

**Научно-практический
журнал**

УЧРЕДИТЕЛЬ:
Федеральное бюджетное
учреждение науки
«Санкт-Петербургский
научно-исследовательский
институт радиационной гигиены
имени профессора П.В. Рамзаева»

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору за соблюдением законодательства в сфере массовых коммуникаций и охране культурного наследия.

Свидетельство о регистрации
ПИ № ФС77-28716 от 6 июля 2007 г.

В 2015 году журнал был зарегистрирован как сетевое издание Федеральной службой по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций

Свидетельство о регистрации
ЭЛ № ФС77-63702 от 10 ноября 2015 г.

Издается ежеквартально.

Полное или частичное воспроизведение материалов, содержащихся в настоящем издании, допускается с письменного разрешения редакции.

Ссылка на журнал «РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА» обязательна.

Журнал включен в перечень российских рецензируемых научных журналов, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени доктора и кандидата наук

Журнал включен в Российский индекс научного цитирования
www.elibrary.ru

Корректор А.М. Плаксина
Компьютерная верстка
А.В. Гнездиловой

Адрес редакции:
197101, Санкт-Петербург,
ул. Мира, дом 8
Тел. (812) 233-4283, 233-5016
Тел./Факс (812) 233-4283
E-mail: journal@niirg.ru
Сайт: www.radhyg.ru

Тираж 300 экз.

ISSN 1998-426X



Индекс для подписки в агентстве
«Роспечать» – **57988**

© «Радиационная гигиена», 2017

РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА

RADIATIONNAYA GYGIENA

Председатель редакционного совета
Г.Г. Онищенко

Главный редактор
И.К. Романович



Том 10 № 1, 2017

Председатель редакционного совета

Онищенко Геннадий Григорьевич — Государственная Дума, д.м.н., профессор, академик РАН (Москва, Российская Федерация)

Главный редактор

Романович Иван Константинович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н., профессор, член-корреспондент РАН (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Заместитель главного редактора

Вишнякова Надежда Михайловна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Редакционный совет

Алексанин Сергей Сергеевич — ФГБУ «Всероссийский центр экстренной и радиационной медицины им. А.М. Никифорова» МЧС России, д.м.н. профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Алексахин Рудольф Михайлович — ГБУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и радиоэкологии», д.б.н. профессор, академик РАН (Обнинск, Российская Федерация)

Башкетова Наталия Семеновна — Управление Роспотребнадзора по г. Санкт-Петербургу (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Горбанев Сергей Анатольевич — ФБУН «Северо-западный научный центр гигиены и общественного здоровья», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Заредниов Дамир Арифович — Министерство здравоохранения Республики Узбекистан, д.м.н., профессор (Ташкент, Республика Узбекистан)

Иванов Виктор Константинович — Медицинский радиологический научный центр им. А.Ф. Цыба — филиал ФГБУ «Федеральный медицинский исследовательский центр имени П.А. Герцена» Минздрава России», д.т.н., профессор, чл.-корр. РАН (Обнинск, Российская Федерация)

Иванов Сергей Иванович — ГБОУ ДПО «Российская медицинская академия последипломного образования» Минздрава России, д.м.н., профессор (Москва, Российская Федерация)

Ильин Леонид Андреевич — ФГБУ ГНЦ «Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, д.м.н., профессор, академик РАН (Москва, Российская Федерация)

Кашпаров Валерий Александрович — Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, д.б.н. (Киев, Украина)

Марченко Татьяна Андреевна — Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России (федеральный центр науки и высоких технологий), д.м.н., профессор (Москва, Российская Федерация)

Мирсаидов Улмас Мирсаидович — Агентство по ядерной и радиационной безопасности Академии наук Республики Таджикистан, д.х.н., профессор, академик АН РТ (Душанбе, Республика Таджикистан)

Надареишвили Давид Кназович — Центр экспериментальной биомедицины им. И. Бериташвили (Тбилиси, Грузия)

Рожко Александр Валентинович — ГУ «Республиканский научный центр радиационной медицины и экологии человека», д.м.н. (Гомель, Республика Беларусь)

Софронов Генрих Александрович — ФБНУ «Институт экспериментальной медицины», д.м.н., профессор, академик РАН (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Ушаков Игорь Борисович — ФГБУ ГНЦ «Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, д.м.н., профессор, академик РАН (Москва, Российская Федерация).

Редакционная коллегия

Архангельская Генриэтта Владимировна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Балонов Михаил Исаакович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Балтрукова Татьяна Борисовна — ГБОУ ВПО «Северо-Западный государственный медицинский университет им. И.И. Мечникова» Минздрава России, д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Вакуловский Сергей Мстиславович — Институт проблем мониторинга окружающей среды (ИПМ) ФГУ НПО «Тайфун», д.т.н., профессор (Обнинск, Российская Федерация)

Гребеньков Сергей Васильевич — ГБОУ ВПО «Северо-Западный государственный медицинский университет им. И.И. Мечникова» Минздрава России, д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Ермолина Елена Павловна — ГБОУ ДПО Российская медицинская академия последипломного образования Минздрава России, к.м.н. (Москва, Российская Федерация)

Звонова Ирина Александровна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.т.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Кадука Марина Валерьевна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», к.б.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Константинов Юрий Олегович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», к.т.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Маттссон Ларс Юхан Скорен — Лундский университет, профессор (Мальмё, Швеция)

Омельчук Василий Владимирович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Рамзаев Валерий Павлович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», к.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Репин Виктор Степанович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.б.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Рыбников Виктор Юрьевич — ФГБУ «Всероссийский центр экстренной и радиационной медицины им. А.М. Никифорова» МЧС России, д.м.н., д-р психол. наук, профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Савкин Михаил Николаевич — ФГУП Всероссийский научно-исследовательский институт железнодорожной гигиены Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, к.т.н. (Москва, Российская Федерация)

Стамат Иван Павлович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.б.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Шайдаков Евгений Владимирович — ФБНУ «Институт экспериментальной медицины», д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Шандала Наталья Константиновна — ФГБУ ГНЦ «Федеральный биофизический центр им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, д.м.н., профессор (Москва, Российская Федерация)

FOUNDER:
Federal Scientific Organization
«Saint-Petersburg Research Institute
of Radiation Hygiene
after Professor P.V. Ramzaev»

Quarterly published

Editorial office address:
Mira str., 8, 197101,
St.-Petersburg, Russia
Phone: (812) 233-42-83, 233-50-16
Phone/Fax: (812) 233-42-83
E-mail: journal@niirg.ru
Web: www.radhyg.ru

RADIATION HYGIENE

Chairman of Editorial Council
Gennadiy G. Onishchenko

Editor-in-Chief
Ivan K. Romanovich



RADIATION HYGIENE

Vol. 10 № 1, 2017

Chairman of Editorial Council

Gennadiy G. Onishchenko — the State Duma, Russian Academy of Sciences, Academician of the Russian Academy of Sciences, M.D. Professor (Moscow, Russian Federation)

Editor-in-Chief

Ivan K. Romanovich — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D., Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences (Saint Petersburg, Russian Federation)

Deputy Editor-in-Chief

Nadezhda M. Vishnyakova — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D. (Saint Petersburg, Russian Federation)

Members of Editorial Council

Sergey S. Aleksanin — Federal State Organization «A.M. Nikiforov All-Russia Center of Emergency and Radiation Medicine» of EMERCOM of Russia, M.D., Professor (Saint Petersburg, Russian Federation)

Rudolf M. Aleksakhin — Russian Institute of Radiology and Agroecology (Obninsk Russian Federation)

Nataliya S. Bashketova — Saint Petersburg Rospotrebnadzor Department (Saint Petersburg, Russian Federation)

Sergey A. Gorbaney — Northwest Public Health Research Center (Saint Petersburg, Russian Federation)

Damir A. Zaredinov — Uzbekistan Republic Healthcare Ministry, M.D., Professor (Tashkent, Uzbekistan Republic)

Valeriy A. Kashparov — Ukrainian Scientific Research Institute of Agricultural Radiology, Doctor of Biology (Kiev, Ukraine)

Ulmas M. Mirsaidov — Agency for Nuclear and Radiation Safety of the Academy of Sciences of Tajikistan Republic, Doctor of Chemistry, Professor, Academician of AS TR. (Dushanbe, Tajikistan Republic)

David K. Nadareshvili — Center of Experimental Biomedicine after I. Beritashvili (Tbilisi, Georgia)

Viktor K. Ivanov — Medical Radiological Center of Science after A.F. Tsyba — Branch of Federal State Organization «P.A. Herzen Federal Medical Research Center» of Healthcare Ministry, Doctor of Engineering, Professor, corresponding member of the Russian (Obninsk, Russian Federation)

Sergey I. Ivanov — Russian Medical Academy of Postgraduate Education of Russian Healthcare Ministry, M.D., Professor (Moscow, Russian Federation)

Leonid A. Ilyin — Federal Medical Biophysical Center of Federal Medical Biological Agency of Russia after A.I. Burnasyan, M.D., Professor, Academician of the Russian Academy of Sciences (Moscow, Russian Federation)

Tat'yana A. Marchenko — All-Russian Research Institute on the Problems of Civil Defense and Emergency Situations of the Russian EMERCOM, Doctor of Medical Sciences, Professor (Moscow, Russian Federation)

Aleksandr V. Rozhko — Republican Scientific Center of Radiation Medicine and Human Ecology M.D. (Gomel, Belarus Republic)

Genrikh A. Sofronov — Federal State Scientific Organization «Institute of Experimental Medicine», Member of the Russian Sciences Academy, Professor, Doctor of Medical Sciences, (Saint Petersburg, Russian Federation)

Igor' B. Ushakov — Federal Medical Biophysical Center of Federal Medical Biological Agency of Russia after A.I. Burnasyan, Member of the Russian Academy of Sciences, Doctor of Medical Sciences, Professor, Honoured Doctor of the Russian Federation, Medical Major General of the Reserve (Moscow, Russian Federation)

Editorial Board

Genrietta V. Arkhangelskaya — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D. (Saint Petersburg, Russian Federation)

Mikhail I. Balonov — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Biology, Professor (Saint Petersburg, Russian Federation)

Tat'yana B. Baltrukova — Northwest State Medical University after I.I. Mechnikov (Saint Petersburg, Russian Federation)

Sergey M. Vakulovsky — Federal State Budgetary Institution "Research and Production Association «Typhoon», Doctor of Engineering, Professor (Kaluga region, Russian Federation)

Sergey V. Grebenkov — Northwest State Medical University after I.I. Mechnikov, M.D., Professor (Saint Petersburg, Russian Federation)

Elena P. Ermolina — Russian Medical Academy of Postgraduate Education of Russian Healthcare Ministry, Candidate of Medicine (Moscow, Russian Federation)

Irina A. Zvonova — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Engineering (Saint Petersburg, Russian Federation)

Marina V. Kaduka — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Candidate of biological science (Saint Petersburg, Russian Federation)

Yuriy O. Konstantinov — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Candidate of Engineering (Saint Petersburg, Russian Federation)

Mattsson Lars Juhan Sören — Professor of medical radiation physics department of Lund University (Malmö, Sweden)

Vasiliy V. Omelchuk — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D. (Saint Petersburg, Russian Federation)

Valeriy P. Ramzaev — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Candidate of Medicine (Saint Petersburg, Russian Federation)

Victor S. Repin — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Biology (Saint Petersburg, Russian Federation)

Victor Yu. Rybnikov — Federal State Organization «A.M. Nikiforov All-Russia Center of Emergency and Radiation Medicine» EMERCOM of Russia, M.D., Doctor of Psychology, Professor, Honored Scientist of the Russian Federation (Saint Petersburg, Russian Federation)

Mikhail N. Savkin — All-Russia Scientific Research Institute of Railway Hygiene of Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-being, Candidate of Engineering (Moscow, Russian Federation)

Ivan P. Stamat — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Biology (Saint Petersburg, Russian Federation)

Evgeniy V. Shaydakov — Federal State Scientific Organization «Institute of Experimental Medicine», M.D., Professor (Saint Petersburg, Russian Federation)

Natal'ya K. Shandala — Federal Medical Biophysical Center after A.I. Burnasyan of Federal Medical Biological Agency of Russia, M.D., Professor (Moscow, Russian Federation)

СОДЕРЖАНИЕ

Том 10 № 1, 2017

НАУЧНЫЕ СТАТЬИ

И.П. Стамат, И.К. Романович
Обоснование подходов к нормированию показателей радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости6

V.P. Ramzaev, A.N. Barkovsky, C. Bernhardsson, S. Mattsson
Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer– dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ¹³⁷Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors..... 18

М.В. Жуковский, И.В. Ярмошенко, Г.П. Малиновский, Е.И. Толстых
Анализ эффективности мероприятий по снижению доз облучения населения от техногенных и природных источников на примере села Муслюмово, река Теча30

С.С. Силкин, Л.Ю. Крестинина, Е.И. Толстых, С.Б. Епифанова
Анализ риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями у населения, облучившегося на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа за период с 1957 по 2009 г.....36

А.В. Водоватов
Практическая реализация концепции референтных диагностических уровней для оптимизации защиты пациентов при проведении стандартных рентгенографических исследований47

Л.А. Чипига
Сравнение расчетных методов определения эффективной и органых доз у пациентов при компьютерно-томографических исследованиях....56

А.Д. Онищенко, М.В. Жуковский
Роль искажающих факторов в радоновом эпидемиологическом исследовании65

Д.В. Кононенко
Дифференцированный подход к оценке риска для здоровья населения при облучении радоном 76

НЕКРОЛОГ84

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ ЖУРНАЛА «РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА»88

CONTENTS

Vol. 10 № 1, 2017

RESEARCH ARTICLES

I.P. Stamat, I.K. Romanovich
Justification of approaches to the rationing radiation safety indicators for packaged drinking water 16

V.P. Ramzaev, A.N. Barkovsky, K. Bernhardsson, S. Mattsson
Калибровка и опробование портативного NaI(Tl) гамма-спектрометра-дозиметра для оценки вкладов терригенных радионуклидов и ¹³⁷Cs в мощность амбиентного эквивалента дозы на открытом воздухе29

M.V. Zhukovsky, I.V. Yarmoshenko, G.P. Malinovsky, E.I. Tolstykh
Analysis of the effectiveness of measures on reduction population radiation doses due to technogenic and natural sources on the example of Muslyumovo village, the river Techa34

S.S. Silkin, L.Yu. Krestinina, E.I. Tolstykh, S.B. Epifanova
Analysis of solid cancer incidence risk among the population exposed in the East Urals Radioactive Trace over 1957–200945

A.V. Vodovатов
Practical implementation of the diagnostic reference levels concept for the common radiographic examinations54

L.A. Chipiga
A comparison of computational methods for estimation of effective and organ doses to the patients from CT examination63

A.D. Onishchenko, M.V. Zhukovsky
The role of confounding factors in a radon epidemiological study..... 74

D.V. Kononenko
A differentiated approach to the risk assessment from exposure to radon.....82

OBITUARY84

JOURNAL OF RADIATION HYGIENE – INSTRUCTIONS FOR AUTHORS.....88

Обоснование подходов к нормированию показателей радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости

И.П. Стамат, И.К. Романович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В статье рассматривается современное состояние нормативного обеспечения радиационной безопасности питьевых вод, расфасованных в емкости. Анализируются радиационно-гигиенические требования к упакованным питьевым водам в нормативных документах Таможенного союза и Евразийского экономического союза. Показано, что методология нормирования радиационной безопасности питьевой воды в НРБ-99/2009 и в Руководстве по контролю качества питьевой воды Всемирной организации здравоохранения практически совпадают. Однако прямое применение аналогичного подхода к нормированию показателей радиационной безопасности упакованных вод сопряжено со значительными трудностями, которые в определенной мере связаны с отсутствием устоявшейся классификации упакованных питьевых вод. Предложено природные минеральные лечебные воды, не предназначенные для свободной продажи, выделить в отдельную категорию, для которой нормативы по содержанию радионуклидов не устанавливаются. Приведено обоснование подходов к нормированию радиационной безопасности природных минеральных питьевых вод и купажированных питьевых вод, расфасованных в емкости. Учитывая уникальные вкусовые и целебные свойства большинства этих вод, рассматриваются разные варианты обеспечения радиационной безопасности населения, в том числе и за счет рекомендаций по ограничению потребления воды. Показано, что для остальных видов упакованных вод, включая и питьевые воды для детского питания, вполне приемлемым является применение требований по обеспечению радиационной безопасности, которые установлены для питьевой воды.

Ключевые слова: вода питьевая, минеральные природные воды (столовые, лечебно-столовые, лечебные), природные радионуклиды, радио- и химическая токсичность урана, эффективная доза, уровень вмешательства.

Введение

Первое десятилетие нынешнего столетия ознаменовалось кардинальной переработкой системы нормирования по ограничению облучения населения природными источниками излучения [1–5]. Введением новых редакций Норм радиационной безопасности (НРБ-99/2009), Основных санитарных правил обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010) и СанПиН 2.6.1.2800-10 «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения» в нашей стране окончательно оформлено раздельное нормирование радиационной безопасности населения при воздействии природных и техногенных источников излучения [6]. В российских нормативных документах наиболее строго и однозначно сформулированы радиационно-гигиенические требования к питьевому водоснабжению населения. В НРБ-99/2009 были устранены все противоречия старых Норм радиационной безопасности (НРБ-99). В новых редакциях документов не стало

двойного нормирования по суммарным показателям радиоактивности воды и эффективной дозе облучения населения [7]. Как и в международной практике, новыми документами предусмотрен контроль воды по прямым измеряемым показателям – удельной активности радионуклидов, а уровни вмешательства для радионуклидов в воде установлены по взрослому населению [8].

В 2011 г., уже после введения в действие российских нормативных документов, вышла в свет новая редакция Руководства ВОЗ [9] по контролю качества питьевой воды, в котором подходы к нормированию и контролю показателей радиационной безопасности питьевой воды практически совпадают с уже реализованными в НРБ-99/2009, ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10. В российском нормировании оставался открытым вопрос об обеспечении радиационной безопасности минеральных природных питьевых вод, которые пунктом 5.3.5 НРБ-99/2009 выведены в отдельную категорию и для которых должны быть предусмотрены специальные нормативы.

Романович Иван Константинович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; e-mail: I.Romanovich@niirg.ru

Однако в 2010 г. утвержден и введен в действие документ Таможенного союза «Единые санитарно-эпидемиологические и гигиенические требования к товарам, подлежащим санитарно-эпидемиологическому надзору (контролю)». В разделах 9 и 22 Главы II этого документа установлены требования к показателям радиационной безопасности природных минеральных питьевых вод и воды, расфасованной в емкости. С незначительными изменениями они оказались идентичны требованиям НРБ-99. После образования Евразийского экономического союза (ЕАЭС) стало разрабатываться единое санитарное законодательство стран-участниц этого Союза в формате технических регламентов (ТР) ЕАЭС. Одним из таких документов в 2017 г. стал проект ТР ЕАЭС «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природные минеральные воды». В проекте этого ТР суммарные показатели радиоактивности воды снова стали нормативами, как и в НРБ-99. Сами же требования к показателям радиационной безопасности природных минеральных питьевых вод сформулированы в виде примечаний к допустимым значениям суммарных показателей радиоактивности воды. Причем интересно, что при значениях удельной суммарной бета-активности воды более 1,0 Бк/кг проектом ТР предусмотрен анализ удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , хотя для природных минеральных вод эти радионуклиды могут представлять интерес в исключительных случаях. А для питьевой воды для детского питания, обработанных, искусственно минерализованных питьевых вод в перечень определяемых радионуклидов включены еще и три изотопа плутония.

Таким образом, завершенная система нормирования радиационной безопасности питьевой воды, установленная в НРБ-99/2009, ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10, в новых документах Таможенного союза и ЕАЭС фактически оказывается отброшенной далеко назад. В этих документах предлагается снова перейти на противоречивое нормирование 15-летней давности.

Цель исследования – анализ требований к показателям радиационной безопасности упакованных питьевых вод в документах Таможенного союза и ЕАЭС и обоснование подходов к ограничению облучения населения с учетом российского опыта и международной практики нормирования.

Руководство ВОЗ по обеспечению качества питьевой воды

При обосновании ограничений к показателям радиационной безопасности питьевой воды ВОЗ исходит из того, что в большинстве случаев она вносит незначительный вклад в суммарные дозы облучения населения природными источниками излучения [10, 11]. Тем не менее, эти ограничения рекомендуется вводить, поскольку вариабельность состава и радиологических характеристик источников питьевой воды велика.

В основу рекомендаций по контролю содержания природных и техногенных радионуклидов в питьевой воде в Руководстве ВОЗ [9] положено введение уровней вмешательства (УВ) по удельной активности для отдельных радионуклидов в воде. А сами численные значения УВ

рассчитываются для каждого радионуклида, исходя из того, что при удельной активности его в питьевой воде ниже УВ годовая эффективная доза облучения взрослого населения не превысит 0,1 мЗв. При одновременном присутствии в питьевой воде N радионуклидов указанная дозовая величина не будет превышена, если выполняется условие:

$$\sum_i^N A_i / \text{УВ}_i \leq 1 \quad (1)$$

где A_i – удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/кг;

УВ_i – соответствующие уровни вмешательства, Бк/кг.

Далее считается, что оценка соблюдения этого условия должна проводиться не по результатам единичных измерений, а по данным среднегодовых значений удельной активности радионуклидов в воде. Естественно, что несоблюдение условия (1) не означает, что вода является непригодной для питья. Со ссылкой на Международные основные нормы безопасности [12] в Руководстве ВОЗ отмечается, что облучение населения за счет содержания радионуклидов в питьевой воде следует рассматривать как ситуацию существующего облучения. Руководством рекомендуется принимать все меры по снижению радиоактивности питьевой воды, чтобы максимальная годовая индивидуальная эффективная доза облучения населения за счет этого фактора не превышала 1 мЗв. При этом считается, что данная величина дозы не должна рассматриваться как приемлемая или предел дозы: при ее превышении должны предприниматься все возможные меры для ее снижения до минимально возможного уровня.

Контроль показателей радиационной безопасности питьевой воды Руководством ВОЗ рекомендуется проводить в два этапа. На первом этапе определяются суммарные показатели радиоактивности воды по удельной суммарной альфа- и бета-активности. В необходимых случаях на втором этапе определяют удельную активность отдельных радионуклидов в воде. Удельная суммарная альфа- (A_α) и бета-активность (A_β) воды приняты в качестве критериев предварительной оценки качества питьевой воды по показателям радиационной безопасности.

Считается, что при значениях A_α ниже 0,5 и A_β ниже 1,0 Бк/кг соответственно дальнейшие исследования радиоактивности воды не являются обязательными. В обоснование этого указывается, что если одновременно оба этих показателя не превышены, то индивидуальная доза облучения населения за счет содержания радионуклидов в питьевой воде не превысит 0,1 мЗв/год. Строго говоря, это утверждение справедливо для ситуаций, когда в воде присутствуют альфа-излучающие радионуклиды, для которых значения УВ превышают 0,5 Бк/кг, или бета-излучающие радионуклиды с УВ более 1,0 Бк/кг. Тем не менее, такой подход является вполне оправданным, поскольку обеспечивает минимизацию расходов на проведение радиационного контроля воды, а условие (1) на практике выполняется для подавляющего большинства источников питьевой воды.

При превышении одного или обоих указанных значений суммарных показателей радиоактивности рекомендуется провести анализ содержания отдельных радионуклидов в воде. Перечень радионуклидов, определение которых

рекомендуется проводить в первоочередном порядке, включает природные радионуклиды ^{238}U , ^{234}U , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb и ^{210}Po , а также семь техногенных радионуклидов – ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I , ^3H , ^{14}C , ^{239}Pu и ^{241}Am . В отношении техногенных радионуклидов ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu и ^{241}Am указано, что наличие этих радионуклидов в питьевой воде в условиях нормальной ситуации маловероятно, а ^{131}I , ^3H и легколетучие и газообразные радионуклиды не вносят вклада в величину $A_{\text{в}}$, поэтому в рутинных измерениях их определение не обязательно. Как и в НРБ-99/2009, контроль содержания техногенных радионуклидов в воде рекомендуется в тех случаях, когда имеются основания предполагать их присутствие в воде.

Следует отметить, что в большинстве случаев заметный вклад в величину удельной суммарной бета-активности воды вносит природный радионуклид ^{40}K , поэтому при превышении $A_{\text{в}}$ значения 1,0 Бк/кг в Руководстве ВОЗ рекомендуется определить вклад ^{40}K и дальнейшие действия предпринимать с учетом его вклада в значение $A_{\text{в}}$.

В Руководстве ВОЗ имеются две особенности, касающиеся контроля радиационной безопасности питьевой воды. Во-первых, в нем условия соответствия показателей радиационной безопасности питьевой воды сформулированы без разделения радионуклидов на природные и техногенные. Тем самым Руководством ВОЗ вполне допустима ситуация, когда радиоактивность воды целиком обусловлена присутствием только техногенных радионуклидов, и при этом вода будет признаваться приемлемой для питья, создавая индивидуальную эффективную годовую дозу техногенного облучения населения на уровне около 1 мЗв.

Во-вторых, в расчетах численных значений УВ для отдельных радионуклидов в Руководстве ВОЗ применен метод логарифмического округления. В результате этого значения УВ представлены кратными числу 10. Однако, как показано в [13], при таком методе округления вклад ряда наиболее распространенных природных радионуклидов в дозы облучения населения оказывается недооцененным в несколько раз.

Нормирование радиационной безопасности питьевого водоснабжения населения в НРБ-99/2009, ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10

Как отмечено выше, подходы к ограничению облучения населения за счет содержания радионуклидов в источниках питьевого водоснабжения в новой редакции Руководства ВОЗ практически идентичны требованиям НРБ-99/2009. Единственная разница заключается в том, что в качестве численного значения удельной суммарной альфа-активности воды в НРБ-99/2009 принято $A_{\alpha} \leq 0,2$ Бк/кг. При выборе численного значения критерия предварительной оценки радиоактивности питьевой воды ВОЗ оказалось прагматичнее, ориентируясь на наиболее распространенный в питьевых водах альфа-излучающий природный радионуклид ^{226}Ra . Интересно, что точное значение УВ для ^{226}Ra составляет 0,49 Бк/кг, в Руководстве ВОЗ он принят равным 1 Бк/кг, тем не менее, граничное значение для A_{α} принято 0,5 Бк/кг. Более жесткое значение 0,2 Бк/кг по граничному значению A_{α} в НРБ-99/2009 принято с учетом того, что УВ для альфа-

излучающего природного радионуклида ^{210}Po составляет 0,11 Бк/кг [15].

Как в НРБ-99/2009, так и в Руководстве ВОЗ область оптимизации при осуществлении мероприятий по снижению содержания радионуклидов в воде установлена открытой сверху. Однако Руководство ВОЗ содержит рекомендацию о необходимости принятия мер, при которых максимальная годовая доза облучения населения за счет содержания радионуклидов в воде не превысит 1 мЗв. В НРБ-99/2009 область оптимизации сверху не ограничена. Хотя вклад питьевой воды в облучение населения обычно незначителен, в некоторых случаях открытая сверху область оптимизации может оказаться причиной принятия ошибочных решений.

С одной стороны, открытая сверху область оптимизации создает определенные трудности при обосновании требований в отношении мероприятий по снижению радиоактивности воды. Не совсем понятно, до какого уровня необходимо снижать содержание радионуклидов в воде: до выполнения условия (1) или можно ограничиться более высоким уровнем радиоактивности воды. Если ориентироваться на обязательное требование выполнения условия (1), то в некоторых случаях, как, например, в случае с питьевым водоснабжением жителей города Тверь [13–15], это может оказаться практически невозможным. С другой стороны, в технико-экономическом отношении при открытой сверху области оптимизации оптимальным может оказаться снижение радиоактивности воды до уровня, когда правая часть условия (1) будет равняться 10–20 или более. К тому же открытая область оптимизации вполне допускает подачу населению питьевой воды, для которой условие (1) не выполняется за счет содержания в воде только техногенных радионуклидов.

Учитывая опыт применения требований НРБ-99/2009 в практике радиационного контроля питьевой воды, уже в ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10 введены более строгие и однозначные требования к показателям радиационной безопасности питьевой воды. В этих документах установлено, что при одновременном присутствии природных и техногенных радионуклидов в воде должны выполняться два условия:

$$\sum_i^N A_i / \text{УВ}_i \leq 10 \quad (2)$$

$$\sum_k^M A_k / \text{УВ}_k \leq 1 \quad (3)$$

где A_k – удельная активность k -го техногенного радионуклида, Бк/кг;

УВ_k – значения УВ для k -го техногенного радионуклида, Бк/кг;

M – число присутствующих техногенных радионуклидов в воде.

Если одновременно выполняются условия (2) и (3), но при этом не выполняется условие (1), то обязательными являются мероприятия по снижению содержания радионуклидов в воде с учетом принципа оптимизации. В случае, когда хотя бы одно из условий (2) и (3) не выполняются, по радиологическим показателям вода из источника считается непригодной для питьевого водоснабжения населения. Поиск и переход на альтернативный источник питьевого водоснабжения

населения в таких случаях должен осуществляться в безотлагательном порядке.

Из сказанного следует, что с небольшими, хотя и принципиальными отличиями, требования российских нормативных документов и рекомендации Руководства ВОЗ по контролю качества питьевой воды по показателям радиационной безопасности являются достаточно близкими. Однако эти требования и рекомендации относятся только к традиционной питьевой воде, которую потребляет население в своей повседневной жизни для питья, приготовления пищи и напитков в объеме 730 кг/год. В Руководстве ВОЗ требования радиационной безопасности природных минеральных столовых или лечебных питьевых вод отсутствуют. В НРБ-99/2009 эти воды также выведены за пределы требований пункта 5.3.5, в котором указано: «Для минеральных и лечебных вод устанавливаются специальные нормативы». Требования ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10 также относятся к традиционной питьевой воде.

Требования к показателям радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости, приведены в ряде соответствующих санитарных правил (СанПиН 2.3.2.1078-01 и др.), однако они фактически сводятся к установлению нормативов по удельной суммарной альфа- и бета-активности воды при одновременном условии непревышения индивидуальной эффективной дозы 0,1 мЗв/год. Очевидно, что при обосновании требований к показателям радиационной безопасности питьевых вод, расфасованных в емкости, в том числе природных минеральных вод, необходимо учитывать все разнообразие этих вод, их специфический радионуклидный состав, особенности их производства и применения и т.д.

Единые санитарно-эпидемиологические и гигиенические требования к товарам, подлежащим санитарно-эпидемиологическому надзору (контролю): требования радиационной безопасности питьевых вод

В Главе II основного нормативного документа Таможенного союза установлены отдельные требования к показателям радиационной безопасности воды, упакованной в емкости (Раздел 9), и минеральных вод (Раздел 21). Следуя этому, требования к ним также рассмотрены отдельно.

Требования к питьевой воде, расфасованной в емкости (Раздел 9)

Область применения этого раздела Единых санитарных правил Таможенного союза (ЕСТ) определена как питьевая вода, расфасованная в емкости и предназначенная для реализации потребителю. Требования данного раздела не распространяются на минеральные природные воды (лечебные, лечебно-столовые). В качестве источников расфасованных питьевых вод в ЕСТ рассматриваются подземные воды (артезианская, родниковая или ключевая, инфильтрационная или грунтовая) и поверхностные воды (речная, озерная и ледниковая), а также водопровод.

Требования радиационной безопасности расфасованных питьевых вод в разделе 9 Главы II ЕСТ сформулированы практически идентично начальной

части пункта 5.3.5 НРБ-99/2009 для воды источников питьевого водоснабжения населения. Однако изложение этих требований начинается абзацем следующего содержания: «Содержание радионуклидов в питьевой воде должно быть таким, чтобы годовая доза облучения населения за счет потребления питьевой воды не превышала 0,1 мЗв в год». Очевидно, что это положение в ЕСТ полностью перечеркивает все то, что за ним следует, возвращая требования к воде, расфасованной в емкости, более чем на 15 лет назад к НРБ-99 с единственным отличием по численному значению удельной суммарной альфа-активности.

Требования к минеральным водам (Раздел 21)

Область применения Раздела 21 ЕСТ определена как установление гигиенических требований безопасности для человека вод природных минеральных питьевых лечебных и лечебно-столовых. При этом классификация природных минеральных питьевых вод (столовые, лечебно-столовые и лечебные) дана в соответствии с их определением в ГОСТ Р 54316-2011 («Воды минеральные природные питьевые. Общие технические условия»). Однако по тексту документа природные минеральные питьевые столовые воды не упоминаются. Кроме того, в области применения и общих положениях данного раздела ЕСТ нет прямых указаний, что объектом его регулирования являются природные минеральные питьевые воды, расфасованные в емкости, хотя из текста документа это следует однозначно.

Требования к показателям радиационной безопасности природных минеральных питьевых вод сформулированы исключительно лаконично. Они сводятся всего к двум положениям. Во-первых, показатели суммарной радиоактивности воды возведены в ранг нормативов: удельная суммарная активность альфа- и бета-излучающих радионуклидов в ней не должны превышать значений 0,2 Бк/кг и 1,0 Бк/кг соответственно. Во-вторых, годовая эффективная доза за счет потребления природных минеральных питьевых вод не должна превышать 0,1 мЗв.

При установлении требований к показателям радиационной безопасности природных минеральных питьевых вод разделены на две категории – первую и высшую, однако сами требования к ним являются идентичными. При описании требований по химическим и другим показателям безопасности природных минеральных вод такое разделение их на первую и высшую категории также отсутствует. Две эти категории природных минеральных питьевых вод встречаются в документе только один раз в разделе требований к показателям радиационной безопасности.

Проект ТР ЕАЭС «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природные минеральные воды»

Из названия данного документа ясно, что он целиком посвящен питьевым водам, расфасованным в емкости. Однако, в отличие от ЕСТ, объектом регулирования проекта ТР ЕАЭС является все разнообразие упакованных питьевых вод, которые объединены в две группы, одна из которых разделена на две подгруппы (табл. 1).

Таблица 1

Группы расфасованных питьевых вод при установлении требований к показателям радиационной безопасности в проекте ТР ЕАЭС

[Table 1]

Groups of package drinking water in establishing the requirements to radiation safety indicators in the Draft Technical Regulation of the Eurasian Economic Union

Группы питьевых вод, расфасованных в емкости [Groups of package drinking water]		
1	2	3
Природные минеральные воды и купажированные питьевые воды [Natural mineral water and blended drinking water]		Природные питьевые воды, обработанные питьевые воды, питьевые воды для детского питания, купажированные питьевые воды и искусственно минерализованные воды [Natural mineral water, treated drinking water, drinking water for baby food, artificially mineralized waters]
Столовые природные минеральные воды и купажированные питьевые воды [Table natural mineral water and blended drinking water]	Лечебно-столовые природные минеральные воды и лечебные природные минеральные воды [Medical-table natural mineral water and medicinal natural mineral water]	

Как видно из таблицы 1, купажированные воды одновременно оказались в двух разных группах. Вероятнее всего, купажированные питьевые воды включены и во вторую группу ошибочно. По определению этих вод, которое дано в проекте ТР как смесь природных минеральных и природных питьевых или смесь только природных минеральных вод, они, скорее всего, должны быть отнесены к первой группе питьевых вод, расфасованных в емкости.

Все основные требования к показателям радиационной безопасности этих групп питьевых вод установлены принципиально разными. Однако два ключевых положения для них установлены одинаковыми: суммарные показатели радиоактивности введены в форме допустимых значений A_α и A_β , которые одновременно являются и критериями предварительной оценки соответствия воды требованиям радиационной безопасности.

Таким образом, если строго применять требования к качеству воды по суммарным показателям радиационной безопасности, которые введены в форме «Допустимые уровни показателей радиационной безопасности, Бк/кг, не более», то оценка соответствия воды установленным в проекте ТР нормативам на этом этапе должна быть завершена, тем более что все остальные требования приведены в примечаниях к таблице с допустимыми уровнями по удельной суммарной альфа- и бета-активности воды. На практике так оно чаще всего и будет происходить, поскольку основными нормативами в проекте ТР являются не примечания, а допустимые уровни суммарных показателей радиоактивности воды. Все остальные требования радиационной безопасности для всех групп питьевых вод, расфасованных в емкости, в проекте ТР установлены разными (табл. 2).

Отметим, что последствия установления значения $A_\alpha \leq 0,2$ Бк/кг для радиационного контроля природных минеральных столовых, лечебно-столовых и лечебных питьевых вод очевидны, поскольку значения A_α для этих вод практически всегда выше 0,2 Бк/кг. По данным [16], значения A_α природных вод из подземных горизонтов находятся в диапазоне 0,011–12,6 Бк/кг, причем более чем в 56% случаев они превышают значение 0,2 Бк/кг.

Согласно проекту ТР, радиационный контроль всех групп питьевых вод проводится в следующей последовательности: при значениях A_α более 0,2 (или

0,5) Бк/кг определяют удельную активность альфа-излучающих радионуклидов (^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{234}U , ^{238}U , ^{232}Th). Радионуклид ^{228}Ra включен в этот список, очевидно, ошибочно. Однако совсем непонятно другое: при значениях A_β более 1,0 Бк/кг предписано определять содержания бета-излучающих техногенных радионуклидов – ^{137}Cs и ^{90}Sr . В таких случаях обычно рекомендуется определять удельную активность природного радионуклида ^{40}K , который чаще всего и является причиной повышенных значений A_β для традиционных питьевых вод, не говоря уже о природных минеральных водах. Отметим, что появление техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в природных минеральных водах вообще маловероятно, поскольку они берутся из хорошо защищенных от антропогенного воздействия подземных водоносных горизонтов или комплексов и, не подвергаясь никакой корректировке состава и свойств, разливаются в емкости (определение из п. 3.1 ГОСТ Р 54316-2011).

Для удельной активности радионуклидов в природных минеральных лечебно-столовых и лечебных питьевых водах в проекте ТР установлены два условия радиационной безопасности. Для содержания техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие (3), что совпадает с требованиями ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10 для воды источников питьевого водоснабжения населения. А для содержания природных радионуклидов в них должно соблюдаться условие (2). Это отличается от требования ОСПОРБ-99/2010 для традиционных питьевых вод, для которых условие (2) должно соблюдаться при одновременном присутствии природных и техногенных радионуклидов.

Требования к показателям радиационной безопасности природных минеральных столовых и купажированных питьевых вод в проекте ТР установлены более жесткими, чем для воды источников питьевого водоснабжения населения. При одновременном присутствии в этих водах природных и техногенных радионуклидов для них должно соблюдаться условие (3). Это требование фактически является прямым запретом на употребление природных минеральных столовых и купажированных питьевых вод, расфасованных в емкости, поскольку для них, как сказано выше, характерно повышенное содержание природных радионуклидов.

Требования к показателям радиационной безопасности воды, расфасованной в емкости, в проекте ТР ЕАЭС

Таблица 2

[Table 2]

Requirements to the radiation safety indicators of the packaged drinking water in the Draft Technical Regulation of the Eurasian Economic Union]

Показатели радиационной безопасности и нормативы [Radiation safety indicators and standards]	Группы питьевых вод, расфасованных в емкости (номера по таблице 1) [Groups of package drinking water (according to Table 1)]		
	1	2	3
A_α – Норматив ^{*)} [A_α – Standard ^{*)}]	0,2	0,5	0,5
A_β – Норматив ^{*)} [A_β – Standard ^{*)}]	1,0	1,0	1,0
При $A_\alpha > 0,5$ или 0,2 [If $A_\alpha > 0,5$ or 0,2]	Определяют содержание ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po [Determination ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po concentrations]		
При $A_\beta > 1,0$ [If $A_\beta > 1,0$]	Определяют содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr [Determination ^{137}Cs , ^{90}Sr concentrations]		
Нормативы по допустимому содержанию радионуклидов [Standards of acceptable radionuclides content]	Для содержания природных и техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i/YB_i \leq 1,0$ [For the content of natural and artificial radionuclides should be condition $\sum A_i/YB_i \leq 1,0$]	Для содержания техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i/YB_i \leq 1,0$ [For the content of artificial radionuclides should be condition $\sum A_i/YB_i \leq 1,0$] При одновременном присутствии природных и техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i/YB_i \leq 10$ [In simultaneous presence of natural and artificial radionuclides should be condition $\sum A_i/YB_i \leq 10$]	Для содержания природных и техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i/YB_i \leq 1,0$ [For the content of natural and artificial radionuclides should be condition $\sum A_i/YB_i \leq 1,0$]

^{*)} Численные значения суммарных показателей в проекте ТР установлены в форме: «Допустимые уровни показателей радиационной безопасности, Бк/кг, не более». [The numerical values of the summary indicators in the Draft Technical Regulation is established in the form: «Acceptable levels of radiation safety indicators, Bq/kg, not above»]

Логика установления требований радиационной безопасности для третьей группы упакованных вод по таблице 2 еще менее понятна. С одной стороны, проектом ТР требуется, чтобы содержание природных и техногенных радионуклидов в них соответствовало условию (3). Однако критерий предварительной оценки их радиоактивности по содержанию альфа-излучающих радионуклидов установлен равным 0,5 Бк/кг. По крайней мере для двух альфа-излучающих природных радионуклидов – ^{210}Po и ^{226}Ra при выполнении условия $A_\alpha \leq 0,5$ Бк/кг условие (3) может не выполняться. Это противоречие может быть устранено, если для удельной суммарной альфа-активности этой группы вод ввести условие $A_\alpha \leq 0,2$ Бк/кг, которое детально обосновано в [16]. Хотя, на наш взгляд, более корректным было бы оставить критерий предварительной оценки радиоактивности этих вод по значению A_α на уровне до 0,5 Бк/кг, а вместо условия (3) потребовать выполнения условия (2).

Совершенно неожиданным для этой группы вод является также присутствие в числе радионуклидов, для которых приведены значения УВ, трех изотопов плутония. Понятно, что присутствие этих радионуклидов в справочной таблице не является прямым указанием на необходимость определения их содержания в воде, однако вызывает определенные вопросы. При установлении требований радиационной безопасности значения УВ обычно принято приводить для тех радионуклидов, которые являются наиболее распространенными в тех

или иных водах. Очевидно, что изотопы плутония к таким радионуклидам не относятся.

В проекте ТР для всех групп расфасованных питьевых вод требования радиационной безопасности установлены в следующей форме: если условия последней строки таблицы 2 выполняются, то вода признается соответствующей требованиям технического регламента. Однозначность принятия решения о соответствии воды требованиям ТР можно только приветствовать, однако это вызывает ряд вопросов, подходы к решению которых в проекте ТР отсутствуют.

Во-первых, что делать с лечебными природными минеральными питьевыми водами, большинство которых по показателям радиационной безопасности не будут соответствовать установленным в проекте ТР требованиям? На наш взгляд, решение вопроса о применении лечебных природных минеральных питьевых вод для профилактики и лечения должно принимать врач с учетом принципа обоснования аналогично практике, которая применяется при медицинском облучении. Если применить такой подход в отношении лечебных природных минеральных питьевых вод, то их следовало бы вообще вывести за пределы области регулирования данного ТР.

Во-вторых, требования к показателям радиационной безопасности упакованных питьевых вод установлены, исходя из того, что их потребление населением такое же, как стандартных питьевых вод и составляет

730 кг/год. Однако большинство природных минеральных питьевых вод характеризуются повышенной или высокой минерализацией, так что крайне маловероятно, чтобы их ежедневное потребление населением могло составлять 2 кг.

В-третьих, объектом регулирования проекта ТР является вода, расфасованная в емкости, имеющие этикетку, на которую наносится вся необходимая для потребителя информация. Поэтому, в отличие от воды из обычной водопроводной сети, регулирование радиационной безопасности природных минеральных и других расфасованных питьевых вод может обеспечиваться нанесением определенной ограничительной информации на этикетку. Учитывая, что дозы облучения населения за счет потребления питьевых вод, в том числе и природных минеральных питьевых вод, довольно низкие, эта информация не обязательно должна быть в форме запрета. Как и в случае со многими другими потребительскими товарами, информация о повышенной природной радиоактивности упакованных природных минеральных питьевых вод может наноситься на этикетку в рекомендательной форме.

Обоснование подходов к нормированию радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости

Из сказанного выше следует, что в настоящее время в нормировании радиационной безопасности упакованных вод в РФ, включая природные минеральные питьевые воды, имеются серьезные противоречия, что требует обоснования подходов к регулированию радиационной безопасности этих вод, суммарные объемы потребления которых населением постоянно возрастают. Причем это требуется сделать как в отношении разделов 9 и 21 Главы II действующих ЕСТ, так и в отношении проекта ТР ЕАЭС, который планируется к принятию в ближайшее время.

Первый шаг в этом направлении, очевидно, должен быть направлен на то, чтобы выделить природные минеральные лечебные питьевые воды в отдельную категорию. Тогда, если лечебные воды принимаются по назначению врача, вводить ограничения на содержание в них природных радионуклидов нет необходимости. А ограничение облучения пациентов при назначении лечебных процедур с использованием природных минеральных лечебных вод должно быть основано на необходимости получения положительного лечебного эффекта. Для этого при назначении курсов лечения с их использованием должен применяться принцип обоснования назначения процедур путем сопоставления терапевтических (лечебных) выгод, которые они приносят, с ожидаемым радиационным ущербом для здоровья, который может причинить облучение. При этом вопросы радиационного контроля, оценки доз облучения пациентов и т.д. при использовании этих вод могут быть решены в рамках специального инструктивно-методического документа.

Если природные минеральные лечебные воды поступают в свободную продажу, то требования радиационной безопасности для них должны быть такими же, как для природных минеральных столовых, лечебно-столовых и купажированных питьевых вод. В этом случае обеспечение радиационной безопасности всех трех видов природных минеральных питьевых вод и купажированных питьевых вод может быть достигнуто за

счет ограничений по содержанию радионуклидов в них, а в необходимых случаях – установлением дополнительных ограничений на их потребление населением. При этом если ограничения на содержание радионуклидов в этих водах вводить из расчета годового потребления 730 кг, то тогда сами ограничения на их потребление можно вводить в рекомендательной форме, поскольку эти ограничения имеют значительный запас. Подробное обоснование целесообразности такого подхода к нормированию показателей радиационной безопасности природных минеральных столовых и лечебно-столовых питьевых вод приведено в [13]. Очевидно, такой же подход может быть использован в отношении природных минеральных лечебных вод, если они поступают в свободную продажу, а также для купажированных питьевых вод, объединив их в одну группу с природными минеральными столовыми и лечебно-столовыми питьевыми водами, расфасованными в емкости.

Если исходить из этого, то все виды питьевых вод, расфасованных в емкости, можно будет четко разделить на три группы. К первой группе должны быть отнесены природные минеральные лечебные питьевые воды, которые применяются строго по назначению врача. Во вторую группу войдут природные минеральные питьевые воды (столовые, лечебно-столовые и лечебные воды, если они предназначены для свободной продажи), а также купажированные питьевые воды. А в третью группу расфасованных питьевых вод можно объединить все остальные виды питьевых вод – обработанная, природная, вода питьевая для детского питания, искусственно минерализованная вода и др. Тогда далее остается только обосновать требования к показателям радиационной безопасности двух последних групп питьевых вод, расфасованных в емкости.

В силу самого определения природных минеральных питьевых вод, представляется крайне маловероятным, чтобы в них присутствовали техногенные радионуклиды. Фактически это может быть отнесено и на счет купажированных питьевых вод, о чем сказано выше. Поэтому контролировать содержание техногенных радионуклидов в этих водах в принципе нет необходимости, тем более что появление в этих водах даже следовых концентраций техногенных радионуклидов является прямым признаком незащищенности водоносных горизонтов от антропогенного воздействия и, строго говоря, они уже не могут быть отнесены к природным минеральным водам.

С учетом этого и характерного для природных минеральных вод повышенного содержания природных радионуклидов, в качестве значения критерия предварительной оценки их радиоактивности по величине A_{α} следует принять 0,5 Бк/кг. При этом критерием соответствия природных минеральных и купажированных питьевых вод требованиям радиационной безопасности при стандартном потреблении их в течение года 730 кг следует считать соблюдение условия:

$$\sum_i^N A_i / UB_i \leq 10 \quad (4)$$

где A_i – удельная активность i -го природного радионуклида в воде (Бк/кг), а UB_i – соответствующий данному природному радионуклиду уровень вмешательства (Бк/кг).

Если это условие для природных минеральных или купажированных питьевых вод не выполняется, то обеспечение радиационной безопасности населения за счет их потребления может быть достигнуто введением ограничений на годовое потребление таких вод согласно условию:

$$\frac{M}{730} \cdot \sum_i^n A_i / YB_i \leq 10 \quad (5)$$

где M – максимально рекомендуемое годовое потребление данной природной минеральной или купажированной воды, кг;

730 – стандартное годовое водопотребление взрослого населения, кг.

Таким образом, при таком подходе к ограничению облучения населения за счет содержания природных радионуклидов в природных минеральных и купажированных питьевых водах все они могут быть допущены для потребления, однако с разными формулировками их соответствия установленным требованиям. Если для этих вод выполняется условие (4), то их потребление допускается без ограничений по радиационному фактору; если это условие не выполняется, то рекомендуется ограничить потребление воды до уровня, определяемого по соотношению (5). Следует отметить, что условие (4) является достаточно консервативным: оно установлено для случая стандартного потребления воды 730 кг/год, которое для высокоминерализованных природных минеральных питьевых вод крайне маловероятно.

В проекте ТР ЕАЭС для третьей и самой многочисленной группы расфасованных питьевых вод просматривается определенная тенденция к ужесточению требований к показателям радиационной безопасности. В принципе, это вполне можно было бы поддержать, однако в этом случае возникают определенные сложности с обоснованием этих требований. С одной стороны, годовое потребление этих вод не может быть выше стандартного водопотребления населения. Тогда, очевидно, нет оснований для ужесточения требований радиационной безопасности для воды, которую население потребляет в меньших объемах, чем обычную питьевую воду. Возможно, более жесткие требования к показателям радиационной безопасности этой группы вод в какой-то степени связаны с их стоимостными показателями, которые несопоставимы со стоимостью обычной водопроводной воды. Присутствием в этой группе воды для детского питания также не объяснить более жестких требований к ее радиологическим показателям, поскольку как показано в [8, 13], с точки зрения обеспечения радиационной безопасности населения нормирование содержания радионуклидов в питьевой воде по взрослому населению имеет убедительное научное обоснование.

Таким образом, если в отношении этой группы упакованных питьевых вод принять позицию проекта ТР ЕАЭС, то возникает необходимость научно обосновать условия соответствия этих вод требованиям радиационной безопасности. Если единственным критерием соответствия принять соблюдение условия (1) при одновременном присутствии в воде природных и техногенных радионуклидов, то велика вероятность того, что многие марки питьевых вод, основу которых

составляет вода из артезианских скважин, не будут допущены для потребления именно в связи с их радиологическими характеристиками. Нам не удалось найти веские аргументы в пользу позиции проекта ТР ЕАЭС в отношении этой группы питьевых вод, расфасованных в емкости, кроме одного: потребление этих вод значительными группами населения может быть близким к стандартному водопотреблению 730 кг/год.

Если исходить из этого, то целесообразно установить требования к показателям радиационной безопасности этой группы питьевых вод по аналогии с требованиями, которые установлены в НРБ-99/2009, ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10 и рекомендованы ВОЗ для воды систем питьевого водоснабжения населения. Более жесткие требования в этом случае могут быть оправданы тем, что объемы потребления этой группы питьевых вод могут быть близкими к стандартному водопотреблению 730 кг/год. А сами требования необходимо установить только в отношении условий оценки соответствия или несоответствия показателей радиационной безопасности этих вод принятым нормативам. Это нетрудно реализовать, если для этой группы упакованных питьевых вод результат оценки соответствия формулировать однозначно: по показателям радиационной безопасности вода соответствует или не соответствует установленным требованиям.

Такой формулировкой вводятся принципиально разные подходы к оценке соответствия этой группы упакованных питьевых вод и воды источников питьевого водоснабжения населения по показателям радиационной безопасности. В соответствии с ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10, если вода источников питьевого водоснабжения населения не соответствует требованиям радиационной безопасности, то должны рассматриваться два варианта – снижение содержания радионуклидов в ней в первоочередном порядке или поиск и переход на альтернативные источники вод. В аналогичных ситуациях упакованные питьевые воды не допускаются к реализации потребителю.

С учетом сказанного выше, в таблице 3 приведены требования к показателям радиационной безопасности всех видов питьевых вод, расфасованных в емкости.

Порядок проведения радиационного контроля и выполнения санитарно-эпидемиологической оценки качества обеих групп упакованных питьевых вод по показателям радиационной безопасности может быть установлен инструктивно-методическими документами.

Заключение

Таким образом, выполнен сравнительный анализ требований НРБ-99/2009, ОСПОРБ-99/2010 и СанПиН 2.6.1.2800-10 по ограничению облучения населения за счет содержания радионуклидов в воде источников питьевого водоснабжения и рекомендаций Всемирной организации здравоохранения. Показано, что требования российских нормативных документов и рекомендации ВОЗ являются достаточно близкими, а принятые в них основные подходы могут быть использованы при обосновании нормативов по обеспечению радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости.

Анализ требований нормативных документов Таможенного союза и проекта технического регламента

Таблица 3

Требования к показателям радиационной безопасности питьевых вод, расфасованных в емкости

[Table 3]

Requirements to the radiation safety indicators for the packaged drinking water]

Критерии оценки и нормативы по показателям радиационной безопасности [Radiation safety indicators and standards]	Природные минеральные столовые, лечебно-столовые, лечебные ¹⁾ и купажированные питьевые воды [natural mineral, medical-table, medicinal ¹⁾ and blended drinking water]	Природные питьевые воды, обработанные питьевые воды, питьевые воды для детского питания, купажированные питьевые воды, искусственно минерализованные воды и др. [Natural mineral water, treated drinking water, drinking water for baby food, artificially mineralized waters and others]
A_α ²⁾	0,5	0,2
A_β ²⁾	1,0	1,0
При $A_\alpha > 0,5$ или $A_\alpha > 0,2$ [If $A_\alpha > 0,5$ or $0,2$]	Определяют содержание ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po [Determine ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po concentration]	
При $A_\beta > 1,0$ [If $A_\beta > 1,0$]	Определяют удельную активность ^{40}K (A_K) [Determination ^{40}K activity concentration]	
$A_\beta - A_K > 1,0$	Определяют удельную активность ^{228}Ra и ^{210}Pb [Determination ^{228}Ra и ^{210}Pb activity concentrations]	Определяют удельную активность ^{228}Ra и ^{210}Pb ³⁾ [Determine ^{228}Ra и ^{210}Pb activity concentration ³⁾]
Нормативы по допустимому содержанию радионуклидов [Standards of acceptable radionuclides content]	Для удельной активности природных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i / YB_i \leq 10$ [For activity concentration natural radionuclides should be condition $\sum A_i / YB_i \leq 10$] При несоблюдении условия $\sum A_i / YB_i \leq 10$ рекомендуется ограничение потребления воды согласно соотношения: ⁴⁾ $M \leq 730 \cdot 10 / \sum (A_i / YB_i)$, кг/год. [Failure to comply with condition $\sum A_i / YB_i \leq 10$ is recommended to limit consumption of water according to the ratio ⁴⁾ , $M \leq 730 \cdot 10 / \sum (A_i / YB_i)$, kg/year]	Для содержания техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i / YB_i \leq 1,0$ [For the content of natural and artificial radionuclides should be condition $\sum A_i / YB_i \leq 1,0$] При одновременном присутствии природных и техногенных радионуклидов должно соблюдаться условие $\sum A_i / YB_i \leq 10$ [In simultaneous presence of natural and artificial radionuclides should be condition $\sum A_i / YB_i \leq 10$]

¹⁾ Только для природных минеральных лечебных вод, предназначенных для свободной продажи. [Only to natural mineral waters intended for sale.]

²⁾ Критерии предварительной оценки качества воды по показателям радиационной безопасности: при непревышении указанных уровней дальнейшие исследования воды не являются обязательными. [Criteria for the preliminary assessment of water quality in terms of radiation: in case of not exceeding the further study of these levels are not required.]

³⁾ При возможном присутствии техногенных радионуклидов определяют удельную активность ^{137}Cs , ^{90}Sr . [With the possible presence of artificial radionuclides is necessary to determine ^{137}Cs , ^{90}Sr activity concentrations]

⁴⁾ Обязательно внесение в маркировку потребительской тары информации о рекомендуемом объеме потребления воды в форме: «Не рекомендуется для постоянного употребления для питья и приготовления пищи» (если значение М составляет более 365 кг/год) или «Не рекомендуется для употребления в объеме более 0,5 л в сутки» (если значение М составляет менее 365 кг/год). [It is necessary to mark consumer packaging by information about the recommended amount of water consumption in the form of: «Not recommended for constant use for drinking and cooking» (if the value M is more than 365 kg/year) or «Not recommended for use in volumes greater than 0.5 liters per day» (if the value M is less than 365 kg/year)]

Евразийского экономического союза к качеству упакованной воды по показателям радиационной безопасности упакованной воды показал, что они являются противоречивыми и недостаточно обоснованными. Несмотря на то, что потребление питьевой воды, расфасованной в емкости, особенно природных минеральных питьевых вод, явно не превышает стандартное водопотребление взрослого населения 730 кг/год, требования указанных документов к содержанию радионуклидов являются значительно более жесткими, чем для традиционной питьевой воды.

Предложено для природных минеральных лечебных вод, которые принимаются строго по назначению врача, нормативы по содержанию радионуклидов не устанавливать. А все остальные расфасованные воды разделить на две группы: к первой отнести природные минеральные столовые, лечебно-столовые и купажированные питьевые воды, а также природные

минеральные лечебные питьевые воды, которые поступают в свободную продажу. Все остальные питьевые воды (обработанную питьевую воду, природную питьевую воду, питьевую воду для детского питания, искусственно минерализованную воду и другие виды питьевых вод), расфасованных в емкости, отнесены ко второй группе.

Для этих двух групп упакованных питьевых вод обоснованы нормативы качества по показателям радиационной безопасности.

Литература

1. Крисюк, Э.М. Оптимизация радиационного контроля для оценки доз облучения населения природными источниками излучения / Э.М. Крисюк, И.П. Статат, А.Н. Барковский // Здоровье населения и среда обитания. – 2000. – № 3 (84). – С. 12.
2. Статат, И.П. Задачи обеспечения радиационной безопасности на объектах нефтегазового комплекса России / И.П. Статат [и др.] // Здоровье населения и среда обитания. – 2004. – № 4 (133). – С. 32–35.

3. Горбанев, С.А. О совершенствовании радиационно-гигиенической оценки питьевого водоснабжения на территории Ленинградской области / С.А. Горбанев, Л.А. Еремина // Актуальные вопросы радиационной гигиены: матер. науч.-практ. конф. – СПб., 2014. – С. 79–82.
4. Казаков, С.В. Принципы оценки радиоэкологического состояния водных объектов / С.В. Казаков // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44, № 6. – С. 694–704.
5. Ступина, В.В. Нормативно-правовое регулирование радиационной безопасности населения при питьевом водоснабжении: прошлое, настоящее и будущее / В.В. Ступина, И.П. Стамат, Г.А. Горский [и др.] // Актуальные вопросы радиационной гигиены: матер. науч.-практ. конф. – СПб., 2004. – С. 42–45.
6. Стамат, И.П. Система гигиенических требований по ограничению облучения населения Российской Федерации природными источниками излучения : автореф. дис. ... докт. биол. наук: 05.26.02: защищена 27.04.2012; утв. 15.07.2013 / Стамат Иван Павлович. – СПб., 2012. – 47 с.
7. Комментарии к Нормам радиационной безопасности (НРБ-99/2009) / под ред. академика РАМН Г.Г. Онищенко. – М., 2012. – 216 с.
8. Стамат, И.П. Обоснование к введению нормирования содержания радионуклидов в питьевой воде по взрослому населению / И.П. Стамат, И.К. Романович, Г.А. Горский // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 3. – С. 20–25.
9. Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. Recommendation. World Health Organization. WHO, 2011, 564 p.
10. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН 2000 года Генеральной Ассамблее с научными приложениями. В 2 т. / Пер. с англ., под ред. Акад. РАМН Л.А.Ильина и проф. С.П. Ярмоненко. – М.: РАДЭКОН, 2002. – Т.1: Источники, ч. 1. – 308 с.
11. UNSCEAR 2008. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Vol. 1. New York: United Nations, 2010, 245 p.
12. IAEA Safety Standards for protecting people and environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. Part 3 No GSR Part 3. Vienna, 2014, 436 p.
13. Стамат, И.П. О нормировании показателей радиационной безопасности минеральных природных вод / И.П. Стамат, В.В. Ступина // Радиационная гигиена. – 2014. – Т. 7, № 2. – С. 30–37.
14. Венков, В.А. Организация и проведение комплексного радиационно-гигиенического обследования системы водоснабжения г. Тверь. / В.А. Венков, В.В. Ступина, И.П. Стамат [и др.] // Отчет. – СПб.: ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, 2007. – 117 с.
15. Пахомов, Д.А. Современное состояние и вопросы обеспечения радиационной безопасности питьевого водоснабжения города Твери / Д.А. Пахомов // Обобщение 25-летнего опыта ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Совершенствование аварийного реагирования: сб. док. и тез. науч.-практ. конф. – СПб., 2011. – С. 157–160.
16. Романович, И.К. К обоснованию числового значения критерия предварительной оценки качества питьевой воды по удельной суммарной альфа-активности / И.К. Романович, М.В. Кадука, Н.С. Швыдко [и др.] // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 3. – С. 11–14.

Поступила: 15.02.2017 г.

Стамат Иван Павлович – доктор биологических наук, заведующий лаборатории дозиметрии природных источников Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека.

Романович Иван Константинович – доктор медицинских наук, профессор, член-корреспондент РАН, директор Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8. E-mail: I.Romanovich@niirg.ru

Для цитирования: Стамат И.П., Романович И.К. Обоснование подходов к нормированию показателей радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 6–17. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-6-17

Justification of approaches to the rationing radiation safety indicators for packaged drinking water

Ivan P. Stamat, Ivan K. Romanovich

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

The article discusses the current state of normative ensuring of radiation safety of package drinking water. The article analyses radiation-hygienic requirements for packaged drinking water in the regulatory documents of the Customs Union and the Eurasian Economic Union. It is shown that the methodology for regulation of radiation safety of drinking water in the RSS-99/2009 and the "Guidelines for Drinking-water Quality" of the World Health Organization are practically identical. However, the direct application of the similar approach to the regulation of radiation safety indicators of packaged water is associated with significant difficulties, which in some degree are related to the lack of established classification of packaged drinking water. We propose to divide natural mineral medical water which is not intended for free sale as a separate category. For this category, regulations on the content of the radionuclides is not established. The article presents a justification of approaches to regulation of radiation safety of natural mineral drinking water and packaged blended drinking water. In the light of the unique flavor and medicinal properties of most of these waters, we considered various options for the radiation safety of the population, including through recommendations on limitation of the consumption of water. It is shown that for other types of packaged water, including drinking water for baby food, there is a perfectly acceptable application of the requirements on radiation safety, which are set for water.

Key words: drinking water, natural mineral water (table, medical table, medicinal), natural radionuclides, radiological and chemical toxicity of uranium, effective dose, intervention level

References

- Krisyuk E.M., Stamat I.P., Barkovsky A.N. Optimization of radiation monitoring for the assessment of radiation doses of the population to natural sources of radiation. Zdorov'e naseleniya i sreda obitaniya = Public Health and Environment, 2000, № 3 (84), pp. 12. (In Russian)
- Stamat I.P., Kormanovskaya T.A., Stupina V.V. [et al.] Problems of provision for radiation safety in the oil and gas industry facilities of Russia. Zdorov'e naseleniya i sreda obitaniya = Public Health and Environment. 2004, № 4 (133), pp. 32-35. (In Russian)
- Gorbanev S.A., Eremina L.A. On improvement of radiation-hygienic assessment of drinking water supply in the Leningrad region. Actual Questions of Radiation Hygiene. Proceedings of the conference. SPb., 2004, pp. 79-82.
- Kazakov S.V. The Principles of Radiological Quality Assessment of Water Resources. Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya = Radiation Biology. Radioecology, 2004, Vol. 44, № 6, pp. 694-704.
- Stupina V.V., Stamat I.P., Gorsky G.A. Normative legal regulation of radiation protection of the population in drinking water: past, present and future. Actual Questions of Radiation Hygiene. Proceedings of the conference. SPb., 2004, pp. 42-45. (In Russian)
- Stamat I.P. Hygienic requirements system for restriction of the Russian Federation population irradiation by natural radiation sources, Thesis abstract Dr.Sci.Biol.: 05.26.02, SPb., 2012, 47 p. (In Russian)
- Comments to the Radiation Safety Standards (RSS-99/2009). Ed. G.G. Onishchenko. M., 2012, 216 p. (In Russian)
- Stamat I.P., Romanovich I.K., Gorsky G.A. Justification to the introduction of regulation for radionuclide content in the drinking water according to adult population. Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2009, Vol. 2, No 3, pp. 20-25. (In Russian)
- Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. Recommendation. World Health Organization. WHO, 2011, 564 p.
- Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume 1: Sources. Ed.: L.A. Ilin, S.P. Yarmonenko. M., RADECON, 2002, 308 p. (In Russian)
- UNSCEAR 2008. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Vol. 1. New York: United Nations, 2010, 245 p.
- IAEA Safety Standards for protecting people and environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. Part 3 No GSR Part 3. Vienna, 2014, 436 p.
- Stamat I.P., Stupina V.V. On standardization of radiation protection indexes of natural mineral waters. Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2014, Vol. 7, No 2, pp. 30-37. (In Russian)
- Venkov V.A., Stupina V.V., Stamat I.P. [et al.] Organization and implementation of comprehensive radiation and hygienic surveys of water supply system in Tver. Report. SPb., St. Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, 2007, 117 p. (In Russian)
- Pakhomov D.A. Current status and issues of radiation safety of drinking water supply in Tver. Summarizing 25 years experience in liquidation of Chernobyl accident consequences. Improving Emergency Response. Proceedings of the conference. SPb., 2004, pp. 157-160.
- Romanovich I.K., Kaduka M.V., Shvydko N.S. [et al.] On the substantiation of initial screening gross alpha activity concentration level for drinking water safety assessment establishment. Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2009, Vol. 2, No 3, pp. 11-14. (In Russian)

Received: February 15, 2017

Ivan K. Romanovich

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev.

Address for correspondence: Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: I.Romanovich@niirg.ru

Ivan P. Stamat – Doctor of Biological Sciences, Head of natural sources dosimetry laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being

For correspondence: Ivan K. Romanovich – Doctor of Medical Sciences, Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences, Director of Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia (Mira str., 8, St. Petersburg, 197101, Russia. E-mail: istamat@mail.ru

For citation: Stamat I.P., Romanovich I.K. Justification of approaches to the rationing radiation safety indicators for packaged drinking water Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No 1, pp. 6-17. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-6-17

Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors

V.P. Ramzaev¹, A.N. Barkovsky¹, C. Bernhardsson², S. Mattsson²

¹Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

²Medical Radiation Physics, Department of Translational Medicine, Lund University, Skåne University Hospital, Malmö, Sweden

A commercially available NaI(Tl) based spectrometer-dosimeter has been used to separate contributions of the terrestrial radionuclides (^{238}U series, ^{232}Th series and ^{40}K) and ^{137}Cs to the total ambient dose equivalent rate (ADER), $\dot{H}^(10)$, outdoors. The device had been initially calibrated by the manufacturer to measure: 1) the total ADER; 2) activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and 'effective' activity concentration of the terrestrial radionuclides, AC_{eff} , in soil, agricultural raw materials, forestry products and construction materials; and 3) ground contamination density by ^{137}Cs . In order to derive a conversion coefficient from AC_{eff} to the ADER stipulated by the terrestrial radionuclides ($ADER_{\text{TRN}}$), two series of additional calibration measurements were performed. The calibration measurements were conducted at 27 outdoor locations in the center of St.-Petersburg and in the Leningradskaya region (background areas). The conversion coefficient from AC_{eff} to $ADER_{\text{TRN}}$ of $0.51 \text{ (nSv h}^{-1})/(\text{Bq kg}^{-1})$ has been obtained using a regression analysis of experimental data. The intrinsic noise of the spectrometer and its response to cosmic radiation at sea level has been estimated to 7 nSv h^{-1} . The calibration factors must be used with caution and only for detectors similar to the one employed in this study (assembly based on a NaI(Tl) single crystal, 63 mm in diameter and 63 mm in length). The spectrometer-dosimeter and experimentally derived calibration coefficients have been tested in field at seven sites in the south-western districts of the Bryansk region that had been heavily contaminated by Chernobyl fallout. The contribution of ^{137}Cs to the total ADER varies between 40% and 95%. The preliminary results of the measurements confirm the potential of in situ gamma-ray spectrometry for assaying natural and artificial components of the ambient dose equivalent rate outdoors.*

Key words: gamma-ray, spectrometer, NaI(Tl), dosimeter, ambient dose equivalent rate, terrestrial radionuclides, ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs .

1. Introduction

Direct measurement of gamma dose rate in air using a gamma-ray dosimeter is one of the common procedures to assess the external exposure of humans in the case of an environmental contamination with technogenic gamma-ray emitting radionuclides [(Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency. IAEA-TECDOC-1092, IAEA – International Atomic Energy Agency, 1999); (Radiation monitoring of the exposure doses of population at the territories radioactively contaminated due to the accident at the Chernobyl NPP. Recommended Practices. Adopted 27.12.07, implemented 27.12.07. Federal Center of Hygiene and Epidemiology of Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Moscow, 2007)]. The dosimeter reading in terms of ambient dose equivalent

rate, $\dot{H}^*(10)$, ($ADER_{\text{reading}}$) is the sum of the following major components: 1) dose rate due to the terrestrial radionuclides of ^{238}U series, ^{232}Th series and ^{40}K ($ADER_{\text{TRN}}$); 2) dose rate due to the directly ionizing and photon component of cosmic radiation; 3) intrinsic noise of the dosimeter; 4) dose rate due to technogenic radionuclides [1, 2, 3]. Additional small contribution to $ADER_{\text{reading}}$ can be associated with some other terrestrial radionuclides, including those of the ^{235}U series and ^{138}La , the so called "cosmogenic" natural gamma-emitting radionuclides (^7Be and ^{22}Na) and Rn progenies in the atmosphere [3, 4, 5, 6]. For correct estimation of external exposure from artificial sources, it is necessary to subtract all other components from the dosimeter reading.

Several approaches for separation of the $ADER_{\text{reading}}$ components have been proposed and practically implemented. Specifically, for assessing the sum of

Valery P. Ramzaev

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

contributions of cosmic radiation and intrinsic noise of a dosimeter, additional measurements with the dosimeter can be carried out on a surface of a large water body (e.g., lake or sea) [(Radiation monitoring..., 2007), 2, 7, 8]. The contribution from terrestrial radionuclides to the total ADER may be evaluated by determination of the ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K activity concentrations in soil using stationary or/and portable gamma-ray spectrometers. It can be done with: 1) soil sampling and subsequent laboratory analysis or/and 2) direct measurements in field (*in situ* measurements), e.g., [2, 5, 9, 10, 11].

In the 1960–70s, Beck et al. [5, 12] developed the theoretical principles of *in situ* gamma-ray spectrometry and practically demonstrated that *in situ* measurements of soil activity could provide more representative data for evaluation of gamma dose rate in air than the data obtained by soil sample collection and laboratory analysis. Since these pioneering studies the field has rapidly expanded (for review see [13, 14, 15]). The assessment of the external dose components was one of the applications of *in situ* gamma-ray spectrometry after the Chernobyl accident (1986). In particular, a portable germanium detector was used to differentiate absorbed dose rates in air due to uranium series, thorium series, ^{40}K and ^{137}Cs during an extended survey of indoor and outdoor terrestrial gamma radiation in Greece [16].

The present investigation is a study on the application of a commercially available portable gamma-ray spectrometry system for *in situ* analysis of the activity concentration in soil and ADER in the remote period after the Chernobyl accident. We have used a NaI(Tl) based spectrometer-dosimeter from ATOMTEX (Belarus). The AT6101D spectrometer [17] has the pattern approval certificates of the Republic of Belarus, the Russian Federation, Ukraine and Kazakhstan. The device is calibrated by the manufacturer to determine: 1) activity concentrations (Bq kg^{-1}) of the terrestrial radionuclides of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in soil, agricultural raw materials, forestry products and construction materials; 2) ground contamination density by ^{137}Cs , A_{Cs} (Bq m^{-2}); 3) total ambient dose equivalent rate, ADER (nSv h^{-1}).

Potentially, the device can be used to separate contributions of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs to the total ADER. Unfortunately, the spectrometer was not factory calibrated in such a manner. Therefore, the main aim of the present study was to deduce the calibration coefficient for conversion of the measured AC_{eff} (Bq kg^{-1}) to the terrestrial component of ambient dose equivalent rate, $ADER_{\text{TRN}}$ (nSv h^{-1}). It has allowed quantifying the dose rate associated with terrestrial radionuclides in the presence of ^{137}Cs contamination. Another aim was to test the spectrometry system in field at the radioactively contaminated areas of the Bryansk region (Russia).

The laboratory and field measurements were carried out in the period 2014–2016.

2. Materials and methods

2.1. Instruments and the factory calibration procedure

The portable spectrometer-dosimeter MKS AT 6101D [17] consists of two blocks: detection and processing units that are connected by a water-proof cable (Fig. 1). The detection unit is a NaI(Tl) cylindrical scintillation detector (63 mm in diameter and 63 mm in length). The energy resolution (FWHM

at 662 keV of ^{137}Cs) of the detector is 7.3%. The detector is placed in a temperature-and-shock-resistant dust-proof and moisture-proof container (121 mm in diameter and 477 mm in length). The weight of the unit is 4 kg. The available geometries for measurements are 2π (on a surface) and 4π (in a well). Spectrometric information from the detection unit is transferred into a processing unit (mass = 0.8 kg) and is displayed on LCD screen. The multichannel analyzer is adjusted to 512 channels at the energy range from 40 keV to 3 MeV. Up to 300 spectra can be stored in the energy independent memory of the spectrometer. The instrumental spectra processing algorithm allows data display in the form of activity concentration of the terrestrial radionuclides, ground contamination density by ^{137}Cs and its activity concentration.

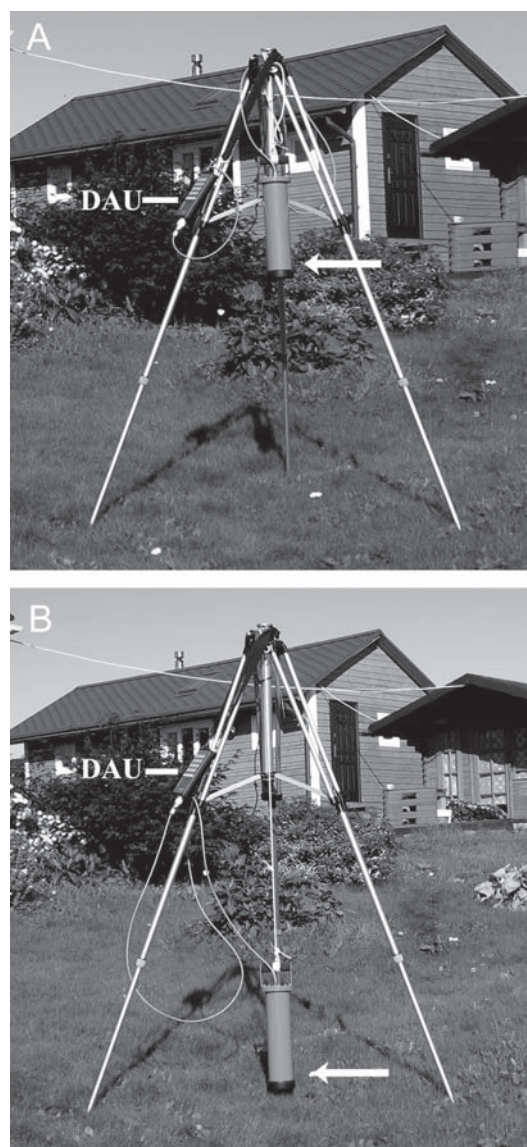


Fig. 1. *In situ* gamma-ray spectroscopic measurements with MKS AT6101D at a kitchen garden in Khittolovo (plot Hit-2), the Leningradskaya region in 2015. The detection unit and the data analysis unit (DAU) are set up on an aluminum tripod. The white arrows indicate approximate position of the effective center of the detector: at a height of about 1 m (the top panel A) and 0.1 m (the lower panel B) above the ground

For energy calibration of the spectrometer, point sources of ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{113}Sn , ^{54}Mn , ^{22}Na , ^{60}Co , ^{152}Eu , ^{137}Cs , ^{228}Th and ^{88}Y were used. The 3 window matrix method (see e.g., [18]) was used to calculate the ^{226}Ra (^{238}U series), ^{232}Th and ^{40}K activities of the soil samples. The energy windows were centered on the 1461 keV (^{40}K), 1764 keV (^{214}Bi) and 2615 keV (^{208}Tl) full-energy peaks (Fig. 2) for the estimation of ^{40}K , ^{238}U , and ^{232}Th activity concentrations, respectively. The uranium ^{238}U and thorium ^{232}Th content was calculated

under the assumption that secular equilibrium exists between all of the radionuclides within the decay series. High volume standards containing ^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th have been used to calibrate the spectrometer. The field spectrum processing includes subtraction of the so called “background spectrum” recorded by the manufacturer inside a 10 cm thick lead shield. Intrinsic relative uncertainty of the monitored radionuclide concentration measurements is $\pm 20\%$ for the terrestrial radionuclides and $\pm 30\%$ for ^{137}Cs (maximum).

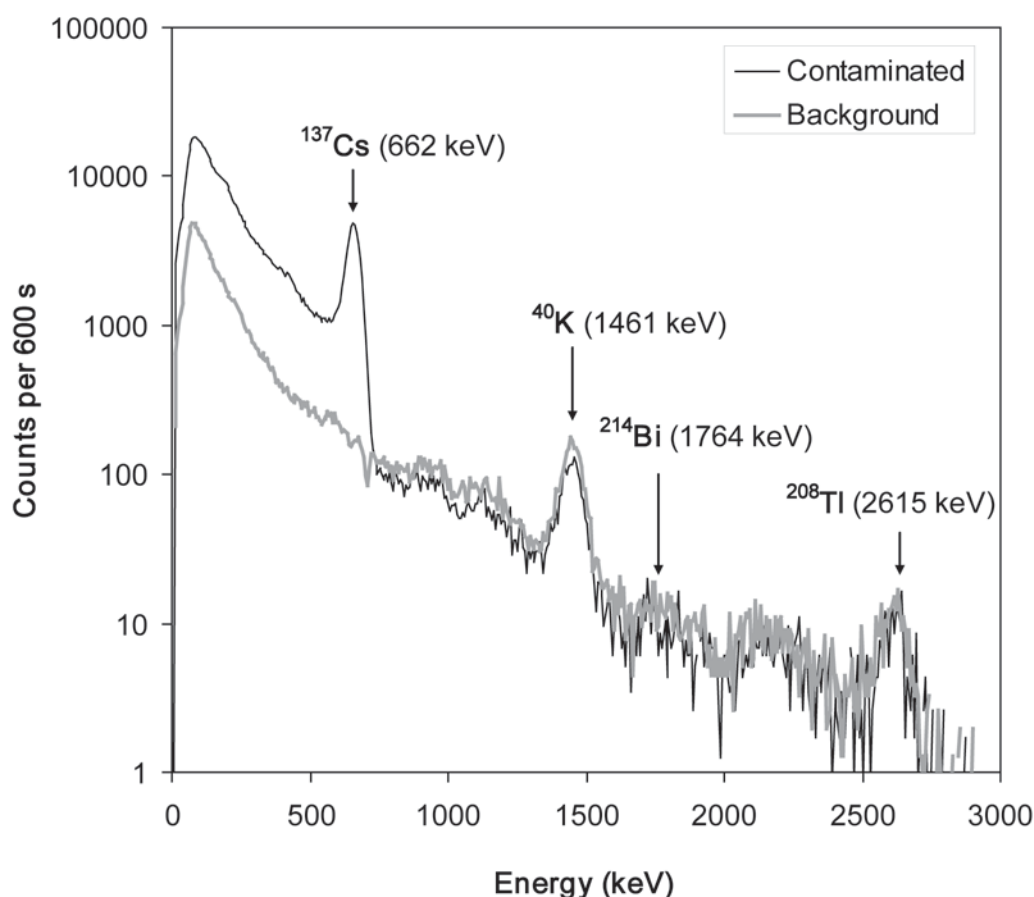


Fig. 2. *In situ* NaI(Tl) gamma-ray spectra recorded with MKS AT6101D at the background (plot Hit-2, Khittolovo, the Leningradskaya region) and contaminated (plot Les-13kit, Novozybkov, the Bryansk region) kitchengardens in 2015. Positions of peaks from the natural radionuclides ^{214}Bi (^{238}U series), ^{208}Tl (^{232}Th series) and ^{40}K , and man-made radionuclide ^{137}Cs are indicated by arrows. Counting time is 925 s for the background plot and it is 695 s for the contaminated plot

To represent the activity concentrations of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th by a single quantity, which takes into account the total external exposure associated with them, ‘effective’ activity concentration of the natural radionuclides in soil, AC_{eff} (Bq kg^{-1}), is calculated automatically within the AT6101D dosimeter-spectrometer using the formula:

$$AC_{\text{eff}} = AC_{^{226}\text{Ra}} + 1.31 \times AC_{^{232}\text{Th}} + 0.085 \times AC_{^{40}\text{K}}, \quad (1)$$

where $AC_{^{226}\text{Ra}}$, $AC_{^{232}\text{Th}}$ and $AC_{^{40}\text{K}}$ are activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K (Bq kg^{-1}), respectively [GOST 30108-94. Building materials and elements. Determination of specific activity of natural radioactive nuclides. Gosstroy Rossii; Moscow, 1995].

The definition of AC_{eff} , which is in use in the Russian Federation, is closely related to so called “radium equivalent activity, Ra_{eq} ”, a commonly used radiological hazard index (e.g., [19, 20, 21]). For the calculation of Ra_{eq} , it is assumed that 370 Bq kg^{-1} of ^{226}Ra , 259 Bq kg^{-1} of ^{232}Th or 4810 Bq kg^{-1} of ^{40}K produce the same γ -ray dose rates. Therefore, the correction coefficients are 1.43 for ^{232}Th and 0.077 for ^{40}K . These are slightly (by about 10%) different from those values that have been used by the AT6101D producer for derivation of AC_{eff} (eq. 1).

The ambient gamma-radiation dose equivalent rate value in an inspection point is determined by the instrument spectrum analysis with the “spectrum-dose” operational functions. The measured pulse height distribution is converted automatically into the physical quantity of dose rate using the response func-

tions that are recorded in the memory unit of the spectrometer-dosimeter. The correction functions (coefficients) are energy dependent. The validity of the spectrum-to-dose conversion function has been verified by the manufacturer using a strong standard ^{137}Cs source. For the reference dose rate values of 0.7, 7.00 and 70.0 $\mu\text{Sv h}^{-1}$, the readings were 0.681, 7.03 and 70.8 $\mu\text{Sv h}^{-1}$, respectively [AT6101D Spectrometer. Operation manual. ATOMTEX, Minsk, Belarus, 2014]. According to the manufacturer, the intrinsic relative uncertainty of the ADER measurements in field is within $\pm 20\%$ (maximum).

The manufacturer provides a reference KCl volume source (mass = 0.2 kg) for periodical energy calibration of the spectrometer *in situ* (the 1461 keV full-energy peak of ^{40}K). The energy calibration can also be done using a ^{137}Cs reference source (the 662 keV full-energy peak of ^{137}Cs – ^{137m}Ba). Additionally, the spectrometer has a built-in automatic stabilization which is achieved by using light emitting diode. Its instability during a continuous survey is estimated as $\pm 1.5\%$ (maximum).

2.2. Additional in-house calibration and field testing

To estimate contribution of cosmic radiation and intrinsic noise of the device into the primary reading of the spectrometer, ADER_{reading}¹, three gamma-ray spectra were recorded on the frozen surface of the Finnish Gulf in the Leningradskaya region (Russia) in December 2016, shortly after formation of an ice

cover. The measurements were performed at a distance of about 2.5 km from the shore-line. The site (60.113° N, 29.898° E) has an average water depth of 6 m.

To determine a relationship between AC_{eff} and ADER, spectrometric measurements were made outdoors at the territory of St.-Petersburg and at two settlements in the Leningradskaya region (Table 1). The areas can be considered as a “background” because they did not receive any substantial amount of Chernobyl fallout (Table 1). In these areas, the current ground contamination level by ^{137}Cs (from global fallout and the Chernobyl accident) is estimated below 5 kBq m^{-2} . A total of 27 sites (20 ground plots and 7 paved areas) were selected for the measurements (Table 2). The sites characteristics can be found in Tables 3 and 4. At 12 plots (Table 3), *in situ* measurements were performed with a downward facing detector at heights of 0.1 m and 1.0 m above the ground (or paved surface). The detection and processing units were mounted on an aluminum tripod (mass = 4.0 kg) (Fig. 1). Data from this series of measurement were used to evaluate: 1) a relationship between AC_{eff} and ADER for our spectrometric system and 2) a relationship between the results obtained at the two heights above the ground. The validity of the AC_{eff} to ADER conversion coefficient was checked in a second series of measurements carried out at 15 different plots at a height of 0.1 m above the ground (Table 4).

Table 1

List of background and contaminated settlements surveyed in 2014–2016

Region	Settlement	Latitude, °N	Longitude, °E	Altitude, m	^{137}Cs inventory (kBq m^{-2}) ^a	Year of survey
<i>Background areas</i>						
St.-Petersburg	St.-Petersburg	59.934	30.334	13	2–10 (<1.3)	2014, 2015
Leningradskaya region	Beloostrov	60.147	30.012	23	2–10 (<0.6)	2016
Leningradskaya region	Khittolovo	60.228	30.527	90	2–10 (<0.7)	2015, 2016
<i>Contaminated areas</i>						
Bryansk region	Novozybkov	52.535	31.933	170	697 (3.1–447)	2015
Bryansk region	Zatishie	52.826	32.314	155	80 (44.6)	2016

^a – the initial official ^{137}Cs inventory is given for 1986 according to [28, 29]. The values in brackets are the ^{137}Cs inventory determined in this study (on the year of the survey) with *in situ* measurements at a height of 0.1 m above the ground.

Table 2

Ambient dose equivalent rate (ADER_{reading}¹), surface ground contamination with ^{137}Cs (A_{Cs}), activity concentration of terrestrial radionuclides ($\text{AC}_{40\text{K}}$, $\text{AC}_{226\text{Ra}}$, $\text{AC}_{232\text{Th}}$) and ‘effective’ activity concentration of terrestrial radionuclides (AC_{eff}) determined with *in situ* measurements (AT1601D) at a height of 0.1 m above the ground at the background areas (St.-Petersburg and the Leningradskaya region) in 2014–2016

Parameter	ADER _{reading} ¹ (nSv h^{-1})	A_{Cs} (kBq m^{-2})	$\text{AC}_{40\text{K}}$ (Bq kg^{-1})	$\text{AC}_{226\text{Ra}}$ (Bq kg^{-1})	$\text{AC}_{232\text{Th}}$ (Bq kg^{-1})	AC_{eff} (Bq kg^{-1})
<i>Ground plots (n=20)</i>						
Minimum	52	<0.73	458	11	22	80
Maximum	89	<0.73	947	29	45	155
Median	69	<0.73	589	18	31	111
Mean	70	<0.73	624	19	32	115
SD	9	n.e.	143	5	7	18

The end of table 2

Parameter	ADER _{reading} (nSv h ⁻¹)	A _{Cs} (kBq m ⁻²)	AC _{40K} (Bq kg ⁻¹)	AC _{226Ra} (Bq kg ⁻¹)	AC _{232Th} (Bq kg ⁻¹)	AC _{eff} (Bq kg ⁻¹)
<i>Plots paved with asphalt (n=4)</i>						
Minimum	123	<0.87	1040	38	62	228
Maximum	149	<0.87	1570	62	75	268
Median	132	<0.87	1320	41	69	245
Mean	134	<0.87	1310	46	69	247
SD	11	n.e.	220	11	7	17
<i>Plots paved with granite (n=3)</i>						
Minimum	189	<1.3	1240	54	138	356
Maximum	237	<1.3	1870	102	161	442
Median	210	<1.3	1410	89	150	420
Mean	212	<1.3	1510	82	150	406
SD	24	n.e.	330	25	12	45

SD – standard deviation; n.e. – not estimated.

Table 3

Values of ambient dose equivalent rate (ADER_{reading}) and 'effective' activity concentration of terrestrial radionuclides (AC_{eff}) determined at heights of 0.1 m and 1 m above the ground at 12 background plots in 2014–2016

Settlement	Code of plot	Location	Material	ADER _{reading} (nSv h ⁻¹) ^a			AC _{eff} (Bq kg ⁻¹) ^b		
				0.1 m	1 m	1 m/0.1 m ratio	0.1 m	1 m	1 m/0.1 m ratio
Khittolovo	Hit-1	grassland	disturbed soil	66	65	0.98	109 (8)	103 (9)	0.94
Khittolovo	Hit-2	kitchendarden	cultivated soil	68	67	0.99	111 (9)	110 (10)	0.99
Beloostrov	Bel-1	kitchendarden	cultivated soil	67	65	0.97	117 (10)	105 (10)	0.90
Beloostrov	Bel-2	kitchendarden	cultivated soil	61	59	0.97	104 (13)	96.9 (14)	0.93
Khittolovo	Hit-4	kitchendarden	cultivated soil	80	76	0.95	140 (10)	128 (11)	0.91
Khittolovo	Hit-5	kitchendarden	cultivated soil	89	87	0.98	152 (11)	152 (13)	1.00
Khittolovo	Hit-6	kitchendarden	cultivated soil	74	75	1.01	117 (13)	124 (12)	1.06
Khittolovo	Hit-7	kitchendarden	cultivated soil	75	72	0.96	125 (11)	116 (12)	0.93
Khittolovo	Hit-3	forest	soil	52	50	0.96	79.7 (11)	76.9 (11)	0.96
St-Petersburg	IRH-1	paved area	asphalt	123	119	0.97	228 (11)	211 (11)	0.93
St-Petersburg	IRH-2	paved area	asphalt	149	138	0.93	268 (9)	236 (9)	0.88
St-Petersburg	IRH-3	paved area	asphalt	128	122	0.95	241 (11)	218 (10)	0.90
Minimum				52	50	0.93	80	77	0.88
Maximum				149	138	1.01	268	236	1.06
Median				75	74	0.97	121	120	0.93
Mean				86	83	0.97	149	140	0.95
SD				31	28	0.02	61	53	0.05

^a – the primary reading of the AT1601D spectrometer-dosimeter; a statistical uncertainty (at the 2 sigma level) of the ADER measurements is below ±2%.

^b – The statistical uncertainty (±%, at the 2 sigma level) for determination of AC_{eff} is given in brackets.

SD – standard deviation.

Table 4

A comparison between calculated (based on determination of the 'effective' activity concentration of terrestrial radionuclides, AC_{eff}) and measured values of ambient dose equivalent rate (ADER) at 15 background plots in 2014–2015

Settlement	Code of plot	Location	Material	AC_{eff} (Bq kg ⁻¹) ^a	ADER, calculated (nSv h ⁻¹) ^b	ADER, measured (nSv h ⁻¹) ^c	calculated/ measured ratio
St-Petersburg	PPF-2	grassland	disturbed soil	155 (13)	90.1	89.0	1.01
St-Petersburg	PPF-3	grassland	disturbed soil	125 (13)	74.8	73.0	1.02
St-Petersburg	PPF-4	grassland	disturbed soil	115 (11)	69.7	72.0	0.97
St-Petersburg	PPF-5	grassland	disturbed soil	99.2 (13)	61.6	63.0	0.98
St-Petersburg	SmC-2	grassland	disturbed soil	104 (12)	64.0	66.0	0.97
St-Petersburg	SmC-3	grassland	disturbed soil	99.2 (12)	61.6	61.0	1.01
St-Petersburg	AP-2	park	cultivated soil	103 (13)	63.5	69.0	0.92
St-Petersburg	AP-3	park	cultivated soil	115 (12)	69.7	74.0	0.94
St-Petersburg	AP-4	park	cultivated soil	104 (14)	64.0	65.0	0.99
St-Petersburg	AP-5	park	cultivated soil	106 (13)	65.1	67.0	0.97
St-Petersburg	AP-6	park	cultivated soil	110 (14)	67.1	69.0	0.97
St-Petersburg	SmC-1	paved area	asphalt	249 (11)	138	135	1.02
St-Petersburg	PPF-1	paved area	granite flagstone	442 (12)	236	237	1.00
St-Petersburg	AP-1	paved area	granite gravel	356 (14)	193	189	1.02
Khittolovo	Hit-8	paved area	granite gravel	420 (12)	225	210	1.07
Minimum				99.2	61.6	61.0	0.92
Maximum				442	236	237	1.07
Median				115	70	72	0.99
Mean				180	103	103	0.99
SD				124	63	60	0.04

^a – a statistical uncertainty ($\pm\%$, at the 2 sigma level) for determination of AC_{eff} is given in brackets.

^b – the ADER is calculated using eq. (2) ($ADER = 11 + AC_{eff} \times 0.51$).

^c – the primary reading of the AT1601D spectrometer-dosimeter. A statistical uncertainty (at the 2 sigma level) of the ADER measurements is below $\pm 2\%$.

SD – standard deviation.

The first practical testing of the spectrometer and empirically derived calibration factors was performed in Novozybkov, the Bryansk region. The town and its surroundings had been heavily contaminated following the Chernobyl accident (Table 1). The average residual ground contamination by ¹³⁷Cs was estimated as 396 kBq m⁻² in 2014 [22]. The spectrometric measurements were performed at the

typical locations [2]: grassland, kitchengarden, yard, street and forest (Table 5). For comparison, measurements were also made at a less contaminated site in the Bryansk region, Zatishie, where the average level of ground contamination in 2014 was only 41 kBq m⁻² [22]. At each surveyed plot, gamma-ray spectra were recorded at a height of 0.1 m and 1.0 m, respectively, above the ground.

Table 5

Ambient dose equivalent rate ($ADER_{reading}$), surface ground contamination with ¹³⁷Cs (A_{Cs}), activity concentration of terrestrial radionuclides and 'effective' activity concentration of terrestrial radionuclides (AC_{eff}) determined with *in situ* measurements (AT1601D) at a height of 0.1 m above the ground at contaminated areas of the Bryansk region in 2015–2016

Settlement	Plot	Location	Material	$ADER_{reading}$ (nSv h ⁻¹) ^c	A_{Cs} (kBq m ⁻²)	AC_{40K} (Bq kg ⁻¹)	AC_{226Ra} (Bq kg ⁻¹)	AC_{232Th} (Bq kg ⁻¹)	AC_{eff} (Bq kg ⁻¹)
Novozybkov	Les-13str	street	asphalt	100	3.1 (22)	582 (7.4)	29.5 (26)	30.8 (16)	119 (12)
Novozybkov	Les-13ya	yard	disturbed soil	247	116 (<1)	468 (7.9)	23.1 (28)	22.6 (19)	92.6 (13)
Novozybkov	Les-13kit	kitchengarden	cultivated soil	252	121 (<1)	474 (6.1)	20.2 (25)	23.4 (14)	91.3 (11)
Novozybkov	Les-13gr ^a	grassland	disturbed soil	263	135 (<1)	490 (8.8)	17.4 (43)	29.0 (18)	97.0 (14)
Novozybkov	Fil-gr ^b	grassland	undisturbed soil	602	414 (<1)	184 (11)	9.9 (37)	10.3 (23)	39.1 (15)

The end of table 5

Settlement	Plot	Location	Material	ADER _{reading} (nSv h ⁻¹) ^a	A _{Cs} (kBq m ⁻²)	AC _{40K} (Bq kg ⁻¹)	AC _{226Ra} (Bq kg ⁻¹)	AC _{232Th} (Bq kg ⁻¹)	AC _{eff} (Bq kg ⁻¹)
Novozybkov	Fil-fo	forest	undisturbed soil	617	447 (<1)	222 (10)	11.6 (34)	11.9 (22)	45.9 (14)
Zatishie	Zat-fo	forest	undisturbed soil	78.9	44.6 (2.2)	156 (12)	6.7 (49)	8.9 (25)	31.6 (17)

^a– the plot is adjacent to the plot Les-13str (street) located inside settlement.

^b– the plot is located outside settlement.

^c– the primary reading of the AT1601D spectrometer-dosimeter. A statistical uncertainty (at the 2 sigma level) of the ADER measurements is below $\pm 2\%$.

Statistical uncertainties ($\pm\%$, at the 2 sigma level) of determination of A_{Cs}, AC_{40K}, AC_{226Ra}, AC_{232Th} and AC_{eff} are given in brackets.

All outdoor measurements (excluding the measurements on ice) were conducted in dry weather in summer time. Counting times ranged from 300 s to 1800 s.

Statistical analysis of data was performed using Excel for MSWindows and the tools provided by free on-line calculators, Free Statistics Calculator [23] and Centr sovremennykh psikhotehnologii [24].

3. Results and discussion

3.1. Additional in-house calibration

Three repeated measurements performed on the frozen surface of the Finnish Gulf showed the same value of 7 nSv h⁻¹. This value includes response to cosmic radiation and contribution from intrinsic noise of the spectrometer. The measurements revealed a rather weak response of the spectrometer to the directly ionizing and photon component of cosmic radiation because the population-weighted average dose rate from this source at sea level corresponds to 31 nGy h⁻¹ (absorbed dose in air) or 31 nSv h⁻¹ (effective dose) [6]. One should note that the spectrometer-dosimeter AT6101D is not designed to measure the cosmic radiation.

A summary of the dose rate and activity concentration of radionuclides at 27 background plots is presented in Table 2. The measurements were performed close to the soil or paved surface i.e. in the position recommended by the AT6101D manufacturer for evaluation of radionuclides activity in the 2 π geometry [AT6101D Spectrometer. Operation manual, 2014].

No 662 keV peak can be seen in the pulse height distributions recorded at any of the background plots. An example of a spectrum obtained at a background area is shown in Fig. 2. A spectrum recorded at a contaminated area is also shown for comparison to demonstrate a prominent 662 keV peak from ¹³⁷Cs–^{137m}Ba. The ground contamination density by ¹³⁷Cs at the background plots was found to be below the detection limit (1.3 kBq m⁻²). This value should be taken with care because the detection limit, which is recommended by the manufacturer of the AT6101D spectrometer, is equal to 4 kBq m⁻². But in any case, the residual ¹³⁷Cs contamination at our background plots is rather low (less than 5 kBq m⁻²).

Activity concentrations of terrestrial radionuclides were in the ranges: 458–1870 Bq kg⁻¹ for ⁴⁰K, 11–102 Bq kg⁻¹ for ²²⁶Ra and 22–161 Bq kg⁻¹ for ²³²Th. Values of AC_{eff} varied from 80 Bq kg⁻¹ to 442 Bq kg⁻¹. The minimum values were registered at ground plots while the highest activities were recorded at sites paved with granite. Asphalted plots occupied the intermediate position in terms of recorded activity. A similar pattern can be

seen with respect to dose rates registered at plots covered by soil, asphalt and granite material (Table 2).

To derive the ADER to AC_{eff} ratio for the two heights 0.1 m and 1 m, a linear regression analysis was applied to the data obtained at 12 plots. The characteristics and radiometric data for the plots are presented in Table 3, while the constructed regression lines and regression equations are shown at Fig. 3 (the top and middle panels). The median dose rate at 1 m height is slightly smaller (by 3%) than that at a height of 0.1 m (Table 3). A similar difference (by 5% on average) between the two heights can be seen with respect to AC_{eff}. Although small, the differences between detector heights over ground for both radiometric parameters are statistically significant (the non-parametric Wilcoxon signed-rank test, $P < 0.01$, $n=12$). Beck and de Planque [4] calculated exposure rates in air from natural gamma emitters homogeneously distributed in soil. A 2% reduction in the exposure rates was found with increasing the height of measurement point from 0 m to 1 m above the ground (see Table 3 in [4]).

A strong positive correlation has been found between AC_{eff} and ADER (Fig. 3). Spearman's coefficient of correlation, R_{Sp} , is 0.988 ($P < 0.01$; $n = 12$) for 0.1 m height and 0.998 ($P < 0.01$; $n = 12$) for the 1 m height.

The slope coefficient of the regression line (Fig. 3) was calculated as 0.496 [s.e. = 0.013] nSv h⁻¹ per Bq kg⁻¹ for the 0.1 m height and 0.529 [s.e. = 0.011] nSv h⁻¹ per Bq kg⁻¹ for the 1 m height. The slope coefficients can be interpreted as conversion coefficients from AC_{eff} to the ambient dose equivalent rates due to terrestrial radionuclides of ²³⁸U series, ²³²Th series and ⁴⁰K (ADER_{TRN}). The Student's t -test showed that the two slopes did not significantly differ from each other (t -value = 1.938, $P > 0.05$). Therefore we have decided to pool data from the two heights together to derive a single coefficient for further analysis of experimental data. The scatter plot and regression equation for the pooled data are presented in the lower panel of Fig. 3. As one can see from this Figure, the unified ADER_{TRN} to AC_{eff} ratio (conversion coefficient) is approximately equal to 0.51 (rounded from 0.509) nSv h⁻¹ per Bq kg⁻¹.

The intercept of the regression line of the pooled data (Fig. 3, the lower panel) was calculated as 11 nSv h⁻¹ [s.e. = 2 nSv h⁻¹; 95% confidence interval = (8–14) nSv h⁻¹]. The intercept can be interpreted as the sum of contributions from intrinsic noise of the spectrometer, cosmic radiation, the natural radionuclides ⁷Be and ²²Na, and a residual ¹³⁷Cs contamination. Cosmic radiation and intrinsic noise of the spectrometer are the major contributors to ADER_{reading} at zero value of AC_{eff}. These sources give 7 nSv h⁻¹. The ⁷Be and ²²Na contributions to the ambient gamma dose rate are very small, far below 1

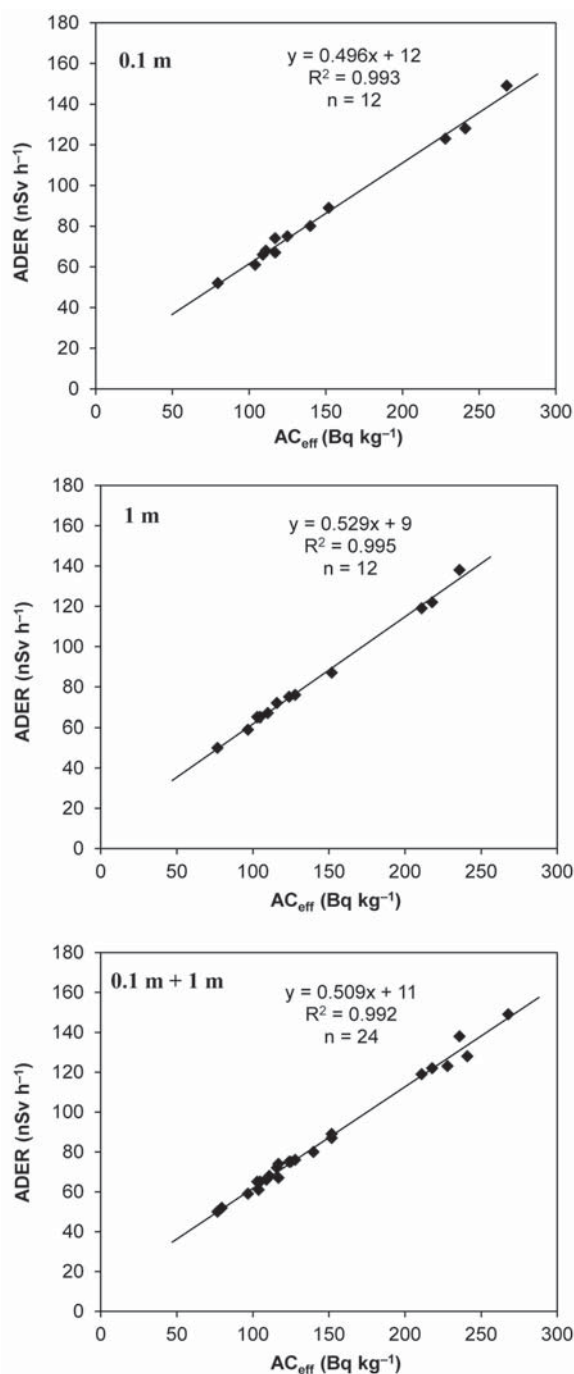


Fig. 3. Relationship between total ambient dose equivalent rate (ADER) and 'effective' activity concentration of terrestrial radionuclides (AC_{eff}) determined with *in situ* NaI(Tl) measurements (MKS AT1601D) at a height of 0.1 m and 1 m above the ground at background areas in St.-Petersburg and the Leningradskaya region in 2014–2016

nSv h⁻¹ [3]. Using maximum expected level of the residual ¹³⁷Cs contamination of 4 kBq m⁻² and the dose rate conversion factor $DCF_{137Cs} = 1 \text{ nSv h}^{-1} \text{ per } 1 \text{ kBq m}^{-2}$ [3], we can estimate the ¹³⁷Cs input to ADER at the background plots by a value of 4 nSv h⁻¹. The actual ¹³⁷Cs input may be substantially lower than the theoretical one because the DCF_{137Cs} value of 1 (nSv h⁻¹)/(kBq m⁻²) was deduced for undisturbed meadows before 2011. The soils at the majority of our plots had been tilled, which may reduce the normalized dose rate due to ¹³⁷Cs with

a factor of ~2. For paved surfaces, the reduction factor for the DCF_{137Cs} may be even greater: ~ 6 [2].

3.2. Validation of the additional calibration

The validity of the derived relationship between ADER_{TRN} and AC_{eff} was checked at 15 different plots (Table 4). Expected ADER_{reading} (nSv h⁻¹) was calculated from measured AC_{eff} (Bq kg⁻¹) using the formula:

$$ADER_{\text{reading}} = DR_0 + CF \times AC_{\text{eff}}, \quad (2)$$

where DR_0 is the spectrometer-dosimeter reading at zero value of AC_{eff} (11 nSv h⁻¹) and CF is the conversion coefficient from AC_{eff} to $ADER_{\text{TRN}}$ [0.51 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹)].

A very good consistency between the $ADER$ calculated with AC_{eff} and the measured $ADER$ has been found (the last column in Table 4). The deviation from unity for the ratio between calculated and measured values did not exceed 8%; the mean and median ratio was 0.99. To some extent, the good agreement is associated with the fact that the same spectrum was used for derivation of AC_{eff} and $ADER$, although different calibration procedures were used to derive values of AC_{eff} and $ADER$.

It is also interesting to compare the experimental value of 0.51 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹) for AC_{eff} to $ADER_{\text{TRN}}$ conversion coefficient with theoretical expectations. Bossew et al. [3] summarized available literature data and concluded that dose conversion coefficients differ remarkably between authors (eight references). For example, dose conversion coefficient for ²³⁸U homogeneously distributed in soil varied from 0.357 to 0.463 (nGy h⁻¹)/(Bq kg⁻¹). The Sv/Gy conversion coefficient for U series is estimated to be 1.253 (see [3] and references therein). Therefore, the theoretically expected conversion coefficient from AC_{eff} to $ADER_{\text{TRN}}$ may range from 0.45 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹) to 0.58 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹) with a mean value of 0.54 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹) and median value of 0.56 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹). Our experimental value of 0.51 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹) lies within the range and deviates less than 10% from the theoretical mean and median values.

Our calibration coefficients must be used with caution and only for the devices similar to the one employed in this study. We also suppose that each spectrometer-dosimeter should be additionally calibrated before using it for decomposition of $ADER$ because systematic uncertainty of the AC_{eff} and $ADER$ measurements is not negligible. It is declared by the manufacturer that this uncertainty may be as large as ±20% for determinations of activity concentration of terrestrial radionuclides and measurements of $ADER$ [AT6101D Spectrometer. Operation manual, 2014]. Additional uncertainties of the $ADER$ evaluation using the AC_{eff} data may be associated with variations in vertical distributions of radionuclides in soil or in its cover (e.g., asphalt, flagstones, granite gravel). It can be reasonably assumed that terrestrial radionuclides are distributed uniformly throughout a soil profile [2]. However, this assumption is hardly applicable for paved areas. The asphalted pavement has a complex structure consisting of asphalt layer, base and sub-base. Activity concentrations of natural radionuclides may vary between building materials used in construction of roads and pavements [25]. Nearby

buildings may also influence the outdoor dose rate expected only from soil [10].

3.3. In field measurements in the Bryansk region

Table 5 shows the ambient dose equivalent rate, surface ground contamination with ¹³⁷Cs, activity concentrations of ⁴⁰K, ²²⁶Ra, ²³²Th and their 'effective' activity concentrations determined at a height of 0.1 m above the ground at seven typical plots in contaminated areas in the Bryansk region, as measured in 2015–2016.

Activity concentrations of terrestrial radionuclides were in the ranges: 156–582 Bq kg⁻¹ for ⁴⁰K, 10–30 Bq kg⁻¹ for ²²⁶Ra and 10–31 Bq kg⁻¹ for ²³²Th. Values of AC_{eff} varied from 32 Bq kg⁻¹ to 119 Bq kg⁻¹. The lowest values were registered in the forest at Zatishie, while the highest activities were recorded at a street covered by asphalt. The median AC_{eff} in soils from the Bryansk region (67 Bq kg⁻¹, $n = 6$) was about 1.6 times lower in comparison with the level registered in soils from St.-Petersburg and the Leningradskaya region (111 Bq kg⁻¹, $n = 20$). The difference between the groups is statistically significant (the Mann–Whitney U test, $P < 0.01$).

Measured ground deposition densities (inventories) of ¹³⁷Cs (Table 5) ranged widely from 3.1 kBq m⁻² to 447 kBq m⁻². The minimum inventory was found at a street in Novozybkov. The street had been covered with new asphalt several years after the Chernobyl accident. The low value of the ¹³⁷Cs inventory at the treated street shows that no significant recontamination of the new asphalt surface has occurred. The maximum inventory was registered at the undisturbed grassland and forest sites located at the Novozybkov's suburbs. The measured ground deposition density of ¹³⁷Cs at the forest and grassland (410–450 kBq m⁻²) corresponds well to the contamination level officially reported for Novozybkov in 2014 (~400 kBq m⁻²) [22]. The measured ground deposition density of ¹³⁷Cs in the forest at Zatishie (45 kBq m⁻²) also correlates very well with the officially established level of ¹³⁷Cs contamination: 41 kBq m⁻² [22]. The measured inventories of ¹³⁷Cs at the kitchengarden Les-13gar, yard Les-13ya and grassland Les-13gr in Novozybkov appeared to be 2–3 folds less than the expected ¹³⁷Cs inventory of ~400 kBq m⁻². The observed difference can be explained by a deep penetration of ¹³⁷Cs at these three plots. The ground areas had been dug by the owner many times after the Chernobyl accident. These observations indicate the necessity of further calibration and testing of AT6101D spectrometer with respect to the quantitative determination of ¹³⁷Cs in undisturbed and disturbed soils.

Table 6 shows measured $ADER$, 'effective' activity concentration of natural radionuclides and estimations of dose rates due to: 1) terrestrial radionuclides ($ADER_{\text{TRN}}$), and 2) ¹³⁷Cs ($ADER_{\text{Cs-tot}}$) for the height of 1 m above the ground at contaminated areas in the Bryansk region.

Table 6

Ambient dose equivalent rate ($ADER_{\text{reading}}$) and 'effective' activity concentration of terrestrial radionuclides (AC_{eff}) determined with AT1601D, and estimations of dose rates due to terrestrial radionuclides ($ADER_{\text{TRN}}$) and ¹³⁷Cs ($ADER_{\text{Cs-tot}}$) at a height of 1 m above the ground at contaminated areas in the Bryansk region in 2015–2016

Settlement	Code of plot	Location	$ADER_{\text{reading}}$ (nSv h ⁻¹) ^c	AC_{eff} (Bq kg ⁻¹)	$ADER_{\text{TRN}}$ (nSv h ⁻¹)	$ADER_{\text{Cs-tot}}$ (nSv h ⁻¹)	¹³⁷ Cs input to $ADER$ (%)
Novozybkov	Les-13str	street	107	101 (14)	51.5 (14)	47.5 (17)	44
Novozybkov	Les-13ya	yard	184	82.2 (13)	41.9 (14)	134 (4.9)	73
Novozybkov	Les-13kit	kitchengarden	241	84.4 (11)	43.0 (12)	190 (3.4)	79
Novozybkov	Les-13gr ^a	grassland	242	84.7 (14)	43.2 (15)	191 (4.0)	79

The end of table 6

Settlement	Code of plot	Location	ADER _{reading} (nSv h ⁻¹) ^c	AC _{eff} (Bq kg ⁻¹)	ADER _{TRN} (nSv h ⁻¹)	ADER _{Cs-tot} (nSv h ⁻¹)	¹³⁷ Cs input to ADER (%)
Novozybkov	Fil-gr ^b	grassland	546	40.4 (15)	20.6 (15)	517 (2.1)	95
Novozybkov	Fil-fo	forest	531	48.3 (13)	24.6 (14)	498 (2.1)	94
Zatishie	Zat-fo	forest	77.6	30.0 (16)	15.3 (17)	54.3 (5.4)	70

^a – the plot is located inside settlement.

^b – the plot is located outside settlement.

^c – the primary reading of the AT1601D spectrometer-dosimeter. A statistical uncertainty (at the 2 sigma level) of the ADER measurements is less than ±2%.

Statistical uncertainties (±%, at the 2 sigma level) for determination of AC_{eff}, ADER_{TRN} and ADER_{Cs-tot} are given in brackets.

Ambient dose equivalent rate at a height of 1 m above the ground ranged from 78 nSv h⁻¹ to 546 nSv h⁻¹. The median value of ADER at the Bryansk region (241 nSv h⁻¹; n = 7) is about three times higher than the one in St.-Petersburg and the Leningradskaya region (74 nSv h⁻¹; n = 12). The difference between the contaminated and background regions is statistically significant (the Mann–Whitney U test, P < 0.01). No correlation was found between AC_{eff} and ADER at the contaminated plots. Spearman's coefficient of correlation is -0.143 (P > 0.05; n = 7). At the same time, ADER and ¹³⁷Cs ground deposition densities at the plots (n = 7) were strongly positively correlated; Spearman's rank correlation coefficient has been calculated as 0.929 (P < 0.05).

Total dose rate due to ¹³⁷Cs, ADER_{Cs-tot} (nSv h⁻¹), was calculated using the following formula:

$$ADER_{Cs-tot} = ADER_{reading} - DR_0 - CF \times AC_{eff}, \quad (3)$$

where ADER_{reading} is the dosimeter reading; DR₀ is the expected reading of the dosimeter at zero value of AC_{eff} and no ¹³⁷Cs contamination (8 nSv h⁻¹); AC_{eff} is 'effective' activity concentration of terrestrial radionuclides (Bq kg⁻¹); CF is the conversion coefficient from AC_{eff} to ADER_{TRN} [0.51 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹)].

Note that the DR₀ value of 8 nSv h⁻¹ includes the value of 7 nSv h⁻¹ obtained during measurements above the surface of the Finnish Gulf. Additionally, 1 nSv h⁻¹ may be attributed to: 1) contribution from natural radionuclides different from ²³⁸U series, ²³²Th series and ⁴⁰K, and 2) a small difference in altitudes between the surface of the Finnish Gulf (0 m a.s.l.) and the terrains in the Bryansk region (150–170 m a.s.l.).

Calculated values of ADER_{Cs-tot} are shown in column 7 at Table 6, while the contribution of the man-made source to ADER_{reading} is presented in column 8 at Table 6. In Novozybkov, the contribution of ¹³⁷Cs to the total ambient dose rate is over 90% at the undisturbed grassland and forest, about 75% at disturbed ground plots and about 40% at an asphalted street. This can be explained by the high residual ¹³⁷Cs contamination of soils in Novozybkov: ~ 400 kBq m⁻². The level of the ¹³⁷Cs contamination in Zatishie (~ 40 kBq m⁻²) was about ten times lower than that in Novozybkov. Nevertheless, the artificial source dominated the ambient dose rate in the Zatishie's forest where the total measured ADER (78 nSv h⁻¹) was comparable with the average ADER (68 nSv h⁻¹) determined at nine ground plots from the Leningradskaya region. To a great extent, the strong contribution (70%) of ¹³⁷Cs to the total dose in the Zatishie's forest is attributable to the relatively low activity concentrations of natural radionuclides in soil (AC_{eff} =

31.6 Bq kg⁻¹; Table 5) and the relevant gamma dose rate in air at a height of 1 m above the ground (ADER_{TRN} = 15 nSv h⁻¹; Table 6).

The tested spectrometer-dosimeter and technology to separate the natural and ¹³⁷Cs components of the ambient dose equivalent rate can be applied not only for the Chernobyl-affected territories but also for other sites where radioactive contamination is fully dominated by ¹³⁷Cs. For example, these may be areas contaminated as a result of the accident happened in Elektrostal (Russia) in April 2013, or sites of the peaceful underground nuclear explosions which were carried out in the USSR in the last century [26, 27]. Potentially, the territories contaminated by radiocaesium (¹³⁷Cs + ¹³⁴Cs) after Fukushima accident (2011) can be surveyed using the AT6101D device, although some correction for the presence of ¹³⁴Cs might be required.

4. Conclusions

The results of the measurements confirm the applicability of in situ gamma-ray spectrometry for decomposition of the ambient dose equivalent rate outdoors. After additional calibration it is possible to use a commercially available NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter to separate the natural and ¹³⁷Cs components of the ambient dose equivalent rate. The additional calibration requires performing *in situ* measurements at the environment which has negligible contamination by ¹³⁷Cs (at the level of a few kBq m⁻²). The conversion coefficient from AC_{eff} to ADER_{TRN} of 0.51 (nSv h⁻¹)/(Bq kg⁻¹) has been obtained using a regression analysis of experimental data. The intrinsic noise of the spectrometer and its response to cosmic radiation at sea level has been estimated to 7 nSv h⁻¹. The dosimeter-spectrometer and experimentally derived calibration coefficients have been tested in field in the Bryansk region that had been heavily contaminated by Chernobyl fallout. The contribution of ¹³⁷Cs to the total ADER varies between 40% and 95%. Currently further studies are conducted to: 1) obtain new data from areas contaminated by ¹³⁷Cs, and 2) derive calibration coefficients for indoor locations and for backpack based radiation detection systems.

Acknowledgement

The authors would like to thank two reviewers for their helpful and constructive comments on the manuscript.

References

1. Roed, J., Lange, C., Andersson, K.G., et al., 1996. Decontamination in a Russian Settlement. Risø National

- Laboratory report Risø-R-870 (EN). – 102 p. - Available on: <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/Public/27/053/27053487.pdf>.> (accessed: 15.01.2017).
2. Ramzaev, V., Yonehara, H., Hille, R., et al., 2006. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. *J. Environ. Radioact.*, Vol. 85, No. 2–3, pp. 205–227.
 3. Bossew, P., Cinelli, G., Hernandez-Ceballos, M., et al., 2017. Estimating the terrestrial gamma dose rate by decomposition of the ambient dose equivalent rate. *J. Environ. Radioact.*, Vol. 166, pp. 296–308.
 4. Beck, H. L., De Planque, G., 1968. The Radiation Field in Air due to Distributed Gamma Ray Sources in Ground. Scientific report, HASL-195. Health and Safety Laboratory, U.S. Atomic Energy Commission. New York, 61 p. - Available on: <http://www.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a382486.pdf>.> (accessed: 03.01.2017).
 5. Beck, H. L., De Campo, J., Gogolak, C., 1972. In Situ Ge(Li) and Na(Tl) Gamma-Ray Spectrometry. Scientific Report, HASL-258. Environmental Measurements Laboratory, U.S. Atomic Energy Commission. New York, 86 p. - Available on: <https://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/4599415/>> (accessed: 03.01.2017).
 6. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York. - Available on: http://www.unscear.org/docs/publications/2000/UNSCEAR_2000_Report_Vol.I.pdf> (accessed: 03.01.2017).
 7. Grasty, R.L., Walters, B.R.B., Hovgaard, J., LaMarre, J.R., 2001. Calibration of a 7.6 cm × 7.6 cm (3 inch × 3 inch) sodium iodide gamma ray spectrometer for air kerma rate. *Radiat. Prot. Dosim.*, Vol. 94, No. 4, pp. 309–316.
 8. Grigorev, A.I., Pankratov, L.V., 2011. Problemy vichitania fona pri individualnom dosimetricheskom kontrole [Problems of subtraction of the background in the process of the individual radiation control and radiating control on open air]. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, Vol. 4, No. 4, pp. 42–48. - Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/225/242>> (accessed: 03.01.2017) (in Russian).
 9. Fogh, C.L., Andersson, K.G., Barkovsky, A.N., et al., 1999. Decontamination in a Russian settlement. *Health Phys.*, Vol. 76, No. 4, pp. 421–430.
 10. Medeiros, F.H.M., Yoshimura, E.M., 2005. Influence of soil and buildings on outdoor gamma dose rates in Sao Paulo, Brazil. *Health Phys.*, Vol. 88, No. 1, pp. 65–70.
 11. Ramzaev, V., Barkovsky, A., 2015. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, Vol. 8, No. 3, pp. 21–32. - Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/242/260>> (accessed: 03.01.2017).
 12. Beck, H.L., Condon, W.J., Lowder, W.M., 1964. Spectrometric Techniques for Measuring Environmental Gamma Radiation. Health and Safety Laboratory New York Operations Office, AEC New York, New York, 71 p. - Available on: http://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc13094/m2/1/high_res_d/HASL-150.pdf> (accessed: 03.01.2017).
 13. Finck, R.R., 1992. High resolution field gamma spectrometry and its application to problems in environmental radiology, PhD Thesis, Malm : Lund University, Sweden, 138 p.
 14. ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994. Gamma-Ray Spectrometry in the Environment. ICRU report: 53. Bethesda, Maryland, USA.
 15. Tyler, A., 2008. In situ and airborne gamma-ray spectrometry. In: Povinec, P.P. (ed.). *Analysis of Environmental Radionuclides. Radioactivity in the Environment*, 11, Amsterdam, the Netherlands: Elsevier, pp. 407–448.
 16. Clouvas, A., Xantos, S., Antonopoulos-Domis, M., 2001. Extended survey of indoor and outdoor terrestrial gamma radiation in Greek urban areas by in situ gamma spectrometry with a portable Ge detector. *Radiat. Prot. Dosim.*, Vol. 94, pp. 233–246.
 17. ATOMTEX, 2017. AT6101D Spectrometer. - Available on: <http://www.atomtex.com/en/products/field-spectrometers/at6101d-spectrometer>> (accessed: 03.01.2017).
 18. IAEA – International Atomic Energy Agency, 2003. Guidelines for Radioelement Mapping Using Gamma Ray Spectrometry Data. IAEA-TECDOC-1363. - Available on: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1363_web.pdf> (accessed: 11.01.2017).
 19. Chakrabarty, A., Tripathi, R.M., Puranik, V.D., 2009. Occurrences of NORMS and ¹³⁷Cs in soils of the Singhbhum region of Eastern India and associated Radiation Hazard. *Radioprotection*, Vol. 44, No. 1, pp. 55–68.
 20. Kpeglo, D.O., Lawlusi, H., Faanu, A., et al., 2011. Natural radioactivity and its associated radiological hazards in Ghanaian cement. *Res. J. Environ. Earth Sci.*, Vol. 3, No. 2, pp. 160–166.
 21. Alharbi, W.R., 2016. Investigation on ²²⁶Ra, ²³⁸Th, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs concentrations in common polishing materials consumed by inhabitants in Saudi Arabia. *J. Environ. Prot.*, Vol. 7, pp. 1466–1472.
 22. Bruk, G.Ja., Bazyukin, A.B., Bratilova, A.A., et al., 2015. Srednie godovye effektivnye dosy oblucheniya v 2014 godu zhiteley naselennykh punktov Rossiyskoy Federatsii, otnesennykh k zonam radioaktivnogo zagryazneniya vsledstvie avarii na Chernobyl'skoy AES (dlya tseley zonirovaniya naselennykh punktov) [The average annual effective doses for the population in the settlements of the Russian Federation attributed to zones of radioactive contamination due to the Chernobyl accident (for zonation purposes), 2014]. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, Vol. 8, No. 2, pp. 32–128. - Available on: <http://www.radhyg.ru/jour/article/view/6/8>> (accessed: 03.01.2017) (in Russian).
 23. Free statistics calculator, 2017. - Available on: <http://www.danielsoper.com/statcalc/default.aspx>> (accessed: 03.01.2017).
 24. Centr sovremennykh psykhotekhnologii, 2017. Skripty avtomaticheskikh raschetov [Center of modern psykhotekhnologies. Codes for the Automatic Calculations]. - Available on: <http://psytech-center.ru/lib/scriptstat/>> (accessed: 03.01.2017) (in Russian).
 25. Nowak, K., Solecki, A., 2015. Factors affecting background gamma radiation in the urban space. *J. Elem.*, Vol. 20, No. 3, pp. 653–665.
 26. Radiatsionnaya obstanovka na territorii Rossii i sopredelnykh gosudarstv. Ezhegodnik, 2012 [Radiation conditions at the territory of Russia and the adjacent states. The 2012 annual issue]. Obninsk, 2013. 344 p. - Available on: http://meteorf.ru/upload/iblock/999/ezhegodnik_2012.pdf> (accessed: 19.02.2017) (in Russian).
 27. Ramzaev, V., Repin, V., Medvedev, A., et al., 2010. External exposure of a representative individual at selected sites of the peaceful underground nuclear explosions in Russia. In: *Proceedings of the Third European IRPA Congress*, 14-18 June, 2010, Helsinki, Finland, pp. 2579–2588. - Available on: <http://www.irpa2010europe.com/pdfs/proceedings/S16-P16.pdf>.> (accessed: 18.02.2017).
 28. De Cort, M., Dubois, G., Fridman, Sh. D., et al., 1998. Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-828-3140-X, Catalogue number CG-NA-16-733-29-C, EUR 16733, 63 p.
 29. Nakoplennye srednie effektivnye dozy [Mean effective cumulated doses], 1999. *Radiatsiya i risk = Radiation and Risk. Bulletin of the National Radiation and Epidemiological Registry. Medical Radiological Research Center of the Russian Academy of Medical Science, Moscow-Obninsk (special issue)* (in Russian).

Received: February 07, 2017

Valery P. Ramzaev – PhD, leading researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being. **Address for correspondence:** Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Anatoly N. Barkovsky – the Head of the Laboratory of External Exposure, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Christian Bernhardsson – PhD, senior researcher, Medical Radiation Physics, Department of Translational Medicine, Malmö, Lund University, Skåne University Hospital, 205 02 Malmö, Sweden

Sören Mattsson – professor, Medical Radiation Physics, Department of Translational Medicine, Malmö, Lund University, Skåne University Hospital, 205 02 Malmö, Sweden

For citation: Ramzaev, V., Barkovsky, A., Bernhardsson, C., Mattsson, S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2017, Vol. 10, No. 1, pp. 18-29. DOI: 10.21514/1998-426x-2017-10-1-18-29

Калибровка и опробование портативного NaI(Tl) гамма-спектрометра-дозиметра для оценки вкладов терригенных радионуклидов и ^{137}Cs в мощность AMBIENTного эквивалента дозы на открытом воздухе

В. П. Рамзаев¹, А. Н. Барковский¹, К. Бернхардссон², С. Маттссон²

¹ Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

² Группа медицинской физики, департамент естественных наук Лундского университета, университетский госпиталь региона Скона, Мальмо, Швеция

Коммерчески доступный сцинтилляционный NaI(Tl) спектрометр-дозиметр был использован для дифференциальной оценки вклада естественных радионуклидов (семейство ^{238}U , семейство ^{232}Th и ^{40}K) и ^{137}Cs в мощность AMBIENTного эквивалента дозы (МАЭД), $\dot{H}^*(10)$, определенную на открытом воздухе. Прибор был изначально откалиброван производителем для измерения: 1) МАЭД; 2) удельной активности ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K и удельной эффективной активности естественных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) в почве, сельскохозяйственной продукции, продуктах лесного хозяйства и строительных материалах; 3) плотности поверхностного загрязнения ^{137}Cs . С целью определения значения коэффициента перехода от $A_{\text{эфф}}$ к МАЭД, обусловленной естественными радионуклидами (МАЭД_{ест}), мы провели две серии дополнительных калибровочных измерений. Эти измерения были выполнены на открытом воздухе на 27 площадках, расположенных в г. Санкт-Петербург и в Ленинградской области. Полученные результаты были обработаны с использованием метода линейного регрессионного анализа. Значение коэффициента перехода от $A_{\text{эфф}}$ к МАЭД_{ест} оказалось равным 0,51 (нЗв/ч)/(Бк/кг). Этот коэффициент перехода рекомендуется применять с осторожностью и только для детекторов, похожих на тот, который был использован в настоящей работе (сборка на основе монокристалла NaI(Tl) 63 мм в диаметре и 63 мм в длину). Сумма собственного фона прибора и его отклика на космическое излучение на уровне моря была оценена величиной 7 нЗв/ч. Спектрометр-дозиметр и экспериментально полученные калибровочные факторы были опробованы в полевых условиях в Брянской области на семи площадках, сильно загрязненных черномыльскими выпадениями. Вклад ^{137}Cs в общую МАЭД колебался от 40% до 95%. Предварительные результаты настоящего исследования подтвердили перспективность использования полевой гамма-спектрометрии для оценки вкладов природных и техногенных источников в мощность AMBIENTного эквивалента дозы на открытом воздухе.

Ключевые слова: гамма-излучение, спектрометр, NaI(Tl), дозиметр, мощность AMBIENTного эквивалента дозы, естественные радионуклиды, ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs .

Рамзаев Валерий Павлович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; e-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Анализ эффективности мероприятий по снижению доз облучения населения от техногенных и природных источников на примере села Муслюмово, река Теча

М.В. Жуковский¹, И.В. Ярмошенко¹, Г.П. Малиновский¹, Е.И. Толстых²

¹Институт промышленной экологии Уральского отделения РАН, Екатеринбург, Россия

²Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России, Челябинск, Россия

Цель исследования: провести анализ эффективности мероприятий по снижению доз облучения населения, проживающего на территориях, подвергшихся аварийному радиоактивному загрязнению, на основе расчета и сравнения полученных и предотвращенных доз облучения за счет техногенных и природных источников. Материалы и методы: эффективные дозы за счет радиоактивного загрязнения реки Теча в селе Муслюмово рассчитаны с использованием данных о поступлении радионуклидов в организм и коэффициентов, рекомендованных МКРЗ. Облучение радоном оценивалось по результатам радоновых обследований в 1992 г. в Муслюмово и в 2015 г. в Новом Муслюмово. Результаты: суммарная эффективная доза, обусловленная загрязнением реки Теча, накопленная за 1950–2000 гг., составила 144 мЗв. Годовые эффективные дозы облучения от радона в Муслюмово и Новом Муслюмово составляют 9,2 и 5,1 мЗв соответственно. Общая эффективная доза, накопленная к 2000 г. от двух источников, составила 0,7 Зв (вклад радона – 77%). Предотвращенная к 2015 г. в результате переселения в 2007 г. доза составляет 38 мЗв. Снижение в основном достигнуто за счет меньшей объемной активности радона в зданиях. Заключение: максимальное сокращение дозы облучения населения с. Муслюмово могло быть осуществлено в случае своевременного переселения на незагрязненную территорию и применения превентивных радонозащитных мероприятий.

Ключевые слова: Теча, радиоактивное загрязнение, радон, переселение, предотвращенная доза.

Введение

В период 1949–1956 гг. в результате деятельности производственного объединения (ПО) «Маяк» (первого советского предприятия по производству оружейного плутония) радиоактивные отходы производства попали в реку Теча, что привело к загрязнению воды, донных отложений и поймы [1, 2]. На загрязненной территории поймы реки находилось более 40 населенных пунктов, в которых проживало более 20 000 человек [1]. Радиоактивные сбросы содержали ряд продуктов деления, включая короткоживущие (^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru + ^{106}Rh и ^{144}Ce + ^{144}Pr) и долгоживущие (^{90}Sr и ^{137}Cs) радионуклиды. Вклад других радионуклидов составлял менее 10% (^{91}Y , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce и др.) [2]. Основные сбросы в реку пришлось на период с сентября 1950 г. по октябрь 1951 г. [2, 3].

Сброс технологических отходов в открытую речную систему был прекращен в конце 1951 г. Однако несколько последующих лет продолжались сбросы малоактивных нетехнологических отходов и поступление радиоактивности из загрязненных верховий. Полностью пути поступления радиоактивного загрязнения были перекрыты после поэтапного сооружения системы плотин, водоемов

и обводных каналов в 1952–1965 гг. Прекращение сброса и строительство гидротехнической системы привели к снижению содержания радионуклидов в воде и мощности дозы гамма-облучения в пойме реки Теча за счет распада короткоживущих гамма-излучающих радионуклидов.

Для снижения облучения населения в первые годы после загрязнения было введено ограничение на использование речной воды для питья и других хозяйственных нужд. Одновременно осуществлялось строительство новых водопроводных сетей и бурение артезианских скважин. На территории населенных пунктов доступ к реке был ограничен заграждениями из колючей проволоки. За пределами деревень по берегу реки высаживались плотные лесные насаждения. В период 1955–1960 гг. жители 26 населенных пунктов (более половины из них расположены на реке Теча) были эвакуированы.

В целом, мероприятия, направленные на снижение облучения населения, включали:

- прекращение сбросов радиоактивных отходов;
- запрет на использование воды из реки;
- снабжение пострадавших населенных пунктов чистой водой;

Жуковский Михаил Владимирович

Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук.

Адрес для переписки: 620219, Россия, г. Екатеринбург, ул. Софьи Ковалевской, д. 20; e-mail: michael@ecko.uran.ru

– строительство плотин, системы технологических водоемов и обводных каналов для предотвращения поступления радиоактивных веществ в реку Теча;
– отселение.

Село Муслюмово с населением около 2000 чел. [1], располагавшееся в 78 км от источника сбросов, оказалась ближайшим к ПО «Маяк» неотселенным пунктом. В то же время загрязнение донных отложений и поймы реки долгоживущими радионуклидами было значительным, и дозы облучения населения при проживании в прибрежной зоне превышали фоновые. Решение об отселении было принято с учетом экологических и социальных факторов в 2006 г. Для строительства нового села была выбрана площадка на большем удалении от реки (рис. 1). Переселение жителей в новый населенный пункт было предпринято в 2007–2012 гг.

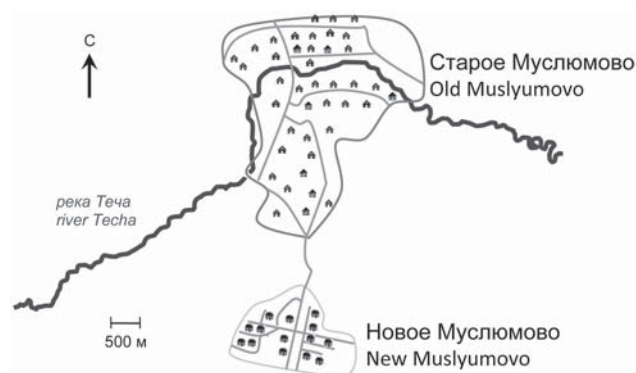


Рис. 1. Схема расположения старого и нового Муслюмова относительно реки Теча

[Fig. 1. The layout of the old and new Muslyumovo in relation to the river Tcha]

Наряду с облучением, обусловленным радиоактивным загрязнением среды, человек подвергается воздействию природных источников ионизирующего облучения, в первую очередь – радона и его дочерних продуктов [4]. Поступление радона, инертного радиоактивного газа, в воздух жилых помещений – один из наиболее существенных факторов облучения человека. Источником радона (^{222}Rn) является радий (^{226}Ra), содержащийся в грунте под зданием и в строительных материалах. Опасность радона как фактора облучения связана с образованием короткоживущих дочерних продуктов, которые присоединяются к аэрозолям и после вдыхания оседают в легких. Облучение радоном в помещениях зданий вносит основной вклад в природную составляющую облучения населения. Так, согласно современным данным, объемная активность (ОА) радона 100 Бк/м^3 приводит к увеличению риска рака легкого на 16% [5].

Анализ эффективности мероприятий по снижению доз облучения населения при радиационных авариях требует сопоставления воздействия на человека различных по биологической эффективности источников при неравномерном облучении органов и тканей. Такой анализ можно провести на основе сравнения ущербов. Поэтому в настоящей работе рассчитываются и сравниваются эффективные дозы, несмотря на то, что эту величину не рекомендуется использовать для эпидемиологических оценок и расчета индивидуального риска. Эффективная

доза оценивается на основании справочных показателей и используется для планирования и оптимизации защиты, подтверждения соблюдения пределов дозы или сравнения с референтными уровнями [6].

Цель исследования – провести анализ эффективности мероприятий по снижению доз облучения населения, проживающего на территориях, подвергшихся аварийному радиоактивному загрязнению, на основе расчета и сравнения полученных и предотвращенных доз облучения за счет техногенных и природных источников.

Материалы и методы

Эффективные дозы облучения для репрезентативного среднего взрослого человека, проживающего в Муслюмово (возраст 20 лет в 1950 г.), рассчитаны специалистами УНПЦ РМ, с учетом внешних и внутренних источников облучения. Дозы внешнего облучения рассчитывались с использованием дозиметрической системы реки Теча [7]. Дозы внутреннего облучения оценивались на основе референтных функций поступления радионуклидов [8, 9] и дозовых коэффициентов, представленных в 72-й публикации МКРЗ [10]. Современные дозы облучения населения пос. Муслюмово, ж. д. станция, в состав которого административно входит Новое Муслюмово, приведены в Комплексном докладе о состоянии окружающей среды Челябинской области в 2015 г. [11].

Для анализа облучения радоном были использованы результаты двух радоновых обследований. Радоновое обследование в старом Муслюмово было проведено в 1992 г. сотрудниками Санкт-Петербургского института радиационной гигиены под руководством Э.М. Крисюка – одного из инициаторов радоновых исследований в нашей стране. Обследование выполнялось в рамках Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона и мерах по оказанию помощи пострадавшему населению на период до 1995 г. по заданию Института промышленной экологии УрО РАН [12]. Результаты исследования 1992 г. в форме отчета хранятся в архиве ИПЭ УрО РАН. Радоновое обследование в Новом Муслюмово было проведено в 2015 г. сотрудниками радиационной лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН [13] в рамках ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 и на период до 2015 года». В целом, методика обследования в обоих случаях была сходной. Для измерения использовались твердотельные трековые детекторы, чувствительные к альфа-излучению, помещенные в диффузионные камеры [14, 15]. Радиометры радона в обоих исследованиях экспонировались в атмосфере помещений в течение 2–3 месяцев. Для проведения измерений выбирались дома, равномерно распределенные по территории населенных пунктов и представляющие все основные типы зданий.

Результаты двух радоновых обследований представлены в таблице 1. Таблица содержит среднее арифметическое (СА) и среднее геометрическое (СГ) значения ОА радона, стандартное отклонение натурального логарифма ОА радона (σ_{LN}), а также оценку доли жилищ, в которых ОА радона превышает 400 Бк/м^3 , что соответствует предельно допустимому значению эквивалентной равновесной объемной активности 200 Бк/м^3 .

Таблица 1

Основные результаты радоновых обследований

[Table 1]

The main results of the radon surveys]

Населенный пункт [Settlement]	Год [Year]	N	СА, Бк/м ³ [Arithmetic mean, Bq/m ³]	СГ, Бк/м ³ [Geometric mean, Bq/m ³]	σ_{LN}	% >400 Бк/м ³ [% >400 Bq/m ³]
Муслюмово [Muslyumovo]	1992	104	290	190	1,05	24%
Новое Муслюмово [New Muslyumovo]	2015	27	160	120	0,79	6%

Эффективные дозы, связанные с облучением радонном и дочерними продуктами, рассчитывались с использованием дозового коэффициента $9 \text{ (нЗв}\cdot\text{м}^3)/(\text{Бк}\cdot\text{ч})$, представленного в отчете НКДАР ООН [16].

Результаты и обсуждение

Сравнение результатов радоновых обследований 1992 и 2015 г. показывает заметно более низкие значения средней ОА радона в новом населенном пункте. Высокие значения ОА радона в старом Муслюмово, по-видимому, связаны с более высоким геогенным радоновым потенциалом территории [13]. Старое Муслюмово расположено в зоне молодых аллювиальных отложений, в то время как Новое Муслюмово расположено на менее проницаемых геологических формациях. Необходимо отметить также различие в характеристиках зданий двух населенных пунктов. Старое Муслюмово было преимущественно застроено избами – бревенчатыми домами с печным отоплением и подполом. В Новом Муслюмово дома были построены с применением новых типовых проектов и строительных технологий. Дома преимущественно двухэтажные с пластиковыми стеклопакетами, газовым отоплением.

Накопленные эффективные дозы, обусловленные загрязнением реки Теча и облучением радонном в жилищах, представлены на рисунке 2. Согласно проведенным оценкам, суммарная эффективная доза, связанная с радиоактивным загрязнением, накопленная репрезентативным взрослым человеком за период 1950–2000 гг., составила 144 мЗв. Значительную часть аварийной дозы составляет внутреннее облучение в результате накопления ^{90}Sr в костной ткани. Около 80% эффективной дозы было получено к 1958 г. Радиационно-защитные меры, предпринятые после 1951 г. (в первую очередь – прекращение сбросов радиоактивных отходов), согласно нашим оценкам, позволили снизить годовую эффективную дозу в 34 раза к 1956 г. Позже двукратное снижение было достигнуто к 1965 г.

Годовые эффективные дозы за счет ингаляционного поступления радона и дочерних продуктов в н.п. Муслюмово и Новое Муслюмово составляют 9,2 и 5,1 мЗв соответственно. Накопленная эффективная доза для репрезентативного взрослого жителя Муслюмово составляет 460 мЗв к 2000 г. Общая эффективная доза от двух источников составила примерно 0,7 Зв. Вклад радона – примерно 77%, вклад загрязнения реки Теча – 23%.

Предотвращенные эффективные дозы оценивались для одного реализованного и трех гипотетических (несостоявшихся) сценариев облучения:

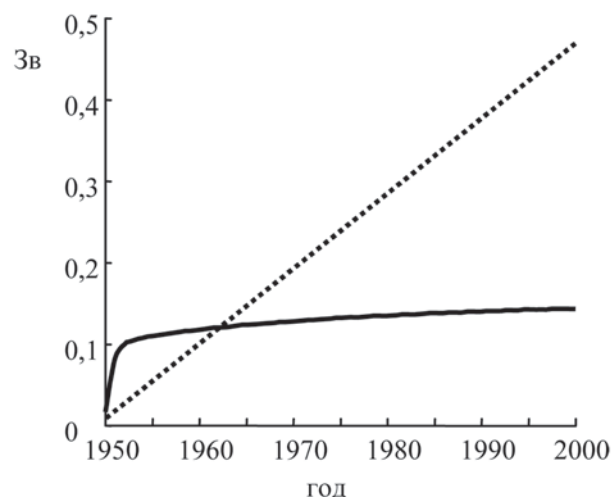


Рис. 2. Накопленные эффективные дозы облучения жителей Муслюмово за счет радиоактивного загрязнения реки Теча (сплошная линия) и радона (пунктирная линия), Зв
[Fig. 2. The accumulated effective radiation dose to the residents of Muslyumovo due to radioactive contamination of the Techa river (solid line) and radon (dashed line), Sv]

- состоявшееся переселение в Новое Муслюмово в 2007 г.;
- несостоявшаяся эвакуация в 1952 г.;
- несостоявшаяся эвакуация в 1960 г.

В качестве дополнительного гипотетического сценария рассмотрено переселение в здания с превентивной защитой от радона в 1952 г. В реальности такой сценарий не мог быть реализован в связи с тем, что на тот момент не имелось достаточно сведений о проблеме облучения человека радонном. В качестве допущения при расчетах предполагалось, что в радонозащищенных зданиях нового села ОА радона не превышала среднемировой уровень примерно 40 Бк/м³, что соответствует годовой эффективной дозе 1 мЗв.

Результаты оценок предотвращенных доз облучения к 2015 г. представлены в таблице 2. Общая доза, предотвращенная в результате переселения в 2007 г., составляет всего 38 мЗв.

Дозы облучения, связанные с загрязнением реки Теча, в основном, сформированы в первые пять лет, в то время как накопленная доза от облучения радонном равномерно возрастает и, начиная с середины 1960-х гг., превышает дозу от техногенного источника. К моменту состоявшегося переселения загрязнение реки Теча не создавало

Достиженные и возможные предотвращенные дозы, мЗв

Таблица 2

[Table 2]

Achieved and possible averted dose, mSv

Мероприятие по снижению дозы [Measures to reduce doses]	Источник облучения [Source of exposure]	
	Загрязнение р. Теча [Contamination of the Techa river]	Радон [Radon]
Переселение в 2007 г. (состоявшееся) [Resettlement in 2007 (held)]	<5*	33
Эвакуация в 1952 г. (не состоялась) [Evacuation in 1952 (not held)]	60	240
Эвакуация в 1960 г. (не состоялась) [Evacuation in 1960 (not held)]	34	210
Эвакуация в 1952 г. и переселение в здания с превентивной защитой от радона в 1952 г. (не состоялось) [Evacuation in 1952 and relocating to buildings with a preventive protection Rn in 1952 (not held)]	60	480

* Предполагалось, что годовая эффективная доза облучения в 2007–2015 гг. могла составлять не более 0,5 мЗв.

В 2015 г. в пос. Муслюмово, ж.д. станция, доза облучения составила примерно 0,2 мЗв [11].

[It was expected that the annual effective dose in 2007–2015, could be no more than 0.5 mSv. In 2015 in the village Muslyumovo the radiation dose was approximately 0.2 mSv [11] (In Russ.)]

значимых доз облучения для жителей Муслюмово при соблюдении режима ограничения доступа к реке.

В Новом Муслюмово (реализованный сценарий) снижение средней дозы облучения на 4 мЗв было достигнуто за счет меньшей ОА радона. Эвакуация жителей Муслюмово в 1952 г. позволила бы снизить суммарную дозу на 40% также в большей степени за счет меньшего геогенного радонового потенциала на территории Нового Муслюмово.

Значительное снижение дозы облучения населения села Муслюмово могло быть достигнуто при выполнении двух условий: во-первых, срочная эвакуация в первый год после загрязнения реки, во-вторых, применение превентивных радонозащитных мероприятий, включающих выбор территории для переселения с наименьшим геогенным радоновым потенциалом и использование радонобезопасных технологий строительства. Переселение в дома, в которых дозы от облучения радоном составляют 1 мЗв в год, позволило бы снизить накопленные дозы облучения до менее чем 0,5 Зв.

Заключение

Облучение населения прибрежных сел реки Теча имеет сложную структуру, включающую дозы за счет техногенных и природных источников. Соотношение между источниками облучения меняется в пространстве и во времени. Цели радиационной безопасности могут быть достигнуты за счет оптимизации облучения от всех источников.

Максимальное сокращение дозы облучения населения с. Муслюмово могло быть осуществлено в случае своевременного переселения на незагрязненную территорию и применения превентивных радонозащитных мероприятий, включающих выбор территории с наименьшим геогенным радоновым потенциалом и использование радонобезопасных технологий строительства.

Литература

1. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / под ред. А.В. Аксеева, М.Ф. Киселева. – М., 2001. – 532 с.

2. Дегтева, М.О. Современное представление о радиоактивном загрязнении реки Теча в 1949–1956 гг. / М.О. Дегтева [и др.] // Радиационная Биология. Радиозология. – 2016. – Т. 56, № 5. – С. 523–534.
3. Shagina N.B., Vorobiova M.I., Degteva M.O. [et al.] Reconstruction of the contamination of the Techa River in 1949–1951 as a result of releases from the «Mayak» Production Association. Radiat Environ Biophys, 2012, 51(4), pp. 349–66. – Available from: <http://link.springer.com/article/10.1007/s00411-012-0414-0> (дата обращения: 03.02.2017).
4. Ярмошенко, И.В. Обзор рекомендаций МАГАТЭ по защите от облучения радоном в жилищах / И.В. Ярмошенко, Г.П. Малиновский, А.В. Васильев, М.В. Жуковский // АНРИ. – № 4 (83), 2015. – С. 22–28.
5. Публикация 115 МКРЗ. 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. – М.: Изд-во «ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России», 2013. – 92 с. http://www.icrp.org/docs/P115_russian%20edition.pdf (дата обращения: 03.02.2017).
6. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ) / под общей ред. М.Ф.Киселева, Н.К.Шандалы. – М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. – 312 с. http://www.icrp.org/docs/P103_Russian.pdf (дата обращения: 03.02.2017)
7. Degteva M.O., Vorobiova M.I., Tolstykh E.I. [et al.] Development of an improved dose reconstruction system for the Techa River population affected by the operation of the Mayak Production Association. Radiat. Res. 2006, 166, pp. 255–70.
8. Tolstykh E.I., Degteva M.O., Peremyslova L.M. [et al.] Reconstruction of long-lived radionuclide intakes for Techa riverside residents: strontium-90. Health Phys. 2011, 101(1), pp. 28–47.
9. Tolstykh E.I., Degteva M.O., Peremyslova L.M. [et al.] Reconstruction of long-lived radionuclide intakes for Techa riverside residents: ¹³⁷Cs. Health Phys. 2013, 104(5), pp. 481–98.
10. ICRP, 1995. Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides – Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72. Ann. ICRP 26 (1).

11. Официальный сайт Министерства экологии Челябинской области. Комплексный доклад о состоянии окружающей среды Челябинской области в 2015 году. <http://www.mineso174.ru/htmlpages/Show/protectingthepublic/2015> (дата обращения 30.01.2017)
12. Чуканов, В.Н. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона / В.Н. Чуканов [и др.]. – Екатеринбург, 1993. – 66 с.
13. Yarmoshenko I., Malinovsky G., Vasilyev A. [et al.] Geogenic and anthropogenic impacts on indoor radon in the Tcha River region. *Science of the Total Environment*, 2016, 571: 1298-303.
14. Маренный, А.М. Методические аспекты измерений средней объемной активности радона в помещениях интегральным трековым методом / А.М. Маренный // АНРИ. – 2012. – № 4. – С. 13–20.
15. Николаев, В.А. Твердотельные трековые детекторы в радиационных исследованиях / В.А. Николаев. – СПб.: Изд-во Политехнического университета, 2012. – 283 с.
16. UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects Atomic Radiations), 2009. Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2006 report to the General Assembly, vol. II. Annex E: Source-to-effects assessment for radon in homes and workplaces, United Nations (NY). – Available from: http://www.unscear.org/docs/publications/2006/UNSCEAR_2006_Annex-E-CORR.pdf (дата обращения: 03.02.2017)

Поступила: 26.01.2017 г.

Жуковский Михаил Владимирович – доктор технических наук, профессор, главный научный сотрудник, директор Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук. **Адрес для переписки:** 620219, Россия, г. Екатеринбург, ул. Софьи Ковалевской, д. 20. E-mail: michael@ecko.uran.ru

Ярмошенко Илья Владимирович – кандидат физико-математических наук, старший научный сотрудник, заместитель директора Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Малиновский Георгий Петрович – кандидат биологических наук, научный сотрудник Института промышленной экологии Уральского отделения Российской Академии Наук, Екатеринбург, Россия

Толстых Евгения Игоревна – доктор биологических наук, профессор, ведущий научный сотрудник биофизической лаборатории Уральского научно-практического центра радиационной медицины Федерального медико-биологического агентства, Челябинск, Россия

Для цитирования: Жуковский М.В., Ярмошенко И.В., Малиновский Г.П., Толстых Е.И. Анализ эффективности мероприятий по снижению доз облучения населения от техногенных и природных источников на примере села Муслюмово, река Теча // *Радиационная гигиена*. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 30–35. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-30-35.

Analysis of the effectiveness of measures on reduction population radiation doses due to technogenic and natural sources on the example of Muslyumovo village, the river Tcha

Mikhail V. Zhukovsky¹, Ilya V. Yarmoshenko¹, Georgy P. Malinovsky¹, Evgeniya I. Tolstykh²

¹ Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

² Ural Research Center For Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency of Russia, Chelyabinsk, Russia

The aim of the study was to analyze the effectiveness of measures on reduction of population radiation exposure at the radioactively contaminated territories by comparing radiation doses due to natural and technogenic sources. Materials and methods: the effective doses of radiation exposure due to the Tcha River contamination in Muslyumovo were calculated using the data on radionuclide intakes and coefficients recommended by ICRP. Exposure to radon was estimated based on the results of radon surveys of Muslyumovo in 1992 and New Muslyumovo in 2015. Results: the total effective dose due to the Tcha River contamination accumulated over the period 1950–2000 was 144 mSv. Annual effective doses due to

Mikhail V. Zhukovsky

Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences

Address for correspondence: Sofia Kovalevskaya Str., 20, Ekaterinburg, 620219, Russia; Email: onischenko@ecko.uran.ru

radon in Muslyumovo and New Muslyumovo were 9,2 and 5,1 mSv respectively. The total effective dose received due to the natural and technogenic radiation was about 0,7 Sv (a contribution of radon is 77%). The total averted dose by the year 2015 due to resettlement in 2007 is 38 mSv. The dose reduction appeared mostly due to lower radon exposure. Conclusion: the maximum reduction of population exposure could be achieved by means of timely evacuation to uncontaminated territory together with the indoor radon prevention measures.

Key words: *Techa River, radioactive contamination, radon, evacuation, averted dose.*

References

1. Medical-biological and ecological impacts of radioactive contamination of the Techa River. Ed.: A.V. Akleyev, M.F. Kiselev. M., 2001, 532 p. (in Russian).
2. Degteva M.O., Shagina N.B., Vorobiova M. I. [et al.] Contemporary understanding of radioactive contamination of the Techa River in 1949–1956. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya = Radiation Biology. Radioecology*, 2016, No 56(5), pp. 523–534 (in Russian).
3. Shagina N.B., Vorobiova M.I., Degteva M.O. [et al.] Reconstruction of the contamination of the Techa River in 1949–1951 as a result of releases from the “Mayak” Production Association. *Radiat Environ Biophys*, 2012, No 51(4), pp. 349–66. – Available from: <http://link.springer.com/article/10.1007/s00411-012-0414-0> (Accessed: February 03, 2017).
4. Yarmoshenko I., Malinovsky G., Vasilyev A., Zhukovsky M., Review of the IAEA Recommendations on Protection Against Exposure to Indoor Radon. ANRI, 2015, Vol. 4, pp. 22–28 (In Russian).
5. ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1). – Available from: http://www.icrp.org/docs/P115_russian%20edition.pdf (Accessed: February 03, 2017) (In Russian).
6. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4) – Available from: http://www.icrp.org/docs/P103_Russian.pdf (Accessed: February 03, 2017) (In Russian).
7. Degteva M.O., Vorobiova M.I., Tolstykh E.I. [et al.] Development of an improved dose reconstruction system for the Techa River population affected by the operation of the Mayak Production Association. *Radiat. Res.*, 2006, Vol. 166, pp. 255–70.
8. Tolstykh E.I., Degteva M.O., Peremyslova L.M. [et al.] Reconstruction of long-lived radionuclide intakes for Techa riverside residents: strontium-90. *Health Phys.*, 2011, No 101(1), pp. 28–47.
9. Tolstykh E.I., Degteva M.O., Peremyslova L.M. [et al.] Reconstruction of long-lived radionuclide intakes for Techa riverside residents: ¹³⁷Cs. *Health Phys.*, 2013, No 104(5), pp. 481–98.
10. ICRP, 1995. Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides – Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72. Ann. ICRP 26 (1).
11. Official website of the Ministry of ecology of the Chelyabinsk region. A comprehensive report on the state of environment of the Chelyabinsk region in 2015. Available from: <http://www.mineco174.ru/htmlpages/Show/protectingthepublic/2015> (Accessed: January 30, 2017) (In Russian).
12. Chukanov V.N., Volobuev P.V., Drozhko E.G. [et al.] The genesis and the concept of the State program of the Russian Federation on radiation rehabilitation of the Ural region. Ekaterinburg, 1993, 66 p. (In Russian).
13. Yarmoshenko I., Malinovsky G., Vasilyev A. [et al.] Geogenic and anthropogenic impacts on indoor radon in the Techa River region. *Science of the Total Environment*, 2016, 571: 1298–303.
14. Marennyy A.M. Methodical Aspects of Measurements Average Indoor Radon Volume Activity Using the Integral Track Method. ANRI, 2012, No 4, pp. 13–20 (In Russian).
15. Nikolaev V.A. Solid-state track detectors in the radiation researches. St. Petersburg, Publishing house of the Polytechnic University, 2012, 283 p. (in Russian).
16. UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects Atomic Radiations), 2009. Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2006 report to the General Assembly, vol. II. Annex E: Source-to-effects assessment for radon in homes and workplaces, United Nations (NY). Available from: http://www.unscear.org/docs/publications/2006/UNSCEAR_2006_Annex-E-CORR.pdf (Accessed: February 03, 2017).

Received: January 26, 2017

For correspondence: Mikhail V. Zhukovsky – Doctor of Technical Science, Professor, Director, Chief Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Sofia Kovalevskaya Str., 20, Ekaterinburg, 620219, Russia; Email: onischenko@ecko.uran.ru)

Ilya V. Yarmoshenko – Candidate of Physical and Mathematical Sciences, Deputy Director, Senior Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Georgy P. Malinovsky – Candidate of Biological Science, Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Evgeniya I. Tolstykh – Lead Researcher, Urals Research Center For Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency of Russia, Chelyabinsk, Russia

For citation: Zhukovsky M.V., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P., Tolstykh E.I. Analysis of the effectiveness of measures on reduction population radiation doses due to technogenic and natural sources on the example of Muslyumovo village, the river Techa. *Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene*, 2017, Vol. 10, No 1, pp. 30–35. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-30-35.

Анализ риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями у населения, облучившегося на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа за период с 1957 по 2009 г.

С.С. Силкин, Л.Ю. Крестинина, Е.И. Толстых, С.Б. Епифанова

Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России, Челябинск, Россия

Цель исследования: оценить риск заболеваемости злокачественными новообразованиями в Челябинской субкогорте жителей Восточно-Уральского радиоактивного следа за 53-летний период наблюдения с использованием индивидуализированных доз, накопленных в мягких тканях, рассчитанных на основе новой дозиметрической системы TRDS-2016. Материалы и методы: термический взрыв емкости хранилища радиоактивных отходов производственного объединения «Маяк» в сентябре 1957 г. привел к образованию Восточно-Уральского радиоактивного следа и облучению населения, проживавшего на территории следа. Члены сформированной когорты получили хроническое внешнее и внутреннее облучение, средняя доза на мягкие ткани за весь период наблюдения составила 30 мГр, максимальная — 690 мГр. Численность анализируемой когорты составила 21 394 человека. За 53 года (с 1957 по 2009 г.) в когорте на территории наблюдения зарегистрировано 1426 случаев злокачественных новообразований, исключая 73 гемобластоза и 101 случай злокачественных новообразований кожи (без меланомы). Число человеко-лет под риском составило 437 719. Индивидуализированные дозы для членов когорты оценены на основе усовершенствованной дозиметрической системы, разработанной сотрудниками Уральского научно-практического центра радиационной медицины. Анализ проведен методом Пуассоновской регрессии с использованием программного обеспечения AMFIT. Доверительные интервалы рассчитаны с использованием метода максимального правдоподобия. Результаты: впервые проведен анализ риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями в Челябинской субкогорте жителей Восточно-Уральского радиоактивного следа. Получено значимое увеличение риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями с увеличением дозы за 53-летний период. Избыточный относительный риск на 100 мГр по линейной модели составил 0,049/100 мГр (90% ДИ: 0,003; 0,010). Не выявлено значимой модификации величины избыточного относительного риска нерадиационными факторами. Исследование показало, что величина избыточного относительного риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями на единицу дозы при хроническом облучении в пределах малых или средних доз может быть сопоставима с таковой при высоких дозах.

Ключевые слова: ионизирующее излучение, Восточно-Уральский радиоактивный след, когорта, солидные раки, риск заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями, избыточный относительный риск.

Введение

29 сентября 1957 г. в связи с выходом из строя системы охлаждения произошел взрыв емкости с жидкими радиоактивными отходами на ПО «Маяк», приведший к образованию Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС), а также облучению населения, проживающего на его территории. В результате аварии часть радиоактивных веществ взрывом поднялась в воздух на высоту до 2 км, образовав облако, состоящее из жидких и твердых аэрозолей. В течение суток радиоактивные вещества распространились на территорию, охватывающую примерно 350 км в северо-восточном направлении от места взрыва

(в основном, территории Челябинской и Свердловской областей). В атмосферу было выброшено более 20 миллионов Ки радиоактивных веществ (основные радионуклиды $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, ^{95}Zr + ^{95}Nb , ^{106}Ru + ^{106}Rh , ^{144}Ce + ^{144}Pr , ^{137}Cs), около 18 миллионов Ки из которых выпало на территории ПО «Маяк», а 2 миллиона Ки – за пределами предприятия, образовав ВУРС. 22 населенных пункта, располагавшиеся вдоль оси радиоактивного следа, где плотность загрязнения по Sr^{90} превышала 2 Ки/км², были поэтапно переселены на чистые территории в близлежащих районах в зависимости от уровня загрязнения через 10–14, 250, 330 и 670 дней после аварии [1].

Силкин Станислав Сергеевич

Уральский научно-практический центр радиационной медицины.

Адрес для переписки: 454076, Россия, г. Челябинск, ул. Воровского, 68-А; e-mail: silkin@urcrm.ru

В Уральском научно-практическом центре радиационной медицины (УНПЦ РМ) в 1990-е гг. был создан персонализированный регистр облученного на ВУРС населения и их потомков, на базе которого в дальнейшем создана когорта для анализа влияния радиации на здоровье лиц, проживающих на загрязненных территориях. Первые работы, проводимые в УНПЦ РМ [1–6] по изучению отдаленных эффектов облучения у лиц, включенных в когорту ВУРС, не обнаружили достоверного влияния дозы на здоровье населения.

В настоящем исследовании впервые представлены результаты анализа риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями населения, облученного на ВУРС. Период наблюдения по сравнению с анализом смертности [7] увеличен на 3 года. Анализ впервые проведен с использованием индивидуализированных оценок доз, накопленных в органах за весь период наблюдения, рассчитанных сотрудниками биофизической лаборатории УНПЦ РМ на основе усовершенствованной дозиметрической системы TRDS-2016 [8].

Цель исследования – оценка избыточного относительного риска заболеваемости злокачественными новообразованиями в Челябинской субкогорте жителей ВУРС (ЧС ВУРС) за 53-летний период наблюдения с использованием индивидуализированных доз, накопленных в мягких тканях, рассчитанных на основе дозиметрической системы TRDS-2016.

Задачи исследования

1. Описательный анализ заболеваемости солидными ЗНО в ЧС ВУРС за 53-летний период.
2. Оценка дозовой зависимости риска заболеваемости солидными ЗНО в ЧС ВУРС с использованием инди-

видуализированных доз, рассчитанных по дозиметрической системе TRDS-2016.

3. Оценка зависимости величины избыточного относительного риска (ИОР) заболеваемости солидными ЗНО от нерадиационных факторов.

Материалы и методы

Описание когорты

В сформированную для анализа заболеваемости когорту ЧС ВУРС (21 394 человека) включено население 19 переселенных деревень Челябинской области, проживавшее или родившееся в этих деревнях с момента аварии до момента переселения (1957–1959 гг.), и жители 14 непереселявшихся деревень 2 сельских советов, расположенных близко к границе отселения в головной части ВУРС, родившихся или проживавших в них в период с 29 сентября 1957 г. до 1 января 1960 г. Жители трех деревень, эвакуированных с территории Свердловской области (около 1000 человек), были исключены из анализа по причине ограниченного доступа к данным о заболеваемости лиц, проживающих в Свердловской области. По сравнению с численностью когорты (21 427 человек), описанной в 2013 г. при анализе смертности от солидных ЗНО [7], ЧС ВУРС уменьшилась на 33 человека (13 человек были исключены из анализа, т.к. имели заболевание ЗНО до даты аварии и 20 человек были удалены как дублирующие записи). Демографические характеристики ЧС ВУРС приведены в таблице 1.

Согласно демографическим характеристикам, в ЧС ВУРС преобладают женщины (56%), лица славянской национальности составляют 60%, татары и башкиры – 40%, проживающие в неэвакуированных деревнях составляют 60%, эвакуированные – 40%. На момент начала наблюдения члены когорты в возрасте до 20 лет составляли 42%.

Демографические характеристики членов когорты ЧС ВУРС

Таблица 1

[Table 1]

Demographic characteristics of the ChS EURT cohort members]

Параметры [Parameters]	Число человек [Persons number]	% от общего числа [% of total]
Пол [Sex]		
Мужчины [male]	9495	44%
Женщины [female]	11899	56%
Национальность [Ethnicity]		
Татары и башкиры [Tatars and Bashkirs]	8480	40%
Славяне [Slavs]	12914	60%
Факт эвакуации [Evacuation]		
Эвакуированные [evacuated]	8472	40%
Постоянно проживающие [residents]	12922	60%
Возраст на 31.12.1959 [Age as of 31.12.1959]		
0–19	8932	42%
20–39	7114	33%
40–59	3361	16%
60 и старше [60 and older]	1987	9%
Всего в ЧС ВУРС [Total in the ChS EURT]	21394	100%

Территория наблюдения

База данных УНПЦ РМ содержит различные регистры, включая историю проживания каждого человека, регистр раковой заболеваемости облученного населения, регистр причин смерти и др. Данные всех регистров постоянно обновляются в текущем режиме. Указанные обстоятельства позволяют нам идентифицировать случаи заболеваний и причин смерти у облученного населения, проживающего или проживавшего на наблюдаемой территории в разные периоды времени. Эта же информация позволяет нам установить дату миграции с территории наблюдения (ТН), а также дату возвращения на ТН. Наличие истории проживания за весь период наблюдения позволяет нам включать в анализ только те случаи и человеко-годы для каждого человека, которые он проживал на ТН, что помогает нам избежать возможное отклонение (bias) в оценках заболеваемости или смертности, связанное с миграцией.

Территория наблюдения за заболеваемостью (ТНЗ) в сравнении с территорией наблюдения за смертностью (ТНС) (включавшей всю Челябинскую и Курганскую области), была ограничена 5 районами Челябинской области (Аргаяшский, Сосновский, Каслинский, Красноармейский, Кунашакский районы), г. Челябинском и г. Озерском, где мы имели возможность собирать информацию об онкологической заболеваемости членов когорты с 1957 по 2009 г. По сравнению с предыдущими исследованиями период наблюдения за членами когорты был расширен до 53 лет (с 1957 по 2009 г.). К концу периода наблюдения (31.12.2009) из 21 394 членов ЧС ВУРС на ТНЗ оставались живы 20% членов когорты, 37% умерли, 28% мигрировали с территории наблюдения, для 15% жизненный статус на конец 2009 г. был неизвестен. На 90% умерших лиц имеется документальное подтверждение причины смерти (табл. 2).

Случаи ЗНО

Основным источником информации о случае ЗНО являлись извещения о впервые выявленном случае ЗНО из Челя-

Жизненный статус членов когорты ЧС ВУРС к концу периода наблюдения

Таблица 2

[Table 2]

Vital status of the ChS EURT cohort members at the end of follow-up]

Жизненный статус к 31.12.2009 [Vital status by 31.12.2009]	Число человек, [persons number]	% от общего числа [% of total]
Жив [Alive]	4333	20%
Умер [Deceased]	7920	37%
Причина смерти известна [cause of death known]	7155	90%
Причина смерти неизвестна [cause of death unknown]	765	10%
Статус неизвестен [Unknown status]	3134	15%
Мигранты [Migrants]	6007	28%
Всего ЧС ВУРС [Total in the ChS EURT]	21 394	100%

бинского областного онкологического диспансера, которые, начиная с 1956 г., копировались на бумажные носители для всех жителей 5 районов Челябинской области (Кунашакский, Красноармейский, Каслинский, Аргаяшский и Сосновский), а начиная с 1980-х гг. собирались копии извещений для членов когорт, мигрировавших в г. Челябинск, г. Озерск. С 2007 г. идентификация членов когорт со случаями ЗНО проводится с помощью пересечения электронных регистров когорты и онкологического регистра Челябинской области. Вторым источником информации о случаях ЗНО являлись свидетельства о смерти, которые собирались с большей территории (всей Челябинской и Курганской области) и компенсировали нам вероятную потерю ретроспективно собирающейся информации о случаях ЗНО в ранние годы. В таблице 3 представлена структура солидных ЗНО, зарегистрированных у членов ЧС ВУРС за период с 1957 по 2009 г. на ТН за заболеваемостью.

Структура ЗНО в ЧС ВУРС по локализациям

Таблица 3

[Table 3]

Cancer structure by sites]

Локализация ЗНО (рубрика МКБ-10) [Cancer sites (ICD-10 codes)]	Мужчины [Male]		Женщины [Female]		Всего [Total]	
	Число ЗНО [number of cancer]	%	Число ЗНО [number of cancer]	%	Число ЗНО [number of cancer]	%
Губы, полости рта и глотки (C00-C14) [Lip, oral cavity, throat]	60	8,5	18	2,5	78	5,5
Пищевода (C15) [Oesophagus]	45	6,4	45	6,3	90	6,3
Желудка (C16) [Stomach]	135	19,1	121	16,8	256	18,0
Толстого кишечника (C18) [Colon]	23	3,3	32	4,4	55	3,9
Др. отделов кишечника, брюшной полости и печени (C17, C19-C26) [Other sites within the digestive organs]	66	9,3	89	12,4	155	10,9

Локализация ЗНО (рубрика МКБ-10) [Cancer sites (ICD-10 codes)]	Мужчины [Male]		Женщины [Female]		Всего [Total]	
	Число ЗНО [number of cancer]	%	Число ЗНО [number of cancer]	%	Число ЗНО [number of cancer]	%
Трахеи, бронхов и легкого (C33-C34) [Trachea, bronchus, lung]	229	32,4	38	5,3	267	18,7
Др. отделов дыхательной системы (C30-C32, C37-C39) [Other organs of respiratory tract]	26	3,7	3	0,4	29	2,0
Костей и суставных хрящей (C40-C41) [Bones, articular cartilage]	1	0,1	2	0,3	3	0,2
Меланома (C43) [Melanoma]	7	1,0	6	0,8	13	0,9
Соединительной ткани (C45-C49) [Connective tissue]	7	1,0	3	0,4	10	0,7
Молочной железы (C50) [Breast]	2	0,3	97	13,5	99	6,9
Матки (C53-C54) [Uterus]	0	0,0	53	7,4	53	3,7
Др. женских половых органов (C51, C52, C55-C58) [Other female genital organs]	0	0,0	132	18,3	132	9,3
Мужских половых органов (C60-C62) [Male genital organs]	26	3,7	0	0,0	26	1,8
Мочевого пузыря и др. органов мочевой системы (C64-C68) [Bladder and other urinary organs]	39	5,5	18	2,5	57	4,0
Щитовидной железы (C73) [Thyroid]	2	0,3	20	2,8	22	1,5
Др. и неуточненных локализаций (C69-C72, C74-C80) [Other not specified sites]	38	5,4	43	6,0	81	5,7

Всего было зарегистрировано 1426 случаев солидных ЗНО, за исключением 101 прижизненного случая ЗНО кожи без меланомы, которые в большинстве международных исследований исключаются из анализа в связи со снятием с учета базальноклеточного рака после 5-летней ремиссии и возможной неполнотой этих данных. В структуре заболеваемости ЗНО (см. табл. 3) у мужчин первые 3 места занимают ЗНО трахеи, бронхов и легкого – 32,4%, желудка – 19,1% и тонкого и толстого кишечника, печени и других органов брюшной полости – 12,6%. У женщин на первом месте находятся ЗНО женских половых органов – 25,7%, на втором – тонкого и толстого кишечника, печени и других органов брюшной полости – 16,8% и ЗНО желудка – 16,8%. Также у женщин достаточно частой локализацией являются ЗНО молочной железы – 13,5% (см. табл. 3). Всего за весь период наблюдения морфологическое подтверждение имеют 43% случаев, инструментальное (рентгенография, УЗИ, КТ, МРТ, эндоскопия) – 10%, имеющие только свидетельства о смерти – 27% и 20% включают случаи, на которых нет информации об источнике или выставлены на основе клинических данных.

Качество данных постоянно улучшается, что подтверждается увеличивающейся со временем долей случаев ЗНО с морфологическим подтверждением, а также уменьшающейся долей случаев, основанных только на

свидетельствах о смерти. Объединенная доля морфологической и инструментальной подтвержденности увеличилась с 33% (1957–1989 гг.) до 77% (1990–2009 гг.), а доля случаев, имеющих только свидетельство о смерти, уменьшилась с 39% до 14%. Кроме того, меньшая доля подтвержденности диагнозов ЗНО за ранние годы связана с тем, что архивы с указанием источника верификации диагнозов за этот период не сохранились. Возможная неполнота данных за первые годы не была связана с дозой, полученной членами когорты, поэтому не должно быть сильных смещений в оценках заболеваемости.

Оценка доз облучения членов когорты

Индивидуализированные дозы облучения для каждого члена когорты были рассчитаны с использованием последней версии дозиметрической системы TRDS-2016. Структура дозиметрической системы и наборы параметров были описаны ранее [9–12]. Последние усовершенствования TRDS касались уточнения референтных функций поступления радионуклидов с рационом в расчете на единичную плотность загрязнения по ^{90}Sr на территории ВУРСа, а также референтных функций для членов когорты, эвакуированных в течение 10–14 дней после взрыва. Восстановление поступления радионуклидов базировалось на данных измерений содержания ^{90}Sr в организме

человека и образцах продуктов питания. Для валидации функции поступления впервые были использованы результаты измерений активности экскретов жителей ВУРСа в период с 1958 по 1959 г. Ранее также была усовершенствована поло-возрастная биокинетическая модель для стронция [13]. В рамках дозиметрической системы оценивается накопленная внутренняя доза от техногенных радионуклидов (^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{137}Cs), поступивших с рационом за весь период наблюдений. Для расчётов доз от нестронциевых радионуклидов использовали биокинетические и дозиметрические модели МКРЗ. Дозы внешнего облучения были оценены по результатам многочисленных измерений мощности дозы в воздухе, выполненных в различные периоды времени после аварии.

Параметры индивидуализации доз облучения включали пол, возраст и точные календарные периоды проживания на радиоактивно загрязнённых территориях с известной плотностью первоначального загрязнения по ^{90}Sr .

Ввиду неравномерного распределения радионуклидов в организме человека отдельные органы различаются не только по накопленной дозе, но и по относительным вкладам различных источников облучения. Дозы также существенно зависят от возраста. В среднем для жителей неэвакуированных населённых пунктов накопленная доза на красный костный мозг примерно в 10 раз выше, чем доза на толстый кишечник; в свою очередь, доза на толстый кишечник в 6 раз превышает дозу на желудок. Подходы к выбору органных доз для анализа радиогенных рисков для раков различной локализации представлены ниже.

Методы анализа

Поскольку при анализе риска заболеваемости солидными ЗНО предполагается использование единой дозы на всех членов когорты, то была выбрана доза, поглощённая в органах наиболее часто встречаемых локализаций ЗНО. Как следует из таблицы 2, наиболее частыми являются ЗНО желудка, пищевода легких, репродуктивных органов и мочеполовой системы, доза облучения которых близка к дозе на желудок, которую мы использовали как аналог дозы на мягкие ткани. Поскольку очевидно, что опухоли толстого кишечника и кости (составляющие всего 4% от всех ЗНО) связаны с другой дозой облучения органа, мы провели анализ риска с включением (для сопоставимости с результатами других исследований) и исключением этих локализаций. Мы также не рассматривали в анализе случаи ЗНО кожи (исключая меланому). На рисунке 1 представлена гистограмма распределения членов ЧС ВУРС по дозе, накопленной в желудке.

Можно отметить, что максимальную дозу (более 500 мГр) получили менее 1% членов когорты, дозу от 100 до 500 мГр получили 5% членов когорты и 94% членов когорты получили дозу до 100 мГр (диапазон малых доз).

Методы статистического анализа

Многофакторный анализ зависимости показателей заболеваемости от радиационных и нерадиационных факторов был проведен с использованием простой параметрической модели избыточного относительного риска (ИОР) программы AMFIT статистического пакета EPICURE [14]. Вид дозового ответа тестировался с использованием

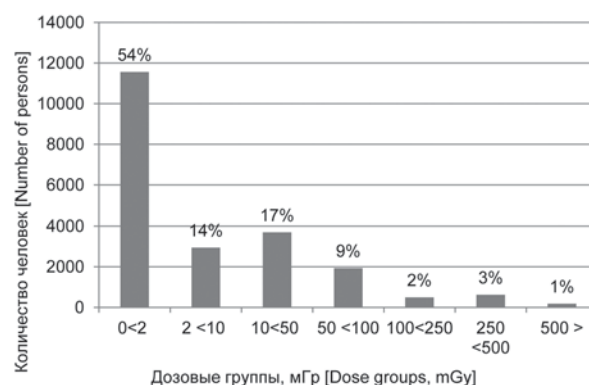


Рис. 1. Распределение членов ЧС ВУРС по дозовым группам на желудок
[Fig. 1. The ChS EURT cohort members distribution by stomach dose categories]

линейной, линейно-квадратичной и квадратичной зависимости. Модель ИОР для расчета уровней заболеваемости ЗНО может быть представлена следующим образом:

$$\lambda(a, d, z) = \lambda_0(a, z_0)(1 + \rho(d)\varepsilon(z_1)) \quad (1)$$

где a – это достигнутый возраст, d – доза (Гр), а z_0 – другие факторы, которые могут влиять на базисные уровни (λ_0), а z_1 – факторы, которые могут модифицировать ИОР. Избыточный риск описан как произведение функции дозового ответа ($\rho(d)$) на функцию модификации эффекта ($\varepsilon(z_1)$). В квадратичной модели дозовый ответ описывается как ($\rho(d^2)$).

С помощью программы DATAB пакета EPICURE были созданы таблицы человеко-лет и случаев ЗНО с категориями по полу, национальности (славяне; татары и башкиры), возрасту на начало облучения (5-летние категории от 10 до 60 и более лет) и достигнутому возрасту (по 5-летиям, начиная от 0 по 74 и более лет), календарным периодам (по 5-летиям, начиная с 1957 г. по 2009 г.), времени после облучения (11 категорий по 5 лет, начиная с 1957 г.), по двум категориям года рождения когорты (до 1932 г. или после 1932 г.), а также по дозовым категориям, со следующими нижними границами дозы на желудок: 0, 2, 5, 10, 20, 50, 100, 250, 500 мГр. В качестве дозы использована доза, поглощённая в желудке за весь период наблюдения с 5-летним отставанием (лагом), соответствующим минимальному латентному периоду для реализации солидных опухолей. Дополнительная стратификация была проведена по факту эвакуации. Детальная стратификация позволяла скорректировать базовые уровни заболеваемости и дозовый ответ при значимой зависимости от каких-либо из указанных факторов. Статистическая значимость и доверительные интервалы определялись с помощью метода максимального правдоподобия.

Результаты и обсуждение

Оценка базовых уровней

Для оценки зависимости базовых уровней заболеваемости солидными ЗНО от нерадиационных факторов с помощью программы AMFIT (статистический пакет EPICURE) тестировалось влияние следующих факторов:

пол, национальность, связанная с полом, календарный период наблюдения (до 1986 г. и после), год рождения когорты, факт эвакуации, а также поло-специфичная степенная зависимость от достигнутого возраста в виде логарифма и квадрата логарифма достигнутого возраста. При одновременном включении в модель таких взаимозависимых переменных, как календарный период, год рождения когорты, возраст начала облучения, они становились незначимыми. При этом достоверно значимыми оставались такие переменные, как пол ($p < 0,001$), национальность, связанная с полом ($p < 0,001$), факт эвакуации ($p = 0,049$), логарифм и квадрат логарифма достигнутого возраста, связанные с полом ($p < 0,001$). Все достоверно значимые переменные были включены в модель для расчета базовых уровней.

Оценка зависимости доза – эффект

Величина ИОР заболеваемости солидными ЗНО была оценена при использовании линейной зависимости эффекта от дозы с различными лаг-периодами в 0, 2, 5, 10 и 15 лет. Были получены очень близкие значения ИОР при всех лаг-периодах (ИОР=0,05/100мГр) с близкой статистической значимостью (p от 0,07 до 0,08), поэтому для лучшей сопоставимости результатов был выбран минимальный латентный период, равный 5 годам, который использовался при анализе в когорте реки Теча.

Для оценки вида зависимости, описывающей дозовый эффект, были протестированы модели линейной, квадратичной и линейно-квадратичной зависимости с 5-летним лагом, а также были рассчитаны величины ИОР в дозовых группах (рис. 2). Оценка ИОР на основе линейной модели показала статистически значимую зависимость от дозы с 90% вероятностью: 0,049/100 мГр; 90% ДИ: 0,003; 0,10. Добавление к линейной модели квадратичного компонента не улучшило подгонку модели ($p > 0,05$) (на рисунке 2 не представлена). Тестирование квадратичной модели не выявило статистически значимой зависимости риска от дозы ($p = 0,2$), ИОР/100 мГр² = 0,008; 95% ДИ: -0,004; 0,021. На рисунке 2 можно видеть, что при дозах до 0,5 Гр кривая квадратичной зависимости проходит ниже линейной. Точечные оценки показывают ИОР в отдельных дозовых группах. При наличии явной тенденции к увеличению с дозой величины ИОР в отдельных точках имеют

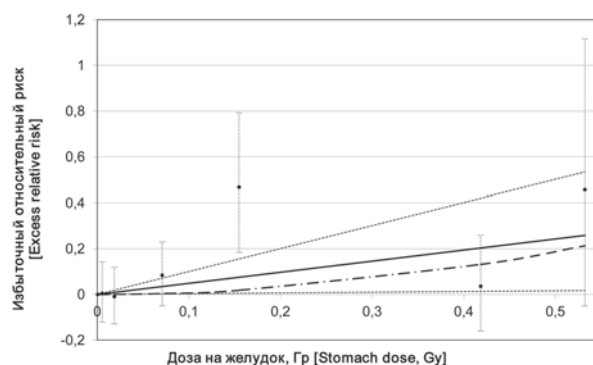


Рис. 2. Дозовая зависимость ИОР заболеваемости солидными ЗНО в ЧС ВУРС: сплошная линия – линейная модель, пунктирная линия с точкой – квадратичная модель, точки – непараметрическая модель (величины риска в различных дозовых группах), горизонтальные пунктирные линии – 90% границы доверительных интервалов для линейной модели, вертикальные пунктирные линии – 90% доверительные интервалы для непараметрических величин риска в дозовых группах

[Fig. 2. Dose dependence of solid cancer incidence ERR in the Chelyabinsk subcohort EURT: solid line – linear model, dot-and-dashed line – quadratic model, points – nonparametric model (ERR values in dose groups), dashed horizontal line – 90% bounds for linear model, vertical dashed line – 90% bounds for points]

еще большую неопределенность, связанную с небольшой статистикой. Значимое увеличение ИОР наблюдается при дозе между 100 и 200 мГр.

Согласно линейной модели, доля радиационно связанных случаев ЗНО увеличивается с увеличением дозы. Атрибутивный риск (АР) (рассчитанный как доля избыточных случаев от суммы избыточных и базовых случаев, рассчитанных по модели) в наибольших дозовых группах составляет более 17% (табл. 4).

Чтобы оценить возможное влияние различий в дозах, накопленных в кости и толстом кишечнике, на величину риска заболеваемости всеми солидными ЗНО, мы провели анализ риска заболеваемости солидными ЗНО с исключением случаев ЗНО костей, толстого кишечника и кожи. В результате величина ИОР/100 мГр на основе 1368 случаев ЗНО составила 0,054 (90% 0,007; 0,107), $p = 0,06$

Таблица 4

Распределение наблюдаемых и избыточных случаев ЗНО, а также человеко-лет по дозовым группам с 5-летним лагом

[Table 4]

Distribution of observed and excess cancer cases and person-years by dose categories with a 5-year lag]

Дозовые группы, мГр [Dose groups, mGy]	Человеко-годы [Person-years]	Случаи ЗНО [Cancer cases]			
		Наблюдаемые [Observed]	Рассчитанные по модели [Calculated according to the model]		
			Базовые [Background]	Избыточные [Excess]	АР*, % [AR]
0<2	276 368	789	801,0	0,2	0,0
2<10	40 744	157	156,4	0,4	0,3
10<50	42 947	172	173,6	1,4	0,8
50<100	45 293	162	149,9	5,2	3,4
100<250	14 122	63	42,6	3,3	7,2

Дозовые группы, мГр [Dose groups, mGy]	Человеко-годы [Person-years]	Наблюдаемые [Observed]	Случаи ЗНО [Cancer cases]		
			Рассчитанные по модели [Calculated according to the model]		
			Базовые [Background]	Избыточные [Excess]	АР*, % [AR]
250<500	14 884	66	63,3	13,5	17,6
500 >	3361	17	11,8	3,0	20,3
Всего [all]	437 719	1426	1399	27	1,9

* АР – атрибутивный риск [AR – attributable risk].

и не имела значимых различий с оценкой до исключения ЗНО костей и толстого кишечника.

Модификация дозового ответа

Для линейной модели ИОР с 5-летним лаг-периодом была оценена модификация дозового ответа различными нерадиационными факторами, такими как пол, национальность, возраст к началу облучения, достигнутый возраст, факт переселения, календарный период,

год рождения когорты (табл. 5). Оценка модификации осуществлялась программой AMFIT статистического пакета EPICURE. На данном этапе не получено значимой модификации эффекта в зависимости от указанных факторов. Отмечена тенденция к более высоким показателям ИОР на единицу дозы у лиц татарской и башкирской национальности по сравнению со славянами ($p=0,085$). Отсутствие четкой зависимости величины риска от указанных факторов, скорее всего, связано с

Модификация ИОР заболеваемости ЗНО нерадиационными факторами

Таблица 5

[Table 5]

Solid cancer ERR modification by non-radiation factors]		
Параметры [Parameters]	ИОР /100мГр (95% ДИ) [ERR/100mGy,(95% CI)]	Показатель (ДИ 95%), P [Rate, (95% CI)], P-value
Пол [Sex]		Отношение Ж/М [F/M ratio]
Мужчины [Male]	0,008 (-0,060;0,096)	9,77 (0,32 – nf*)
Женщины [Female]	0,083 (0,007;0,176)	p=0,2
Национальность [Ethnicity]		Отношение Татары и Башкиры/Славяне [Ratio Tatars&Bashkirs/Slavs]
Славяне [Slavs]	0,029 (<-0,026; 0,093)	6,83 (0,55; nf >100),
Татары/башкиры [Tatars & Bashkirs]	0,200 (0,020;0,426)	p=0,085
Возраст к началу облучения [Age at exposure]		Увеличение за декаду [Increase per decade]
10 лет [10 years]	0,023 (nf <-0,007; 0,112)	1,31 (0,52; 107,1)
40 лет [40 years]	0,051 (nf<-0,001; 0,116)	p=0,3
Достигнутый возраст [Attained age]		Степень при возрасте, согласно модели [Power of age]
50 лет [50 years]	0,009 (nf <-0,01; 0,111)	5,46 (-2,21; 26,32)
70 лет [70 years]	0,055 (nf<-0,003; 0,136)	p=0,2
Факт переселения [Evacuation]		Отношение неэвакуированные/эвакуированные [nonevac/evac ratio]
Эвакуированные [Evacuated]	0,240 (0,038;0,618)	0,16 (0; 4,56)
Неэвакуированные [Non-evacuated]	0,039 (-0,014;0,102)	p=0,2
Календарный период [Calendar period]		Отношение <1986/1986> [<1986/1986> ratio]
До 1986 г. [Before 1986]	0,054(-0,016;0,140)	1,28(0; >100)
После 1986 г. [After 1986]	0,042(nf<-0,028;0,129)	p>0,5
Год рождения когорты [Birth cohort]		Отношение <1932/1932> [<1932/1932> ratio]
До 1932 г. [Before 1932]	0,050 (-0,014; 0,126)	1,1(0; >100)
После 1932 г. [After 1932]	0,047;(-0,035; 0,150)	P =0,2

* nf – (not found) граница доверительного интервала не может быть вычислена с заданной значимостью [confidence interval bound can't be calculated with given significance].

небольшим количеством случаев при разделении их на группы.

Высокая актуальность знаний об отдаленных эффектах облучения населения малыми дозами, а также изначальная вероятность небольшой статистической силы данных исследований делает значимым каждое исследование в этой области, проведенное на достаточном методологическом уровне.

В статье впервые описаны результаты анализа риска заболеваемости солидными ЗНО среди членов Челябинской субкогорты ВУРС. Анализ стал возможным в связи с появлением индивидуальных оценок доз, накопленных в органах членов субкогорты за весь период наблюдения, а также в связи со сбором информации о прижизненных случаях ЗНО у членов когорты за 53-летний период (с 1957 по 2009 г.) на основе ракового регистра облученного населения, созданного и поддерживаемого в УНПЦ РМ.

Анализ риска смерти от солидных ЗНО в данной когорте проводился в 1990-е гг. за 30-летний период наблюдения [1–6] с использованием доз внешнего облучения, была отмечена некоторая тенденция к превышению показателей смертности от раковых заболеваний среди облученного населения по сравнению с группой внешнего контроля, но не было найдено статистически значимой зависимости показателей от дозы внешнего облучения. Анализ риска смерти за 50-летний период с использованием индивидуальных оценок органных доз, рассчитанных по дозиметрической системе TRDS-2009, впервые был проведен в 2012 г. [7] и показал статистически значимый дозовый эффект.

Настоящий анализ, включающий 1426 случаев заболеваний солидных ЗНО (за исключением 101 ЗНО кожи) и 437 719 человеко-лет под риском за 53-летний период наблюдения так же, как и последний анализ риска смерти в ЧС ВУРС [7], показал наличие избыточного относительного риска заболеть солидными ЗНО, равного 0,049/100мГр (90% ДИ: 0,003; 0,10; $p=0,077$), а при исключении из анализа 55 случаев ЗНО толстого кишечника и 3 случаев ЗНО костей (в связи с тем, что дозы на эти органы значительно отличались от остальных органов) ИОР/100 мГр составил 0,054 (90% 0,007; 0,107; $p=0,06$). Данные результаты не противоречат аналогичным исследованиям как риска заболеваемости солидными ЗНО в когорте реки Теча (ИОР/100 мГр = 0,08; 95% ДИ: 0,01; 0,15) [15], так и риска смерти от солидных ЗНО в когорте реки Теча (ИОР/100 мГр = 0,06; 95% ДИ: 0,004; 0,13) [16] и в когорте ЧС ВУРС (ИОР/100 мГр = 0,057; 95% ДИ: 0,001; 0,125) [7]. Хорошая сопоставимость оценок риска в когорте реки Теча и на ВУРС вместе с другими общими чертами этих исследований создает хорошие предпосылки для объединения этих когорт в будущем анализе. Величина риска в японской когорте LSS (Life Span Study) также аналогична полученным данным ИОР/100 мГр 0,06 (0,046; 0,065) [18]. Исследования риска заболеваемости солидными ЗНО в Объединенной когорте рабочих ядерных предприятий Франции, Великобритании и США (INWORKS) в зависимости от внешней дозы (средняя доза 20,9 мГр) с 10-летним лагом также показывают близкие результаты (ИОР/100 мГр = 0,048 90% ДИ: 0,018; 0,079) [18].

Следует подчеркнуть, что данное исследование, как и любое другое, имеет свои сильные и слабые стороны.

К слабым сторонам относится большая миграция населения (связанная с длительным периодом наблюдения и с изначальным переселением населения из наиболее загрязненной территории), вероятность меньшей полноты информации о случаях ЗНО в первые десятилетия после аварии (связанная с ретроспективным характером исследования для первых десятилетий и проспективным для последующих лет), сохраняющаяся неопределенность доз (связанная с расчетом на основе моделирования), небольшая статистическая сила анализа (связанная с малыми дозами облучения, численностью наблюдаемой когорты и возможностями сбора информации о случаях ЗНО на систематической основе с ограниченной территории наблюдения).

В то же время используемые методы анализа позволяют нам сгладить эти слабые стороны или значительно их уменьшить путем:

- цензурирования данных по дате входа и выхода из наблюдения (датой миграции, датой диагноза, датой смерти или датой конца наблюдения);
- использованием для оценки эффекта относительных показателей сравнения внутри одной когорты (при этом качество и полнота информации по разным параметрам одинаково характерны для лиц с разными уровнями облучения, объединенных в одну когорту и наблюдаемых одними методами в течение десятилетий);
- постоянным усовершенствованием дозиметрической системы, проводящемся на высоком международном уровне, используя опыт лучших экспертов мира.

Статистическая сила исследования увеличивается с увеличением числа человеко-лет и случаев с увеличением периода наблюдения, а также с естественным увеличением уровней заболеваемости и смертности при увеличении возраста членов когорты.

Мы предполагаем, что полученная в исследовании ограниченная значимость величины риска уменьшит свои неопределенности в будущем в связи с увеличением числа случаев, человеко-лет и статистической силы анализа в целом.

Заключение

Исследование риска заболеваемости солидными ЗНО в ЧС ВУРС проведено впервые, и впервые использованы наиболее совершенные из доступных органных доз, рассчитанные по дозиметрической системе TRDS-2016 [8]. Получена статистически значимая дозовая зависимость риска заболеваемости солидными ЗНО за 53 года наблюдения. Величины ИОР хорошо сопоставимы с предыдущими исследованиями смертности и заболеваемости в когорте реки Теча и смертности в ЧС ВУРС. Зависимость, описывающая дозовый ответ, имеет линейный характер. Избыточный относительный риск на 100 мГр по линейной модели с 5-летним лаг-периодом составил 0,049 (90% ДИ: 0,003; 0,010). Исключение из анализа случаев ЗНО в органах, аккумулировавших большую дозу или дозу, отличающуюся от дозы на желудок (толстая кишка, костная ткань и кожа), не привело к значимому изменению величины риска, ИОР/100 мГр составил 0,054 (90% 0,007; 0,107), $p=0,06$. На данном этапе не выявлено значимой модификации эффекта нерадиационными факторами, но можно отметить тенденцию к более высоким показателям ИОР у татар и башкир относительно славян. Исследование пока-

зало, что величина риска заболеваемости солидными ЗНО на единицу дозы при хроническом облучении в пределах малых или средних доз, может быть сопоставима с таковой при высоких дозах.

Благодарности

Данные исследования выполнены при поддержке Федерального медико-биологического агентства РФ. Авторы выражают свою признательность членам дозиметрической лаборатории УНПЦ РМ под руководством М.О. Дегтевой за работу по расчету индивидуализированных оценок доз для членов когорты ВУРСа, а также сотрудникам отдела «База данных «Человек»» под руководством Н.В. Старцева за помощь в проведении работы по прослеживанию жизненного статуса членов когорты ВУРСа.

Литература

- Бурназян, А.И. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / А.И. Бурназян. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 144 с.
- Kostyuchenko V.A., Krestinina L.Y. Long-term irradiation effects in the population evacuated from the East Urals radioactive trace area. The Science of the total Environment, 1994, Vol. 142, pp. 119-125.
- Аклеев, А.В. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» / А.В. Аклеев, М.Ф. Киселев. – М., 2001. – 294 с.
- Аклеев, А.В. Состояние здоровья населения Челябинской, Свердловской и Курганской областей, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях / А.В. Аклеев [и др.]; под ред. С.К. Шойгу // Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона. – М.: Комтехпринт, 2002. – Гл. 4. – С. 204-237.
- Аклеев, А.В. Здоровье населения, проживающего на радиоактивных территориях Уральского региона / А.В. Аклеев [и др.]. – М.: РАДЭКОН, 2001. – 194 с.
- Крестинина, Л.Ю. Онкологическая смертность при хроническом воздействии малых и средних доз облучения в когорте лиц, облученных на ВУРС / Л.Ю. Крестинина, А.В. Аклеев // Бюллетень сибирской медицины. – 2005. – Т. 4, №2. – С. 36-44.
- Крестинина, Л.Ю. Анализ риска смерти от солидных злокачественных новообразований у населения, облучившегося на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа за 50-летний период / Л.Ю. Крестинина, С.С. Силкин, С.Б. Епифанова // Радиационная гигиена. – 2014. – Т. 7, № 1. – С. 23-29.
- Tolstykh E.I., Shagina N.B., Peremyslova L.M. [et al.] Reconstruction of radionuclide intakes for the residents of East Urals Radioactive trace (1957-2011). Radiation and Environmental Biophysics, 2017. DOI 10.1007/s00411-016-0677-y PMID: 28102439.
- Degteva M.O., Vorobiova M. I., Kozheurov V. P. [et al.] Dose reconstruction system for the exposed population living along the Techa River. Health Physics, 2000, 78(5):542-54.
- Degteva M.O., Vorobiova M. I., Tolstykh E.I., Tokareva E. E. Development of an improved dose reconstruction system for the Techa River population affected by the operation of the Mayak Production Association. Radiation Research, 2006, Vol. 166, pp. 255–270.
- Degteva M.O., Shagina N.B., Tolstykh E.I. Individual dose calculations with use of the Revised Techa River Dosimetry System TRDS-2009D/MO. Final Report for Milestone 22. Chelyabinsk, Russia and Salt Lake City, Utah: Urals Research Center for Radiation Medicine and University of Utah. 2009.
- Napier B.A., Degteva M.O., Shagina N.B., Anspaugh L.R. Uncertainty Analysis for the Techa River Dosimetry System. Radiation safety, 2013, Vol. 58(1), pp. 5-28.
- Shagina N.B., Fell T.P., Tolstykh E.I., Harrison J.D. [et al.] Strontium biokinetic model for the lactating woman and transfer to breast milk: application to Techa River studies. J Radiol Prot, 2015, 35(3), pp. 677-694.
- Preston D.L., Lubin J.H., Pierce D.A., McConney M.E. Epicure Users Guide. Seattle, Washington: Hirosoft International Corporation; 1993.
- Davis F.G., Yu K.L., Preston D. [et al.] Solid Cancer Incidence in the Techa River Incidence Cohort: 1956–2007. Radiation Research, 2015, Vol. 184, pp. 56–65.
- Schonfeld S. J., Krestinina L.Y., Epifanova S. [et al.] Solid cancer mortality in the Techa River Cohort (1950-2007). Radiation Research. 2013, 179, pp.183-189.
- Preston D.L., Sokolnikov M.E., Krestinina L.Y., Stram D.O. Estimates of radiation effects on cancer risks in The Mayak worker, Techa River and Atomic Bomb Survivor studies. Radiation Protection Dosimetry, 2016, pp. 1–6. Available from: doi:10.1093/rpd/ncw316.
- Richardson D.B. [et al.] Risk of cancer from occupational exposure to ionising radiation: retrospective cohort study of workers in France, the United Kingdom, and the United States (INWORKS). BMJ, 2015, Vol. 351, H. 5359. Available from: doi: 10.1136/bmj.h5359.

Поступила: 26.01.2017 г.

Силкин Станислав Сергеевич – младший научный сотрудник эпидемиологической лаборатории Уральского научно-практического центра радиационной медицины ФМБА России. **Адрес для переписки:** 454076, Россия, Челябинск, ул. Воровского, 68-А; E-mail: silkin@urcrm.ru

Крестинина Людмила Юрьевна – кандидат медицинских наук, заведующая эпидемиологической лабораторией Уральского научно-практического центра радиационной медицины ФМБА России, Челябинск, Россия

Толстых Евгения Игоревна – старший научный сотрудник биофизической лаборатории Уральского научно-практического центра радиационной медицины ФМБА России, Челябинск, Россия

Епифанова Светлана Борисовна – старший инженер эпидемиологической лаборатории Уральского научно-практического центра радиационной медицины ФМБА России, Челябинск, Россия

Для цитирования: Силкин С.С., Крестинина Л.Ю., Толстых Е.И., Епифанова С.Б. Анализ риска заболеваемости солидными злокачественными новообразованиями у населения, облучившегося на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа за период с 1957 по 2009 г. // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 36–46. DOI: 10.21514/1998-426x-2017-10-1-36-46

Analysis of solid cancer incidence risk among the population exposed in the East Urals Radioactive Trace over 1957–2009

Stanislav S. Silkin, Lyudmila Yu. Krestinina, Evgenia I. Tolstykh, Svetlana B. Epifanova

Ural Research Center for Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency, Chelyabinsk, Russia

Objective: Assessment of solid cancer incidence risk in the Chelyabinsk subcohort of the East Urals Radioactive Trace over the 53-year period of follow-up with use of the individualized doses accumulated in the soft tissues calculated on the basis of the new dosimetric system TRDS-2016. Materials and methods: The thermal explosion of the storage tank of the «Mayak» production Association radioactive waste in September, 1957 led to the formation of the East Urals Radioactive Trace and radiation exposure of the population living on the territory of the trace. Members of the created cohort received chronic external and internal radiation exposure. The mean dose to the soft tissues over the entire follow-up period amounted to 30 mGy, maximum — 960 mGy. The number of the study cohort is 21 394 persons. Over 53 years (from 1957 to 2009) 1426 cases of solid cancer excluding 73 hemoblastoses and 101 cases of non-melanoma skin cancer are registered in the cohort on the catchment area. Person-years at risk amount to 437 719. Individualized doses for the cohort members were evaluated on the basis of the improved dosimetric system developed by the specialists of the Urals Research Center for Radiation Medicine. The analysis was carried out by means of the Poisson regression method with the use of the software AMFIT. Confidence intervals were calculated using the maximum likelihood estimation. Results: Risk analysis of solid cancer incidence in Chelyabinsk subcohort of the East Urals Radioactive Trace has been carried out for the first time. A significant increase in solid cancer incidence risk with increasing the dose was obtained for the cohort members who were followed-up for 53 years. The excess relative risk per dose is 0.049/100mGy (90% of DI: 0.003; 0.010) according to the linear model. No significant effect modification of the excess relative risk value due to non-radiation factors was revealed. The results of the study demonstrate that the value of excess relative risk of solid cancer incidence per unit dose after chronic exposure at low or moderate doses can be compared to that at high doses.

Key words: ionizing radiation, the East Urals Radioactive Trace, cohort, solid cancer, solid cancer incidence risk, excess relative risk.

References

1. Burnazyan A.I. The results of the study and experience of consequences liquidation of emergency contamination of the territory by the fission products of uranium. M., Energoatomizdat, 1990, 144 p. (In Russian)
2. Kostyuchenko V.A., Krestinina L.Y. Long-term irradiation effects in the population evacuated from the East Urals radioactive trace area. The Science of the total Environment, 1994, Vol. 142, pp. 119-125.
3. Akleev A.V., Kiselev M.F. Ecological and medical consequences of the radiation accident in 1957 at the Mayak PA. M., 2001, pp. 186-212. (In Russian)
4. Akleev A.V. The health status of the population of Chelyabinsk, Sverdlovsk and Kurgan regions, living in radioactively contaminated territories. Consequences of technogenic radiation exposure and the problem of rehabilitation of the Ural region. Ed. Shoygu S.K., M., Komtechprint, 2002, pp. 204-237. (In Russian)
5. Akleev A.V. [et al.] The health of the population living on radioactive territories of the Ural region. M., RADECON, 2001, 194 p. (In Russian)
6. Krestinina L.Yu., Akleev A.V. Cancer mortality under chronic exposure of low and moderate radiation doses in the cohort of persons who were exposed due to the EURT. Byulleten sibirskoy meditsiny = Bulletin of Siberian Medicine, 2005, Vol. 4, № 2, pp. 36-44. (In Russian)
7. Krestinina L.Yu., Silkin S.S., Epifanova S.B. Analysis of solid cancer mortality risk for the population exposed in the territory of East-Urals radioactive trace over a 50-year period. Radiatsionnaya ghygiena = Radiation Hygiene, 2014, Vol. 7, № 1, pp. 23-29. (In Russian)
8. Tolstykh E.I., Shagina N.B., Peremyslova L.M. [et al.] Reconstruction of radionuclide intakes for the residents of East Urals Radioactive trace (1957-2011). Radiation and Environmental Biophysics, 2017. DOI 10.1007/s00411-016-0677-y PMID: 28102439.
9. Degteva M.O., Vorobiova M. I., Kozheurov V. P. [et al.] Dose reconstruction system for the exposed population living along the Techa River. Health Physics, 2000, 78(5):542-54.
10. Degteva M.O., Vorobiova M. I., Tolstykh E.I., Tokareva E. E. Development of an improved dose reconstruction system for the Techa River population affected by the operation of the Mayak Production Association. Radiation Research, 2006, Vol. 166, pp. 255-270.
11. Degteva M.O., Shagina N.B., Tolstykh E.I. Individual dose calculations with use of the Revised Techa River Dosimetry System TRDS-2009D/MO. Final Report for Milestone 22. Chelyabinsk, Russia and Salt Lake City, Utah: Urals Research Center for Radiation Medicine and University of Utah. 2009.
12. Napier B.A., Degteva M.O., Shagina N.B., Anspaugh L.R. Uncertainty Analysis for the Techa River Dosimetry System. Radiation safety, 2013, Vol. 58(1), pp. 5-28.

Stanislav S. Silkin

Urals Research Center for Radiation Medicine

Address for correspondence: Vorovskogo Str., 68-A, Chelyabinsk, 454076, Russia; E-mail: silkin@urcrm.ru

13. Shagina N.B., Fell T.P., Tolstykh E.I., Harrison J.D. [et al.] Strontium biokinetic model for the lactating woman and transfer to breast milk: application to Techa River studies. *J Radiol Prot*, 2015, 35(3), pp. 677-694.
14. Preston D.L., Lubin J.H., Pierce D.A., McConney M.E. *Epicure Users Guide*. Seattle, Washington: Hirosoft International Corporation; 1993.
15. Davis F.G., Yu K.L., Preston D. [et al.] Solid Cancer Incidence in the Techa River Incidence Cohort: 1956–2007. *Radiation Research*, 2015, Vol. 184, pp. 56–65.
16. Schonfeld S. J., Krestinina L.Y., Epifanova S. [et al.] Solid cancer mortality in the Techa River Cohort (1950-2007). *Radiation Research*. 2013, 179, PP. 183-189.
17. Preston D.L., Sokolnikov M.E., Krestinina L.Y., Stram D.O. Estimates of radiation effects on cancer risks in The Mayak worker, Techa River and Atomic Bomb Survivor studies. *Radiation Protection Dosimetry*, 2016, pp. 1–6. Available from: doi:10.1093/rpd/ncw316.
18. Richardson D.B. [et al.] Risk of cancer from occupational exposure to ionising radiation: retrospective cohort study of workers in France, the United Kingdom, and the United States (INWORKS). *BMJ*, 2015, Vol. 351, H. 5359. Available from: doi: 10.1136/bmj.h5359.

Received: January 26, 2017

For correspondence: Stanislav S. Silkin – Junior Researcher, Epidemiological Laboratory, Urals Research Center for Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency (Vorovskogo str., 68-A, Chelyabinsk, 454076, Russia; E -mail: silkin@urcrm.ru)

Lyudmila Yu. Krestinina – Candidate of Medical Science, Head, Epidemiological Laboratory, Urals Research Center for Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency, Chelyabinsk, Russia.

Evgenia I. Tolstykh – Senior Researcher, Biophysical Laboratory, Urals Research Center for Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency, Chelyabinsk, Russia.

Svetlana B. Epifanova – Senior Engineer, Epidemiological Laboratory, Urals Research Center for Radiation Medicine, Federal Medical-Biological Agency, Chelyabinsk, Russia.

For citation: Silkin S.S., Krestinina L.Yu., Tolstykh E.I., Epifanova S.B. Analysis of solid cancer incidence risk among the population exposed in the East Urals Radioactive Trace over 1957-2009. *Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene*, 2017, Vol.10, No 1, pp. 36-46. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426x-2017-10-1-36-46

Практическая реализация концепции референтных диагностических уровней для оптимизации защиты пациентов при проведении стандартных рентгенографических исследований

А.В. Водоватов

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Современная защита пациентов от медицинского облучения основана, в первую очередь, на применении принципа оптимизации с использованием референтных диагностических уровней. Основным фактором, затрудняющим установление референтных диагностических уровней и проведение оптимизационных мероприятий на практике в Российской Федерации, является отсутствие надлежащей методологии сбора и обработки первичных данных, необходимых для определения доз от выбранных рентгенорадиологических исследований, выявления причин аномально высоких или низких доз пациентов, а также проведения мероприятий по коррекции доз. В данной работе приведены научное обоснование концепции референтных диагностических уровней и практические рекомендации по их установлению и использованию в процессе проведения оптимизационных мероприятий в медицинских учреждениях применительно к стандартным рентгенографическим исследованиям. Для задач отечественной лучевой диагностики целесообразно устанавливать референтные диагностические уровни как 75% перцентиль распределения рентгеновских кабинетов (аппаратов) по стандартным дозам для каждого из выбранных рентгенографических исследований. Приведена методология определения стандартных эффективных доз пациентов для рентгенографических исследований для различных типов рентгеновских аппаратов. По результатам анализа данных, собранных в различных регионах Российской Федерации в 2009–2014 гг., предложены значения национальных референтных диагностических уровней в величине эффективной дозы для рентгенографических исследований головы, органов грудной клетки, шейного, грудного и пояснично-крестцового отделов позвоночника, брюшной полости и таза. Разработана методология проведения оптимизационных мероприятий в медицинских учреждениях, включающая в себя сравнение стандартных доз пациентов с установленными референтными диагностическими уровнями, идентификацию, расследование и устранение причин аномально высоких или низких доз пациентов. Коррекцию аномально высоких или низких доз пациентов целесообразно осуществлять в рамках программы обеспечения качества рентгенорадиологических исследований на различных уровнях: от повышения квалификации персонала и изменения параметров проведения рентгенографических исследований до замены оборудования. По результатам собственных исследований показано, что даже ограниченное проведение оптимизационных мероприятий позволит добиться снижения стандартных доз пациентов вплоть до полутора раз по сравнению с текущим уровнем.

Ключевые слова: оптимизация, эффективная доза, референтный диагностический уровень, рентгенографические исследования.

Введение

Медицинское облучение пациентов является одним из основных источников облучения населения. Особенностью защиты от медицинского облучения является неприменимость принципа ограничения дозы, так как это может негативно сказаться на возможности медицинского персонала получить необходимую диагностическую информацию. Основными средствами радиационной защиты пациентов являются принципы обоснования и оптимизации. Наиболее

важным и результативным является принцип оптимизации, основой которого является система референтных диагностических уровней (РДУ). Они успешно применяются в международной практике [1, 2, 3], впервые предложены для применения в отечественной практике для отдельных рентгенологических исследований в 2010 г. [4, 5] и официально введены в СП 2.6.1.2612-10 «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)» и МР 2.6.1.0066-12 «Применение

Водоватов Александр Валерьевич

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.
Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; e-mail: vodovatoff@gmail.com

референтных диагностических уровней для оптимизации радиационной защиты пациента в рентгенологических исследованиях общего назначения». Ожидается, что система обеспечения качества проведения рентгенорадиологических исследований (РРИ) с использованием РДУ будет введена в новый СанПиН «Радиационная безопасность при обращении с медицинскими рентгеновскими аппаратами при проведении рентгенологических процедур».

РДУ для выбранного исследования – установленное значение выбранной дозовой величины (произведения дозы на площадь (ПДП), входной дозы (ВД) или эффективной дозы (ЭД)), численно равное определенному перцентилю распределения рентгеновских кабинетов по данной дозовой величине для отдельного региона или страны. Значение РДУ является мерой сравнения для оценки того, не является ли уровень облучения пациента в данном кабинете аномально высоким или низким для рассматриваемого исследования или процедуры. РДУ представляет собой ориентир для оптимизации медицинского облучения пациентов в медицинском учреждении (МУ) региона или страны (МР 2.6.1.0066-12).

РДУ используют для регулирования средних уровней облучения пациентов при проведении выбранных рентгенорадиологических исследований (РРИ) на конкретном рентгеновском аппарате, но не применяют к отдельным пациентам. РДУ устанавливают и используют применительно к наиболее распространенным исследованиям, проводимым с использованием типовых протоколов. В начале процесса использования РДУ как инструмента оптимизации радиационной защиты пациента в регионе или стране их целесообразно устанавливать применительно к наиболее распространенным видам РРИ, особенно к тем, которые сопровождаются значительными дозами у пациентов.

Если измеренные или расчетные значения стандартных доз на данном аппарате в данном режиме неоднократно и существенно превышают установленное значение РДУ для данного РРИ, это может указывать на наличие существенных недостатков в проведении данной процедуры. В таких случаях необходимо рассмотреть режим проведения исследования и степень защиты пациентов и принять меры по их оптимизации. Превышение РДУ при исследовании отдельных пациентов не является нарушением требований радиационной защиты.

Согласно МР 2.6.1.0066-12, РДУ не являются нормативом, а используются как референтное значение в целях внутреннего (в рентгеновском кабинете, отделении, МУ) контроля качества проведения процедур. Превышение РДУ не означает автоматически, что процедуры проводятся некачественно, так как оно может быть обусловлено техническими особенностями используемой аппаратуры или протокола проведения процедуры.

Первоочередным этапом процесса оптимизации является оценка текущей ситуации с медицинским облучением для выбранных РРИ и ее анализ с целью установления границы между хорошей и плохой радиологической практиками. В данной ситуации оценка основывается исключительно на дозе, полученной пациентом от выбранного РРИ.

Результаты оценки доз пациентов от типовых РРИ в отдельных регионах РФ демонстрируют существенные (вплоть до 100 раз) различия между минимальными и максимальными дозами для каждого из выбранных исследований [6–11]. При этом, вне зависимости от ис-

пользованных параметров проведения исследования и соответствующих им доз пациентов, обеспечивалось как минимум удовлетворительное диагностическое качество изображения. Это позволяет сделать вывод о возможности значительного снижения доз пациентов без потерь в качестве изображения за счет оптимизации проведения РРИ посредством применения РДУ.

Для успешного использования системы оптимизации защиты пациентов от медицинского облучения, концепции РДУ и оптимизации должны быть адаптированы к особенностям отечественного здравоохранения и санитарно-эпидемиологического надзора. В частности, необходимо учесть преимущественное использование эффективной дозы (ЭД), ограниченные возможности измерения доз пациентов в медицинских учреждениях (МУ), особенности определения дозовых нагрузок пациентов в отдельных регионах государства и отсутствие выделенного персонала для проведения процесса оптимизации.

Существующий подход к определению доз пациентов, согласно МУ 2.6.1.2944-11 «Контроль эффективных доз облучения пациентов при медицинских рентгенологических исследованиях» и [12], главным образом направлен на обеспечение заполнения формы № 3-ДОЗ системы ЕСКИД. Применение его с целью установления РДУ и проведения оптимизационных мероприятий затруднительно в связи с чрезмерной упрощенностью метода, не учитывающего значительного количества параметров проведения РРИ, непосредственно влияющих на дозы облучения пациентов.

К сожалению, на текущий момент система оптимизации в Российской Федерации на практике не реализована. Основным фактором, затрудняющим установление РДУ и проведение оптимизационных мероприятий на практике, является отсутствие надлежащей методологии сбора и обработки первичных данных, необходимых для определения доз от выбранных РРИ, выявления причин аномально высоких или низких доз пациентов, а также проведения мероприятий по коррекции доз.

Таким образом, целью данной работы являлась выработка практических рекомендаций по установлению РДУ и их использованию в процессе оптимизации применительно к стандартным рентгенографическим исследованиям в контексте практической реализации МР 2.6.1.0066-12. Рекомендации предназначены для медицинских учреждений, лабораторий радиационного контроля (ЛРК) и органов Роспотребнадзора Российской Федерации.

Особенности определения стандартных доз как основы для установления РДУ

Для характеристики дозовых нагрузок пациентов от выбранного РРИ в данном рентгеновском кабинете используется стандартная доза (СД). СД является основой для установления РДУ для выбранного РРИ как определенного перцентиля распределения рентгеновских аппаратов по СД в выбранной дозовой величине. Согласно МР 2.6.1.0066-12 и [4], СД – средняя доза у взрослых пациентов обоего пола с массой тела 70 ± 3 кг при проведении выбранного РРИ в типовом режиме работы данного рентгеновского аппарата с типовым протоколом его выполнения.

Стандартные дозы могут определяться с использованием как измеряемых (ВД, ПДП), так и расчетных (ВД, ЭД) дозовых величин. В настоящее время в Российской Федерации наиболее доступной для практического ис-

пользования дозовой величиной является ЭД, для определения которой, согласно МУ 2.6.1.2944-11 и [12], используют результаты измерения радиационного выхода рентгеновского аппарата или ПДП. Использование измеряемых дозовых величин для определения СД в настоящий момент затруднительно в связи с недостаточным оснащением МУ исправными клиническими дозиметрами [6, 9, 10, 11] и для первичного установления РДУ не рекомендуется.

Следует отметить, что в зарубежной практике ЭД для установки РДУ не используется [13–16] в связи с тем, что результаты определения ЭД существенно зависят от использованного метода ее определения. Тем не менее, использование ЭД в отечественной практике обосновано по следующим причинам:

- использование единой методики для определения ЭД [12];
- возможность использования ЭД в качестве упрощенной меры риска от проведения РРИ в процессе обоснования назначения РРИ [17, 18].

Для определения СД целесообразно использовать следующие схемы в зависимости от методики выполнения РРИ на данном рентгеновском аппарате (использования автоматического контроля экспозиции (АКЭ)) и наличия клинического дозиметра:

- если работа на рентгеновском аппарате осуществляется без АКЭ и аппарат не оборудован клиническим дозиметром, для определения СД следует использовать параметры проведения исследования для пациентов стандартного телосложения (масса тела 70 ± 3 кг) и значения радиационного выхода, установленные в ходе последнего проведения контроля эксплуатационных параметров;
- если работа на рентгеновском аппарате осуществляется без АКЭ и аппарат оборудован клиническим дозиметром, для определения СД следует использовать медианные значения параметров проведения исследования и ПДП для выборки из 10–20 пациентов-нормостеников с массой тела 70 ± 3 кг;
- если работа на рентгеновском аппарате осуществляется с АКЭ и аппарат не оборудован клиническим дозиметром, для определения СД следует использовать медианные значения параметров проведения исследования для выборки из 10–20 пациентов-нормостеников с массой тела 70 ± 3 кг и значения радиационного выхода, установленные в ходе последнего проведения контроля эксплуатационных параметров;
- если работа на рентгеновском аппарате осуществляется с АКЭ и аппарат оборудован клиническим дозиметром, для определения СД следует использовать медианные значения параметров проведения исследования и ПДП для выборки из 10–20 пациентов-нормостеников с массой тела 70 ± 3 кг или 50–100 пациентов без учета их индивидуальных антропометрических особенностей.

По данным собственных исследований [19], при использовании ЭД индивидуальные особенности телосложения пациентов (пол, возраст, рост, вес, индекс массы тела) практически не будут сказываться на значении СД

при условии определения СД для выборки пациентов достаточного объема (не менее 50 пациентов).

Для цифровых рентгеновских аппаратов процесс сбора данных может быть существенно упрощен путем работы с электронной базой данных пациентов или извлечения параметров проведения исследования и дозовых нагрузок пациентов из рабочих станций врачей-рентгенологов в формате DICOM.

СД должны определяться с учетом специфики выполнения данного РРИ на данном рентгеновском аппарате, с учетом всех дозообразующих параметров проведения исследования (геометрии облучения пациента и параметров проведения исследования). При определении СД следует иметь в виду ограниченность использования коэффициентов перехода от радиационного выхода или ПДП к эффективной дозе, приведенных в МУ 2.6.1.2944-11. Данные коэффициенты перехода представлены лишь для ограниченного набора параметров проведения для каждого исследования. Если режим проведения исследования для данного аппарата существенно отличается от условий, приведенных в МУ 2.6.1.2944-11, использование коэффициентов перехода может привести к существенной пере- или недооценке дозы пациентов [4, 5]. В таком случае целесообразно использовать специализированное программное обеспечение для расчета эффективной дозы [20, 21].

Процесс определения СД с учетом всех необходимых параметров является достаточно затруднительным для медицинского персонала, не обладающего соответствующей квалификацией. В связи с этим необходимо привлекать выделенный персонал МУ, прошедший специальное обучение (медицинских физиков, инженеров по настройке рентгеновского оборудования, сотрудников групп радиационной безопасности) или сотрудников аккредитованных лабораторий радиационного контроля (ЛРК), контролирующих техническое состояние рентгеновской аппаратуры. Определение СД рекомендуется проводить не реже одного раза в год, что позволит своевременно отслеживать динамику изменения доз пациентов.

Полученные значения СД могут быть использованы также для заполнения формы №3-ДОЗ, что позволит существенно повысить достоверность данных и сократить использование типовых значений эффективных доз, представленных в методических рекомендациях «Заполнение форм федерального государственного статистического наблюдения №3-ДОЗ». Напротив, не рекомендуется использовать данные из формы №3-ДОЗ в качестве СД, так как в ней содержатся эффективные дозы, усредненные для отдельного МУ. Такой подход не позволяет зафиксировать аномально высокую или низкую дозу применительно к отдельному рентгеновскому аппарату и, как следствие, принять меры по ее оптимизации [6, 22], о чем также сказано в радиационно-гигиеническом паспорте Российской Федерации¹. Целесообразно передавать информацию о режимах проведения РРИ и соответствующих им СД в территориальные отделы радиационной гигиены Роспотребнадзора в виде протоколов/иных форм отчетности для своевременного информирования о дозовых нагрузках пациентов.

¹ Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2014 год : радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2015. – 134 с. [Results of the radiation-hygienic passportisation in different subjects of Russian Federation in 2014: Radiation-hygienic passport of Russian Federation. M, Federal center of hygiene and epidemiology of Rospotrebnadzor, 2015, 134 p. (in Russ.)]

Методические подходы к установлению референтных диагностических уровней

Для задач отечественной лучевой диагностики целесообразно устанавливать РДУ как 75% перцентиль распределения рентгеновских кабинетов (аппаратов) по выбранной дозовой величине. Данный подход реализован во всех странах, использующих концепцию РДУ [2, 13–15], и является разумным компромиссом между более низкими значениями (например, медианой), которые приведут к значительным затратам по снижению доз пациентов и оптимизации выполнения исследований в общегосударственном масштабе, и более высокими значениями (80–90%), при использовании которых значительное количество аппаратов с высокими дозами будут исключены из оптимизационного процесса.

Различные подходы к установлению РДУ удобно продемонстрировать на примере распределения рентгеновских аппаратов по эффективной дозе для исследования поясничного отдела позвоночника в передне-задней проекции для выборки рентгеновских аппаратов (рис.). ЭД пациентов были собраны автором в 6 регионах Российской Федерации в период 2009–2015 гг. [6, 9–11]. Распределение имеет ярко выраженный аномальный характер со смещением максимумов распределений влево. Такие распределения лучше всего аппроксимируются логнормально (пунктирная линия). На распределении вертикальными линиями отмечены 50%, 75% и 90% перцентили распределения соответственно.

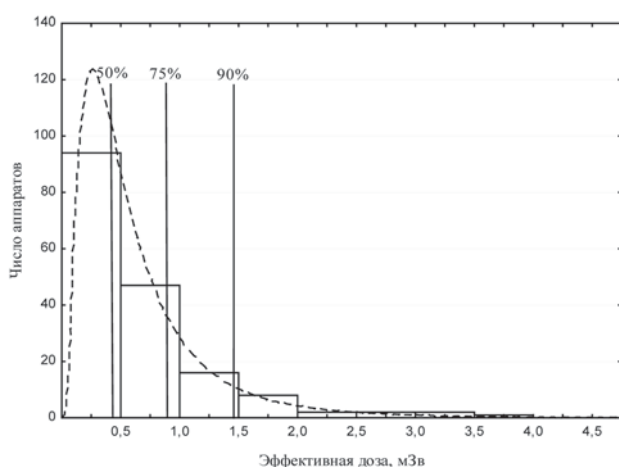


Рис. Распределение рентгеновских аппаратов по эффективной дозе (мЗв) для исследования поясничного отдела позвоночника в передней проекции. Линии соответствуют 50%, 75% и 90% перцентилям распределения

[Fig. X-ray unit distribution by the effective dose (mSv) for the radiography of the lumbar spine in anterior-posterior projection. Vertical lines correspond to the 50%, 75% and 90% percentiles of distribution]

Для первичного установления РДУ в Российской Федерации для стандартных рентгенографических исследований целесообразно ограничиться наиболее распространенными исследованиями, вносящими максимальный вклад в годовую коллективную дозу населения.

Таким образом, в данной работе РДУ будут установлены для исследований органов грудной клетки, черепа, грудного отдела позвоночника, поясничного отдела позвоночника, ребер и грудины, таза, органов брюшной полости [9, 10, 11, 22]. В отличие от зарубежного подхода к установке РДУ [2, 13–15], отечественные РДУ целесообразно устанавливать не для всего исследования в целом, а для каждой из проекций облучения пациента, в связи с отсутствием стандартов проведения РРИ [4, 9–11].

Для установления РДУ в целях оптимизации защиты пациента в регионе или стране для конкретного рентгенографического исследования необходимо определить соответствующие значения СД на многих эксплуатируемых рентгеновских аппаратах. Совокупность рентгеновских аппаратов для установления РДУ должна быть представительной в отношении географии их распределения, основных моделей и протоколов проведения процедур, используемых в регионе или стране соответственно.

Следует придерживаться следующих минимальных требований к выборкам рентгеновских аппаратов или СД: не менее 20 рентгеновских аппаратов для установки РДУ на региональном уровне; не менее 100 рентгеновских аппаратов для установки РДУ на национальном уровне. При этом для первичного установления РДУ следует преимущественно использовать данные, полученные из крупных МУ, в которых выполняется большинство РРИ [4, 6, 9–11].

На момент начала внедрения РДУ в практику отечественного здравоохранения не рекомендуется разграничивать цифровые и аналоговые рентгеновские аппараты по следующим объективным причинам:

- трудоемкость определения и использования различных РДУ для цифровых и аналоговых аппаратов;
- частичное выполнение РРИ на пленку даже при работе на цифровом рентгеновском аппарате;
- недостаточное оснащение цифровой техникой регионов РФ.

РДУ могут устанавливаться как на региональном, так и на национальном уровне [9, 10, 15]. Последовательность установления РДУ для оптимизации защиты пациента в регионе или стране при проведении выбранного РРИ включает следующие основные этапы:

- вычисление СД для данного РРИ на каждом из выбранных рентгеновских аппаратов;
- построение распределения числа выбранных рентгеновских аппаратов по интервалам значений СД для данного РРИ;
- определение значения РДУ для данного РРИ как 75% квантиля распределения числа аппаратов по значениям СД.

Для первого установления РДУ в РФ целесообразно устанавливать их на национальном уровне в связи со сложностью и трудоемкостью определения СД в большинстве МУ в регионах. При этом национальные РДУ будут основываться на результатах сбора данных в отдельных репрезентативных регионах РФ. При этом возможно использование двух методик определения национальных РДУ:

– определение национального РДУ для данного РРИ как 75% квантиля распределения числа всех рентгеновских аппаратов во всех регионах по значениям СД (групповой метод) [9, 10, 15];

– определение национального РДУ для данного РРИ как медианы (50% квантиля) распределения региональных РДУ (75% квантилей распределения числа рентге-

новских аппаратов в данном регионе по значениям СД (медианный метод) [9, 10, 15].

В качестве примера ниже приведены результаты определения национальных РДУ по результатам сбора данных в 6 регионах Российской Федерации для 7 стандартных рентгенографических исследований [9, 10] с использованием обоих методов (табл.).

Таблица

Предложенные значения национальных РДУ, мЗв, для рентгенографических исследований

[Table

Proposed values of national DRLs for common radiographic X-ray examinations, mSv]

Исследование [Examination]	Череп [Skull]		ОГК [Chest]		ШОП [Cervical spine]		ГОП [Thoracic spine]		ПОП [Lumbar spine]		БП [Abdomen]	Таз [Pelvis]
Проекция [Projection]	З [AP]	Б [Lat]	ЗП [PA]	Б [Lat]	ПЗ [AP]	Б [Lat]	ПЗ [AP]	Б [Lat]	ПЗ [AP]	Б [Lat]	ПЗ [AP]	ПЗ [AP]
Медианный метод [Median method]	0,10	0,05	0,10	0,22	0,11	0,09	0,41	0,33	0,82	0,93	1,03	0,93
Групповой метод [Pooled method]	0,09	0,04	0,10	0,19	0,11	0,07	0,44	0,34	0,85	0,87	0,86	0,96

ОГК – органы грудной клетки; ШОП – шейный отдел позвоночника; ГОП – грудной отдел позвоночника; ПОП – пояснично-крестцовый отдел позвоночника; БП – брюшная полость.

Значения РДУ, полученные обоими методами, практически идентичны, за исключением исследования брюшной полости. Групповой метод является предпочтительным при условии работы с ограниченной выборкой аппаратов в ограниченном числе регионов для первого установления РДУ. Однако при различном объеме сбора данных в регионах крупные выборки будут оказывать существенное влияние на итоговый результат установления РДУ [9, 10]. Также при постепенном вовлечении большинства регионов в процесс установления РДУ процесс статистической обработки единой выборки аппаратов будет все более трудоемким. На этом этапе целесообразнее использовать медианный метод, который позволит учитывать региональную специфику проведения РРИ (аппаратный парк, специфику проведения РРИ).

Согласно МР 2.6.1.0066-12, РДУ не являются фиксированными величинами и должны периодически пересматриваться. Установление новых значений РДУ позволит учесть обновление аппаратного парка, повышение квалификации медицинского персонала, внедрение новых видов и методик выполнения РРИ, а также практический эффект от проведения процесса оптимизации. Целесообразно устанавливать цикл обновления РДУ продолжительностью 5–7 лет, что позволит планомерно реализовать все этапы оптимизационного процесса.

Практическое использование РДУ для задач оптимизации защиты пациентов от медицинского облучения

Оптимизация защиты пациентов от медицинского облучения – комплексный процесс, не ограничивающийся только установлением региональных или национальных РДУ. Напротив, РДУ являются основой для проведения процесса оптимизации, включающего в себя следующие этапы:

- первичное установление РДУ для выбранных РРИ;
- определение рентгеновских кабинетов с аномально высокими или низкими дозами путем сравнения СД для данного РРИ с соответствующими значениями РДУ;
- проведение расследования причин аномально высоких или низких доз пациентов в отдельных рентгеновских кабинетах, выявление факторов, обуславливающих аномально высокие или низкие дозы и их коррекция с установкой новых методик работы медицинского персонала;
- оценка возможности использования предложенных методик на практике;
- повторное определение СД, установление новых РДУ.

В зарубежной практике оптимизация процесса проведения РРИ [15, 23] является неотъемлемой частью практики лучевой диагностики и производится вне зависимости от уровней дозовых нагрузок на пациентов. При обеспечении клинически обоснованных низких доз пациентов оптимизационный процесс проводится применительно к повышению диагностического качества рентгеновских изображений. Для первого этапа установления и применения РДУ в отечественной практике целесообразно ограничиться проведением процесса оптимизации лишь в случае наличия аномально высоких доз пациентов в данном рентгеновском кабинете.

Результаты собственных исследований демонстрируют ограниченный потенциал для снижения дозовых нагрузок пациентов за счет изменения базовых параметров проведения исследования [24]. В таких случаях следует ожидать снижения ЭД всего на 30–50% по сравнению с используемым на текущий момент режимом. Существенного снижения доз, особенно для цифровых рентгеновских аппаратов, можно достичь лишь после вовлечения в процесс оптимизации производителей рентгеновской аппаратуры, что на текущий момент в отечественной практике практически не реализовано.

При проведении расследования причин аномально высоких доз пациентов необходимо учитывать следующие особенности:

- дозовая нагрузка пациентов объективно обусловлена использованным типом приемника рентгеновского изображения;

- медицинский персонал может осознанно использовать высокодозовые параметры проведения РРИ как по объективным (необходимость получения диагностической информации высокого качества), так и по субъективным (субъективное восприятие качества изображения) причинам [24–26];

- высокодозовые параметры проведения РРИ могут являться следствием работы на изношенном или неисправном оборудовании или использования низкочувствительного приемника изображения (синечувствительная пленка в комбинации с кассетой без усиливающих экранов).

Необходимость учета большого количества технических и организационных факторов при проведении расследования причин аномально высоких доз и коррекции текущей практики выполнения РРИ обуславливает необходимость задействовать для этого выделенный персонал МУ (инженеры, медицинские физики, сотрудники службы радиационной безопасности) или специалистов ЛРК. При этом предпочтительно привлечь инженерно-технический персонал ЛРК или организаций, осуществляющих ремонт и настройку рентгеновской аппаратуры, которые могут не только определить технические факторы аномально высоких доз, но и устранить их.

Для каждого МУ целесообразно разработать программу проведения оптимизационных мероприятий в рамках общей программы обеспечения качества проведения РРИ. Программа (ответственные лица, периодичность, список объектов исследования, последовательность действий при превышении РДУ) разрабатывается ответственным за радиационную безопасность в МУ и утверждается территориальными органами Роспотребнадзора.

Программа проведения оптимизационных мероприятий должна включать в себя следующие положения:

- оценку СД для каждого рентгеновского аппарата МО и ее сравнение с соответствующими РДУ;

- систематическую коррекцию параметров выполнения исследования/процедуры в случае превышения СД значений РДУ;

- оценку диагностического качества изображений, выполненных на скорректированных параметрах выполнения исследования/процедуры;

- взаимодействие с организацией-поставщиком или организацией, осуществляющей ремонт и техническое обслуживание рентгеновского оборудования, в том случае, если коррекцию параметров исследования произвести не удается или она не приводит к снижению СД;

- проведение мероприятий по снижению СД до уровней достижимых доз;

- обеспечение поверки и калибровки рентгеновского и дозиметрического оборудования (клинические дозиметры, системы АКЭ, цифровые приемники изображения и пр.).

В случае, если установлен факт превышения СД над РДУ, оптимизация производится последовательно на следующих уровнях:

- проведение внутреннего расследования в МО, направленного на идентификацию превышения СД по человеческому фактору (процедурные ошибки персонала, связанные с использованием некорректных протоколов проведения исследований и т.п.);

- оценка качества используемых расходных материалов (пленка, кассеты, реактивы для проявки);

- коррекция технических параметров проведения исследования/процедуры (анодное напряжение, экспозиция, размер поля облучения, расстояние источник-приемник, отсеивающие решетки, дополнительная фильтрация) без вмешательства в настройки рентгеновского аппарата;

- проведение дополнительной настройки или калибровки без замены отдельных частей рентгеновского аппарата (калибровка приемника, системы АКЭ, замена клинического дозиметра);

- замена отдельных компонентов рентгеновского аппарата (трубка, приемник изображения);

- замена рентгеновского аппарата.

Переход на следующий уровень оптимизации будет происходить только при невозможности снизить СД на текущем уровне. Проведение оптимизационных мероприятий по двум последним подпунктам будет осуществляться только после экономического обоснования в соответствии с п. 7.2 СанПиН 2.6.1.2523-09, «Нормы радиационной безопасности» (НРБ-99/2009).

Если после проведенных мероприятий значения СД были снижены ниже РДУ, необходимо провести оценку качества изображения, выполненного на новых параметрах проведения исследования/процедуры или новом оборудовании. О всех проведенных мероприятиях и об их результатах должны быть информированы территориальные органы Роспотребнадзора.

Заключение

К настоящему времени концепция оптимизации защиты пациентов от медицинского облучения посредством РДУ внедрена в отечественное санитарно-гигиеническое регулирование, предложены значения РДУ для наиболее распространенных стандартных рентгенографических исследований, а также в рамках отдельных научно-практических работ внедрены в практику отдельных МУ компоненты процесса оптимизации.

В данной работе предложены различные схемы определения СД в зависимости от типа используемых рентгеновских аппаратов и их оснащенности клиническими дозиметрами. Использование единых схем определения СД позволит обеспечить необходимую точность сбора данных и репрезентативность дозовых нагрузок пациентов.

РДУ предложено устанавливать как 75% квантиль распределения рентгеновских кабинетов по стандартным эффективным дозам, сознательно ограничивая выбор доступных дозиметрических характеристик для первого применения РДУ на практике. Использование эффективной дозы позволит обеспечить преемственность определения дозовых нагрузок пациентов и повысить достоверность данных, представляемых в форму 3-ДОЗ. РДУ целесообразно устанавливать для наиболее распространенных рентгенографических исследований для каждой проекции облучения пациента. При этом не рекомендует-

ся устанавливать отдельные РДУ для аналогового и цифрового оборудования.

Предложено два метода для определения национальных РДУ:

- определение национального РДУ для данного РРИ как 75% квантиля распределения числа всех рентгеновских аппаратов во всех регионах по значениям СД (групповой метод);
- определение национального РДУ для данного РРИ как медианы (50% квантиля) распределения региональных РДУ (75% квантилей распределения числа рентгеновских аппаратов в данном регионе по значениям СД (медианный метод).

Результаты определения национальных РДУ для семи стандартных рентгенографических исследований показывают отсутствие значимых различий между данными методами. Для первичного установления РДУ в Российской Федерации целесообразно использовать групповой метод в связи с ограниченной доступностью данных из регионов.

Ответственность за сбор исходных данных и определение эффективных доз, а также за проведение оптимизационных мероприятий рекомендуется возложить либо на технический персонал МУ (инженеры, медицинские физики, сотрудники службы радиационной безопасности), либо на персонал лабораторий радиационного контроля, осуществляющих контроль эксплуатационных параметров, ремонт и наладку рентгеновской аппаратуры. Это позволит эффективно определять причины anomalously высоких доз пациентов и способствовать их снижению.

Литература

1. Публикация МКРЗ 105. Радиационная защита в медицине: пер. с англ. / под ред. М.И. Балонова. – СПб.: ФГУН НИИРГ, 2011. – 66с.
2. Guidance on Diagnostic Reference Levels (DRLs) for Medical Exposures. Radiation Protection 109. Directorate-General, Environment, Nuclear Safety and Civil Protection. European Commission, 1999, 30p.
3. Радиационная защита и безопасность источников излучения: Международные основные нормы безопасности GSR Part 3. Вена: МАГАТЭ, 2015. – 518 с.
4. Вишнякова, Н.М. Методические аспекты установления референтных диагностических уровней облучения взрослых пациентов при рентгенологических исследованиях / Н.М. Вишнякова [и др.] // Вестник Российской Военно-медицинской академии. – 2010. – № 1 (29). – С. 96–102.
5. Вишнякова, Н.М. Оптимизация радиационной защиты пациентов при медицинском диагностическом облучении: автореф. дис. ... докт. мед. наук: 14.02.01: защищена 23.12.10: утв. 04.03.2011 / Вишнякова Надежда Михайловна. – СПб., 2010. – 44 с.
6. Водоватов, А.В. К разработке референтных диагностических уровней облучения пациентов в отечественной рентгеновской диагностике / А.В. Водоватов, С.А. Кальницкий, М.И. Балонов, И.Г. Камышанская // Радиационная гигиена. – 2013. – Т. 6, № 3. – С. 29–36.
7. Голиков, В.Ю. Уровни облучения пациентов при проведении рентгенологических исследований в Санкт-Петербурге и Ленинградской области / В.Ю. Голиков [и др.] // Радиационная гигиена. – 2011. – Т. 4, № 1. – С. 5–13.
8. Балонов, М.И. Современные уровни медицинского облучения в России / М.И. Балонов [и др.] // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 3. – С. 67–79.
9. Vodovатов A., Bernhardsson C. Establishing national diagnostic reference levels in the Russian Federation based on regional dose surveys. Medical Physics in the Baltic States 2015. Proceeding of the 13th International Conference on Medical Physics, 5-7 November 2015, Kaunas, Lithuania. -ISSN 1822-5721.
10. Vodovатов A. V., Balonov M. I., Golikov V. Yu., Shatsky I. G., Chipiga L. A. and Bernhardsson C. Proposals for the establishment of national diagnostic reference levels for radiography for adult patients based on regional dose surveys in Russian Federation. Accepted for publication in Radiat. Prot. Dosim. doi: 10.1093/rpd/ncw341
11. Vodovатов A., Bernhardsson C. Estimation of patient doses from X-ray examinations in the Bryansk region hospitals. Medical Physics in the Baltic States 2013. Proceeding of the 11th International Conference on Medical Physics, 10-12 October 2013, Kaunas, Lithuania. – ISSN 1822-5721.
12. Голиков, В.Ю. Оценка эффективных доз облучения пациентов при проведении рентгенологических исследований / В.Ю. Голиков, А.Н. Барковский, Н.К. Барышков, А.Ю. Власов [и др.] // Радиационная гигиена: сб. науч. трудов. – СПб, 2003. – С. 75–88.
13. Hart D., Hilier M. C., Shrimpton P. C. Doses to Patients from Radiographic and Fluoroscopic X-ray Imaging Procedures in the UK – 2010 Review. HPA-CRCE-034., Health Protection Agency, 2012, 87 p.
14. Radiation Protection 180 pt. 2. Diagnostic Reference Levels in Thirty-six European Countries. European Commission, 2014, 73 p.
15. ICRP, 201x. Diagnostic Reference Levels in Medical Imaging. ICRP Publication 1XX Ann. ICRP 4X(X-X). [http://www.icrp.org/docs/C3 WPDRD Draft For Public Consultation\(011116\).pdf](http://www.icrp.org/docs/C3 WPDRD Draft For Public Consultation(011116).pdf) (дата обращения: 22.12.2016).
16. Martin C. J. Effective dose: how should it be applied to medical exposures? The British Journal of Radiology, Vol. 80, pp. 639-647, 2007
17. Mattsson S. Need for individual cancer risk estimates in X-ray and nuclear medicine imaging. Radiat. Protec. Dosimetry, 2016, 169 (1-4), pp. 11-16.
18. Balonov M., Golikov V., Kalnitsky S., Zvonova I., Chipiga L., Sarycheva S., Shatsky I., Vodovатов A. Russian practical guidance on radiological support for justification of x-ray and nuclear medicine examinations. Radiat. Protec. Dosimetry, 2015, 165 (1-4), pp. 39-42.
19. Водоватов, А.В. Новый подход к определению стандартного пациента для оптимизации защиты пациентов от медицинского облучения / А.В. Водоватов, И.Г. Камышанская, А.А. Дроздов // Радиационная гигиена. – 2014. – Т. 7, № 4. – С. 104–116.
20. Golikov V., Barkovsky A., Baryshkov N., Vlasov A. Assessment of radiation doses to the patients in medical X-ray diagnosis. In: Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen. Muck K., Hefner A. and Vana N. Eds. (Koln, Germany: TU Verlag) (2001).
21. Tapiovaara M., Siiskonen T. PCXMC. A Monte Carlo program for calculating patient doses in medical x-ray examinations. STUK-A231. Helsinki, Finland (2008).
22. Репин, В.С. Дозы облучения населения Российской Федерации по итогам функционирования ЕСКИД в 2002 – 2015 гг.: информ. сборник / В.С. Репин [и др.]. – СПб, 2015. – 40 с.
23. ICRP Publication 93. Managing Patient Dose in Digital Radiology. Vol. 34, No1, 2004. 73p.
24. Vodovатов A. V., Drozdov A. A., Telnova A. U., Bernhardsson C. Management of patient doses form digital X-ray chest screening examinations. Radiat. Protec. Dosimetry, 2016, 169 (1-4), pp. 232-239.
25. European Guidelines on Quality Criteria for Diagnostic Radiographic Images, European Commission, EUR 16260 EN. June 1996, 38 p.
26. Radiation Protection 178. Referral Guidelines for Medical Imaging. Availability and Use in the European Union. European Commission, 2014, 52 p.

Поступила: 07.12.2016 г.

Водоватов Александр Валерьевич – научный сотрудник лаборатории радиационной гигиены медицинских организаций Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: vodovatoff@gmail.com

Для цитирования: Водоватов А.В. Практическая реализация концепции референтных диагностических уровней для оптимизации защиты пациентов при проведении стандартных рентгенографических исследований // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 47–55. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-47-55

Practical implementation of the diagnostic reference levels concept for the common radiographic examinations

Alexandr V. Vodovatov

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

The modern approach to the radiation protection of the patients from medical exposure is mainly based on the principle of optimization using diagnostic reference levels. Implementation of diagnostic reference levels and optimization in Russian radiological practice is limited due to lack of methodology of data collection and patient dose assessment, investigation and management of abnormally high and low patient doses. Current study is focused on the justification of the diagnostic reference levels concept and practical aspects of establishment of diagnostic reference levels for common radiographic X-ray examinations and their use in clinical practice. It is proposed to establish diagnostic reference levels as the 75%-percentiles of X-ray unit distribution by the patient standard doses for a given X-ray examination. Methodology for standard doses assessment is presented for different types of X-ray units. Based on the results of dose data collection in different regions of the Russian Federation in 2009–2014, the national diagnostic reference levels values are estimated in terms of effective dose for the radiographic examinations of skull, chest, cervical, thoracic and lumbar spine, abdomen and pelvis. The methodology of the optimization process is developed for the hospital use. It includes a comparison of the patient standard doses with the national diagnostic reference levels, investigation and correction of abnormally high and low patient doses. A list of corrective measures is proposed: from additional training of the staff and manual adjustment of the parameters of examinations to the replacement of an X-ray unit. It is confirmed that even a limited implementation of the optimization methodology would allow to reduce standard doses with a factor of 1.5.

Key words: optimization, effective dose, diagnostic reference levels, radiography.

References

1. ICRP Publication 105. Radiation Protection in Medicine. Russian translation under M. Balonov, SPb., 2011, 66 p. (In Russian)
2. Guidance on Diagnostic Reference Levels (DRLs) for Medical Exposures. Radiation Protection 109. Directorate-General, Environment, Nuclear Safety and Civil Protection. European Commission, 1999, 30 p.
3. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards GSR Part 3. IAEA, Vienna, 2015, 518 p. (In Russian)
4. Vishnyakova N. M., Kalnitsky S.A., Cheremisin V. M., Kamyschanskaya I.G. Methodical aspects of establishment of diagnostic reference levels for radiography for adult patients. Vestnik Rossiyskoy Voenno-meditsinskoy akademii = News of Russian Military Medical Academy, 2010, No 1 (29), pp. 96–102. (In Russian)
5. Vishnyakova N. M. Optimization of radiation protection of the patients from medical exposure: abstract of post-doctoral thesis in Medicine. SPb., 2010, 44 p. (In Russian)
6. Vodovatov A.V., Kalnitsky S.A., Balonov M.I., Kamyschanskaya I.G. Development of diagnostic reference levels of patients X-ray exposure in diagnostic radiology. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2013, Vol. 6, No. 3, pp. 29–36. (In Russian)
7. Golikov V.Y., Balonov M.I., Kalnitsky S.A., Bratilova A.A., Sarycheva S.S., Shatsky I.G., Vodovatov A.V. Exposure levels of patients during radiological examinations in St-Petersburg and Leningrad region. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2011, Vol. 4, No 1, pp. 5–13. (In Russian)

Aleksandr V. Vodovatov

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: vodovatoff@gmail.com

8. Balonov M.I., Golikov V.J., Zvonova I.A., Kalnitsky S.A., Repin V.S., Sarycheva S.S., Chipiga L.A. Current levels of medical exposure in Russia. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2015, Vol. 8, No 3, pp. 67-79. (In Russian)
9. Vodovatov A., Bernhardtsson C. Establishing national diagnostic reference levels in the Russian Federation based on regional dose surveys. *Medical Physics in the Baltic States 2015*. Proceeding of the 13th International Conference on Medical Physics, 5-7 November 2015, Kaunas, Lithuania. -ISSN 1822-5721.
10. Vodovatov A. V., Balonov M. I., Golikov V. Yu., Shatsky I. G., Chipiga L. A., Bernhardtsson C. Proposals for the establishment of national diagnostic reference levels for radiography for adult patients based on regional dose surveys in Russian Federation. Accepted for publication in *Radiat. Prot. Dosim.* doi: 10.1093/rpd/ncw341
11. Vodovatov A., Bernhardtsson C. Estimation of patient doses from X-ray examinations in the Bryansk region hospitals. *Medical Physics in the Baltic States 2013*. Proceeding of the 11th International Conference on Medical Physics, 10-12 October 2013, Kaunas, Lithuania. – ISSN 1822-5721.
12. Golikov V. Yu., Barkovsky A.N., Baryshkov N.K., Vlasov A.Yu. Assessment of effective doses of patients from diagnostic X-ray examinations. *Proceedings «Radiation Hygiene»*. SPb., 2003, pp. 75–88. (In Russian)
13. Hart D., Hillier M. C., Shrimpton P. C. Doses to Patients from Radiographic and Fluoroscopic X-ray Imaging Procedures in the UK – 2010 Review. HPA-CRCE-034., Health Protection Agency, 2012, 87 p.
14. Radiation Protection 180 pt. 2. Diagnostic Reference Levels in Thirty-six European Countries. European Commission, 2014, 73 p.
15. ICRP, 201x. Diagnostic Reference Levels in Medical Imaging. ICRP Publication 1XX Ann. ICRP 4X(X-X). Available from: [http://www.icrp.org/docs/C3_WPDRL_Draft_For_Public_Consultation\(011116\).pdf](http://www.icrp.org/docs/C3_WPDRL_Draft_For_Public_Consultation(011116).pdf) (Accessed: December 22, 2016)
16. Martin C. J. Effective dose: how should it be applied to medical exposures? *The British Journal of Radiology*, Vol. 80, pp. 639-647, 2007
17. Mattsson S. Need for individual cancer risk estimates in X-ray and nuclear medicine imaging. *Radiation Protection Dosimetry*, 2016, Vol. 169 (1-4), pp. 11-16.
18. Balonov M.I., Golikov V. Yu., Kalnitsky S. A., Zvonova I. A., Chipiga L. A., Sarycheva S. S., Shatsky I. G., Vodovatov A. V. Russian practical guidance on radiological support for justification of x-ray and nuclear medicine examinations. *Radiation Protection Dosimetry*, 2015, Vol. 165 (1-4), pp. 39-42.
19. Vodovatov A.V., Kamyshanskaya I.G., Drozdov A.A. New approach for the determination of the standard patient to be used for optimization of the medical exposure protection. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2014, Vol.7, No 4. Pp. 104-116. (In Russian)
20. Golikov V., Barkovsky A., Baryshkov N., Vlasov A. Assessment of radiation doses to the patients in medical X-ray diagnosis. In: *Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen*. Muck K., Hefner A. and Vana N. Eds. (Koln, Germany: TU Verlag), 2001.
21. Tapiovaara M., Siiskonen T. PCXMC. A Monte Carlo program for calculating patient doses in medical x-ray examinations. STUK-A231. Helsinki, Finland, 2
22. Doses to the public of Russian Federation based on the ESKID results in 2002-2015. Information bulletin. SPb., 2015, 40 p. (In Russian)
23. ICRP Publication 93. Managing Patient Dose in Digital Radiology. Vol. 34, No 1, 2004, 73 p.
24. Vodovatov A. V., Drozdov A. A., Telnova A. U., Bernhardtsson C. Management of patient doses form digital X-ray chest screening examinations. *Radiation Protection Dosimetry*, 2016, Vol. 169 (1-4), pp. 232-239.
25. European Guidelines on Quality Criteria for Diagnostic Radiographic Images, European Commission, EUR 16260 EN. June 1996, 38 p.
26. Radiation Protection 178. Referral Guidelines for Medical Imaging. Availability and Use in the European Union. European Commission, 2014, 52 p.

Received: December 07, 2016

For correspondence: Aleksandr V. Vodovatov – Research scientist, Protection Laboratory of Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira Str., 8, St. Petersburg, 197101, Russia; E-mail: vodovato@gmail.com)

For citation: Vodovatov A.V. Practical implementation of the diagnostic reference levels concept for the common radiographic examinations. *Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene*, 2017, Vol.10, No 1, pp. 47-55. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-47-55

Сравнение расчетных методов определения эффективной и органных доз у пациентов при компьютерно-томографических исследованиях

Л.А. Чипига

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Северо-Западный медицинский исследовательский центр им. В.А. Алмазова, Министерство здравоохранения Российской Федерации, Санкт-Петербург, Россия

В работе определены значения эффективных и органных доз у пациентов при проведении компьютерно-томографических исследований различных анатомических областей тела: голова, грудная клетка, брюшная полость, грудная клетка + брюшная полость + таз на наиболее распространенных типах томографов. Оценка доз осуществлялась с использованием компьютерных программ СТ-Ехро, ХСАТdose, NCICT и коэффициентов перехода от значений произведения дозы на длину сканирования к эффективной дозе согласно Методическим указаниям «Контроль эффективных доз облучения пациентов при проведении медицинских рентгенологических исследований» (МУ 2.6.1. 2944-11). Результаты расчета доз в органах показали, что их значения, полученные с помощью различных программ, не существенно различаются между собой. 98% значений органных доз имели отклонение не выше 20% от среднего значения, рассчитанного с помощью трех вышеуказанных программ, а 71% — не превышали 10%. Различия в дозах между воксельным и математическим (MIRD-5) фантомами не превышали 22%. Для сканирования головы наблюдалось двукратное завышение эффективной дозы, оцененное на основе данных МУ 2.6.1. 2944-11, по сравнению с расчетами по программам. Для исследований других анатомических областей тела различия в эффективной дозе были незначительными. Результаты сравнения эффективных доз, определенных согласно МУ 2.6.1. 2944-11, с эффективными дозами, определенными с помощью специализированных компьютерных программ, показали применимость МУ 2.6.1. 2944-11 для заполнения форм государственной отчетности (Форма 3-ДОЗ) и оценки риска при обосновании КТ-исследования (МР 2.6.1.098-15).

Ключевые слова: компьютерная томография, эффективная доза, органный доза, произведение дозы на длину сканирования, антропоморфные фантомы.

Введение

Компьютерная томография (КТ) среди других технологий медицинской диагностики с использованием ионизирующего излучения является высокоинформативным методом, однако данный метод обуславливает относительно высокие уровни облучения пациентов [1, 2]. В связи с быстрым ростом количества компьютерных томографов увеличивается доступность данного метода лучевой диагностики в России и возрастает коллективная доза медицинского облучения [3]. Отечественная система радиационной безопасности построена на концепции эффективной дозы как инструмента оценки рисков возникновения радиационно-индуцированных заболеваний при профессиональном облучении и облучении населения^{1,2}. Современные ми-

ровые тенденции развития радиационной безопасности в медицине предусматривают использование индивидуализированных рисков, которые оцениваются с учетом возраста и пола пациента [4, 5]. В связи с этим предлагается либо модифицировать эффективную дозу [6, 7], либо оценивать риск на основе значений органных доз с учетом возраста и пола пациента в модели репрезентативного индивидуума или даже для индивидуального пациента.

В связи с вышеизложенным возникает ряд задач, связанных с оценкой доз облучения пациентов при проведении КТ-исследований, которые можно структурировать следующим образом:

– анализ рисков (включая радиогенный) на этапе обоснования проведения исследования;

¹ Нормы радиационной безопасности (НРБ 99/2009). [Radiation Safety Standards (RSS-99/2009) (In Russ.)]

² Методические рекомендации. Оценка радиационного риска у пациентов при проведении рентгенодиагностических исследований (МР 2.6.1.0098-15). [Guidelines. Radiation risk assessment in patients at carrying out of radiology and nuclear medicine imaging (MR 2.6.1.0098-15) (In Russ.)]

Чипига Лариса Александровна

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: larisa.chipiga@gmail.com

- оценка эффективной дозы для стандартного пациента с целью заполнения форм государственной отчетности (форма 3-ДОЗ) и сравнения с РДУ;
- возможная оценка органных и эффективной доз в модели индивидуализированного пациента с целью оптимизации проведения исследования;
- ретроспективная оценка органных доз облучения пациентов при возможном проведении эпидемиологических исследований.

Решение этих задач в той или иной степени связано с необходимостью выбора метода или компьютерного средства для расчета эффективных и органных доз облучения пациентов.

В настоящее время в России эффективные дозы у пациентов при проведении КТ-исследований оцениваются с помощью коэффициентов перехода от значения произведения дозы на длину сканирования (DLP) к эффективной дозе, согласно Методическим указаниям (МУ 2.6.1.2944-11) «Контроль эффективных доз облучения пациентов при проведении медицинских рентгенологических исследований». Для определения органных доз может использоваться специализированное программное обеспечение: CT-Expo [8], ImpactDose [9], ImPACT [10], VirtualDoseCT [11], NCICT [12], XCATdose [13].

Цель исследования – оценка возможности использования наиболее распространенных компьютерных программ (CT-Expo, XCATdose и NCICT) для решения вышеуказанных задач на основе демонстрации реальных значений органных и эффективных доз. Дозы были определены с учетом различий протоколов и физико-технических характеристик проведения исследований на томографах разных фирм-производителей. Также оценивалась корректность метода оценки значений эффективной дозы, используемого в МУ 2.6.1. 2944-11.

Материалы и методы

Объекты исследования

В настоящей работе были рассмотрены томографы четырех наиболее распространенных в России фирм-производителей [1, 2]: GE (США), Philips (Нидерланды), Toshiba (Япония) и Siemens (Германия). Сведения о томографах представлены в таблице 1.

Таблица 1

Обследованные рентгеновские компьютерные томографы [Table 1]

Investigated computed tomographs]			
Фирма-изготовитель [Manufacture]	Наименование [CT model]	Количество колец детекторов [Number of slices]	Год выпуска [Year of manufacture]
Toshiba Medical Systems	Aquilion	64	2008
GE Healthcare	LightSpeed	16	2008
Philips Healthcare	Ingenuity Core	64	2013
Siemens Healthcare	Somatom Definition DH	64	2009

На основе данных об использовании этих томографов в клинической практике были собраны параметры проведения КТ-исследований у взрослых пациентов для следующих областей тела: голова, грудная клетка (ГК), брюшная полость (БП) и исследования, включающего несколько зон сканирования (ГК+БП+таз). Информация о количестве исследований, по которым были собраны данные, приведена в таблице 2.

Параметры проведения исследований

Исследования проводились по стандартным клиническим протоколам. На всех обследованных томографах собирались технические параметры, влияющие на дозу облучения пациентов: режим сканирования, сила тока и напряжение на рентгеновской трубке, время ротации трубки, коллимация (количество и ширина срезов), значение питч-фактора, длина сканирования, а также значения CTDI_{vol} и DLP для каждого КТ-исследования с консоли томографов (табл. 3). За исключением исследования головы, все исследования выполнялись при напряжении 120 кВ с автоматической модуляцией силы тока. Исследования БП проводились с использованием контрастного вещества в 3–4 фазы. Верификация значений CTDI_{vol}, отображаемых на консоли томографа, осуществлялась путем измерений универсальным дозиметром Black Piranha (RTI, Швеция) в специальных дозиметрических КТ-фантомах цилиндрической формы диаметром 160 и 320 мм.

Таблица 2

Количество КТ-исследований взрослых пациентов (по видам), для которых были собраны технические характеристики их проведения

[Table 2]

Number of CT examinations of adult patients]					
Область сканирования [Anatomical region]	Toshiba	GE	Philips	Siemens	Всего
Голова [Head]	18	15	23	19	75
ГК [Chest]	20	20	16	29	85
БП [Abdomen]	16	14	11	23	64
ГК+БП+таз [Chest+Abdomen+Pelvis]	6	7	0	11	24
Всего [Total]	60	56	50	82	248

Таблица 3

Параметры проведения КТ-исследований

[Table 3]

Parameters of CT examinations]

Аппарат [CT unit]	Сила тока, мА [Tube current, mA]	Коллимация, мм [Collimation, mm]	Питч-фактор [Pitch]	Время ротации трубки, с [Time of tube rota- tion, s]	CTDI _{vol} , мГр [CTDI _{vol} , mGy]	DLP, мГр·см [DLP, mGy·cm]
Голова [Head]						
Toshiba	350	16	0,56	0,5	65	1244
GE	450	20	0,9	0,6	55	991
Philips	280	40	0,4	0,5	48	877
Siemens	370	40	0,6	0,5	37	605
Грудная клетка [Chest]						
Toshiba	420	32	1,3	0,5	20	665
GE	300	20	1,4	0,7	15	402
Philips	350	40	0,9	0,5	13	441
Siemens	300	40	1,4	0,5	7	235
Брюшная полость [Abdomen]						
Toshiba	280	32	0,9	0,5	19	1926
GE	270	20	0,9	0,7	19	1590
Philips	350	40	0,8	0,5	15	1622
Siemens	500	40	1,0	0,5	16	1403
Грудная клетка + брюшная полость + таз [Chest+Abdomen+Pelvis]						
Toshiba	350	32	1,1	0,5	18	1265
GE	420	20	1,4	0,7	21	1408
Siemens	470	40	1,0	0,5	15	902

Методы определения эффективной и органических доз облучения пациентов

Для расчета органических и эффективных доз использовали программы: CT-Expo 2.3.1, XCATdose 2.3 и NCICT beta version 1.00. Основные характеристики программ приведены в таблице 4. В качестве модели тела пациента

в разных программах используются различные фантомы: математический фантом гермафродита – MIRD-5 [14] в МУ 2.6.1. 2944-11, математические фантомы разного пола ADAM (мужской) и EVA (женский) (CT-Expo) [15], воксельные фантомы, описывающие репрезентативных мужчину и женщину (NCICT) [16] или их модификации, позволяющие описывать группы пациентов различного

Таблица 4

Основные характеристики методов расчета

[Table 4]

General characteristics of the computational methods]

Метод [Method]	Аппаратно-специфичный метод [CT model specific method]	Используются фантомы разных полов [Male and female phantom available]	Фантом [Phantom]	Параметры для определения доз [Parameters for dose estimation]
МУ 2.6.1.2944-11 [MG 2.6.1.2944-11]	–	–	MIRD-5	DLP
CT-Expo	+	+	ADAM EVA	Параметры проведения исследования [Parameters of CT examination]
NCICT	+	+	UFHADM UFHADP	Параметры проведения исследования [Parameters of CT examination]
XCATdose	–	–	4D XCAT	CTDI _{vol} , DLP, обхват области сканирования [CTDI _{vol} , DLP, circumference of anatomical region]

телосложения в соответствии с выбранными антропометрическими параметрами (XCATdose) [17]. Кроме того, программы CT-Expo и NCICT позволяют рассчитывать organные и эффективную дозу с учетом специфики модели томографа. В МУ 2.6.1. 2944-11 и программе XCATdose 2.3 в качестве исходных данных для расчетов используют значение $CTDI_{vol}$ и DLP. Программа XCATdose оценивает значения доз у пациентов на основании такого антропометрического параметра, как обхват области исследования, т.е. с ее помощью возможна дальнейшая индивидуализация доз. В настоящей работе в качестве среднего обхвата областей исследования были выбраны следующие значения: голова – 56 см; грудная клетка, брюшная полость, ГК+БП+таз – 88,9 см [15].

Эффективные дозы также определялись на основании МУ 2.6.1. 2944-11 с использованием следующих коэффициентов перехода от значения DLP к эффективной дозе для разных областей сканирования: голова – 0,0023 мЗв/(мГр·см), ГК – 0,017 мЗв/(мГр·см), БП – 0,015 мЗв/(мГр·см).

В каждой программе используется своя шкала для задания зоны сканирования. Длины (ориентиры) областей сканирования приведены в таблице 5. Для расчета organных и эффективной дозы различными методами использовались параметры протоколов проведения исследований, приведенные в таблице 3, и параметры, характеризующие области сканирования в каждом методе, приведенные в таблице 5.

Эффективная доза рассчитывалась на основе organных доз, согласно Публикации МКРЗ 60 [18], по формуле:

$$E = \sum_T w_T \cdot \left[\frac{H_T^M + H_T^F}{2} \right] \quad (1)$$

где w_T – тканевый взвешивающий коэффициент для органа T , H_T^M и H_T^F – organные дозы в фантомах мужчины и женщины соответственно.

Результаты и обсуждение

На основании собранных данных о режимах проведения исследований для каждого томографа разными методами были рассчитаны значения organных доз и на их основе по формуле (1) значения эффективных доз при сканировании 4 областей тела (табл. 6).

Рассмотрим влияние параметров протокола проведения исследования, связанного с каждым типом томографа, на значение эффективной дозы. В этом случае исходными данными для расчета были не только физико-технические параметры, но и область сканирования, которая предлагалась пользователю программой для данного вида исследования. Результаты расчета эффективной дозы (см. табл. 6) свидетельствуют, что наименьшее значение эффективной дозы было зафиксировано при проведении сканирования различных областей тела на томографе Siemens Somatom Definition DH. Непосредственно видно, какое значительное влияние оказывает выбор протокола исследования на значение эффективной дозы. В наибольшей степени это влияние было выражено при сканировании грудной клетки, где различие достигало 2,5 раз.

Использование для оценки эффективной дозы значения DLP с консоли томографа и соответствующего коэффициента перехода к эффективной дозе из МУ 2.6.1. 2944-11 хорошо согласуется с расчетами значения эффективной дозы с помощью тестируемых программ (рис. 1). Исключением является сканирование головы, где наблюдается двукратное завышение эффективной дозы, оцененное по коэффициентам из МУ, по сравнению с расчетами по программам. Это связано с завышенным значением коэффициента перехода (0,0023 мЗв/(мГр·см²) от значения DLP к эффективной дозе, приведенном в МУ 2.6.1. 2944-11. Его современное значение, содержащееся в подготовленном Изменении 1 к МУ 2.6.1. 2944-11, составляет 0,0014 мЗв/(мГр·см²).

Таблица 5

Длины (ориентиры) областей сканирования, используемые при расчете эффективных доз в рассматриваемых программах

[Table 5]

Lengths (coordinates) of anatomical regions used for calculation of the effective doses in the codes considered

Область сканирования [Anatomical region]	CT-Expo*		XCATdose	NCICT**	
	Мужчина [Male]	Женщина [Female]		Мужчина [Male]	Женщина [Female]
Голова [Head]	15(79–94)	15(74–89)	Верхушка черепа – нижний край затылочной кости [Vertex of skull – scalp bottom]	15(1–16)	15(1–16)
Грудная клетка [Chest]	28(41–69)	26(39–65)	Верхушка легких – купол диафрагмы [Lung apex – cupula of the diaphragm]	28(29–57)	26(25–51)
Брюшная полость [Abdomen]	21(22–43)	21(20–41)	Купол диафрагмы – крыло подвздошной кости [Cupula of the diaphragm – superior iliac crest]	21(49–70)	21(45–66)
ГК+БП+таз [Chest+Abdomen+Pelvis]	68(0–68)	64(0–64)	Верхушка легких – ветвь седалищной кости [Lung apex – inferior ischium]	63(29–92)	62(25–87)

* В программе CT-Expo начало шкалы совпадает с основанием таза.

[*In the CT-Expo code, the starting point matches the base of pelvis.]

** В программе NCICT начало шкалы совпадает с верхушкой черепа.

[** In the NCICT code, the starting point matches the apex of skull.]

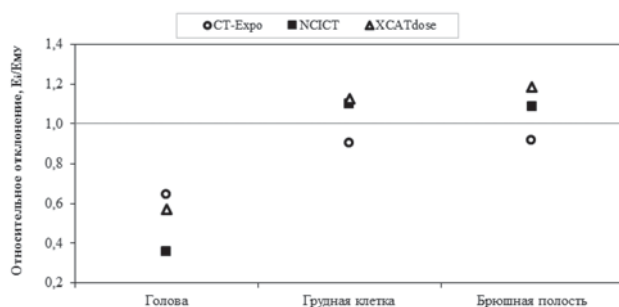


Рис. 1. Относительное отклонение E_i/E_{MG} , где E_i – значение эффективной дозы, полученное i -м методом, E_{MG} – значение эффективной дозы, полученное согласно МУ 2.6.1. 2944-11.

Данные приведены для томографа Siemens Somatom Definition DH

[Fig. 1. The ratio – E_i/E_{MG} , where E_i is the effective dose estimated by i method, E_{MG} is the effective dose estimated according to MG 2.6.1. 2944-11. The data are presented for the Siemens Somatom Definition DH tomograph]

Для сравнения дозы в органах рассчитывались с помощью всех программ при одинаковых физико-технических условиях (протокол исследования на томографе Siemens Somatom Definition DH). Области сканирования выбирались таковыми, что участвующие в сравнении доз органы полностью попадали в прямой пучок излучения.

Сравним значения органных доз, полученные с помощью трех программ: CT-Expo, NCICT и XCATdose (рис. 2). Как видно из представленных на рисунке 2 результатов расчета доз в органах, их значения, полученные с помощью различных программ, не сильно различаются между собой. Если проследить статистику отклонений значений органных доз от среднего значения, рассчитанного с помощью трех программ, то лишь одно значение дозы (кожная доза, рассчитанная с помощью программы XCATdose) будет отличаться от него более чем на 30% (33%). При этом 98% значений отклонений не будут превышать 20%, а 71% – не будут превышать 10%. Если же попарно сравнивать результаты расчетов органных доз мужчины и женщины, полученных с помощью NCICT и CT-Expo, то различия в дозах у воксельного и математического фантомов достигают 22% только для толстого кишечника в женских фантомах и гонад в мужских фантомах. Различия остальных значений органных доз не превышают 20%.

Попытаемся систематизировать наблюдаемые различия в значениях органных и эффективных доз, рассчитанных с помощью тестируемых программ:

1. Эффективные дозы определяются дозами в органах и тканях, которые полностью или частично попадают в зону сканирования. Органы, которые находятся на границе зоны сканирования и частично попадают в прямой пучок излучения, зависят от типа используемо-

Значения эффективной дозы (мЗв), определенные разными методами, для КТ-исследований различных областей тела с помощью указанных томографов

Таблица 6

[Table 6]

The effective doses (mSv) estimated by the different methods for the CT examinations]

Аппарат [CT unit]	МУ 2.6.1. 2944-11 [MG 2.6.1. 2944-11]	CT-Expo	NCICT	XCATdose
Голова [Head]				
Toshiba	2,9	1,7	0,8	1,4
GE	2,3	1,4	0,7	1,2
Philips	2,0	1,4	0,6	1,1
Siemens	1,4	0,9	0,5	0,8
Грудная клетка [Chest]				
Toshiba	9,6	11,1	15,1	12,9
GE	6,8	6,5	9,5	9,6
Philips	7,5	7,2	8,2	8,4
Siemens	4,0	3,6	4,4	4,5
Брюшная полость [Abdomen]				
Toshiba	28,9	23,4	27,0	29,6
GE	23,9	23,4	25,5	29,6
Philips	24,3	20,4	21,3	23,3
Siemens	21,0	19,2	22,8	24,9
ГК+БП+таз [Chest+Abdomen+Pelvis]				
Toshiba	–	25,1	19,3	21,8
GE	–	27,1	22,4	25,4
Siemens	–	19,0	16,1	18,2

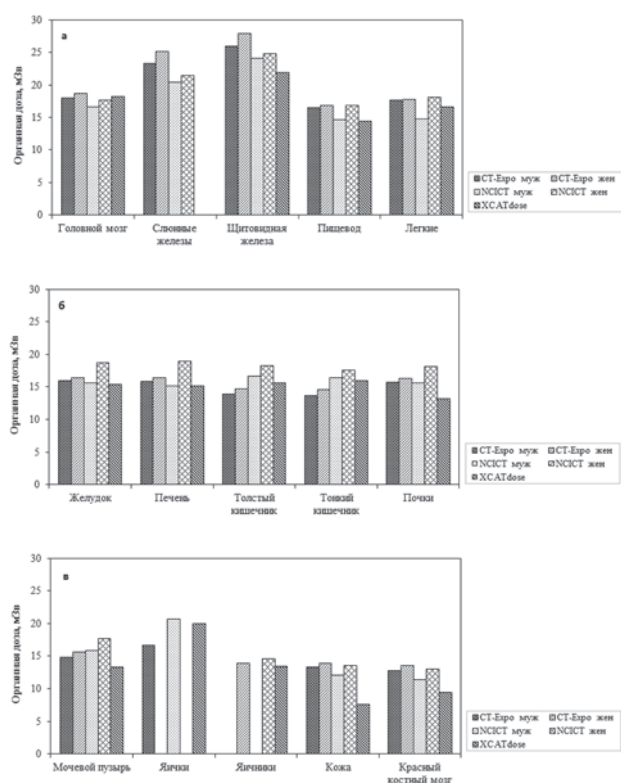


Рис. 2. Сравнение значений органных доз при сканировании всего тела, рассчитанных с помощью различных программ. Результаты приведены для протокола исследования на томографе Siemens Somatom Definition HD [Fig. 2. Comparison of the organ doses for whole body CT examination estimated by different software programs. The data presented for the Siemens Somatom Definition DH tomograph]

го фантома и зоны сканирования, определяемой программой расчета. На рисунке 3 приведены мужские фантомы, используемые в рассматриваемых программах. Особенностью программ NCICT и XCATdose является использование воксельных фантомов, которые обеспечивают большую приближенность к реальной анатомии пациента, чем фантомы, в которых органы представлены математическими фигурами (CT-Expo). Однако из рисунка 3 видно, что, например, при сканировании ГК у воксельных фантомов печень не попадает в прямой пучок излучения, тогда как у математического фантома ADAM (CT-Expo) часть печени находится в прямом пучке излучения. Таким образом, различие в используемых фантомах является одной из причин различий в значениях органных доз и, в меньшей степени, эффективной дозы.

2. Значения доз в органах, полностью находящиеся в прямом пучке поля излучения со спектром и геометрией, характерными для КТ-исследований, для двух тестируемых программ (CT-Expo и NCICT) не отличались более чем на 22%, в основном, за счет различия в используемых фантомах. Большее отклонение было зафиксировано только у дозы в коже, определенной программой XCATdose.

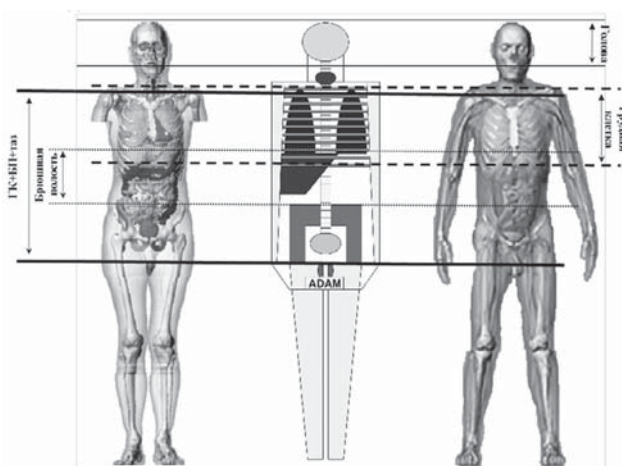


Рис. 3. Мужские фантомы, используемые в тестируемых программах: а – UFHADM (NCICT); б – ADAM (CT-Expo); в – 4D XCAT (XCATdose), и зоны сканирования [Fig. 3. The male phantoms used in the tested software programs: а – UFHADM (NCICT); б – ADAM (CT-Expo); в – 4D XCAT (XCATdose), and the anatomical regions]

3. Значения органных и эффективных доз существенно зависят от конкретного протокола исследования. Это связано как со спектром излучения и коллимацией прямого пучка, так и с заданием программой зоны сканирования. Органы, расположенные не полностью в пучке излучения или вне его, но рядом с границами прямого пучка, имеют наибольшую вариабельность значений доз. Все это предполагает возможность оптимизации параметров проведения исследования с целью уменьшения уровней облучения пациентов, т.е. позволяет на практике решать основную задачу радиационной защиты при медицинском облучении. Для решения оптимизационных задач больше подходят программы NCICT и XCATdose, использующие в качестве модели тела пациента современные воксельные фантомы с возможностью детально моделировать пациентов (NCICT) или даже индивидуализировать их на основе задания обхвата зоны сканирования (XCATdose).

4. Результаты сравнения расчетов значений эффективной дозы согласно МУ 2.6.1. 2944-11 с результатами расчетов с помощью специализированных компьютерных программ показали применимость используемой в МУ методики, за исключением сканирования головы. Этот недостаток действующих МУ 2.6.1. 2944-11 исправлен в подготовленном к ним «Изменении 1».

Выводы

1. Использование для оценки эффективной дозы значения DLP с консоли томографа и соответствующего коэффициента перехода к эффективной дозе из МУ 2.6.1. 2944-11 приемлемо в случае заполнения форм государственной отчетности, информирования пациента о дозе и риске, обусловленном КТ-исследованием, или для оценки риска с целью обоснования исследования как метода диагностики.

2. Для оптимизации проведения исследования применительно к группе пациентов или даже к индивидуальному

пациенту необходимо использовать специализированное программное обеспечение. Из трех протестированных программ NCICT и XCATdose являются более предпочтительными для решения этого класса задач из-за использования в них современных воксельных фантомов, гибкости подхода в задании режимов проведения исследований и моделирования пациентов различного телосложения. Особое внимание следует уделить заданию области исследования, т.к. максимальная вариабельность органовых доз наблюдается на границе прямого поля излучения.

3. Специализированное программное обеспечение возможно также использовать для ретроспективной оценки доз облучения пациентов при возможном проведении эпидемиологических исследований.

4. В работе рассчитаны и представлены абсолютные значения эффективных доз для современных, наиболее распространенных протоколов исследований разных областей тела: голова, грудная клетка, брюшная полость, грудная клетка + брюшная полость + таз на наиболее распространенных типах томографов.

Благодарности

Автор выражает благодарность Голикову Владиславу Юрьевичу и Водоватову Александру Валерьевичу (Научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Санкт-Петербург, Российская Федерация) за помощь в обсуждении результатов.

Литература

1. Братилова, А.А. Уровни облучения пациентов при проведении компьютерной томографии в медицинских организациях Санкт-Петербурга и Ленинградской области / А.А. Братилова, В.Ю. Голиков, С.А. Кальницкий // Радиационная гигиена. – 2014. – Т. 7, № 3. – С. 33–38.
2. Chipiga L., Bernhardsson C. Patient doses in computed tomography examinations in two regions of the Russian Federation. Radiation Protection Dosimetry, 2016, Vol. 169, №1-4, pp. 240-244.
3. Балонов, М.И. Современные уровни медицинского облучения в России / М.И. Балонов [и др.] // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 3. – С. 67–79.
4. Martin C.J. Effective dose: how should it be applied to medical exposures. The British Journal of Radiology, 2007, Vol. 80, pp.639–647.
5. Mattson S. Need for individual cancer risk estimates in X-ray and nuclear medicine imaging. Radiation Protection Dosimetry, 2016, Vol. 169, №1-4, pp.11–16.
6. Wall BF, Haylock JTM., Jansen MC, [Et al.] Radiation risks from medical X-ray examinations as a function of the age and sex of the patient. Health Protection Agency. Centre for Radiation. Chilton, Didcot, 2011, 66 p.
7. Голиков, В.Ю. Оценка рисков медицинского облучения на основе данных радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации / В.Ю. Голиков // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 4. – С. 4–6.
8. Stamm G., Nagel H.D. CT-Expo V 2.3. A Tool for Dose Evaluation in Computed Tomography. User's Guide, 2014, 59 p.
9. Kalender W.A., Schmidt B., Zankl M. [Et al.] A PC program for estimating organ dose and effective dose values in computed tomography. European Radiology, 1999, Vol. 9, pp. 555-562.
10. Lewis M.A., Edyvean S., Sassi S.A. [Et al.] Estimating patient dose on current CT scanners: Results of the ImPACT CT dose survey. Radiations Magazine, 2000, Vol. 26, pp. 17–18.
11. Ding A., Gao Y., Liu H. [Et al.] VirtualDose: a software for reporting organ doses from CT for adult and pediatric patients. Physics in Medicine and Biology, 2015, Vol. 60, pp. 5601–5625.
12. Lee C., Kim K.P., Bolch W.E. [Et al.] NCICT: a computational solution to estimate organ doses for pediatric and adult patients undergoing CT scans. Journal of Radiological Protection, 2015, Vol. 35, pp. 891–909.
13. Sahbaee P., Segars W.P., Samei E. [Et al.] Patient-based estimation of organ dose for a population of 58 adult patients across 13 protocol categories. Medical Physics, 2014, Vol. 41, № 7, pp. 072104-1–072104-12.
14. Snyder W.S., Fisher H. L., Ford M. R., Warner G. G. Estimates of absorbed fractions for monoenergetic photon sources uniformly distributed in various organs of a heterogeneous phantom. Journal of Nuclear Medicine, 1969, Vol 3, pp. 7–52.
15. Kramer R. [Et al.] The calculation of dose from external photon exposures using reference human phantoms and Monte Carlo methods. I: The male (ADAM) and female (EVA) adult mathematical phantoms. Neuherberg-Munchen: Institut fur Strahlenschutz, GSF-Forschungszentrum fur Umwelt und Gesundheit, GSF-Report S-885, 1982.
16. Lee C., Lodwick D., Hurtado J. [Et al.] The UF family of reference hybrid phantoms for computational radiation dosimetry. Physics in Medicine and Biology, 2010, Vol. 55, №2, pp. 339–363.
17. Segars W.P., Bond J., Frush J. [Et al.] Population of anatomically variable 4D XCAT adult phantoms for imaging research and optimization. Medical Physics -2013, Vol. 40, №4, pp. 043701-1 – 043701-11.
18. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21, №1-3, 1991.

Поступила: 25.10.2016 г.

Чипига Лариса Александровна – младший научный сотрудник лаборатории радиационной гигиены медицинских организаций Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия; медицинский физик, Северо-Западный медицинский исследовательский центр им. В.А. Алмазова, Министерство здравоохранения Российской Федерации, Санкт-Петербург, Россия. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; e-mail: larisa.chipiga@gmail.com

Для цитирования: Чипига Л.А. Сравнение расчетных методов определения эффективной и органовых доз у пациентов при компьютерно-томографических исследованиях // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 56–64. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-56-64

A comparison of computational methods for estimation of effective and organ doses to the patients from CT examination

Larisa A. Chipiga

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

North-West Medical Research Centre after V.A. Almazov, The Ministry Of Health Of The Russian Federation, Saint-Petersburg, Russia

The current study was devoted to estimation of effective and organ doses to the patients from the most common computed tomography (CT) examinations: head, chest, abdomen, chest+abdomen+pelvis in advanced scanners. Doses were estimated using dedicated software (CT-Expo, XCATdose, and NCICT) and conversion coefficients from the dose length product (DLP) to the effective dose according to Methodical guidance 2.6.1.2944-11 "Assessment of effective dose to the patients undergoing X-ray examinations". Results of the estimation of organ doses using tested software programs showed a lack of significant differences. Overall, 98% of organ doses estimated by each software program had a less than 20% difference compared with the average value of doses estimated by each software and 71% had less than 10% difference. Comparison of organ doses estimated for voxel and mathematical (MIRD-5) phantoms showed a difference up to 22%. The overestimation with a factor of two, in comparison with the software codes, was observed only for effective dose for the CT examination of a head determined according to existing guidelines. For other examinations, the differences in effective doses were insignificant. The effective dose assessed according to existing guidelines can be used to fill the report forms or rough risk estimate for justification of CT examinations.

Key words: computed tomography, effective dose, organ dose, dose length product, anthropomorphic phantoms.

References

1. Bratilova A.A., Golikov V.Yu., Kalnitsky S.A. Exposure levels of patients during computed tomography in medical organizations of Saint-Petersburg and Leningrad region. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2014, Vol.7, №3, pp. 33-38. (In Russian)
2. Chipiga L., Bernhardsson C. Patient doses in computed tomography examinations in two regions of the Russian Federation. *Radiation Protection Dosimetry*, 2016, Vol. 169, №1-4, pp. 240-244.
3. Balonov M.I., Golikov V.Yu., Zvonova I.A. [Et al.] Current levels of medical exposure in Russia. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2015, Vol.8, №3, pp. 67-79. (In Russian)
4. Martin C.J. Effective dose: how should it be applied to medical exposures. *The British Journal of Radiology*, 2007, Vol. 80, pp.639-647.
5. Mattson S. Need for individual cancer risk estimates in X-ray and nuclear medicine imaging. *Radiation Protection Dosimetry*, 2016, Vol. 169, №1-4, pp.11-16.
6. Wall BF, Haylock JTM., Jansen MC, [Et al.] Radiation risks from medical X-ray examinations as a function of the age and sex of the patient. Health Protection Agency. Centre for Radiation. Chilton, Didcot, 2011, 66 p.
7. Golikov V.Yu. Medical irradiation risk assessment based on the data of radiation-hygienic passportization in the regions of the Russian Federation. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2015, Vol.8, №4, pp. 6-4. (In Russian)
8. Stamm G., Nagel H.D. CT-Expo V 2.3. A Tool for Dose Evaluation in Computed Tomography. User's Guide, 2014, 59 p.
9. Kalender W.A., Schmidt B., Zankl M. [Et al.] A PC program for estimating organ dose and effective dose values in computed tomography. *European Radiology*, 1999, Vol. 9, pp. 555-562.
10. Lewis M.A., Edyvean S., Sassi S.A. [Et al.] Estimating patient dose on current CT scanners: Results of the ImPACT CT dose survey. *Radiations Magazine*, 2000, Vol. 26, pp. 17-18.
11. Ding A., Gao Y., Liu H. [Et al.] VirtualDose: a software for reporting organ doses from CT for adult and pediatric patients. *Physics in Medicine and Biology*, 2015, Vol. 60, pp. 5601-5625.
12. Lee C., Kim K.P., Bolch W.E. [Et al.] NCICT: a computational solution to estimate organ doses for pediatric and adult patients undergoing CT scans. *Journal of Radiological Protection*, 2015, Vol. 35, pp. 891-909.
13. Sahbaee P., Segars W.P., Samei E. [Et al.] Patient-based estimation of organ dose for a population of 58 adult patients across 13 protocol categories. *Medical Physics*, 2014, Vol. 41, № 7, pp. 072104-1- 072104-12.
14. Snyder W.S., Fisher H. L., Ford M. R., Warner G. G. Estimates of absorbed fractions for monoenergetic photon sources uniformly distributed in various organs of a heterogeneous phantom. *Journal of Nuclear Medicine*, 1969, Vol 3, pp. 7-52.
15. Kramer R. [Et al.] The calculation of dose from external photon exposures using reference human phantoms and Monte Carlo methods. I: The male (ADAM) and female (EVA) adult mathematical phantoms. Neuherberg-Munchen: Institut fur Strahlenschutz, GSF-Forschungszentrum fur Umwelt und Gesundheit, GSF-Report S-885, 1982.
16. Lee C., Lodwick D., Hurtado J. [Et al.] The UF family of reference hybrid phantoms for computational radiation dosimetry. *Physics in Medicine and Biology*, 2010, Vol. 55, №2, pp. 339-363.

Larisa A. Chipiga

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev.

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: larisa.chipiga@gmail.com

17. Segars W.P., Bond J., Frush J. [Et al.] Population of anatomically variable 4D XCAT adult phantoms for imaging research and optimization. Medical Physics -2013, Vol. 40, №4, pp. 043701-1 –043701- 11.
18. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21, №1-3, 1991.

Received: October 25, 2016

For correspondence: Larisa A. Chipiga – Junior researcher, Radiation Hygiene Laboratory for Healthcare Bodies, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira Str., 8, 197101, St. Petersburg, Russia; E-mail: larisa.chipiga@gmail.com); Medical physicist, North-West Medical Research Centre after V.A. Almazov, The Ministry Of Health Of The Russian Federation, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Chipiga L.A. A comparison of computational methods for estimation of effective and organ doses to the patients from ct examination // Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No 1, pp. 56-64. (In Russ.) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-56-64

Роль искажающих факторов в радоновом эпидемиологическом исследовании

А.Д. Онищенко, М.В. Жуковский

Институт промышленной экологии Уральского отделения РАН, Екатеринбург, Россия

Цель: моделирование масштабного эпидемиологического исследования случай – контроль по выявлению связи между облучением радоном и раком легкого при наличии факторов, искажающих результаты оценки экспозиции по объемной активности радона в жилищах. *Материалы и методы:* анализ источников неопределенностей, возникающих в ходе эпидемиологических радоновых исследований случай – контроль. Оценка численных значений неопределенностей, обусловленных погрешностями средств измерений, долговременными вариациями объемной активности радона, облучением радоном в иных местах пребывания человека, кроме жилища, и др. *Моделирование методом Монте-Карло* радонового эпидемиологического исследования, сопоставимого по численности с объединенным европейским радоновым исследованием, и оценка влияния неопределенностей на оценку зависимости доза – эффект. *Результаты:* показано, что мультипликативная погрешность при оценке индивидуальной экспозиции по объемной активности радона в основном обусловлена совокупным влиянием долговременных вариаций объемной активности радона и различиями в уровнях радона в жилищах и остальных местах пребывания человека и имеет значение логарифмического стандартного отклонения $\sigma_{\text{гр}}$ от 0,70 до 0,90. Оцененное значение погрешности в 2 раза выше, чем величина, использованная для коррекции результатов объединенного европейского радонового исследования. Показано, что для значений $\sigma_{\text{гр}} < 0,9$ метод регрессионной калибровки позволяет полностью скорректировать влияние неопределенностей при правильной оценке погрешности. *Выводы:* ошибка в определении погрешности экспозиции по объемной активности радона в объединенном европейском радоновом исследовании случай – контроль привела к занижению значения относительного риска рака легкого в 1,5 раза.

Ключевые слова: радон, рак легкого, исследования случай – контроль, погрешности, моделирование.

Введение

Согласно данным Научного комитета по действию атомной радиации при Организации Объединенных Наций (НКДАР ООН) [1], облучение населения от природных источников излучения является одним из основных факторов радиационного воздействия на человека. При этом за счет ингаляционного поступления радона и продуктов его распада создается около половины общей дозы облучения населения от природных источников излучения. В ряде случаев облучение радоном в жилищах приводит к годовым значениям эффективной дозы, превышающим предел дозы для лиц, работающих с источниками ионизирующего излучения.

На настоящий момент в мире завершены три объединенных исследования по изучению влияния радона в жилищах на возникновение рака легкого. К ним относятся комбинированный анализ 7 североамериканских исследований случай – контроль [2], 13 исследований в Европе [3, 4] и 2 исследований в Китае [5].

Наиболее авторитетное исследование случай – контроль – комбинирование 13 европейских исследований, в котором общее число случаев рака легкого составило 7148, контролей – 14 208 человек. Оценка риска рака легкого по измеренным значениям объемной активности (ОА) радона составила 0,084 на 100 Бк/м³ (доверительный интервал (ДИ) 0,003–0,158). В исследованиях [3, 4] было отмечено, что влияние погрешностей, возникающих при оценке уровней радона в жилищах, приводит к тому, что наблюдаемые в ходе исследований значения ОА радона могут значительно отличаться от истинных значений. Это приводит к занижению коэффициента наклона зависимости доза – эффект [6–9]. В связи с этим была проведена коррекция измеренных значений ОА радона для получения наиболее вероятных значений истинной ОА радона [3, 4]. Скорректированное значение дополнительного относительного риска при длительном (≥ 25 лет) воздействии радона в жилище составило 0,16 на 100 Бк/м³ (ДИ 0,05–0,31). В объединенных исследованиях [2–4] в качестве основного параметра, считающегося причиной возникновения

Онищенко Александра Дмитриевна

Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук.

Адрес для переписки: 620990, Россия, г. Екатеринбург, ул. Софьи Ковалевской, д. 20; e-mail: onischenko@ecko.uran.ru

радиационно-индуцированного рака легкого, в явном или неявном виде рассматривалась ОА радона в жилищах, усредненная за достаточно длительный (~25 лет) период экспозиции.

Реальным фактором, влияющим на возникновение радиационно-индуцированного рака легкого, при анализе влияния погрешностей на оценку зависимости относительного риска возникновения рака легкого от уровней облучения радоном является экспозиция по эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона, которая может быть определена как:

$$P = \int_0^T C(t) \cdot F(t) dt = \bar{C} \cdot \bar{F} \cdot T, \quad (1)$$

где $C(t)$ – ОА радона, $F(t)$ – коэффициент равновесия между ОА и ЭРОА радона, T – время воздействия, $\bar{C}$ – среднее значение ОА радона за время воздействия, $\bar{F}$ – среднее значение коэффициента равновесия.

Поэтому среднее значение ОА радона в жилищах – это некий суррогат для оценки истинного уровня радиационного воздействия. На точность оценки экспозиции по ЭРОА радона, помимо точности определения среднего значения ОА радона в жилищах, будут влиять такие факторы, как неопределенность среднего времени пребывания в жилищах, точность оценки коэффициента равновесия между ОА и ЭРОА радона, облучение радоном на рабочих местах и иных местах пребывания человека и др. Таким образом, задача оценки влияния погрешностей на точность результатов радоновых эпидемиологических исследований усложняется.

Анализ литературных данных показывает, что проведенные на настоящее время объединенные эпидемиологические исследования случай – контроль [2–4] позволяют получить только предварительную оценку зависимости связи облучения радоном в жилищах с радиационно-индуцированным раком легкого. Остались нераскрытыми ряд вопросов, которые могут потребовать пересмотра результатов объединенных исследований и могут быть полезными при планировании новых широко-масштабных исследований случай – контроль. В [4] оценка погрешности определения экспозиции по ОА радона была основана на результатах исследований, касающихся исключительно долговременных вариаций ОА радона, не опубликованных в открытой печати. Оценка влияния других факторов, влияющих на точность определения экспозиции по ОА радона, отсутствует.

В [2] явный учет погрешностей экспозиции по ОА радона не представлен вообще. В данном исследовании устранение влияния погрешностей было выполнено путем простого исключения измерений, выполненных, с точки зрения авторов, недостаточно надежно. В связи с этим представляет интерес развернутый анализ погрешностей оценки экспозиции по ОА радона, обусловленных такими факторами, как аппаратные и методические погрешности измерений, облучение радоном в других местах, кроме жилища, влияние кратковременных, средне- и долговременных вариаций ОА радона в жилище и др.

Большой интерес представляет анализ влияния погрешностей определения экспозиции по ОА радона на результаты исследований случай – контроль. При проведении измерений в результате действия погрешностей получается смещенная выборка значений ОА радона, при использовании которой (так называемая «наивная»

оценка), мы получаем смещенное значение зависимости дополнительного относительного риска от ОА радона. При этом измеренная, искаженная погрешностями выборка является единственной доступной исследователю. В силу случайного характера влияния погрешностей совокупность измеренных значений и, соответственно, «наивная» оценка, сделанная на ее основе, будут подвержены случайным флуктуациям. Оценить, насколько наивная оценка зависимости дополнительного относительного риска от ОА радона при наличии погрешностей будет отличаться от среднего ожидаемого значения, характерного для заданного уровня погрешности, возможно только в результате специального моделирования.

Методы, снижающие влияние погрешностей измерений на результаты анализа зависимости доза – эффект, описаны в литературе [10]. Вместе с тем, применимость каждого метода к корректировке результатов радоновых исследований случай – контроль не очевидна. Качество восстановления исходных данных во многом будет определяться как используемой методикой корректировки, так и величиной погрешностей оценки ОА радона.

Цель исследования – моделирование масштабного эпидемиологического исследования случай – контроль по выявлению связи между облучением радоном и раком легкого при наличии факторов, искажающих оценку экспозиции по ОА радона в жилищах.

Задачи исследования

1. Определить источники и величины неопределенностей, которые возникают в ходе эпидемиологических исследований случай – контроль, выявляющих связь между облучением радоном и раком легкого, для уточнения оценки зависимости доза – эффект.
2. Проанализировать возможное влияние погрешностей определения экспозиции по ОА радона на оценку дополнительного относительного риска возникновения радиационно-индуцированного рака легкого.
3. Изучить факторы, влияющие на корректировку результатов исследования случай – контроль.

Материалы и методы

Оценка погрешностей измерения сезонных значений ОА радона при помощи интегрирующих трековых детекторов была выполнена на основании:

- собственных лабораторных данных по разбросу показаний трековых детекторов при калибровке в атмосфере с контролируемым уровнем ОА радона;
- данных по результатам международных интеркалибровок радоновых детекторов [11, 12];
- специального исследования по изучению влияния кратко- (в течение нескольких суток) и среднесрочных (в течение нескольких месяцев) вариаций ОА радона на точность определения сезонных значений ОА радона [13].

Для оценки погрешности, обусловленной долговременными (до десятков лет) вариациями ОА радона в помещении, были проанализированы многочисленные литературные данные, посвященные этой проблеме. Можно выделить два различных метода оценки долговременных вариаций: повторные измерения ОА радона в течение нескольких лет и использование измерений текущего уровня ОА радона в сочетании с ретроспектив-

ными детекторами. Работы по повторным измерениям ОА радона в зданиях опубликованы для Великобритании [14, 15], США [16–19], Италии [20] и Ирландии [21]. В основном, результаты исследований были представлены в виде оценок средних значений коэффициента вариации ОА радона. Для [21], где измерения, выполненные в одних и тех же зданиях с интервалом в 12 лет, были представлены в виде графика, выполнена оцифровка значений при помощи программы Get Data Graph Digitizer 2.26 для статистической обработки данных. Сопоставление текущих значений ОА радона со значениями, измеренными ретроспективными детекторами, были выполнены в Норвегии [22], Италии [23], Ирландии [21], Швеции [24, 25], Румынии [26], Индии [27], США [28]. При необходимости данные, представленные в перечисленных работах, также подвергались оцифровке. Институтом промышленной экологии УрО РАН совместно с Институтом ядерных исследований Винча (Сербия) были проведены полносезонные измерения ОА радона при помощи трековых детекторов и ретроспективная оценка средних значений ОА радона в домах сельского типа в населенных пунктах Кальна, Ужице, Горна Стубла и Нишка Баня (Сербия) [29–31].

Оценка погрешностей из-за облучения радоном в других местах пребывания индивида была сделана в ходе специального исследования по определению индивидуальной экспозиции по ОА радона [32]. Была привлечена группа добровольцев в составе 35 человек. Каждому из участников было выдано по 5 радиометров радона на основе трековых детекторов CR-39. Участники проекта выполнили следующие действия:

- установили два радиометра радона на рабочем месте;
- установили два радиометра радона в жилище;
- постоянно носили один радиометр радона при себе;
- заполняли анкету, в которой ежедневно отмечали количество часов, проведенных в жилище и на рабочем месте.

Участники проекта расставляли радиометры радона, предназначенные для измерения ОА радона в жилище, по возможности в различных комнатах (например, в гостиной и спальне). Радиометры, используемые для контроля облучения радоном на рабочих местах, располагались, как правило, в одном помещении. Однако в ситуациях, когда у участника было два места работы, радиометры были размещены в различных местах с раздельной фиксацией времени пребывания в каждом из помещений. При выезде участника проекта в командировку или отпуск индивидуальный радиометр радона брался с собой, а в анкете делалась соответствующая отметка.

Результаты оценок погрешностей были использованы в математическом моделировании масштабного эпидемиологического исследования по изучению влияния радона на возникновение рака легкого. На первом этапе моделирования облучения населения радоном и заболеваемости раком легкого методом Монте-Карло формировалась выборка значений ОА радона в заданной популяции. Было принято, что распределение ОА радона с достаточной точностью может быть описано логнормальным распределением. В связи с этим при моделировании задавались значения среднего геометрического и стандартного отклонения σ_{LN} логарифмов ОА радона. Среднее

геометрическое ОА радона задавалось в интервале от 25 до 100 Бк/м³, стандартное отклонение σ_{LN} в интервале от 0,8 до 1,2. Возрастное распределение численности населения для $t \geq 40$ лет моделировалось спадающей функцией, соответствующей изменению вероятности дожития до определенного возраста. При использовании возраст-специфической заболеваемости $\lambda_0(t)$ были использованы данные по частоте спонтанного возникновения рака легкого для некурящих мужчин и женщин [33]. Эти данные работы были аппроксимированы подгоночной функцией, плавно зависящей от возраста на момент оценки риска.

Для каждого члена популяции случайным образом разыгрывалось его отношение к курению. Было принято, что для мужчин доля курящих либо когда-либо куривших составляет 60%, для женщин – 30% [34, 35]. Следует отметить, что для отдельных стран доля курящих может заметно отличаться от принятых значений. Затем возраст-специфическая вероятность спонтанного возникновения рака легкого $\lambda_0(t)$ умножалась на коэффициент относительного риска для соответствующей группы курящих. Типы групп по отношению к курению и значения относительного риска были выбраны в соответствии с данными [3]. Принятое в настоящей работе распределение по группам курящих среди мужчин и женщин было задано с ориентацией на распределения, приведенные в объединенном европейском исследовании [3].

Вероятность заболевания раком легкого в результате совместного действия радона и курения рассчитывалась так:

$$P(t, \text{smoking}, Rn) = \lambda_0(t) \cdot RR_{sm} (1 + OA_{Rn} \cdot RR_{Rn}), \quad (2)$$

где RR_{sm} – относительный риск возникновения рака легкого за счет курения; RR_{Rn} – дополнительный относительный риск возникновения рака легкого при воздействии радона (в среднем 0,16 на 100 Бк/м³ [3]); OA_{Rn} – объемная активность радона, воздействующая на заданного индивидуума.

При помощи генератора случайных чисел разыгрывалось число, равномерно распределенное на интервале от 0 до 1. Если выполнялось условие $RANDOM \leq P(t, \text{smoking}, Rn)$, то считалось, что заболевание раком легкого реализовано и рассматриваемый объект относился к группе «случай» (основная группа). Для заданных значений среднего геометрического ОА радона и стандартного отклонения σ_{LN} логарифмов ОА радона разыгрывалось 10⁶ историй. Принималось одинаковое количество мужчин и женщин в популяции. Всего было смоделировано 8 выборок с различными значениями параметров распределения ОА радона. Таким образом, моделировалось проведение радоновых эпидемиологических исследований в странах с различными уровнями воздействия радона на население. В каждой выборке для объекта, отнесенного к группе «случай», подбирались два члена группы «контроль», стандартизованные по полу, возрасту и статусу курения. Для большей статистической точности была сгенерирована вторая серия выборок с аналогичными параметрами. Полученные таким образом группы «случай» и «контроль» объединялись для дальнейшего анализа в общую выборку с объемом, соответствующим удвоенному объему объединенного европейского радонового исследования [3].

Результаты и обсуждение

1. Оценка погрешности, влияющей на определение экспозиции по ОА радона

Погрешность измерения ОА радона детекторами на основе материала LR-115. Данная погрешность обусловлена рядом причин. Радиометры радона на основе LR-115, в основном, используются в отечественной практике. Для определения коэффициента чувствительности было проведено несколько калибровок радиометров радона РЭИ-4. В специальном боксе при высокой ОА радона (2000–9000 Бк/м³) одновременно экспонировалось несколько десятков радиометров радона РЭИ-4 и радон-монитор AlphaGUARD. Случайная пуассоновская погрешность во время калибровки для одного трекового детектора составила 5–9% (P=0,95). Тем не менее, наблюдаемая дисперсия значительно превышала значение, ожидаемое для пуассоновского распределения. Относительная случайная погрешность для одного детектора составила 25–35% (P=0,95) в разных калибровочных сериях. Был сделан вывод о том, что наиболее вероятными источниками дополнительной случайной погрешности являются: процесс травления, то есть разница в толщине протравливаемого слоя; неоднородность эффективности пробоя на электроискровом счетчике для недостаточно протравленных участков детектора при критических значениях угла падения или энергии α -частицы; переменность диффузионного барьера отдельных радиометров радона. Такая погрешность детекторов радона на основе материала LR-115 не является характерной только для лаборатории ИПЭ УрО РАН. На среднее значение стандартного отклонения 25% для детекторов на основе LR-115 было указано и в [36]. Случайная пуассоновская погрешность трековых детекторов во время измерений зависит от уровня ОА радона, длительности экспозиции и среднего значения фона. Для типичных уровней измерения ОА радона пуассоновская погрешность может быть оценена в 15–20% (P=0,95), но для детекторов, экспонируемых при низких ОА радона, эта погрешность может превышать 30%. Таким образом, суммарная погрешность единичного измерения ОА радона для детекторов РЭИ-4 на основе LR-115 составляет 35–45% (P=0,95) [37]. Логарифмическая дисперсия погрешности единичного измерения, выполненного при помощи радиометра радона с трековым детектором LR-115 с учетом мультипликативного взаимодействия всех погрешностей, составляет $\sigma_{LR-115}^2 = 0,049$ или $\sigma_{LR-115} = 0,22$.

Погрешность измерения ОА радона детекторами на основе материала CR-39. Погрешности измерений наиболее используемых в Европе радиометров радона, выпускаемых фирмами «NRPB» (Великобритания) и «RadoSys» (Венгрия), оценивались на основании отчетов о результатах международных интеркалибровок [10, 11]. Определялась общая погрешность показаний детекторов данных типов. Во всех случаях наблюдаемую погрешность нельзя было объяснить только случайным разбросом количества треков в детекторе, описываемым законом Пуассона. Поэтому для оценки дополнительной составляющей погрешности из наблюдаемой дисперсии результатов измерений была вычтена дисперсия, обусловленная законом Пуассона и определяемая средним количеством зарегистрированных детектором треков

от α -частиц. В среднем по многочисленным сериям калибровок погрешность для детекторов NRPB и RadoSys составила 6% (P=0,95). Принимая во внимание пуассоновскую погрешность для типичных уровней ОА радона, можно рассчитать общую логарифмическую дисперсию единичного измерения, выполненного радиометром радона на основе CR-39: $\sigma_{CR-39}^2 = 0,012$ или $\sigma_{CR-39} = 0,11$.

При измерениях ОА радона, выполняемых трековыми детекторами CR-39 с экспонированием более 2 месяцев, логарифмическая дисперсия определения среднего сезонного значения ОА радона составляет не более $\sigma_{CR-39}^2 = 0,0033$ [13]. При проведении измерений ОА радона на результат измерений, кроме случайной погрешности, будет влиять систематическая погрешность калибровки трековых детекторов. Но в ситуации, когда измерения проводятся различными группами исследователей, различными типами радиометров радона, откалиброванных в различных метрологических центрах, а затем результаты сводятся в единую базу данных, систематическая погрешность калибровки переходит в случайную. Оценка разброса систематических погрешностей калибровки трековых детекторов была сделана в процессе анализа протоколов международных интеркалибровок, выполненных в 2000–2005 гг. в Health Protection Agency (Великобритания) [10, 11]. Было установлено, что значение логарифмической дисперсии, обусловленной погрешностями калибровки трековых детекторов, составляет $\sigma_{\text{кал}}^2 = 0,020$ или $\sigma_{\text{кал}} = 0,14$.

Погрешность, обусловленная долговременными вариациями ОА радона. В [3] влияние долговременных вариаций ОА радона в обследуемом помещении рассматривалось как единственный фактор, приводящий к погрешностям оценки среднего значения ОА радона за период 25–30 лет. Для различных стран величина стандартной ошибки логнормального распределения $\sigma_{\text{дв}}$ варьировалась от 0,17 до 0,57. Для стран, в которых подобные исследования не проводились, было использовано медианное значение $\sigma_{\text{дв}} = 0,37$. Большинство данных, использованных в [3], представляли собой неопубликованные результаты, полученные различными исследователями, исключение составили только данные по Великобритании.

Анализ данных, приведенных в [14–21], показал, что величина стандартной ошибки логнормального распределения $\sigma_{\text{дв}}$ для повторных измерений ОА радона в одних и тех же зданиях изменялась от 0,15 [20] до 0,84 [21]. Таким образом, величина $\sigma_{\text{дв}}$, используемая в [3], в целом, соответствует более поздним опубликованным данным.

Данные, полученные с использованием ретроспективных детекторов радона [21–31], также характеризуются значительным разбросом стандартной ошибки. Для большинства исследований наблюдаемая величина $\sigma_{\text{дв,набл}}$ лежит в интервале от 0,63 [21] до 1,02 [29–31]. Необходимо учитывать, что наблюдаемое значение $\sigma_{\text{дв,набл}}$ обусловлено не только вариациями ОА радона, но и влиянием погрешностей измерений как текущего, так и ретроспективного значения ОА радона. На основе сделанных ранее оценок погрешностей измерений ретроспективными методами [37] и данных работы [22] по оценке дополнительных источников погрешности ретроспективных детекторов было получено, что логарифмическая дисперсия погрешности измерения ОА радона, обусловленная погрешностями измерения, составляет $\sigma_{\text{изм}}^2 = 0,0033$ [13].

рифмическая дисперсия погрешности ретроспективного метода составляет $\sigma_{\text{ретр}}^2 = 0,28$.

Для получения истинных значений логарифмической дисперсии погрешности, обусловленной долговременными вариациями ОА радона, из наблюдаемых значений дисперсии была вычтена дисперсия погрешности ретроспективных методов. В результате было получено, что диапазон значений $\sigma_{\text{дв}}$ составляет от 0,34 до 0,81, что, в целом, хорошо согласуется с оценками, полученными методом повторных измерений [14–21]. В качестве величины погрешности, обусловленной долговременными вариациями ОА радона, в настоящей работе было предложено использовать значение $\sigma_{\text{дв}} = 0,5 \pm 0,15$.

Погрешность, обусловленная различиями в уровнях радона в жилищах и остальных местах пребывания человека. В результате проведения одновременных измерений ОА радона в жилищах, на рабочих местах и непосредственно в месте нахождения участника проекта появилась возможность сопоставления реального облучения радоном с оценками, сделанными только на основании измерений, проводимых стационарно установленными детекторами [32]. За счет присутствия дополнительных источников облучения радоном на рабочих местах и в остальных местах пребывания человека индивидуальная ОА радона может значительно отличаться от ОА радона, измеренной в жилище. Отношение $OA_{\text{инд}}/OA_{\text{дом}}$ хорошо описывается логнормальным распределением ($p=0,727$ по критерию χ^2) со средним геометрическим 0,93 и стандартным логарифмическим отклонением $\sigma_{\text{инд,набл}} = 0,57$. Необходимо учитывать, что на величину данной погрешности оказывают влияние случайные пуассоновские погрешности, обусловленные статистикой счета трековых детекторов. Для средних уровней ОА радона, наблюдаемых в исследовании, уровень мультипликативной пуассоновской погрешности может быть оценен как $\sigma_{\text{пуасс}} = 0,14$. В результате мультипликативная погрешность оценки экспозиции по ОА радона, обусловленная дополнительной экспозицией на рабочем месте и в других местах пребывания человека, $\sigma_{\text{инд}} = 0,55$. Доверительные интервалы для $\sigma_{\text{инд}}$ с учетом влияния пуассоновской погрешности $0,43 \leq \sigma_{\text{инд}} \leq 0,74$ ($P=0,95$). Таким образом, видно, что измерения, выполненные исключительно в жилищах, не позволяют в полной мере оценить облучение населения радоном.

Погрешность, обусловленная неопределенностью значения коэффициента равновесия F. Необходимость учета неопределенности значения коэффициента равновесия F обусловлена тем, что экспозиция по ОА радона является неким суррогатом облучения легочной ткани, поскольку поглощенная доза в легких будет пропорциональна экспозиции по ЭРОА радона. Значение коэффициента равновесия F в эксплуатируемых помещениях может варьироваться в широких пределах [1]. Анализ различных данных, представленных в [38], показывает, что усредненное значение коэффициента вариации для F составляет 0,27 при явно несимметричном распределении. Значение мультипликативной погрешности, обусловленной вариациями коэффициента равновесия, составило 0,24.

Общая погрешность, возникающая в процессе определения экспозиции по ОА радона в эпидемиологическом исследовании, вычисляется по формуле:

$$\sigma_{\text{err}} = \sqrt{\sigma_{\text{тр}}^2 + \sigma_{\text{дв}}^2 + \sigma_{\text{инд}}^2 + \sigma_F^2 + \sigma_{\text{кал}}^2}, \quad (3)$$

где $\sigma_{\text{тр}}$ – погрешность трековых детекторов, $\sigma_{\text{дв}}$ – погрешность, обусловленная долговременными вариациями ОА радона, $\sigma_{\text{инд}}$ – погрешность, обусловленная облучением радоном в других местах, σ_F – погрешность определения коэффициента равновесия, $\sigma_{\text{кал}}$ – погрешность, обусловленная разбросом калибровки трековых детекторов различными лабораториями. В формуле (3) самые большие и варьируемые параметры – это $\sigma_{\text{дв}}$ и $\sigma_{\text{инд}}$. При варьировании поочередно этих двух величин мы получили итоговую погрешность σ_{err} от 0,7 до 0,9. Оцененная суммарная погрешность определения долговременной экспозиции по ОА радона значительно превышает значения, использованные в [3] для коррекции результатов «наивной» оценки дополнительного относительного риска.

2. Влияние погрешностей на оценку дополнительного относительного риска радиационно-индуцированного рака легкого

Для оценки влияния погрешностей определения среднего значения ОА радона на результаты эпидемиологических исследований при моделировании в «реальные» значения ОА радона вносилась дополнительная погрешность. Было принято, что дополнительная погрешность является мультипликативной. Величина «измеренного» значения ОА радона, искаженная погрешностью измерений, была рассчитана в программе Excel как:

$$OA_{\text{Rn}}^{\text{meas}} = \exp \left[\ln(OA_{\text{Rn}}^{\text{real}}) + \text{НОРМ.ОБР}(RANDOM; 0; \sigma_{\text{err}}) \right], \quad (4)$$

где σ_{err} – стандартное отклонение логарифма мультипликативной погрешности.

Значения стандартного отклонения σ_{err} логнормального распределения погрешности определения среднего значения ОА радона были заданы в диапазоне от $\sigma_{\text{err}} = 0,2$ до $\sigma_{\text{err}} = 1,5$. Было принято, что величина мультипликативной погрешности является постоянной во всем диапазоне изменения ОА радона. Влияние погрешности определения среднего значения ОА радона на «наивную» оценку дополнительного относительного риска (ДОР) было проанализировано для объединенной выборки, рассмотренной ранее (рис. 1). Для выборки с отсутствием погрешностей величина ДОР составляла 0,153 на 100 Бк/м³ (95% ДИ 0,143–0,167) при заданном в процессе моделирования значении 0,160 на 100 Бк/м³.

Для проверки воспроизводимости влияния погрешности σ_{err} на ДОР были проведены параллельные серии расчетов для величин σ_{err} в диапазоне от 0,2 до 1,2. Результаты расчетов представлены на рисунке 2. Из приведенных данных видно, что в каждом отдельном случае результат моделирования может отличаться от среднего значения в серии, это необходимо учитывать при анализе эпидемиологических данных. При значении $\sigma_{\text{err}} \geq 0,5$ наблюдаемое значение ДОР может значимо отличаться от среднего значения, характерного для заданного уровня погрешности σ_{err} .

Наблюдаемое единичное значение ДОР при наличии погрешностей не обязательно соответствует среднему значению, которое можно было бы получить при много-

кратном повторении исследований. Следовательно, в процессе корректировки результатов «наивной» оценки зависимости ДОР от ОА радона необходимо принимать

во внимание, что мы имеем дело с единичным случайным значением из некой генеральной совокупности, точные характеристики которой нам неизвестны.

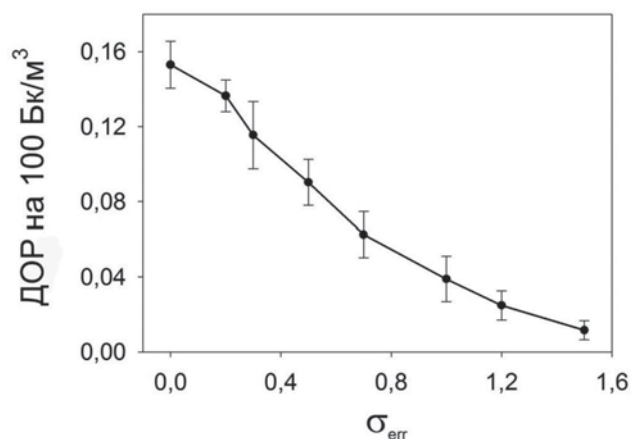


Рис. 1. Влияние погрешности определения среднего значения ОА радона на «наивную» оценку дополнительного относительного риска (указаны 95% доверительные интервалы)

[Fig. 1. The effect of the error in determining the average value of radon concentration on the “naive” additional assessment of the additional relative risk (with the 95% confidence intervals)]

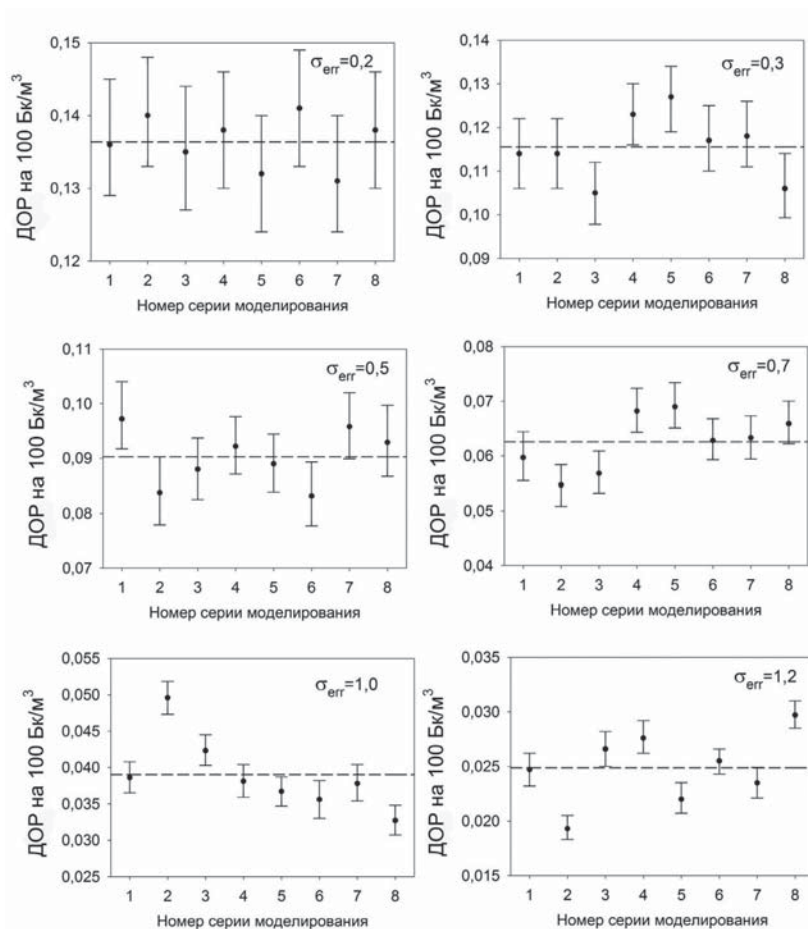


Рис. 2. Результаты параллельных серий расчетов влияния погрешности σ_{err} на «наивную» оценку значения ДОР (— — средние значения), указаны 90% доверительные интервалы

[Fig. 2. Results of the parallel series of calculations of the effect of error σ_{err} on the “naive” estimate of the values of the additional relative risk (— — average values), with the 90% confidence intervals]

3. Коррекция влияния погрешности определения среднего значения ОА радона методом регрессионной калибровки

Коррекция влияния погрешности определения ОА радона на зависимость ДОР от ОА радона была выполнена методом регрессионной калибровки (РК) в соответствии с методикой, изложенной в работе [10]. Метод РК заключается в том, чтобы заменить ненаблюдаемое истинное значение переменной в регрессии на ожидаемое значение, полученное, исходя из значения измеренной величины. Для оценки ожидаемого значения истинной величины x при наблюдаемом значении z используется выражения:

$$\mu_{x|z} = \left(\frac{1}{\sigma_m^2} + \frac{1}{\sigma_A^2} \right)^{-1} \left(\frac{z}{\sigma_m^2} + \frac{\mu_A}{\sigma_A^2} \right), \quad (5)$$

$$\sigma_{x|z}^2 = \left(\frac{1}{\sigma_m^2} + \frac{1}{\sigma_A^2} \right)^{-1} \quad (6)$$

где $\sigma_A^2 = \sigma_{obs}^2 - \sigma_{err}^2$ – скорректированное значение наблюдаемой дисперсии с учетом известной погрешности измерения; σ_{err}^2 – дисперсия погрешности, σ_m^2 – дисперсия погрешности определения ОА радона, σ_{obs}^2 – наблюдаемая дисперсия в выборке контроля, μ_A – математическое ожидание уровней радона в выборке. Поскольку распределения радона являются логнормальными, а погрешности измерения мультипликативными, то при проведении подобной корректировки вместо обычных

значений должны использоваться значения μ_A и σ_{obs}^2 , соответствующие нормальному распределению логарифмов ОА радона. Величины $\ln(\mu_{x|z})$ и $\sigma_{x|z}^2$ соответствуют среднему геометрическому и логарифмической дисперсии логнормального распределения истинного значения ОА радона x при наблюдаемом значении z . Значения σ_A^2 и μ_A могут быть получены, исходя из данных по измерениям ОА радона в контрольной группе.

Метод РК позволяет сделать единичное обратное преобразование от набора наблюдаемых значений ОА радона к ожидаемым значениям. Обратное преобразование было проведено для всех случаев, рассмотренных в предыдущем разделе. Математическое ожидание реального индивидуального значения ОА радона рассчитывалось как:

$$OA_{Rn}(z) = \exp(\mu_{x|z} + 0,5\sigma_{x|z}^2), \quad (7)$$

Результаты оценок скорректированного значения β_{OR} после обратного преобразования от наблюдаемых значений ОА радона к ожидаемым значениям представлено на рисунке 3. Из представленных данных видно, что для оцененного в данной работе значения $\sigma_{err} < 0,9$ метод регрессионной калибровки позволяет получить хорошие результаты коррекции влияния неопределенностей. При $\sigma_{err} > 1,0$ полной коррекции добиться не удастся.

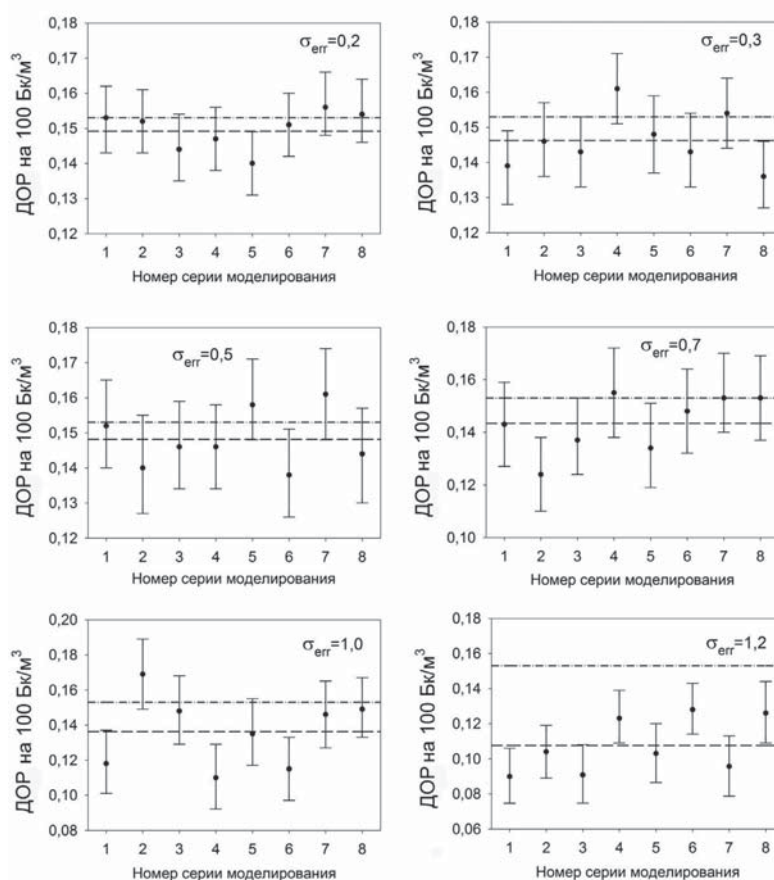


Рис. 3. Результаты оценок скорректированного значения β_{OR} после обратного преобразования от наблюдаемых значений ОА радона к ожидаемым значениям (— — средние значения; - · - · - значение β_{OR} при отсутствии погрешностей)

[Fig. 3. Results of the evaluations of the adjusted values β_{OR} after the inverse transformation of the observed radon concentration values to the expected values (— — average values; - · - · - value β_{OR} in the absence of errors)]

4. Влияние погрешности определения значения σ_{err} на результаты коррекции наблюдаемых данных

При использовании рассмотренного выше метода коррекции влияния погрешности (метод РК) необходимо учитывать, что на величину скорректированного значения будут оказывать влияние не только недостатки, присущие данному методу, но и погрешность оценки численного значения параметра σ_{err} . В силу влияния целого ряда факторов, рассмотренных ранее (погрешность средств измерений, долговременные вариации ОА радона, неопределенность времени, проводимого в жилище, влияние облучения радоном и его ДПР на обычных рабочих местах и в других местах пребывания человека и др.), погрешность оценки численного значения σ_{err} может быть достаточно велика.

Для оценки влияния данной погрешности был проинтерпретирован расчет скорректированных значений ДОР при использовании значения $\sigma_{err}^{corr} \neq \sigma_{err}$. В качестве контрольных значений были выбраны наиболее вероятные, с нашей точки зрения, величины $\sigma_{err} = 0,5$; $\sigma_{err} = 0,7$ и $\sigma_{err} = 1,0$.

Для метода РК скорректированные значения ДОР были рассчитаны для величины σ_{err}^{corr} от 0,2 до 1,2. Результаты оценок скорректированных значений β_{OR} при различных значениях σ_{err}^{corr} представлены на рисунке 4.

Результаты, представленные на рисунке 4, показывают, что использование ошибочных значений σ_{err}^{corr} при корректировке методом РК приводит к значительным погрешностям в оценке значения ДОР. Так, например, использование значения $\sigma_{err}^{corr} = 0,5$ при истинном значении $\sigma_{err} = 0,7$ приводит к занижению величины ДОР в 1,5 раза. Существенные отклонения от истинного значения ДОР наблюдаются и в случае, когда $\sigma_{err}^{corr} > \sigma_{err}$. При этом значение ДОР может быть завышено в несколько раз.

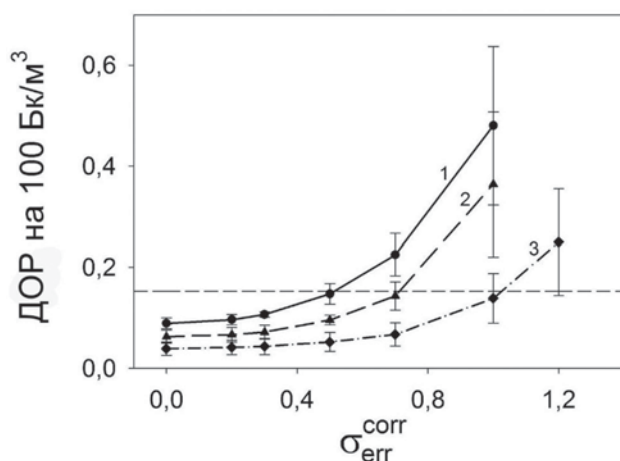


Рис. 4. Скорректированные значения ДОР в зависимости от значений σ_{err}^{corr} , используемых в методе РК (— — значение ДОР при отсутствии погрешностей; 1 — $\sigma_{err} = 0,5$; 2 — $\sigma_{err} = 0,7$; 3 — $\sigma_{err} = 1,0$)

[Fig. 4. The corrected values of the additional relative risk depending on the values σ_{err}^{corr} , used in the method of correction (— — the value of additional relative risk in the absence of errors; 1 — $\sigma_{err} = 0,5$; 2 — $\sigma_{err} = 0,7$; 3 — $\sigma_{err} = 1,0$)]

Заключение

Полученные результаты важны для интерпретации результатов объединенного европейского исследования [3, 4]. В данном исследовании величина погрешности σ_{err} , используемая при коррекции данных, определялась только на основании повторных измерений ОА радона в жилищах, а остальные факторы не учитывались. При этом значения σ_{err} лежали в диапазоне от 0,17 до 0,57. Для стран, где оценки варибельности ОА радона отсутствовали, использовалось медианное значение $\sigma_{err} = 0,37$. С учетом влияния неопределенности времени, проводимого в жилище, влияния облучения радоном и его ДПР на обычных рабочих местах и в других местах пребывания индивида и при учете долговременных вариаций ОА радона оцененное минимальное значение σ_{err} должно иметь величину 0,7. При таком значении σ_{err} использование $\sigma_{err}^{corr} \cong 0,4$ при применении метода РК, использованного в работах [3, 4], должно приводить к недооценке значения ДОР, полученного в объединенном европейском исследовании (0,16 на 100 Бк/м³), примерно в 1,5 раза. Более точные оценки могут быть сделаны при повторном анализе исходных данных исследования «случай – контроль» с использованием уточненных и более полных значений погрешностей. Еще больший интерес могло бы представлять завершение анализа объединенных европейской [3, 4] и североамериканской [3] выборок. Предварительные результаты этого анализа были представлены 10 лет назад на заседании рабочей группы Международного радонного проекта ВОЗ, однако работа была остановлена и окончательные результаты не получены до сих пор.

Литература

1. UNSCEAR, 2009. United Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation (UNSCEAR). UNSCEAR 2006 Report: Annexe E: Source-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. New York: United Nations. 2009, pp. 195–334.
2. Krewski D., Lubin J.H., Zielinski J.M. [et al.] Residential Radon and Risk of Lung Cancer: A Combined Analysis of 7 North American Case-Control Studies. Epidemiology. 2005, Vol. 16, pp. 137–145.
3. Darby S., Hill D., Auvinen A., [et al.] Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. British Medical Journal. 2005, Vol. 330, pp. 223–227.
4. Darby S., Hill D., Auvinen A. [et al.] Residential radon and lung cancer: detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 subjects with lung cancer and 14208 subjects without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. Scand. J. Work, Environment and Health. 2006, Vol. 32, Suppl. 1, pp. 1–83.
5. Lubin J.H., Wang Z.Y., Boice J.D. [et al.] Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. Int. J. Cancer. 2004, Vol. 109, pp. 132–137.
6. Muirhead C.R. Exposure Assessment: Implications for Epidemiological Studies of Ionizing Radiation. Radiation Protection Dosimetry. 2008, Vol. 132, № 2, pp. 134–138.
7. Масюк, С.В. Влияние неопределенностей в дозах на оценку радиационных рисков / С.В.Масюк, С.В.Шкляр, А.Г. Кукуш, С.Е. Вавилов // Радиация и риск. – 2008. – Т. 17, №3. – С. 64–75.
8. Heid I.M., Kuchenhoff H., Wellmann J. [et al.] On the potential of measurement error to induce differential bias on odds ratio estimates: an example from radon epidemiology. Statist. Med. 2002, Vol. 21, pp. 3261–3278.
9. Lubin J.H., Boice Jr. J.D., Samet J.M. Errors in exposure assessment, statistical power and the interpretation of residential radon studies. Radiation Research. 1995, Vol. 144, pp. 329–341.

10. Fearn T., Hill D.C., Darby S.C. Measurement Error in the Explanatory Variable of a Binary Regression: Regression Calibration and Integrated Conditional Likelihood in Studies of Residential Radon and Lung Cancer. *Statist. Med.* 2008, Vol. 27, pp. 2159–2176.
11. Howarth C.B., Miles J.C.H. Results of the 2001 NRPB Intercomparison of Passive Radon Detectors. National Radiation Protection Board. Chilton. 2002, Report NRPB – W21.
12. Howarth C.B. Results of the 2005 Health Protection Agency Intercomparison of Passive Radon Detectors. Health Protection Agency. Chilton. 2006, Report HPA-RPD-035.
13. Онищенко, А.Д. Влияние временных вариаций уровней радона и погрешностей измерений на оценку средних сезонных значений объемной активности радона в помещении / А.Д. Онищенко, М.В. Жуковский, А.В. Васильев // АНРИ. – 2013. – № 3. – С. 2–12.
14. Lomas P.R., Green B.M.R. Temporal variations of radon levels in dwellings. *Radiation Protection Dosimetry*. 1994, Vol. 56, pp. 323–325.
15. Hunter N., Howarth C.B., Miles J.C.H. [et al.] Year-to-year variations in radon levels in a sample of UK houses with the same occupants. *Radioactivity in the Environment*. 2005, Vol. 7, pp. 438–447.
16. Martz D.E., Rood A.S., George J.L. [et al.] Year-to-year variations in annual average indoor ^{222}Rn concentrations. *Health Phys.* 1991, Vol. 61, No 3, pp. 409–413.
17. Steck D.J. Year-to-year indoor radon variation. *Proc. of the 2007 AARST International Symposium Jacksonville, FL*. 2008, pp. 1–11.
18. Zugui Zhang, Smith B., Steck D.J. [et al.] Variation in yearly residential radon concentrations in the upper Midwest. *Health Phys.* 2007, Vol. 93, No 4, pp. 288–297.
19. Steck D.J. Annual average indoor radon variations over two decades. *Health Phys.* 2009, Vol. 96, No 1, pp. 37–47.
20. Bochicchio F., Ampollini M., Antignani S. [et al.] Results of the first 5 years of a study on year-to-year variations of radon concentration in Italian dwellings. *Radiation Measurements*. 2009, Vol. 44, pp. 1064–1068.
21. Kelleher K.A., McLaughlin J.P., Fenton D., Colgan P.A. Comparison of contemporary and retrospective radon gas measurements in high radon dwellings in Ireland. *Proc. of 2-nd European IRPA congress on radiation protection*. Paris, 2006: https://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/38/027/38027853.pdf (дата обращения: 02.02.2017 г.).
22. Birovljev A., Falk R., Walsh C. [et al.] Retrospective assessment of historic radon concentrations in Norwegian dwellings by measuring glass implanted Po-210 – an international field inter comparison. *Proc. Radon in the Living Environment*. Athens, Greece. 1999, pp. 817–827.
23. Bochicchio F., McLaughlin J.P., Walsh C. Comparison of radon exposure assessment results: ^{210}Po surface activity on glass objects vs. contemporary air radon concentration. *Radiation Measurements*. 2003, Vol. 36, pp. 211–215.
24. Falk R., Almren K., Ostergren I. Experience from retrospective radon exposure estimations for individuals in a radon epidemiological study using solid-state nuclear track detectors. *The Science of the Total Environment*. 2001, Vol. 272, pp. 61–66.
25. Lagarde F., Falk R., Almren K. [et al.] Glass-based radon-exposure assessment and lung cancer risk. *Journal of Exposure Analysis and Environ. Epidemiology*. 2002, Vol. 12, pp. 344–354.
26. Dicu T., Armencea S.E. (Mutoiu), Burghel B. [et al.] Retrospective dosimetry of radon gas based on the activity of ^{210}Po in glass objects. *Rom. Journ. Phys.* 2014, Vol. 59, No 9–10, pp. 1067–1073.
27. Gusain G.S., Rautela B.S., Ramola R.C. Estimation of past radon exposure to indoor radon from embedded ^{210}Po in household glass. *Radiation Protection Dosimetry*. 2012, Vol. 152, No 1–3, pp. 46–50.
28. Steck D. J., Alavanja M. C. R., Field R. W. [et al.] ^{210}Po implanted in glass surfaces by long term exposure to indoor radon. *Health Phys.* 2002, Vol. 83, No 2, pp. 261–271.
29. Yarmoshenko I.V., Kirdin I.A., Zunic Z.S., [et al.] Indoor radon long-term variation assessment. *Radioactivity in the Environment*. 2005, Vol. 7, pp. 726–730.
30. Zunic Z.S., Yarmoshenko I.V., Birovljev A. [et al.] Radon survey in the high natural radiation region of Niska Banja, Serbia. *J. of Environ. Radioactivity*. 2007, Vol. 92, pp. 165–174.
31. Zunic Z.S., Yarmoshenko I.V., Kelleher K. [et al.] Comparison of retrospective and contemporary indoor radon measurements in a high-radon area of Serbia. *Science of the Total Environment*. 2007, Vol. 387, pp. 269–275.
32. Онищенко, А.Д. Определение индивидуальной экспозиции по объемной активности радона при смешанном производственно-бытовом облучении / А.Д. Онищенко, М.В. Жуковский // АНРИ. – 2016. – № 3. – С. 2–8.
33. Peto R., Lopez A., Boreham J. [et al.] Mortality from tobacco in developed countries: indirect estimation from national vital statistics. 1992, Vol. 339, pp. 1268–1278.
34. Graham H. Smoking prevalence among women in the European community 1950–1990. *Soc. Sci. Med.* 1996, Vol. 43, No 2, pp. 243–254.
35. Zatoński W., Przewoźniak K., Sulkowska U. [et al.] Tobacco smoking in countries of the European Union. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*. 2012, Vol. 19, No 2, pp. 181–192.
36. Николаев, В.А. Твердотельные трековые детекторы в радиационных исследованиях / В.А. Николаев. – СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2012. – 283 с.
37. Zhukovsky M., Onischenko A., Bastrikov V. Radon measurements – discussion of error estimates for selected methods. *Applied Radiation and Isotopes*. 2010, Vol. 68, pp. 816–820.
38. Hoffmann W., Arvela H.S., Marsh J.W. [et al.] ICRU Report 88. Measurement and reporting of radon exposures. *J. of ICRU*. 2012, Vol. 12, No 2.

Поступила: 17.01.2017 г.

Онищенко Александра Дмитриевна – научный сотрудник Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук. **Адрес для переписки:** 620990, Екатеринбург, ул. Софьи Ковалевской, д. 20; E-mail: onischenko@ecko.uran.ru

Жуковский Михаил Владимирович – доктор технических наук, профессор, главный научный сотрудник, директор Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Для цитирования: Онищенко А.Д., Жуковский М.В. Роль искажающих факторов в радоновом эпидемиологическом исследовании // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 65–75. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-65-75.

The role of confounding factors in a radon epidemiological study

Alexandra D. Onishchenko, Mikhail V. Zhukovsky

Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Objective: A simulation of a large-scale epidemiological case-control study to identify the relationship between exposure to radon and lung cancer in the presence of factors that distort the results of the assessment of exposure to radon in homes. Materials and Methods: Analysis of sources of uncertainties arising during radon epidemiologic case-control studies. Evaluation of the uncertainties caused by the errors of the measurements of the long-term variations in the radon concentration, exposure to radon in other places of the human habitat, except dwellings, etc. Simulation by Monte Carlo technique of radon epidemiologic study, comparable to the combined European radon study, and assessment of uncertainties, which affect the evaluation of dose-effect dependence. Results: The multiplicative error in the assessment of individual exposure based on the radon concentration is shown generally caused by the combined effect of long-term variations of the radon concentration and the differences in the levels of the radon concentration in living houses and other places of the human habitat. The logarithmic standard deviation of this errors σ_{err} is from 0,70 to 0,90. The estimated value of this error is 2,0 times higher than the value used for correction of the results of the combined European radon study. It is shown that for the $\sigma_{err} < 0,9$ regression calibration technique, there is a possibility to make a full correction of uncertainty. Conclusion: Errors in the assessment of uncertainties of the radon exposure based on the radon concentration in the combine European radon case-control study has led to an underestimation of the relative risk of lung cancer incidence at least with a factor of 1,5.

Key words: Radon, lung cancer, case-control studies, uncertainties, modeling.

References

1. UNSCEAR, 2009. United Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation (UNSCEAR). UNSCEAR 2006 Report: Annexe E: Source-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. New York: United Nations. 2009, pp. 195–334.
2. Krewski D., Lubin J.H., Zielinski J.M. [et al.] Residential Radon and Risk of Lung Cancer: A Combined Analysis of 7 North American Case-Control Studies. *Epidemiology*. 2005, Vol. 16, pp. 137–145.
3. Darby S., Hill D., Auvinen A., [et al.] Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal*. 2005, Vol. 330, pp. 223–227.
4. Darby S., Hill D., Auvinen A. [et al.] Residential radon and lung cancer: detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 subjects with lung cancer and 14208 subjects without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scand. J. Work, Environment and Health*. 2006, Vol. 32, Suppl. 1, pp. 1–83.
5. Lubin J.H., Wang Z.Y., Boice J.D. [et al.] Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer*. 2004, Vol. 109, pp. 132–137.
6. Muirhead C.R. Exposure Assessment: Implications for Epidemiological Studies of Ionizing Radiation. *Radiation Protection Dosimetry*. 2008, Vol. 132, № 2, pp. 134–138.
7. Masyuk S.V., Shklyar S.V., Kukush A.G., Vavilov S.E. Influence of dose uncertainties on radiation risk assessment. *Radiatsiya i risk = Radiation and risk*. 2008, Vol. 17, No 3, pp. 64–75 (in Russian).
8. Heid I.M., Kuchenhoff H., Wellmann J. [et al.] On the potential of measurement error to induce differential bias on odds ratio estimates: an example from radon epidemiology. *Statist. Med*. 2002, Vol. 21, pp. 3261–3278.
9. Lubin J.H., Boice Jr. J.D., Samet J.M. Errors in exposure assessment, statistical power and the interpretation of residential radon studies. *Radiation Research*. 1995, Vol. 144, pp. 329–341.
10. Fearn T., Hill D.C., Darby S.C. Measurement Error in the Explanatory Variable of a Binary Regression: Regression Calibration and Integrated Conditional Likelihood in Studies of Residential Radon and Lung Cancer. *Statist. Med*. 2008, Vol. 27, pp. 2159–2176.
11. Howarth C.B., Miles J.C.H. Results of the 2001 NRPB Intercomparison of Passive Radon Detectors. National Radiation Protection Board. Chilton. 2002, Report NRPB – W21.
12. Howarth C.B. Results of the 2005 Health Protection Agency Intercomparison of Passive Radon Detectors. Health Protection Agency. Chilton. 2006, Report HPA-RPD-035.

Aleksandra D. Onishchenko

Institute of Industrial Ecology of Ural Branch of the Russian Academy of Sciences

Address for correspondence: Sofia Kovalevskaya Str., 20, Ekaterinburg, 620990, Russia; Email: onishchenko@ecko.uran.ru

13. Onischenko A.D., Zhukovsky M.V., Vasilev A.V. Influence of time variations of radon levels on assessment of average season values of radon concentration in the room. ANRI, 2013, No 3, pp. 2–12 (in Russian).
14. Lomas P.R., Green B.M.R. Temporal variations of radon levels in dwellings. Radiation Protection Dosimetry. 1994, Vol. 56, pp. 323–325.
15. Hunter N., Howarth C.B., Miles J.C.H. [et al.] Year-to-year variations in radon levels in a sample of UK houses with the same occupants. Radioactivity in the Environment. 2005, Vol. 7, pp. 438–447.
16. Martz D.E., Rood A.S., George J.L. [et al.] Year-to-year variations in annual average indoor ^{222}Rn concentrations. Health Phys. 1991, Vol. 61, No 3, pp. 409–413.
17. Steck D.J. Year-to-year indoor radon variation. Proc. of the 2007 AARST International Symposium Jacksonville, FL. 2008, pp. 1–11.
18. Zugui Zhang, Smith B., Steck D.J. [et al.] Variation in yearly residential radon concentrations in the upper Midwest. Health Phys. 2007, Vol. 93, No 4, pp. 288–297.
19. Steck D.J. Annual average indoor radon variations over two decades. Health Phys. 2009, Vol. 96, No 1, pp. 37–47.
20. Bochicchio F., Ampollini M., Antignani S. [et al.] Results of the first 5 years of a study on year-to-year variations of radon concentration in Italian dwellings. Radiation Measurements. 2009, Vol. 44, pp. 1064–1068.
21. Kelleher K.A., McLaughlin J.P., Fenton D., Colgan P.A. Comparison of contemporary and retrospective radon gas measurements in high radon dwellings in Ireland. Proc. of 2-nd European IRPA congress on radiation protection. Paris, 2006. Available from: https://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/38/027/38027853.pdf (Accessed: February 02, 2017).
22. Birovljev A., Falk R., Walsh C. [et al.] Retrospective assessment of historic radon concentrations in Norwegian dwellings by measuring glass implanted Po-210 – an international field inter comparison. Proc. Radon in the Living Environment. Athens, Greece. 1999, pp. 817–827.
23. Bochicchio F., McLaughlin J.P., Walsh C. Comparison of radon exposure assessment results: ^{210}Po surface activity on glass objects vs. contemporary air radon concentration. Radiation Measurements. 2003, Vol. 36, pp. 211–215.
24. Falk R., Almren K., Ostergren I. Experience from retrospective radon exposure estimations for individuals in a radon epidemiological study using solid-state nuclear track detectors. The Science of the Total Environment. 2001, Vol. 272, pp. 61–66.
25. Lagarde F., Falk R., Almren K. [et al.] Glass-based radon-exposure assessment and lung cancer risk. Journal of Exposure Analysis and Environ. Epidemiology. 2002, Vol. 12, pp. 344–354.
26. Dicu T., Armenacea S.E. (Mutoiu), Burghel B. [et al.] Retrospective dosimetry of radon gas based on the activity of ^{210}Po in glass objects. Rom. Journ. Phys. 2014, Vol. 59, No 9–10, pp. 1067–1073.
27. Gusain G.S., Rautela B.S., Ramola R.C. Estimation of past radon exposure to indoor radon from embedded ^{210}Po in household glass. Radiation Protection Dosimetry. 2012, Vol. 152, No 1–3, pp. 46–50.
28. Steck D. J., Alavanja M. C. R., Field R. W. [et al.] ^{210}Po implanted in glass surfaces by long term exposure to indoor radon. Health Phys. 2002, Vol. 83, No 2, pp. 261–271.
29. Yarmoshenko I.V., Kirdin I.A., Zunic Z.S., [et al.] Indoor radon long-term variation assessment. Radioactivity in the Environment. 2005, Vol. 7, pp. 726–730.
30. Zunic Z.S., Yarmoshenko I.V., Birovljev A. [et al.] Radon survey in the high natural radiation region of Niska Banja, Serbia. J. of Environ. Radioactivity. 2007, Vol. 92, pp. 165–174.
31. Zunic Z.S., Yarmoshenko I.V., Kelleher K. [et al.] Comparison of retrospective and contemporary indoor radon measurements in a high-radon area of Serbia. Science of the Total Environment. 2007, Vol. 387, pp. 269–275.
32. Onischenko A.D., Zhukovsky M.V. Assessment of individual radon exposure at combine radon exposure at home and at work. ANRI, 2016, No 3, pp. 2–8 (In Russian).
33. Peto R., Lopez A., Boreham J. [et al.] Mortality from tobacco in developed countries: indirect estimation from national vital statistics. 1992, Vol. 339, pp. 1268–1278.
34. Graham H. Smoking prevalence among women in the European community 1950–1990. Soc. Sci. Med. 1996, Vol. 43, No 2, pp. 243–254.
35. Zatoński W., Przewoźniak K., Sulkowska U. [et al.] Tobacco smoking in countries of the European Union. Annals of Agricultural and Environmental Medicine. 2012, Vol. 19, No 2, pp. 181–192.
36. Nikolaev V.A. Solid-state track detectors in the radiation studies. SPb., 2012, 283 p. (in Russian).
37. Zhukovsky M., Onischenko A., Batrikov V. Radon measurements – discussion of error estimates for selected methods. Applied Radiation and Isotopes. 2010, Vol. 68, pp. 816–820 (In Russian).
38. Hoffmann W., Arvela H.S., Marsh J.W. [et al.] ICRU Report 88. Measurement and reporting of radon exposures. J. of ICRU. 2012, Vol. 12, No 2.

Received: January 17, 2017

For correspondence: Aleksandra D. Onishchenko – Researcher, Institute of Industrial Ecology of Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Sofia Kovalevskaya Str., 20, Ekaterinburg, 620990, Russia; Email: onischenko@ecko.uran.ru)

Mikhail V. Zhukovsky – Doctor of Technical Science, Professor, Director, Chief Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

For citation: Onishchenko A.D., Zhukovsky M.V. The role of confounding factors in a radon epidemiological study. Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No 1, pp. 65–75. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-65-75.

Дифференцированный подход к оценке риска для здоровья населения при облучении радоном

Д.В. Кононенко

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В статье предложена методика оценки риска для здоровья населения при облучении радоном, реализующая дифференцированный подход к самой процедуре расчета показателей риска в зависимости от целей, для которых проводится оценка риска. Сформулировать подобный подход удалось на основе анализа результатов проведенных за последние 5 лет работ по апробации различных моделей оценки риска на массивах российских медико-демографических данных с учетом и без учета синергического влияния фактора табакокурения, в простых и сложных сценариях облучения. В статье проведено сравнение результатов расчетов с использованием нескольких современных моделей («ЕРА-2003», «Wismut-2006», «FCZ» и «Tomasek-2014») при оценке эффективности радонозащитных мероприятий в детском образовательном учреждении. Сделан вывод о том, что для задач, в которых важно оценить влияние снижения дозовой нагрузки за счет облучения радоном, в частности в детском и подростковом возрасте, на пожизненный риск смерти от рака легкого, наилучшим образом подходит модель «Tomasek-2014». Данная модель обладает чувствительностью, характерной для модели «FCZ», но при этом дает результат на уровне модели «Wismut-2006», модифицированные варианты которой рядом авторов предлагалось использовать в отечественной практике. Для задач по оценке риска при равномерном пожизненном облучении на основе малого объема входных данных о содержании радона (например, на основе данных радиационно-гигиенических паспортов территорий) целесообразно использовать упрощенную модель «Darby-2005». Таким образом, методика предлагается для использования специалистами различного профиля в самом широком спектре задач: от оценки рисков для целей радиационно-гигиенической паспортизации и сравнительной оценки состояния радиационной безопасности населения субъектов Российской Федерации на основе обобщенных статистических данных до оценки рисков при осуществлении практических работ, связанных с получением или использованием больших массивов измерительных данных о содержании радона в воздухе помещений.

Ключевые слова: радон, короткоживущие дочерние продукты распада, радон-индуцированный рак легкого, оценка риска, модель, сценарий облучения, показатели риска.

Введение

Вопросы выработки единой методики оценки риска для здоровья населения при облучении радоном и его короткоживущими дочерними продуктами распада (ДПР), унификации методических приемов, а также выбора наилучшей модели оценки риска и ее адаптации для использования с российскими данными остаются актуальными последние 19 лет, с момента появления постановления главного государственного санитарного врача РФ и главного государственного инспектора по охране природы от 10 ноября 1997 г. № 25, 03-19/24-3483 «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской

Федерации». Слабость проработки данного вопроса была подтверждена в Решении коллегии Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека от 5 февраля 2010 г. «О внедрении методологии оценки риска для здоровья населения и задачи по ее совершенствованию», во исполнение которого был издан Приказ Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека № 57 от 18.02.2010 г.

За последние 5 лет был проведен целый ряд работ по апробации различных современных моделей оценки риска на массивах российских медико-демографических данных (МДД), с учетом и без учета синергического влияния фактора табакокурения, в простых и сложных

Кононенко Дмитрий Викторович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; e-mail: radon-and-life@yandex.ru

сценариях облучения [1–6], а также предложена методика оценки риска для населения субъектов Российской Федерации при облучении радоном и его ДПР на основе результатов радиационно-гигиенической паспортизации [7]. Комплексное рассмотрение итогов этих работ с учетом самых последних опубликованных результатов объединенных эпидемиологических исследований связи облучения людей радоном с раком легкого [8] позволяет предложить методику оценки риска, подходящую для различных сценариев облучения, различных наборов исходных данных и различных целей, которые определяют необходимые для расчета показатели риска.

Материалы и методы

Главным входным параметром для всех моделей оценки риска является содержание радона в воздухе помещений, которое может быть представлено в виде эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона, объемной активности (ОА) радона или даже в виде эффективной дозы за счет облучения радоном и его ДПР в случае использования данных, например из радиационно-гигиенических паспортов территорий (РГП). Принимая во внимание кумулятивный характер статистики по природным источникам облучения, рекомендуется использовать максимально возможный по объему массив измерительных данных, что позволит получить более точные параметры логнормального распределения (согласно общепринятым в мировом научном сообществе взглядам [9, 10], распределение значений ОА и ЭРОА радона подчиняется именно этому закону). Основным параметром этого распределения, который используется для расчета экспозиции радоном и его ДПР, является медиана.

Исторически сложившейся особенностью использования распространенных в мире моделей оценки риска при облучении радоном и его ДПР является использование некоторых внесистемных единиц измерения:

WL – working level – рабочий уровень. Эта величина используется для определения объемной активности ДПР радона в воздухе. По определению, 1 WL – это такое содержание любых короткоживущих дочерних продуктов распада радона в 1 л воздуха, которое обеспечивает выделение скрытой энергии альфа-излучения, равной $1,3 \cdot 10^5$ МэВ. Для перевода величины ЭРОА радона из системных единиц Бк/м³ во внесистемные WL используется следующее соотношение: $1 \text{ WL} = 3700 \text{ Бк/м}^3$.

WLM – working level month – рабочий уровень за месяц (РУМ). Эта величина используется для определения экспозиции радоном и его ДПР. По определению, 1 WLM – это экспозиция, получаемая при воздействии 1 WL ДПР радона в течение 170 ч (длительность рабочего времени в месяц).

WLM/y – working level month per year – РУМ/год. Это величина используется для определения мощности экспозиции радоном и его ДПР. Чтобы рассчитать мощность экспозиции, имея среднегодовую ЭРОА изотопов радона в воздухе жилых помещений, необходимо воспользоваться следующим соотношением:

$$d = (C_{\text{Rn}} / 3700) \cdot (\Omega \cdot 8766 / 170), \text{ WLM/y} \quad (1)$$

где C_{Rn} – среднегодовая ЭРОА изотопов радона, Бк/м³ (определяемую, согласно (НРБ-99/2009), как $\text{ЭРОА}_{\text{Rn}} + 4,6 \cdot \text{ЭРОА}_{\text{In}}$);

8766 – количество часов в году (365,25 дней для учета високосных годов);

Ω – относительное время пребывания в помещениях. В Форме федерального статистического наблюдения № 4-ДОЗ для населения РФ значение Ω принято равным 0,8. При наличии достоверной информации о существенном отличии этого значения для населения конкретной территории может быть использовано реальное значение коэффициента Ω .

Если в распоряжении имеются данные только об ОА радона (A_{Rn}), то ЭРОА_{Rn} рассчитывается по формуле:

$$\text{ЭРОА}_{\text{Rn}} = A_{\text{Rn}} \cdot F, \text{ Бк/м}^3, \quad (2)$$

где F – коэффициент равновесия между радоном и его ДПР. При отсутствии инструментальных данных значение F принимается равным 0,5 (МУ 2.6.1.2838-11).

В тексте данной работы под «ЭРОА радона» подразумевается величина C_{Rn} . Процедура перехода от эффективной дозы за счет облучения радоном и его ДПР к C_{Rn} подробно представлена в публикации [7].

В зависимости от того, какие показатели риска необходимо рассчитать и насколько они должны быть дифференцированы по различным признакам (пол, возраст, статус по курению), требуются дополнительные исходные МДД (доля курильщиков среди населения, вероятности дожития человека до определенного возраста, грубые показатели смертности от рака легкого, вызванного всеми причинами, общее число смертельных случаев рака легкого в регионе, вызванного всеми причинами, численность населения, ожидаемая продолжительность жизни). Указанные демографические данные могут быть получены из Единой межведомственной информационно-статистической системы (ЕМИСС), разработанной в рамках реализации федеральной целевой программы «Развитие государственной статистики России в 2007–2011 годах» и функционирующей в глобальной сети Интернет по адресу <http://www.fedstat.ru>, и базы данных Федеральной службы государственной статистики (<http://cbsd.gks.ru>), а медицинские – из ежегодных справочников «Злокачественные новообразования в России (заболеваемость и смертность)», например [11], либо из других доступных источников официальных статистических данных. При наличии в регионе детальной информации о распространенности табакокурения среди мужчин и женщин рекомендуется использовать региональные данные, которые позволят получить более точную оценку. При отсутствии подобных сведений можно воспользоваться результатами «Глобального опроса взрослого населения о потреблении табака (GATS)» [12]. На данный момент в российских МДД отсутствует такой важный показатель, как доля курильщиков среди абсолютного числа умерших от рака легкого, и это является одним из главных источников неопределенности получаемых оценок. На период, пока эти данные не будут получены на региональном или федеральном уровнях, предлагается принять следующее допущение, основанное на данных Агентства по охране окружающей среды США [13]: 95% смертей от рака легкого среди мужчин и 90% среди женщин приходится на долю курильщиков.

В качестве результата расчета все современные модели оценки риска при облучении радоном и его ДПР дают значение избыточного относительного риска (ERR – excess relative risk), на основе которого в дальнейшем

можно получить различные показатели риска: индивидуальный пожизненный риск, пожизненный атрибутивный популяционный риск, абсолютное число смертельных случаев радон-индуцированного рака легкого, ожидаемое число потерянных лет жизни и др. Процедуры расчета этих показателей подробно рассмотрены в публикации [7], а также [14–18].

За последние 5 лет были опубликованы работы с результатами апробации практически всех современных многофакторных моделей оценки риска при облучении радоном и его ДПР: «BEIR VI» [19], «EPA-2003» [3, 6], «Wismut-2006» [6], «FCZ» [6], а также серии моделей «Радон» [16–18], представляющих собой модифицированную модель «Wismut-2006». В работе [6] было показано, что модели, в основе которых лежит «BEIR VI» – «EPA-2003» и «Wismut-2006», а также производные от нее – не подходят в силу своей математической структуры для сложных сценариев облучения с относительно низкими уровнями экспозиции радоном и его ДПР, полученными в отдаленный период времени и на ранних этапах жизни человека. Модель «FCZ», имеющая кардинально иную структуру, является гораздо более чувствительной к изменению в пределах одного порядка значения ЭРОА радона, при котором формировалась экспозиция в отдаленный период времени. При этом, однако, данная модель дает самое высокое значение риска и является наиболее консервативной.

В работе [7] был рассмотрен частный случай задачи по оценке риска при облучении радоном и его ДПР – расчет показателей риска на основе данных РГП. В связи с особенностями структуры данных в РГП использование вышеупомянутых многофакторных моделей оказывается нецелесообразным, в связи с чем было предложено использовать упрощенную модель «Darby-2005» (условное название, используемое в данной работе), рекомендуемую в Публикации 115 МКРЗ [20, 21] и полученную по результатам эпидемиологических исследований в помещениях жилых домов. Модель представлена следующим выражением:

$$ERR = 0,0016 \cdot A_{\text{Рн}} \quad (3)$$

Следует отметить, что, несмотря на сходимость результатов оценки пожизненного риска при равномерном облучении с использованием двух типов моделей (основанных на результатах объединенных эпидемиологических исследований среди шахтеров с относительно низкими уровнями суммарной экспозиции и на результатах объединенных эпидемиологических исследований связи облучения людей радоном в жилищах с раком легкого методом «случай – контроль»), только модели первого типа позволяют учитывать такие модифицирующие факторы, как возраст на момент экспозиции; время, прошедшее с момента экспозиции; достигнутый возраст; мощность экспозиции.

Учет этих факторов особенно важен в задачах расчета риска, связанных с прогнозированием или оценкой результатов радонозащитных мероприятий в различных детских образовательных учреждениях [4–6]. В связи с этим крайне важным представляется появление новой модели «Tomasek-2014» [8] (условное название, используемое в данной работе), в основе которой лежит тот же гигантский массив исходных эпидемиологических дан-

ных, что и в основе «BEIR VI», но математическая структура которой близка к высокочувствительной модели «FCZ». При этом основной акцент при разработке этой модели был сделан на изучении влияния фактора возраста на момент экспозиции на зависимость «экспозиция – ответ», начиная с самой младшей возрастной группы – до 15 лет.

Общий вид модели «Tomasek-2014» представлен выражением:

$$ERR(t) = (\sum \beta_C \cdot W_C) \cdot \exp[c_A \cdot (AE(t) - 30) + c_T \cdot (TE(t) - 20)], \quad (4)$$

где t – возраст на момент оценки риска, лет;

β_C – основной параметр зависимости «экспозиция – ответ», соответствующий мощности экспозиции категории C (менее 4 WL, 4–8 WL, более 8 WL), WLM^{-1} ;

W_C – кумулятивная экспозиция радоном и его ДПР, накопленная при мощности экспозиции категории C , WLM ;

$AE(t)$ – возраст на момент медианной экспозиции, лет;

$TE(t)$ – время, прошедшее с возраста на момент медианной экспозиции, лет;

c_A, c_T – коэффициенты модели, отн.ед.

При расчетах значения коэффициентов модели β_C, c_A, c_T были взяты из публикации [8]. В модели учитывается пятилетний латентный период в развитии рака легкого, поэтому экспозиция, полученная за последние 5 лет до возраста t , в выражении (4) не учитывается.

Результаты и обсуждение

Апробация модели «Tomasek-2014» была проведена с использованием тестовой задачи из работы [6], заключавшейся в оценке эффективности радонозащитных мероприятий в одной из школ Красносельского района Санкт-Петербурга, где уровень ЭРОА радона был снижен в 2,1 раза (с 231 до 110 Бк/м³). Пожизненный атрибутивный популяционный риск LAR_{pop} (представляющий собой долю радон-индуцированных случаев смерти от рака легкого от общего их числа в популяции) рассчитывался до возраста 100 лет, а для расчета кумулятивной экспозиции радоном и его ДПР был использован сценарий облучения, включавший в себя посещение ребенком в течение 5 лет детского сада, расположенного рядом со школой, в котором также были выявлены уровни ЭРОА радона, превышающие установленный норматив, а также посещение школы в течение 11 лет (в варианте до и после проведения радонозащитных мероприятий). Для определения максимально возможного годового времени пребывания ребенка в помещениях детского сада использовались рекомендации СанПиН 2.4.1.3049-13, а значения максимальной допустимой недельной образовательной нагрузки в различных классах школы были взяты из СанПиН 2.4.2.2821-10. Остальное время человек по сценарию находился в помещениях при среднем значении ЭРОА радона в жилых и общественных зданиях, расположенных на территории Санкт-Петербурга (доля времени, проводимая человеком в помещениях, была принята равной 0,8). Результаты расчета LAR_{pop} приведены в таблице.

На рисунках 1–3 представлены графики зависимости избыточного относительного риска (ERR) от достигнутого возраста, полученные с использованием четырех указанных в таблице моделей по трем сценариям облучения. Общий характер полученных кривых вполне согласуется с приведенными в публикациях [8] и [22].

Как видно из таблицы, модель «Tomasek-2014» обладает чувствительностью, характерной для модели «FCZ», но при этом дает не столь консервативный результат. Значение LAR_{pop} близко к результату, полученному по модели «Wismut-2006», модифицированные варианты которой предлагалось в ряде публикаций [16–18] использовать в отечественной практике. Однако, как было показано выше, для задач, где важно оценить влияние снижения дозовой нагрузки за счет облучения радоном и его ДПР в детском и подростковом возрасте на пожизненный риск смерти от рака легкого – а это прогнозирование и оценка результатов уже осуществленных радонозащитных мероприятий в детских образовательных учреждениях различного профиля, которые осуществляются преимущественно за счет бюджетных средств, – модель «Wismut-2006» и производные от нее не подходят по причине недостаточной чувствительности к изменению экспозиции радоном и его ДПР в отдаленные периоды времени, приходящиеся на первые два десятка лет жизни человека.

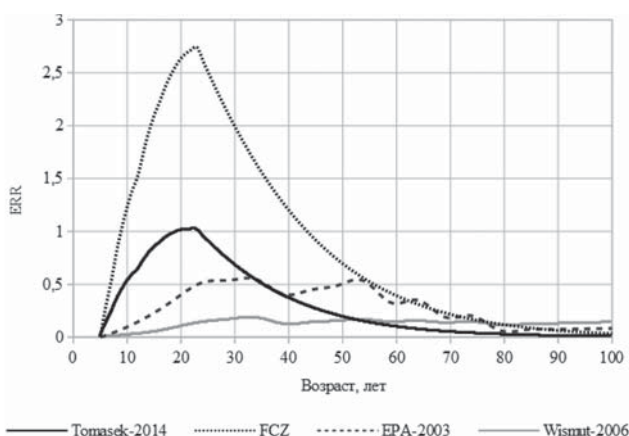


Рис. 1. Графики зависимости ERR(t): ситуация до проведения радонозащитных мероприятий
[Fig. 1. ERR(t) dependence graphs: before the radon mitigation actions]

Результаты расчета пожизненного атрибутивного популяционного риска

Таблица

[Table

Results of the population lifetime attributable risk estimation]

$LAR_{pop}, \%$	Модель [Model]			
	EPA-2003	Wismut-2006	FCZ	Tomasek-2014
<i>До проведения радонозащитных мероприятий ($C_{Rn}=231$ Бк/м³) [Before the radon mitigation actions $C_{Rn}=231$ Bq/m³]</i>				
Все население [All population]	8,5	4,7	18,0	4,9
Мужчины [Men]	11,6	6,1	22,9	6,2
Женщины [Women]	3,9	2,3	9,3	2,6
Стандарт WSP [Word Standard Population]	5,0	2,7	10,7	2,9
Стандарт ESP-2013 [European Standard Population 2013]	9,7	5,5	20,4	5,4
<i>После проведения радонозащитных мероприятий ($C_{Rn}=110$ Бк/м³) [After the radon mitigation actions $C_{Rn}=110$ Bq/m³]</i>				
Все население [All population]	8,5	4,7	15,6	4,2
Мужчины [Men]	11,6	6,1	19,9	5,4
Женщины [Women]	3,9	2,3	8,0	2,2
Стандарт WSP [Word Standard Population]	4,9	2,7	9,2	2,5
Стандарт ESP-2013 [European Standard Population 2013]	9,7	5,5	17,7	4,7
<i>Ситуация равномерного пожизненного облучения ($C_{Rn}=23$ Бк/м³) [The constant lifelong exposure scenario $C_{Rn}=23$ Bq/m³]</i>				
Все население [All population]	8,5	4,7	13,9	3,7
Мужчины [Men]	11,6	6,1	17,7	4,8
Женщины [Women]	3,9	2,3	7,1	1,9
Стандарт WSP [Word Standard Population]	4,9	2,7	8,2	2,2
Стандарт ESP-2013 [European Standard Population 2013]	9,7	5,5	15,8	4,2

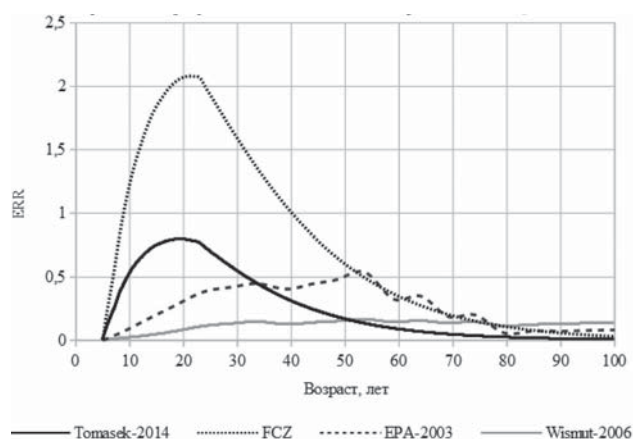


Рис. 2. Графики зависимости ERR(t): ситуация после проведения радонозащитных мероприятий
[Fig. 2. ERR(t) dependence graphs: after the radon mitigation actions]

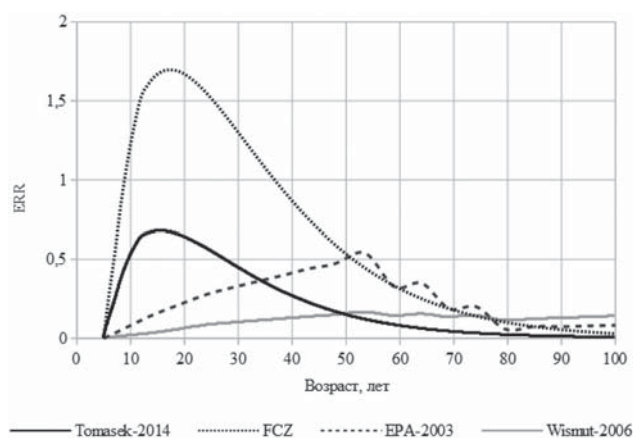


Рис. 3. Графики зависимости ERR(t): ситуация равномерного пожизненного облучения
[Fig. 3. ERR(t) dependence graphs: the constant lifelong exposure scenario]

Таким образом, задачи по оценке риска при облучении радоном и его ДПР можно условно разделить на 2 группы, исходя из объема доступных входных данных:

1) оценка рисков для целей радиационно-гигиенической паспортизации, сравнительная оценка состояния радиационной безопасности населения субъектов Российской Федерации на основе обобщенных статистических данных;

2) оценка рисков при осуществлении практических работ, связанных с получением или использованием массивов измерительных данных о содержании радона в воздухе помещений отдельных зданий (группы зданий в населенном пункте, районе, регионе).

Исходя из этой классификации, можно предложить дифференцированный подход к самой процедуре расчета показателей риска. В случае, когда данные о содержании радона представлены единичными усредненными значениями ОА, ЭРОА радона или даже эффективной дозы за счет облучения радоном и его ДПР, детальный сценарий облучения отсутствует, и рассматривается ситуация равномерного пожизненного облучения, вполне

достаточным и целесообразным представляется использование упрощенной модели «Darby-2005», применение которой подробно рассмотрено в публикации [7]. В случае, когда в наличии имеются массивы измерительной информации об ОА или ЭРОА радона, есть возможность разработать сценарий облучения и получить необходимые МДД на уровне региона, района или даже населенного пункта, рекомендуется использовать модель «Tomasek-2014». Перечень показателей риска, расчет которых будет осуществляться, должен быть определен в первом случае соответствующими методическими рекомендациями, а во втором – адекватно соотноситься с целями и задачами конкретной практической работы. Следует отметить, что при прогнозировании и оценке результатов радонозащитных мероприятий расчет показателей риска не должен подменять собой оценку снижения прямого нормируемого показателя радиационной безопасности, а именно ЭРОА радона, а лишь дополнять его в целях выработки более четкого и ясного понимания долгосрочных результатов осуществления радонозащитных мероприятий, т.е. их конкретного влияния на здоровье населения.

Заключение

Предлагаемая методика оценки риска для здоровья населения при облучении радоном и его ДПР реализует дифференцированный подход к самой процедуре расчета показателей риска в зависимости от целей, для которых проводится оценка риска. Методика подходит для различных сценариев облучения, различных наборов исходных измерительных и статистических медико-демографических данных и различных задач, которые определяют необходимый для расчета набор показателей риска. Для задач со сценарием равномерного пожизненного облучения и ограниченным количеством входных данных предлагается использовать упрощенную модель «Darby-2005», а для задач со сложными сценариями облучения, особенно на ранних этапах жизни человека, с объемными массивами детальной измерительной информации – высокочувствительную многофакторную модель «Tomasek-2014».

Литература

1. Кононенко, Д.В. Проблема оценки радиационных рисков населения Российской Федерации при облучении радоном / Д.В. Кононенко, Т.А. Кормановская // Радиационная гигиена. – 2012. – Т. 5, № 1. – С. 60–62.
2. Кормановская, Т.А. Учет фактора курения в моделях оценки радиационных рисков населения при облучении радоном / Т.А. Кормановская, Д.В. Кононенко // Материалы XI всероссийского съезда гигиенистов и санитарных врачей. – Том II. – М., 2012. – С. 473–476.
3. Кононенко, Д.В. Оценка радиационного риска для населения Санкт-Петербурга при облучении радоном / Д.В. Кононенко // Радиационная гигиена. – 2013. – Т. 6, № 1. – С. 31–37.
4. Кононенко, Д.В. Влияние радонозащитных мероприятий в детских образовательных учреждениях на радиационный риск при облучении радоном (на примере одной из школ Санкт-Петербурга) / Д.В. Кононенко, Т.А. Кормановская // Анализ риска здоровью. – 2014. – № 2. – С. 90–96.
5. Кононенко, Д.В. Особенности оценки радиационного риска при облучении радоном в детском и подростковом возрасте / Д.В. Кононенко, Т.А. Кормановская // Актуальные вопросы радиационной гигиены : сб. тез.

- междуна. науч.-практ. конф., посвященной 85-летию со дня рождения П.В. Рамзаева. – СПб., 2014. – С. 122–125.
6. Кононенко, Д.В. Анализ применимости существующих моделей расчета риска при облучении радоном для оценки эффективности радонозащитных мероприятий в детских образовательных учреждениях / Д.В. Кононенко // Радиационная гигиена. – 2014. – Т. 7, № 4. – С. 92–98.
 7. Кононенко, Д.В. Оценка риска при облучении радоном для населения субъектов Российской Федерации на основе данных радиационно-гигиенического паспорта территории / Д.В. Кононенко, Т.А. Кормановская // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 4. – С. 15–22.
 8. Tomasek L. Effect of Age at Exposure in 11 Underground Miners Studies. *Radiat Prot Dosimetry*. 2014, Jul, 160(1-3): 124–7.
 9. UNSCEAR, 2000, Annex B “Exposures from natural radiation sources”. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, 2000.
 10. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex 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, 2009.
 11. Злокачественные новообразования в России в 2014 году (заболеваемость и смертность) / под ред. А.Д. Каприна, В.В. Старинского, Г.В. Петровой. – М.: МНИОИ им. П.А. Герцена – филиал ФГБУ «НМИРЦ» Минздрава России, 2016. – 250 с.
 12. Глобальный опрос взрослого населения о потреблении табака: отчет ИИЦ «Статистика России» Росстата и НИИ пульмонологии. – 2009. – 171 с.
 13. U.S. Environmental Protection Agency. EPA assessment of risks from radon in homes. EPA 402-R-03-003. Washington, D.C., 2003.
 14. Демин, В.Ф. Общая методика оценки риска воздействия на здоровье человека разных источников опасности / В.Ф. Демин, С.И. Иванов, С.М. Новиков // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2009. – Т. 54, № 1. – С. 5–15.
 15. Демин, В.Ф. Риск воздействия ионизирующего излучения и других вредных факторов на здоровье человека: методы оценки и практическое применение / В.Ф. Демин, И.Е. Захарченко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52, № 1. – С. 77–89.
 16. Демин, В.Ф. Модифицированная модель оценки риска при ингаляционном поступлении радона / В.Ф. Демин, М.В. Жуковский, С.И. Иванов, И.В. Ярмошенко // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2011. – Т. 56, № 5. – С. 21–30.
 17. Демин, В.Ф. Методика оценки риска от воздействия на здоровье человека радона и дочерних продуктов его распада / В.Ф. Демин, М.В. Жуковский, С.М. Киселев // Гигиена и санитария. – 2014. – Т. 93, № 5. – С. 64–69.
 18. Демин, В.Ф. Риск от воздействия радона на здоровье человека: методы оценки и практическое применение / В.Ф. Демин, М.В. Жуковский, С.М. Киселев // Атомная энергия. – 2015. – Т. 118, № 1. – С. 42–46.
 19. Салдан, И.П. Гигиеническая оценка радиационного риска эманаций радона на территории Алтайского края / И.П. Салдан, Б.А. Баландович, Н.Ю. Поцелуев, М.Х. Флат // Гигиена и санитария. – 2014. – Т. 93, № 2. – С. 44–47.
 20. ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40 (1).
 21. Публикация 115 МКРЗ. 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. – М.: Изд-во «ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России», 2013. – 92 с.
 22. Tomasek L., Rogel A., Tirmarche M. et al. Dose conversion of radon exposure according to new epidemiological findings. *Radiat Prot Dosimetry*, 2008, 130(1):98–100.

Поступила: 18.10.2016 г.

Кононенко Дмитрий Викторович – научный сотрудник лаборатории дозиметрии природных источников Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; e-mail: radon-and-life@yandex.ru

Для цитирования: Кононенко Д.В. Дифференцированный подход к оценке риска для здоровья населения при облучении радоном // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 76–83. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-76-83

A differentiated approach to the risk assessment from exposure to radon

Dmitry V. Kononenko

The paper presents the methods of risk assessment from exposure to radon. Proposed methods implement a differentiated approach to the risk estimates calculation procedure which depends on the purpose of risk assessment. This approach is based on the analysis of the results of practical tests of different risk assessment models on arrays Russian medical and demographic data with and without consideration of the synergistic effect of smoking, in simple and complex exposure scenarios. All of these tests were performed in previous 5 years (results are available elsewhere). In this work the evaluation of effectiveness of radon mitigation actions in schools was used as a test task and results obtained using 4 models («EPA-2003», «Wismut-2006», «FCZ» and «Tomasek-2014») were compared. If it is important to evaluate the effect of reduction of radon concentration on the health of children and adolescents in terms of lifetime lung cancer risk, «Tomasek-2014» model will be the best choice. It is as sensitive as «FCZ» model and ERR is close to that from «Wismut-2006» model, which was earlier proposed by other authors for use with some modifications in Russia. If the data on radon concentration are limited (for example data from radiation-hygienic passports of territories) and constant lifelong exposure scenario is considered, it seems reasonable to apply more simple «Darby-2005» model. Thus, the proposed methods could be used by specialists in various fields in a wide range of tasks, from the risk assessment for the purposes of radiation-hygienic certification and comparative assessment of radiation safety of the population of different regions of Russia on the basis of the generalized statistical data, to the risk assessment in practical works where large amounts of measurement data on the radon concentration and complex exposure scenarios are used.

Key words: radon and progeny, radon-induced lung cancer, risk assessment, model, exposure scenario, risk estimates.

References

1. Kononenko D.V. Issues of risk assessment for the population of Russia from residential exposure to radon. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2012, Vol. 5, № 1, pp. 60–62. (In Russian)
2. Kormanovskaya T.A. Kononenko D.V. Accounting for smoking factor in models of risk assessment for the population from exposure to radon. *Proceedings of the XI-th All-Russia congress of hygienists and sanitary practitioners*. Vol II. M., 2012, pp. 473–476. (In Russian)
3. Kononenko D.V. Risk assessment for the population of Saint-Petersburg from residential exposure to radon. *Radiatsionnaya gygienna = Radiation Hygiene*, 2013, Vol. 6, № 1, pp. 31–37. (In Russian)
4. Kononenko D.V. Kormanovskaya T.A. Effect of radon mitigation actions in children's educational institutions on the risk from exposure to radon (an example of one of the schools in Saint-Petersburg). *Analiz riska zdorov'yu = Journal «Health Risk Analysis»*, 2014, № 2, pp. 90–96. (In Russian)
5. Kononenko D.V. Kormanovskaya T.A. Issues of risk assessment from exposure to radon in childhood and adolescence. *Actual issues of radiation hygiene: Book of abstracts of the International scientific and practical conference "Actual problems of radiation hygiene"*, dedicated to the 85th anniversary of Professor P.V. Ramzaev, SPb., 2014, pp. 122–125. (In Russian)
6. Kononenko D.V. Analysis of the applicability of some risk assessment models associated with exposure to radon for evaluation of effectiveness of radon mitigation actions in schools. *Radiatsionnaya gygienna = Radiation Hygiene*, 2014, Vol. 7, № 4, pp. 92–98. (In Russian)
7. Kononenko D.V. Kormanovskaya T.A. Risk assessment for the population of regions of the Russian Federation from exposure to radon based on data from radiation-hygienic passports of territories. *Radiatsionnaya gygienna = Radiation Hygiene*, 2015, Vol. 8, № 4, pp. 15 – 22. (In Russian)
8. Tomasek L. Effect of Age at Exposure in 11 Underground Miners Studies. *Radiat Prot Dosimetry*. 2014, Jul, 160(1-3): 124–7.
9. UNSCEAR, 2000, Annex B “Exposures from natural radiation sources”. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, 2000.
10. UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex 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, 2009.
11. Malignant neoplasms in Russia in 2014 (morbidity and mortality) Ed.: A.D. Kaprin, V.V. Starinskiy, G.V. Petrova. Moscow, P. Hertsen Moscow Oncology Research Institute – Branch of the National Medical Research Radiological Centre of the Ministry of Health of the Russian Federation, 2016, 250 p. (In Russian)
12. Global adult tobacco survey: report Information Center “Statistics of Russia” and Research Institute of Pulmonology, 2009, 171 p. (In Russian)
13. U.S. Environmental Protection Agency. EPA assessment of risks from radon in homes. EPA 402-R-03-003. Washington, D.C., 2003. (In Russian)
14. Demin V.F., Ivanov S.I., Novikov S.M. Common Methodology of Health Risk Assessment for Impact of Different Harm Sources. *Meditinskaya radiologiya i radiatsionnaya bezopasnost = Medical Radiology and Radiation Safety*, 2009, Vol. 54, № 1, pp. 5–15. (In Russian)

Dmitry V. Kononenko

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev.

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: radon-and-life@yandex.ru

15. Demin V.F. Zakharchenko I.E. Radiation risk and risk of other dangerous factors: methods of assessment and practical application. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya* = Radiation Biology. Radioecology, 2012, Vol. 52, № 1, pp. 77–89. (In Russian)
16. Demin V.F., Zhukovsky M.V., Ivanov S.I., Yarmoshenko I.V. Modified Model of Health Risk Assessment from Inhaled Radon. *Medsinskaya radiologiya i radiatsionnaya bezopasnost* = Radiation Biology. Radioecology, 2011, Vol. 56, № 5, pp. 21–30. (In Russian)
17. Demin V.F., Zhukovsky M.V., Kiselev S.M. The methods of assessment of health risk from exposure to radon and radon daughters. *Gigiena i sanitariya* = Hygiene and sanitation, 2014, Vol. 93, № 5, pp. 64–69. (In Russian)
18. Demin V.F., Zhukovsky M.V., Kiselev S.M. Health Risk from Radon Impact: Assessment Method and Practical Application. *Atomnaya energiya* = Atomic Energy, 2015, Vol. 118, № 1, pp. 42–46. (In Russian)
19. Saldan I.P., Balandovich B.A., Potseluev N.Yu., Flat M.Kh. Hygienic assessment of the radiation risk of radon emanation at the territory of the Altai Region. *Gigiena i sanitariya* = Hygiene and sanitation, 2014, Vol. 93, № 2, pp. 44–47. (In Russian)
20. ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40 (1).
21. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. Ed.: M.V. Zhukovskiy, S.M. Kiselev, A.T. Gubin. Translation ICRP Publication 115. M. Pub. «FGBU SSC FMBC Them. Al Burnazyan FMBA of Russia», 2013, 92 p. (In Russian)
22. Tomasek L., Rogel A., Tirmarche M. et al. Dose conversion of radon exposure according to new epidemiological findings. *Radiat Prot Dosimetry*, 2008, 130(1): 98–100.

Received: October 18, 2016

For correspondence: Dmitry V. Kononenko – Researcher of the Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira Str., 8, 197101, St. Petersburg, Russia; E-mail: radon-and-life@yandex.ru)

For citation: Kononenko D.V. A differentiated approach to the risk assessment from exposure to radon. *Radiatsionnaya gygiena* = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No 1, pp. 76-83. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-1-76-83

ПАМЯТИ ИЛЬИ АРОНОВИЧА ЛИХТАРЕВА (1935–2017)

В ночь на 14 января 2017 г. ушел из жизни бывший сотрудник Института радиационной гигиены выдающийся биофизик, специалист по радиационной дозиметрии и защите, ученый с мировым именем профессор Илья Аронович Лихтарев.

И.А. Лихтарев родился 1 февраля 1935 г. в городе Прилуки Черниговской области Украинской ССР. Детство провел в Киеве, который стал его родным городом на всю жизнь. Начал трудовую деятельность в 1960 г. инженером-физиком в радиологической группе Киевской областной санитарно-эпидемиологической станции. В 1962 г. окончил с отличием Всесоюзный заочный политехнический институт в Москве по специальности инженер-физик.

В 1964 г. И.А. Лихтарев поступил в аспирантуру в Ленинградский институт радиационной гигиены МЗ РСФСР (ныне Санкт-Петербургский НИИ радиационной гигиены им. проф. П.В. Рамзаева Роспотребнадзора). Руководители его аспирантуры, известные уже тогда ученые Л.А. Ильин и В.П. Шамов, поручили ему экспериментальную и теоретическую работу по вопросам безопасности обращения с радиоактивным йодом. Одним из добровольцев, которым в исследовательских целях вводили радиоактивный йод, а затем и другие радионуклиды, был сам И.А. Лихтарев. Эта работа включала исследования на добровольцах и эксперименты на животных, а также разработку модели обмена йода в организме. Исследовали процессы обмена радиоiodа в организме в нормальных условиях и при применении защитных препаратов стабильного йода, а также радиобиологическое действие радиоiodа на щитовидную железу. Успешное выполнение этой работы в 1968 г. завершилось присуждением ему степени кандидата технических наук в Институте биофизики МЗ СССР.

В 1966 г. И.А. Лихтарев был назначен заведующим лабораторией радиационной биофизики НИИРГ. Он создал коллектив молодых специалистов, который возглавлял до 1986 г. Лаборатория занималась изучением метаболизма радионуклидов и дозиметрией внутреннего облучения человека. Под его руководством был проведен обширный комплекс исследований метаболизма трития, радионуклидов йода, стронция, кальция, плутония и других радионуклидов в организме человека и животных; разрабатывались методы математического моделирования кинетики обмена радионуклидов и расчетов доз внутреннего облучения; разрабатывались и внедрялись нормативы радиационной безопасности при обращении с радионуклидами в профессиональной сфере деятельности и для населения.



Под руководством И.А. Лихарева получили учёную степень кандидата наук около 10 сотрудников института и сотрудничающих организаций, в их числе известные специалисты М.И. Балонов, В.С. Репин, И.А. Звонова, Г.Я. Брук. Илья Аронович ставил задачи каждому сотруднику, стимулировал инициативу и самостоятельность; у всех, кто начинал с ним работать, остался азарт к научному поиску, честное отношение к научному факту. Его присутствие в НИИРГе расцветило жизнь оригинальностью мышления, остротой споров, неповторимым юмором, стихами, написанными на скорую руку по любым значимым и не очень поводам. С ним было интересно и весело работать.



В 1976 г. И.А. Лихтареву была присуждена ученая степень доктора физико-математических наук по специальности «Биофизика». Он – один из авторов оригинальной монографии «Радиоактивный йод в проблеме радиационной безопасности», 1972 г. В соавторстве с Д.П. Осановым подготовил монографию «Дозиметрия излучений инкорпорированных радиоактивных веществ», изданную в 1970 и 1977 гг. Вскоре после этого ему было присвоено звание профессора. В 1983 г. И.А. Лихтареву в составе коллектива была присуждена Государственная премия СССР в области науки и техники за участие в разработке системы радиационного контроля для советских атомных центров Челябинска, Красноярска и Томска.

Сразу после аварии на Чернобыльской АЭС И.А. Лихтарев возвратился на Украину, где с начала мая 1986 г. активно участвовал в работе по ликвидации ее радиологических последствий. Эта работа в аварийных условиях включала многочисленные радиационные измерения, оценку текущих и прогноз будущих доз у населения пострадавших территорий, разработку и внедрение мер защиты, регистрацию индивидуальных радиологических данных и др. За эту работу он в том же году был награжден орденом Дружбы народов.

В октябре 1986 г. И.А. Лихтарев создал и возглавил Отдел дозиметрии и радиационной гигиены новосозданного Всесоюзного научного центра радиационной медицины Академии медицинских наук СССР (ныне Национальный научный центр радиационной медицины Национальной академии медицинских наук Украины). В 1995 г. он также создал и возглавил Научно-исследовательский институт радиационной защиты Академии технологических наук Украины. В краткие сроки И.А. Лихтарев создал научную школу дозиметрии и радиационной безопасности на Украине.

Отделу И.А. Лихтарева пришлось решать крупномасштабную задачу оценки радиационной обстановки на территории более 10 млн га, на которой расположено более 2200 населенных пунктов и проживало более 3,5 млн человек. Сложность проблемы дозиметрической паспортизации усугублялась разнообразием природных, экологических и социальных условий, влияющих на формирование дозы у жителей. Под руководством И.А. Лихтарева были проведены измерения содержания радионуклидов цезия и стронция в организме жителей Украины, разработан комплекс эколого-дозиметрических моделей.

Под руководством И.А. Лихтарева была осуществлена масштабная реконструкция индивидуальных доз у эвакуированного населения Припяти и других населенных пунктов 30-километровой зоны путем анкетного опроса и компьютерного моделирования. Также была разработана и внедрена система ретроспективного восстановления доз в щитовидной железе всего населения Украины, позволившая обосновать мониторинг здоровья и адресное оказание медицинской помощи населению, в первую очередь для детей и подростков.

В начале 1990-х гг у детей на пострадавших территориях Украины было отмечено увеличение заболеваемости раком щитовидной железы. Уже первый анализ показал наличие достоверной корреляции между дозой

в щитовидной железе от воздействия радиойода в начальный период аварии и частотой возникновения рака. Результаты были опубликованы в 1995 г. в престижном в научном мире журнале «Nature» и вызвали интерес у исследователей из разных стран.

С 1992 г. И.А. Лихтарев возглавил Комиссию по гигиеническому нормированию радиационных факторов Украины. Под его руководством разработаны и внедрены в практику национальные законодательные документы: «Нормы радиационной безопасности Украины», «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности Украины» и др.

На протяжении последних 15 лет коллектив Института радиационной защиты занимается задачами научного обеспечения безопасности персонала, занятого в строительстве нового безопасного конфайнмента над разрушенным 4-м блоком ЧАЭС. Организована беспрецедентная по масштабу и сложности система индивидуального мониторинга внутреннего облучения персонала широким спектром радионуклидов, включая трансурановые элементы.

И.А. Лихтарев осуществлял обширное международное сотрудничество со специалистами США, Европы и Японии еще со времен СССР. В течение многих лет он руководил рядом международных проектов серии CEC-CIS, INCO COPERNICUS и др.

Признанием научного авторитета И.А. Лихтарева было избрание его членом Национальной комиссии радиационной защиты СССР в 1978 г. В связи с большими успехами в пост-чернобыльской дозиметрии И.А. Лихтарев был в 1993 г. избран в состав Комитета 2 (Дозиметрия) Международной комиссии радиационной защиты (МКРЗ), где успешно работал до 2005 г. Он – соавтор ряда важных документов МКРЗ, выпущенных в этот период. С 2002 г. он – член Комитета по радиационным стандартам (RASSC) МАГАТЭ.

Научное наследие И.А. Лихтарева составляет более 600 научных работ, среди них – статьи в лучших журналах мира, монографии, документы МКРЗ, Научного комитета ООН по действию атомной радиации, Всемирной организации здравоохранения, Международного агентства по атомной энергии. Он многократно участвовал в международных конгрессах и конференциях, где его доклады и участие в дискуссиях неизменно вызывали живой интерес аудитории. Под его руководством подготовлена большая научная школа из 25 кандидатов и 10 докторов наук.

Профессор И.А. Лихтарев был специалистом высокой квалификации и обладал авторитетом, общепризнанным среди коллег и сотрудников как на Украине и в России, так и за их пределами. Он был одним из немногих носителей энциклопедических знаний в области радиологии и родственных наук. Ему были присущи масштабность мышления и умение охватить проблему в целом.

Друзья и коллеги сохраняют в памяти об Илье Ароновиче его неравнодушие и заинтересованность в каждом человеке, внимание и интерес к его внутреннему миру, соучастие и готовность помочь в трудные моменты жизни как словом, так и делом.

ПАМЯТИ ИВАНА ПАВЛОВИЧА СТАМАТА (1950–2017)



4 марта 2017 г. ушел из жизни ведущий специалист в области природного облучения, заведующий лабораторией дозиметрии природных источников Научно-исследовательского института радиационной гигиены (НИИРГ) им. П.В. Рамзаева, доктор биологических наук Иван Павлович Стамат. Ушел в расцвете творческих сил, полный энергии, планов, научных идей...

И.П. Стамат родился в 1950 г. в Молдавской ССР, в 1974 г. окончил Кишиневский государственный университет им. В.И. Ленина по специальности физика (специализация – теоретическая физика).

С 1975 г. работал в НИИРГ им. П.В. Рамзаева (тогда – Ленинградский НИИ радиационной гигиены), сначала на должности старшего инженера-физика, затем старшего научного сотрудника, ведущего научного сотрудника. В 1989 г. И.П. Стамат успешно защитил кандидатскую дис-

сертацию, а в 2012 г. – докторскую диссертацию на тему «Система гигиенических требований по ограничению облучения населения Российской Федерации природными источниками излучения».

С апреля 1999 г. И.П. Стамат стал заведующим лабораторией дозиметрии природных источников. Его ум, талант, целеустремленность, преданность профессии и науке, исключительная работоспособность позволили Ивану Павловичу стать специалистом высочайшего класса в области природного облучения, равных которому на сегодняшний день – единицы.

В лаборатории дозиметрии природных источников под руководством И.П. Стамата проводились широкомасштабные исследования природной радиоактивности окружающей среды, технологических процессов по добыче, обогащению и использованию минерального сырья на предприятиях неуглеводородных отраслей промышленности, радиационно-гигиеническое обследование жилых и общественных зданий и участков территорий, предназначенных под строительство. Работы велись не только в Санкт-Петербурге и Ленинградской области, но и во многих регионах России (Еврейская АО, Республика Калмыкия, Республика Алтай, Забайкальский край, Ханты-Мансийский АО и др.). В ходе этих исследований впервые были получены данные об уровнях природного облучения жителей различных городов и населенных пунктов страны, о структуре доз работников ряда неуглеводородных предприятий, были проведены масштабные исследования в области обеспечения радиационной безопасности в нефтегазовой отрасли Российской Федерации и разработаны Санитарные правила по обеспечению радиационной безопасности на объектах нефтегазового комплекса России.

Под руководством И.П. Стамата в лаборатории с 2001 г. функционирует Федеральный банк данных доз облучения жителей Российской Федерации за счет естественного и техногенно измененного радиационного фона в рамках Единой государственной системы учета и контроля доз облучения населения Российской Федерации.

И.П. Стамат руководил теоретическими и экспериментальными исследованиями, которые в конечном итоге привели к формированию нового в радиационной гигиене направления работ по нормативному обеспечению ограничения облучения населения природными источниками ионизирующего излучения. Им разработаны и научно обоснованы гигиенические нормативы по содержанию природных радионуклидов в облицовочных изделиях и материалах, модернизированы нормативы для минеральных удобрений и агрохимикатов и др., впервые предложена классификация минерального сырья и материалов, а также производственных отходов, содержащих природные радионуклиды. Разработаны методические подходы и обоснованы гигиенические требования к показателям радиационной безопасности производственных зданий и

сооружений, обоснованы отдельные требования к показателям радиационной безопасности производственных зданий и производственной среды, разработана система метрологического обеспечения измерений содержания радона в воздухе.

Являясь ведущим в стране специалистом в области природного облучения населения, И.П. Стамат участвовал в разработках базовых нормативных документов СанПиН 6.1.2523 – 09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)», СП 2.6.1.2612-10 «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ – 99/2010)», СанПиН 2.6.1.2800-10 «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения» и целого ряда других нормативно-правовых документов в области радиационной безопасности населения. Под его руководством разработана современная система инструктивно-методического обеспечения радиационной безопасности населения при воздействии природных источников излучения (более 20 документов), которая обеспечивает практическое применение гигиенических норм и требований.

И.П. Стамат в совершенстве владел методологией радиационно-гигиенических исследований, методами дозиметрии, радиометрии и спектрометрии различных объектов контроля, неоднократно был аттестован в каче-

стве эксперта в «Системе аккредитации лабораторий государственной санитарно-эпидемиологической службы Российской Федерации». Являлся экспертом по аккредитации испытательных лабораторий Национальной системы аккредитации, был награжден почетной грамотой Министерства здравоохранения и социального развития Российской Федерации, памятной медалью имени профессора П.В. Рамзаева за вклад в развитие радиационной гигиены.

Научное наследие И.П. Стамата составляет более 200 печатных работ, в том числе более 30 публикаций в рецензируемых изданиях, учебное пособие, четыре монографии, а также более 10 авторских свидетельств и патентов на изобретения.

Иван Павлович Стамат был специалистом высокой квалификации и обладал авторитетом, общепризнанным как в России, так и за ее пределами. Посвятив более 40 лет Санкт-Петербургскому научно-исследовательскому институту радиационной гигиены, Иван Павлович преумножал его научную славу, будучи уникальным специалистом в области природного облучения.

Друзья и коллеги сохраняют в памяти об Иване Павловиче его профессионализм, высочайшую работоспособность, преданность любимому делу, честность, доброту, отзывчивость и порядочность во всех жизненных ситуациях.

Правила для авторов журнала «Радиационная гигиена»

Научно-практический журнал «Радиационная гигиена» был основан в 2008 г. Журнал представляет собой издание научно-теоретической и практической ориентации, направленное на публикацию оригинальных исследований, экспериментальных, теоретических статей, обзоров, кратких сообщений, дискуссионных статей, отчетов о конференциях, рецензий на работы по актуальным вопросам радиационной гигиены, писем в редакцию, хроники событий научной жизни. Тематика журнала включает актуальные вопросы и достижения в области радиационной гигиены и санитарного надзора за радиационной безопасностью.

Полные тексты электронных версий статей представлены на сайтах Научной электронной библиотеки www.elibrary.ru и официальном сайте журнала «Радиационная гигиена» www.radhyg.ru.

Журнал «Радиационная гигиена» входит в перечень российских рецензируемых научных журналов, рекомендованных ВАК РФ, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученых степеней доктора и кандидата наук. Работы для опубликования в журнале должны быть представлены в соответствии с данными требованиями:

1. Материалы, представляемые в статье, не должны быть ранее опубликованными в других печатных изданиях. Авторам следует информировать редакцию журнала о том, что какие-то части этих материалов уже опубликованы и могут рассматриваться как дублирующие. В таких случаях в новой статье должны быть ссылки на предыдущие работы. Копии таких материалов прилагаются к рукописи, чтобы редакция имела возможность принять решение, как поступить в данной ситуации. Не допускается направление статей, которые уже напечатаны в других изданиях или представлены для печати в другие издательства.

2. Редакция имеет право вести переговоры с авторами по уточнению, изменению, сокращению рукописи.

3. Редакция оставляет за собой право сокращать и редактировать представленные работы. Все статьи, поступающие в редакцию журнала, проходят рецензирование в соответствии с требованиями ВАК.

4. Статья должна сопровождаться официальным направлением учреждения, в котором выполнена данная работа. В официальном направлении должны быть перечислены фамилии всех авторов и указано название работы. Должно быть экспертное заключение об отсутствии ограничений на публикацию материала в открытой печати и виза научного руководителя на первой странице статьи. Статья должна быть подписана всеми авторами.

5. Рукописи авторам не возвращаются.

6. **Рукописи, оформленные не в соответствии с правилами, к публикации не допускаются.**

7. Объем обзорных статей не должен превышать 20 страниц машинописного текста. Оригинальных исследований, исторических статей – 15 страниц, исторических и дискуссионных статей – 10, отчетов о конференциях, кратких сообщений и заметок из практики – 5 страниц.

8. Текст статьи печатается на одной стороне листа формата А4 шрифтом Times New Roman кеглем 14, с межстрочным интервалом 1,5. Ориентация книжная (портрет) с полями слева – 2,5 см, сверху – 2 см, справа – 1,5 см, снизу – 2 см. Нумерация страниц – сверху в центре, первая страница без номера. Формат документа при отправке в редакцию – .doc или .docx.

9. Статьи следует присылать в редакцию в электронном виде по адресу: journal@niirg.ru в формате MS Word с приложением сканированных копий направительного письма и

первой страницы статьи с подписью всех авторов статьи в формате pdf. Печатный экземпляр рукописи, подписанный авторами, и оригинал направительного письма отсылается по почте в адрес редакции.

10. **Титульный лист** должен содержать:

– название статьи (оно должно быть кратким и информативным, не допускается использование сокращений и аббревиатур, а также торговых (коммерческих) названий приборов, медицинской аппаратуры и т.п.);

– фамилию и инициалы автора(ов);

– наименование учреждений, в которых работают авторы с указанием ведомственной принадлежности (Роспотребнадзор, Минздрав России, РАМН и т.п.), город, страна (префиксы учреждений, указывающие на форму собственности, статус организации (ГУ ВПО, ФГБУ, ФБУН и т.д.) не указываются);

– рядом с фамилией автора(ов) и названием учреждения цифрами в верхнем регистре обозначается, в каком учреждении работает каждый из авторов. Если все авторы работают в одном учреждении, указывать место работы каждого автора отдельно не нужно;

– вся информация предоставляется на русском и английском языках. Фамилии авторов нужно транслитерировать по системе BGN (Board of Geographic Names), представленной на сайте www.translit.ru. **Указывается официально принятый английский вариант наименования организаций!**

11. На отдельном листе указываются сведения об авторах: фамилия, имя, отчество (полностью) на русском языке и в транслитерации, ученая степень, ученое звание, должность в учреждении/учреждениях, рабочий адрес с почтовым индексом, рабочий телефон и адрес электронной почты всех авторов. Сокращения не допускаются.

12. После титульного листа размещается резюме статьи на русском и английском языках (объемом не менее 250 слов каждая). Резюме к оригинальной научной статье должно иметь следующую структуру: цель, материалы и методы, результаты, заключение. Все пишется сплошным текстом, без выделения абзацев. Для остальных статей (обзор, лекция, дискуссия) резюме должно включать краткое изложение основной концепции статьи, по сути краткое изложение самой статьи. **Резюме не должно содержать аббревиатур и сокращений, кроме общепринятых в мировой научной литературе.** Резюме является независимым от статьи источником информации для размещения в различных научных базах данных. **Обращаем особое внимание на качество английской версии резюме!** Оно будет опубликовано отдельно от основного текста статьи и должно быть понятным без ссылки на саму публикацию. В конце приводятся **ключевые слова или словосочетания на русском и английском языках** (не более 12) в порядке значимости. **Ключевые слова также не должны содержать аббревиатур и сокращений.**

13. Текст оригинального научного исследования должен состоять из введения и выделяемых заголовками разделов: «Введение», «Цель исследования», «Задачи исследования», «Материалы и методы», «Результаты и обсуждение», «Выводы» или «Заключение», «Литература».

В разделе «Материалы и методы» должны быть четко описаны методы и объекты исследования, источники и вид ионизирующего излучения, дозы, мощность дозы, условия облучения и т.д.

В разделе «Материалы и методы» должны быть четко описаны методы и объекты исследования, источники и вид ионизирующего излучения, дозы, мощность дозы, условия облучения и т.д.

14. Если в статье имеется описание наблюдений на человеке, не используйте фамилии, инициалы больных или номера историй болезни, особенно на рисунках или фотографиях. При изложении экспериментов на животных укажите, соответствовало ли содержание и использование лабораторных животных правилам, принятым в учреждении, рекомендациям национального совета по исследованиям, национальным законам.

15. Все радиационные единицы следует приводить в международной системе единиц измерения (СИ) (см.: ГОСТ – 8.417 – 81 ГСИ. Единицы физических величин»; В.И. Иванов В.П. Машкович, Э.М. Ценер. Международная система единиц (СИ) в атомной науке и технике: Справочное руководство. М.: Энергоиздат, 1981. 200 с.). Все результаты измерений, приводимых в статье, должны быть выражены только в системе СИ.

16. При описании методики исследования можно ограничиться указанием на существо применяемого метода со ссылкой на источник заимствования, в случае модификации – указать, в чем конкретно она заключается. Оригинальный метод должен быть описан полностью.

17. При первом упоминании терминов, неоднократно используемых в статье (однако не в заголовке статьи и не в резюме), необходимо давать их полное наименование и сокращение в скобках, в последующем применять только сокращение, однако их применение должно быть сведено к минимуму. Сокращение проводится по ключевым буквам слов в русском написании, например: источник ионизирующего излучения (ИИИ) и т. д. Тип приборов, установок следует вводить на языке оригинала, в кавычках; с указанием (в скобках) страны-производителя. Например: использовали спектрофотометр «СФ-16» (Россия), спектрофлуориметр фирмы «Hitachi» (Япония). Малоупотребительные и узкоспециальные термины также должны быть расшифрованы.

18. Таблицы должны содержать только необходимые данные и представлять собой обобщенные и статистически обработанные материалы. Каждая таблица снабжается заголовком и вставляется в текст сразу после ссылки на нее.

19. Иллюстрации должны быть четкие, контрастные. Цифровые версии иллюстраций должны быть сохранены в отдельных файлах в формате Tiff, с разрешением 300 dpi и последовательно пронумерованы. Подрисовочные подписи должны быть размещены в основном тексте. Перед каждым рисунком, диаграммой или таблицей в тексте обязательно должна быть ссылка. В подписях к микрофотографиям, электронным микрофотографиям обязательно следует указывать метод окраски и обозначать масштабный отрезок. Диаграммы должны быть представлены в исходных файлах. Рисунки (диаграммы, графики) должны иметь подпись всех осей с указанием единиц измерения СИ. Легенда выносится за пределы рисунка.

20. Необходимо оформлять подписи к рисункам и таблицам, тексты внутри них на русском и на английском языках.

21. **Библиографические ссылки** в тексте должны даваться цифрами в квадратных скобках в соответствии со списком литературы в конце статьи.

Пример: В тексте: Общий список справочников по терминологии, охватывающий время не позднее середины XX века, даёт работа библиографа И.М. Кауфмана [59].

Если авторы не указаны, в отсылке указывают название документа, при необходимости указывают год издания, страницы.

Сведения в отсылке разделяют точкой и запятой.

Нумеруйте ссылки последовательно, в порядке их первого упоминания в тексте (не по алфавиту)! Для оригинальных научных статей – не менее 15–20 источников, для лекций и обзоров – не более 60 источников, для других статей – не более 15 источников.

22. К статье прилагаются на отдельном листе **два списка литературы.**

23. **В первом списке литературы (Литература)** библиографическое описание литературных источников должно соответствовать требованиям ГОСТ 7.1-2003 «Библиографическая запись. Библиографическое описание документа. Общие требования и правила составления».

Ссылки на неопубликованные работы не допускаются.

24. **В списке литературы не следует указывать постановления, законы, санитарные нормы и правила, другие нормативно-методические документы.** Указания на них следует размещать в сносках или внутритекстовых ссылках. Сноски и внутритекстовые ссылки следует представить и на английском языке, написав после английского описания язык текста (In Russ.).

Примеры внутритекстовых ссылок:

.....согласно Норм радиационной безопасности (НРБ 99/2009): (СанПиН 2.6.1.2523 – 09) [перевод на английский язык (In Russ.)]. Илисогласно ГОСТ Р 517721-2001. Аппаратура радиоэлектронная бытовая. Входные и выходные параметры и типы соединений. Технические требования [перевод на английский язык (In Russ.)].

ПРИМЕРЫ БИБЛИОГРАФИЧЕСКИХ ССЫЛОК Литература (выравнивание по левому краю)

Книги и брошюры:

Один – три автора:

Сергеев, И.В. Лучевая диагностика в России / И.В. Сергеев, Т.П. Смирнова, М.Н. Исаков. – СПб.: НИИРГ, 2007. – 123 с.

Пять и более авторов:

Сергеев, И.В. Лучевая диагностика в России : учеб. пособие для вузов / И.В. Сергеев [и др.]. – СПб.: Норма, 2007. – 123 с.

Многотомные издания или на часть книги:

Пивинский, Ю.Е. Общие вопросы технологии / Ю.Е. Пивинский // Неформальные огнеупоры. – М., 2003. – Т. 1, кн. 1. – С. 430–447.

Глава или раздел из книги:

Зайчик, А.Ш. Основы общей патофизиологии / А.Ш. Зайчик, Л.П. Чурилов // Основы общей патологии: учеб. пособие для студентов медвузов. – СПб.: ЭЛБИ, 1999. – Ч. 1., гл. 2. – С. 124–169.

Книги на английском языке:

Jenkins PF. Making sense of the chest x-ray: a hands-on guide. New York: Oxford University Press; c 2005. 194 p.

Iverson C, Flanagan A, Fontanarosa PB, et al. American Medical Association manual of style. 9th ed. Baltimore (MD): Williams & Wilkins; c 1998. 660 p.

Глава или раздел из книги на английском языке:

Riffenburgh RH. Statistics in medicine. 2nd ed. Amsterdam (Netherlands): Elsevier Academic Press; c 2006. Chapter 24, Regression and correlation methods; p. 447–86.

Ettinger SJ, Feldman EC. Textbook of veterinary medicine: diseases of the dog and cat. 6th ed. St. Louis (MO): Elsevier Saunders; c2005. Section 7, Dietary considerations of systemic problems; p. 553–98.

Статьи из журнала, сборника:

Из журнала:

Стамат, И.П. К обоснованию нормативов по содержанию природных радионуклидов в облицовочных изделиях и материалах / И.П. Стамат, Д.И. Стамат // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 1. – С. 46–52.

Из журнала на английском языке:

Axelsson, O. Indoor radon exposure and active and passive smoking relation to the occurrence of lung cancer / O. Axelsson [et al.] // Scand. J. Work, Environ and Health. – 1988. – Vol. 14, N 5. – P. 286–292.

Petitti DB, Crooks VC, Buckwalter JG, Chiu V. Blood pressure levels before dementia. Arch Neurol. 2005 Jan; 62(1):112-6.

Rastan S, Hough T, Kierman A, et al. Towards a mutant map of the mouse--new models of neurological, behavioural, deafness, bone, renal and blood disorders. Genetica. 2004 Sep; 122(1):47-9.

Из сборника конференций (тезисы):

Кушинников, С.И. Проблемы достоверности оценки среднегодовой ЭРОА радона при радиационно-гигиеническом обследовании помещений / С.И. Кушинников, А.А. Цапалов // Сборник докладов и тезисов научно-практической конференции «Актуальные вопросы обеспечения радиационной безопасности на территории Российской Федерации», Москва, 25-26 октября 2007 г. – М., 2007. – С. 50-51.

Из сборника конференций (тезисы) на английском языке:

Arendt T. Alzheimer's disease as a disorder of dynamic brain self-organization. In: van Pelt J, Kamermans M, Levelt CN, van Ooyen A, Ramakers GJ, Roelfsema PR, editors. Development, dynamics, and pathology of neuronal networks: from molecules to functional circuits. Proceedings of the 23rd International Summer School of Brain Research; 2003 Aug 25-29; Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, Amsterdam, the Netherlands. Amsterdam (Netherlands): Elsevier; 2005. P. 355-78.

Rice AS, Farquhar-Smith WP, Bridges D, Brooks JW. Cannabinoids and pain. In: Dostorovsky JO, Carr DB, Koltzenburg M, editors. Proceedings of the 10th World Congress on Pain; 2002 Aug 17-22; San Diego, CA. Seattle (WA): IASP Press; c 2003. P. 437-68.

Ссылки на Интернет-ресурсы:

Официальный сайт Медицинского радиологического научного центра РАМН (МРНЦ РАМН): <http://www.mrrc.obninsk.gi/> (дата обращения: 19.02.2010 г.).

Complementary/Integrative Medicine [Internet]. Houston: University of Texas, M. D. Anderson Cancer Center; c2007 [cited 2007 Feb 21]. Available from: <http://www.mdanderson.org/departments/CIMER/>.

Hooper JF. Psychiatry & the Law: Forensic Psychiatric Resource Page [Internet]. Tuscaloosa (AL): University of Alabama, Department of Psychiatry and Neurology; 1999 Jan 1 [updated 2006 Jul 8; cited 2007 Feb 23]. Available from: <http://bama.ua.edu/~jhooper/>.

Polgreen PM, Diekema DJ, Vandenberg J, Wiblin RT, Chen YY, David S, Rasmus D, Gerdts N, Ross A, Katz L, Herwaldt LA. Risk factors for groin wound infection after femoral artery catheterization: a case-control study. Infect Control Hosp Epidemiol [Internet]. 2006 Jan [cited 2007 Jan 5]; 27(1):34-7. Available from: <http://www.journals.uchicago.edu/ICHE/journal/issues/v27n1/2004069/2004069.web.pdf>

Richardson ML. Approaches to differential diagnosis in musculoskeletal imaging [Internet]. Version 2.0. Seattle (WA): University of Washington School of Medicine; c2000 [revised 2001 Oct 1; cited 2006 Nov 1]. Available from: <http://www.rad.washington.edu/mskbook/index.html>

Статьи, принятые к печати:

Горский, Г.А. О необходимости радиационного обследования зданий после окончания строительства, капитального ремонта или реконструкции / Г.А. Горский, А.В. Еремин, И.П. Стамат // Радиационная гигиена. – 2010. – Т. 3, № 1. – Деп. 10.02.2010 г.

Патенты:

Пат. № 2268031 Российская Федерация, МПК А61Н23.00. Способ коррекции отдаленных последствий радиационного воздействия в малых дозах / Карамуллин М.А., Шутко А.Н., Сосюкин А.Е. и др.; опубл. 20.01.2006, БИ № 02.

Патенты на английском языке:

Cho ST, inventor; Hospira, Inc., assignee. Microneedles for minimally invasive drug delivery. United States patent US 6,980,855. 2005 Dec 27.

Poole I, Bissell AJ, inventors; Voxar Limited, assignee. Classifying voxels in a medical image. United Kingdom patent GB 2 416 944. 2006 Feb 8. 39 p.

Из газеты:

Фомин, Н.Ф. Выдающийся ученый, педагог, воспитатель / Н.Ф. Фомин, Ф.А. Иванович, Е.И. Веселов // Воен. врач. – 1996. – № 8 (1332). – С. 5.

Фомин, Н.Ф. Выдающийся ученый, педагог, воспитатель / Н.Ф. Фомин, Ф.А. Иванович, Е.И. Веселов // Воен. врач. – 1996. – 5 сент.

Диссертация и автореферат диссертации:

Фенухин, В.И. Этнополитические конфликты в современной России: на примере Северо-Кавказского региона : дис.... канд. полит. наук: защищена 22.01.02 : утв. 15.07.02. / Фенухин В.И. – М., 2002. – 215 с. – 04200201565.

Кадука, М.В. Роль грибов в формировании дозы внутреннего облучения населения после аварии на Чернобыльской АЭС : автореф. дисс. ... канд. биол. наук / Кадука М.В. – Обнинск, 2001. – 23 с.

Диссертация и автореферат диссертации на английском языке:

Jones DL. The role of physical activity on the need for revision total knee arthroplasty in individuals with osteoarthritis of the knee [dissertation]. [Pittsburgh (PA)]: University of Pittsburgh; 2001. 436 p.

Roguskie JM. The role of Pseudomonas aeruginosa 1244 pilin glycan in virulence [master's thesis].

23. Второй список литературы (References) полностью соответствует первому списку литературы. При этом в библиографических источниках на русском языке фамилии и инициалы авторов, а также название журнала и издания должны быть транслитерированы. Название работы (если требуется) переводится на английский язык и/или транслитерируется. Иностранные библиографические источники из первого списка полностью повторяются во втором списке. Более подробно правила представления литературных источников во втором списке представлены ниже.

Примеры:

Книги (фамилия и инициалы автора транслитерируются, название, место издания и название издательства переводится на английский язык)

Lobzin Yu.V., Uskov A.N., Yushchuk N.D. Ixodes tick-borne borreliosis (etiology, epidemiology, clinical manifestations, diagnosis, treatment and prevention): Guidelines for Physicians. Moscow; 2007 (in Russian).

Из журналов (фамилия и инициалы автора транслитерируются, название статьи не приводится, название журнала транслитерируется)

Kondrashin A.V. Meditsinskaya parazitologiya i parazitarnyye bolezni. 2012; 3: 61-3 (in Russian).

Диссертация (фамилия и инициалы автора транслитерируются, название диссертации транслитерируется, дается перевод названия на английский язык, выходные данные транслитерируются)

Popov A.F. Tropicheskaya malyariya u neimunnykh lits (diagnostika, patogenez, lecheniye, profilaktika) [Tropical malaria in non-immune individuals (diagnosis, pathogenesis, treatment, prevention)] [dissertation]. Moscow (Russia): Sechenov Moscow Medical Academy; 2000. 236 p (in Russian).

Патенты (фамилия и инициалы авторов, название транслитерируются)

Bazhenov A.N., Ilyushina L.V., Plesovskaya I.V., inventors; Bazhenov AN, Ilyushina LV, Plesovskaya IV, assignee. Metodika lecheniia pri revmatoidnom artrite. Russian Federation patent RU 2268734; 2006 Jan 27 (in Russian).

Из сборника конференций (тезисы) (фамилия и инициалы автора транслитерируются, название тезисов транслитерируется и дается перевод названия на английский язык, выходные данные конференции транслитерируются и дается перевод названия на английский язык)

Kiryushenkova VV, Kiryushenkova SV, Khramov MM, et al. Mikrobiologicheskii monitoring vzbuditeley ostrykh kishhechnykh infektsiy u vzroslykh g. Smolenska [Microbiological monitoring of pathogens of acute intestinal infections in adults in Smolensk]. In: Materialy mezhdunarodnogo Yevro-aziatskogo kongressa po infektsionnym boleznyam [International Euro-Asian Congress on Infectious Diseases]. Vol.1. Vitebsk; 2008. P. 53. (in Russian).

Boetsch G. Le temps du malheur: les representations artistiques de l'epidemie. [Tragic times: artistic representations of the epidemic]. In: Guerci A, editor. La cura delle malattie:

itinerari storici [Treating illnesses: historical routes]. 3rd Colloquio Europeo di Etnofarmacologia; 1st Conferenza Internazionale di Antropologia e Storia della Salute e delle Malattie [3rd European Colloquium on Ethnopharmacology; 1st International Conference on Anthropology and History of Health and Disease]; 1996 May 29-Jun 2; Genoa, Italy. Genoa (Italy): Erga Edizione; 1998. P. 22-32. (in French).

Ответственность за правильность изложения библиографических данных возлагается на автора.

Все статьи печатаются в журнале бесплатно.

Статьи направляются по адресу: 197101, г. Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8, ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В.Рамзаева». Редакция журнала «Радиационная гигиена» и по e-mail: journal@niirg.ru.

Справки по телефону: (812) 309-56-72 (доб. 105) и (812) 233-50-16 (редакция журнала «Радиационная гигиена»). Факс: (812) 233-53-63, 233-42-83.