержания йода-131 в щитовидной железе. Это, в свою очередь, может повлечь за собой необходимость переоценки ранее выполненных прогнозов возможных медицинских последствий облучения этого органа в результате аварии на ЧАЭС [7].

Обсуждается применимость предлагаемой модели для решения проблемы реконструкции доз облучения щитовидной железы для жителей населенных пунктов, где прямые измерения содержания йода-131 не проводились. Отмечается принципиальная важность уточнения карт йодных выпадений на местности, проведения специальных опросов и индивидуальных дозиметрических исследований с целью уменьшения погрешностей результатов такого рода реконструкции.

2. ИНДИВИДУАЛЬНЫЕ И ВОЗРАСТНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ

2.1. Характеристики, объем и методика работы

В первые дни и недели после аварии наибольшую радиационную опасность на территориях, удаленных от Чернобыльской АЭС, представляли радионуклиды йода, оказывающие избирательное радиационное воздействие на щитовидную железу. Только в центральной части России выпало около 12% общей активности выброшенного в атмосферу йода-131, оцениваемой величиной в 17 миллионов кюри. Это, как минимум, в 15 раз больше активности выпавшего на этой же территории радиоактивного цезия-137 [7].

В течение мая 1986 года на загрязненных радионуклидами территориях России приблизительно у 31 000 человек были проведены измерения содержания йода-131 в щитовидной железе (в основном, в Калужской области [1, 2, 3]), а также частично в Брянской, Орловской и Тульской областях [4]. На основании этих данных были рассчитаны индивидуальные поглощенные дозы. Поскольку именно массив данных по Калужской области является наиболее представительным, анализ этих результатов представляет особый интерес.

В Калужской области индивидуальное дозиметрическое обследование проводилось в семи административных районах с поверхностной

плотностью загрязнения почвы цезием-137, достигающей на отдельных участках 15 Ки/км^2 ($55,5 \cdot 10^{10} \text{ Бк/км}^2$). Измерения содержания йода-131 в щитовидной железе проводились в период с 17 по 31 мая 1986 г. по стандартизированной методике с помощью переносных радиометрических приборов со сцинтилляционными детекторами [1]. Верификация результатов полевых измерений осуществлялась путем параллельных измерений части обследованных на стационарном спектрометре излучений человека и тиреоспектрометре. Расчет индивидуальных доз облучения щитовидной железы проводился с использованием измеренных значений активности и результатов специального опроса обследованных по математической модели, учитывающей возраст, время проведения измерений, начало и окончание контакта, пути поступления активности в организм, вклад в дозу от короткоживущих изотопов йода [1, 2, 3]. В районах Калужского региона, попавших в зону радиоактивного загрязнения, проживает около 170 тысяч человек, в том числе - около 37 тысяч детей в возрасте до 16 лет. Индивидуальные оценки доз облучения щитовидной железы были осуществлены у 27 887 человек, в основном у детей, подростков и беременных: 24 211 человек или 86,8% всех обследованных имели возраст до 18 лет включительно. Это составляет 60,2% от всех 40204 жителей в возрасте до 18 лет в рассматриваемых 7 районах Калужской области (по состоянию на 1986 год).

Возрастная структура обследованного контингента представлена в таблице 1. В таблице 2 приведены данные о процентном распределении числа жителей четырех наиболее загрязненных радионуклидами районов Калужской области по территориям с различными уровнями загрязнения почвы по цезию-137. К сожалению, данные прямых измерений, характеризующие загрязненность почвы в Калужской области йодом-131, отсутствуют.

2.2. Распределение индивидуальных доз

Установлено, что характер статистического распределения индивидуальных доз характеризуется длинным "хвостом" в области высоких доз. При этом у большей доли обследованных дозы облучения щитовидной железы были близки к нулевым. В таблице 3 приведены данные, характеризующие распределение числа обследованных в каждом из семи районов по величинам установленных индивидуальных поглощенных доз в щитовидной железе. Указаны различные интервалы значений индивидуальных поглощенных доз.

Рисунок 1 иллюстрирует характер распределения индивидуальных доз облучения щитовидной железы, установленных у жителей трех наиболее загрязненных районов (Ульяновский, Жиздринский, Хвостовичский), а также для всех районов в целом. Для того, чтобы

Таблица 1

Возрастной состав обследованных по Калужской области

Возраст, годы или категория	Число обследованных лиц	%
< 1	1105	4,0
1 - 3	2669	9,5
> 3 - 8	7856	28,2
> 8 - 12	6004	21,5
> 12 - 14	2789	10,0
> 14 - 18	3788	13,6
> 18	3676	13,2
ВСЕГО	27887	100
в том числе: беременные	910	
кормящие	560	

Таблица 2

Процентное распределение численности жителей четырех районов Калужской области по территориям проживания с различной плотностью загрязнения почвы цезием-137

Интервалы значений поверхностной плотности загрязнения цезием-137, μCs , Ки/км ²	Процентное распределение численности жителей из различных районов, проживающих на территориях с разной плотностью загрязнения цезием-137			
	Ульяновский р-н	Жиздринский р-н	Хвостовичский р-н	Людиновский р-н
>0 - 2,5	13,4%	46,6%	82,76%	99,6%
>2,5 - 5,0	50,2%	16,5%	6,33%	0,4%
>5,0 - 7,5	31,0%	33,9%	7,76%	-
>7,5 - 10,0	4,72%	2,24%	3,0%	-
>10,0 - 12,5	0,5%	0,76%	0,15%	-
>12,5 - 15,0	0,18%	-	-	-

Таблица 3

Распределение численности обследованных лиц по различным интервалам значений индивидуальных поглощенных доз (Калужская область)

Интервалы индивидуальных доз, сГр	Численность обследованных в заданных интервалах доз						
	1	2	3	4	5	6	7
< 1,5	133	407	873	1371	184	184	1955
1,5 - 15	267	559	2209	3778	1593	1082	495
> 15 -30	426	611	1125	2025	1029	599	97
> 30 -100	1300	1185	915	978	685	374	45
> 100 - 200	360	267	81	83	51	18	7
> 200 - 300	204	106	35	19	15	2	0
> 300 - 400	70	17	4	1	2	0	0
> 400 - 500	21	6	2	0	0	0	0
> 500 - 600	10	3	1	0	0	0	0
> 600 - 700	3	3	0	1	0	0	0
> 700 - 800	3	0	0	0	0	0	0
> 800 - 900	2	0	0	0	0	0	0
> 900- 1000	3	2	1	0	0	0	0
> 1000	0	0	0	0	0	0	0
ВСЕГО 27 887	2802	3166	5246	8256	3559	2259	2599

Районы: 1 - Ульяновский, 2 - Жиздринский, 3 - Хвастовичский,
4 - Людиновский, 5 - Думиничский, 6 - Куйбышевский,
7 - Козельский.

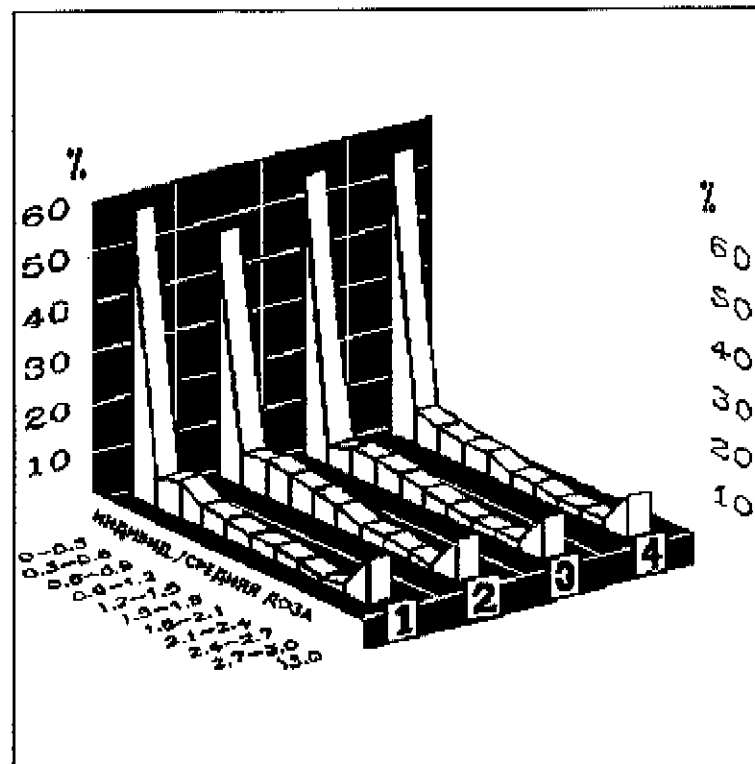


Рис. 1. Распределение обследованных в трех районах Калужской области лиц в зависимости от доз облучения щитовидной железы. По оси абсцисс - интервалы значений индивидуальных доз, выраженные в виде относительных величин: отношения индивидуальной дозы к средней дозе; по оси ординат - процент обследованных лиц. 1 - Хвастовичский район, 2 - Ульяновский район, 3 - Жиздринский район, 4 - суммарно все районы.

продемонстрировать универсальный характер распределения, величины доз представлены в безразмерном виде: величины индивидуальных поглощенных доз выражены в долях от соответствующих средних по рассматриваемой выборке доз облучения.

Анализ представленных данных показывает, что статистическое распределение числа обследованных по индивидуальным дозам характеризуется наличием определенной доли населения с индивидуальными дозами, которые многократно превышают средние дозы облучения.

Аналогичный характер статистического распределения имеет место и для различающихся возрастных групп. Распределения численности обследованных лиц по различным интервалам величин индивидуальных доз в разных возрастных группах приведены в таблице 4. В качестве примера рассмотрены данные по Ульяновскому району, где имело место наиболее интенсивное выпадение радиоактивных осадков. Можно констатировать, что для всех без исключения возрастных групп также характерно наличие "хвоста" в области величин поглощенных доз, которые многократно превышают средние значения для рассматриваемых групп.

Таблицы 5 и 6 содержат информацию о распределении численности обследованных лиц по различным интервалам величин индивидуальных доз для жителей двух населенных пунктов Ульяновского района: Дудоровский (средняя поверхностная плотность загрязнения почвы цезием-137 - $6,65 \text{ Ки/}^2$ или $24,6 \cdot 10^{10} \text{ Бк/км}^2$) и Ульяново (средняя поверхностная плотность загрязнения почвы цезием-137 - $4,2 \text{ Ки/км}^2$ или $15,4 \cdot 10^{10} \text{ Бк/км}^2$). Как следует из этих таблиц, имеет место значительный разброс величин индивидуальных доз облучения даже для жителей одного и того же населенного пункта в пределах одних возрастных групп, а также выражена возрастная зависимость.

При интерпретации полученных данных необходимо иметь в виду, что для жителей сельских населенных пунктов России характерна ориентация на потребление основных продуктов питания (молоко, овощи, мясо) со своего собственного подворья. Существенное место в рационе занимают самостоятельно добытые продукты "дикой природы". При потреблении этих продуктов контроль за уровнем их радиационной загрязненности ослаблен, так как осуществляется не в обязательном порядке, а по обращаемости. Типичным для сельских подворий является также самостоятельная заготовка кормов для личного крупного рогатого скота - как правило, это различного рода неудобные для коллективных хозяйств места заготовок, такие как поляны, опушки леса или болотистые низины, характеризующиеся, как правило, повышенным уровнем загрязненности радионуклидами.

Самостоятельно заготовленные корма также, как правило, контролируются на наличие загрязненности лишь по обращаемости. Кроме того, как показывают наши данные, радиационная загрязненность местности в результате выпадения радиоактивных осадков

Таблица 4

Дозовые распределения в различных возрастных группах
(Ульяновский район Калужской области)

Интервалы индивидуальных доз, сГр	Число обследованных в группах из Ульяновского района						
	1	2	3	4	5	6	7
<1,5	22	18	25	34	12	14	8
1,5-15	0	0	1	10	41	108	107
>15-30	1	2	58	121	72	115	57
>30-100	45	132	414	361	139	178	31
>100-200	33	55	152	76	15	26	3
>200-300	30	67	67	19	6	15	0
>300-400	7	24	22	9	3	5	0
>400-500	4	7	6	4	0	0	0
>500-600	0	7	3	0	0	0	0
>600-700	1	2	0	0	0	0	0
>700-800	0	2	0	1	0	0	0
>800-900	1	0	1	0	0	0	0
>900-1000	0	3	0	0	0	0	0
>1000	0	0	0	0	0	0	0
ВСЕГО: 2802	144	319	749	635	288	461	206
Средние дозы:	134	161	95	67	47	46	19

Возрастные группы: 1 - <1 года, 2 - 1-3 года, 3 - >3-8 лет,
4 - >8-12 лет, 5 - >12-14 лет,
6 - >14-18 лет, 7 - >18 лет.

Таблица 5

Дозовые распределения в различных возрастных группах
(с. Ульяново, Ульяновский район Калужской области)

Интервалы доз, сГр	Численность в возрастных группах из поселка Ульяново						
	<1	1-3	>3-8	>8-12	>12-14	>14-18	>18
<20	11	8	13	31	39	60	68
20-40	0	12	72	56	57	28	56
>40-60	4	24	76	58	24	8	11
>60-80	9	27	48	35	14	6	0
>80-100	3	11	20	34	4	0	1
>100-120	2	4	17	7	2	0	0
>120-140	1	8	3	4	1	0	0
>140-160	6	6	3	2	0	0	0
>160-180	1	3	0	0	0	0	0
>180-200	1	5	6	0	0	0	0
>200-220	2	2	3	1	0	0	0
>220-240	0	4	1	1	0	0	0
>240-260	0	0	0	0	0	0	0
>260-280	0	3	0	0	0	0	0
>280-300	0	0	0	0	0	0	0
>300-320	0	0	0	0	0	0	0
>320-340	0	0	0	0	0	0	0
>340-360	0	0	0	0	0	0	0
>360-380	0	1	0	0	0	0	0
>380-400	0	1	0	0	0	0	0
>400	1	2	0	0	0	0	0
ВСЕГО: 1032	41	121	262	229	141	102	136

Таблица 6

Дозовые распределения в различных возрастных группах
(п. Дудоровский, Ульяновский район Калужской области)

Интервалы доз, сГр	Численность в возрастных группах из поселка Дудоровский						
	<1	1-3	>3-8	>8-12	>12-14	>14-18	>18
<20	1	0	0	1	0	9	13
>20-40	1	0	2	2	7	16	2
>40-60	0	1	12	10	4	8	2
>60-80	3	5	6	10	7	7	2
>80-100	0	6	8	9	5	4	0
>100-120	0	4	8	2	4	1	1
>120-140	3	8	13	5	2	1	0
>140-160	0	5	9	2	2	2	0
>160-180	1	3	9	1	1	1	0
>180-200	2	5	5	3	2	3	0
>200-220	0	2	3	1	0	0	0
>220-240	0	1	2	3	0	1	0
>240-260	1	1	2	1	0	0	0
>260-280	0	4	2	2	0	1	0
>280-300	0	2	0	0	0	0	0
>300-320	1	4	3	2	1	1	0
>320-340	0	2	1	0	0	0	0
>340-360	0	7	0	0	0	0	0
>360-380	0	2	2	3	1	0	0
>380-400	1	0	2	0	0	0	0
>400	2	12	5	1	0	0	0
ВСЕГО: 353	16	74	94	58	36	55	20

после аварии на Чернобыльской АЭС характеризуется очень большой неравномерностью даже на локальном уровне – на расстояниях в единицы километров, сотни и даже десятки метров могут быть многократные перепады в уровнях загрязненности. Таким образом, сложившиеся различия в традициях хозяйствования и в поведении людей и их индивидуальных рационах в сочетании с локальной неравномерностью радиоактивного загрязнения местности существенно влияют на различия в индивидуальных уровнях облучения.

На этом основании можно заключить, что индивидуальный мониторинг доз облучения весьма полезен при крупномасштабных радиоактивных загрязнениях местности, поскольку разброс индивидуальных поглощенных доз может быть многократным. Поэтому оценка только усредненных характеристик уровней облучения не дает адекватного представления о реально существующих группах радиационного риска среди населения.

2.3. Возрастные дозовые зависимости, средние и коллективные дозы

Таблица 7 демонстрирует возрастные зависимости поглощенных доз в щитовидной железе, усредненных по различным возрастным группам лиц, проживающих на обследованных территориях (семь сельских районов Калужской области). Представленные данные показывают сильно выраженную зависимость доз облучения щитовидной железы от возраста обследуемых. Возрастная зависимость обусловлена особенностью формирования доз внутреннего облучения щитовидной железы радионуклидами йода: в основном, за счет возрастных различий в массе щитовидной железы при относительно небольших различиях в уровнях накопленной железой активности радиоактивного йода. Таким образом, наибольшие дозы облучения характерны для младших детских групп. При прочих равных условиях дозы облучения у взрослых были значительно ниже.

На основании полученных данных о лучевых нагрузках в обследованных выборках по различным возрастным группам, с учетом данных о реальном возрастном составе населения и численности проживающих оценены средние и коллективные дозы внутреннего облучения щитовидной железы для жителей обследованных районов и Калужской области в целом.

Установлено, что по Ульяновскому району (12 200 человек) коллективная доза составляет 4,05 тыс.чел.Гр, средняя – 0,33 Гр.

По Жиздринскому району (14 500 человек) коллективная доза составляет 2,62 тыс.чел.Гр, средняя – 0,12 Гр.

Для Хвастовичского района (17 300 человек) коллективная доза – 2,36 тыс.чел.Гр, средняя – 0,09 Гр.

Для Людиновского, Думиничского, Куйбышевского и Козельского районов соответствующие величины коллективных и средних доз

равны: 2,82 тыс.чел.Гр и 0,057 Гр; 1,57 тыс.чел.Гр и 0,09 Гр; 0,92 тыс.чел.Гр и 0,078 Гр; 0,59 тыс.чел.Гр и 0,012 Гр, соответственно.

В целом по Калужской области (семь указанных районов с выпадением радиоактивных осадков, в которых проживает 170 700 человек) коллективная доза составляет 14,94 тыс.чел.Гр, а средняя - 0,087 Гр.

Указанные оценки коллективных доз были использованы для прогноза ожидаемых отдаленных медицинских последствий облучения щитовидной железы.

Большой индивидуальный разброс доз облучения щитовидной железы, а также сильно выраженная зависимость уровней облучения от возраста обуславливают актуальность работы по восстановлению индивидуализированных доз облучения для тех лиц, у которых в ранний период после аварии не удалось провести прямые измерения содержания йода-131 в щитовидной железе. Основой для такого рода восстановления может служить экстраполяционная модель, учитывающая, с одной стороны, особенности формирования и статистического распределения индивидуальных доз при равенстве условий радиоактивного загрязнения окружающей среды, а с другой стороны - закономерности формирования доз облучения щитовидной железы в зависимости от загрязнения среды.

Таблица 7

Усредненные величины поглощенных доз в щитовидной железе для различных групп обследованных лиц в 7 районах Калужской области

Группы обследованных	Средние поглощенные дозы в группах для различных районов, сГр, *)						
	1	2	3	4	5	6	7
до 1 года	134	137	60	51	44	28	9,3
от 1 до 3 лет	161	101	49	31	37	29	5,9
от 3 до 5 лет	104	58	28	21	24	19	2,1
от 5 до 8 лет	89	57	28	21	25	22	3,3
от 8 до 12 лет	67	47	25	14	22	20	2,8
от 12 до 14 лет	47	31	16	8,1	14	14	2,3
от 14 до 16 лет	56	44	20	8,8	16	15	2,0
от 16 до 18 лет	22	12	8,6	2,9	6,6	5,5	0,5
более 18 лет	16	12	9,1	1,6	6,7	5,4	0,7
беременные	19	9,6	9,6	5,4	6,5	4,5	1,5
кормящие	21	18	6,1	6,9	7,6	5,0	0,7

*) Районы: 1 - Ульяновский, 2 - Жиздринский,
3 - Хвастовичский, 4 - Людиновский,
5 - Думиничский, 6 - Куйбышевский,
7 - Козельский

3. ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ УРОВНЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ

3.1. Характеристики, объем и методика анализа

С целью выявления этих закономерностей нами был проведен сравнительный анализ особенностей формирования средних для населенных пунктов поглощенных доз в зависимости от уровней загрязнения местности цезием-137 [5]. Для такого анализа использованы результаты расчетов поглощенных доз по данным прямых измерений йода-131 в щитовидной железе у 31 000 жителей Калужской [1, 2, 3] Брянской и Тульской [4] областей Российской Федерации, а также у 130 000 жителей Гомельской и Могилевской областей Беларуси [6]. В анализ были включены данные по 340 населенным пунктам, для которых имеются сведения о плотности выпадений цезия-137 [8].

При этом рассматривались только те населенные пункты, где в 1986 году не была проведена эвакуация населения.

Опубликованные сведения по загрязненным регионам Беларуси [6] были включены в рассмотрение из-за необходимости проведения сравнительного анализа с единых позиций для территорий с различными уровнями загрязненности, поскольку по Российской Федерации были опубликованы два различных массива данных - для территорий с относительно низким (Калужская область [1, 2, 3]) и высоким (Брянская область [4]) уровнями загрязнения.

Проанализированы данные по населенным пунктам на территориях следующих районов, по которым имелись данные прямых измерений: Красногорский и Новозыбковский районы Брянской области, Ульяновский, Жиздринский и Хвостовичский районы Калужской области, Плавский район Тульской области, Краснопольский, Костюковичский, Чериковский, Славгородский, Климовичский районы Могилевской области, Хойникский, Брагинский, Наровлянский, Ветковский, Лоевский, Речицкий районы Гомельской области.

С целью обеспечения статистической представительности результатов рассматривались группы данных, насчитывающие не менее 25 измерений по населенному пункту или же суммарные данные по нескольким близко расположенным населенным пунктам с одинаковыми уровнями загрязненности.

Для обеспечения единообразия анализируемой информации имеющиеся сведения по дозам облучения щитовидной железы для лиц различного возраста пересчитывались для возраста взрослого человека по известным возрастным соотношениям.

3.2. Анализ закономерностей

Часть полученных результатов представлена на рисунках 2 – 9. На рисунках 2 – 6 в качестве иллюстрации представлены типичные зависимости отношений средних по населенным пунктам доз облучения щитовидной железы к уровням загрязнения почвы цезием-137 (D/q_{CB}) от плотности загрязнений почвы (q_{CB}). Приведены данные по населенным пунктам Хойникского и Брагинского районов Гомельской области Беларуси, Ульяновского и Хвастовичского районов Калужской области и Брянской области Российской Федерации. Для остальных проанализированных населенных пунктов Беларуси и России характер рассматриваемых зависимостей в целом аналогичен характеру зависимостей на рисунках 2 – 6, несмотря на большие различия в уровнях загрязненности территорий цезием-137 и уровнях облучения щитовидной железы.

В целом полученные данные позволили сделать вывод о неправомерности использования в общем случае гипотезы о постоянстве величины отношения средней по населенному пункту дозы облучения щитовидной железы (D) к средней плотности загрязнения этого пункта цезием-137 (q_{CB}), как это, например, предлагается в работе [4]. Такая гипотеза справедлива лишь для больших уровней загрязнения, начиная с 15–20 Ки/км² по цезию-137. Для меньших уровней загрязнения отношение средней дозы в щитовидной железе к плотности загрязнения местности цезием-137 (D/q_{CB}) имеет вид обратно пропорциональной зависимости от степени загрязнения (q_{CB}).

Анализ причин выявленного феномена показывает, что, в частности, установленный характер зависимости может обуславливаться различием в механизмах преимущественно "сухого" выпадения радионуклидов на территориях с небольшим загрязнением и преимущественно "мокрого" выпадения на сильно загрязненных территориях. В зависимости от этого приблизительно на порядок может изменяться величина доли радионуклидов, задержанных растительностью (травой): для сухих выпадений параметр захвата травой по субмикронным частицам и легко сорбируемым газам значительно больше по своей величине, чем для мокрых выпадений [9]. Как известно, именно растительность и, в особенности, трава является начальным звеном в пищевой цепочке поступления радионуклидов йода в организм: трава – корова – молоко – человек.

Дополнительное влияние на вариабельность отношения D/q_{CB} может иметь эффект фракционирования радионуклидов йода от радионуклидов цезия, как в аварийном реакторе, так и по мере распространения этих радионуклидов в атмосфере.

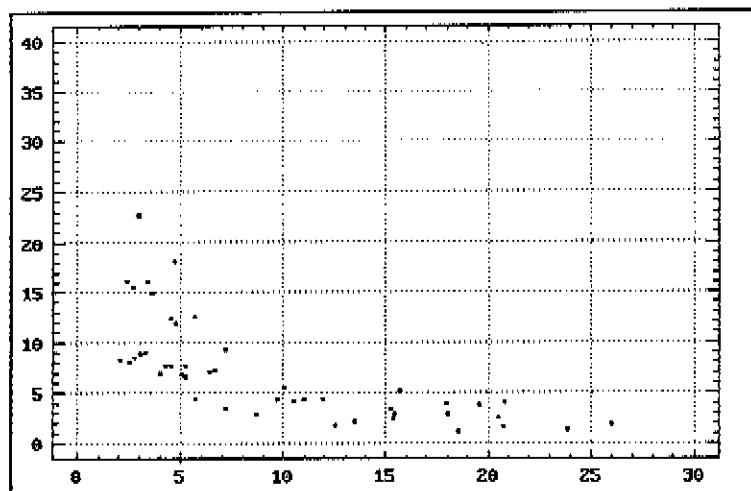


Рис. 2. Зависимость отношений D/q_{Cs} (ось ординат, $\text{сГр}/(\text{Ки}/\text{км}^2)$) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, $\text{Ки}/\text{км}^2$), где D - среднеарифметические значения дозы на щитовидную железу у взрослых лиц по населенным пунктам. Данные для Хойникского района Гомельской области Беларуси. Ссылки на источники исходных данных - в тексте.

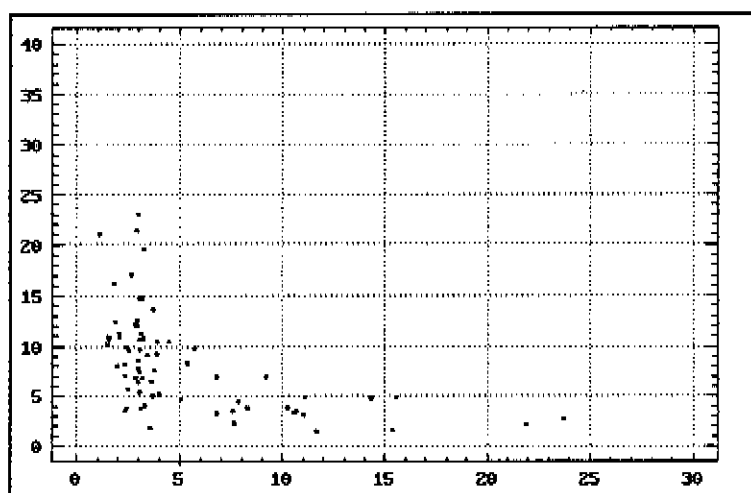


Рис. 3. Зависимость отношений D/q_{Cs} (ось ординат, $\text{сГр}/(\text{Ки}/\text{км}^2)$) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, $\text{Ки}/\text{км}^2$), где D - среднеарифметические значения дозы на щитовидную железу у взрослых лиц по населенным пунктам. Данные для Брагинского района Гомельской области Беларуси. Ссылки на источники исходных данных - в тексте. Ссылки на источники исходных данных - в тексте.

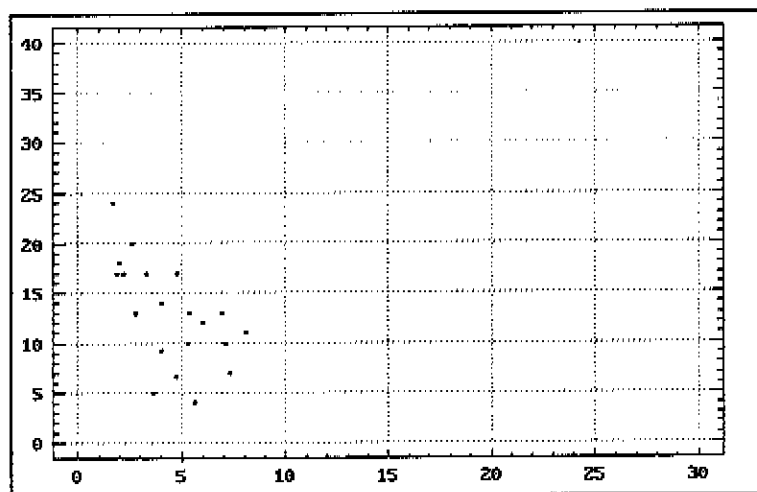


Рис. 4. Зависимость отношений D/q_{Cs} (ось ординат, $сГр/(Ки/км^2)$) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, $Ки/км^2$), где D - среднеарифметические значения дозы на щитовидную железу у взрослых лиц по населенным пунктам. Данные для Ульяновского района Калужской области России. Ссылки на источники исходных данных - в тексте.

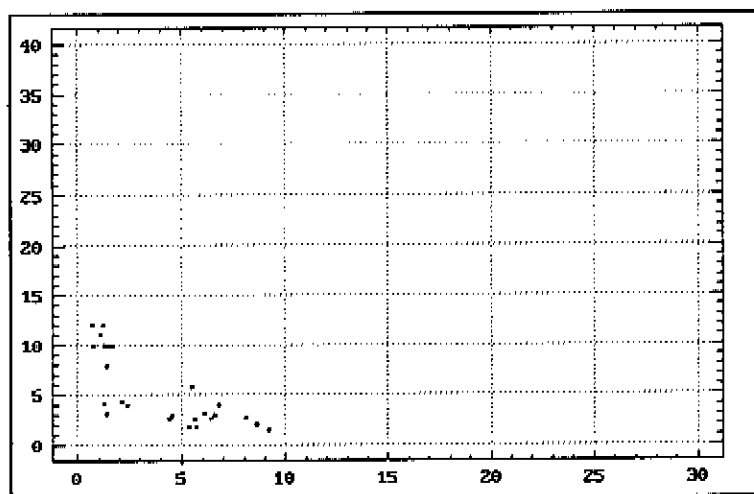


Рис. 5. Зависимость отношений D/q_{Cs} (ось ординат, $сГр/(Ки/км^2)$) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, $Ки/км^2$), где D - среднеарифметические значения дозы на щитовидную железу у взрослых лиц по населенным пунктам. Данные для Хвастовичского района Калужской области России. Ссылки на источники исходных данных - в тексте.

Рисунки 7 и 8 показывают, что эффект фракционирования, например, имеет место в населенных пунктах Брагинского района Гомельской области, но отсутствует в населенных пунктах пяти районов Могилевской области Беларуси. В каждом конкретном случае проявление эффекта фракционирования может зависеть от ряда причин: момента истечения радионуклидов после аварии, момента их выпадения на местности, удаленности загрязняемой территории от реактора, атмосферных условий.

И, наконец, рисунок 9 иллюстрирует в чистом виде эффект, связанный с различиями в условиях "сухих" и "мокрых" выпадений на слабо и интенсивно загрязненных территориях, соответственно. Этот рисунок на примере Брагинского района демонстрирует зависимость отношения средней дозы в щитовидной железе к плотности загрязнения почвы йодом-131 (D/q_I) от плотности загрязнения йодом-131 (q_I): для малых уровней загрязнения наблюдается типичная обратно пропорциональная зависимость между отношением D/q_I и q_I . Здесь эффект фракционирования йода и цезия уже отсутствует и зависимость D/q_I от q_I может быть объяснена только различиями в механизмах "сухих" и "мокрых" выпадений йода. Данные по загрязненности почвы йодом-131 здесь и выше взяты из работы [10], по цезию-137 - из работы [8].

Выявленные закономерности свидетельствуют о возможной недооценке уровней облучения щитовидной железы для жителей территорий с относительно небольшими уровнями загрязнения, где в апреле-мае 1986 года не были проведены прямые измерения содержания йода-131 в щитовидной железе. Действительно, такие оценки проводились, как правило, экстраполяционным путем в предположении постоянства зависимости D/q_{Cs} от q_{Cs} . Это, в свою очередь, может повлечь за собой необходимость переоценки ранее выполненных прогнозов возможных медицинских последствий облучения этого органа в результате аварии на ЧАЭС, представленных, например, в [4, 7].

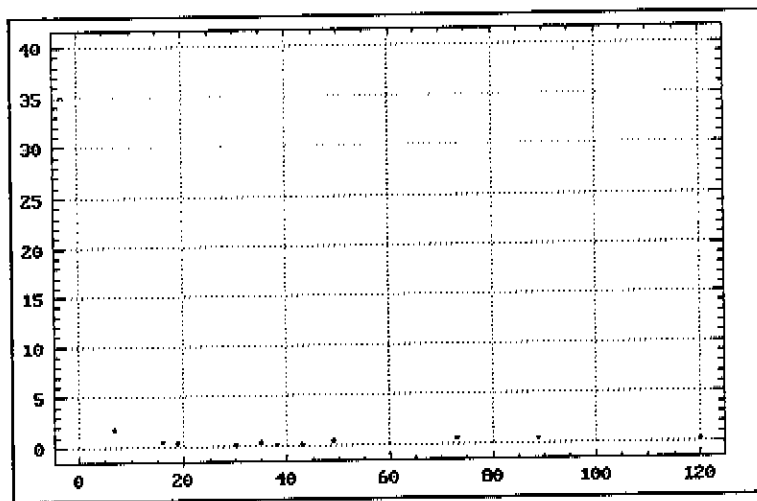


Рис. 6. Зависимость отношений D/q_{Cs} (ось ординат, $cГр/(Ки/км^2)$) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, $Ки/км^2$), где D – среднеарифметические значения дозы на щитовидную железу у взрослых лиц по населенным пунктам. Данные для Брянской области России. Ссылки на источники исходных данных – в тексте.

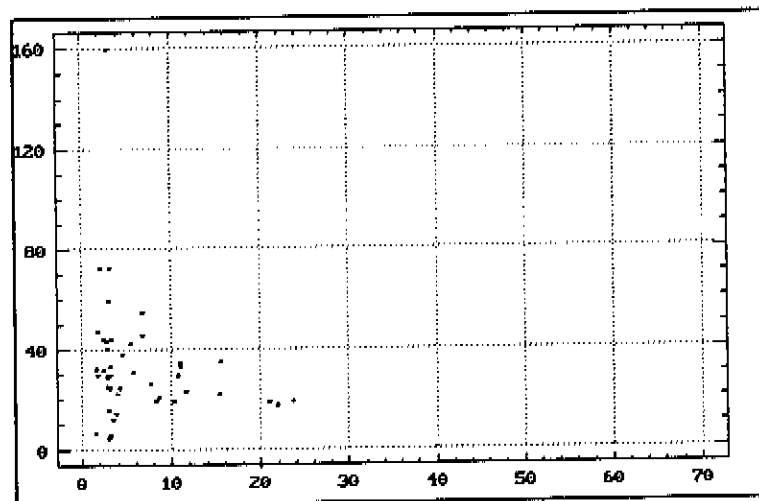


Рис. 7. Зависимость отношений q_I/q_{Cs} (ось ординат, $cГр/(Ки/км^2)$) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, $Ки/км^2$), где q_I и q_{Cs} – значения уровней загрязнения проб почвы йодом-131 и цезием-137, усредненные по населенным пунктам. Данные для Брагинского района Гомельской области Беларуси. Ссылки на источники исходных данных – в тексте.

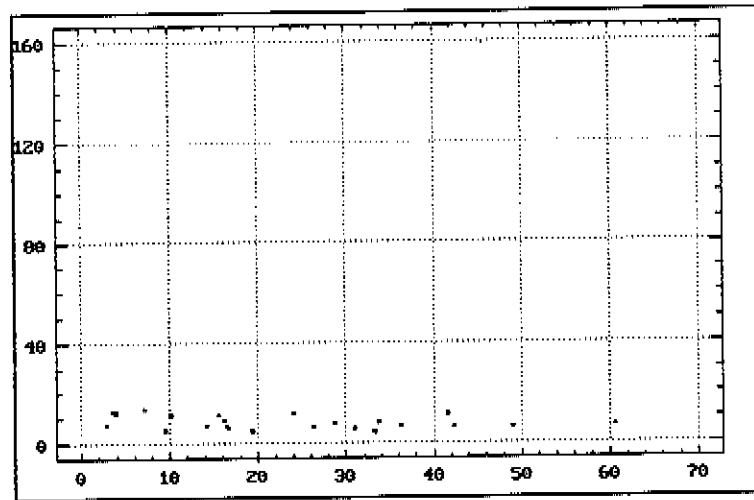


Рис. 8. Зависимость отношений q_I/q_{Cs} (ось ординат, сГр/(Ки/км²)) от плотности загрязнения почвы цезием-137, q_{Cs} (ось абсцисс, Ки/км²), где q_I и q_{Cs} - значения уровней загрязнения проб почвы йодом-131 и цезием-137, усредненные по населенным пунктам. Данные для пяти районов Могилевской области Беларуси. Ссылки на источники исходных данных - в тексте.

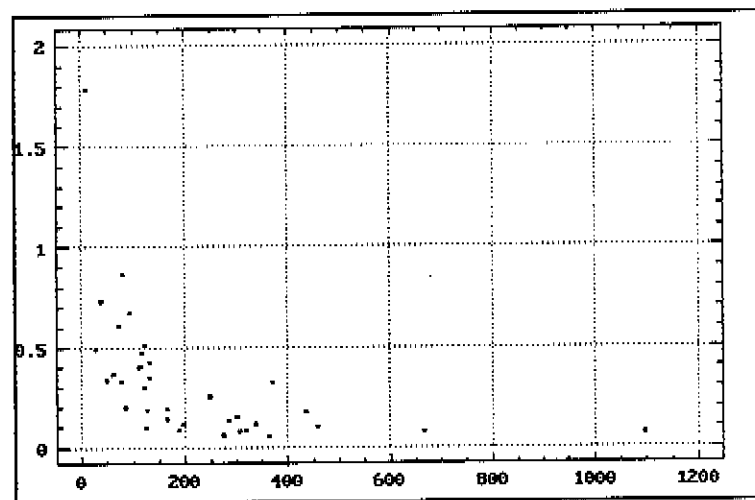


Рис. 9. Зависимость отношений D/q_I (ось ординат, сГр/(Ки/км²)) от плотности загрязнения почвы йодом-131, q_I (ось абсцисс, Ки/км²), где D - среднеарифметические значения дозы на щитовидную железу у взрослых лиц по населенным пунктам. Данные для Брагинского района Гомельской области Беларуси. Ссылки на источники исходных данных - в тексте.

3.3. Построение модели

Детальный анализ полученных нами зависимостей позволил разработать модель, удовлетворительно описывающую всю совокупность имеющихся данных по различным регионам России и Беларуси.

В 1993 году в работе [4], для описания зависимости средних доз облучения от загрязненности почвы цезием-137 для территории Брянской области было использовано соотношение:

$$\frac{D}{q_{Cs}} = Const, \quad (1)$$

где величина $Const \approx 0,6 \text{ сГр} \cdot \text{км}^2/\text{Ки}$ для взрослых лиц.

Если предположить справедливость соотношения типа (1) и для территорий загрязненных регионов Беларуси, то расчет показывает, что при $q_{Cs} = 3 \text{ Ки/км}^2$ величина $D \approx 2 \text{ сГр}$. В то же время, например, по данным прямых измерений для взрослых жителей неотселенных до 5 мая 1986 года деревень Хойникского района Гомельской области Беларуси, где $q_{Cs} = 3 \text{ Ки/км}^2$, $D = 45 \text{ сГр}$ [6], т.е. расхождение между расчетом по соотношению (1) и реальными данными составляет более 20 раз.

Соотношение (1) было установлено, по всей видимости, потому, что авторы работы [4] исходили, с одной стороны, из данных прямых измерений по населенным пунктам Брянской области только с относительно высокими уровнями радиоактивных выпадений (в населенных пунктах с малыми уровнями выпадений достоверные данные прямых измерений практически отсутствовали). С другой стороны, — в анализ была включена суммарно вся совокупность данных по различным районам Брянской области, где, возможно, реализовывались неодинаковые уровни концентраций радионуклидов в воздухе. Таким образом могло происходить усреднение уровней выпадений в различных районах при неодинаковых концентрациях радионуклидов в воздухе. Это могло привести к нивелированию истинного характера зависимости D/q_{Cs} от q_{Cs} .

В общем виде представленные на рисунках 2 – 6 зависимости могут быть аппроксимированы следующим соотношением:

$$\frac{D}{q_{Cs}} = \frac{a}{q_{Cs}} + b \quad \text{или} \quad D = a + b \cdot q_{Cs} \quad (2)$$

Однако, прямая оценка коэффициентов a и b методом наименьших квадратов по имеющимся наборам экспериментальных данных имеет смысл лишь в том случае, если имеется адекватная модель, описывающая зависимости значений этих коэффициентов от локальных условий формирования загрязнений на местности. Важнейшим фактором

такого рода является формирование загрязнения пастбищной травы – исходного звена в пищевой цепочке загрязнения организма человека.

При разработке модели нами были выбраны наиболее существенные факторы формирования радиоактивных загрязнений на местности, а также другие факторы, влияющие на формирование дозы облучения:

- изменение концентрации радионуклидов в воздухе и радиоактивных выпадениях по мере распространения радиоактивного облака от места аварии;
- изменение доли активности радионуклидов, осевших на траву в зависимости от условий выпадений: "мокрых" (дождь, туман и т.п.) или "сухих" (отсутствие осадков);
- поступление активности в организм сельскохозяйственных животных с частицами грунта в процессе поедания травы, а также за счет обратного перехода активности из почвы на траву;
- фракционирование йода по отношению к цезию за счет различий в физико-химических свойствах (по мере их распространения в атмосфере);
- влияние сроков начала выпаса скота по отношению к моменту радиоактивного загрязнения местности.

Такие факторы как раннее отселение жителей, проведение профилактических мероприятий (ограничение потребления молока, прием блокирующих препаратов) и неоднократное загрязнение местности принимались во внимание в процессе расчетов поглощенных доз на основании результатов прямых измерений содержания радиоактивного йода в щитовидной железе у конкретных лиц.

По мере распространения радиоактивного облака в атмосфере концентрация в нем радионуклидов уменьшается. При этом, в случае только "сухих" выпадений, т.е. при отсутствии дождей и туманов, и при слабой вариабельности размеров аэрозолей доля (F) активности (A), захваченной травой, по отношению к суммарной активности выпадений (A_s) (трава + почва) должна оставаться постоянной. В данном случае будет справедливо соотношение:

$$F = \frac{A}{A_s} \approx Const \quad . \quad (3)$$

Очевидно, что выполнение условия (3) влечет за собой справедливость соотношения (1). Однако, указанные выше условия (наличие только "сухих" выпадений, одинаковость размеров аэрозолей) в природе практически не реализуются. Так, по данным работы [9] наличие осадков и вариация размеров аэрозолей более чем на порядок изменяет значение коэффициента F . Поэтому соотношения (3) и (1) на практике в общем случае не выполняются. Об этом свидетельствуют и представленные на рисунках 2 – 6 зависимости D/q_{Cs} от q_{Cs} .

Узость распределения значений отношений $D/q_{Cв}$ на начальных участках оси абсцисс (см. рис. 2 - 6) свидетельствует об относительно невысокой вариабельности концентрации радионуклидов в воздухе (C) в пределах совокупности относительно близко расположенных населенных пунктов (например, в пределах отдельно взятого "пятна" загрязнения в районе) во время основного загрязнения местности. Принимая это во внимание, положим, что $C \approx \text{const}$ в пределах одного и того же района.

Если исходить, далее, из сделанного предположения о приблизительном постоянстве концентрации радионуклидов в воздухе и рассматривать только ситуации выпадений с наличием "мокрых" осадков, то по мере возрастания интенсивности осадков возрастает и суммарная активность выпадений $A_в$. В то же время, за счет смыва осадками активности с травы, уменьшается доля активности, задерживаемой травой, т.е. уменьшается значение коэффициента F. В результате могут реализовываться условия, когда:

$$A = F \cdot A_в \approx \text{Const} \quad . \quad (4)$$

Следовательно, в рамках сделанных предположений, по j-м населенным пунктам отдельно взятого района x, для которого можно положить $C \approx \text{Const}$, независимо от плотности суммарных выпадений может реализовываться условие:

$$D_{jx} = a_x \approx \text{Const} \quad , \quad (5)$$

где a_x - свободный член в уравнении (2) для района x.

Однако следует отметить, что условие (5), как и условие (3), в реальности не выполняется, поскольку с поедаемой травой в организм сельскохозяйственных животных поступает также и часть активности вместе с почвой. Кроме того, имеет место и процесс обратного попадания активности с почвы на траву. Сопоставление всех рассмотренных ситуаций показывает, что для естественных условий наиболее подходящим является более общее соотношение вида (2), применимое для самых различных условий дозоформирования. Это соотношение удобно записать, в первом приближении, в виде пропорциональной зависимости:

$$D_{jx} \sim a_x + b \cdot q_{Cs_{jx}} \quad , \quad (6)$$

где свободный член a_x , $c_{Гр}$, пропорционален концентрации C радионуклидов в воздухе для района x или, что будет то же в первом приближении, пропорционален средней плотности выпадений для этого района :

$$a_x = a_0 \cdot \frac{Q_{Cs_x}}{Q_{Cs_0}} \quad , \quad (7)$$

где: a_0 - свободный член для некоторого "эталонного" района, где величина этого коэффициента известна по данным прямых измерений;

Q_{Cs_x} и Q_{Cs_0} - средние плотности выпадений радионуклидов цезия-137 для района x и для эталонного района, соответственно,

b - коэффициент пропорциональности к средней плотности выпадений $Q_{Cs_{jx}}$ в j -м населенном пункте района x (сГр·км²/Ки); этот коэффициент зависит от доли активности, попадающей в организм сельскохозяйственных животных вместе с почвой при поедании травы и интенсивности процессов обратного попадания радионуклидов из почвы на траву в начальный период после загрязнения местности.

Анализ совокупности имеющихся данных по рассмотренным населенным пунктам России и Беларуси показал относительно небольшую вариабельность значений коэффициента b по районам, что позволило в первом приближении принять его равным $0,4 \pm 0,1$ сГр·км²/Ки.

Рассмотрим, далее, как будет изменяться величина D_{jx} в (6) для тех случаев, когда имеет место эффект местного фракционирования йода по отношению к цезию. Очевидно, что в этом случае должно иметь место пропорциональное изменение коэффициентов a_x и b в соответствии с изменением безразмерного коэффициента фракционирования, который для некоторого района обозначим как k_ϕ . То есть соотношение (6) может быть переписано в виде:

$$D_{jx} = k_\phi \cdot (a_x + b \cdot Q_{Cs_{jx}}) \quad . \quad (8)$$

В свою очередь, коэффициент фракционирования k_ϕ логично представить в виде:

$$k_\phi = \left(\frac{Q_I}{Q_{Cs}} \right)_x / \left(\frac{Q_I}{Q_{Cs}} \right)_0 \quad , \quad (9)$$

где числитель представляет собой отношение средних плотностей выпадений радионуклидов йода и цезия для района x , а знаменатель - аналогичное отношение для "эталонного" района, где величина этого коэффициента фракционирования известна из данных прямых измерений.

И, наконец, необходимо учесть влияние на величину D_{jx} такого существенного локального фактора, как выпас скота в более поздние сроки после момента радионуклидного загрязнения местности. Такая задержка в выпасе должна привести к одновременному снижению

коэффициентов a_x и b в соответствии с изменением некоторого безразмерного коэффициента выпаса, который обозначим через k_b .

Итак, соотношение (8) может быть записано в виде равенства:

$$D_{jx} = k_\phi \cdot (a_x + b \cdot q_{свjx}) / k_b \quad (10)$$

В свою очередь коэффициент выпаса k_b может быть представлен в виде:

$$k_b = 2 \cdot \Delta t / T_{1/2} \quad (11)$$

где Δt - промежуток времени, отсчитываемый от момента радионуклидного загрязнения местности до момента начала выпаса скота в данной местности, сутки,

$T_{1/2}$ - эффективный период полураспада травы от загрязнения радионуклидами, сутки.

Соотношение (10) совместно с соотношениями (9) и (11) может быть использовано для расчетов величин D_{jx} для взрослых лиц каждого из j -х населенных пунктов района x .

Необходимые для таких расчетов величины a_x и b в различных регионах Беларуси и России представлены в таблице 8. Эти величины рассчитаны с использованием соотношений (9, 10, 11) на основе имеющейся совокупности данных прямых измерений.

В качестве "эталонных" были использованы Краснопольский и Хойникский районы Республики Беларусь. Краснопольский район характеризуется отсутствием дополнительного фракционирования йода по отношению к цезию и ранним началом выпаса скота ($k_\phi = 1; k_b = 1$). Последнее характерно также и для Хойникского района ($k_b = 1$), что установлено по данным массового опроса населения, проведенного в начале 1988 года. Значение k_ϕ для Хойникского района известно, а выборка значений D_{jx} и $q_{св}$ по нему одна из наиболее представительных.

Необходимо подчеркнуть, как уже отмечалось выше, что на величину D_{jx} влияет также и ряд других факторов: отселение жителей, проведение профилактических мероприятий, связанных с приемом блокирующих препаратов и прекращением приема молока, равно как и более поздние сроки загрязнения местности или ее неоднократное (пролонгированное) загрязнение. Все эти обстоятельства учитывались при оценках средних доз облучения щитовидной железы, использованных для расчетов величин a_x и b в таблице 8.

Таблица 8

Значения параметров a_x и a_y , c_{Gr} , и b , $c_{Gr} \cdot \text{км}^2/\text{Ки}$, определенных в соответствии с соотношением (10) для ряда районов России и Беларуси *)

Страна, область	Район	N**)	q_{cs} Ки/км ²	K_{ϕ}	a_x или a_y	b
Беларусь, Могилев- ская обл.	Краснопольский	18	7,1	1	7,5	0,4
	Костюковичский	19	6,7	1	7,1	0,4
	Чериковский	11	6,4	1	6,8	0,4
	Славгородский	9	10,6	1	12	0,4
	Климовичский	7	1,4	1	1,5	0,4
Беларусь, Гомель- ская обл.	Хойникский	47	12,9	3	41	1,2
	Брагинский	70	8,9	3	28	1,2
	Наровлянский	21	12,6	2,6	35	1,2
	Ветковский	12	11,9	2	25	0,8
	Лоевский	19	2,5	17	44	6,8
	Речицкий	17	2,8	17	50	6,8
Россия, Калужская обл.	Ульяновский	25	4,5	6	28	2,4
	Жиздринский	17	3,0	6	19	2,4
	Хвастовичский	20	2,4	3	7,6	1,2
Россия, Брянская обл.	Красногорский	10	15,3	1	16	0,4
	Новозыбковский	10	15,3	1	16	0,4
Россия, Тульская обл.	Плавский	5	6,0	1	6,4	0,4

*) Краснопольский и Хойникский районы Беларуси могут быть приняты в качестве "эталонных" (индекс "э").

***) Число населенных пунктов, по которым построены зависимости типа D/q_{cs} от q_{cs} .

В таблице 8 принято для всех случаев, что $k_e = 1$. Это, естественно, в общем случае может и не выполняться. Учет более позднего выпаса скота, если он имел место, приведет к уменьшению расчетных значений коэффициентов a_x , b . Соответствующие поправки могут быть внесены только в результате выяснения конкретных сроков начала выпаса скота по каждому рассматриваемому населенному пункту и по их совокупности для каждого района.

Данные таблицы могут быть использованы для определения значений величин a_x и b для тех районов и населенных пунктов, где дозиметрические обследования населения не проводились. Затем, по известным средним плотностям выпадений цезия-137 в населенном пункте и районе, а также с учетом значений коэффициентов k_f и k_b могут быть рассчитаны величины D_{jx} . Для установления величины k_f в настоящее время может быть использован только метод сравнительных измерений содержания в почве йода-129 чернобыльского происхождения по сравнению с содержанием цезия-137.

В качестве начального приближения величины k_f и k_b могут быть положены равными единице.

В порядке обсуждения представленной выше модели необходимо отметить, что в опубликованной в 1993 году работе [11] также было использовано соотношение типа (2) с коэффициентами a и b , едиными для всех регионов мира. Значения коэффициента a составляют: для взрослых - 19 мЗв, для детей в возрасте до 7 лет - 79,2 мЗв. Значения коэффициента b составляют: для взрослых - 5,18 мЗв·км²/Ки, для детей в возрасте до 7 лет - 23 мЗв·км²/Ки. Если провести расчет с использованием этих коэффициентов для $\dot{q}_{cs} = 3$ Ки/км², то для взрослых лиц окажется, что $D = 35$ мЗв (3,5 сГр), а для детей до 7 лет $D = 150$ мЗв (15 сГр). В то же время, например, по данным прямых измерений для жителей неотселенных до 5 мая 1986 года деревень Хойникского района Гомельской области Беларуси величина D для взрослых составляет 450 мЗв (45 сГр), а для детей до 7 лет - $D = 1500$ мЗв (150 сГр). Следовательно, этот расчет по сравнению с данными, основанными на результатах прямых измерений, дает занижение в 10-13 раз.

Причиной такого расхождения, по всей видимости, является то, что в качестве исходного материала были выбраны всего 30 пар значений D и \dot{q}_{cs} из различных, не указанных автором, регионов мира, объединенных формально, без использования какой-либо модели дозоформирования.

4. ВЫВОДЫ

1. Оценка индивидуальных поглощенных доз от облучения щитовидной железы радиоактивным йодом у 27887 жителей семи районов Калужской области Российской Федерации, где имело место выпадение радиоактивных осадков после аварии на Чернобыльской АЭС, показала, что распределение индивидуальных доз характеризуется длинным "хвостом" в области больших доз облучения и в то же время значительным количеством лиц с низкими уровнями облучения. Большой разброс индивидуальных доз (от нескольких сантигрей до сотен сантигрей) сохраняется и в тех случаях, если анализировать данные для отдельных населенных пунктов и отдельных возрастных групп.

Данное обстоятельство может быть объяснено, с одной стороны, существенным влиянием на формирование индивидуальных уровней облучения особенностей поведения и питания отдельных лиц, а с другой стороны - сильной неравномерностью радиоактивного загрязнения территории как в пределах крупных административных единиц (районов), так и в ареалах отдельных населенных пунктов. Поэтому можно сделать вывод, что в условиях существенных крупномасштабных загрязнений территорий радиоактивным йодом не следует ограничиваться лишь оценкой средних доз облучения - для адекватного выявления групп повышенного радиационного риска необходим индивидуальный дозиметрический мониторинг.

2. Для обследованного контингента имеет место сильно выраженная возрастная зависимость доз облучения щитовидной железы. Максимальные дозы облучения характерны для группы детей в возрасте до трех лет, минимальные - для взрослых лиц.

3. Сравнительный анализ закономерностей формирования доз облучения щитовидной железы в зависимости от уровней загрязнения почвы показывает неправомерность использования в общем случае гипотезы о постоянстве величины отношения средней по населенному пункту дозы облучения щитовидной железы (D) к средней плотности загрязнения этого пункта цезием-137 (q_{Cs}), как это предлагалось ранее. Такая гипотеза справедлива лишь для больших уровней загрязнения, начиная с 15-20 Ки/км² по цезию-137. Для меньших уровней загрязнения отношение средней дозы в щитовидной железе к плотности загрязнения местности цезием-137 (D/q_{Cs}) имеет вид обратно пропорциональной зависимости от степени загрязнения (q_{Cs}).

Выявленные закономерности свидетельствуют о возможной недооценке уровней облучения щитовидной железы для жителей территорий с относительно небольшими уровнями загрязнения, где в апреле-мае 1986 года не были проведены прямые измерения содержания йода-131 в щитовидной железе. Это, в свою очередь, может повлечь за собой необходимость переоценки ранее выполненных прогнозов возможных медицинских последствий облучения этого

органа в результате аварии на ЧАЭС.

Из полученных данных следует, что для большинства территорий России, Беларуси и Украины уровень облучения щитовидной железы в "слабо загрязненных" районах может незначительно отличаться от уровня облучения этого органа в "сильно загрязненных" районах, даже при отсутствии фракционирования йода по отношению к цезию.

4. Предложенная модель расчета средних доз облучения щитовидной железы по уровням выпадения радионуклидов для лиц, не охваченных дозиметрическим обследованием, в целом удовлетворяет имеющейся совокупности экспериментальных данных и, более того, она может быть использована для верификации рассчитанных ранее по данным прямых измерений значений средних индивидуальных доз.

5. Установленные факты и разработанная модель имеют принципиальное значение для дальнейшего совершенствования моделей для ретроспективного восстановления средних и индивидуализированных доз облучения щитовидной железы для жителей населенных пунктов, где прямые измерения содержания йода-131 не проводились. При этом особенно важной представляется работа по уточнению карт йодных выпадений (по йоду-129), времени этих выпадений и времени начала выпаса скота на местности, проведению специальных опросов и индивидуальных дозиметрических расследований с целью уменьшения погрешностей результатов такого рода ретроспективного восстановления.

5. ЛИТЕРАТУРА

1. Цыб А.Ф., Степаненко В.Ф., Питкевич В.А. и др.
Организационные, методические и информационные аспекты массового индивидуального дозиметрического обследования населения в зонах радиоактивного загрязнения вследствие аварии на Чернобыльской АЭС //Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции: Материалы научной конференции 11-13 мая 1988 г.- Киев, 1988.- С.193-197.
2. Stepanenko V.F., Tsyb A.F., Matveenko E.G. et al.
Thyroid exposure doses among the population of contaminated territories: methodology and results of measurements //Deutsch-Russische Konferenz fur Mesprogramm in Russland.- Moskau, 1992.- S.53-59.
3. Степаненко В.Ф., Цыб А.Ф., Омельченко В.Н. и др.
Дозы облучения населения, проживающего на территориях Калужской области, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС //Наследие Чернобыля. Ликвидация последствий загрязнения радионуклидами территорий Калужской области в результате аварии на Чернобыльской АЭС: Материалы конференции.- Калуга, Обнинск, 1992.- С.18-23.
4. Zvonova I.A., Balonov M.I.
Radioiodine dosimetry and prediction of consequences of thyroid exposure of the russian population following the Chernobyl accident //The Chernobyl papers. Vol.1.- Washington, 1993.- P.71-126.
5. Степаненко В.Ф., Цыб А.Ф., Гаврилин Ю.И. и др.
Закономерности формирования, структура и уровни доз облучения населения территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС по данным прямых индивидуальных измерений. Сообщение 1. Дозы внутреннего облучения щитовидной железы //Медицинские аспекты влияния малых доз радиации на организм детей, подростков и беременных. Вып. 2.- Обнинск, Москва, 1994.- С.10-25.
6. Гаврилин Ю.И., Гордеев К.И., Иванов В.К. и др.
Особенности и результаты определения доз внутреннего облучения щитовидной железы для населения загрязненных районов Республики Беларусь //Вестник АМН.- 1992.- № 2.- С.35-43.
7. Ильин Л.А., Балонов М.И., Булдаков Л.А. и др.
Экологические особенности и медико-биологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС //Медицинская радиология.- 1989.- № 11.- С.59-81.
8. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред /Под ред. Ю.А. Израэля.- Ленинград, 1990.

9. Bouville A., Preicer M., Beck H.R. et al.
Models of radioiodine transport to populations within continental
U.S. //Health Physics.- 1990.- V.59, N 5.- P.659-668.

10. Дубина Ю.В., Щекин Ю.К., Гускина Л.Н.
Систематизация и верификация данных спектрометрического анализа
проб почвы, травы, молока и молочных продуктов с измеренным
уровнем содержания йода-131.- Минск, 1990.

11. Булдаков Л.А.
Метод восстановления дозы излучения в щитовидной железе от
инкорпорированного ^{131}I //Медицинская радиология.- 1993.- N 6.-
С.20-24.