

МКРЗ

Труды МКРЗ

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Риск возникновения рака легкого
при облучении радоном
и продуктами его распада.
Заявление по радону

МОСКВА • 2013

МКРЭ

Труды МКРЭ

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЭ

**Риск возникновения рака легкого
при облучении радоном
и продуктами его распада.
Заявление по радону**

МОСКВА • 2013



Федеральное государственное бюджетное учреждение
«Государственный научный центр Российской Федерации —
Федеральный медицинский биофизический центр имени А.И. Бурназяна»
(ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России)



Труды МКРЗ

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Риск возникновения рака легкого при облучении радоном и продуктами его распада. Заявление по радону

Редактор
К. Х. КЛЕМЕНТ

Авторы от МКРЗ:
М. Тирмарш, Дж. Д. Харрисон, Д. Лурье, Ф. Пак,
Е. Бланшардон, Дж.В.Марш

Переводчики: д.т.н. М.В.Жуковский, к.ф.-м.н.
И.В. Ярмошенко, А.Д.Онищенко

Редакторы русского перевода: д.т.н., профессор М.В. Жуковский,
к.б.н. С.М. Киселев, к.ф.-м.н. А.Т. Губин

Подготовка русского перевода Публикации 115 МКРЗ и его издание осуществлены Федеральным государственным бюджетным учреждением «Государственный научный центр Российской Федерации – Федеральный медицинский биофизический центр имени А.И. Бурназяна», Федеральным государственным бюджетным учреждением науки «Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук» и при поддержке Федерального медико-биологического агентства (ФМБА России).

ОПУБЛИКОВАНО
для Международной комиссии
по радиологической защите издательством ELSEVIER



Пожалуйста, ссылайтесь на это издание следующим образом:
ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny
and Statement on Radon. ICRP Publication 115. Ann. ICRP 40 (1)

УДК 616.2-006:539.128.4
ББК 51.28+ 53.6
P541

**Тирмарш М., Харрисон Дж. Д., Лурье Д., Пак Ф.,
Бланшардон Е., Марш Дж.В.**

P541 Риск возникновения рака легкого при облучении радоном и продуктами его распада. Заявление по радону/ под ред. М.В. Жуковского, С.М. Киселева, А.Т. Губина // Перевод публикации 115 МКРЗ. Москва: Изд-во «ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России», 2013. – 92 с.

ISBN 978-5-905926-01-3

Радон является доминирующим источником облучения населения, его вклад в суммарную дозу составляет более 50%. Тот факт, что радон является вторым по значимости после курения фактором риска рака легкого, определяет высокую значимость проблемы обеспечения радонобезопасности населения в мировой практике регулирования, решение которой должно базироваться на прочном фундаменте количественных показателей радиологического риска. В Публикации МКРЗ 115 представлен обзор современных эпидемиологических исследований риска возникновения рака легких от радона и дочерних продуктов его распада. Впервые проанализированы данные объединенных мировых эпидемиологических исследований в жилищах, которые позволили получить достоверные оценки риска возникновения рака легкого от данного компонента природного облучения. Представленные в публикации количественные характеристики риска развития легочной онкопатологии создают надежную основу для переосмысления стратегии и тактики радиационной защиты населения от радона и дочерних продуктов его распада. Издание предназначено для специалистов по радиационной безопасности, радиобиологии, дозиметрии и читателей, интересующихся этими вопросами.

Публикация 115 МКРЗ переведена и издана с разрешения Международной комиссии по радиологической защите.

ISBN 978-5-905926-01-3

УДК 616.2-006:539.128.4
ББК 51.28+ 53.6

© МКРЗ, 2010

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие к русскому изданию	7
Предисловие приглашенного редактора	19
Риск возникновения рака легкого при облучении радоном и продуктами его распада. Публикация 115 МКРЗ. Ч. 1	22
Реферат	22
Предисловие	24
Резюме	26
Глоссарий	31
1. ВВЕДЕНИЕ	37
Литература	39
2. ЭПИДЕМИОЛОГИЯ РИСКА ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО, СВЯЗАННОГО С ВОЗДЕЙСТВИЕМ РАДОНА И ЕГО ДОЧЕРНИХ ПРОДУКТОВ В ЖИЛИЩАХ	41
2.1. Введение	41
2.2. Исследования, опубликованные с 1990 г.	42
2.3. Объединенные исследования	45
Литература	49
3. ЭПИДЕМИОЛОГИЯ РИСКА ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО, СВЯЗАННОГО С ВОЗДЕЙСТВИЕМ РАДОНА И ЕГО ДОЧЕРНИХ ПРОДУКТОВ В ШАХТАХ	52
3.1. Обзор результатов, полученных после выхода Публикации 65 МКРЗ	52
3.2. Обобщение оценок дополнительного относительного риска	54
3.3. Риск возникновения рака легкого при сочетанном воздействии радона и курения	56
Литература	57

4. ОЦЕНКА УЩЕРБА ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДОНА И ЕГО ДОЧЕРНИХ ПРОДУКТОВ	61
4.1. Другие риски, кроме рака легкого	61
4.2. Расчет пожизненного риска возникновения рака легкого для шахтеров	62
4.3. Сравнение результатов расчета доз облучения в шахтах и жилищах	66
Литература	68
5. ЗАКЛЮЧЕНИЕ	72
Литература	74
Приложение А. Результаты эпидемиологических исследований шахтеров	75
Литература	76
Приложение В. Дозиметрия	77
В1. Радон	77
В2. Торон	82
Литература	83
ЗАЯВЛЕНИЕ ПО РАДОНУ. Публикация 115 МКРЗ. Ч. 2	89
Литература	91

ПРЕДИСЛОВИЕ К РУССКОМУ ИЗДАНИЮ

С момента выхода из печати Публикации 65 МКРЗ [1] прошло без малого 20 лет. Как показывает практика, за период около 10 – 15 лет происходит настолько серьезное обновление накопившихся научных знаний по вопросам радиологической защиты, что требуются подготовка и выпуск новых Публикаций МКРЗ, посвященных тем или иным проблемам. Подобная закономерность характерна как для Публикаций общего характера [2 – 4], так и для Публикаций, посвященных специфическим темам, таким, как радиологическая защита пациентов при медицинских обследованиях [5 – 10] или защита от радона и его дочерних продуктов распада (ДПР) [1, 11, 12].

Что же изменилось в нашем понимании проблемы воздействия радона и его ДПР на человека за последние годы? Прежде всего, значительно вырос объем данных эпидемиологических исследований по прямой оценке связи возникновения рака легкого с ингаляционным поступлением ДПР радона. При этом объем когорт шахтеров, для которых изначально проводились оценки радиационного риска, существенно возрос. Если в Публикации 65 МКРЗ оценки риска проводились на основании данных по 7 когортам, включавшим 31 486 человек, то известный доклад BEIR VI [13], опубликованный в 1999 г., рассматривал уже 11 когорт, насчитывавших 60 705 человек. Вместе с тем данные по одной-единственной когорте немецких шахтеров, работавших в 1946 – 1998 гг. на предприятии «ВИСМУТ», охватывали результаты наблюдений за группой в 59 001 человека [14]. Рассмотренная выборка была однородной и проанализирована с единых позиций. Обобщение данных по различным когортам шахтеров позволило получить более точные оценки риска на единицу экспозиции ДПР радона. Значение дополнительного пожизненного абсолютного риска, рекомендованное Публикацией 115 МКРЗ, составило $5 \cdot 10^{-4}$ на РУМ (рабочий уровень за месяц) ($14 \cdot 10^{-5}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$) по сравнению с величиной $2,8 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($8 \cdot 10^{-5}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$), рекомендованной в Публикации 65 МКРЗ.

Существенно важным моментом, нашедшим свое место в Публикации 115 МКРЗ, является анализ результатов эпидемиологиче-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ских исследований, выполненных для населения, проживающего в домах с различными уровнями радона. В ранее изданной Публикации 65 упоминалось об эпидемиологических исследованиях в жилищах, однако без использования их результатов для обоснования уровня радиационного риска. Необходимость проведения таких эпидемиологических исследований была очевидной, поскольку прямое использование эпидемиологических данных, полученных для шахтеров, при оценке радиационного риска для населения имело следующие ограничения:

- когорта шахтеров состояла исключительно из лиц мужского пола среднего возраста;
- доля курящих среди шахтеров, как правило, значительно отличалась от среднего национального уровня в большую сторону;
- уровни эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона в шахтах, как правило, многократно превышали уровни, характерные для жилищ;
- средняя интенсивность дыхания при работе в шахте выше, чем при нахождении в жилище;
- в результате высокой запыленности атмосферы рудников дисперсный состав ДПР радона в шахтах существенно отличается от дисперсного состава радиоактивных аэрозолей в жилищах, где, в частности, наблюдается более высокий уровень неприсоединенной фракции;
- кроме ДПР радона, в атмосфере шахт могут находиться другие канцерогены: пыль, в том числе содержащая природные долгоживущие радионуклиды, дизельные выхлопы, мышьяк и др.

В докладе BEIR VI [13] специальный раздел был посвящен анализу упомянутых выше различий и их влиянию на дозовые коэффициенты для представителей населения по отношению к шахтерам. Был сделан вывод, что перечисленные факторы во многом имеют взаимоисключающий характер и в результате поправочный коэффициент при переходе от атмосферы урановой шахты к атмосфере в жилище можно принять равным единице.

Вместе с тем около 30 завершенных на настоящий момент эпидемиологических исследований по связи рака легкого с уровнями радона в жилищах позволяют более точно ответить на вопрос: действительно ли бытовое облучение от радона и его ДПР способно привести к возникновению рака легкого. При этом в анализе, проведенном в Публикации 115

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

МКРЗ, были учтены только исследования, выполненные по принципу случай-контроль, дающие наиболее надежные результаты. Следует учитывать, что в отдельно взятом эпидемиологическом исследовании методом случай-контроль, как правило, затруднительно получить надежное, статистически значимое значение дополнительного относительного риска (ДОР) на единицу объемной активности радона. Уровни объемной активности радона в жилищах обычно относительно невелики. Формирование большой выборки случаев рака легкого, подбор соответствующей контрольной группы и проведение измерений, охватывавших как текущее место жительства, так и предыдущие места проживания, представляют значительные трудности. В результате в значительной части исследований доверительные интервалы ДОР включали и отрицательные значения, демонстрируя, что радиационный риск в данном конкретном исследовании мог отсутствовать.

Промежуточным этапом в получении обобщенной оценки по всем проведенным радоновым эпидемиологическим исследованиям являлось проведение мета-анализа данных. Методика мета-анализа, появившаяся в конце 80-х гг. XX в., относится к одной из самых популярных и быстро развивающихся методик системной интеграции результатов отдельных научных исследований. Мета-анализ – это стратегия, особенно подходящая в тех случаях, когда результаты индивидуальных исследований конфликтуют друг с другом, объем индивидуальных исследований слишком мал, а организация больших исследований слишком дорога. К несомненным преимуществам мета-анализа относятся возможность увеличения статистической мощности исследования, следовательно, точности оценки эффекта анализируемого воздействия, а также относительно невысокая стоимость и оперативность его проведения. Наиболее развернутый мета-анализ данных по эпидемиологии радона в жилищах представлен в работе [17]. В нем суммарный объем основной группы составил 12 044 человека, а контрольной – 20 932. Характерной особенностью полученных результатов является то, что во всех подвыборках с объемной активностью радона $C_{Rn} > 50$ Бк/м³ отношение шансов статистически достоверно больше единицы, а зависимость доза-эффект хорошо описывается линейной зависимостью. С учетом среднего времени воздействия радона в жилище (~20 лет) полученное значение коэффициента наклона находится в хорошем согласии с данными, полученными на основании анализа данных по эпидемиологии облучения шахтеров.

Следует, однако, отметить, что подходы, использующие мета-анализ, применялись в практике радоновых эпидемиологических исследований относительно недолго. В 2005 – 2007 гг. под эгидой Всемирной орга-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

низации здравоохранения проводился ряд работ в рамках Международного радонового проекта. Целями данного проекта были сбор данных по уровням радона в различных странах, используемым методикам измерений, методикам выполнения радонозащитных мероприятий и, самое главное, результатам исследований связи заболеваемости раком легкого с облучением радоном в жилищах.

На заседаниях Международного радонового проекта ВОЗ, которые проходили в Женеве (2005, 2006), были представлены результаты объединенного анализа данных по исследованиям, выполненным в Европе [18] и Северной Америке [19]. Руководителям этих работ Саре Дарби и Дэниелу Кревски удалось достичь практически невозможного – собрать исходные данные по 13 европейским и 7 североамериканским исследованиям случай-контроль соответственно. Дополнительно в литературе были представлены и данные объединенного анализа по двум исследованиям, выполненным в Китае [20] (табл. 1).

Таблица 1

**Дополнительный относительный риск на 100 Бк/м³
радона в жилище (указаны 95% доверительные интервалы)**

Объединенный анализ	Оценка по всем исходным данным	Оценка по данным для лиц, проживавших только по 1 или 2 адресам	Оценка с учетом поправки на неопределенность измерений
Европа [18]	0,084 (0,030 – 0,158)	0,094 (0,034 – 0,175)	0,18 (0,05 – 0,31)
Северная Америка [19]	0,11 (0,00 – 0,28)	0,18 (0,02 – 0,43)	–
Китай [20]	0,133 (0,01 – 0,36)	0,319 (0,07 – 0,91)	–

На заседании группы экспертов Международного радонового проекта ВОЗ, которое состоялось в 2007 г. в Мюнхене, Сара Дарби представила предварительные данные объединенного анализа, включающего в себя данные практически по всем радоновым исследованиям случай-контроль, выполненным в мире. В число работ, включенных в этот анализ, вошли и два эпидемиологических исследования, выполненные в России [21]. Рассматриваемый в объединенном мировом исследовании объем основной группы составил 15 530 человек, а контрольной – 22 884. Полученные данные соответствуют результатам, приведенным в табл. 1, и демонстрируют статистически достоверный канцерогенный эффект воздействия радона при уровнях объемной активности радона в жилищах, не превышающих 50 – 100 Бк/м³. Следует отметить, что весьма важным аспектом эпидемиологических исследований является необходимость повышения

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

точности определения радоновой экспозиции. Любые усилия, направленные на повышение точности проводимых исследований, приводят к увеличению коэффициента наклона зависимости относительного риска от уровней радона [18 – 20]. Подобная закономерность также была убедительно продемонстрирована в работах [22, 23].

Данные работ [18, 19] убедительно показали, что повышенный риск возникновения радиационно-индуцированного рака легкого существует и при относительно небольших уровнях объемной активности радона, характерных для значительной доли жилищ. Был подтвержден мультипликативный характер взаимодействия ингаляционного облучения ДПР радона и спонтанной частотой возникновения рака легкого. Относительное увеличение заболеваемости раком легкого для курильщиков и некурящих было примерно одинаковое (~16% на 100 Бк·м³), в то время как абсолютный риск для них отличался более чем на порядок из-за различной частоты спонтанной заболеваемости. Значение абсолютного риска рака легкого к 75 годам, рассчитанное для людей, не куривших на протяжении всей жизни, составляет 0,4%, 0,5% и 0,7% при объемной активности радона 0, 100 и 400 Бк·м³ соответственно. Для постоянно курящих базовый риск возникновения рака легкого примерно в 25 раз выше, чем для никогда не куривших. Риск заболеть раком легкого к 75 годам для куривших на протяжении всей жизни при тех же уровнях объемной активности радона составляет около 10%, 12% и 16% соответственно. Для курящих наблюдается мультипликативный эффект от сочетанного действия табачного дыма и радона.

Одной из существенных особенностей Публикации 115 МКРЗ является изменение подхода к оценке эффективной дозы облучения при ингаляционном поступлении ДПР радона. В Публикации 65 [1] Международная комиссия по радиологической защите рекомендовала отказаться от использования дозиметрических моделей респираторного тракта при переходе от экспозиции по ЭРОА радона к эффективной дозе. На основании эпидемиологических данных по смертности среди шахтеров урановых рудников была получена величина пожизненного риска (ущерба) от хронического профессионального облучения. Значение коэффициента номинального риска (смертности) составило $2,83 \cdot 10^{-4}$ РУМ⁻¹ как для персонала, так и для населения в целом, независимо от пола. Далее переход от экспозиции к эффективной дозе осуществлялся прямым сравнением ущерба, связанного с единицей эффективной дозы при внешнем облучении и единицей экспозиции радона. Согласно Публикации 60 МКРЗ [24, 25] ущерб на единицу эффективной дозы составляет $5,6 \cdot 10^{-5}$ мЗв⁻¹ для персонала и $7,3 \cdot 10^{-5}$ мЗв⁻¹ для населения. В терминах ущерба экспозиция ДПР радона в 1 РУМ эквивалентна эффективной дозе 5,06 мЗв для персонала и

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

3,88 мЗв для населения. Это отличие полностью обусловлено различиями коэффициентов ущерба для эффективной дозы согласно Публикации 60 МКРЗ. Такой переход, выполненный на основании равенства ущербов, а не на дозиметрических моделях, был назван *условным дозовым переходом (dose conversion convention)*. Использовался данный метод исключительно к облучению ДПР радона – ни к каким иным видам радиационного воздействия он никогда не применялся.

К модели условного дозового перехода достаточно быстро возникло значительное количество замечаний.

1. С момента выхода в свет в 1993 г. Публикации 65 МКРЗ появился ряд дополнительных публикаций, посвященных новым моделям экстраполяции радиационного риска при облучении ДПР радона, уточненным по последним эпидемиологическим данным.
2. Появились дополнительные данные по моделям оценки радиационного риска при внешнем облучении человека, основанные на результатах многолетних наблюдений за лицами, подвергшимся атомным бомбардировкам в Хиросиме и Нагасаки.
3. В Публикации 65 МКРЗ, опирающейся исключительно на данные по эпидемиологии среди мужчин-шахтеров, принимались одинаковые значения абсолютного пожизненного риска на единицу экспозиции ДПР радона как для мужчин, так и для женщин. При этом не учитывалось, что спонтанная частота возникновения рака легких у женщин в несколько раз ниже, чем у мужчин. Поскольку радиационно-индуцированный рак легких описывается одним из вариантов мультипликативной модели экстраполяции радиационного риска, абсолютный радиационный риск для женщин на единицу экспозиции должен быть заметно ниже.
4. В Публикации 65 недостаточно четко показан возможный диапазон разброса оценок коэффициентов дозового перехода от экспозиции ДПР радона к эффективной дозе, а также влияние на эти значения таких факторов, как ожидаемая продолжительность жизни облучаемой популяции и частота спонтанного возникновения рака легких, характерные для рассматриваемой группы людей.

Расчеты, выполненные с использованием различных моделей радиационного риска при общем облучении и ингаляционном облучении ДПР радона, показали, что использование условного дозового перехода приводит к значениям дозовых коэффициентов, отличающихся для муж-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

чин и женщин в 5 – 8 раз. При этом наблюдались заметные различия при переходе от одной популяции к другой, отличающейся средней продолжительностью жизни и частотой спонтанной онкологической заболеваемости [26, 27].

В Публикации 115 Комиссия решила отойти от описанного подхода к оценке эффективной дозы и использовать те же подходы, которые используются при расчете доз внутреннего облучения при ингаляционном поступлении радионуклидов. При расчете дозовых коэффициентов на основании модели респираторного тракта человека [28] или альтернативных моделей авторы используют различные подходы. Для корректной оценки коэффициентов необходимо учитывать распределение активности по размерам аэрозолей дочерних продуктов распада радона, скорость дыхания, механизмы осаждения аэрозолей в респираторном тракте, абсорбцию дочерних продуктов распада радона из легкого в кровь, местонахождение клеток-мишеней в бронхиальном и бронхиолярном эпителии и др. Многочисленные работы, выполненные по данной тематике демонстрируют, что численное значение коэффициента, связывающего единицу экспозиции ДПР радона с эффективной дозой, необходимо увеличить как минимум в 2 – 3 раза по сравнению со значениями, рекомендованными в Публикации 65. Точное значение, рекомендованное Комиссией, на настоящее время пока не опубликовано.

В принципе, в изменении численного значения коэффициента, связывающего единицу экспозиции ДПР радона с эффективной дозой, по нашему мнению, нет столь принципиальной нужды, как для других радионуклидов. Эффективная доза при облучении от внешних источников ионизирующего излучения или внутреннего облучения, при поступлении в организм радионуклидов, неизбежно рассматривается как мера, пропорциональная радиационному риску. При этом зачастую забывают, что коэффициенты номинального риска, соотношенные с единицей эффективной дозы, соответствуют либо пролонгированному равномерному облучению в течение жизни человека (или его профессиональной деятельности), либо разовому облучению значительной когорты лиц с равновесным распределением по возрасту.

В случае облучения путем ингаляционного поступления ДПР радона все оценки радиационных рисков были и будут проводиться не с использованием коэффициентов номинального риска на единицу эффективной дозы, а с применением различных моделей радиационного риска, базирующихся на прямых эпидемиологических данных по облучению радоном и его ДПР [1, 11, 13 – 15, 18]. Пересчет в эффективную дозу имеет смысл только при необходимости сопоставления действия различных источни-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ков ионизирующего излучения – медицинского, обусловленного радиоактивным загрязнением территорий, связанного с деятельностью промышленных предприятий и др.

Представленный в Публикации 115 анализ служит основой будущих рекомендаций МКРЗ по защите от радона, проект которой уже представлен на официальном сайте Комиссии [29]. Вместе с Публикацией 115 готовые рекомендации составят базис, на котором будут основываться национальные стратегии по защите населения от облучения радоном и его ДПР.

В заключение хотелось бы отметить ряд моментов, которые, по нашему мнению, должны были бы найти свое отражение в Публикации 115.

Прежде всего, напрашивается необходимость пересмотра существующих моделей экстраполяции радиационного риска при ингаляционном поступлении ДПР радона. Все существующие до недавнего времени модели базировались на эпидемиологических данных облучения шахтеров. На основании этих данных была получена важная информация по закономерностям возникновения радиационно-индуцированного рака легкого не только от накопленной радоновой экспозиции, но и от достигнутого возраста, времени, прошедшего с момента облучения, мощности экспозиции и других факторов [1, 12 – 14]. Вместе с тем упомянутые выше различия между когортами шахтеров и населения в целом накладывали определенные ограничения на применение этих моделей для оценки радиационного риска вследствие облучения радоном для населения. Результаты объединенных европейского [18] и североамериканского [19] исследований позволили получить надежную информацию о связи возникновения рака легкого с облучением радоном в жилищах, но на основании этих данных практически невозможно получить информацию о временных и возрастных параметрах модели. По-видимому, модель для оценки риска при облучении радоном в жилищах, позволяющая учесть неравномерное по времени радиационное воздействие, должна разрабатываться на основе комбинирования эпидемиологических данных облучения шахтеров и населения. При этом временные параметры модели определяются на основании исследований по профессиональному (кратковременному) облучению, а общее нормирование производится на основании данных по облучению населения [15].

Другой момент, который, по нашему мнению, должен быть подробнее рассмотрен – это облучение торонам (радон-220) и его ДПР. Как показывает практика, торон и его ДПР редко представляют серьезную проблему в жилищах в силу того, что основным источником торона являются строительные конструкции и покрытия, непосредственно выходящие в помещение (стены, штукатурка и т.д.). Внешнее излучение от содержащегося

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

в стройматериалах тория гораздо раньше начнет представлять проблему с точки зрения радиологической защиты, чем ДПР радона. Учет воздействия торона или его ДПР важен не столько при обычных радиационно-гигиенических обследованиях, сколько при проведении специализированных эпидемиологических исследований.

При анализе результатов эпидемиологических исследований в жилищах следует учитывать в два момента:

- существенное завышение показаний интегрирующих детекторов радона при проведении измерений по сравнению с истинным значением объемной активности радона-222 [31];
- дополнительное влияние, сопоставимое с облучением ДПР радона, на ингаляционное облучение при низких уровнях объемной активности радона, что может привести к смещенной оценке средних уровней облучения в подгруппах при проведении анализа по принципу случай-контроль.

Однако, как это обычно бывает, создать такой документ, как Публикация Международной комиссии по радиологической защите, чтобы у специалистов не осталось к нему замечаний, практически невозможно. Будем надеяться, что вопросы, не нашедшие ответов в Публикации 115, будут подробно раскрыты в других работах, а Публикация 115 МКРЗ в течение последующих лет будет так же востребована специалистами в области радиологической защиты, как и ее предшественница – Публикация 65 [1].

М. В. Жуковский,

*доктор технических наук, профессор
директор Института промышленной экологии УРО РАН*

ЛИТЕРАТУРА

1. ICRP, 1993. Protection against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2). Русский перевод: Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах. Публикация 65 МКРЗ. М. : Энергоатомиздат. 1995.
2. ICRP, 1977. Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1 (3).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

3. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1 – 3).
4. ICRP, 2007. 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Users Edition). ICRP Publication 103 (Users Edition). Ann. ICRP 37 (2 – 4).
5. ICRP, 1970. Protection of the Patient in X-ray Diagnosis. Pergamon Press. 1970.
6. ICRP, 1971. Protection of the Patient in Radionuclide Investigations. Pergamon Press. 1971.
7. ICRP, 1982. Protection of the Patient in Diagnostic Radiology. ICRP Publication 34. Ann. ICRP 9 (2 – 3).
8. ICRP, 1987. Protection of the Patient in Nuclear Medicine (and Statement from the 1987 Como Meeting of ICRP). ICRP Publication 52. Ann. ICRP 17 (4).
9. ICRP, 1996. Radiological Protection and Safety in Medicine. ICRP Publication 73. Ann. ICRP 26 (2).
10. ICRP, 2007. Radiological Protection in Medicine. ICRP Publication 105. Ann. ICRP 37 (6).
11. ICRP, 1987. Lung Cancer Risk from Exposures to Radon Daughters. ICRP Publication 50. Ann. ICRP 17 (1).
12. ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40 (1).
13. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
14. Grosche B., Kreuzer M., Kreisheimer M. A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946–1998. Br. J. Cancer 95, 1280 – 1287.
15. Демин В. Ф., Жуковский М. В., Иванов С. И. и др. Модифицированная модель оценки риска при ингаляционном поступлении радона // Медицинская радиология и радиационная безопасность. 2011. № 5. С.21 – 30.
16. Lubin J. H., Boice J. D., Jr. Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies // J. Natl. Cancer Inst. 1997. Vol. 89. P. 49 – 57.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

17. Yarmoshenko I. V., Kirdin I. A., Zhukovsky M. V. et. al. Meta-analysis of twenty radon and lung cancer case-control studies // *Radioactivity in the environment (A companion series to the Journal of Environmental Radioactivity)*. 2005. Vol. 7. 762 – 771.
18. Darby S., Hill D., Deo H. et al., 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1 – 84.
19. Krewski D., Lubin J. H., Zielinski J. M. et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A*. 69 (7), 533 – 597.
20. Lubin J. H., Wang Z. Y., Boice J. D., Jr. et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132–137.
21. Kirdin I. A., Lezhnin V. L., Yarmoshenko I. V. et. al. Radon and lung cancer case-control study in Middle Ural // *Proc. of the IRPA Regional Congress on Radiation Protection in Central Europe. Zagreb, 2002. Rep. 30-05 (on CD-ROM)*.
22. Allodji R. S., Leuraud K., Bernhard S. et al. 2012. Assessment of uncertainty associated with measuring exposure to radon and decay products in the French uranium miners cohort. *J Radiol. Prot.* 32 (1), 85 – 100.
23. Zhukovsky M., Onishchenko A., Varaksin A. et. al. 2011. The influence of radon measurement errors on the uncertainties of epidemiological case-control studies. *Radiat Prot Dosimetry* 145(2 – 3), 243 – 247.
24. Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года. Публикация 60 МКРЗ. Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года. Ч. 1; Публикация МКРЗ 61. М.: Энергоатомиздат, 1994.
25. Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года. Публикация 60 МКРЗ. М. : Энергоатомиздат, 1994. Ч. 2.
26. Жуковский М. В., Павлюк А. В. Коэффициенты дозового перехода от экспозиции дочерними продуктами распада радона к эффективной дозе // *АНРИ*. 2001. № 2. С. 52 – 61.
27. Zhukovsky M., Pavlyuk A. Assessment of the Dose Conversion Factor from Radon Exposure to Effective Dose. *Proc. Of the 3rd Eurosymposium on Protection against Radon. Liege. 2001. P. 47 – 51.*

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

28. ICRP, 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1 – 3).
29. Radiological Protection against Radon Exposure. Draft report for consultation. <http://www.icrp.org/docs/Radiological%20Protection%20against%20Radon%20Exposure%20consultation>.
30. Tokonami S., Sun Q., Akiba S. et. al. 2004. Radon and thoron exposures for cave residents in Shanxi and Shaanxi provinces. Radiation Res. 162, 390 – 396.
31. Yamada Y., Sun Q, Tokonami S. et. al. 2006. Radon-thoron discriminative measurements in Gansu Province, China, and their implication for dose estimates. J. Toxicol. Environ. Health A. 69(7), 723 – 734.

ПРЕДИСЛОВИЕ ПРИГЛАШЕННОГО РЕДАКТОРА

РАДОН

Известно, что радон является причиной возникновения рака легких. Радон – это газ, дочерний продукт распада радионуклидов цепочки урана-238. Как и его ближайший предшественник, радий-226, распространенный повсюду в земной коре, радон присутствует во всех зданиях и подземных помещениях. Радон вносит значительный вклад в облучение населения в целом, а в некоторых случаях может быть и основным источником облучения на рабочих местах. Однако уровни облучения могут в значительной степени изменяться в зависимости от местной геологии, типа здания, вентиляции и поведения жителей.

Значимость радона как источника облучения, а также тот факт, что уровни радона в зданиях в принципе контролируемы, побудили Комиссию к изданию рекомендаций по защите от радона. Эти рекомендации были представлены в 1993 г. в виде Публикации 65 (ICRP, 1993) и включены в контекст системы радиологической защиты МКРЗ (ICRP, 1993). Политика Комиссии по защите от радона основывается на установлении годовой эффективной дозы для радона около 10 мЗв, при которой принятие мер по снижению облучения почти всегда оправданно. Эта доза преобразована в практические уровни принятия мер, установленные в единицах Бк/м³, с учетом условного дозового перехода. Политика Комиссии сформировала основу для защиты от радона во всем мире. Комиссия выпустила Рекомендации 2007 г. (ICRP, 2007), которые официально заменяют Рекомендации 1990 г. (ICRP, 1991). В Рекомендациях 2007 г. введено различие между ситуациями планируемого и существующего облучения. В большинстве случаев облучение радоном относится к ситуации существующего облучения, так как источник облучения существует на момент принятия решения о контроле. Защита от облучения радоном достигается применением референтных уровней и процесса оптимизации.

Знание величины риска от радона является основой для установления референтных уровней. Отчет Рабочей группы по риску возникнове-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ния рака легкого при облучении радоном содержит текущую информацию, основанную на последних эпидемиологических исследованиях в жилищах и на рабочих местах. Важный вывод состоит в том, что коэффициент номинального риска при облучении радоном, скорректированный на ущерб, следует теперь увеличить в два раза по сравнению с принятым ранее (ICRP, 1993). Более того, радон, по-видимому, обладает в большей степени мультипликативным, чем аддитивным действием на заболеваемость раком легкого в облученной популяции. Таким образом, при одинаковом облучении радоном риск возникновения рака легкого, индуцированного радоном, для курящих существенно выше, чем для некурящих. Хотя сравнения сложны, оценки пожизненного риска облучения радоном в жилищах согласуются с оценками для шахтеров при низких уровнях облучения, что усиливает обоснованность общих выводов.

Одновременное воздействие радона и курения является сложной для изучения проблемой. Оно ставит вопрос: а не следует ли МКРЗ устанавливать свои стандарты для защиты от радона для курящих и некурящих по отдельности или, как это делается сейчас, для обеих групп вместе. Важно помнить, что цель радиационной защиты – контроль источников облучения и самого облучения, а не радиационного риска для конкретных индивидуумов. Кроме того, система предназначена для применения во всем мире. Основная дозиметрическая величина, эффективная доза, устанавливает дозу для референтного индивида с характеристиками, усредненными по возрастам и обоим полам. Тканевые взвешивающие коэффициенты, характеризующие относительную радиочувствительность тканей, являются результатом оценок, основанных на переносе радиационных рисков между популяциями с сильно различающимися в некоторых случаях фоновыми показателями возникновения рака и с применением сочетания мультипликативной и аддитивной моделей риска. Эффективная доза – это определенная в системе радиационной защиты величина, которая может изменяться с течением времени после появления новых уточненных оценок для тканевых и радиационных взвешивающих коэффициентов. Эффективные дозы не обеспечивают наилучших оценок ни доз, ни рисков для отдельных лиц. Однако Комиссия продолжает считать, что ее система защиты, включающая в себя эффективную дозу, остается наиболее приемлемым подходом для защиты от облучения и источников облучения. Более того, попытка ввести различия в пределах этой системы защиты между индивидами на основе факторов образа жизни, непосредственно не связанных с радиационным облучением, привела бы к неоправданной сложности без улучшения защиты и к системе, которая будет излишне обременительной и, возможно, селективной.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

В настоящем издании приведено Заявление Комиссии по радону, подготовленное на встрече в Порту в Португалии в 2009 г. Заявление учитывает важные выводы из доклада Рабочей группы, пересматривая верхний референтный уровень для радона в жилищах в сторону уменьшения в соответствии с изменениями в коэффициенте номинального риска от радона. На том же основании Комиссия пересматривает референтный уровень по радону для рабочих мест в сторону понижения, рекомендуя значение 1000 Бк/м³ в качестве отправной точки для применения требований радиационной защиты. Важно отметить, что Комиссия объявляет о своем намерении заменить существующий подход к оценке дозы, базирующийся в настоящее время на основе концепции условного дозового перехода, на дозиметрический подход, в результате чего будет унифицирован подход к оценке доз внутреннего облучения радоном, сходный с тем, который применяется для всех других радионуклидов. В дозиметрическом подходе учитывается ряд параметров, влияющих на дозу от радона, значения которых могут изменяться в зависимости от условий облучения. Таким образом, заданная объемная активность радона может привести к различным величинам дозы в зависимости от обстоятельств. Поэтому Комиссия пересмотрит свою политику защиты от радона, когда дозиметрический подход будет полностью проработан, чтобы убедиться в его ясности и соразмерности.

Ясно, что рак легкого при облучении радоном на протяжении веков возникал у шахтеров урановых и других рудников, однако только в прошлом веке радон был признан в этом виновником. Этот доклад о риске возникновения рака легкого при облучении радоном будет способствовать защите от радона в XXI в. В настоящее время Комиссия подготавливает практические советы по применению новых рекомендаций для защиты от радона в жилищах и на рабочих местах.

Джон Купер,
член Главной Комиссии МКРЗ

ЛИТЕРАТУРА

1. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1 – 3).
2. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
3. ICRP, 2007. 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2 – 4).

РИСК ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО ПРИ ОБЛУЧЕНИИ РАДОНОМ И ПРОДУКТАМИ ЕГО РАСПАДА. ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ. Ч. 1

Одобрена Комиссией в апреле 2011 г.

РЕФЕРАТ

В публикации представлен обзор выполненных в последнее время эпидемиологических исследований риска возникновения рака легкого, связанного с облучением радоном и его дочерними продуктами. Особое внимание уделено результатам объединенного анализа исследований облучения в жилищах методом случай-контроль и когортных исследований работников шахт, подвергшихся облучению относительно низкими уровнями радона. Эпидемиологические исследования в жилищах и исследования шахтеров предоставляют надежную и согласованную оценку риска возникновения рака легкого, статистически значимую при среднегодовой объемной активности радона около 200 Бк/м^3 для жилищ и суммарных уровнях профессионального облучения шахтеров приблизительно в 50 рабочих уровней в месяц (РУМ). На основании последних результатов комбинированного анализа эпидемиологических данных по шахтерам в качестве номинального коэффициента риска возникновения рака легкого при облучении радоном и дочерними продуктами его распада следует использовать значение пожизненного дополнительного абсолютного риска $5 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($14 \cdot 10^{-5}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$) вместо прежней величины $2,8 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($8 \cdot 10^{-5}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$), рекомендованной в Публикации 65 МКРЗ. Современные данные о связанных с радоном рисках для других органов, кроме легких, не дают оснований для выбора коэффициента ущерба, отличающегося от коэффициента смертности для индуцированного радоном рака легкого. В Публикации 65 (МКРЗ, 1993) рекомендовано рассчитывать дозы облучения радоном и дочерними продуктами его распада, используя условный дозовый переход на основе эпидемиологических данных. В настоящее время принято решение рассматривать радон и дочерние продукты его распада

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

таким же образом, как и другие радионуклиды в рамках системы радиационной защиты МКРЗ; т. е. дозы за счет облучения радоном и дочерними продуктами его распада должны рассчитываться с использованием биокинетических и дозиметрических моделей МКРЗ. МКРЗ предоставит дозовые коэффициенты на единицу экспозиции радона и дочерних продуктов его распада для различных стандартных условий облучения в жилищах и на рабочих местах с учетом заданных коэффициентов равновесия и характеристик аэрозолей.

Ключевые слова: радон, рак легких, радиологическая защита, риск.

Авторы от МКРЗ:

*М. Тирмарш (M. Tirmarche),
Дж. Д. Харрисон (J. D. Harrison),
Д. Лурье (D. Laurier),
Ф. Пах (F. Paquet),
Е. Бланшардон (E. Blanchardon),
Дж. В. Марш (J. W. Marsh)*

ЛИТЕРАТУРА

1. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

ПРЕДИСЛОВИЕ

Рабочая группа Комитета 1 МКРЗ была образована Комиссией в 2005 г. для изучения рисков от альфа-излучающих радионуклидов и подготовки доклада. В 2007 г. после завершения начального этапа сбора данных Рабочую группу попросили сосредоточиться в первую очередь на анализе рисков облучения радоном и его дочерними продуктами. В состав Рабочей группы вошли члены Комитетов 1, 2 и 4 МКРЗ. В настоящем докладе представлен обзор эпидемиологических исследований риска возникновения рака легкого, связанного с ингаляционным поступлением радона и его дочерних продуктов радона в жилищах и шахтах. В настоящее время Рабочая группа продолжает свою работу по изучению рисков от облучения другими альфа-излучающими радионуклидами.

Члены Рабочей группы:

М. Тирмарш (M. Tirmarche, Председатель)	Ж. Ф. Лекомт (J. F. Lecomte)
М. Блеттнер (M. Blettner)	Д. В. Марш (J. W. Marsh)
Е. Бланшардон (E. Blanchardon)	Ф. Пак (F. Raquet)
Е. Эллис (E. Ellis)	Н. Шильникова
Дж. Д. Харрисон (J. D. Harrison)	М. Сокольников
Д. Лурье (D. Laurier)	

Члены-корреспонденты Рабочей группы:

Б. Гроше (B. Grosche)	Дж. Лубин (J. Lubin)	К. Р. Мьюрхед (C. R. Muirhead)
--------------------------	-------------------------	-----------------------------------

Консультанты:

Ф. Боккикио (F. Bocchichio)	Л. Томашек (L. Tomášek)	Д. Чамберс (D. Chambers)
--------------------------------	----------------------------	-----------------------------

Рецензенты:

Дж. Бойс (J. Voice, Jr.)	Д. Чамберс (D. Chambers)	Д. Локард (J. Lochard)
-----------------------------	-----------------------------	---------------------------

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Члены Комитета 1 в 2005 – 2009 гг.:

Дж. Престон (J. Preston, Председатель)	Р. Ульрих (R. Ullrich)
А. Аклеев	Д. Л. Престон (D. L. Preston)
М. Блеттнер (M. Blettner)	В. Рюм (W. Rühm)
Р. Чакраборти (R. Chakraborty)	Р. Э. Шор (R.E. Shore)
Д. Хендри (J. Hendry)	Ф. А. Стюарт (F. A. Stewart)
В. Ф. Морган (W. F. Morgan)	М. Тирмарш (M. Tirmarche)
К. Р. Мьюрхед (C. R. Muirhead)	П.-К. Жу (P.-K. Zhou)

Члены Комитета 2 в 2007 – 2009 гг.:

Х.-Г. Менцель (H-G. Menzel, Председатель)	Дж. Д. Харрисон (J. D. Harrison)
М. Балонов	Н. Исигура (N. Ishigure)
В. Берковски (V. Berkovski)	П. Якоб (P. Jacob)
В. Э. Болч (W. E. Bolch)	Д. Л. Липштейн (J. L. Lipsztein)
А. Бувиль (A. Bouville)	Ф. Пак (F. Paquet)
Г. Дитце (G. Dietze)	А. С. Прадхан (A. S. Pradhan)
К. Ф. Эккерман (K. F. Eckerman)	Й.-Ж. Жу (Y.-Z. Zhou)

Члены Комитета 1 в 2009 – 2013 гг.:

Дж. Престон (J. Preston, Председатель)	В. Рюм (W. Rühm)
Т. Азизова	С. Саломаа (S. Salomaa)
Р. Чакраборти (R. Chakraborty)	Ф. Д. Сигурдсон (A. J. Sigurdson)
С. Дарби (S. Darby)	Ф. А. Стюарт (F. A. Stewart)
Д. Хендри (J. Hendry)	Д. Страм (D. Stram)
В. Ф. Морган (W. F. Morgan)	М. Тирмарш (M. Tirmarche)
К. Р. Мьюрхед (C. R. Muirhead)	Р. Уэйкфорд (R. Wakeford)
Н. Накамура (N. Nakamura)	П.-К. Жу (P.-K. Zhou)

Члены Комитета 2 в 2009 – 2013 гг.:

Х.-Г. Менцель (H-G. Menzel, Председатель)	Дж. Д. Харрисон (J. D. Harrison)
М. Балонов	Н. Исигура (N. Ishigure)
Д.Т. Бартлет (D.T. Bartlett)	Р. Леггетт (R. Leggett)
В. Берковски (V. Berkovski)	Дж. Л. Липштейн (J. L. Lipsztein)
В. Э. Болч (W.E. Bolch)	Д. Ма (J. Ma)
Р. Кокс (R. Cox)	Ф. Пак (F. Paquet)
Г. Дитце (G. Dietze)	Н. Петусси Хенсс (N. Petoussi-Henss)
К. Ф. Эккерман (K. F. Eckerman)	А. С. Прадхан (A. S. Pradhan)
А. Эндо (A. Endo)	

РЕЗЮМЕ

- (a) Эпидемиологические исследования профессионального облучения шахтеров и облучения населения в жилищах дают надежные и взаимодополняющие доказательства риска возникновения рака легкого, связанного с вдыханием радона и дочерних продуктов его распада. В больших когортах шахтеров рассмотрено годовое профессиональное облучение за весь рабочий период для каждого человека. Проведенные исследования являются основой для анализа зависимости доза-эффект с учетом временных модифицирующих факторов, таких как возраст при облучении и время после облучения. Риск возникновения рака легкого, связанный с облучением радоном в жилищах, был определен в большом числе исследований случай-контроль, в которых ставилась задача оценить облучение радоном за 30-летний период, предшествующий диагностированию онкологического заболевания легких. Недостаток таких исследований в том, что результаты измерений во время проведения исследований экстраполировались на весь период облучения. Важным преимуществом исследований облучения в жилищах является то, что в таких исследованиях часто проводятся подробные опросы, которые позволяют при статистическом анализе ввести поправки на курение, а также на воздействие других потенциальных канцерогенов в жилищах и на рабочих местах.
- (b) В докладе BEIR VI 1999 г. был представлен всесторонний анализ имеющихся когорт шахтеров из Китая, Чешской Республики, США, Канады, Швеции, Австралии и Франции (NRC, 1999). Проведенные в последнее время исследования рака легкого у шахтеров включают анализ когорт с относительно низкими объемными активностями радона и его дочерних продуктов, продолжительным периодом наблюдения и высококачественными данными об облучении каждого индивида (Tomášek et al., 2008; UNSCEAR, 2009). Результаты этих исследований, согласующиеся с выводами проведенных ранее объединенных исследований шахтеров, демонстрируют статистически значимую связь между суммарной радоновой экспозицией и смертностью от рака легкого при уровнях облучения до 50 рабочих уровней в месяц (РУМ), т. е. до 180 мДж·ч·м⁻³. На основе расчетов пожизненного дополнительного абсолютного риска (ПДАР) с использованием стандартных фоновых показателей, представленных в Публикации 103 (ICRP, 2007),

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

и моделей риска, разработанных на основе результатов анализа объединенных данных (NRC, 1998; Tomášek et al., 2008), для целей радиационной защиты рекомендуется значение коэффициента номинального риска, скорректированного на ущерб, равное $5 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($14 \cdot 10^{-5}$ на мДж·ч·м⁻³). Коэффициент номинального риска вводится взамен значения $2,8 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($8,0 \cdot 10^{-5}$ на мДж·ч·м⁻³), рекомендованного в Публикации 65.

- (с) В трех развернутых публикациях были представлены результаты объединенных анализов исследований случай-контроль в жилищах, проведенных в Европе (Darby et al., 2005), Северной Америке (Krewski et al., 2005; 2006) и Китае (Lubin et al., 2004). В каждом исследовании продемонстрировано повышение риска возникновения рака легкого с ростом объемной активности радона в жилище при условии 30-летнего облучения, предшествовавшего диагностированию заболевания. Оценки относительного риска возникновения рака легкого на единицу объемной активности, полученные в трех объединенных исследованиях, достаточно близки и статистически сопоставимы: 1,08, 1,10 и 1,13 на 100 Бк·м⁻³ для Европы, Северной Америки и Китая соответственно. Общая оценка, рассчитанная для этих трех географических зон, составила 1,09 на 100 Бк·м⁻³ (UNSCEAR, 2009). Все эти результаты были получены после введения поправки на курение. Коэффициент линейной зависимости незначительно увеличивается до 1,11 при рассмотрении случаев и контролей, для которых проведена более полная оценка накопленной индивидуальной экспозиции (UNSCEAR, 2009).
- (d) При анализе объединенных данных проводилась оценка влияния неопределенностей, связанных с вариациями объемной активности радона. Например, в обобщенном европейском анализе (Darby et al., 2005) поправка на погрешности измерений заметно увеличила оценку относительного риска с 1,08 до 1,16 на 100 Бк·м⁻³. Ограничение европейского анализа только случаями и контролями с относительными низкими годовыми облучениями показало наличие повышенного риска при объемной активности радона ниже 200 Бк·м⁻³. Анализ североамериканских и китайских исследований отличался большей вариабельностью и меньшей статистической точностью. Тем не менее сделан вывод, что исследования облучения в жилищах дают согласующиеся оценки риска возникновения рака легкого и создают основу для управления риском, связанным с длительным воздействием низких уровней радона в

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

жилых домах при учете суммарных экспозиций за период не менее 25 лет.

- (e) При всей сложности сравнения оказалось, что накопленный дополнительный абсолютный риск возникновения рака легкого, обусловленный радоном и его дочерними продуктами, рассчитанный для облучения в жилищах, сопоставим с оценками, полученными для шахтеров при низких уровнях экспозиции.
- (f) В европейском объединенном анализе облучения в жилищах статистически значимая зависимость риска возникновения рака легкого наблюдалась у курящих, а также отдельно у некурящих (Darby et al., 2006). Таким образом, исследования в жилых помещениях продемонстрировали, что радон является канцерогеном даже при отсутствии курения, как это ранее было показано в исследованиях облучения шахтеров (Lubin et. al., 1995). Однако ввиду доминирующего влияния потребления табака на пожизненный риск заболевания раком легкого дополнительный абсолютный риск возникновения рака легкого, приписываемый определенному уровню объемной активности радона, значительно выше для лиц, куривших сигареты на протяжении всей жизни, по сравнению с никогда не курившими.
- (g) Контроль облучения в жилищах может быть основан непосредственно на оценках риска возникновения рака легкого на единицу экспозиции, полученных из эпидемиологических данных, т. е. по объемной активности радона в помещении.
- (h) Однако для контроля профессионального облучения, базирующегося на применении пределов дозы и граничных доз, необходимы оценки дозы на единицу экспозиции. В Публикациях 65 и 66 (ICRP, 1993; 1994) эффективная доза на единицу экспозиции радона и дочерних продуктов его распада была получена с использованием так называемого условного дозового перехода. В рамках этого подхода ущерб на единицу экспозиции радона и дочерних продуктов его распада сопоставляется с полным ущербом, обусловленным единичной эффективной дозой, оценка которой получена главным образом на основе исследований японцев, выживших после атомной бомбардировки (ICRP, 1993). Были получены значения 5 мЗв на РУМ (1,4 мЗв на мДж·ч·м⁻³) для работников и 4 мЗв на РУМ (1,1 мЗв на мДж·ч·м⁻³) для населения.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

- (i) Дозы от радона и дочерних продуктов его распада также могут быть рассчитаны с применением различных дозиметрических моделей. Обзор опубликованных данных об эффективной дозе на единицу экспозиции радона и дочерних продуктов его распада, полученных с применением дозиметрических моделей, включен в Приложение В к настоящему докладу. Значения эффективной дозы находятся в диапазоне примерно от 6 до 20 мЗв на РУМ (от 1,7 до 5,7 мЗв на мДж·ч·м⁻³). При этом результаты, полученные с применением модели респираторного тракта человека (МРТЧ) (ICRP, 1994) в зависимости от сценария облучения, варьируют в диапазоне примерно от 10 до 20 мЗв на РУМ (от 3 до 6 мЗв на мДж·ч·м⁻³).
- (j) МКРЗ пришла к заключению, что радон и дочерние продукты его распада должны рассматриваться в системе радиационной защиты так же, как и другие радионуклиды, т. е. дозы от радона и его дочерних продуктов должны рассчитываться с применением биокинетической и дозиметрической моделей, включая МРТЧ и другие системные модели МКРЗ. В ближайшем будущем МКРЗ предоставит дозовые коэффициенты на единицу экспозиции радона и его дочерних продуктов, соответствующие различным стандартным условиям облучения в жилищах и на рабочих местах при заданных коэффициентах равновесия и характеристиках аэрозолей. Следует иметь в виду, однако, что эти дозовые коэффициенты будут выше в два раза или более.

ЛИТЕРАТУРА

1. Darby S., Hill D., Auvinen A. et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223–227.
2. Darby S., Hill D., Deo H. et al., 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1 – 84.
3. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

4. ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24(1 – 3).
5. ICRP, 2007. 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2–4).
6. Krewski D., Lubin J. H., Zielinski J. M. et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137 – 145.
7. Krewski D., Lubin J. H., Zielinski J. M. et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69 (7), 533 – 597.
8. Lubin J. H., Boice J. D., Jr., Edling C. et al., 1995. Radon-exposed underground miners and inverse dose-rate (protraction enhancement) effects. *Health Phys.* 69, 494 – 500.
9. Lubin J.H., Wang Z.Y., Boice J. D., Jr. et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132 – 137.
10. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
11. Tomášek L., Rogel A., Tirmarche M. et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125 – 137.
12. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR, 2006 Report. Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.

ГЛОССАРИЙ

Исследование случай-контроль

Тип эпидемиологического исследования, в котором группа лиц с исследуемым заболеванием (например, случаи с диагнозом рак легкого) сравнивается с группой лиц, у которых нет этого заболевания (контрольная группа), но обладающих сходными характеристиками (пол, достигнутый возраст и т. п.). Такой вариант эпидемиологического исследования наиболее часто применялся при изучении последствий облучения радоном в жилищах. Для каждого индивида облучение радоном в прошлом рассчитывается на основе измерений объемной активности радона в текущем и ранее занимаемых жилищах. Вложенное исследование случай-контроль – специальный тип исследования, в котором и случаи, и контроли выбираются из когортного исследования для получения более детальной оценки, чем это возможно в рамках всей когорты.

Когортное исследование

Тип эпидемиологического исследования, в котором в популяции, подверженной воздействию различных уровней радона и его дочерних продуктов, с течением времени отслеживаются случаи заболевания (включая рак легкого). Этот эпидемиологический подход часто применялся в исследованиях шахтеров. Облучение во времени для каждого индивида определялось на основе ежегодных данных радиационного контроля.

Ущерб

Ущерб является концепцией МКРЗ. Ущерб отражает суммарный вред здоровью, причиненный членам облученной группы и их потомкам в результате воздействия на группу источника радиации. Ущерб – это многомерное понятие. Его главными составляющими являются стохастические величины: вероятность атрибутивного смертельного рака, взвешенная вероятность атрибутивного несмертельного рака, взвешенная вероятность тяжелых наследственных эффектов и количество потерянных лет жизни в случае причинения вреда.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Условный дозовый переход (Dose conversion convention)

Этот метод, определенный в Публикации 65 МКРЗ (ICRP, 1993), применяется для установления связи экспозиции дочерних продуктов распада радона (выраженной в РУМ или мДж·ч·м⁻³) с эффективной дозой (выраженной в мЗв) на основе равенства ущербов.

Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА)

Объемная активность газообразного радона в равновесии с его короткоживущими дочерними продуктами, которая имела бы такую же удельную потенциальную энергию альфа-излучения, как и существующая неравновесная смесь.

Коэффициент равновесия

Отношение эквивалентной равновесной объемной активности к объемной активности газообразного радона. Другими словами, это отношение удельной потенциальной энергии альфа-излучения (скрытая энергия) фактической смеси продуктов распада радона к той величине, которая соответствует радиоактивному равновесию.

Ситуации существующего облучения

Ситуация, уже сложившаяся к тому моменту, когда было принято решение о введении ее контроля, включая воздействие естественного фона и остаточное облучение от деятельности в прошлом, осуществлявшейся вне рамок рекомендаций Комиссии, а также от загрязнения территорий в результате ядерных аварий или радиологических инцидентов.

Модель респираторного тракта человека (МРТЧ)

Модель, примененная в Публикации 66 (ICRP 1994) для расчета осаждения в дыхательных путях и выведения вдыхаемых частиц, а также формируемых доз облучения в легочных тканях.

Ситуации планируемого облучения

Ситуации планируемого облучения – это ситуации, связанные с преднамеренным введением и эксплуатацией источников. Ситуации планируемого облучения могут приводить как к ожидаемому облучению (нормальное облучение), так и к непредвиденным облучениям (потенциальные облучения).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Удельная потенциальная энергия альфа-излучения¹

Объемная активность короткоживущих дочерних продуктов радона и торона в воздухе, выраженная в единицах энергии альфа-излучения, испускаемого любой смесью короткоживущих дочерних продуктов радона-222 или радона-220 в единице объема воздуха при полном распаде дочерних продуктов радона-222 до свинца-210 или дочерних продуктов радона-220 до свинца-208.

Дочерние продукты радона

В настоящем докладе термин «продукты распада радона-222» использован в более узком смысле и включает короткоживущие продукты распада от полония-218 до полония-214. В некоторых случаях дочерние продукты радона названы продуктами распада радона.

Референтный уровень

В ситуациях существующего контролируемого облучения – это уровень дозы или риска, превышение которого при планировании облучения считается неуместным и ниже которого должна осуществляться оптимизация защиты. Выбор значения для референтного уровня зависит от превалирующих условий рассматриваемого облучения.

Риск

Риск относится к вероятности некоего исхода (например, возникновения рака легкого). Термины, относящиеся к риску, приводятся ниже.

- Дополнительный абсолютный риск

Выражение для риска, основанное на предположении, что дополнительный риск от радиационного облучения добавляется к основному (фоновому) риску, причем приращение зависит от дозы, но не зависит от естественного основного, или фонового риска. В настоящем докладе рассчитывается пожизненный дополнительный абсолютный риск возникновения рака легкого (ПДАР).

- Относительный риск

Отношение показателя заболеваемости или показателя смертности от рассматриваемого заболевания (например, рака

¹ В русскоязычной литературе часто применяется термин «скрытая энергия» (прим. перев.)

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

легкого) в облученной популяции к показателю заболеваемости или показателю смертности в необлученной популяции.

- Дополнительный относительный риск

Отношение показателя заболеваемости в облученной популяции к показателю заболеваемости в необлученной популяции, за вычетом единицы.

- Коэффициент риска

Показатель приращения риска на единицу экспозиции или единицу дозы. Обычно выражается как дополнительный относительный риск на РУМ, Дж·ч·м⁻³, на 100 Бк·м⁻³ или на Зв.

- Модель риска

Модель, описывающая изменение коэффициента риска в зависимости от модифицирующих факторов, таких как время после облучения, достигнутый возраст или возраст при облучении. Коэффициент может быть связан с зависящим от возраста фоновым риском через множитель (мультипликативная модель) либо добавляться к фоновому риску (аддитивная модель).

- Пожизненный риск

Риск, накопленный индивидом к определенному возрасту. Оценки, используемые в настоящем докладе, являются пожизненным дополнительным абсолютным риском для сценария хронического облучения, выраженным в числе смертей на 10 000 человеколет на РУМ (иногда обозначается как дополнительная радиационно-индуцированная смертность). В настоящем докладе, если не оговорено другое, продолжительность жизни считается равной 90 годам, как это обычно принимается в Публикациях МКРЗ, и рассматривается сценарий постоянного низкоуровневого облучения 2 РУМ в год в возрасте от 18 до 64 лет, как предложено в Публикации 65 (ICRP, 1993).

- Риск, скорректированный на ущерб

Вероятность проявления стохастического эффекта, модифицированная с учетом компонент ущерба так, чтобы выразить тяжесть последствий.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Дочерние продукты торона

Термин «продукты распада радона-220» использован здесь в более узком смысле и включает короткоживущие продукты распада от полония-216 до полония-212 или таллия-208.

Неприсоединенная фракция

Доля удельной потенциальной энергии альфа-излучения короткоживущих дочерних продуктов радона, которая не присоединена к атмосферным аэрозолям.

Верхние референтные уровни

Максимальные значения облучения, при которых МКРЗ рекомендует национальным регулирующим органам устанавливать собственные национальные референтные уровни.

Рабочий уровень (РУ)

Любая комбинация короткоживущих дочерних продуктов радона в одном литре воздуха, которая приводит к испусканию $1,3 \cdot 10^5$ МэВ потенциальной энергии альфа-излучения. $1 \text{ РУ} = 2,08 \cdot 10^{-5} \text{ Дж} \cdot \text{м}^{-3}$.

Рабочий уровень за месяц (РУМ)

Накопленная экспозиция, обусловленная дыханием в атмосфере с концентрацией дочерних продуктов радона 1 рабочий уровень в течение рабочего месяца продолжительностью в 170 часов.

Единицы

- Джоуль (Дж): $1 \text{ Дж} = 6,242 \cdot 10^{12} \text{ МэВ}$;
- Удельная потенциальная энергия альфа-излучения:
дочерних продуктов радона:
 $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3} \text{ радона в равновесии} = 3,47 \cdot 10^4 \text{ МэВ} \cdot \text{м}^{-3} = 5,56 \cdot 10^{-9} \text{ Дж} \cdot \text{м}^{-3}$;
дочерних продуктов торона:
 $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3} \text{ торона в равновесии} = 4,72 \cdot 10^5 \text{ МэВ} \cdot \text{м}^{-3} = 7,56 \cdot 10^{-8} \text{ Дж} \cdot \text{м}^{-3}$.
- Рабочий уровень:
 $1 \text{ РУ} = 1,3 \cdot 10^8 \text{ МэВ} \cdot \text{м}^{-3}$;
 $1 \text{ РУ} = 2,08 \cdot 10^{-5} \text{ Дж} \cdot \text{м}^{-3}$.
- Рабочий уровень за месяц (РУМ):
 $1 \text{ РУМ} = 3,54 \cdot 10^{-3} \text{ Дж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$;

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

1 РУМ = $6,37 \cdot 10^5$ Бк·ч·м⁻³ ЭРОА радона;

1 РУМ = $6,37 \cdot 10^5 / F$ Бк·ч·м⁻³ объемной активности радона^(a)

1 Бк·м⁻³ объемной активности радона в течение 1 года = $4,4 \cdot 10^{-3}$ РУМ в жилище^(b);

1 Бк·м⁻³ объемной активности радона в течение 1 года = $1,26 \cdot 10^{-3}$ РУМ на рабочем месте^(b);

1 РУМ = $4,68 \cdot 10^4$ Бк·ч·м⁻³ ЭРОА торона.

(a) F = коэффициент равновесия

(b) Принимая пребывание в течение 7000 ч в год в жилищах или 2000 ч в год на рабочем месте и значение коэффициента равновесия, равное 0,4 (ICRP, 1993).

ЛИТЕРАТУРА

1. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
2. ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1 – 3).

1. ВВЕДЕНИЕ

(1) Радон-222 – природный радиоактивный газ с периодом полураспада 3,8 суток, который образуется при распаде радия-226 (период полураспада 1600 лет), являющегося членом цепочки распада урана-238. Уран и радий встречаются в природе в почвах и горных породах и представляют собой постоянный источник радона. Радон эманурует из земной коры и вследствие этого присутствует в атмосферном воздухе и внутри всех зданий, в том числе на рабочих местах. Наблюдается значительная вариабельность объемной активности этого газа в воздухе помещений, обусловленная главным образом геологией территории и факторами, влияющими на разницу давлений снаружи и внутри здания, такими как скорость воздухообмена, отопление здания и метеорологические условия.

(2) Поскольку радон инертен, почти весь вдыхаемый газ впоследствии выдыхается. Однако радон-222 распадается с образованием ряда короткоживущих твердых радиоактивных изотопов, которые осаждаются в респираторном тракте. Из-за относительно коротких периодов полураспада (менее 30 мин.) дочерние продукты радона распадаются преимущественно в легких до выведения. Два из этих короткоживущих дочерних продуктов, полоний-218 и полоний-214, испускают альфа-частицы, и именно энергия этих альфа-частиц создает основную дозу облучения легких и связанного с ней риска возникновения рака легкого.

(3) Радон уже давно признан причиной возникновения рака легкого и в 1986 г. был идентифицирован Всемирной организацией здравоохранения как канцероген для легких человека (WHO, 1986; IARC, 1988). Основным источником информации о рисках возникновения рака легкого, индуцированного радоном, были эпидемиологические исследования шахтеров (ICRP, 1993), а более поздние исследования дали информативные данные о рисках при низких уровнях облучения (например, Lubin et al., 1997; NRC, 1999; EPA, 1999, 2003; Tomášek et al., 2008). Кроме того, повышенные риски возникновения рака легкого продемонстрированы в последних объединенных анализах исследований случай-контроль рака легкого и облучений радоном в жилищах (Lubin et al., 2004; Darby et al., 2005; 2006; Krewski et al., 2006).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

(4) Исторической единицей экспозиции дочерних продуктов распада радона, применяемой в условиях урановых шахт, является рабочий уровень за месяц (РУМ), который связан с удельной потенциальной энергией альфа-излучения его короткоживущих дочерних продуктов. Один РУМ определяется как накопленная экспозиция при вдыхании воздуха с объемной активностью 1 рабочий уровень (РУ) в течение 170-часового рабочего месяца. Объемная активность 1 РУ – это любая комбинация короткоживущих дочерних продуктов радона в одном литре воздуха, которая приводит к испусканию $1,3 \cdot 10^5$ МэВ энергии альфа-излучения. В единицах СИ 1 РУМ эквивалентен $3,54 \cdot 10^{-3}$ Дж·ч·м⁻³. Экспозиция также может быть выражена в терминах объемной активности газообразного радона в Бк·ч·м⁻³. Эти две единицы взаимосвязаны через коэффициент равновесия, F, который является мерой сдвига равновесия между радоном и его короткоживущими дочерними продуктами ($1 \text{ РУМ} = 6,37 \cdot 10^5 / F \text{ Бк} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$; $1 \text{ Дж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3} = 1,8 \cdot 10^8 / F \text{ Бк} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$). Таким образом, годовое облучение в жилище с объемной активностью радона 227 Бк·м⁻³ при продолжительности пребывания 7000 ч в год и коэффициенте равновесия 0,4 соответствует 1 РУМ.

(5) Определение и контроль доз и рисков от радона осложнялись тем, что дозы могут быть рассчитаны двумя способами: так называемыми эпидемиологическим или дозиметрическим методами. Публикация 65 (ICRP, 1993) рекомендовала использовать эпидемиологический метод, в котором риск смертельного рака легкого на единицу экспозиции радона (Дж·ч·м⁻³, или РУМ) сравнивался с суммарным риском, выраженным в виде ущерба на единицу эффективной дозы (Зв). Таким методом было получено и названо условным дозовым переходом количество мЗв (эффективная доза) на мДж·ч·м⁻³, или РУМ. Другой метод состоит в использовании различных дозиметрических моделей респираторного тракта человека, включая модель МКРЗ (ICRP, 1994), для расчета эквивалентной дозы на легкие и эффективной дозы на единицу экспозиции радона и его дочерних продуктов. Как и следовало ожидать, с учетом всех неопределенностей, присущих оценке риска от радиационного облучения, а также расчету доз с использованием дозиметрических моделей, эти два подхода дают различные оценки величины эффективной дозы на единицу экспозиции радона. В действительности эта разница весьма невелика. Однако использование разных величин различными организациями, в особенности такими, как МКРЗ (ICRP, 1993) и НКДАР ООН (UNSCEAR, 2000), убеждает в необходимости внесения ясности и выработки согласованного подхода. МКРЗ намерена теперь рассматривать радон и его дочерние продукты так же, как и другие радионуклиды, и опубликовать дозовые коэффициенты, рассчитанные с использованием моделей, применяемых в системе защиты МКРЗ.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

(6) В настоящем докладе рассматриваются эпидемиологические данные, касающиеся риска при облучении радоном, ставшие доступными после выхода Публикации 65 МКРЗ (ICRP, 1993), в особенности исследования, в которых рассматривались низкие уровни продолжительного облучения. Результаты объединенных исследований случай-контроль в жилищах обсуждаются в разделе 2, а результаты последних эпидемиологических исследований низких уровней облучения шахтеров – в разделе 3. На основе данных по шахтерам рекомендуется пересмотренная оценка пожизненного риска возникновения рака легкого на единицу экспозиции дочерних продуктов распада радона при низких уровнях продолжительного облучения радоном и его дочерними продуктами. В приложениях представлены дополнительная информация об эпидемиологических результатах, полученных в исследованиях облучения шахтеров (Приложение А), и обзор опубликованных результатов расчета дозы на единицу экспозиции дочерних продуктов распада радона и торона с использованием дозиметрических моделей респираторного тракта человека (Приложение В).

ЛИТЕРАТУРА

1. Darby S., Hill D., Auvinen A. et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223 – 227.
2. Darby S., Hill D., Deo H. et al., 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1 – 84.
3. EPA, 1999. Proposed Methodology for Assessing Risks from Indoor Radon Based on BEIR VI. Office of Radiation and Indoor Air, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
4. EPA, 2003. Assessment of Risks from Radon in Homes. Publication EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
5. IARC, 1988. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans: Man-made Fibres and Radon. IARC 43. International Agency for Research on Cancer, Lyon.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

6. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
7. ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1 – 3).
8. Krewski D., Lubin J. H., Zielinski J. M. et al., 2006. A combined analysis of North American case–control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69 (7), 533–597.
9. Lubin J. H., Tomášek L., Edling C. et al., 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.* 147, 126 – 134.
10. Lubin J.H., Wang Z.Y., Boice J.D., Jr. et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132 – 137.
11. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
12. Tomášek L., Rogel A., Tirmarche M. et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125 – 137.
13. UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
14. WHO, 1986. Indoor Air Quality Research: Report on a WHO Meeting, 27–31 August 1984, Stockholm. World Health Organization, Copenhagen.

2. ЭПИДЕМИОЛОГИЯ РИСКА ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО, СВЯЗАННОГО С ВОЗДЕЙСТВИЕМ РАДОНА И ЕГО ДОЧЕРНИХ ПРОДУКТОВ В ЖИЛИЩАХ

2.1. ВВЕДЕНИЕ

(7) В 1988 г. Международное агентство по изучению рака классифицировало радон как канцероген для легких человека, основываясь на анализе доказательств, полученных в экспериментах над лабораторными животными и в эпидемиологических исследованиях шахтеров при относительно высоких объемных активностях радона и его дочерних продуктов. В настоящем докладе внимание сфокусировано на тех эпидемиологических исследованиях, в которых была получена информация о зависимости доза-эффект между риском возникновения рака легкого и относительно низкой годовой экспозицией радона и дочерних продуктов его распада. Особое значение придается исследованиям, которые содержали как оценки индивидуальных экспозиций, так и оценки возможных индивидуальных мешающих или сопутствующих факторов, таких как курение табака. Экологические (географически коррелированные) исследования онкологической заболеваемости по округам и регионам не содержат индивидуальных данных об экспозиции и не рассматривались; эти исследования не могут дать надежную информацию о риске и имеют ограниченную применимость из-за неизвестного влияния мешающих факторов, включая курение, а также миграции населения в изучаемых регионах (WHO, 1996; NRC 1999).

(8) В течение последних двадцати лет не было твердой уверенности в применимости исследований облучения радоном в шахтах для оценки рака легкого, индуцированного радоном, при объемной активности радона, характерной для жилищ. При экстраполяции условий облучения радоном в шахтах к жилищам необходимо учитывать целый ряд факторов, включая линейность зависимости доза-эффект, различие между риском для взрослых мужчин и для населения в целом, включающего женщин и

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

детей, влияние других факторов окружающей среды, которыми, помимо прочих, могут быть мышьяк, кварцевая пыль и выхлопы дизельных двигателей, различие в коэффициентах равновесия между радоном и его короткоживущими дочерними продуктами и различие в скорости дыхания.

(9) В связи с необходимостью иметь прямые данные о рисках, связанных с радоном при характерных для жилищ значениях объемной активности радиоактивного газа, в конце 1980-х – начале 1990-х гг. было начато большое количество эпидемиологических исследований в жилищах. При этом осознавалось, что для обеспечения статистической мощности доказательства значимого риска при уровнях облучения в жилищах может потребоваться объединение данных (Lubin and Voise, 1997). Важной предпосылкой этих эпидемиологических исследований было получение надежных оценок индивидуальных условий облучения за длительный период времени путем долгосрочных измерений радона в текущем и прежних местах проживания каждого индивида. Необходимо было также учитывать привычки индивидов и условия вентиляции в жилищах.

2.2. ИССЛЕДОВАНИЯ, ОПУБЛИКОВАННЫЕ С 1990 г.

(10) Данный раздел посвящен аналитическим эпидемиологическим исследованиям, которые включают по меньшей мере 200 случаев рака легкого и долгосрочные измерения радона в жилых помещениях. В табл. 2.1 представлена информация о 20 исследованиях случай-контроль, опубликованных в период с 1990 по 2006 г. Более детальная информация представлена в Докладе НКДАР ООН (UNSCEAR, 2009).

(11) В большинстве исследований были выполнены годовые измерения радона и его дочерних продуктов с использованием стандартных методов, чтобы сгладить любые вариации конкретных условий жилищ и любые климатические и сезонные изменения. В большинстве случаев измеряли объемную активность в воздухе с использованием трековых детекторов альфа-частиц. В некоторых исследованиях применялись также ретроспективные детекторы, устанавливаемые на стеклянных поверхностях.

(12) Ряд исследований, выполненных в Европе, изначально планировался для проведения впоследствии объединенного анализа (см. Раздел 2.3), поэтому были предприняты значительные усилия для согласования протоколов их проведения до начала исследований в различных странах. Все исследования проводились методом случай-контроль, по возможности проводился персональный опрос как случаев (пациентов с диагнозом «рак легкого»), так и контролей (больничные контроли или контроли, выбран-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ные из всего населения). Для анализа зависимости риска возникновения рака легкого от облучения радоном в жилищах, с учетом курения табака, профессионального облучения, вредности и индикаторов социально-экономического статуса, использовался один и тот же подробный опросник. Эти исследования позволили получить информацию о риске возникновения рака легкого при облучении радоном для курящих и некурящих, а также внести поправки на длительность курения, возраст на начало курения, количество лет после отказа от курения и среднее число выкуриваемых в день сигарет. Несколько крупных исследований случай-контроль были проведены в Канаде и США, а также в Китае (одно в провинции Шеньян и одно в провинции Ганьсу).

(13) В исследованиях, перечисленных в табл. 2.1, оценивалась связь между раком легкого и облучением радоном в жилищах. Результаты представлены в единицах относительного риска на $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^3$, усредненного в большинстве исследований по периоду 20 – 30 лет до диагностирования рака легкого. В двух исследованиях рассматривались только никогда не курившие люди; в большинстве исследований – мужчины и женщины, курившие и не курившие. Риски от облучения радоном корректировались с учетом курения, а в некоторых исследованиях также с учетом профессиональных факторов, для которых установлен потенциальный легочный канцерогенный эффект (например, асбест). В большинстве исследований (17 из 20 независимых исследований) сообщалось о положительной тенденции в изменении риска возникновения рака легкого с ростом объемной активности радона, однако только в нескольких из них такая зависимость была статистически значимой. В нескольких исследованиях положительная тенденция не наблюдалась. Каждое из исследований, взятое отдельно, имело низкую статистическую мощность и давало оценку риска на единицу экспозиции с широким доверительным интервалом (ДИ). В большинстве исследований число случаев рака легкого у никогда не куривших лиц было небольшим, поэтому они имели ограниченную ценность для изучения связи между продуктами распада радона и раком легкого среди некурящего населения.

(14) В большинстве исследований объемную активность радона в некоторых случаях невозможно было измерить (например, когда дом был разрушен). Тогда для статистического анализа требовалось оценить объемную активность радона. Даже если объемная активность радона в жилище была измерена, результатам измерений была присуща некоторая неопределенность. Повторные измерения в этом же помещении в тот же климатический сезон показывали высокую вариабельность уровней объемной активности радона. Неспособность обнаружить связь во мно-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Эпидемиологические исследования в жилищах методом случай-контроль и одно когортное исследование с более чем 200 случаями рака легкого, опубликованные между 1990 и 2006 гг.

Ссылка	Регион	Популяция
Schoenberg et al., 1990	США (Нью Джерси)	Женщины
Blot et al., 1990	Китай (Шеньян)	Женщины
Pershagen et al., 1992	Швеция	Женщины
Pershagen et al., 1994	Швеция	Мужчины и женщины
Letourneau et al., 1994	Канада	Мужчины и женщины
Alavanja et al., 1994	США (Миссури)	Женщины (не курившие)
Auvinen et al., 1996	Финляндия	Мужчины и женщины
Ruosteenoja et al., 1996	Южная Финляндия	Мужчины
Darby et al., 1998	Великобритания	Мужчины и женщины
Alavanja et al., 1999	США (Миссури)	Женщины
Field et al., 2000	США (Айова)	Женщины
Kreienbrock et al., 2001	Германия (Запад)	Мужчины и женщины
Lagarde et al., 2001	Швеция	Никогда не курившие
Wang et al., 2002	Китай (Ганьсу)	Мужчины и женщины
Kreuzer et al., 2003	Германия (Восток)	Мужчины и женщины
Baysson et al., 2004	Франция	Мужчины и женщины
Bochicchio et al., 2005	Италия	Мужчины и женщины
Sandler et al., 2006	США (Коннектикут + Юта-Южное Айдахо)	Мужчины и женщины
Tomášek et al., 2001	Чешская Республика	Мужчины и женщины

гих отдельных исследованиях могла быть обусловлена неудовлетворительной ретроспективной оценкой облучения радоном, и/или тем, что очень мало представителей группы «случаев» и «контролей» проживало в домах с высокими объемными активностями радона, превышающими 200 Бк·м³. В нескольких исследованиях средневзвешенные по времени показатели объемной активности радона в жилищах были низкими, и только некоторые исследования (например, в Чешской Республике, Финляндии, Франции, Швеции и провинции Ганьсу в Китае) включали лиц, проживавших в условиях относительно высоких уровней экспозиции, выше 400 Бк·м³.

Кол-во случаев/ контролей	Период измерения	Относи- тельный риск на 100 Бк/м ³	95 % довери- тельный интервал
480 случ., 442 контр.	1 год	1,49	0,89–1,89
308 случ., 356 контр.	1 год	0,95	неопр.–1,08
201 случ., 378 контр.	1 год	1,16	0,89–1,92
1281 случ., 2576 контр.	3 месяца	1,10	1,01–1,22
738 случ., 738 контр.	1 год	0,98	0,87–1,27
538 случ., 1183 контр.	1 год	1,08	0,95–1,24
517 случ., 517 контр.	1 год	1,11	0,94–1,31
318 случ., 1500 контр.	2 месяца	1,80	0,90–3,50
982 случ., 3185 контр.	6 месяцев	1,08	0,97–1,20
477 случ., 516 контр. 387 случ., 473 контр.	1 год	1,27 1,3	0,88–1,53 1,07–2,93
413 случ., 614 контр.	1 год	1,24	0,95–1,92
1449 случ., 2297 контр.	1 год	0,97	0,82–1,14
436 случ., 1649 контр.	3 месяца	1,10	0,96–1,38
768 случ., 1659 контр.	1 год	1,19	1,05–1,47
1192 случ., 1640 контр.	1 год	1,08	0,97–1,20
486 случ., 984 контр.	6 месяцев	1,04	0,99–1,11
384 случ., 404 контр.	6 + 6 месяцев	1,14	0,89–1,46
1474 случ., 1811 контр.	1 год	1,01	0,79–1,21
173 случ. в когорте 12 000 жителей	1 год	1,10	1,04–1,17

2.3. ОБЪЕДИНЕННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

(15) Начиная с 2000 г. опубликовано несколько результатов анализов с объединением исходных индивидуальных данных для случаев и контролей и применением стандартных методик выбора критериев отбора и статистической обработки. Отметим, что было выполнено также несколько информативных мета-анализов радоновых исследований, но их результаты не имели той силы, которая достигается в объединенном анализе, когда персональные данные обрабатываются с применением единого подхода (Lubin and Voise, 1997; NRC, 1999; UNSCEAR, 2009). Проведены три

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

совместных анализа, основанные на данных из Европы (Darby et al., 2005), Северной Америки (Krewski et al., 2005; 2006) и Китая (Lubin et al., 2004) (табл. 2.2). Каждый совместный анализ выявил тенденцию к увеличению риска возникновения рака легкого с ростом суммарной экспозиции радоном в жилищах. Рассмотренный период составлял как минимум 30 лет до постановки диагноза в североамериканском и китайском совместных анализах и 35 лет – в европейском. В каждом анализе объемные активности радона последние 5 лет перед диагнозом не учитывались, поскольку на основе данных, полученных при исследованиях облучения радоном шахтеров, предполагался минимальный пятилетний интервал между индукцией рака легкого и его диагностированием (NRC 1999). В результате расчетный риск на единицу экспозиции основан на взвешенной по времени средней экспозиции за период от 5 до 30 лет до постановки диагноза (от 5 до 34 лет в европейском объединенном анализе). Оценки прироста риска возникновения рака легкого на единицу экспозиции в трех совместных анализах оказались очень близкими и статистически не различимыми (табл. 2.2): полученные значения составляют: 1,08, 1,10 и 1,13 на 100 Бк·м³ для Европы, Северной Америки и Китая соответственно. Общая для Европы, Северной Америки и Китая оценка составила 1,09 на 100 Бк·м³ (UNSCEAR 2009).

(16) Показано, что относительный риск возникновения рака легкого увеличивается как среди курящих, так и среди некурящих. В европейском совместном анализе расчетный относительный риск на 100 Бк·м³ для никогда не куривших составил 1,11 (95% ДИ: 1,00 – 1,28); в объединенном североамериканском исследовании он оказался на том же уровне – 1,10, но не был статистически значимым (95% ДИ: 0,91 – 1,42).

(17) Стоит отметить, что коэффициент линейной зависимости облучение-эффект возрастал, когда анализ ограничивали случаями и контролями с более точными оценками индивидуальной суммарной экспозиции, например в тех случаях, когда рассматривались только лица, проживавшие в одном и том же жилище в течение предыдущих 20 лет. В североамериканском исследовании (Krewski et al., 2005; 2006) при включении в анализ только лиц, которые за период от 5 до 30 лет до диагноза не более одного раза меняли место жительства и для которых имелись измеренные объемные активности радона как минимум для 20 лет из этого периода, относительный риск возрастал с 1,10 до 1,18 на 100 Бк·м³. В китайском исследовании (Lubin et al., 2004) при рассмотрении только лиц, проживавших в своих домах 30 лет и более, относительный риск составил 1,32 (95% ДИ: 1,07 – 1,91). Согласно докладу НКДАР ООН 2006 г. при рассмотрении случаев и контролей этих трех совместных исследований, для которых получены более точные оценки индивидуальной суммарной экспозиции, ко-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

коэффициент линейной зависимости облучение-эффект, оказался равным 1,1 на 100 Бк·м³ (UNSCEAR, 2009).

(18) В совместных анализах предпринималась также попытка учесть неопределенности, связанные с вариациями облучения (Fearn et al., 2008). В европейском объединенном анализе (Darby et. al, 2005; 2006) учет случайной ошибки измерения объемной активности радона привел к увеличению оценки относительного риска с 1,08 до 1,16 на 100 Бк·м³.

(19) Ограничение европейского анализа теми случаями и контролями, для которых среднегодовые экспозиции были относительно малы, привело к убедительному доказательству повышенного риска у лиц, которые облучались при объемных активностях менее 200 Бк·м³ (Darby et al., 2006).

(20) Одна из сильных сторон этих совместных анализов состоит в том, что в большинстве из них предпринимались попытки путем прямых опросов собрать подробную информацию о курении в прошлом и в каждом анализе вводилась поправка на курение. В европейском объединенном исследовании обнаружена обратная зависимость между объемной активностью радона в жилищах и курением, из чего следует, что неправильный учет курения может привести к смещению оценок риска от радона к нулю. При стратификации исследования по региону, возрасту и полу, но не по курению, относительный риск возникновения рака легкого на 100 Бк·м³ составил 1,02. Оценка увеличилась до 1,05 после дополнительной стратификации по курению: никогда не курившие; выкуривающие в настоящее время меньше 15 сигарет в день; от 15 до 24; больше 25 сигарет в день; бросившие курить от менее 10 лет назад; 10 или более лет назад; неизвестно. Дальнейшее увеличение до 1,08 получено после дополнительной стратификации курящих по возрасту начала курения и для бросивших курить, по числу выкуриваемых сигарет в день.

(21) Таким образом, совместные анализы риска возникновения рака легкого при облучении радоном в жилищах демонстрируют повышение риска, по крайней мере, на 8% на 100 Бк·м³ при рассмотрении периода экспозиции от 5 до 30 – 35 лет до даты постановки диагноза. Ограничение анализа лицами с предположительно более точно измеренными экспозициями приводило в каждом совместном анализе к увеличению наблюдаемого риска. В европейском объединенном анализе отмечено увеличение относительного риска до 16% на 100 Бк·м³ при учете неопределенностей измерения объемной активности радона. Это значение можно рассматривать в качестве обоснованной оценки риска, связанного с длительным облучением в домах, при относительно низких объемных активностях радона, в течение 25 – 30 лет.

**Объединенные анализы исследований облучения радоном
в жилищах методом случай-контроль, основанных
на измеренных объемных активностях радона**

Объединенное исследование	Количество включенных исследований	Количество случаев	Количество контролей	Относительный риск на 100 Бк/м ³ (95% ДИ)
Европейское (<i>Darby et al., 2006</i>)	13	7148	14 208	1,08 (1,03–1,16)
Североамериканское (<i>Krewski et al., 2006</i>)	7	3662	4966	1,10 (0,99–1,26)
Китайское (<i>Lubin et al., 2004</i>)	2	1050	1995	1,13 (1,01–1,36)

(22) Когда при объединении европейских данных в анализе рассматривались только никогда не курившие, то при достаточно большом числе случаев рака легкого (268 среди мужчин и 616 среди женщин при более чем 5000 контролей) статистически значимая связь сохранялась (*Darby et al., 2006*).

(23) На основе результатов европейского объединенного анализа накопленные риски рака легкого к 75 годам для никогда не куривших оцениваются как 0,4%, 0,5% и 0,7% при объемных активностях радона 0, 100 и 400 Бк·м³ соответственно. Для постоянных курильщиков фоновый риск рака легкого значительно выше, примерно в 25 раз, чем для не курящих. Пожизненные накопленные риски возникновения рака легкого к 75 годам для куривших на протяжении всей жизни близки к 10%, 12% и 16% для объемных активностей радона 0 (теоретическая ситуация без облучения), 100 и 400 Бк·м³ соответственно, что отражает доминирующую роль курения как при воздействии радона, так и без него.

(24) В выполняющемся в настоящее время анализе с общемировым объединением данных, которое координирует Сара Дарби (Оксфордский университет), рассматривается более 13 700 случаев рака легкого из 25 исследований. Анализ будет включать три дополнительных исследования: одно из России (Урал) и два из Северной Америки (Массачусетс и Нью Джерси). Результаты этого большого совместного анализа ожидаются в ближайшем будущем. Они могут лучше учесть влияние сопутствующих факторов, но поскольку включенные в анализ доминирующие исследования рассмотрены здесь в трех отдельных совместных анализах, европейском, североамериканском и китайском, то ожидается, что итог будет тем же: доказательством прироста относительного риска возникновения рака легкого, связанного с суммарной экспозицией радона, за 30 лет, по меньшей мере, до даты постановки диагноза.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ЛИТЕРАТУРА

1. Alavanja M. C., Brownson R. C., Lubin, J. et al., 1994. Residential radon exposure and lung cancer among nonsmoking women. *J. Natl. Cancer Inst.* 86, 1829 – 1837.
2. Alavanja M. C., Lubin J. H., Mahaffey J. A. et al., 1999. Residential radon exposure and risk of lung cancer in Missouri. *Am. J. Public Health* 89, 1042 – 1048.
3. Auvinen A., Mäkeläinen I., Hakama M. et al., 1996. Indoor radon exposure and risk of lung cancer: a nested case-control study in Finland. *J. Natl. Cancer Inst.* 88, 966 – 972.
4. Baysson H., Tirmarche M., Tymen G., 2004. Indoor radon and lung cancer in France. *Epidemiology* 15, 709 – 716.
5. Blot W. J., Xu Z. Y., Boice J. D., Jr. et al., 1990. Indoor radon and lung cancer in China. *J. Natl. Cancer Inst.* 82, 1025 – 1030.
6. Bochicchio F., Forastiere F., Farchi S. et al., 2005. Residential radon exposure, diet and lung cancer: a case-control study in a Mediterranean region. *Int. J. Cancer* 114, 983 – 991.
7. Darby S., Whitley E., Silcocks P. et al., 1998. Risk of lung cancer associated with residential radon exposure in south-west England: a case-control study. *Br. J. Cancer* 78, 394 – 408.
8. Darby S., Hill D., Auvinen A. et al. 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223 – 227.
9. Darby S., Hill D., Deo H., et al. 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1 – 84.
10. Fearn T., Hill D. C., Darby, S. C., 2008. Measurement error in the explanatory variable of a binary regression: regression calibration and integrated conditional likelihood in studies of residential radon and lung cancer. *Stat. Med.* 27, 2159 – 2176.
11. Field R. W., Steck D. J., Smith B. J. et al., 2000. Residential radon gas exposure and lung cancer: the Iowa Radon Lung Cancer Study. *Am. J. Epidemiol.* 151, 1091 – 1102.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

12. Kreienbrock L., Kreuzer M., Gerken M. et al., 2001. Case-control study on lung cancer and residential radon in western Germany. *Am. J. Epidemiol.* 153, 42 – 52.
13. Kreuzer M., Heinrich J., Wölke G. et al. 2003. Residential radon and risk of lung cancer in Eastern Germany. *Epidemiology* 14, 559 – 568.
14. Krewski D., Lubin J. H., Zielinski J. M. et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137–145.
15. Krewski D., Lubin J.H., Zielinski J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69 (7), 533 – 597.
16. Lagarde F., Axelsson G., Damber L. et al., 2001. Residential radon and lung cancer among never-smokers in Sweden. *Epidemiology* 12, 396 – 404.
17. Letourneau E. G., Krewski D., Choi N. W. et al., 1994. Case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada. *Am. J. Epidemiol.* 140, 310 – 322.
18. Lubin J. H., Boice J.D., Jr., 1997. Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 89, 49 – 57.
19. Lubin J. H., Wang Z. Y., Boice J.D., Jr. et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132 – 137.
20. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
21. Pershagen G., Liang Z. H., Hrubec Z. et al., 1992. Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women. *Health Phys.* 63, 179 – 186.
22. Pershagen G., Akerblom G., Axelson O. et al., 1994. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *N. Engl. J. Med.* 330, 159 – 164.
23. Ruosteenoja E., Mäkeläinen I., Rytömaa T. et al., 1996. Radon and lung cancer in Finland. *Health Phys.* 71, 185 – 189.
24. Sandler D. P., Weinberg C. R., Shore D. L. et al., 2006. Indoor radon and lung cancer risk in Connecticut and Utah. *J. Toxicol. Environ. Health A* 69, 633 – 654.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

25. Schoenberg J. B., Klotz J. B., Wilcox H. B. et al., 1990. Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. *Cancer Res.* 50, 6520 – 6524.
26. Tomášek L., Kunz E., Müller T. et al. 2001. Radon exposure and lung cancer risk – Czech cohort study on residential radon. *Sci. Total Environ.* 272, 43 – 51.
27. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
28. Wang Z., Lubin J. H., Wang L. et al. 2002. Residential radon and lung cancer risk in a high-exposure area of Gansu Province, China. *Am. J. Epidemiol.* 155, 554 – 564.
29. WHO, 1996. Radon. World Health Organization, Copenhagen.

3. ЭПИДЕМИОЛОГИЯ РИСКА ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО, СВЯЗАННОГО С ВОЗДЕЙСТВИЕМ РАДОНА И ЕГО ДОЧЕРНИХ ПРОДУКТОВ В ШАХТАХ

3.1. ОБЗОР РЕЗУЛЬТАТОВ, ПОЛУЧЕННЫХ ПОСЛЕ ВЫХОДА ПУБЛИКАЦИИ 65 МКРЗ

(25) В Публикации 65 (ICRP, 1993) риск смерти от рака легкого вследствие облучения радоном рассчитывался по данным исследований семи когорт шахтеров: Колорадо (США), Онтарио (Канада), Нью-Мексико (США), Биверлодж (Канада), Западная Богемия (Чешская Республика), СЕА-СОГЕМА (Франция) и Мальмбергет (Швеция) (табл. А1 в Приложении А). Общее количество шахтеров было 31 486. Средневзвешенное значение коэффициента дополнительного относительного риска (ДОР) на 100 РУМ для этих исследований составило 1,34 (95% ДИ: 0,82 – 2,13). Это значение коэффициента ДОР применимо к периоду наблюдения 20 лет с учетом скрытого периода (минимального латентного периода) в 5 лет, т. е. данные об облучении радоном, полученные в течение 5 лет перед смертью от рака легкого (или сопоставимой датой для других шахтеров), исключались из анализа. Была создана модель, учитывающая влияние возраста при облучении и периода времени после облучения (ICRP, 1993).

(26) Всеобъемлющий анализ результатов эпидемиологических исследований по 11 когортам шахтеров, подвергшихся радоновому облучению, был опубликован в 1994 г. (Lubin et al., 1994). По сравнению с Публикацией 65 результаты для нескольких когорт были дополнены: Колорадо (США), Онтарио (Канада), Биверлодж (Канада), Западная Богемия (Чешская Республика) и Мальмбергет (Швеция). Также были добавлены данные по другим когортам: Юньнань (Китай), Ньюфаундленд (Канада), Порт Радиум (Канада) и Радиум Хилл (Австралия). Этот анализ дал значение коэффициента ДОР, равное 0,49 на 100 РУМ (95% ДИ: 0,2 – 1,0) (Lubin et al., 1994). После некоторых незначительных дополнений по тем же 11 когортам новый совместный анализ был опубли-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

кован в докладе BEIR VI (NRC, 1999). Он основывался на когорте шахтеров 60 606 чел. с суммарным количеством смертей от рака легкого 2674 (табл. А2 в Приложении А). Общий ДОР на 100 РУМ, рассчитанный с предположением, что скрытый период составляет 5 лет, оказался равным 0,59. Были разработаны две модели, учитывающие модифицирующее влияние возраста при облучении, времени после облучения, а также длительности облучения или средней мощности экспозиции. Также был проведен анализ для ограниченных диапазонов суммарной экспозиции: до 100 РУМ или до 50 РУМ (NRC, 1999).

(27) После выхода доклада BEIR VI (NRC, 1999) были опубликованы новые результаты для когорты Западной Богемии (урановые шахты) и Северной Богемии (оловянные шахты) в Чешской Республике (Tomášek and Placek, 1999; Tomášek, 2002; Tomášek et al., 2003; Tomášek and Zarska, 2004), когорты Ньюфаундленда (флюоритовые рудники) (Villeneuve et al., 2007) и когорты Эльдorado (включающей работников из Порт Радиум и Биверлоджа) (Howe, 2006; Lane et al., 2010) в Канаде, Плато Колорадо (Schubauer-Berigan et al., 2009) в США, когорты урановых рудников «Висмут» в Германии (Kreuzer et al., 2002; 2008; 2010; Grosche et al., 2006; Schnelzer et al., 2010; Walsh et al., 2010 a, b) и когорты шахт CEA-COGEMA во Франции (Rogel et al., 2002; Laurier et al., 2004; Vacquier et al., 2008; 2009).

(28) В докладе НКДАР ООН 2006 (UNSCEAR, 2009) был представлен подробный обзор доступных результатов девяти эпидемиологических исследований (Нью-Мексико, США и австралийские исследования не учитывались), включавший в сумме более чем 126 000 шахтеров (табл. А3 в Приложении А). Средневзвешенное значение коэффициента ДОР на 100 РУМ составило 0,59 (95% ДИ : 0,35 – 2,13) (UNSCEAR, 2009).

(29) После выхода доклада НКДАР ООН 2006 (UNSCEAR, 2009) были опубликованы результаты совместного анализа когорт чешских и французских шахтеров. Этот анализ включал 10 100 шахтеров с относительно длительным периодом наблюдения (в среднем около 24 лет) и относительно низкими уровнями суммарной экспозиции (в среднем 46,8 РУМ). Рассчитанное значение коэффициента ДОР на 100 РУМ составило 1,6 (95% ДИ: 1,0 – 2,3) (Tirmarche et al., 2003; Tomášek et al., 2008).

(30) Хотя имеются и другие исследования облучения шахтеров, здесь и в других развернутых обзорах они обычно не рассматривались, поскольку в этих исследованиях отсутствует или приведена в малом объеме количественная информация о взаимосвязи между радоном и риском возникновения рака.

3.2. ОБОБЩЕНИЕ ОЦЕНОК ДОПОЛНИТЕЛЬНОГО ОТНОСИТЕЛЬНОГО РИСКА

(31) Результаты объединенных анализов представлены в табл. 3.1 в виде простых линейных оценок ДОР на 100 РУМ. Они применимы ко всем рассмотренным когортам и не отражают вариации риска между когортами или внутри их. Расхождения в оценках ДОР на 100 РУМ можно объяснить некоторыми характеристиками когорт, такими как длительность периода наблюдения, достигнутый возраст, длительность работы, уровни облучения и фоновые показатели заболеваемости раком легкого. Поэтому важно рассматривать такие факторы при оценке риска, связанного с облучением радоном и продуктами его распада. Тем не менее три масштабных исследования, в которых обобщена большая часть доступной на момент их проведения информации (Lubin et al., 1994; NRC, 1999; UNSCEAR, 2009), дают хорошо согласующиеся оценки связи суммарной экспозиции с риском возникновения рака легкого.

(32) Во всех объединенных анализах и в некоторых отдельных исследованиях выявлено модифицирующее влияние времени после облучения (ВПО) и в меньшей мере достигнутого возраста (ICRP, 1993; Lubin et al., 1994; NRC, 1999; Howe, 2006; Tomášek et al., 2008). В большинстве исследований был отмечен также обратный эффект мощности экспозиции (усиление эффекта при удлинении периода облучения) (Lubin et al., 1994; NRC, 1999), хотя подобный модифицирующий эффект не обнаружен при низких уровнях суммарной экспозиции (Lubin et al., 1995; Tomášek et al., 2008) или перестал проявляться при использовании уточненных данных индивидуальной дозиметрии (Vacquier et al., 2009). Разработаны модели для объединения модифицирующего влияния ВПО, возраста и мощности экспозиции. В публикации BEIR VI были предложены две модели: ВПО-возраст-концентрация и модель ВПО-возраст-продолжительность облучения (NRC, 1999). Эти модели дают коэффициенты риска для различных интервалов суммарной экспозиции и позволяют учесть модифицирующее влияние возраста и объемной активности/длительности на основе категориальных переменных. Альтернативный подход был предложен при совместном анализе чешской и французской когорт (Tomášek et al., 2008). В этом методе моделируется риск, связанный с суммарной экспозицией радона, и учитывается модифицирующее влияние ВПО и возраста при облучении как непрерывных переменных.

Сводка оценок дополнительного относительного риска на 100 РУМ, опубликованных в работах по объединенному анализу исследований облучения шахтеров радоном

Ссылка	Кол-во когорт	Кол-во шахтеров	Кол-во человеко-лет	ДОР на 100 РУМ	Станд. ошибка	95% ДИ
ICRP, 1993	7	31 486	635 022	1,34		0,82 – 2,13
Lubin et. al., 1994	11	60 570	908 903	0,49		0,20 – 1,00
NRC, 1999	11	60 705	892 547	0,59	1,32	
UNSCEAR, 2009	9	125 627	3 115 975	0,59		0,35 – 1,00
Tomášek et. al., 2008	2	10 100	248 782	1,60		1,00 – 2,30

(33) Для современной радиационной защиты наиболее подходящими являются те результаты исследований шахтеров, которые были получены для популяций с низкими уровнями суммарной экспозиции, длительным периодом последующего наблюдения и хорошим качеством данных. В целом ДОР на 100 РУМ, оцененный для когорт с низкими уровнями экспозиции (например, когорты Онтарио, Биверлоджа и французская когорта), выше, чем оценки, полученные для когорт с высокими уровнями суммарной экспозиции, хотя доверительные интервалы для них шире (табл. А3 Приложения А). В некоторых публикациях представлены оценки, основывающиеся на анализе ограниченных диапазонов экспозиции (Lubin et al., 1997). В результате такого анализа в докладе BEIR VI для ДОР на 100 РУМ были получены оценки – 0,81 и 1,18 для уровней ниже 100 РУМ и 50 РУМ соответственно (NRC, 1999). Кроме того, коэффициенты, соответствующие низким уровням облучения, могут быть получены из моделей, использующих модифицирующие факторы. В докладе BEIR VI для низких уровней мощности экспозиции <0,5 РУ, достигнутого возраста от 55 до 64 лет и периода от 15 до 24 лет после облучения было получено значение ДОР на 100 РУМ, равное 3,41 (модель ВПО-возраст-концентрация) (NRC, 1999). Недавний анализ французской и чешской когорт дал оценки риска, связанного с низкими уровнями облучения и достаточно хорошим качеством оценки экспозиции («измеренные экспозиции»), с ДОР на 100 РУМ между 2,0 и 3,4 (Tomášek et al., 2008; Vacquier et al., 2008). Сводка этих оценок риска, представленная в табл. 3.2, демонстрирует значимую связь между суммарной экспозицией радона и смертностью от рака легкого при низких уровнях суммарной экспозиции.

Оценки дополнительного относительного риска (ДОР) на 100 РУМ для подгрупп с низким уровнем экспозиции и низкой мощностью экспозиции

Ссылка	Модель	Экспозиция	ДОР на 100 РУМ	ДИ 95%
NRC, 1999	BEIR VI ограниченный диапазон	< 100 РУМ	0,81	0,30 – 1,42
NRC, 1999	BEIR VI ограниченный диапазон	< 50 РУМ	1,18	0,20 – 2,53
NRC, 1999	BEIR VI ВПО-возраст-концентрация	Мощность <0,5 РУ	3,41 *	-
Howe, 2006	Биверлодж	Средняя 85 РУМ	0,96	0,56 – 1,56
Kusiak et al., 1993	Онтарио	Средняя 31 РУМ	0,89	0,5 – 1,5
Vacquier et al., 2008	Французская когорта нанятых после 1956 г.	Средняя 17 РУМ	2,0	0,91 – 3,65
Tomášek et al., 2008	Объединенная чешско-французская когорта**	Средняя 47 РУМ	2,7 *	1,7 – 4,3

ДИ: Доверительный интервал; РУ: Рабочий уровень; РУМ: Рабочий уровень за месяц

* Для возраста 55–64 года и 15–24 года после облучения.

** Ограничена шахтерами с измеренной экспозицией.

3.3. РИСК ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО ПРИ СОЧЕТАННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ РАДОНА И КУРЕНИЯ

(34) Хотя курение является сильнейшим фактором риска возникновения рака легкого, в большинстве исследований облучения шахтеров оказалось, что учесть привычку к курению невозможно. В некоторых исследованиях, включая выполненные на когортах в Юньнан (Китай), Плато Колорадо (США), на когорте шахтеров, занимавшихся добычей плавикового шпата в Ньюфаундленде (Канада), шведской когорте, когортах Нью-Мексико (США) и Радиум Хилл (Австралия), имелись частичные данные по курению. Для изучения взаимодействия между радоновым облучением и курением при возникновении рака легкого были выполнены также исследования случай-контроль среди шахтеров (Qiao et al., 1989; Lubin et al., 1990; L'Abbé et al., 1991; Thomas, 1994; Yao et al., 1994; Brüske-Hohlfeld et al., 2006; Leuraud et al., 2007; Amabile et al., 2009). В будущем, когда будут опу-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

бликованы новые данные проводимых в настоящее время когортных исследований и исследований случай-контроль в Канаде (когорта Онтарио) и в Европе (чешская, немецкая и французская когорты) (Tirmarche et al., 2010), должно появиться больше данных о связи рака легкого как с радоном, так и с курением сигарет.

(35) Доступные на настоящее время данные показывают, что при учете привычки к курению взаимосвязь между смертностью от рака легкого и облучением радоном сохраняется. Анализ, проведенный в докладе BEIR VI, продемонстрировал субмультипликативный эффект взаимодействия между облучением радоном и курением (NRC, 1999). В когорте шахтеров флюоритовых рудников Ньюфаундленда ДОР на 100 РУМ различались незначительно: 0,42 для никогда не куривших и 0,48 для постоянных курильщиков. Однако отмечено значительное увеличение ДОР с ростом числа ежедневно выкуриваемых сигарет (Villeneuve et al., 2007). В недавнем французском вложенном исследовании случай-контроль ДОР для рака легкого, связанного с суммарной радоновой экспозицией и рассчитанного с поправкой на курение составил 0,85 на 100 WLM (Leuraud et al., 2007). Поправка только на курение, привела к незначительным изменениям в показателях риска возникновения рака легкого при облучении радоном. (Leuraud et al., 2007; Schnelzer et al., 2010). Тирмарш с соавторами (Tirmarche et al., 2003) пришла к выводу, что имеющиеся в настоящее время модели, разработанные по результатам когортных исследований шахтеров без учета отношения к курению, по-видимому, применимы и для населения, состоящего как из курящих, так и некурящих. Когда данные по курению имелись в наличии, оценки ДОР в основном больше (хотя и незначительно) для не курящих, чем для курильщиков (Lubin et al., 1994; Tomášek et al., 2002).

ЛИТЕРАТУРА

1. Amabile J. C., Leuraud K., Vacquier B. et al., 2009. Multifactorial study of the risk of lung cancer among French uranium miners: radon, smoking and silicosis. *Health Phys.* 97, 613 – 621.
2. Brüske-Hohlfeld I., Rosario A. S., Wölke G. et al., 2006. Lung cancer risk among former uranium miners of the WISMUT Company in Germany. *Health Phys.* 90, 208 – 216.
3. Grosche B., Kreuzer M., Kreisheimer M. A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946 – 1998. *Br. J. Cancer* 95, 1280 – 1287.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

4. Howe G. R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort: Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York.
5. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
6. Kreuzer M., Brachner A., Lehmann F., 2002. Characteristics of the German uranium miners cohort study. Health Phys. 83, 26 – 34.
7. Kreuzer M., Walsh L., Schnelzer M. et al., 2008. Radon and risk of extrapulmonary cancers: results of the German uranium miners' cohort study, 1960 – 2003. Br. J. Cancer 99, 1946 – 1953.
8. Kreuzer M., Schnelzer M., Tschense A. et al., 2010. Cohort profile: the German uranium miners cohort study (WISMUT cohort), 1946 – 2003. Int. J. Epidemiol. 39, 980 – 987.
9. Kusiak R. A., Ritchie A. C., Muller J. et al., 1993. Mortality from lung cancer in Ontario uranium miners. Br. J. Ind. Med. 50, 920 – 928.
10. L'Abbé K. A., Howe G. R., Burch J. D. et al., 1991. Radon exposure, cigarette smoking, and other mining experience in the Beaverlodge uranium miners cohort. Health Phys. 60, 489 – 495.
11. Lane R. S., Frost S. E., Howe G. R. et al., 2010. Mortality (1950 – 1999) and cancer incidence (1969 – 1999) in the cohort of Eldorado uranium workers. Radiat. Res. 174, 773 – 785.
12. Laurier D., Tirmarche M., Mitton N. et al., 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. Eur. J. Epidemiol. 19, 139 – 146.
13. Leuraud K., Billon S., Bergot D. et al., 2007. Lung cancer risk associated to exposure to radon and smoking in a case-control study of French uranium miners. Health Phys. 92, 371 – 378.
14. Lubin J. H., Qiao Y.-L., Taylor P. R. et al., 1990. Quantitative evaluation of the radon and lung cancer association in a case control study of Chinese tin miners. Cancer Res. 50, 174 – 180.
15. Lubin J. H., Boice J.D., Jr., Edling C. et al., 1994. Radon and Lung Cancer Risk: A Joint Analysis of 11 Underground Miner Studies. Publication No. 94-3644. US National Institutes of Health, Bethesda, MD.
16. Lubin J. H., Boice J.D., Jr., Edling C. et al., 1995. Radon-exposed underground miners and inverse dose-rate (protraction enhancement) effects. Health Phys. 69, 494 – 500.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

17. Lubin J. H., Tomášek L., Edling C. et al., 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.* 147, 126 – 134.
18. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
19. Qiao Y. L., Taylor P. R., Yao S. X. et al., 1989. Relation of radon exposure and tobacco use to lung cancer among tin miners in Yunnan Province, China. *Am. J. Ind. Med.* 16, 511 – 521.
20. Rogel A., Laurier D., Tirmarche M. et al., 2002. Lung cancer risk in the French cohort of uranium miners. *J. Radiol. Prot.* 22, A101 – A106.
21. Schnelzer M., Hammer G. P., Kreuzer M. et al., 2010. Accounting for smoking in the radon-related lung cancer risk among German uranium miners: results of a nested case-control study. *Health Phys.* 98, 20 – 28.
22. Schubauer-Berigan M. K., Daniels R. D., Pinkerton L. E., 2009. Radon exposure and mortality among white and American Indian uranium miners: an update of the Colorado Plateau cohort. *Am. J. Epidemiol.* 169, 718 – 730.
23. Thomas D., Pogoda J., Langholz B. et al., 1994. Temporal modifiers of the radon-smoking interaction. *Health Phys.* 66, 257 – 262.
24. Tirmarche M., Laurier D., Bergot D., et al., 2003. Quantification of Lung Cancer Risk After Low Radon Exposure and Low Exposure Rate: Synthesis from Epidemiological and Experimental Data. Final Scientific Report, February 2000–July 2003. Contract FIGH-CT1999-0013. European Commission DG XI, Brussels.
25. Tirmarche M., Laurier D., Bochicchio F. et al., 2010. Final Scientific Report of Alpha Risk Project. Funded by the European Commission EC FP6 (Ref. FI6R-CT-2005-516483). European Commission DG XII, Brussels. <<http://www.alpha-risk.org>>.
26. Tomášek L., 2002. Czech miner studies of lung cancer risk from radon. *J. Radiol. Prot.* 22, A107 – A112.
27. Tomášek L., Placek V., 1999. Radon exposure and lung cancer risk: Czech cohort study. *Radiat. Res.* 152, S59 – S63.
28. Tomášek L., Zarska H., 2004. Lung cancer risk among Czech tin and uranium miners – comparison of lifetime detriment. *Neoplasma* 51, 255 – 260.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

29. Tomášek L., Placek V., Müller T. et al., 2003. Czech studies of lung cancer risk from radon. *Int. J. Low Radiat.* 1, 50 – 62.
30. Tomášek L., Rogel A., Tirmarche M. et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125 – 137.
31. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
32. Vacquier B., Caer S., Rogel A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners: extended follow-up 1946 – 1999. *Occup. Environ. Med.* 65, 597 – 604.
33. Vacquier B., Rogel A., Leuraud K. et al., 2009. Radon-associated lung cancer risk among French uranium miners: modifying factors of the exposure-risk relationship. *Radiat. Environ. Biophys.* 48, 1 – 9.
34. Villeneuve P. J., Morrison H. I., Lane R., 2007. Radon and lung cancer risk: an extension of the mortality follow-up of the Newfoundland fluorspar cohort. *Health Phys.* 92, 157 – 169.
35. Walsh L., Dufey F., Tschense A. et al. 2010a. Radon and the risk of cancer mortality—internal Poisson models for the German uranium miners cohort. *Health Phys.* 99, 292 – 300.
36. Walsh L., Tschense A., Schnelzer M. et al., 2010b. The influence of radon exposures on lung cancer mortality in German uranium miners, 1946 – 2003. *Radiat. Res.* 173, 79 – 90.
37. Yao S. X., Lubin J. H., Qiao Y. L. et al., 1994. Exposure to radon progeny, tobacco use and lung cancer in a case-control study in southern China. *Radiat. Res.* 138, 326 – 336.

4. ОЦЕНКА УЩЕРБА ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДОНА И ЕГО ДОЧЕРНИХ ПРОДУКТОВ

4.1. ДРУГИЕ РИСКИ, КРОМЕ РАКА ЛЕГКОГО

(36) Радон и его дочерние продукты в легких создают существенно бóльшие дозы, чем в других системных органах и отделах желудочно-кишечного тракта. Тем не менее расчеты показывают, что небольшие дозы могут быть получены красным костным мозгом и другими системными органами (Khursheed, 2000; Kendall and Smith, 2002; 2005; Khursheed, 2000; Marsh et al., 2008).

(37) Исследования шахтеров в основном не выявили наличие рака другой локализации, связанного с облучением радоном, кроме рака легкого (Darby, 1995; NRC, 1999; UNSCEAR, 2009). В отдельных исследованиях предполагались некоторые связи, но они не воспроизводились в других исследованиях и не проявляли системного характера. Например, недавние исследования в Чешской Республике показали связь с заболеваемостью хронической лимфоцитарной лейкемией (Regicha et al., 2006), но это не было подтверждено другими исследованиями в Чешской Республике (Tomášek and Malatova, 2006) и в Германии (Möhner et al., 2006, 2010). Дополнительные случаи рака гортани, обнаруженные в некоторых работах, также не нашли подтверждения в других исследованиях (Laurier et al., 2004; Möhner et al., 2008). Приращение числа случаев возникновения определенных заболеваний и их связь с облучением радоном были отмечены в недавних исследованиях для неходжкинской лимфомы и множественной миеломы, а также для рака почек, печени и желудка (Vacquier et al., 2008; Kreuzer et al., 2008; Schubauer-Berigan et al., 2009), однако эти наблюдения не нашли подтверждения в других работах.

(38) Были проведены эпидемиологические исследования для изучения возможной связи между лейкемией и объемной активностью радона в жилищах (Laurier et al., 2001; Raaschou-Nielsen, 2008). В некоторых экологических исследованиях, в том числе в недавних работах Эврарда с соавторами (Evrard, 2005; 2006), обнаружена связь заболеваемости детской

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

лейкемией с облучением радоном в жилищах. Однако в нескольких крупномасштабных исследованиях случай-контроль, в рамках которых проводились интегральные измерения радона в домах с применением трековых дозиметров для всех лиц, включенных в исследование, не удалось подтвердить связь между облучением радоном и риском заболеваемости лейкемией (Steinbuch et al., 1999; Lubin et al., 1998; UK Childhood Cancer Study Investigators, 2002). Недавнее исследование в Дании указывает на наличие значимой положительной связи между объемной активностью радона, рассчитанной на основе детального моделирования, и острой лимфоцитарной лейкемией, однако при этом наблюдалась статистически незначимая отрицательная связь между объемной активностью радона и острой нелимфоцитарной лейкемией (Raaschou-Nielsen et al., 2008). В последнем обзоре сделан вывод, что связь между облучением радоном в жилищах и детской лейкемией возможно существует, но полученные к настоящему времени эпидемиологические доказательства слабы, поэтому необходимы дополнительные, лучше организованные исследования (Raaschou-Nielsen, 2008).

(39) Таким образом, обзор имеющихся эпидемиологических данных показывает отсутствие убедительных доказательств наличия связи между объемной активностью радона и онкологическими заболеваниями других локализаций кроме легкого.

(40) Следует отметить, что большинство доступных данных относится к взрослому населению. Хотя дозиметрические расчеты показывают, что дозы на единицу экспозиции для детей и взрослых не должны существенно отличаться (см. Приложение, пункт В 10), необходимы дополнительные данные для количественной оценки эффектов облучения в детском возрасте.

4.2. РАСЧЕТ ПОЖИЗНЕННОГО РИСКА ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО ДЛЯ ШАХТЕРОВ

(41) Большинство исследований облучения шахтеров радоном демонстрируют наличие факторов времени, таких, как возраст при облучении и время после облучения, которые модифицируют связь между суммарной радоновой экспозицией и риском возникновения рака легкого. Из-за различий в характеристиках исследуемых популяций (достигнутый возраст, продолжительность наблюдения) прямое сравнение оценок ДОР для разных когорт может привести к ошибочным выводам. Такие различия можно учесть при расчете пожизненного риска, связанного с конкрет-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ным сценарием облучения (Thomas et al., 1992). Для расчета пожизненного риска необходимы:

1. коэффициенты риска, полученные в одних или нескольких эпидемиологических исследованиях при наличии или отсутствии модифицирующих факторов, таких, как достигнутый возраст;
2. прогностическая модель, позволяющая экстраполировать риск за пределы рассмотренной в эпидемиологическом исследовании области (диапазон экспозиций, пол, возраст) и переносить его на другие популяции;
3. стандартные фоновые показатели смертности как от всех причин, так и от рака легкого;
4. сценарий облучения радоном.

(42) Такой подход был применен в Публикации 65 для расчета риска возникновения рака легкого, связанного с длительным воздействием радона, на основе исследований шахтеров (ICRP, 1993). Впоследствии были опубликованы результаты нескольких расчетов пожизненного риска (NRC, 1999; EPA, 2003; Tomásek et al., 2008a), однако их трудно сравнивать из-за различий в способах расчетов или исходных предположений. Как и в Публикации 65, основное внимание уделяется оценкам пожизненного дополнительного абсолютного риска (ПДАР) смерти от рака легкого, обусловленного радоном и его дочерними продуктами, при этом исключаются из рассмотрения оценки, полученные с использованием показателей фоновой смертности, соответствующих конкретной стране. Приоритет отдается моделям, разработанным по результатам объединенных анализов, а не отдельных исследований. Опубликованные оценки представлены в табл. 4.1.

(43) Сценарий облучения, рассмотренный при расчете значений ПДАР, представленных в табл. 4.1, не отличается от предложенного в Публикации 65 (ICRP, 1993): постоянное низкоуровневое облучение (до 2 РУМ в течение года) во взрослом возрасте с 18 до 64 лет, с оценкой риска на момент достижения 90 или 94 лет. С использованием стандартных фоновых показателей для рака легкого из Публикации 60 (ICRP, 1991) в Публикации 65 (ICRP, 1993) принято значение ПДАР рака легкого (называемого также коэффициентом номинальной вероятности, или вероятностью смерти), равное $2,8 \cdot 10^{-4}$ на РУМ. Так как ущерб полностью обусловлен смертностью от рака легкого, Комиссия приняла коэффициент общего ущерба равным этому коэффициенту смертности (ICRP, 1993).

Оценки ПДАР рака легкого, связанного с объемной активностью радона и дочерних продуктов радона в шахтах (сценарий постоянного облучения до 2 РУМ в течение года с 18 до 64 лет (Публикация 65))

Исходная модель риска	Прогностическая модель	Стандартные фоновые показатели	ПДАР (10^{-4} / РУМ)	Ссылка
Публикация 65 (МКРЗ, 1993)	Относительный риск	Публикация 60* (ICRP, 1991)	2,8	ICRP, 1993
Публикация 65 (МКРЗ, 1993)	Относительный риск	Публикация 103** (ICRP, 2007)	2,7	Tomášek et al., 2008b
BEIR VI модель ВПО-возраст-концентрация (NRC, 1999)	Относительный риск	Публикация 103 (ICRP, 2007)	5,3	Tomášek et al., 2008b
Чешско-французская объединенная модель*** (Tomášek et al., 2008a)	Относительный риск	Публикация 103 (ICRP, 2007)	4,4	Tomášek et al., 2008b

* Стандартные фоновые показатели Публикации 60: усредненное по мужчинам и женщинам из пяти стран.

** Стандартные фоновые показатели Публикации 103: усредненное по мужчинам и женщинам и азиатской и европейско-американской популяции.

*** Модель, опирающаяся на периоды работы с наилучшим качеством оценок экспозиции.

(44) Применяя такой же коэффициент риска, как в Публикации 65 (ICRP, 1993), и стандартные фоновые показатели из Публикации 103 (ICRP, 2007), Томашек с соавторами (Tomášek et al., 2008b) рассчитал ПДАР рака легкого, равный $2,7 \cdot 10^{-4}$ на РУМ. Сравнение показывает, что разница в фоновых показателях смертности от рака в стандартных популяциях Публикации 103 и Публикации 60 лишь незначительно сказывается на оценке ПДАР.

(45) Используя такой же сценарий облучения, как и в Публикации 65 (ICRP, 1993), и стандартные фоновые показатели из Публикации 103 (ICRP, 2007), Томашек с соавторами (Tomášek et al., 2008b) рассчитал также значение ПДАР с использованием модели «ВПО-возраст-концентрация» BEIR VI (NRC, 1999). Эта модель опирается на результаты совместного анализа данных 11 когорт шахтеров и учитывает модифицирующее влияние достигнутого возраста, времени с момента облучения и мощности

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

экспозиции (необходимо отметить, что сценарий соответствует только наименьшей категории мощностей экспозиции). Оценка ПДАР, рассчитанная по этой модели, составила $5,3 \cdot 10^{-4}$ на РУМ.

(46) Основываясь на тех же предположениях (сценарий облучения из Публикации 65 (ICRP, 1993)) и стандартных фоновых показателей из Публикации 103 (ICRP, 2007), Томашек с соавторами (Tomášek et al., 2008b) рассчитал ПДАР по модели, разработанной на основе совместного анализа чешской и французской когорт (Tomášek et al., 2008a). Эта модель использует данные об облучении за периоды работы с наиболее точными оценками облучения. Модель учитывает модифицирующее влияние возраста при облучении и времени после облучения. Так как анализ был ориентирован на шахтеров с низкими уровнями облучения, никакого влияния мощности экспозиции в этом исследовании не было обнаружено (Tomášek et al., 2008a). Оценка значения ПДАР на основе чешско-французской модели составила $4,4 \cdot 10^{-4}$ на РУМ (Tomášek et al., 2008a).

(47) Табл. 4.1 демонстрирует значительное увеличение ПДАР, оцененного при использовании как модели BEIR VI, так и чешско-французской модели по сравнению с оценками ПДАР на основе модели Публикации 65 (ICRP, 1993). Другие опубликованные оценки пожизненного риска, рассчитанные по национальным данным о смертности и поэтому напрямую не сравнимые с ПДАР Публикации 65 (ICRP, 1993), также подтверждают тенденцию увеличения оценок пожизненного риска по сравнению с полученными ранее значениями (EPA, 2003). Это увеличение оценок ПДАР связано отчасти с тем, что рассматриваются хронические облучения с низкой мощностью дозы, а отчасти – с увеличением значения ДОР на РУМ, полученного в недавних исследованиях.

(48) Для проверки опубликованных результатов и анализа их чувствительности к различным исходным предположениям Рабочей группой были выполнены дополнительные расчеты ПДАР с использованием различных моделей, сценариев и фоновых показателей. Некоторые расчеты были выполнены независимо разными экспертами для обеспечения внутреннего контроля качества. Результаты подтвердили более высокие значения ПДАР при использовании модели BEIR VI и чешско-французской модели. Кроме этих моделей, созданных на основе объединенного анализа, были рассмотрены также другие новые модели, разработанные по результатам отдельных исследований (французская когорта CEA-AREVA (Vasquier et al., 2008); канадская когорта Эльдорадо (Howe, 2006), немецкая когорта «Висмут» (Grosche et al., 2006)). Эти исследования показывают, что оценки ПДАР могут варьировать от 3 до $7 \cdot 10^{-4}$ на РУМ в зависимости от используемой модели. Они также иллюстрируют чувствительность

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

оценок к выбору модели и подтверждают предпочтительность моделей, основанных на результатах объединенных исследований. Другие расчеты показывают чувствительность оценок ПДАР также к фоновым показателям. Использование показателей для евро-американской мужской популяции вместо стандартных показателей, усредненных по мужчинам и женщинам евро-американской и азиатской популяции (ICRP, 2007), дало расчетное значение ПДАР около $7 \cdot 10^{-4}$ на РУМ. Это расхождение объясняется более высоким фоновым показателем рака легкого для мужчин евро-американского населения. И наоборот, использование более низких фоновых показателей рака легкого (например, у женщин или у некурящих) привело бы к заниженным оценкам ПДАР на РУМ.

(49) Основываясь на вышеизложенных соображениях, Комиссия рекомендует теперь, чтобы в качестве коэффициента номинальной вероятности индукции рака легкого радоном и его дочерними продуктами использовался ПДАР $5 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($14 \cdot 10^{-5}$ на $\text{МДж} \cdot \text{м}^{-3}$) вместо $2,8 \cdot 10^{-4}$ на РУМ ($8 \cdot 10^{-5}$ на $\text{МДж} \cdot \text{м}^{-3}$) из Публикации 65. Современные знания о связанных с радоном рисках для других органов, кроме легких, не дают оснований для выбора коэффициента ущерба, отличающегося от коэффициента смертности. Поэтому считается, что расчетный пожизненный дополнительный абсолютный риск смерти от рака легкого, соответствующий атрибутивной вероятности смертельного рака легкого (или коэффициент номинальной вероятности смерти), отражает пожизненный ущерб, связанный с облучением радоном и его дочерними продуктами.

4.3. СРАВНЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ РАСЧЕТА ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ В ШАХТАХ И ЖИЛИЩАХ

(50) Сравнение результатов, полученных в исследованиях облучения радоном в шахтах и в исследованиях облучения в жилищах, является непростой задачей. Это связано главным образом с различием в эпидемиологических подходах (в основном когортные исследования для изучения облучения в шахтах и исследования случай-контроль для облучения в помещениях), а также с разными мерами определения уровня облучения (РУМ в шахтах, объемная активность радона в жилищах). Преимущество исследований шахтеров заключается в том, что они обеспечивают возможность рассмотреть изменения индивидуальной экспозиции радона во времени, то есть изучить модифицирующее влияние возраста и времени после облучения. Однако часто они не позволяют оценивать влияние сопутствующих факторов, таких, как курение. Преимуществом исследований случай-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

контроль в жилищах является получение детальной информации по многим потенциальным сопутствующим факторам, а недостаток их в том, что для оценки объемной активности радона в течение предыдущих десятилетий используются результаты современных исследований. В таких исследованиях обычно рассматривается только средняя объемная активность радона в жилище в течение заданного периода и отсутствует возможность анализировать временные факторы, которые могут изменять зависимость риска от дозы.

(51) Рассчитанные первичные коэффициенты риска представлены в табл. 2.1 и 2.2 для исследований в помещениях и в табл. 3.1 и 3.2 (и в Приложении А) для исследований в шахтах. Если принять в соответствии с Публикацией 65 время пребывания в жилищах равным 7000 ч/год и коэффициент равновесия (F) равным 0,4, то объемная активность радона в $1 \text{ Бк}\cdot\text{м}^3$ приводит к экспозиции, равной $4,40\cdot 10^{-3}$ РУМ (ICRP, 1993). В большинстве исследований случай-контроль оценивалась объемная активность радона за период 30 или 35 лет до диагноза с учетом пятилетнего интервала между индукцией рака легкого и его диагностированием. Поэтому для 30-летнего периода облучения (то есть последние 35 лет с учетом пятилетнего интервала между индукцией рака легкого и его диагностированием) и взвешенной по времени средней объемной активности радона $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^3$ суммарному облучению радоном $2,1\cdot 10^7 \text{ ч}\cdot\text{Бк}\cdot\text{м}^3$ при $F=0,4$ соответствует экспозиция примерно 13 РУМ. Применение этих значений дает дополнительный относительный риск, равный 0,16 на $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^3$ (получено в европейском объединенном исследовании после учета погрешности; Darby et al., 2006), что соответствует значению ДОР 1,2 на 100 РУМ, близкому к полученному в анализе BEIR VI, при рассмотрении уровней экспозиции ниже 50 РУМ (NRC, 1999; табл. 3.2). Такой подход показывает достаточно хорошее совпадение коэффициентов риска смертности от рака легкого, полученных по результатам исследований в помещениях и в шахтах при низких уровнях облучения. Подобные рассуждения были представлены и другими авторами и привели к такому же выводу (Zielinski et al., 2006; UNSCEAR, 2009; Tomášek et al., 2008a).

(52) В изложенном выше подходе не учитывается модифицирующее влияние возраста при облучении и времени после облучения на зависимость риска от экспозиции, продемонстрированное в исследованиях шахтеров. Пожизненные оценки риска возникновения рака легкого позволяют учесть эти модифицирующие факторы и обеспечивают другой метод сравнения результатов исследований шахтеров с результатами исследований облучения в жилых домах. Однако из-за различий в фоновых показателях, продолжительности жизни и сценариев облучения необходимо проявлять значительную осторожность при сравнении опубликован-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ных оценок пожизненного риска, полученных в исследованиях шахтеров (ICRP, 1993; NRC, 1999; EPA, 2003; Tomášek et al., 2008a) и в исследованиях облучения радоном в жилищах (Darby et al., 2006).

(53) Для обеспечения сопоставимости оценок риска, полученных в исследованиях шахтеров и в европейском исследовании облучений радоном в помещениях, были выполнены дополнительные расчеты с использованием значений параметров, выбранных так, чтобы характеристики имеющихся данных были по возможности близкими. Для того чтобы охарактеризовать лица, включенные в европейское исследование облучения в жилищах, был разработан специальный сценарий (возраст 70 лет, соответствующий среднему возрасту на момент постановки диагноза, постоянное облучение радоном $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ в период от 5 до 30 лет до постановки диагноза). Учитывая то, что исследования шахтеров дают оценки риска только для мужчин, мы использовали для ДОР на $100 \text{ Бк}/\text{м}^3$ значение 0,25, полученное в европейском объединенном исследовании отдельно для мужчин (Darby et al., 2006). При использовании этих параметров, накопленный к 70 годам абсолютный риск в двух объединенных анализах исследований шахтеров (BEIR VI и французско-чешском) и в европейском объединенном анализе облучения в домах составил 3,5, 2,7 и $2,7\cdot 10^{-4}$ на РУМ соответственно.

(54) Таким образом, имеющиеся в настоящее время результаты показывают достаточно хорошее согласие между оценками риска возникновения рака легкого, полученными в исследованиях шахт и жилых помещений.

ЛИТЕРАТУРА

1. Darby S. C., Whitley E., Howe G. R. et al., 1995. Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 87, 378 – 384.
2. Darby S., Hill D., Deo H. et al., 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1 – 84.
3. EPA, 2003. Assessment of Risks from Radon in Homes. Publication EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

4. Evrard A. S., Hémon D., Billon S. et al., 2005. Childhood leukemia incidence and exposure to indoor radon, terrestrial and cosmic gamma radiation. *Health Phys.* 90, 569 – 579.
5. Evrard A. S., Hémon D., Morin A. et al., 2006. Childhood leukaemia incidence around French nuclear installations using a geographic zoning based on gaseous release dose estimates. *Br. J. Cancer* 94, 1342 – 1347.
6. Grosche B., Kreuzer M., Kreisheimer M. A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946 – 1998. *Br. J. Cancer* 95, 1280 – 1287.
7. Howe G. R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort: Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York.
8. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21 (1–3).
9. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).
10. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37(2 – 4).
11. Kendall G. M., Smith T. J., 2002. Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *J. Radiol. Prot.* 22, 389 – 406.
12. Kendall G. M., Smith T. J., 2005. Doses from radon and its decay products to children. *J. Radiol. Prot.* 25, 241 – 256.
13. Khursheed A., 2000. Doses to systemic tissue from radon gas. *Radiat. Prot. Dosim.* 88, 171 – 181.
14. Kreuzer M., Walsh L., Schnelzer M. et al., 2008. Radon and risk of extrapulmonary cancers: results of the German uranium miners' cohort study, 1960 – 2003. *Br. J. Cancer* 99, 1946 – 1953.
15. Laurier D., Valenty M., Tirmarche M., 2001. Radon exposure and the risk of leukemia: a review of epidemiological studies. *Health Phys.* 81, 272 – 288.
16. Laurier D., Tirmarche M., Mitton N. et al., 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur. J. Epidemiol.* 19, 139 – 146.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

17. Lubin J. H., Linet M. S., Boice J. D., Jr. et al., 1998. Case-control study of childhood acute lymphoblastic leukemia and residential radon exposure. *J. Natl. Cancer Inst.* 90, 294 – 300.
18. Marsh J. W., Bessa Y., Birchall A. et al., 2008. Dosimetric models used in the Alpha-Risk project to quantify exposure of uranium miners to radon gas and its progeny. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 101 – 106.
19. Möhner M., Lindtner M., Otten H. et al., 2006. Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. *Am. J. Ind. Med.* 49, 238 – 248.
20. Möhner M., Lindtner M., Otten H., 2008. Ionizing radiation and risk of laryngeal cancer among German uranium miners. *Health Phys.* 95, 725 – 733.
21. Möhner M., Gellissen J., Marsh J.W. et al., 2010. Occupational and diagnostic exposure to ionizing radiation and leukemia risk among German uranium miners. *Health Phys.* 99, 314 – 321.
22. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
23. Raaschou-Nielsen O., 2008. Indoor radon and childhood leukaemia. *Radiat. Prot. Dosim.* 132, 175 – 181.
24. Raaschou-Nielsen O., Andersen C. E., Andersen H. P. et al., 2008. Domestic radon and childhood cancer in Denmark. *Epidemiology* 19, 536 – 543.
25. Rericha V., Kulich M., Rericha R. et al., 2006. Incidence of leukemia, lymphoma, and multiple myeloma in Czech uranium miners: a case-cohort study. *Environ. Health Perspect.* 114, 818 – 822.
26. Schubauer-Berigan M. K., Daniels R. D., Pinkerton L. E., 2009. Radon exposure and mortality among white and American Indian uranium miners: an update of the Colorado Plateau cohort. *Am. J. Epidemiol.* 169, 718 – 730.
27. Steinbuch M., Weinberg C. R., Buckley J. D. et al., 1999. Indoor residential radon exposure and risk of childhood acute myeloid leukaemia. *Br. J. Cancer* 81, 900 – 906.
28. Thomas D., Darby S., Fagnani F. et al., 1992. Definition and estimation of lifetime detriment from radiation exposures: principles and methods. *Health Phys.* 63, 259 – 272.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

29. Tomášek L., Malatova I., 2006. Leukaemia and lymphoma among Czech uranium miners. *Med. Radiat. Radiat. Saf.* 51, 74 – 79.
30. Tomášek L., Rogel A., Tirmarche M. et al., 2008a. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125 – 137.
31. Tomášek L., Rogel A., Tirmarche M. et al. 2008b. Dose conversion of radon exposure according to new epidemiological findings. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 98 – 100.
32. UK Childhood Cancer Study Investigators, 2002. The United Kingdom Childhood Cancer Study of exposure to domestic sources of ionising radiation: 1: radon gas. *Br. J. Cancer* 86, 1721 – 1726.
33. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR, 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
34. Vacquier B., Caer S., Rogel A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners: extended follow-up 1946 – 1999. *Occup. Environ. Med.* 65, 597 – 604.
35. Zielinski J. M., Carr Z., Repacholi M. et al., 2006. World Health Organization's International Radon Project. *J. Toxicol. Environ. Health A* 69, 759 – 769.

5. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

(1) Данный обзор и анализ эпидемиологических исследований приводит к следующим выводам:

- Имеются убедительные доказательства, полученные в когортных исследованиях шахтеров и в исследованиях случай-контроль в жилищах, что радон и его дочерние продукты могут являться причиной рака легкого. Для других солидных опухолей, кроме рака легкого, а также для лейкемии, в настоящее время нет убедительных и непротиворечивых доказательств связи заболевания с облучением радоном и его дочерними продуктами.
- Три объединенных исследования случай-контроль в жилищах (в Европе, Северной Америке и Китае) дали сходные результаты и показали, что риск возникновения рака легкого увеличивается как минимум на 8% при увеличении объемной активности радона на 100 Бк·м⁻³ (Lubin et al., 2004; Darby et al., 2005; Krewski et al., 2006).
- После коррекции на случайные погрешности измерений объемной активности радона европейское объединенное исследование случай-контроль в жилищах дало значение дополнительного относительного риска, равное 16% (ДИ 95%: 5% – 32%) на 100 Бк·м⁻³ (Darby et al., 2005). Это значение можно рассматривать в качестве обоснованной оценки для управления риском при относительно низких уровнях продолжительного облучения радоном в домах, учитывая, что этот риск связан с периодом облучения, равным, по меньшей мере, 25 годам.
- В европейском объединенном исследовании случай-контроль в жилищах получены доказательства того, что риск возникновения рака легкого присутствует даже при усредненной по длительному периоду времени объемной активности радона – ниже 200 Бк·м⁻³ (Darby et al., 2005).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

- Общий риск возникновения рака легкого к 75 годам, рассчитанный для никогда не куривших, составляет 0,4%, 0,5% и 0,7% при объемных активностях радона 0, 100 и 400 Бк·м⁻³ соответственно. Накопленный риск заболеть раком легкого к 75 годам для куривших на протяжении всей жизни составляет около 10%, 12% и 16% при объемных активностях радона 0, 100 и 400 Бк·м⁻³ соответственно (Darby et al., 2005; 2006). Курение остается основной причиной рака легкого.
- Надлежащее сравнение оценок риска возникновения рака легкого из исследований облучения радоном в шахтах и жилищах хорошо согласуется. Основываясь на обзоре эпидемиологических исследований облучения шахтеров, в том числе на исследованиях, в которых рассматривались относительно низкие уровни облучения, принимается скорректированное на ущерб значение номинального коэффициента риска, нормированного на единицу экспозиции $5 \cdot 10^{-4}$ на РУМ (0,14 на Дж·ч·м⁻³). Это значение $5 \cdot 10^{-4}$ на РУМ (0,14 на Дж·ч·м⁻³) – результат последних исследований, учитывающих облучение, полученное во взрослом возрасте, и оно почти в два раза превышает значение, рассчитанное в Публикации 65 (ICRP, 1993).

(2) Оценки риска, полученные по результатам эпидемиологических исследований в помещениях зданий, достаточно надежны и позволяют теперь основывать систему защиты населения на данных об уровнях объемной активности радона в жилищах. МКРЗ в Публикации 65 рекомендовала рассчитывать дозы от радона и его дочерних продуктов, используя условный дозовый переход, основанный на эпидемиологических исследованиях облучения в шахтах. В настоящем докладе подобный условный переход не предлагается.

(3) Для целей защиты от радона на рабочих местах необходимы расчеты доз, чтобы продемонстрировать соответствие уровня облучения установленным пределам и границам. В дополнение к обзору эпидемиологических данных были рассмотрены опубликованные расчеты доз для радона и его дочерних продуктов (см. Приложение В). Опубликованные значения эффективной дозы от вдыхания дочерних продуктов радона, рассчитанные с использованием модели респираторного тракта человека, находятся в интервале от 10 до 20 мЗв РУМ⁻¹ (от 3 до 6 мЗв на мДж·ч·м⁻³) в зависимости от сценария облучения. Следует отметить, что эти коэффициенты примерно вдвое или более превышают коэффициенты перехода к дозе из Публикации 65 (ICRP, 1993).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

(4) Теперь Комиссия предлагает рассматривать радон и его дочерние продукты так же, как и другие радионуклиды в системе радиационной защиты. В ближайшем будущем она опубликует дозовые коэффициенты (доза на единицу экспозиции). Дозы от воздействия радона и его дочерних продуктов будут рассчитываться с использованием биокинетической и дозиметрической моделей МКРЗ, включая модель респираторного тракта человека из Публикации 66 (ICRP, 1994) и системные модели МКРЗ. Этот подход будет применен к торону (^{220}Rn) и его дочерним продуктам так же, как к радону (^{222}Rn) и его дочерним продуктам (см. Приложение В). Справочные дозовые коэффициенты МКРЗ на единицу экспозиции радона и его дочерних продуктов будут опубликованы для различных стандартных условий облучения с определенными характеристиками аэрозолей и значениями коэффициента равновесия.

ЛИТЕРАТУРА

1. Darby S., Hill D., Auvinen A. et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223 – 227.
2. Darby S., Hill D., Deo H. et al., 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1 – 84.
3. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).
4. ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24 (1 – 3).
5. Krewski D., Lubin J. H., Zielinski J. M. et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69 (7), 533 – 597.
6. Lubin J. H., Wang Z. Y., Boice J.D., Jr. et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132 – 137.

Приложение А.
Результаты эпидемиологических исследований шахтеров

Таблица А1

Характеристики когорт, рассмотренных в Публикации 65 МКРЗ (ICRP, 1993)

Название места	Страна	Тип шахты	Период наблюдения	Число шахтеров	Суммарная экспозиция, РУМ	Человеколет	ДОР на 100 РУМ	95% ДИ
Колорадо*	США	Урановая	1951 – 82	2 975	510 66 237	0,60	0,30–1,42	
Онтарио	Канада	Урановая	1955 – 81	11 076	37 217 810	1,42	0,60–3,33	
Нью-Мексико	США	Урановая	1957 – 85	3 469	111 66 500	1,81	0,71–5,46	
Биверлодж	Канада	Урановая	1950 – 80	6 895	44 114 170	1,31	0,60–3,01	
Западная Богемия	Чешская Республика	Урановая	1953 – 85	4 042	227 97 913	1,70	1,21–2,41	
СЕА-Cogema	Франция	Урановая	1946 – 85	1 785	70 44 005	0,60	0,00–1,63	
Мальмбергет	Швеция	Железородная	1951 – 76	1 292	98 27 397	1,42	0,30–9,57	
Всего				31 486	120 635 022	1,34	0,82–2,13	

* Меньше 2000 РУМ

Таблица А2

Характеристики когорт, рассмотренных в докладе BEIR VI (NRC, 1999)

Название места	Страна	Тип шахты	Период наблюдения	Число шахтеров	Суммарная экспозиция, РУМ	Человеколет	ДОР на 100 РУМ	СО*
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Юньнань	Китай	Оловянная	1976 – 87	13 649	286,0	134 842	0,17	
Западная Богемия	Чешская Республика	Урановая	1952 – 90	4 320	196,8	102 650	0,67	
Колорадо	США	Урановая	1950 – 90	3 347	578,6	79 556	0,44	
Онтарио	Канада	Урановая	1955 – 86	21 346	31,0	300 608	0,82	

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Окончание таблицы А2

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ньюфаундленд	Канада	Флюоритовая	1950 – 84	1 751	388,4	33 795	0,82	
Мальмбергет	Швеция	Железорудная	1951 – 91	1 294	80,6	32 452	1,04	
Нью-Мексико	США	Урановая	1943 – 85	3 457	110,9	46 800	1,58	
Биверлодж	Канада	Урановая	1950 – 80	6 895	21,2	67 080	2,33	
Порт Радийум	Канада	Урановая	1950 – 80	1 420	243,0	31 454	0,24	
Радийум Хилл	Австралия	Урановая	1948 – 87	1 457	7,6	24 138	2,75	
СЕА-Cogema	Франция	Урановая	1948 – 86	1 769	59,4	39 172	0,51	
Всего				60 606	164,4	888 906	0,59	1,32

* СО – мультипликативная стандартная ошибка.

Таблица А3

Характеристики когорт, рассмотренных НКДАР ООН (UNSCEAR, 2009)

Название места	Страна	Тип шахты	Период наблюдения	Число шахтеров	Суммарная экспозиция, РУМ	Человеколет	ДОР на 100 РУМ	95% ДИ
Колорадо	США	Урановая	1950 – 90	3347	807	75 032	0,42	0,3 – 0,7
Ньюфаундленд	Канада	Флюоритовая	1951 – 01	1742	378	70 894	0,47	0,28 – 0,65
Юньнань	Китай	Оловянная	1976 – 87	13 649	277	135 357	0,16	0,1 – 0,2
Висмут	Германия	Урановая	1946 – 98	59 001	242	1 801 626	0,21	0,18 – 0,24
Мальмбергет	Швеция	Железорудная	1951 – 90	1415	81	32 452	0,95	0,1 – 4,1
Западная Богемия	Чешская Республика	Урановая	1952 – 99	9979	70	261 428	1,60	1,2 – 2,2
СЕА-Cogema	Франция	Урановая	1946 – 94	5098	37	133 521	0,80	0,3 – 1,4
Онтарио	Канада	Урановая	1955 – 86	21 346	31	319 701	0,89	0,5 – 1,5
Биверлодж	Канада	Урановая	1950 – 99	10 050	23	285 964	0,96	0,56 – 1,56
Всего				125 627	3 115 975	0,59	0,35	– 1,0

ЛИТЕРАТУРА

1. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

2. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
3. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR, 2006, Annexe E. Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York.

Приложение В. Дозиметрия

В1. РАДОН

(В1) Эквивалентная доза облучения легких, обусловленная ингаляционным поступлением радона и его короткоживущих продуктов распада, может быть рассчитана с использованием МРТЧ (ICRP, 1994) и других моделей респираторного тракта человека. Доза облучения легких почти полностью связана с ингаляцией дочерних продуктов радона, а не самого газа, который впоследствии выдыхается. Значительная часть поступивших с дыханием дочерних продуктов радона осаждается в дыхательных путях легких. Из-за короткого периода полураспада дочерних продуктов радона (менее получаса) они формируют дозу в легочных тканях до выведения путем абсорбции в кровь или переноса частиц в пищеварительный тракт. Два из короткоживущих дочерних продуктов радона (полоний-218 и полоний-214) распадаются с испусканием альфа-частиц, и именно энергия этих альфа-частиц обуславливает относительно высокую дозу облучения легких. В сравнении с ними дозы в системных органах и отделах желудочно-кишечного тракта малы; в эффективной дозе доминирует вклад эквивалентной дозы на легкие.

(В2) Аэрозоли дочерних продуктов радона образуются в атмосфере в два этапа. После распада радона образовавшиеся радионуклиды (полоний-218, свинец-214, висмут-214) быстро (< 1 с) взаимодействуют с газами и паром и образуют растущие кластеры с формированием частиц размером до 1 нм. Их называют «неприсоединенными частицами». Неприсоединенные частицы могут также присоединяться к существующим атмосферным аэрозолям в течение от 1 до 100 с, формируя так называемые «присоединенные частицы». Присоединенные частицы могут иметь тримодальное распределение по величине активности, которое можно описать суммой трех логнормальных распределений (Porstendörfer, 2001). К их числу относятся мода нуклеации с медианным по активности аэродинамическим диаметром (АМАД) от 10 нм до 100 нм, мода аккумуляции со значениями

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

АМАД 100 – 400 нм и крупнодисперсная мода с АМАД > 1 мкм. Обычно наибольшая часть активности приходится на моду аккумуляции, которая имеет геометрическое стандартное отклонение около 2.

(В3) Для описания морфометрии, осаждения вдыхаемого вещества, его выведения из респираторного тракта, расположения подвергающихся риску тканевых мишеней и клеток необходима дозиметрическая модель респираторного тракта. При рассмотрении дочерних продуктов радона наиболее важными являются дозы облучения клеток-мишеней в бронхиальном и бронхиолярном отделах легких. По сравнению с ними доза на альвеолярный отдел значительно ниже (UNSCEAR, 1982; Marsh and Birchall, 2000).

(В4) МКРЗ (ICRP, 1987) использовала значения дозы на единицу экспозиции радона, основанные на обзоре NEA (1983) имевшихся дозиметрических моделей (Hofmann et al., 1980; Jacobi and Eisfeld, 1980; 1982; James et al., 1982, Harley and Pasternack, 1982,). В докладах НКДАР ООН (UNSCEAR, 1982; 1988; 1993) использовались аналогичные оценки доз от вдыхания радона и в докладе 2000 г. Комитет сохранил значение эффективной дозы 5,7 мЗв на РУМ (1,6 мЗв на мДж·ч·м⁻³, т. е. 9 нЗв на Бк·ч·м⁻³ эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона) для облучения внутри и вне помещений (табл. В1). В докладе 2000 г. НКДАР признал, что более поздние расчеты с использованием новых дозиметрических моделей привели к более высоким значениям коэффициента перехода к дозе. Однако с учетом меньшего значения, рассчитанного на основе условного дозового перехода (ICRP, 1993), было принято решение, что прежнее значение 9 нЗв на Бк·ч·м⁻³ (ЭРОА) хорошо укладывается в диапазон возможных значений и поэтому его следует по-прежнему использовать в расчетах доз облучения (UNSCEAR, 2000, 2009).

(В 5) В табл. В1 показаны также значения эффективной дозы на единицу экспозиции дочерних продуктов распада радона (мЗв на РУМ или мЗв на мДж·ч·м⁻³), рассчитанные с использованием МРТЧ из Публикации 66 (ICRP, 1994) и других моделей, включая детерминистские (Harley et al., 1996; Porstendorfer, 2001; Winkler-Heil and Hofmann, 2002,) и стохастическую модель дыхательных путей (Winkler-Heil et al., 2007). Результаты некоторых недавних расчетов приведены в табл. В1 и в работе Марша с соавторами (Marsh et al., 2010). Более полная таблица значений, опубликованных между 1956 и 1998 гг., представлена НКДАР ООН (UNSCEAR, 2000).

Опубликованные значения эффективной дозы облучения
взрослого мужчины при ингаляционном поступлении радона
и дочерних продуктов его распада, рассчитанные
с использованием дозиметрических моделей

Публикация	Тип модели	Сценарий облучения	Эффективная доза, мЗв·РУМ ⁻¹	Эффективная доза, мЗв на мДж·ч·м ⁻³
ICRP 50, 1987	NEA, 1983	Помещения	6,4	1,8
		Вне помещений	8,9	2,5
UNSCEAR, 2000	NEA, 1983	Внутри и вне помещений	5,7	1,6
Harley et al., 1996		Помещения и шахты	9,6*	2,7
Porstendörfer, 2001	Zock et al., 1996	Жилище**	8	2,3
		Рабочее место	11,5	3,2
		Вне помещения	10,6	3,0
Winkler-Heil and Hofmann, 2002	Детерминистская модель дыхательных путей	Жилище	7,6	2,1
Winkler-Heil et al., 2007	Детерминистская модель дыхательных путей	Шахта	8,3	2,3
		Шахта	8,9	2,5
	МРТЧ (ICRP, 1994)	Шахта	11,8	3,3
Marsh and Birchall, 2000	МРТЧ (ICRP, 1994)	Жилище	15	4,2
James et al., 2004	МРТЧ (ICRP, 1994)	Шахта***	20,9	5,9
		Жилище**	21,1	6,0
Marsh et al., 2005	МРТЧ (ICRP, 1994)	Шахта	12,5	3,5
		Жилище**	12,9	3,6

* Значение поглощенной дозы 6 мГр РУМ⁻¹ (1,7 мГр на мДж·ч·м⁻³) рассчитано для бронхиального отдела. Эффективная доза на единицу экспозиции получена с использованием взвешивающего коэффициента излучения 20 для альфа-частиц и тканевого взвешивающего коэффициента 0,08 (=2/3×0,12) для рассмотренных отделов легкого (ICRP, 1993).

** Жилище без сигаретного дыма.

*** В предположении отсутствия гигроскопического роста.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

(В 6) Основные источники вариабельности и неопределенности расчетов эквивалентной дозы облучения на легкие при единичной экспозиции дочерних продуктов распада радона включают:

- распределение активности по размерам аэрозолей дочерних продуктов распада радона;
- скорость дыхания;
- модель для прогнозирования осаждения аэрозолей в респираторном тракте;
- абсорбцию дочерних продуктов радона из легких в кровь;
- идентификацию клеток-мишеней и их локализацию в бронхиальном и бронхиолярном эпителии;
- относительную чувствительность клеток различных типов к облучению;
- различия в радиочувствительности отделов легких.

Марш и Бирчолл (Marsh and Birchall, 2000) провели анализ чувствительности для выявления параметров МРТЧ, которые существенно влияют на оценку эквивалентной дозы облучения в легких (H_{lung}) на единицу экспозиции дочерних продуктов распада радона при условиях, характерных для жилищ. В других работах по анализу чувствительности (NCRP, 1984; NRC, 1991; Zock et al., 1996; Tokonami et al., 2003) и в докладе НКДАР ООН (UNSCEAR, 1988) отмечается, что величина эквивалентной дозы может изменяться почти в три раза в зависимости от рассматриваемых клеток-мишеней.

(В 7) Винклер-Хейль с соавторами (Winkler-Neil et al., 2007) сравнил расчеты эффективной дозы при вдыхании дочерних продуктов распада радона с использованием МРТЧ, детерминистской и стохастической моделей дыхательных путей при одинаковых значениях входных параметров и получил близкие результаты, находящиеся в диапазоне от 8,3 до 11,8 мЗв на РУМ (от 2,3 до 3,3 мЗв на мДж·ч·м⁻³) (табл. В1). Авторы отмечают, что одним из важных вопросов, влияющих на такое сравнение, является процедура усреднения доз, рассчитанных в моделях дыхательных путей.

(В 8) Порстендорфер (Porstendörfer, 2001) рассчитал дозы при облучении дочерними продуктами распада радона для различных условий облучения, используя модель дыхательных путей, разработанную Зоком с соавторами (Zock et al., 1996). Эффективная доза, рассчитанная для «нормальных» аэрозольных условий в жилищах, на рабочих местах и вне поме-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

щений изменялась от 8,0 до 11,5 мЗв на РУМ (от 2,3 до 3,3 мЗв на мДж·ч·м⁻³) (табл. В1). В то же время в местах с одним доминирующим аэрозольным источником, производящим высокую концентрацию частиц (например, курение сигарет или дизельные выхлопы), рассчитанные дозы оказались ниже: от 4,2 до 7,1 мЗв на РУМ (от 1,2 до 2,0 мЗв на мДж·ч·м⁻³). В этих расчетах распределение активности по размерам и доля неприсоединенной фракции были приняты на основе данных собственных измерений в воздухе внутри и вне помещений, а также в воздухе различных рабочих мест в Германии.

(В 9) Байес с соавторами (Baías et al., 2010) рассчитал коэффициенты дозового перехода (мЗв на РУМ) с применением стохастической модели дыхательных путей для четырех категорий курильщиков. Физиологические и морфологические изменения в легких, вызванные курением, были учтены для использования характеристик аэрозолей, установленных для атмосферы шахт. Дозы, рассчитанные для мало курящих (с малым стажем курильщика), отличались примерно на 1% от значения для некурящих (7,2 мЗв на РУМ). Для мало курящих с большим стажем и много курящих с небольшим стажем курильщика рассчитанная эффективная доза на РУМ уменьшилась более чем на 15% из-за утолщения слизистого слоя. Однако было постулировано, что для много и длительно куривших эффективная доза на РУМ увеличивается примерно вдвое по сравнению с некурящими преимущественно из-за нарушения мукоцилиарного клиренса, более высокой частоты дыхания и уменьшения объема легких в связи с обструктивными заболеваниями легких.

(В 10) Джеймс с соавторами (James et al., 2004), используя МРТЧ, рассчитал эффективные дозы облучения дочерними продуктами распада радона в шахтах и в домах. Было принято распределение активности по размерам аэрозолей, приведенное в докладе BEIR VI (NRC, 1999). Авторы получили диапазон значений для шахт (18 – 21 мЗв на РУМ; 5,1 – 5,9 мЗв на мДж·ч·м⁻³) и для жилищ (16 – 21 мЗв на РУМ; 4,5 – 5,9 мЗв на мДж·ч·м⁻³) в зависимости от того, происходит или нет в респираторном тракте удвоение размера частиц присоединенной фракции вследствие гигроскопического роста, а также от наличия или отсутствия табачного дыма в помещении. Эти оценки выше других (табл. В1). Это обусловлено главным образом отличием принятого распределения активности по размерам аэрозолей от использованного другими исследователями. Марш с соавторами (Marsh et al., 2005), также используя МРТЧ и распределение активности по размерам аэрозолей для шахт и жилищ, полученные по результатам выполненных в Европе измерений, получил значения около 13 мЗв на РУМ (3,7 мЗв на мДж·ч·м⁻³) для шахт и жилищ.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

(В 11) Расчеты, выполненные с использованием МРТЧ, показали, что эквивалентная доза облучения легких на единичную экспозицию относительно не чувствительна к возрасту (NRC, 1999; Marsh and Birchall, 2000; Kendall and Smith, 2005; Marsh et al., 2005;). Например, доза на легкие для взрослых отличается только на 10% от дозы для детей (старше 1 года). Причина этого состоит в наличии конкурирующих факторов, действие которых имеет тенденцию взаимно компенсироваться. Дети имеют меньшую скорость дыхания, что понижает поступление и дозу на легкие, в то же время это снижение частично компенсируется меньшей массой ткани-мишени, что увеличивает дозу. Кроме того, у детей дыхательные пути меньше, что увеличивает диффузионное осаждение, но также частично компенсируется меньшим временем нахождения воздуха в легких, что снижает диффузионное осаждение.

(В 12) Значения эффективной дозы облучения при ингаляционном поступлении дочерних продуктов распада радона, рассчитанные с применением МРТЧ, находятся в диапазоне от 10 до 20 мЗв на РУМ (от 3 до 6 мЗв на мДж·ч·м⁻³) в зависимости от сценария облучения (таблица В1). При типичных для жилищ и для шахт аэрозольных условиях эффективная доза составляет около 13 мЗв на РУМ (3,7 мЗв на мДж·ч·м⁻³) (Marsh et al., 2005). Однако для состояния аэрозолей, такого же, как в жилищах, и скорости дыхания стандартного работника (1,2 м³·ч⁻¹) эффективная доза возрастет с 13 мЗв на РУМ (3,7 мЗв на мДж·ч·м⁻³) до примерно 20 мЗв на РУМ (6 мЗв на мДж·ч·м⁻³).

(В 13) Комиссия пришла к заключению, что радон и дочерние продукты его распада следует рассматривать так же, как и другие радионуклиды в системе радиационной защиты. Другими словами, дозы от воздействия радона и дочерних продуктов его распада должны рассчитываться с использованием биокинетической и дозиметрической моделей МКРЗ, включая МРТЧ и системные модели МКРЗ. Одно из преимуществ этого подхода состоит в том, что он позволяет также рассчитывать дозы и для других органов кроме легких. МКРЗ предоставит дозовые коэффициенты на единицу экспозиции радона и его дочерних продуктов для различных стандартных условий облучения в жилищах и на рабочих местах при определенных значениях коэффициента равновесия и характеристик аэрозолей.

В2. ТОРОН

(В 14) Газ торон (радон-220) является продуктом распада радия-224 и членом цепочки распада тория-232. Торон имеет короткий период по-

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

лураспада (56 с) и распадается с образованием ряда короткоживущих твердых радиоактивных изотопов, включая свинец-212, период полураспада которого составляет 10,6 ч. Из-за короткого периода полураспада торон в меньшей степени, чем радон, может удаляться от места своего образования. Вследствие этого источником торона при облучении в помещениях чаще всего являются строительные материалы.

(В15) Как и для радона, в формировании дозы, обусловленной вдыханием торона и дочерних продуктов, доминируют альфа-частицы, испускаемые при распаде дочерних продуктов (Jacobi and Eisfed, 1980; 1982). Очень короткий период полураспада приводит к тому, что объемная активность торона может существенно варьировать в объеме помещения, из-за чего ее невозможно использовать для оценки доз. Поэтому для контроля при оценке облучения тороном необходимо определять удельную потенциальную энергию альфа-излучения его дочерних продуктов. Однако обычно для целей защиты является достаточным контролировать поступление свинца-212, так как для него потенциальная энергия альфа-излучения (ПЭАИ) на единицу вдыхаемой активности примерно в 10 раз выше, чем для других дочерних продуктов распада торона (ICRP, 1987).

(В 16) НКДАР ООН (UNSCEAR, 2000) и комитет BEIR VI (NAS, 1999) представили данные об отношении показателей удельной потенциальной энергии альфа-излучения дочерних продуктов торона и радона. Значения отношения варьируют в интервале от 0,1 до 5. Максимальные значения были обнаружены в домах с деревянной рамочной конструкцией и в глинобитных домах в Японии, а также в некоторых домах в Италии, в которых использовались материалы вулканического происхождения. НКДАР ООН также отмечает, что в Великобритании в одном доме с высокой скоростью вентиляции и необычно низкой объемной активностью радона было обнаружено значение, равное 30 (Cliff et al., 1992; UNSCEAR, 2000). Комитет BEIR VI пришел к заключению, что для жилищ с высокой объемной активностью радона дочерние продукты торона, по-видимому, не являются существенным дополнительным источником облучения и не оказывают значительного вклада в дозу (NRC, 1999).

(В 17) Сводка дозовых коэффициентов для дочерних продуктов торона, рассчитанных с использованием дозиметрических моделей, представлена в таблице В.2. Значения находятся в диапазоне 1,5 – 5,7 мЗв на РУМ, т. е. 0,42 – 1,6 мЗв на мДж·ч·м⁻³, или 10 – 122 нЗв на Бк·ч·м⁻³ (ЭРОА).

(В 18) Дозовые коэффициенты, представленные в Публикации 50 (ICRP, 1987), основываются на результатах работы экспертной группы ОЕС/NEA (NEA, 1983), которая рассмотрела модели Якоби и Эйсфеда (Jacobi and Eisfed, 1980; 1982) и Джеймса и др. (James et al. 1980; 1982).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Рассматривались только дозы облучения бронхиального эпителия и легочной ткани.

(В 19) В докладе 1982 г. НКДАР ООН рассмотрел не только дозы на легкие, основанные на работе Якоби и Эйсфед (Jacobi and Eisfed, 1980), но также дозы облучения других тканей, применяя дозиметрические модели, представленные в Публикации 30 (ICRP, 1979). Для облучения внутри и вне помещений были рекомендованы значения $1,9 \text{ мЗв} \cdot \text{РУМ}^{-1}$ ($0,54 \text{ мЗв}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$) и $2,5 \text{ мЗв} \cdot \text{РУМ}^{-1}$ ($0,71 \text{ мЗв}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$) соответственно. Коэффициенты перехода к эффективной дозе для дочерних продуктов распада торона, представленные в докладе НКДАР ООН 1988 г., основаны на расчетах Якоби и Эйсфед (Jacobi and Eisfed, 1982) и соответствуют эффективной дозе на единицу потенциальной энергии альфа-излучения $0,7 \text{ мЗв}$ на мДж . Эти коэффициенты были повторены в докладе 1993 г. (UNSCEAR, 1993) и показаны в табл. В2. После этого НКДАР ООН (UNSCEAR, 2000, 2009) для облучения внутри и вне помещений принял значение 40 нЗв на $\text{Бк} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$ (ЭРОА) (т. е. $1,9 \text{ мЗв}$ на РУМ , или $0,54 \text{ мЗв}$ на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$), которое близко к значению, приведенному в Публикации 50 (ICRP, 1987).

Таблица В2

Коэффициенты дозового перехода* для дочерних продуктов торона, рассчитанные с использованием дозиметрических моделей

Публикация	Тип модели	Сценарий облучения	Эффективная доза,** мЗв на РУМ	Эффективная доза, мЗв на $\text{мДж} \cdot \text{ч} \cdot \text{м}^{-3}$
ICRP, 1987	NEA (1983)	Внутри и вне помещений	1,8	0,51
UNSCEAR, 1993	Jacobi and Eisfed (1982)	Помещения	1,5	0,42
		Вне помещений	0,47	0,13
Marsh and Birchall, 1999	МРТЧ (ICRP, 1994)	Жилища	3,8	1,1
Porstendörfer, 2001	Zock et al. (1996)	Помещения	2,4	0,68
		Вне помещений	2,0	0,56
Ishikawa et al., 2007	МРТЧ (ICRP, 1994)	Помещения	5,4	1,5
Kendall and Phipps, 2007	МРТЧ (ICRP, 1994)	Помещения	5,7	1,6

* Расчет для взрослых мужчин.

** 1 РУМ = $4,68 \cdot 10^4 \text{ Бк} \cdot \text{ч} / \text{м}^3$ ЭРОА радона-220.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

(В 20) Значения дозовых коэффициентов, полученные с использованием МРТЧ (Marsh and Birchall, 1999; Ishikawa et al., 2007, Kendall and Phipps, 2007), выше значений, рекомендованных МКРЗ (ICRP, 1987) и НКДАР ООН (UNSCEAR, 1993). Кендалл и Фиппс (Kendall and Phipps, 2007) рассчитали значения коэффициента перехода к эффективной дозе для дочерних продуктов распада торона с использованием МРТЧ и наиболее современных биокинетических моделей для свинца (ICRP, 1993) и висмута (ICRP, 1979). Авторы показали, что при типичных условиях доза облучения легких вносит более 97% в эффективную дозу, при этом поступление одного только свинца-212 дает около 85% суммарной дозы. Согласно расчетам для различных возрастных групп (старше 1 года) дозы на единицу экспозиции различаются на 10% и менее (Kendall and Phipps, 2007).

(В 21) Следуя решению рассматривать изотопы радона для защиты таким же образом, как остальные радионуклиды, для получения дозовых коэффициентов для радона-220, как и в случае радона-222, будут использованы биокинетические и дозиметрические модели.

ЛИТЕРАТУРА

1. Baias P., Hofmann W., Winkler-Heil R. et al., 2010. Lung dosimetry for inhaled radon progeny in smokers. *Radiat. Prot. Dosim.* 138, 111 – 118.
2. Cliff K. D., Green B. M. R., Mawle A. et al. 1992. Thoron daughter concentrations in UK homes. *Radiat. Prot. Dosim.* 45, 361 – 366.
3. Harley N. H., Cohen B. S., Robbins E. S., 1996. The variability in radon decay product bronchial dose. *Environ. Int.* 22 (Suppl. 1), S959 – S964.
4. Harley N. H., Pasternack B. S., 1982. Environmental radon daughter alpha dose factors in a five-lobed human lung. *Health Phys.* 42, 789 – 799.
5. Hofmann W., Steinhäusler F., Pohl E., 1980. Age-, sex-, and weight-dependent dose patterns due to inhaled natural radionuclides. In: *Natural Radiation Environment III*. CONF-780422, US Department of Energy, 1980, Houston, Texas, USA, 1116 – 1114.
6. ICRP, 1979. Limits for intakes of radionuclides by workers, Part 1. ICRP Publication 30. *Ann. ICRP* 2 (3 – 4).
7. ICRP, 1987. Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters. ICRP Publication 50. *Ann. ICRP* 17 (1).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

8. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
9. ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1 – 3).
10. Ishikawa T., Tokonami S., Nemeth C., 2007. Calculation of dose conversion factors for thoron decay products. J. Radiol. Prot. 27, 447 – 456.
11. Jacobi W., Eisfeld K., 1980. Dose to Tissues and Effective Dose Equivalent by Inhalation of Radon-222, Radon-220 and their Short-lived Daughters. GSF-S-626. GSF, Neuherberg.
12. Jacobi W., Eisfeld K., 1982. Internal dosimetry of inhaled radon-222, radon-220 and their short-lived daughters. Proc. of the 2nd Special Symposium on the Natural Radiation Environment, January 1981, Bombay. Wiley Eastern, New Delhi, 131 – 143.
13. James A. C., Greenhalgh J. R., Birchall A., 1980. A dosimetric model for tissues of the human respiratory tract at risk from inhaled radon and thoron daughters. Radiation Protection – a Systematic Approach to Safety, Proceedings of the 5th IRPA Congress, March 1980, Jerusalem, Vol. 2. Pergamon, Oxford, 1045–1048.
14. James A. C., Jacobi W., Steinhäusler F., 1982. Respiratory tract dosimetry of radon and thoron daughters. The state-of-the-art and implications for epidemiology and radiobiology. In: Radiation Hazards in Mining: Control, Measurements and Medical Aspects. Soc. Mining Engineers, New York, pp. 42 – 54.
15. James A. C., Birchall A., Akabani G., 2004. Comparative dosimetry of BEIR VI revisited. Radiat. Prot. Dosim. 108, 3 – 26.
16. Kendall G. M., Phipps A. W., 2007. Effective and organ doses from thoron decay products at different ages. J. Radiol. Prot. 27, 427 – 435.
17. Kendall G. M., Smith T. J., 2005. Doses from radon and its decay products to children. J. Radiol. Prot. 25, 241 – 256.
18. Marsh J. W., Birchall A., 1999. The thoron issue: monitoring activities, measuring techniques and dose conversion factors. Radiat. Prot. Dosim. 81, 311 – 312.
19. Marsh J. W., Birchall A., 2000. Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny. Radiat. Prot. Dosim. 87, 167 – 178.
20. Marsh J. W., Birchall A., Davis K., 2005. Comparative dosimetry in homes and mines: estimation of K-factors. Natural Radiation Environment VII.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

- Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII), May 2002, Rhodes, Greece. Radioactivity in the Environment, Vol. 7. Elsevier Ltd, Amsterdam.
21. Marsh J. W., Harrison J. D., Laurier D. et al., 2010. Dose conversion factors for radon: recent developments. *Health Phys.* 99, 511 – 516.
 22. NCRP, 1984. Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States. NCRP Report No. 78. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD.
 23. NEA, 1983. Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughters Products. Nuclear Energy Agency Report. NEA/OECD, Paris.
 24. NRC, 1991. Comparative Dosimetry of Radon in Mines and Homes. National Academy Press, Washington, DC.
 25. NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
 26. Porstendörfer J., 2001. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiat. Prot. Dosim.* 94, 365 – 373.
 27. Tokonami S., Matsuzawa T., Ishikawa T. et al., 2003. Changes of indoor aerosol characteristics and their associated variation on the dose conversion factor due to radon progeny inhalation. *Radiotopes* 52, 285 – 292.
 28. UNSCEAR, 1982. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 1982 Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York.
 29. UNSCEAR, 1988. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York.
 30. UNSCEAR, 1993. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 1993 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
 31. UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
 32. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
 33. Winkler-Heil R., Hofmann W., 2002. Comparison of modelling concepts for radon progeny lung dosimetry. Proceedings of Fifth International Conference High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects, September 2000, Munich. Elsevier, Amsterdam, pp. 169 – 177.

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

34. Winkler-Heil R., Hofmann W., Marsh J.W. et al., 2007. Comparison of radon lung dosimetry models for the estimation of dose uncertainties. *Radiat. Prot. Dosim.* 127, 27 – 30.
35. Zock C., Porstendörfer J., Reineking A., 1996. The influence of the biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. *Radiat. Prot. Dosim.* 63, 197 – 206.

ЗАЯВЛЕНИЕ ПО РАДОНУ. ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ. Ч. 2.

Одобрено Комиссией в ноябре 2009 г.

(1) В 2007 г. Комиссия выпустила пересмотренные рекомендации для системы радиологической защиты (ICRP, 2007), которые официально заменяют рекомендации Комиссии 1990 г. (ICRP, 1991) и обновляют, обобщают и развивают дополнительные руководства по контролю облучения от источников ионизирующего излучения. Ранее, в Публикации 65 (ICRP, 1993), Комиссия выпустила рекомендации для защиты от радона-222 в домах дома и на рабочих местах.

(2) В настоящее время Комиссия рассмотрела недавно полученную научную информацию о влиянии на здоровье радона и его дочерних продуктов распада. Полный обзор Комиссии прилагается к данному Заявлению. По результатам этого обзора Комиссия рекомендует для целей радиологической защиты населения всех возрастов коэффициент номинального риска, скорректированный на ущерб, $8 \cdot 10^{-10}$ на Бк·ч·м⁻³ для облучения от радоном-222 в равновесии с его дочерними продуктами (т.е. $5 \cdot 10^{-4}$ РУМ⁻¹). Выводы Комиссии согласуются с другими всесторонними оценками, в том числе представленными Научным комитетом ООН по эффектам атомной радиации (UNSCEAR, 2009).

(3) Следуя Рекомендациям 2007 г., Комиссия опубликует пересмотренные дозовые коэффициенты для радионуклидов, поступающих в организм с вдыхаемым воздухом и потребляемой пищей. Теперь Комиссия предлагает, чтобы к поступлению радона и его дочерних продуктов распада применялся метод, основанный на использовании стандартных биокинетических и дозиметрических моделей, такой же, как и для других радионуклидов. Дозовые коэффициенты будут представлены для различных условий облучения в жилищах и на рабочих местах с учетом факторов, включающих характеристики вдыхаемых аэрозолей и нарушения равновесия между радоном и дочерними продуктами его распада. Комиссией будет предоставлена достаточная информация, которая позволит выполнять специальные расчеты для различных ситуаций. Дозовые коэффициенты для радона и его дочерних продуктов заменят условный дозовый переход

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

Публикации 65, основанный на номинальных значениях радиационного ущерба, полученных из эпидемиологических исследований, в которых сравниваются риски от радона и от внешнего облучения. До опубликования дозовых коэффициентов можно применять текущие значения коэффициентов перехода к дозе. Комиссия сообщает, что изменения, скорее всего, приведут к увеличению эффективной дозы на единицу экспозиции примерно в два раза.

(4) Комиссия подтверждает, что облучение радоном в жилищах, обусловленное естественными концентрациями радия-226 в земной коре, а также прошлой деятельностью без применения системы радиационной защиты, разработанной Комиссией, является ситуацией существующего облучения. Кроме того, политика Комиссии для таких ситуаций продолжает основываться на установлении уровня годовой дозы от радона примерно в 10 мЗв, при котором почти всегда оправданы меры по уменьшению облучения. Принимая во внимание новые данные, Комиссия снизила верхнее значение референтного уровня для радона в жилищах с 600 Бк/м³ (из Рекомендаций 2007 г.) до 300 Бк/м³. Национальные органы должны рассмотреть вопрос об установлении более низких референтных уровней в соответствии с местными условиями. Основываясь на принципе оптимизации, все разумные усилия должны быть предприняты для снижения облучения радоном ниже национального референтного уровня. Следует отметить, что Всемирная организация здравоохранения рекомендует в настоящее время подобный подход (WHO, 2009).

(5) С учетом того, что длительность пребывания в домах и на рабочих местах отличается примерно в три раза, применение требований по радиологической защите на рабочих местах в ситуациях существующего облучения должно выполняться при уровне радона около 1000 Бк·м⁻³. В Публикации 103 Комиссия сочла, что установленное на международном уровне значение 1000 Бк/м³ можно использовать повсеместно в интересах международной гармонизации норм безопасности для персонала. Теперь Комиссия рекомендует 1000 Бк·м⁻³ в качестве отправной точки для применения требований радиационной защиты на рабочих местах в ситуациях существующего облучения. При превышении этого значения управление ситуацией будет осуществляться как в ситуации планового облучения.

(6) Комиссия подтверждает свою политику, согласно которой для ситуаций планируемого облучения любое облучение работников радоном, связанное с работой, каким бы малым оно ни было, должно рассматриваться как профессиональное облучение (см. пункт 178 ICRP, 2007).

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ

ЛИТЕРАТУРА

1. ICRP, 1991; 1990; Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1 – 3).
2. ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
3. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2 – 4).
4. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR, 2006. Report. Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
5. WHO, 2009. WHO Handbook on Indoor Radon: a Public Health Perspective. WHO Press, Geneva.

Научное издание

ПУБЛИКАЦИЯ 115 МКРЗ
РИСК ВОЗНИКНОВЕНИЯ РАКА ЛЕГКОГО
ПРИ ОБЛУЧЕНИИ РАДОНОМ
И ПРОДУКТАМИ ЕГО РАСПАДА
ЗАЯВЛЕНИЕ ПО РАДОНУ

Перевод: *М.В. Жуковский,
И.В. Ярмошенко,
А.Д. Онищенко*

Предисловие и редакция:
*М.В. Жуковский,
С.М. Киселев,
А.Т. Губин*

Корректор: *М.Э. Чупрякова*

Компьютерная верстка и оформление:
И.В. Схерпениссе

Подписано в печать 15.06.2013.
Формат 60x90 ¹/₁₆. Печать офсетная.
Усл. печ. л. 5,35.
Тираж 600 экз. Зак. №

Отпечатано в типографии
ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России
123182, г. Москва, ул. Живописная, д. 46

ISBN 978-5-905926-01-3



9 785905 926013

