

СЕКЦИЯ: РАДИОЭКОЛОГИЯ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ (РАДИОЭКОЛОГИЯ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ, РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОПРОВОЖДЕНИЕ СТРОИТЕЛЬСТВА)

ПРОБЛЕМЫ РАДОНОБЕЗОПАСНОСТИ В СЕВЕРНЫХ ОБЛАСТЯХ КАЗАХСТАНА

Д.Ш. Бердымбаева, М.М. Бахтин

АО «Медицинский университет Астана», Республика Казахстан, г. Астана

Введение

Казахстан относится к числу стран с напряженной радиоэкологической обстановкой, что обусловлено двумя основными причинами. Во-первых, Республика Казахстан обладает одной из крупнейших в мире сырьевой базой природного урана и, во-вторых, на протяжении 40 лет являлась главным полигоном Советского Союза по проведению ядерных испытаний, повлекших за собой негативные изменения окружающей среды.

Бывшая Северо-Казахстанская урановорудная провинция расположена на территории Акмолинской и Северо-Казахстанской областей Казахстана. Здесь сосредоточены 34 месторождения и 19 рудоуправлений урана. Общий объем накопленных радиоактивных отходов составляет более 54,5 млн. м³.

К основными источникам радона относятся:

- рудное сырье (урановые, редкоземельные руды и некоторые другие);
- тектонические разломы;
- вода из радононосных водоисточников;
- строительные материалы из высокордиоактивных пород;
- почвы и грунты, сформировавшиеся из высокордиоактивных горных пород, либо перекрывающие разломные радононосные системы. К этим породам следует отнести магматические породы, в особенности, гранитоидного ряда.

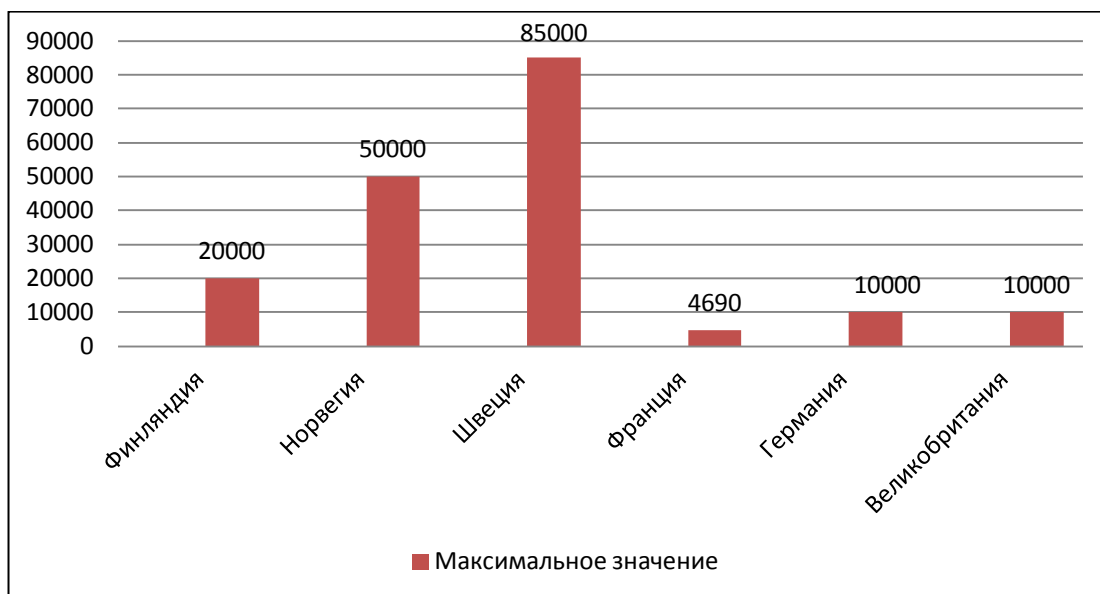
Основными критериями выделения радоноопасных зон являются:

- Отсутствие развития чехла рыхлых отложений.
- Присутствие магматических образований преимущественно кислого ряда.
- Наличие проявления долгоживущей подновленной и молодой тектоники.
- Наличие урановых месторождений, проявлений и радиоактивных аномалий.
- Наличие водоисточников с радонопроявлениями.
- Наличие проявлений высокой концентрации радона в помещениях поселков и городов.

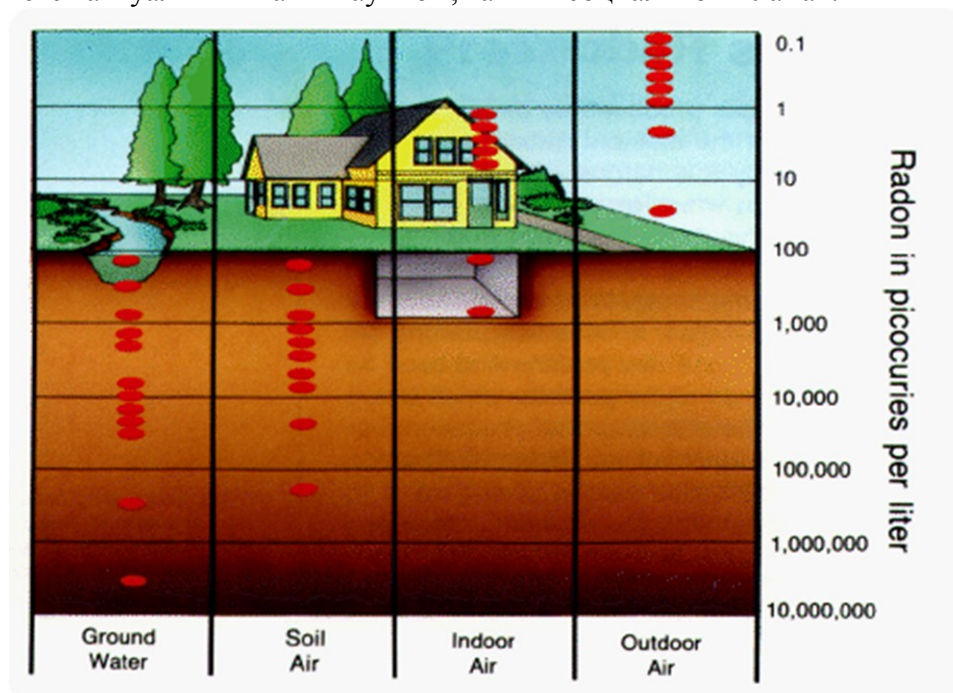
Согласно расчетам Британского бюро защиты от радиации, в Великобритании ежегодно погибают 2500 человек от рака легких, вызванного радиоактивным газом радоном. По данным Агентства окружающей среды, в США ежегодно около 20 тыс. онкологических заболеваний инициируется радоном и продуктами его распада. Также остра проблема радиологического воздействия радона на население в Швейцарии, Швеции, Финляндии и Австрии.

По данным Международного комитета по радиационной защите, средняя объемная активность (ОА) радона в жилище различных странах мира не высока и варьирует от 3 до 160 Бк/м³. В частности, в странах Западной Европы эти уровни в среднем составляют от

10 до 74 Бк/м³, хотя в ряде районов Великобритании и Швейцарии максимальная ОА радона в жилище достигает 10000 Бк/м³, а в Норвегии и Швеции – 50000 и 85000 Бк/м³ соответственно.



Отсутствие мониторинга радиационного загрязнения окружающей среды не позволяет прогнозировать отдаленные последствия переобучения отдельных категорий населения и своевременно проводить санитарно-гигиенические и рекультивационные работы. Эти негативные изменения влияют на среду обитания населения – почву, флору и фауну, природные воды, приземный слой атмосферы. В настоящее время назрела необходимость количественного определения масштабов и степени воздействия этих факторов на население путем их детального изучения, как по регионам Казахстана, так и во времени. Определение степени радиационной безопасности населения Республики Казахстан является актуальным как в научном, так и в социальном планах.



Целью настоящей работы явилось изучение эколого - радиационной обстановки в уранодобывающих регионах Северного Казахстана.

Материал и методы

Для проведения полевых исследований с радиометрической съемкой были выбраны в Акмолинской области населенные пункты - Аксу, Заводской, Кварцитка, прилегающие к действующему Степногорскому горно-химическому комбинату (СГХК) и в Северо-Казахстанской области населенный пункт Саумалколь, расположенный в 5 км от законсервированного рудоуправления № 5 Целинного горно-химического комбината. В качестве контроля определены населенные пункты Бибакан, Булакты, Екпинди, Токжайлау Алакульского района Алматинской области.

Проводились измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД), плотности потоков α – и β - частиц и эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) дочерних продуктов изотопов радона ^{222}Rn и ^{220}Rn в жилых помещениях населенных пунктов. Радиометрические измерения проводились дозиметром «РКС-01-Соло» и радоновым монитором «Рамон-02». Для определения координат был использован спутниковый навигационный прибор Garmin, который позволяет определять местоположение точек в географической системе координат. Пешеходная гамма-съемка на территории населенных пунктов проводилась по сети 500 x 500 м. с детализацией на участках радиоактивного загрязнения. На каждом из выявленных участков проводилась детальная гамма-съемка по сети 1x1м. с измерением гамма-фона, альфа- и бета-излучения.

Значения МЭД и ЭРОА радона в жилых помещениях



Результаты и их обсуждение

Поселок Саумалколь расположен на северо-западном берегу озера Саумалколь. В 5-ти километрах к северо-западу находится отработанный урановый рудник. На северной окраине поселка в непосредственной близости от железнодорожной станции расположен карьер строительных материалов (щебня). Для прогнозной оценки влияния продукта распада уранового ряда изотопа радона проведена радонометрия в помещениях вблизи

карьера и рудника. В непосредственной близости к карьеру на ул. Энергетиков в погребах отмечается ЭРОА радона со значениями более 6000 Бк/м^3 , при ПДК – 200 Бк/м^3 . В результате проведенного радиоэкологического обследования населенного пункта Саумалколь выявлены высокие значения гамма-поля в пределах уранового рудника, строительного карьера и в 4-х локальных участках (рисунок 1).

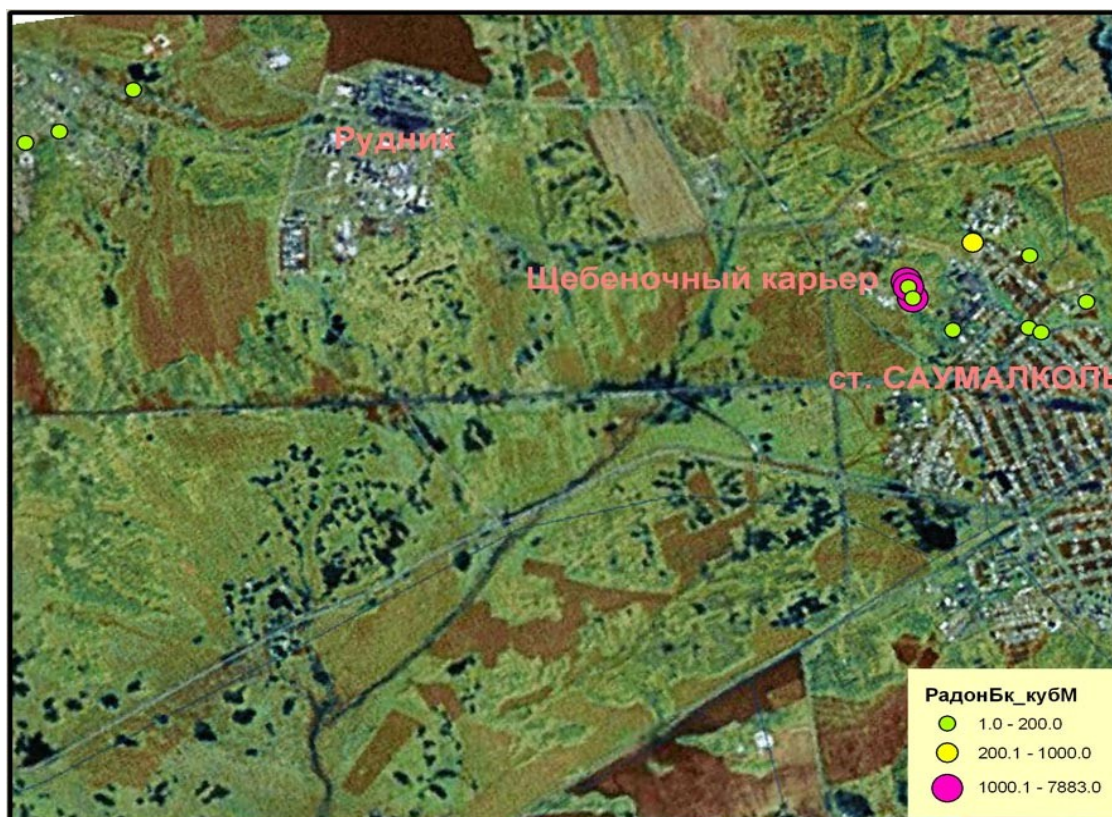


Рис. 1. Результаты гамма-съемки

Отмечена взаимосвязь между локальными пятнами радиоактивного загрязнения в поселке и строительным карьером; в непосредственной близости к карьеру на ул. Энергетиков.

В поселке Аксу концентрация радона в административных зданиях превышает в 4 раза, а в частном секторе в 5 раз по сравнению с нормами радиационной безопасности. В частном секторе в районе отработанного карьера поселка Саумалколь выявлен высокий уровень концентрации радона, который превышает в 21 раз по сравнению с нормой.

Результаты, полученные по измерениям эквивалентной равновесной объемной активности радона:

Содержания радона в жилых помещениях пп. Аксу, Заводской варьирует в диапазоне от 1 до 310, при среднем значении 75 Бк/м^3 ;

Содержания радона в подвальных помещениях и погребах пп. Аксу, Заводской варьирует в диапазоне от 8 до 635, при среднем значении 185 Бк/м^3 ;

Содержания радона в жилых помещениях п. Саумалколь варьирует в диапазоне от 330 до 7990, при среднем значении 3100 Бк/м^3 ;

Содержания радона в подвальных помещениях и погребах п. Саумалколь варьирует в диапазоне от 660 до 2880, при среднем значении 1600 Бк/м^3 .

Полученные значения МЭД гамма-излучений 4 населенных пунктов территорий Алакульского района Алматинской области не превышают среднереспубликанских фоновых уровней. ЭРОА радона внутри помещения варьирует от 1 до 77 Бк/м^3 .

Таким образом, из проведенных исследований следует, что в населенном пункте Саумалколь выявлены участки с повышенным уровнем интенсивности гамма-излучения до 0,90 мкЗв/час. В ряде обследованных жилых помещениях (п. Саумалколь, Аксу) выявлена аномально высокая активность радона, вероятно, связанная с применением местных строительных материалов, содержащих повышенные концентрации естественных радионуклидов. Обнаруженные локальные участки радиоактивного загрязнения почвы внутри поселка Саумалколь и аномально высокие концентрации радона в жилых помещениях поселка Саумалколь требуют принятия соответствующих мероприятий в целях радиационной безопасности населения.

ВАРИАЦИИ ПЛОТНОСТИ ПОТОКА РАДОНА ИЗ ПОЧВЫ В КОНТРОЛЬНОЙ ТОЧКЕ НА ТЕРРИТОРИИ Г. КРАСНОЯРСКА

В.А. Воеводин, С.А. Кургуз

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

Радон-222 является радиоактивным газом, поступающим в помещение в основном из почвы под зданием и стеновых ограждений, который служит основным природным источником облучения человека. По данным НКДАР ООН средняя годовая эффективная доза, обусловленная вдыханием радона и продуктов его распада, составляет половину дозы от всех природных источников ионизирующего излучения. Исходя из этого, изучение вариаций выделения радона из почв в зависимости от погодных условий является одной из важных проблем.

По инициативе Регионального радиологического центра на базе отделения радиометрии радона ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае» с середины 2001 г было организовано систематическое наблюдение за величиной плотности потока радона (ППР) из почвы в контрольной (фоновой) точке, расположенной по адресу: г. Красноярск, Октябрьский район, ул. Сопочная, д. 38. Реализация подобного шага была продиктована необходимостью уточнить качественную картину возможных сезонных вариаций величины ППР из почвы на участке, расположенном преимущественно вне зоны влияния радоновой аномалий и, по-возможности, дать им количественную оценку, применительно к решению практических задач.

Открытый участок площадью 4 м² (2×2 м) для контрольной точки характеризовался на тот момент минимальным (по крайней мере, в течение предыдущих 10 лет) антропогенным воздействием и выбор был обусловлен его расположением в отдалении от интенсивных транспортных потоков и инженерных подземных коммуникаций, а также от зон разрывных геологических нарушений (разломов), наличие которых характерно для территории г. Красноярска [1, 2]. Местоположение контрольной точки наблюдения на территории города показано на рис. 1.

Осадочные породы, развитые в этом районе, представлены преимущественно галечниками, песками и суглинками мощностью до 30...50 м с рядовыми содержаниями радия-226 и, как показали предварительно выполненные измерения, выбранный и близлежащие участки характеризуется относительно невысокими значениями плотности потока радона-222 из почвы.

Инструментальные измерения ППР в контрольной точке выполнялись методом пассивной сорбции при помощи измерительного комплекса для мониторинга радона «КАМЕРА», согласно требованиям «Методики измерения плотности потока радона с поверхности земли и строительных конструкций», разработанных НТИЦ «Нитон», (г. Москва). В качестве пассивного пробоотборника применялась штатная накопительная камера НК-32 (∅90×70), содержащая внутри рабочий (сорбирующий) слой активированного угля марки СКТ-03 массой 5±0,2 г, который пересыпается из сорбционной колонки СК-13 перед установкой камеры. Сверху на НК-32 устанавливалась

защитная СК-13 с крышкой, предохраняющая рабочий слой угля от поступления радона из атмосферы и осадков. При каждом измерении в контрольной точке одновременно устанавливались три накопительных камеры с навеской активированного угля в вершинах равнобедренного треугольника со сторонами 1 м. Продолжительность экспонирования каждой составляла не менее 3 ч [3]. Измерение активности радона в каждой навеске угля осуществлялось по бета-излучению короткоживущих дочерних продуктов распада радона (^{214}Pb и ^{214}Bi), находящихся в состоянии радиоактивного равновесия с газом, сорбированным в угле, и производилось спустя не менее чем 3 ч с момента окончания экспонирования. Величина ППР из почвы оценивалась, как среднее из трех полученных значений.

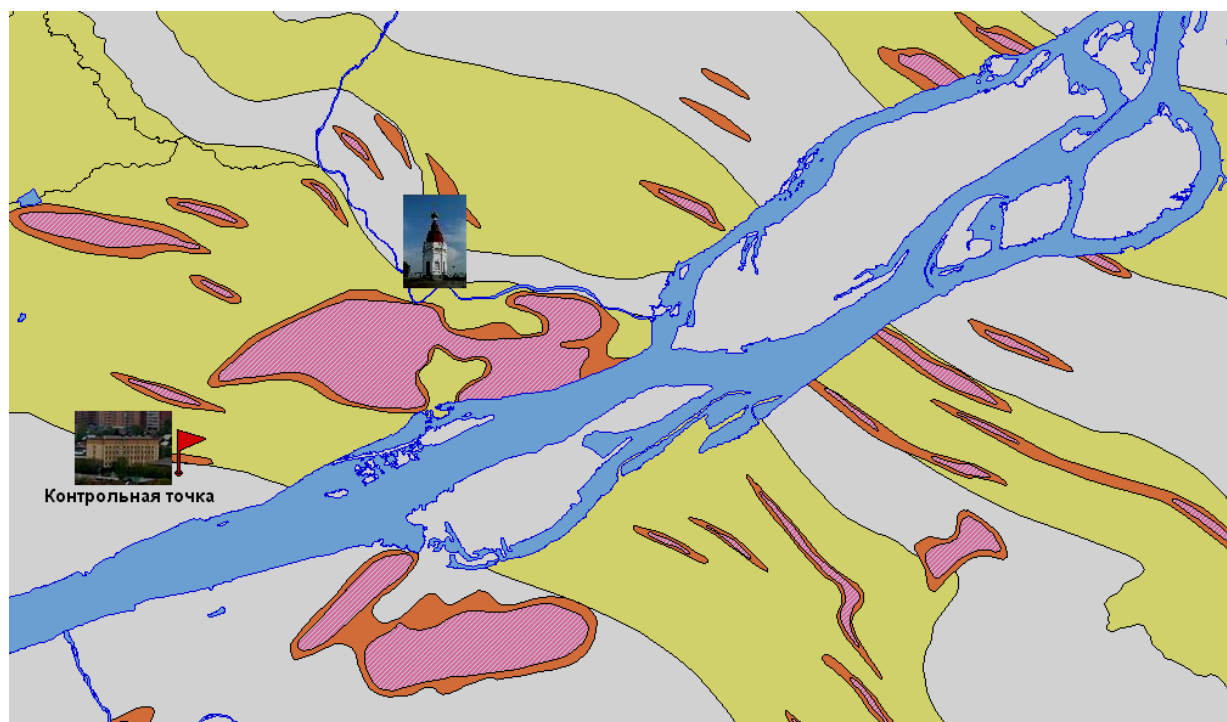




Рис.1. Радоноопасные зоны территории г. Красноярск (состояние на июнь 2006 г) и расположение контрольной точки наблюдения (ул. Сопочная, д. 38). Составители: В.А. Четкин (*ЛРК ООО «Геола»*), А.В. Акимова, С.А. Кургуз, В.А. Воеводин (*ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае»*).

-  – радоноопасные зоны с ЭРОА радона в воздухе помещений более 100 Бк/м^3 ;
-  – радоноопасные зоны с ЭРОА радона более 200 Бк/м^3

Для оценки корректности и точности получаемых данных в дополнение к вышеописанному неоднократно проводились инспекционные измерения ППР из почвы с привлечением радоновых монитор-дозиметров «AlphaGUARD PQ 2000» (Genitron Instruments GmbH, Германия), один из которых был метрологически проверен в качестве рабочего эталона.

Инструментальные измерения в контрольной точке выполнялись каждые 1-2 суток, (реже 3-4 суток) преимущественно в холодный период и периоды межсезонья с обязательной регистрацией климатических показателей среды (температура воздуха и верхнего слоя почвы, влажности, атмосферного давления, наличия осадков и скорости ветра).

К середине 2005 г работы на данной конкретной контрольной точке были свернуты в силу ряда объективных причин.

Общая картина вариаций ППР из почвы в течение года в данной контрольной точке в целом подтверждается данными разных лет. Отличия показателей не существенны, за исключением имеющих частностей, о характере которых будет сказано ниже.

Характерные результаты многомесячных наблюдений за ППР из почвы показаны на рис. 2. Они охватывают практически три сезона года – осень, зиму и весну. Разброс данных довольно велик, однако его удалось достаточно надёжно (коэффициент детерминации равен 0,63) аппроксимировать полиномом пятого порядка, который наглядно показывает годовой ход изменчивости ППР из почвы.

Для удобства в практической работе целесообразно выделить осенний (сентябрь-октябрь), зимний (ноябрь-февраль) и весенний (март-май) периоды, приписав каждому из них один средний показатель ППР (рис. 2). Средняя величина ППР (без учета аномально высоких значений свыше 80 мБк/(м²·с)) за все время наблюдения (сентябрь – март) составила 32 мБк/(м²·с).

Хорошо видно, что показатель для зимнего периода существенно меньше, чем средние значения для других периодов.

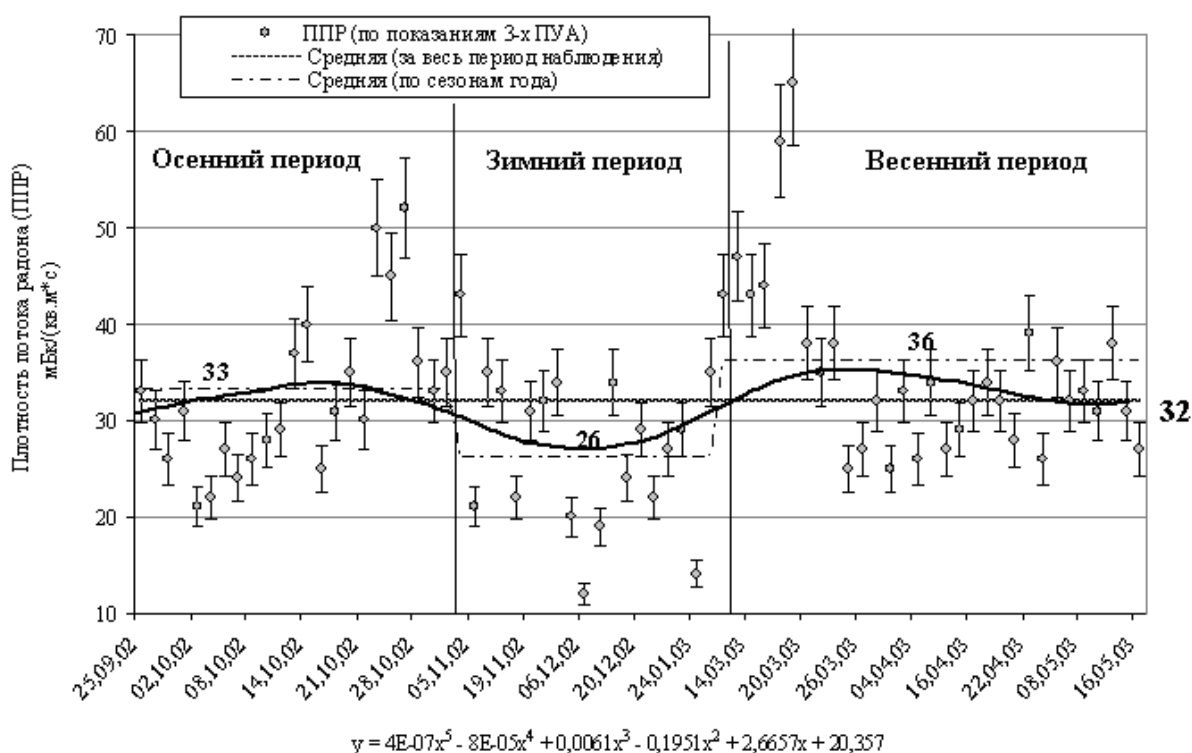


Рис. 2. Результаты долговременных наблюдений за плотностью потока радона из почвы на контрольной точке (без учета экстремальных значений)

Коэффициент пересчета между осенним и зимним периодами составил 1,27, а между зимним и весенним периодами - 1,38. Между собой эти коэффициенты отличаются меньше, чем на 10 %, поэтому считаем, что методически оправданным шагом будет являться – введение повышающего коэффициента пересчета для зимнего периода, равного 1,3.

Причина понижения значений ППР из почвы в зимний период, как нам кажется, заключается в промерзании почво-грунта в контрольной точке. Это подтверждается результатами неоднократных наблюдений за вариациями ППР из грунтового основания в подвале (-9 м) близлежащего здания и из почвы возле внешней стены (0 м) здания, дополнительно организованных в разные периоды года и проводящихся параллельно наблюдениям в контрольной точке, находящейся в 15 м от здания. Таким образом, мы

имели возможность сопоставить данные для контрольной и дополнительной точек и оценить степень влияния такого фактора, как промерзание грунта, по разнице значений ППР на открытом участке и в подвале здания, где промерзание грунта исключалось. Результаты подобных наблюдений показаны на рис. 3. Значения ППР, полученные на открытом участке и в подвале здания, имеют хорошую корреляцию, но существенно отличаются между собой в период устойчивых низких суточных температур (ниже -7°C) наружного воздуха (с 13.11.02 г) и практически равны в начальный период наблюдения, когда среднесуточная температура была выше. Отношение средних значений ППР (48 и 36 мБк/($\text{м}^2\cdot\text{с}$) соответственно) составила 1,33 и практически равна значению вышеописанного повышающего коэффициента, полученного для контрольной точки.

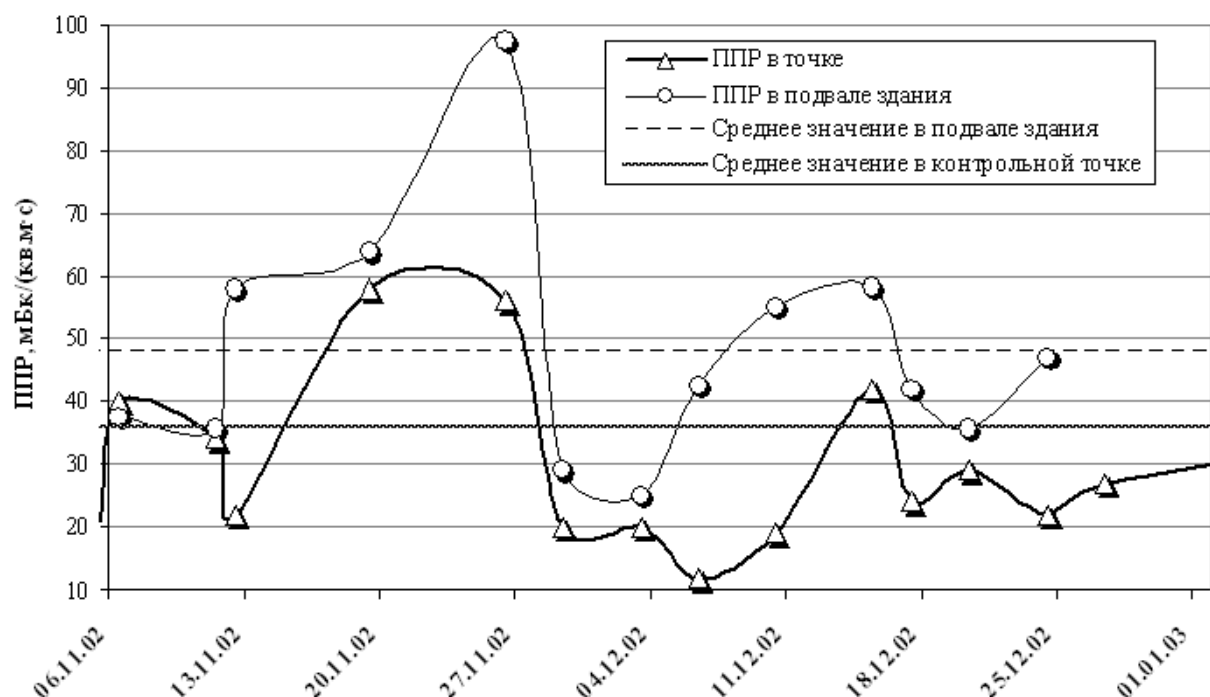


Рис. 3. Результаты совместных наблюдений за плотностью потока радона на грунтовом основании здания и из почвы возле здания

Обращает на себя внимание, что при выполнении инструментальных измерений ППР из почвы в контрольной точке неоднократно отмечались периоды кратковременных и интенсивных изменений ППР. При этом в течение нескольких суток можно наблюдать как аномально высокие (свыше $80 \text{ мБк}/(\text{м}^2\cdot\text{с})$), так и низкие величины ППР, отличающиеся от средних значений, полученных в результате многомесячных наблюдений, в несколько раз. Причины подобных краткосрочных межсезонных вариаций интенсивности радоновыделения из почвы не могут в полной мере быть объяснены влиянием поведения атмосферного давления или возможной связью с фактами землетрясений на территории ближайших регионах. Чаще всего подобные вариации ППР из почвы приурочены к периодам смены холодного и теплого сезонов года [4].

На рис. 4 показаны примеры подобных вариаций ППР из почвы связанных с изменениями температуры воздуха в тени (среднее значение за время единичного экспонирования). На графиках видно, что наибольший разброс регистрируемых значений ППР из почвы ($19 \dots 227 \text{ мБк}/(\text{м}^2\cdot\text{с})$) приходится на интервал температур от -5 до $+5^{\circ}\text{C}$, характерных для периодов «октябрь-ноябрь» и «март-апрель». Продолжительность каждого из подобных периодов чаще всего не превышает 2 недель и тем они короче, чем интенсивнее перепады температуры в течение суток. Наличие подобных периодов позднее неоднократно подтверждалось результатами наблюдений в других контрольных точках,

расположенных на территории г. Красноярска по обоим берегам р. Енисей и зачастую удаленных друг от друга на десятки километров.

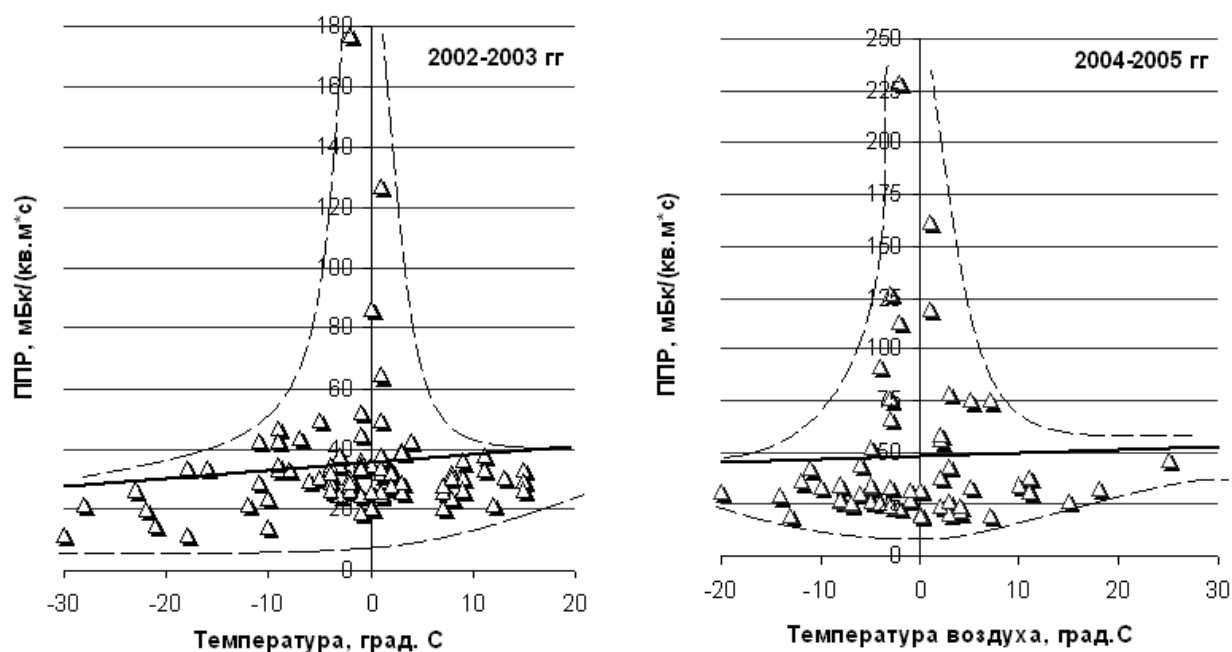


Рис. 4. Повышение величины ППР из почвы с ростом температуры среды

На наш взгляд, причиной подобных межсезонных вариаций ППР из почвы является активная т.н. «перестройка» почво-грунтов, когда в течение суток дневная поверхность испытывает неравномерное воздействие значительного перепада температур, в результате чего создаются кратковременные условия для образования сети трещин в слое промерзшего грунта и интенсивной миграции в почве влаги и радона. Обводненность почвы в этом случае играет для почвенного радона экранирующую роль в теплое время суток, и выступает как фактор начального образования поверхностных трещин при замерзании почвенной влаги в холодное время суток.

Показательным также для этих периодов является значительный (до 50 % в выше) разброс значений ППР из почвы для точек, расположенных при экспонировании накопительных камер в непосредственной близости (1 м) друг от друга. Данная ситуация иллюстрируется характерным примером на рис. 5, где видно, что регистрация каждой из навесок угольного адсорбера (УА), одновременно экспонировавшейся на контрольной точке, существенно различаются друг от друга.

Таким образом, становится вполне реальной ситуация, когда та или иная территория, отводимая под строительство в периоды суточного воздействия перепадов температур в интервале от -5 до $+5$ $^{\circ}\text{C}$, может быть ошибочно признана радоноопасной и наоборот. Это может повлечь за собой как некорректный выбор требуемых противорадионных мероприятий или отказ от строительства вообще, так и возведение на заведомо радоноопасной территории объекта без противорадионной защиты. Поэтому мы считаем недопустимым в такие периоды выполнение каких-либо инструментальных измерений плотности потока радона из почвы на открытых участках.

Учитывая видимую на рис. 4 взаимосвязь величины ППР с температурой, мы попытались аппроксимировать распределение рядовых значений ППР (без учета аномалий) относительно температуры линейной зависимостью. С достаточной степенью достоверности, как оказалось полученные данные можно аппроксимировать функцией вида $Y=0,533x+34,471$ или вида $\text{ППР} = 34,47 + 0,53 \cdot t$. Очевидно, что ППР из почвы увеличивается в среднем на $5,3$ мБк/($\text{м}^2 \cdot \text{с}$) на каждые 10 $^{\circ}\text{C}$.

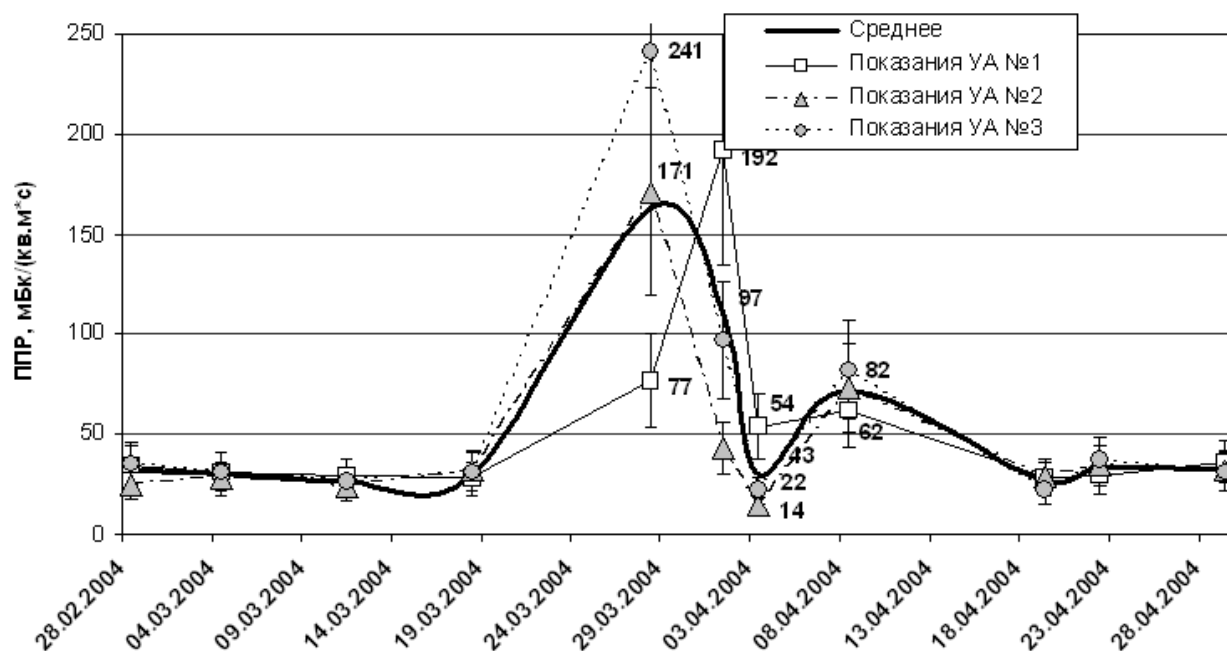


Рис. 5. Результаты долговременных наблюдений за плотностью потока радона из почвы на контрольной точке (показана относительная погрешность 30 %).

На сегодняшний день в радиоэкологической практике нет устоявшегося и единого мнения о сезонности изменений величины ППР из почво-грунтов, и точки зрения по данному вопросу у многих авторов, подкрепленных, как теоретическими изысканиями, так и практическими результатами, зачастую, диаметрально противоположны [5, 6, 7, 8]. Тем не менее, мы считаем, что в большинстве своем подобные отличия сведений могут быть объяснены разницей по глубине промерзания грунта для разных регионов. Ниже (рис. 6.) показана карта промерзания грунта для Европейской части России и Западной Сибири, и приведены сведения о глубинах промерзания для различных грунтов [9, 10].



Рис. 6. Схематическая карта глубины промерзания глинистых и суглинистых грунтов на территории Европейской части России и Западной Сибири (см) и сведения о глубине промерзания для разных видов грунтов

Раньше подобная карта была в СНиП 2.01.01-82 «Строительная климатология и геофизика», однако его упразднили, заменив на СНиП 23-01-99 – где ее уже нет. На представленном материале хорошо видно, что глубины промерзания, например суглинистых грунтов на территории Европейской части России и Западной Сибири, могут отличаться практически более чем в два раза, а в зависимости от вида грунта – и более.

Таким образом, можно говорить, что для территории г. Красноярска и Красноярского края промерзание грунта в зимний период года является объективным и характерным фактором снижения величины ППР из почвы в целом и существенно влияющим на кратковременные межсезонные изменения радоновыделения вплоть до экстремальных значений. Подобный фактор, по-видимому, для разных территорий из-за отличий базовых условий будет носить свой региональный характер.

Считаем необходимым и методически оправданным введение повышающего коэффициента пересчета полученных значений плотности потока радона в зимний период года (1,3 для г. Красноярска), а также нецелесообразным выполнение инструментальных измерений ППР из почвы на открытых участках в периоды межсезонья при температуре в интервале от -5 до + 5 °С.

Литература

1. Радоноопасность территории Красноярского края. Проблемы прогноза, обследования и принятия решений по ограничению облучения населения на примере г. Красноярска / Болотова М.В., Воеводин В.А., Коваленко В.В., Кургуз С.А. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. –Томск: Изд-во «Гантем-Арт», 2004. С. 88-91.

2. Акимова А.В. Районирование территории г. Красноярска по степени радоновой опасности / Акимова А.В., Воеводин В.А., Кургуз С.А. // XII Всероссийская конференция студентов-физиков и молодых ученых (ВНКСФ-12, Новосибирск): Материалы конференции / Новосиб. гос. ун-т. Новосибирск, 2006. С. 756-757.

3. Тарасов И.В. Инженерно-экологические изыскания. Определение минимального времени экспозиции угольных адсорберов при измерении ППР из грунта / Тарасов И.В., Назиров Р.А., Кургуз С.А. // Материалы IX Международной научно-практической конференции «Современные технологии в машиностроении. – Пенза: Изд-во НОУ «Приволжский Дом знаний», 2005. С. 189-192.

4. Данильченко О.В. Межсезонные кратковременные вариации величины плотности потока радона из почвы / Данильченко О.В., Юдакова Д.В., Кургуз С.А. // М81 Молодежь и наука: начало XXI века: Сб. материалов Всероссийской научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых: в 7ч. Ч.5 / Сост.: Дружинкин С.В.; МИОЦ ФГОУ ВПО «СФУ». – Красноярск, 2008. С 133-134.

5. Гулабянц Л.А., Заболотский Б.Ю. Сезонная вариация потока радона из грунта и оценка радоноопасности площади застройки // АНРИ. - 2004. - N 4(39). - С.46-50.

6. Яковлева В.С. Методы измерения плотности потока радона и торона с поверхности пористых материалов. Томский политехнический университет. – 2011 – С. 117-124.

7. Вариации плотности потока радона с поверхности почвы экспериментального полигона / Белецкая Ю.В., Крупный Г.И., Мамаев А.М., Расцветалов Я.Н. // АНРИ, 2010. - N 1. - С. 34-36.

8. Временные флуктуации плотности потока радона на территории Москвы / Маренный А.М., Петрова Т.Б., Микляев П.С., Маренный М.А., Пенезев А.В., Козлова Н.В. // АНРИ, 2011. - N 1. - С. 23-35.

9. URL: <http://www.smel-ltd.ru/smel/glubina.htm>.

10. URL: <http://www.sovetday.ru/plan/349-karta-glubiny-promerzaniya-grunta.html>.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА ТЕРРИТОРИИ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ В УРАНОДОБЫВАЮЩИХ РЕГИОНАХ

*А.А. Габдрахов, П.К. Казымбет, М.М. Бахтин,
Д.Ш. Бердымбаева, Е.Т. Кашкинбаев*

*Институт радиобиологических исследований АО «Медицинский университет Астана»,
Казахстан, г. Астана*

Предприятия урановой, горной и нефтедобывающей промышленности являются потенциальными источниками загрязнения объектов окружающей среды различными поллютантами, в том числе естественными радионуклидами [1,2,3].

Основные ресурсы урана эндогенных месторождений Казахстана сосредоточены в Северном регионе, где имеются 34 месторождений и 19 рудоуправлений урана. Объемы накапливающихся радиоактивных отходов уранодобывающих предприятий составляют 61 млн. тонн, а суммарная активность – 168,4 тыс. Ки [4].

Значительная часть территории Республики характеризуется высоким естественным радиационным фоном почв и горных пород в районах урановых, ториевых и редкометалльных рудных провинций и районов, а также широким распространением природных грунтовых и подземных вод с высокими содержаниями радионуклидов: Северо-Казахстанская, Бетпақдала-Чу-Илийская, Шу-Сарысульская, Сырдарьинская, Илийская рудные провинции, Прикаспийский урановорудный район. Большое количество очагов техногенного загрязнения природными радионуклидами в виде радиоактивных отвалов горных пород, хвостов рудообогатительных фабрик, сбросов природных и технологических вод при геологоразведочных и эксплуатационных работах на месторождениях урана, сопровождаемых активными процессами рассеяния, миграции и перераспределения радионуклидов, нарушения радиоактивного равновесия [5].

Степногорский горно-химический комбинат (СГХК) функционирует свыше 50 лет и является одним из крупных комплексов по производству закиси-окиси урана и других редких металлов. Радиоактивные отходы СГХК аккумулируются в хвостохранилище площадью 7,82 км², расположенное в 4 км севернее поселка Аксу и в 20 км севернее города Степногорска, где сконцентрированы отходы массой 44,17 млн. тонн, активностью 146,4 тыс. Кюри. В комплекс хвостового хозяйства входят три карты, две насосные станции, пульпопроводы, каменно-набросные дамбы, двух уровневая дренажная система, три дренажные насосные станции и противофильтрационный экран под картой №2 [6].

По результатам исследования Института радиобиологических исследований АО «Медицинский университет Астана» за санитарно-защитной зоной хвостохранилища СГХК, на северной окраине, был выявлен участок размером 500x3000 м, где МЭД составил от 0,25 до 0,80 мкЗв/час. Для почв радиоактивно-аномальных участков характерно резкое повышение удельной активности естественных радионуклидов ²³²Th, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ²³⁸U с превышением контрольного уровня на 1-3 порядка [7].

Целью настоящей работы явилась оценка радиационной обстановки территории населенных пунктов, находящиеся на расстоянии 20-120 км от хвостохранилища Степногорского горно-химического комбината.

Материал и методы исследования. Для оценки радиационной обстановки населенных пунктов (Карабулак, Ивановский, Кенес, Дамса, Шортанды, Елизаветинка), находящиеся на расстоянии 20-120 км от хвостохранилища Степногорского горно-химического комбината проводили авто- и пешеходную гамма-съемку (рисунок 1).

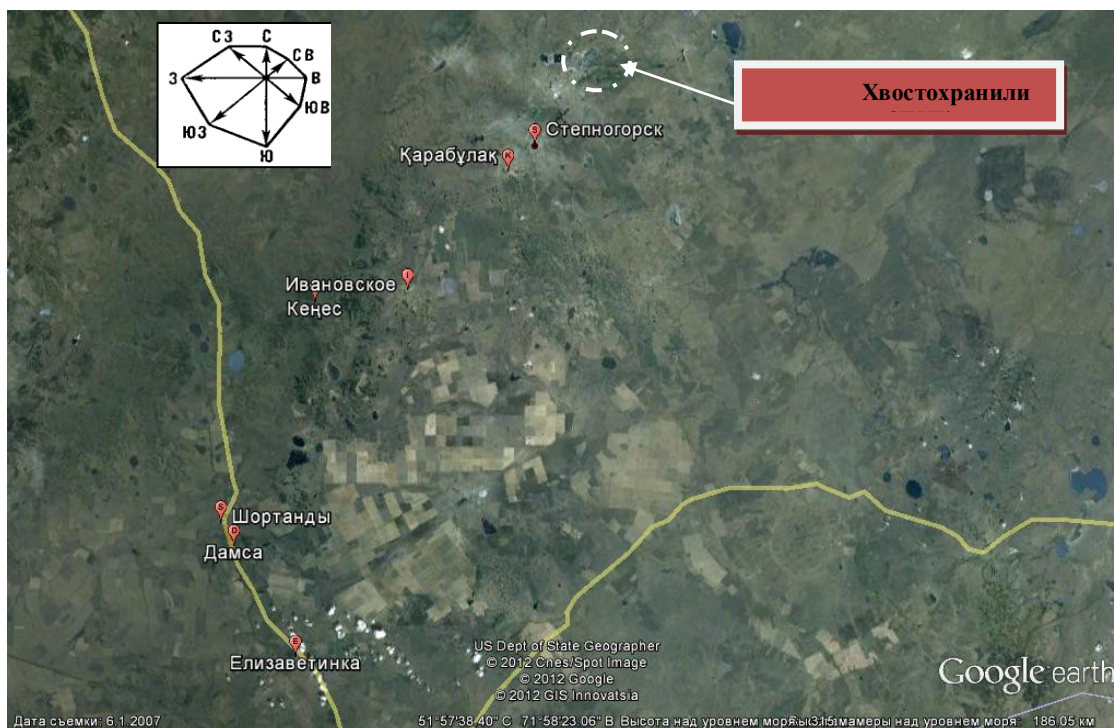


Рис. 1. Карта – схема исследованных населенных пунктов

Разведочная гамма-съемка исследуемых территории населенных пунктов проводилась с помощью передвижной радиологической лабораторией «Гамма Сенсор», который позволяет обнаружить аномальные радиоактивные участки с экспресс – анализом спектрального состава радиоактивного загрязнения с привязкой к географическим координатам местности и имеет следующие отличительные свойства:

Обнаружение и локализация радиоактивных источников и загрязнений;

Автоматическое введение база данных с записью мощности дозы, спектрального состава радиоактивных загрязнении, времени измерения, географических координат с последующим картографированием местности;

Сигнализация о превышении установленных порогов по мощности дозы.

Пешеходные радиометрические измерения проводились дозиметрами «РКС-01-Соло» и «Эко-рад». Мощность эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения на территории населенных пунктов проводили согласно методике «Методика измерения гамма-фона территорий и помещений», утвержденной заместителем главного государственного санитарного врача от 06.08.1997 г.

По результатам автомобильной гамма-съемки были выделены участки исследованных населенных пунктах с высоким значением МЭД гамма-излучения для дальнейшей пешеходной гамма-съемки. На каждом из выявленных участков проводилась детальная пешеходная гамма-съемка по сети 1х1м. с измерением гамма-фона. При проведении автомобильной гамма-съемки внутри поселков и по их периметрам было обследовано: Карабулак - 153 точек, Ивановский - 53 точек, Кеңес - 88 точек, Дамса - 57 точек, Шортанды - 59 точек, Елизаветинка - 101 точек.

Результаты и обсуждение. Результаты автомобильной гамма съемки показывают, что на территории исследуемых населенных пунктов значения измеренных величин МЭД гамма-излучения расположены в диапазоне от 0,11 до 0,40 мкЗв/час при местном фоновом значений 0,12-0,16 мкЗв/ч (рисунок 2).

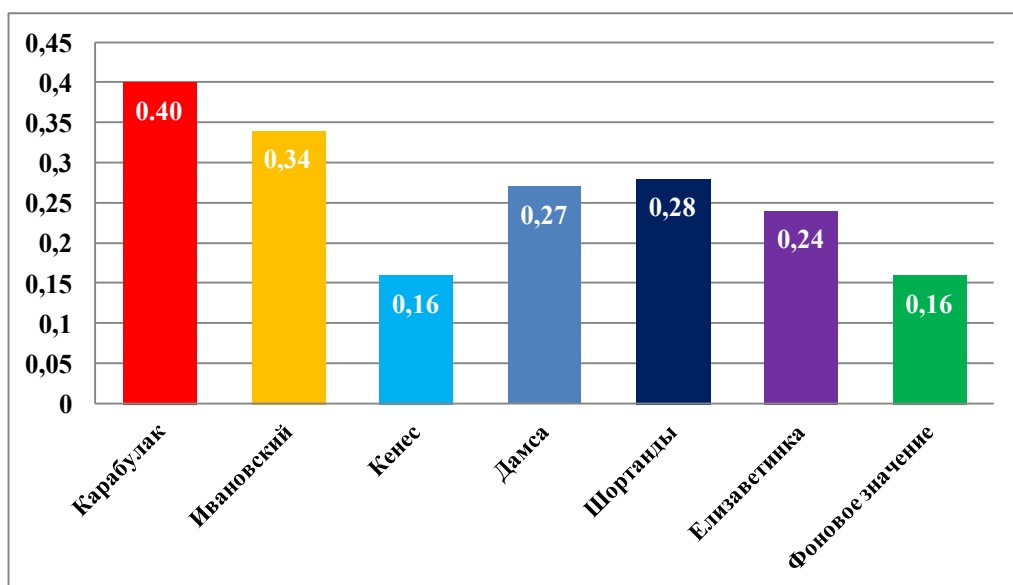


Рис. 2. Значение МЭД гамма-излучения на территории населенных пунктов (мкЗв/час)

В ходе обследования в поселке Карабулак обнаружен аномальный участок с площадью 60 м², где МЭД гамма-излучения варьирует от 0,32 до 0,40 мкЗв/ч (рисунок 3).

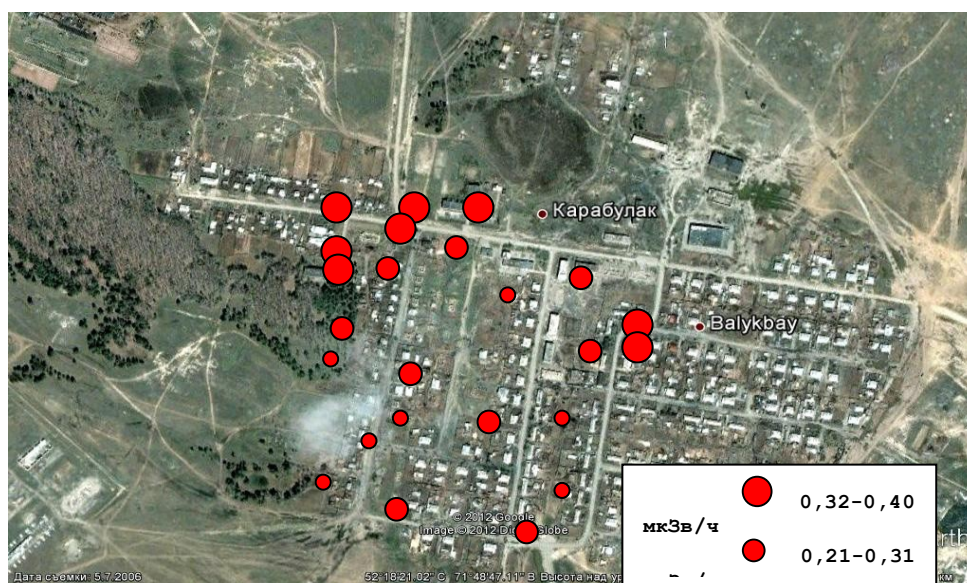


Рис. 3. Распределение МЭД гамма-излучения на территории п. Карабулак

В таблице 1 представлены результаты определения радионуклидного состава в поверхностных пробах почвы населенных пунктов.

В результате определения радионуклидного состава в поверхностных пробах почвы территорий населенных пунктов выявлено, что активность тория-232 варьирует от 0,02 до 0,86 Бк, радия-226 от 0,52 до 0,91 Бк, калия-40 от 0,83 до 2,59 Бк, цезия-137 от 1,47 до 4,08 Бк.

Таблица 1. Концентрация радионуклидов в поверхностных пробах почвы

Населенный пункт	Максимальные концентрации радионуклидов (Бк)				
	Th ²³²	Ra ²²⁶	K ⁴⁰	Cs ¹³⁷	Другие
Карабулак	0,11±0,04	0,91±0,3	2,59±0,86	4,08±1,36	15,4±5,1
Ивановский	0,07±0,02	0,71±0,24	1,57±0,52	3,01±1	13,1±4,4
Кенес	0,19±0,06	0,53±0,18	0,83±0,28	1,47±0,49	6,96±2,32
Дамса	0,02±0,006	0,73±0,24	0,98±0,33	3,07±1,02	9,97±3,3
Шортанды	0,04±0,01	0,59±0,2	1,56±0,52	3,08±1,02	8,66±2,9
Елизаветинка	0,86±0,29	0,52±0,17	1,3±0,4	2,3±0,77	9,63±3,21

Выводы

1. Из 6 исследованных населенных пунктов в одном (п.Карабулак) обнаружен локальный, загрязненный участок с мощностью эквивалентной дозы гамма-излучений до 0,40 мкЗв/ч.

2. В спектре радионуклидов в загрязненном участке ²²⁶Ra составил 18 %, ⁴⁰K – 8 %, ¹³⁷Cs – 10 % и для остальных радионуклидов – 64 % и требует вмешательства, проведения природоохранных и санитарно-гигиенических мероприятий.

Литература

1. Дричко В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов// Итоги науки и техники. ВИНТИ. Радиационная биология. –1983. -№4. – С.66-98.
2. Ионизирующее излучение. Источники и биологические эффекты//Доклады за 1982г. Генеральной ассамблее НКДАР ООН. - Нью-Йорк.-1982.-Т.1.-821 с.
3. Козлова А.А., Швецов С.Г. Радиоактивные элементы в почвах южного предбайкалья // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» Томск 2004 г. 18-22 октября. С.272-275.
4. Язиков В.Г. Урановые ресурсы Республики Казахстан // Уран и ядерная энергетика. - Лондон. Изучение уранового института, 1993. – С.132-1137.
5. Пресс-релиз АО НК «Казатомпром», 2009 (www.kazatomprom.kz)
6. Казымбет П.К., Имашева Б.С., Бахтин М.М. Радиоэкологическое состояние природных объектов вокруг уранодобывающих предприятий Акмолинской области//Журнал Медицинская радиология и радиационная безопасность.2006.-С. 22-27.
7. Казымбет П.К., Белоног А.А., Имашева Б.С., Бахтин М.М., Асылбеков М.А., Понявина Л.А., Курохтин В.А. Комплексное радиоэкологическое исследование уранодобывающих территорий и близлежащих населенных пунктов Северного Казахстана: материалы II Республиканской научно-практической конференции с международным участием «Медико –биологические и экологические проблемы в уранодобывающих регионах».- Астана, 2005.- С.61-65

ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННОЙ МИГРАЦИИ ^{90}Sr И ^{137}Cs В УРБОЭКОСИСТЕМЕ ЧЕРНОБЫЛЯ

Д. Д. Ганжа

Государственное специализированное предприятие «Централизованное предприятие по обращению с радиоактивными отходами», г. Чернобыль

Миграция радионуклидов в урбоэкосистеме Чернобыля обусловлена распределением первичных выпадений, демутиацией урболандшафта и современной антропогенной нагрузкой. Ведущим фактором трансформации урбоэкосистемы Чернобыля на протяжении периода после катастрофы на Чернобыльской АЭС выступает фитодемутация. Это явление влечет за собой увлажнение микроклимата, восстановление почв и образование ювенильных почв. Антропогенная деятельность послеаварийного периода выражается в поддержании части урбоэкосистемы в состоянии функционального ландшафта (селитебного, промышленного и др.) и периодического «окультуривания» отдельных участков демутирующей экосистемы. Достаточно важно выявить влияние названных процессов на миграцию радионуклидов в урбоэкосистеме.

Целью данной работы является оценка современного распределения и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах современных экосистем, что формируются на поверхности Чернобыльского урболандшафта.

Исследования проведены в 2010-11 гг. на 31-ом пикете в урбоэкосистеме Чернобыля в условиях фитодемутации селитебного ландшафта с коттеджной застройкой и приусадебными участками, современной селитебной, административной застройки и на придорожных газонах. На пикетах отобраны пробы почвы на глубину до 5 см. В пробах измеряли удельную активность ^{90}Sr и ^{137}Cs . Количество водорастворимых веществ в почве оценивали по результатам измерения удельной электрической проводимости (Cond) и pH водной вытяжки по ГОСТ 26423–85. На пикетах, которые пребывают в условиях фитодемутации, выполнено наблюдение и расчет коэффициента сомкнутости крон деревьев ($K_{СК}$). Кроны фотографировали снизу-вверх «на просвет». Значение $K_{СК}$ вычисляли по результатам компьютерной обработки снимков как отношение площади занятой кронами деревьев к площади поля в кадре. По возрастанию значения $K_{СК}$ оценивали уровень усиления фитодемутации урболандшафта. Кроме того принимали, что количество ежегодного листового опада в зоне демутации пропорционально значению $K_{СК}$. Морфологическую реакцию растений на радиационное загрязнение урбоэкосистемы оценивали на примере березы повислой (*Betula pendula*). Оценку проводили по усредненному значению коэффициента флуктуирующей асимметрии ($K_{ФА}$) листьев, рассчитанной для каждого обследованного пикета с использованием не менее чем 50 листьев с пяти деревьев, согласно существующим рекомендациям.

По результатам проведенных измерений рассчитаны некоторые статистические и радиоэкологические показатели экосистем в местах наблюдения. Проведен корреляционный анализ измеренных параметров с расчетом коэффициента детерминации (R^2) при заданном уровне значимости ($P=0,95$). Коэффициент пропорциональности ($K_{пр}$) рассчитывали как отношение параметров экосистем в состоянии демутации к таковым техногенных экосистем. Коэффициент радиоэкологического ожидания ($K_{РО}$) рассчитывали как отношение современной удельной активности радионуклида в почве к рассчитанной по результатам измерений 2000 г. с учетом радиоактивного распада ожидаемой на 2010 г. активности в местах наблюдений. Коэффициент дискриминации ($K_{Sr/Cs}$) рассчитан как отношение удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs в почве.

Анализ полученных данных показал, что в местах наблюдения вне зависимости от того в каком состоянии пребывает экосистема – демутации или техногенеза, происходит вынос ^{137}Cs из верхнего слоя почвы (табл. 1). Этот процесс, с учетом потерь от радиоактивного распада, вдвое более интенсивно происходит в техногенных экосистемах

($K_{PO} = 0,38$). Наоборот, удельная активность ^{90}Sr в почве, как показывает значение K_{PO} либо пребывает на уровне потерь от радиоактивного распада в техногенных экосистемах ($K_{PO} = 0,80$), либо накапливается в верхнем слое почвы зоны демутиации ($K_{PO} = 1,02$). Большая вариабельность накопления радионуклидов в почве демутирующих экосистем показывает, что на разных стадиях развития древесно-кустарникового подроста, как известно, интенсивность миграции, особенно ^{137}Cs , может значительно изменяться. За счет обедненности верхнего слоя почвы ^{137}Cs , значение $K_{Sr/Cs}$ в зоне техногенеза выше, чем в зоне демутиации. Важно отметить, что десять лет тому назад ^{137}Cs принимал вдвое большее участие в загрязнении верхнего слоя почвы, как в техногенных, так и в демутирующих экосистемах Чернобыля. В обоих типах экосистем значение $K_{Sr/Cs}$ составляло 0,4. Миграция радионуклидов в почве происходит в зависимости от ее химических свойств, которые характеризуют, в том числе pH и удельная электропроводимость. Эти параметры имеют более высокие значения в обогащенных листовным опадом почвах демутирующих экосистем. Более смытые почвы зоны техногенеза показывают большую вариабельность удельной электропроводимости.

Таблица 1. Средние значения параметров экосистемы измеренных в местах наблюдения (на 17 пикетах в каждой экологической зоне)

Экосистемы	Параметр						
	pH	Cond	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	$K_{Sr/Cs}$	K_{PO} (^{90}Sr)	K_{PO} (^{137}Cs)
Зона техногенеза	6,59 (8)	0,09 (46)	611 (62)	685 (50)	1,0 (54)	0,80 (50)	0,38 (54)
Зона демутиации	6,88 (8)	0,10 (23)	837 (55)	1200 (60)	0,8 (40)	1,02 (60)	0,63 (70)

Примечание: в скобках даны значения коэффициента вариации, %.

О преимущественном удержании радионуклидов в верхнем слое почвы зоны демутиации свидетельствуют значения K_{np} (табл. 2). При этом, наблюдаются и большие значения, и большая вариабельность K_{np} ^{137}Cs . Это связано с тем, что, как отмечалось выше, накопленный в почве ^{137}Cs , малоподвижный в экосистемах на современном этапе, активно мигрирует на ранних стадиях формирования древесно-кустарникового подроста в условиях демутиации урболандшафта. На протяжении более 25-летнего послеаварийного периода, различные участки урбоэкосистемы Чернобыля в разное время освобождались от техногенного контроля и переходили в стадию демутиации, поэтому древесный подрост на них сформировался в разное время и, соответственно, в разное время происходила интенсивная вертикальная миграция ^{137}Cs и формирование местных аномалий этого нуклида. Об обогащении верхнего слоя почвы демутирующих экосистем растворимыми веществами свидетельствует значение K_{np} удельной электропроводимости водной вытяжки.

Таблица 1. Средние значения превышения параметров экосистемы в зоне демутиации по отношению к зоне техногенеза (по результатам наблюдений на 14 парах пикетов)

Параметр	pH	Cond	^{90}Sr	^{137}Cs	K_{PO} (^{90}Sr)	K_{PO} (^{137}Cs)
Значение K_{np}	1,1 (10)	1,6 (41)	1,7 (71)	2,1 (76)	1,4 (74)	2,1 (110)

Примечание: в скобках даны значения коэффициента вариации, %.

В пределах данного исследования были установлены следующие основные причины формирования местных локальных аномалий радионуклидов в зоне техногенеза: 1) сведение при производстве строительных работ на отдельных участках растительного

покрова, который сформировался на протяжении послеварийного периода; 2) вывал золы при отоплении печей в селитебной зоне местными дровами. В первом случае, на покрытой древесным подростом территории вокруг участка со сведенной растительностью и поврежденным почвенным покровом обнаружено увеличение удельной активности в почве ^{90}Sr и ^{137}Cs в 2-3 раза. Во втором случае, на подворьях, куда производится вывал золы, формируются местные аномалии, которые превышают окружающие демутуирующие экосистемы по признаку удельной активности обоих наблюдаемых радионуклидов в 1,5 – 2 раза.

Результаты корреляционного анализа полученных данных показывают тесную и средней силы связь удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое почвы экосистем в зоне демутации (0,73) и техногенеза (0,50), в скобках приведены значения R^2 . Достоверной связи удельной активности нуклидов со значением рН не обнаружено, как не обнаружено и различия значений рН между почвами различных типов экосистем (табл. 2). Удельная активность обоих радионуклидов связана с количеством водорастворимых веществ в почве демутуирующих экосистем со значением $R^2=0,41$ (для ^{90}Sr) и $R^2=0,37$ (для ^{137}Cs), в зоне техногенеза связь проявляется слабо – 0,29 и 0,19, соответственно. Значение K_{PO} рассчитанное для обоих радионуклидов связано с количеством водно-растворимых веществ в почве демутуирующих экосистем с коэффициентом $R^2=0,26$ (для ^{90}Sr) и $R^2=0,33$ (для ^{137}Cs), в зоне техногенеза связь не проявляется.

Поскольку основной современный природный процесс в урбоэкосистеме Чернобыля – фитодемутация, важно провести оценку связей ее параметров с радиационными параметрами экосистем. Корреляция между значениями $K_{СК}$ и удельной активностью ^{90}Sr в почве имеет значение $R^2=0,34$. Наличие связи свидетельствует об экологически значимой миграции нуклида по системе почва-растение, выносе ^{90}Sr из корнеобитаемого слоя и отложении в верхнем слое почвы с ежегодным листовым опадом. Связи значений $K_{СК}$ и удельной активности ^{137}Cs в почве не обнаружено, поскольку этот радионуклид проявляет миграционную активность только на определенных этапах формирования древесно-кустарничкового подроста. Обнаружена корреляционная связь значений $K_{СК}$ и $K_{ФА}$ с коэффициентом $R^2=0,46$. Кроме того, значение $K_{ФА}$ обнаруживает корреляционную зависимость от удельной активности ^{90}Sr в почве с коэффициентом $R^2=0,27$ и от значения K_{PO} (^{90}Sr) – 0,29.

Проведенные наблюдения показали, что на территории урбоэкосистемы Чернобыля после аварии на ЧАЭС 1986 г. и до настоящего времени загрязнение поверхностного слоя почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs формируется вследствие первичных выпадений и их перераспределения под влиянием процессов демутации и техногенеза. Первые приводят к извлечению растениями из корнеобитаемого слоя и переотложения их с листовым опадом текущего года в верхнем слое почвы, вторые – к преимущественному выносу и перемещению радионуклидов с поверхностным смывом из антропогенно-нарушенной почвы в демутуирующие экосистемы. В зависимости от соотношения двух процессов в урбоэкосистеме могут формироваться новые местные радионуклидные аномалии по расположению и конфигурации отличные от первичных выпадений.

РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА В Г. ИРКУТСКЕ И ЕГО ПЕРИФЕРИИ

П.П. Грицко, В.И. Гребенщикова

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт геохимии
им. А.П. Виноградова Сибирского отделения Российской академии наук, г. Иркутск*

С середины 20-го столетия на поступление и накопление химических элементов в почвах все большее влияние оказывает деятельность человека. Техногенные изменения химических свойств окружающей среды, не связанные с естественными природными

процессами, являются загрязнением [1]. Загрязнение верхней оболочки земли радионуклидами и определение их генезиса (природного, техногенного или трансрегионального переноса), количественные характеристики аккумуляции, роль и поведение наиболее распространенных в ряду тяжелых естественных радионуклидов – U и Th в почвенном покрове, являются актуальными проблемами геохимии окружающей среды.

Радиоактивные элементы, поступающие в почву с техногенными выбросами промышленных предприятий, с локальным ветровым переносом пылевых частиц и аэрозолей золо- и шлакоотвалов, при добыче и переработке полезных ископаемых, сжигании топлива, влиянии автотранспорта, в результате нефтедобычи, складирования отходов горнодобывающих и перерабатывающих предприятий, применения минеральных удобрений и т.д., рассеиваются и мигрируют, загрязняя почву и воду сопредельных территорий. Более того, повышенные концентрации радионуклидов могут быть обусловлены собственными месторождениями или рудопроявлениями этих элементов. Значительные площади повышенных содержаний радиоактивных элементов представляют собой дополнительный источник облучения населения за счет большого числа материнских и дочерних естественных и техногенных радионуклидов.

Следует обратить внимание, что в отношении загрязнения почвенного покрова опасность могут представлять лишь долгоживущие антропогенные радионуклиды, которые характеризуются достаточно продолжительным временем их пребывания в почве; к таким относятся ^{232}Th и ^{238}U [2].

Почвы Иркутской области изучались в разное время на содержание радиоактивных элементов (U, Th, Rn, ^{137}Cs , ^{90}Sr) в связи с глобальным переносом и выпадением радиоактивных осадков после ядерных испытаний на Семипалатинском и Новоземельском полигонах [3, 4 и др.].

Основная цель данной работы – оценить радиоэкологическое состояние почвенного покрова города Иркутска и его периферийных площадей посредством исследования валового содержания тория и урана и их соотношения в поверхностном (аккумулятивном) горизонте, выявить на территории города участки аномальных (повышенных) концентраций исследуемых радионуклидов для дальнейшего прогнозирования правильного и рационального их использования.

Город Иркутск – крупный областной и промышленный центр Восточной Сибири с общей площадью 306 км² и населением около 600 тыс. человек [5]. Среди 150 предприятий, насчитывающихся в городе, 21 относится к категории «потенциально опасных» для населения. Инфраструктуру города определяют промышленные предприятия теплоэнергетического, транспортного, машиностроительного, деревообрабатывающего, авиационного, химического и других комплексов [6]. Вследствие размещения в городе крупных промышленных производств, их технологического несовершенства, включая низкую эффективность очистного оборудования, Иркутск входит в группу городов России с неблагоприятной экологической обстановкой.

Таким образом, объектом исследования послужили городские почвы и естественные природные почвы окружения Иркутска, расположенные в различных функциональных зонах (промышленных, селитебных, природно-рекреационных). В основном пробные площади в городе находились в местах, наиболее подверженных антропогенному воздействию.

Опробование почвенного покрова проводилось по заранее составленной и адаптированной карте масштаба 1:100000 по довольно равномерной сети (~ 1 км) с учетом проходимости местности. Исследуемая территория разбивалась на участки 1000x1000м, на каждом из которых методом «конверта» отбиралась одна обобщенная проба (четыре единичных пробы по углам квадрата, одна – в центре, после чего все навески

объединялись в одну пробу), а также в каждой исследуемой точке производилось измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД).

Глубина пробоотбора составляла до 10 см. Пробные площади находились в местах, наиболее подверженных антропогенному воздействию (районы: Иркутск-II, Ново-Ленино, центр города, Академгородок, Аэропорт, Солнечный; микрорайоны: Первомайский, Юбилейный, Рабочее, Зеленый и др.). В общей сложности было отобрано 188 почвенных проб.

В 2011 году было произведено повторное, более учащенное опробование почвенного покрова в точках, показавших повышенные концентрации радионуклидов. Результаты данного исследования до авторов еще не поступили.

Рентгенофлуоресцентное определение концентраций U выполняли на рентгеновском спектрометре S4 Pioneer фирмы Bruker AXS (Германия) в Институте геохимии СО РАН, аналитик Т.С. Айсуева. Условия измерения: трубка с Rh-анодом, ускоряющее напряжение $V = 50$ кВ, сила тока $I = 40$ мА, кристалл LiF200. Излучатели для анализа готовили в виде прессованных таблеток на подложке из борной кислоты (усилие прессования 12 т). Для повышения прочности излучателей в качестве связки использован химически чистый синтетический воск. Содержание определяемого элемента рассчитывали по интенсивностям с помощью процедуры α -коррекции, имеющейся в программном обеспечении SPECTRAplus прибора S4 Pioneer. Повторяемость определения элемента характеризуется относительным стандартным отклонением для U – 7 %. Предел обнаружения элементов составляет 1 мг/кг. Правильность методики определения U и Th в почвах оценивали с помощью стандартных образцов.

Измерение МЭД выполнялось дозиметром ДКГ-07Д «ДРОЗД» на уровне 1 м от поверхности земли; погрешность измерения прибора составляет $\pm [15+2,5/N*(10)]$, где $N*(10)$ – измеренное значение, мкЗв.

Результаты экспериментальных материалов подвергались статистической обработке с использованием программного пакета ArcGis методом Kernel interpolation: были построены моноэлементные карты площадного распределения тория, урана и их соотношения в поверхностном горизонте почвенного покрова города Иркутска и его периферии, на которых выделены собственно фоновые и так называемые условно «аномальные участки», отражающие степень загрязнения почв.

Торий и уран – радиоактивные, распространенные в техногенезе, высокорadiационно опасные и токсичные элементы. Все соединения данных экотоксикантов имеют I класс опасности [7]. Загрязнение, последующее рассеяние и миграция исследуемых радионуклидов в почвы и почвогрунты города Иркутска и его пригородных зон обусловлены, в основном, выбросами в атмосферу предприятиями Ново-Иркутской ТЭЦ ОАО «Иркутскэнерго», ИАЗ филиал ОАО НП «Иркут» (Иркутский авиазавод), мелкими котельными, автотранспортом, сельскохозяйственными удобрениями, а также локальным ветровым переносом пылевых частиц и аэрозолей золы и шлакоотвалов промышленных предприятий. Более того, источниками поступления и миграции являются и собственные месторождения этих элементов.

В результате интерпретации почвенных данных выявлено неравномерное распределение содержания радионуклидов в почвах, а также различное распределение их по площади изучаемой территории города. Анализ полученных эмпирических данных проводили в сравнении с фоновым содержанием исследуемых поллютантов в верхнем горизонте почв по Иркутской области [8], которое для U составило 2,01 мг/кг, для Th – 6,26 мг/кг. По результатам исследования в 2010 г. (авторские данные) в почвах г. Иркутска и его окружения фоновое содержание U оказалось идентичным региональному фону – 2,01 мг/кг, Th – несколько выше регионального фона – 9,0 мг/кг. Содержание урана варьирует в пределах от < 1 до 23,30 мг/кг, тория - от 2,90 до 27,44 мг/кг. Среднее содержание урана составило 2,85 мг/кг, тория – 9,33 мг/кг. Для сравнения, по А.П.

Виноградову [9] среднее содержание в гумусовых горизонтах почв для U составляет 1 мг/кг, для Th – 6 мг/кг (табл. 1).

Таблица 1. Содержание урана и тория в поверхностном горизонте почв г. Иркутска и его окружения, мг/кг

Параметр	U	Th
Максимальное содержание	23,3	27,44
Минимальное содержание	0,5	2,9
Среднее содержание	2,85	9,33
Кларк (по А.П. Виноградову, 1957)	1	6
Региональный фон в аллювиальных почвах Байкальского региона (по В.И. Гребенщиковой и др., 2008)	2,01	6,26
Локальный фон г. Иркутска*	2,01	9,0

*Локальный фон является медианой и рассчитан на основании анализов 188 проб почв по г. Иркутску и его окружению.

Максимальные концентрации урана проявились в виде двух небольших по площади локальных аномалий в районе Иркутска-II: возле теплоэлектроцентрали, работающей на угле и вблизи взлетной полосы ОАО НПК «Иркут» (Иркутский авиазавод) – 23,30 мг/кг и 15,80 мг/кг соответственно (рис. 1).

Относительно повышенное содержание урана (18,74 мг/кг) наблюдается на острове Юность возле детской железной дороги. В районе военной базы микрорайона Зеленый и вдоль промзоны микрорайона Рабочее также отмечаются отдельные небольшие участки с содержанием урана, незначительно превышающим значение регионального фона.

Максимальные концентрации тория (рис. 2) отмечаются в Правобережном районе Иркутска – предместье Марата (16,94 мг/кг – возле Радищевского кладбища) и непосредственно в предместье Радищева на одном из дачных участков садоводства; а также в районе военной базы микрорайона Зеленый (27,44 мг/кг). Причина выявленных повышенных концентраций этого радионуклида к настоящему времени еще не установлена.

Слабый и фоновый уровень загрязнения почвенного покрова верхнего горизонта города как U, так и Th, занимающие более половины рассматриваемой площади города, рассредоточены, преимущественно, по окраинам города, на дачных, садовых участках и сельскохозяйственных земельных угодьях, так как на данных территориях происходит ежегодное перепахивание, что приводит к частичному естественному выносу радиоактивных изотопов с продуктами сельского хозяйства или миграции на более глубокие почвенные горизонты, что в дальнейшем необходимо изучить по почвенным разрезам.

Важным оценочным показателем загрязнения почв является величина Th/U отношения. Анализ литературных данных [10] позволяет утверждать, что Th/U отношение на уровне 3-5 наблюдается у подавляющего большинства почв различных регионов, стран и континентов вне зависимости от их генетического типа.

Результаты проведенного исследования показали, что соотношение Th/U в почвенном покрове поверхностного горизонта города Иркутска и его периферии преимущественно находится на уровне регионального значения – 3,5 – 5 (рис. 3). В основном это урбанизированные территории города, зоны массовой жилой застройки.

Пониженные значения торий-уранового отношения характерны только для почвенного покрова городских территорий, который чаще всего представляет собой техногенно-измененный почвогрунт.

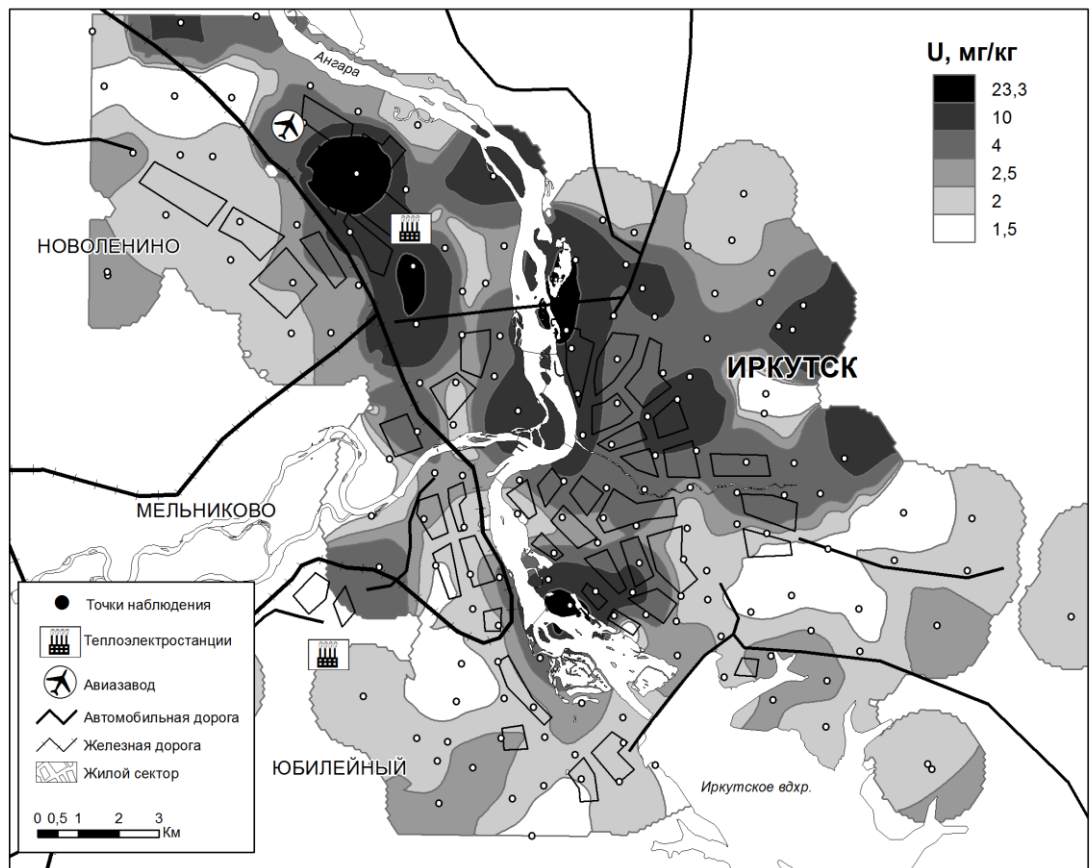


Рис. 1. Распределение валового содержания U в почвах г. Иркутска и его окружения

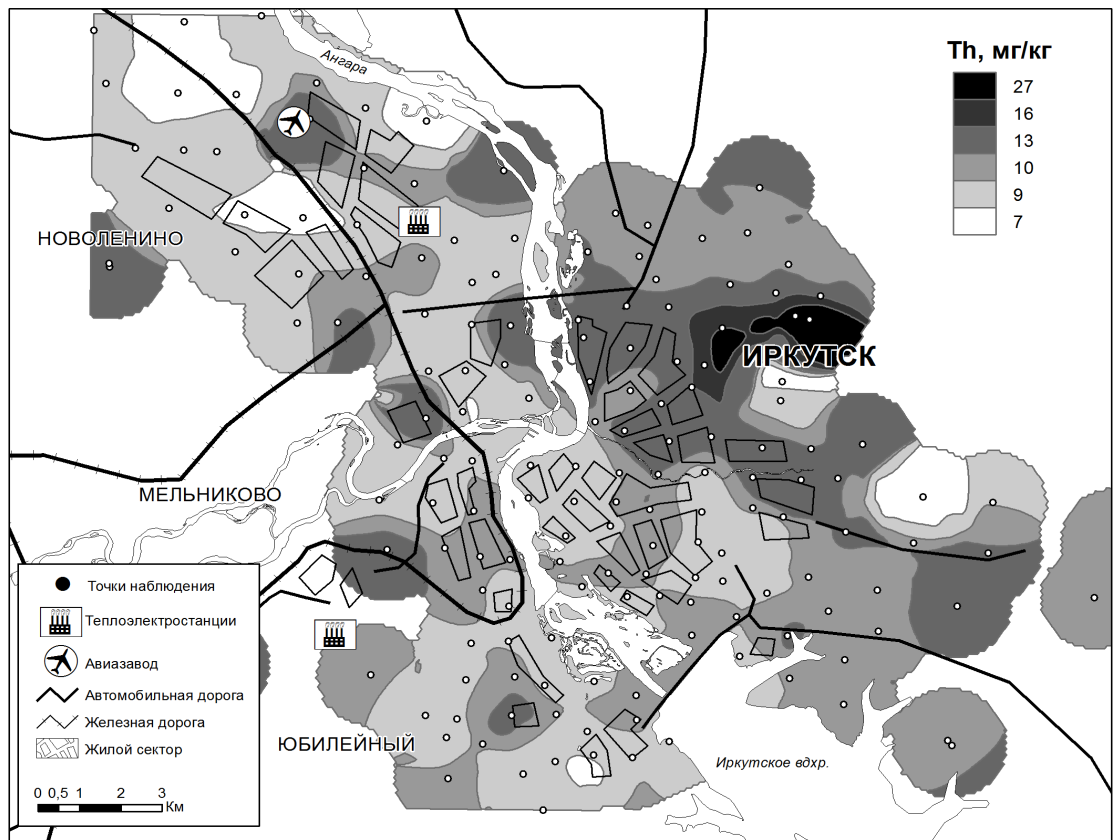


Рис. 2. Распределение валового содержания Th в почвах г. Иркутска и его периферии

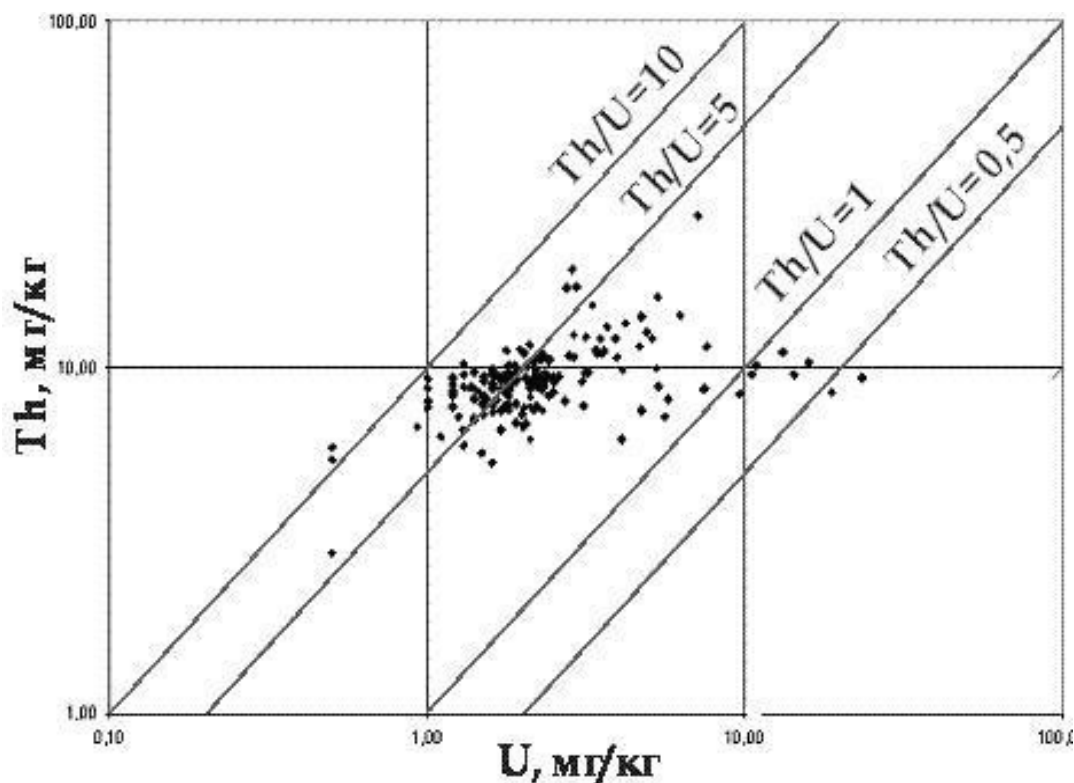


Рис. 3. Схема распределения содержаний Th и U относительно их отношения в почвах г. Иркутска и его периферийных площадей

Окраины города, дачные участки, сельскохозяйственные угодья, расположенные на значительном расстоянии от крупных промышленных источников, характеризуются Th/U отношением более 5 – наиболее повышенные (8-11,7) значения Th/U отношения выявлены на окраинах микрорайонов Ново-Ленино, Солнечный и Зеленый.

Средний гамма-фон для Иркутской области, по данным наблюдений Иркутского межрегионального территориального управления Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, составляет 0,20 мкЗв/ч [11].

Анализ полученных данных показывает, что значения МЭД на исследуемой территории в общем не превышают величины естественного фона, характерного для данной местности: минимальное значение 0,11 мкЗв/ч, максимальное – 0,26 мкЗв/ч, фоновое значение, исходя из статистических расчетов – 0,15 мкЗв/ч.

Наибольший уровень загрязнения территориально охватывает центр города и следующие районы: Ново-Ленино, Иркутск-II, участки микрорайонов Байкальский, Первомайский, Юбилейный, Солнечный – территории жилых массивов и районов перспективной застройки, а также промышленные зоны районов Зеленый и Топкинский. Средняя величина МЭД уровня гама-излучения зафиксирована на дачных и садовых участках Ленинского района, Иркутска-II, в окрестностях Пивоварихи и по направлению розы ветров – на северо-восточной окраине города. Слабый и условно фоновый уровни загрязнения регистрируются в районе Пивоварихи, на сельскохозяйственных земельных угодьях, дачных участках и в лесной зоне на северной и северо-западной окраинах города. Максимальные значения МЭД наблюдались в четырех отдельных точках, но не превышали 0,30 мкЗв/ч: напротив взлетной полосы ОАО НПК «Иркут» (Иркутский авиазавод), на о. Юность – детская железная дорога, по улице Сурнова, где расположено Ангарское бассейновое управление водных путей и судоходства, а также в районе военной базы микрорайона Зеленый. Как правило, в этих точках не проводилось детальное обследование радиационной обстановки, т.к. источники радиоактивного

загрязнения носят локальный характер и не оказывают заметного влияния на состояние окружающей среды.

Приведенные результаты распределения концентраций U, Th в гумусовом горизонте почв и почвогрунтах г. Иркутска и его периферийных площадей свидетельствуют о широкой распространенности и изменчивости содержаний этих элементов, которые зачастую превышают региональный фон. Однако повышенные относительно фоновых значений концентрации экотоксикантов не занимают большую площадь на территории города Иркутска.

Радиационная обстановка в г. Иркутске в последние годы остаётся стабильной, о чем свидетельствуют отчёты метеорологов, которые наблюдают за уровнем естественного гамма-фона. Критические значения по гамма-фону авторами не были установлены, все показатели находятся в пределах естественного фона.

Рассматриваемых данных, естественно, недостаточно для корректной оценки содержания природных и техногенных радионуклидов. Тем не менее, полученные данные свидетельствуют о том, что проведение химического анализа почв крайне необходимо для контроля экологической ситуации в городе, так как соединения исследуемых экотоксикантов имеют 1 класс опасности. Для оценки техногенного загрязнения почв города Иркутска необходимы систематические исследования их химического состава и составление детальных геохимических карт распределения токсичных элементов в почвах.

В целом, проведенная оценка валовых содержаний радиоактивных элементов – урана и тория, измерение МЭД свидетельствует о существенных вариациях концентраций радионуклидов, что зависит от многих параметров, определение которых представляет собой цель для дальнейших исследований.

Литература

1. Сает Ю.Е., Ревич В.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды // Москва, 1990. 335 с.
2. Ковда В.А., Розанов Б.Г. Почвоведение. Ч. 1. Почва и почвообразование // Москва, 1988. 400 с.
3. Медведев В.Н., Китаев Н.А., Мясников А.А., Кузьмин М.И., Коваль П.В., Фалилеев А.Н. Распределение ^{137}Cs в почвах Прибайкалья // ДАН, 1996. С. 93-96.
4. Кузнецов В.П., Гребенщикова В.И. Распределение урана и тория в некоторых почвах Иркутской области//Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы III Международной конференции. Томск: STT, 2009. 758 с.
5. Государственный доклад. О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2009 году. – Иркутск: Главное управление природных ресурсов и охраны окружающей среды МПР России по Иркутской области, 2010. 585 с.
6. Шергина О.В., Михайлова Т.А. Состояние древесных растений и почвенного покрова парковых и лесопарковых зон г. Иркутска // Иркутск, 2007. 200 с.
7. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов// Москва: Экология, 1997. Т. 6. 607с.
8. Гребенщикова В.И., Лустенберг Э.Е., Китаев Н.А., Ломоносов И.С. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон) // Новосибирск, 2008. 234 с.
9. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах//Москва, 1957. 237 с.
10. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие // Томск: STT. 2009. 184 с.
11. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области за 2010 год. – Иркутск: ООО Форвард, 2011. – 400 с.

УНИКАЛЬНАЯ РАДОНОВАЯ АНОМАЛИЯ В С. АТАМАНОВО КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

В.В. Коваленко¹, В.А. Воеводин², С.А. Кургуз²

¹ФГУП «Госцентр «Природа», Красноярский филиал, г. Красноярск

²ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

Центральные и южные районы Красноярского края относятся к числу радоноопасных [1]. Наиболее масштабная радоновая аномалия расположена в Сухобузимском районе на территории с. Атаманово, которое находится на левом берегу р. Енисей примерно в 100 км северо-восточнее г. Красноярска. Здесь выявлены многочисленные жилые дома и здания общественного назначения с эквивалентной равновесной объёмной активностью (ЭРОА) радона в воздухе, превышающей гигиенический норматив (ГН), равный 200 Бк/м³, и отдельные жилые дома, где объёмная активность (ОА) радона достигает 30 тыс. Бк/м³ и более. Эта аномалия получила название «Атамановская».

На территории Российской Федерации подобных радоновых аномалий немного. К их числу относятся аномалии в г. Лермонтов (Ставропольский край), пос. Октябрьский (Читинская обл.) и пос. Белая Зима (Иркутская обл.). Эти аномалии обусловлены их территориальной близостью к урановым месторождениям [2]. В отличие от них Атамановская радоновая аномалия характеризуется рядом особенностей, которые делают ее уникальной. К их числу относятся: 1) экстремально высокие значения ЭРОА радона; 2) ярко выраженная сезонная вариабельность и 3) отсутствие прямых источников радона, хотя геологическое строение территории и благоприятно для локализации уранового оруденения [3].

Измерения радона в помещениях села выполняются специалистами Регионального радиологического центра ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае» начиная с 1994 г. Они были инициированы повышенным интересом к радиационной обстановке на территории села, расположенного всего в 7 км от ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК). За период с 1994 по 2004 гг. здесь обследовано более 870 квартир и общественных помещений, что составляет 90 % всей застройки с. Атаманово.

Установлено, что среднее значение ЭРОА радона в воздухе жилых и общественных помещений с. Атаманово составляет 70 Бк/м³, что в 3 раза превышает аналогичный среднемировой показатель, равный 20 Бк/м³ [4]. Это значение рассчитано без учета аномальных значений ЭРОА радона, зафиксированных в жилых домах, расположенных на ул. Связи № 42 и 44. В квартирах этих домов среднегодовая ЭРОА радона в воздухе помещений составляет 5 кБк/м³.

Гистограмма частотного распределения результатов измерения ЭРОА радона в воздухе помещений с. Атаманово показана на рис. 1. На рисунке видно, что более 60 % результатов приходится на диапазон значений ЭРОА менее 50 Бк/м³. В то же время, в 16 % помещений ЭРОА радона превышает 100 Бк/м³ (для Красноярского края этот показатель равен меньше 10 %), а в 8 % – 200 Бк/м³ (для края – 4 %). Всего же за время обследования выявлено более 65 квартир и помещений общественного назначения с ЭРОА радона, превышающей ГН, равный 200 Бк/м³.

В процессе обследования села установлено, что дома с высокой концентрацией радона сосредоточены в его северо-восточной части, причём в пределах этой локальной зоны значения ЭРОА радона в воздухе даже рядом расположенных домов могут существенно различаться. Например, в домах по ул. Связи № 42 и 44, расстояние между которыми не превышает 8 м, среднегодовые значения ЭРОА радона в воздухе помещений различаются более чем на порядок (5 121 Бк/м³ и 368 Бк/м³ соответственно). При этом конструкционное исполнение, применяемые строительные и отделочные материалы, система отопления, устройство и заглубление фундаментов у этих домов идентичны [5].

Поэтому нами на основании результатов систематического изучения радоноопасность территории села были выделены в её границах зоны с разной степенью радоновой опасности. Для этого территория села была условно разделена на прямоугольные участки с размерами 300×200 м. Количество таких участков равно 61, а число квартир на одном участке в зависимости от плотности застройки в среднем равно 15.

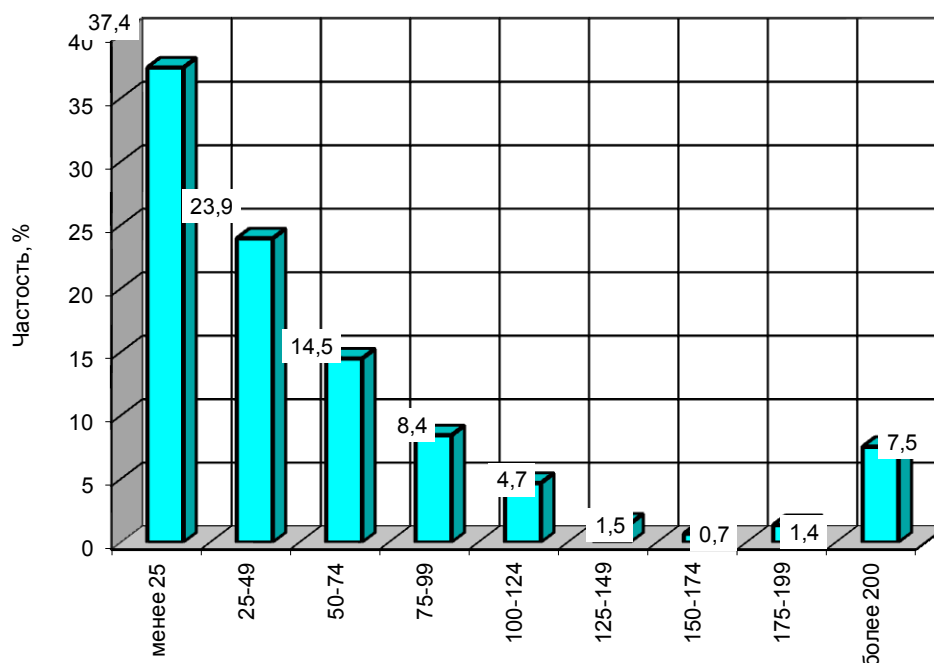


Рис. 1. Распределение результатов измерения ЭРОА радона в воздухе помещений жилищного и общественного назначения в с. Атаманово, Бк/м³

Для каждого участка рассчитывались значения трёх показателей радоноопасности, а именно: 1) средние значения ЭРОА радона в воздухе помещений; 2) средние значения ППР из грунта; 3) наличие домов с ЭРОА радона в воздухе 200 и 400 Бк/м³. Для двух первых показателей были приняты следующие разграничивающие уровни, равные для среднего значения ЭРОА радона 100 Бк/м³, ППР – 40 мБк/(м²·с). Участки, на которых эти показатели меньше указанных уровней, классифицируются как радонобезопасные. В противном случае участки относятся к потенциально опасным.

Разграничивающие значения ЭРОА (100 Бк/м³) и ППР (40 мБк/(м²·с)) выбраны с учётом следующих соображений: 1) предварительную оценку радоноопасности территорий обычно выполняют при выборе участков под строительство новых жилых домов или зданий общественного назначения, в воздухе которых значение ЭРОА радона не должно превышать 100 Бк/м³; 2) среднее значение ППР из почво-грунтов на территории села равно 34 мБк/(м²·с), а его СКО – 2 мБк/(м²·с). Величина 40 мБк/(м²·с) представляет максимально возможное среднее значение, соответствующее 99 % доверительной вероятности; 3) 200 Бк/м³ – это предельно допустимая ЭРОА радона в эксплуатируемых жилых домах, а при ЭРОА радона, превышающей 400 Бк/м³, необходимы радонозащитные мероприятия. Схема разбиения территории села на элементарные участки и районирование его территории по степени радоноопасности показаны на рис. 2.

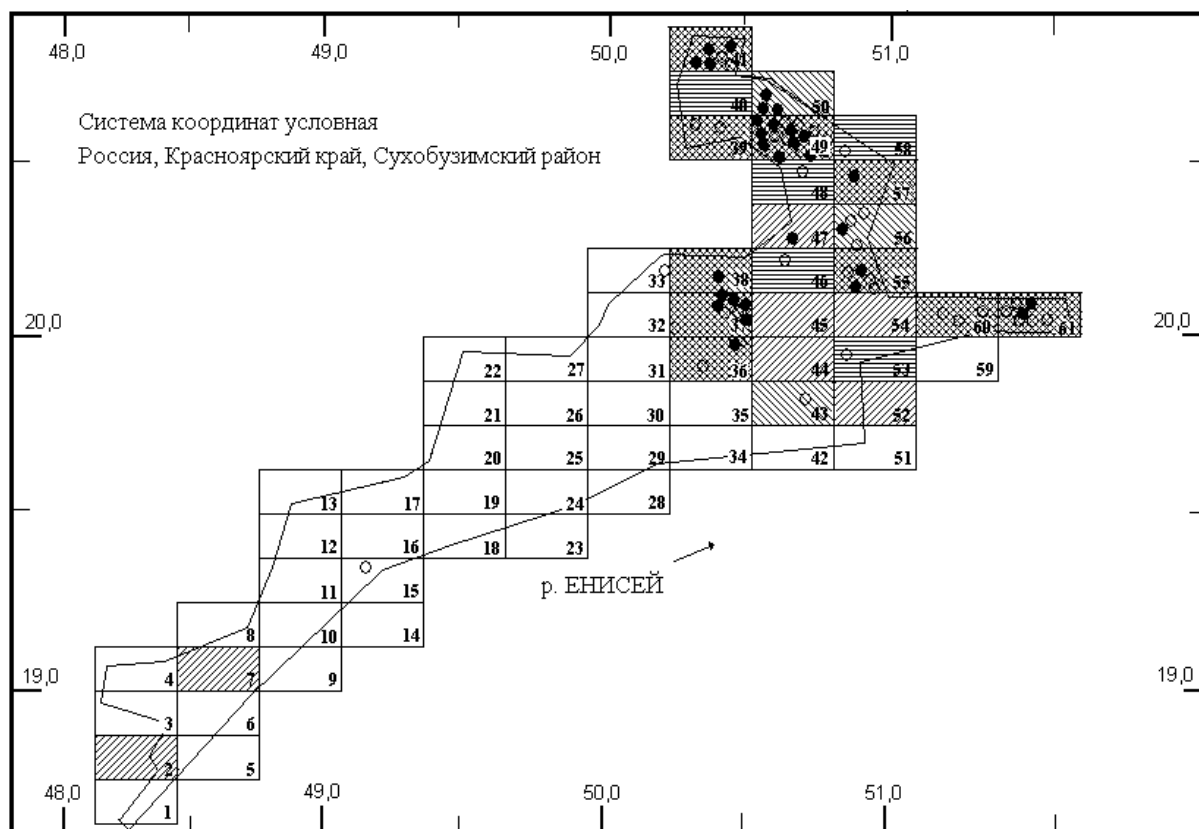


Рис. 2. Схема условного разбиения территории с. Атаманово на элементарные участки и районирование территории с. Атаманово по трём показателям: 1) по средним значениям ЭРОА радона в воздухе помещений (участки с превышением заштрихованы – \\\\\\\\\); 2) по средним значениям ППР с поверхности грунта (заштрихованы – ////); 3) по наличию помещений с превышением ГН 200 и 400 Бк/м³ (○ и ● –соответственно).

Целесообразность использования показателя ППР из почвы как одного из основных показателей радоноопасности территории базируется на результатах выполненной нами оценки взаимосвязанности средних значений этого показателя на элементарном участке и средних значений ЭРОА радона в воздухе помещений, находящихся на этом же участке. Основанием для такой оценки послужили данные, показанные на рис.3, на котором видно, что 4 % значений ППР превосходят гигиенический норматив, равный 80 мБк/(м²·с). Эта величина хорошо совпадает с долей квартир, ЭРОА радона в воздухе которых превышает 400 Бк/м³ (3,5 %). Такое совпадение заставляет высказать предположение о том, что оно не случайно. Однако, максимальное зарегистрированное значение ППР из почвы на открытом участке, расположенном вблизи домов с высокой аномально высокой активностью радона в воздухе помещений, достигает лишь 196 мБк/(м²·с), что не объясняет экстремально высоких значений ЭРОА радона.

Схема, показанная на рис. 2, отображает практически полное пространственное совпадение всех показателей радоноопасности и ограничивает радоноопасную зону северо-восточной частью села, занимающей примерно треть всей площади этого населённого пункта. В пределах старой застройки Атаманово выявлено только два разобщённых участка с повышенной плотностью потока радона. Они расположены на юго-западной окраине села и, приурочены к зоне примыкания рыхлых молодых отложений к древнему Атамановскому Быку, сложенному магматическими породами.

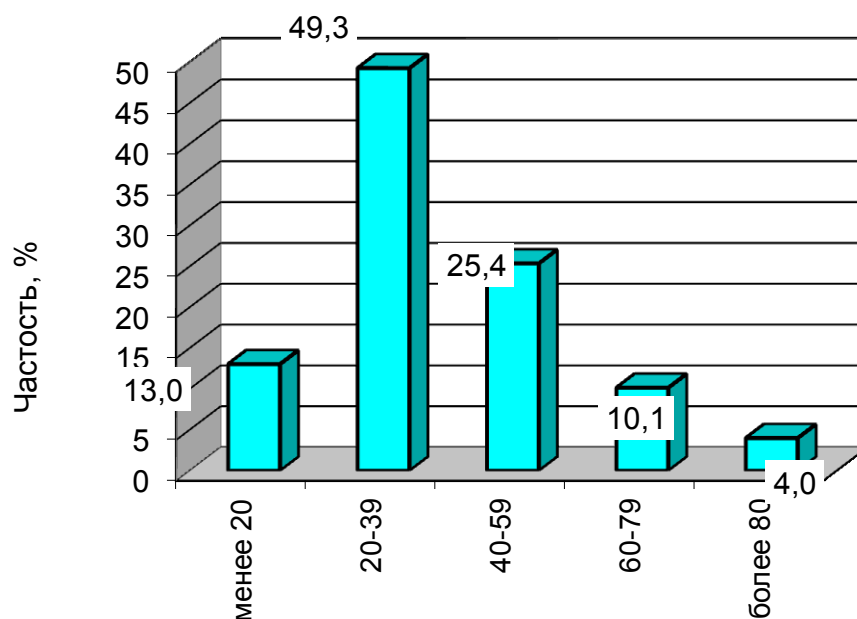


Рис. 3. Распределение результатов измерения ППР с поверхности грунта на территории с. Атаманово, мБк/(м²·с)

В результате многолетних наблюдений установлены существенные сезонные колебания ОА радона в воздухе помещений. По данным, полученным в 1998 г., средние значения ОА радона за одинаковые периоды наблюдения в ноябре и июне составили соответственно 10 350 и 2 550 Бк/м³ (рис. 4). Кроме того, в летние месяцы неоднократно отмечались многодневные периоды резкого снижения ЭРОА радона в помещениях, не коррелирующие с какими-либо внешними причинами. В такие периоды в помещениях с ранее экстремальными концентрациями радона, даже при закрытых в течение суток окнах и дверях, ЭРОА радона не превышала 50 Бк/м³.

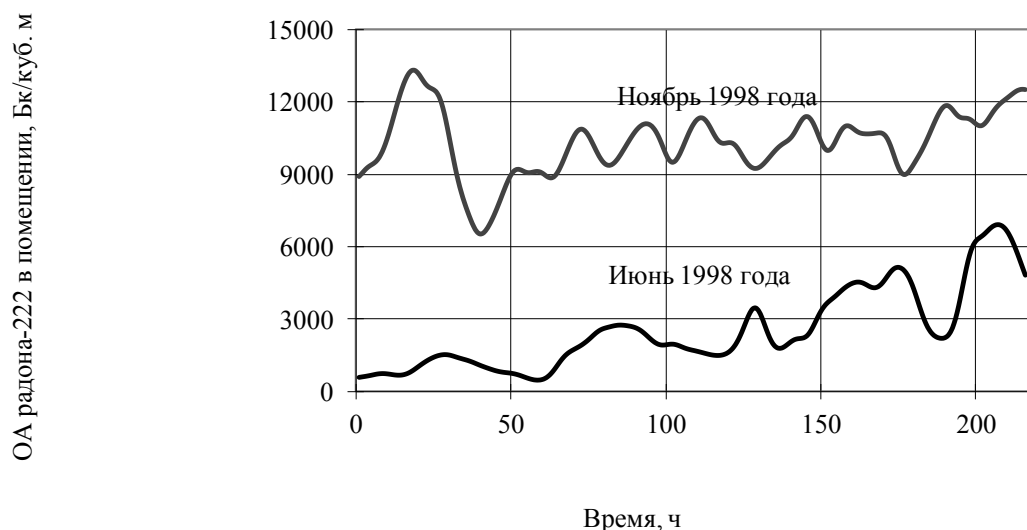


Рис. 4. Сезонные вариации ОА радона в воздухе одноэтажного жилого дома в с. Атаманово

Одной из характерных особенностей радиационного обстановки в помещениях с. Атаманово является заметное повышение мощности дозы (МД) гамма-излучения в домах с повышенным и экстремально высоким содержанием радона в воздухе (рис. 5).

Это объясняется высокой концентрацией гамма-излучающих дочерних продуктов распада радона в воздухе. На рисунке видно, что за нарастанием активности радона идет немедленное увеличение мощности дозы гамма-излучения и наоборот, снижение активности радона приводит к немедленному уменьшению МД. Количественная взаимосвязь между мощностью дозы гамма-излучения и объемной активностью радона представлена на рис. 6, на котором полученные результаты можно с большой степенью достоверности аппроксимировать линейной функцией, угол наклона которой к оси абсцисс для различных помещений и условий может отличаться более чем на порядок и варьироваться в диапазоне от $2 \cdot 10^{-3}$ до $2,5 \cdot 10^{-2}$ ((нЗв·м³)/(час·Бк)). Однако, при равном пространственном положении точек наблюдений в различных помещениях, идентичных по объему и конфигурации, а также при равных параметрах микроклимата данный показатель остается постоянным, независимо от величины уровня радона в воздухе [6].

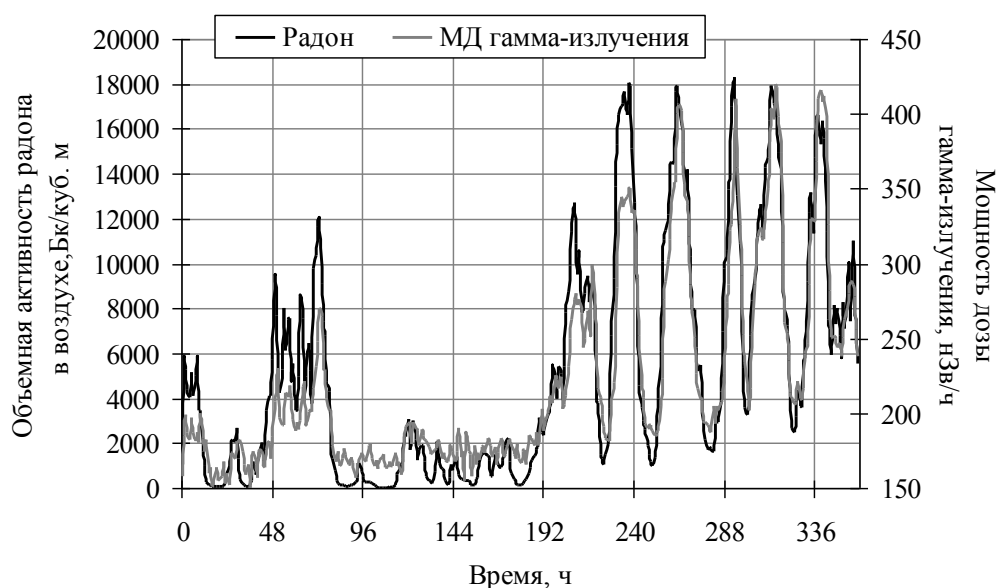


Рис. 5. Результаты мониторинга МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе жилого помещения, расположенного на 1 этаже, с. Атаманово, ул. Связи, д. 42-2 (начало измерений 24.08.1999 г.)

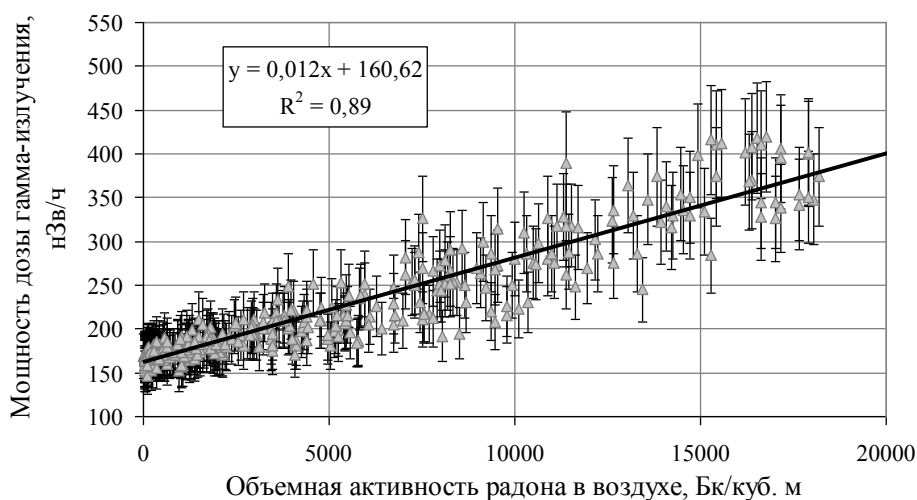


Рис. 6. Количественная связь между МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе жилого помещения (к рис. 5)

Заметный рост МД внутри помещения наблюдается при достижении ОА радона значений, равных 700...800 Бк/м³. В домах, где содержание радона в воздухе превышает этот уровень, зарегистрированы значения МД до 0,43 мкЗв/ч. В результате среднегодовая эффективная доза, получаемая отдельными жителями села достигает 2,9 мЗв/год, тогда как аналогичный показатель для Красноярского края в целом составляет 0,77 мЗв/год [7].

Для выяснения причин аномально высокой радоноопасности на территории с. Атаманово было пробурено три скважины глубиной до 20 м. Две из них расположены во дворах вышеупомянутых домов по ул. Связи, характеризующихся аномально высоким уровнем радона в воздухе помещений, а третья – контрольная – в старой не радоноопасной части села. Установлено, что удельная активность радия-226 в ядрах скважин составляет 16...25 Бк/кг. Очевидно, что такие концентрации радия не могут быть источником высокой активности радона в воздухе домов.

Пока же, на основании изучения фондовых геологических материалов и с учётом данных, полученных при бурении, нами высказана рабочая гипотеза, объясняющая повышенную радоноопасность территории села Атаманово, согласно которой источником радона является обширный солевой ореол радия-226, сформировавшийся в гравийно-галечной кровле глубокозалегающего водоносного горизонта; основное поступление радон на поверхность земли происходит преимущественно в зимний период, отличающийся низким уровнем стояния подземных вод. В это время эманулирующий ореол оказывается открытым, то есть расположенным выше уровня подземных вод. Перенос радона осуществляется конвективным способом по тектоническим нарушениям и легко проницаемым гравийно-галечным отложениям. Колебания уровня подземных вод, связанные с гидрологическим режимом реки Енисей и летними дождями, могут быть также причиной кратковременных периодов резкого снижения ЭРОА радона в помещениях в летнее время.

К настоящему времени жители четырех наиболее неблагополучных квартир переселены в безопасное жилье, а здания, в которых они были расположены, сносятся (рис. 7).

Это один из первых случаев в России отселения жителей из домов с высоким уровнем радона. В дальнейшем требуется выполнение радонозащитных мероприятий в отдельных домах, расположенных по ул. Связи, Мичурина, Норильская, Талнахская. Однако необходимая для этого законодательная база на сегодняшний день отсутствует.

Таким образом, происхождение уникальной радоновой аномалии в с. Атаманово, причины сезонной изменчивости объёмной активности радона и пространственного распределения радона на разных участках села, и, наконец, локального проявления аномальных концентраций в отдельных, даже рядом расположенных помещениях, всё ещё остаются не установленными. Вблизи села не выявлены урановые месторождений; удельная активность радия в активном слое грунта, по-видимому, недостаточна для создания аномальных концентраций радона; отсутствует очевидная связь между экстремально высокими уровнями ЭРОА радона в домах и значениями ППР на земельных участках; не выявлены особенности геологического строения, прямо влияющие на эксхалацию радона из грунтов.

Вышеуказанная ситуация требует принятия решения о мерах вмешательства и защиты населения от облучения радоном и его дочерних продуктов распада. Новое жилищное строительство в аномальной зоне не рекомендуется. В любом случае оно может выполняться по проектам, в которых предусмотрены радонозащитные мероприятия. Земельные участки для нового строительства на территории всего села должны подвергаться контролю показателей радиационной безопасности в строгом соответствии с требованиями санитарных и строительных правил.



Рис. 7. Жилые дома по ул. Связи № 42 (слева) и 44 (справа) (29.03.2006 г).
Нижние фотографии – состояние этих домов на 23.06.2011 г.

Литература

1. Геологический атлас России. М. 1:10000000 / Ответств. ред. Смыслов А.А.. Раздел 4. Экологическое состояние геологической среды – М. – СПб.: ВСЕГЕИ, 1996. – 120 с.
2. Задачи и методы радиационного контроля при строительстве зданий / Павлов И.В., Гулабянц Л.А., Иванов С.И., Охрименко С.Е., Маренный А.М. // АНРИ. № 3. 2003. С. 2-12.
3. Информационный отчет о результатах изучения особенностей геологического строения территории с. Атаманово, оказывающих влияние на ее радоноопасность: Отчет о НИР / ФГУ «Центр Госсанэпиднадзора в Красноярском крае» – ГПП № 53 «Феникс»; Отв. Кузьмин В.В. – Красноярск, 2003.
4. Алексахин Р.М. 42-я сессия научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН / Алексахин Р.М., Гуськова А.К. // Обзор: Бюл. Центра общественной информации по атомной энергии. – М., 1994. – № 7-8.
5. Влияние конструктивных особенностей и объемно-планировочных решений зданий на формирование концентрации радона в воздухе помещений / Назиров Р.А., Пересыпкин Е.В., Тарасов И.В., Михеев Д.А., Воеводин В.А., Кургуз С.А., // Вестник Красноярской архитектурно-строительной академии: Сб. науч. тр. Вып. 9. – Красноярск: КрасГАСА, 2006. С.68-71.
6. Кургуз С.А. Некоторые особенности и закономерности в поведении мощности дозы гамма-излучения в домах с аномальным содержанием радона в воздухе // Приложение к журналу «В мире научных открытий», Вып. 1, Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции «Научное творчество XXI века» с

международным участием, апрель 2011 г. – Красноярск: Изд-во «Научно-инновационный центр», 2011. С. 298-299.

7. Вариации мощности дозы внутри помещений в домах с аномальным уровнем радона в воздухе / Кургуз С.А., Воеводин В.А., Болотова М.В., Коваленко В.В. // «Ученые – юбилею вуза»: Сб. науч. тр. КрасГАСА. – Красноярск, 2002. С. 61-70.

ОТДАЛЕННЫЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ПЕРВОГО ЯДЕРНОГО ИСПЫТАНИЯ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ АЛТАЙСКОГО КРАЯ

А.О.Ковригин

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных и экологических проблем СО РАН, Государственное учреждение Российский онкологический научный центр им. Н.Н.Блохина РАМН, Алтайский филиал, г. Барнаул

Первое в мире ядерное испытание под названием «Троица» (Trinity) проведено 16.07.1945 г. в 5 ч. 30 мин. утра на полигоне в Аламогордо (штат Нью-Мехико, США) и считается началом ядерной эпохи. Ядерное устройство, создано на основе (Pu^{239}), мощностью 21 кт. в рамках Манхэттенского проекта (Manhattan Project) под кодовым названием «Штучка» (Gadget) (Рузе М., 1963; Groueff St., 1967; Albright J., Kunstel M., 1997; Oppenheimer R., 1980; Уолкер М., 2003; Иойрыш А.И., 2000, 2004; Мальков В.Л., 2004). Первая атомная бомба «Малыш» (Little Boy) мощностью 15 кт, созданная на основе U^{235} , взорвана в Японии 06.08.1945 г. в 8 час. 15 мин. на высоте 580 м. над г. Хиросима. Вторая бомба «Толстяк» (Fat Man), созданная на основе (Pu^{239}) мощностью 21 кт. взорвана 09.08.1945 г. в 11 час. 02 мин. на высоте 503 м над г. Нагасаки (Smyth H.D., 1945; Groves L.R., 1964; Hewlett R.G., Anderson O.E., 1969). Атомная бомбардировка мирного населения японских городов Хиросимы и Нагасаки положила начало эпохе ядерного сдерживания [1,2,3].

Первое ядерное испытание под кодовым названием «РДС-1» было проведено 29.08.1949 г. в 7 ч. утра на опытном поле учебного полигона № 2 Министерства Вооружённых Сил СССР (войсковая часть № 52605) (впоследствии переименованный в Семипалатинский испытательный ядерный полигон), расположенного на территории бывшей Казахской ССР (Визгин В.П., 1992, 1998; Барковский В.Б., 1997, 1998, 1999; Альтшуллер Л.В., 2002; Судоплатов П.А., 1997, 1999, 2001, 2005) [4,5,6]. Ядерное устройство представляло собой атомную бомбу, созданную на основе (Pu^{239}), мощностью 22 кт и размерами (массой 4,7 т, диаметром 1,5 м и длиной 3,7 м). Первый отечественный ядерный взрыв занимает особое место в испытаниях, проведенных на Семипалатинском полигоне за период с 1949 г. по 1990 г. [7,8]. По условиям проведения испытание относится к категории наземных взрывов ($H(m) = 30$). Главная цель эксперимента - испытание в интересах создания и совершенствования ядерного оружия. Минимальное расстояние от испытательной площадки (П1) опытного поля полигона и приграничного Алтайского края 150 км. При скорости смещения холодного фронта около 60 км/час, радиоактивное облако достигло приграничных населенных пунктов Угловского, Рубцовского и Локтевского районов края через 2,0 - 2,15 часа. Преобладающие южные и юго-западные направления ветров и отсутствие естественных барьеров на границах полигона и Алтайского края, способствовали прохождению радиоактивного облака над территорией Алтайского края. Испытание было проведено без учета метеорологических условий и без принятия мер безопасности от радиационного воздействия. Первый взрыв оказал значительное воздействие на население края. Изучение влияния радиационного воздействия на население началось более 40 лет после испытания, когда принятие необходимых мер радиационной защиты потеряло смысл, т. к. возможные детерминированные эффекты к 1999 г. должны были реализоваться. Отдаленные

последствия таких эффектов проявляются в понижении компенсаторных возможностей, иммунного статуса организма и, как следствие, повышение риска реализации стохастических эффектов. Вклад испытания в радиоактивное загрязнение территории Алтайского края и в облучение населения составил от 60 до 95%. Выпадения радиоактивных веществ эффективные дозы облучения в отдельных населенных пунктах превысили 1 Зв [9,10,11].

Наиболее полные данные, свидетельствующие о фактах радиационного воздействия ядерного взрыва на население края содержатся в архивах Министерства обороны РФ, и других учреждений, участвовавших в ядерных испытаниях и исследованиях, касающихся последствий испытания (Бочаров В.С. и др., 1989; Гусев Н.Г. и др., 1991; Лоборев В.М. и др., 1993, 1994, 1995, 1997; Коноваленко Ю.В. и др., 1993; Горин В.В. и др., 1993; Прокофьев О.Н., 1993; Робертус Ю.В., и др., 1993,1994; Власов О.К. и др., 1994; Дубасов Ю.В. и др., 1994; Гамаюнов К.В. и др., 1995; Барковский, А.Н., 1995). Данные измерений мощностей доз γ -излучения от выпавших радиоактивных продуктов вдоль траектории перемещения радиоактивного облака получены методом аэрогамма-съёмки местности и, в ряде случаев, проверены наземной дозиметрической разведкой. Трасса выпадения радиоактивных продуктов была прослежена радиационной разведкой на всей территории края от Угловского района до окрестностей г. Бийска. Экспозиционная доза на входе в Алтайский край на оси следа превышала 100 Р. Эффективная доза облучения населения при взрыве (> 1 сЗв) установлена в 9 районах края (Угловский, Рубцовский, Локтевский, Змеиногорский, Поспелихинский, Курьинский, Шипуновский, Красногорский, Усть-Калманский). Максимальные значения эффективных доз от взрыва в Угловском районе края составили ~ 1800 мЗв, протяженность зоны от эпицентра взрыва с дозой, превышающей 250 мЗв, - ~ 270 км. [12,13,14].

Ретроспективная оценка радиационного воздействия на население велась путем оценки архивных материалов полигона, восстановления метеорологической обстановки (температуры, влажности, скорости и направления ветра), данных по определению превышения цезия, стронция, плутония над уровнем глобальных выпадений, характера их распределения на территории края, анализа данных радиационной разведки, проводившейся в регионе Казахстан - Западная Сибирь, результатов измерений суточных выпадений β -активности на метеостанциях, фактов регистрации аномальных повышений радиационного фона, а также с помощью математического моделирования удалось реконструировать след и уровни доз радиационного воздействия [15,16,17].

Выпадения радиоактивных продуктов содержатся в результатах полевых радиометрических измерений, проведенных геолого-разведывательными партиями при поиске урановых руд в 1949 - 1965 гг. Некоторые данные о зарегистрированных повышениях радиационного фона представлены по материалам НПО «Тайфун», бывших ГПП «Березовгеология» и «Запсибгеология» (Робертус Ю.В. и др., 1993; Лоборев В.М. и др., 1994) [18].

В результате проведения научно-исследовательских работ установлено, что первый отечественный взрыв оказал наибольшее радиационное воздействие на население и радиоактивное загрязнение территории края. При ретроспективной реконструкции доз облучение радиоактивными продуктами, в основном, носило острый характер и формировалось за счет внешнего облучения. Расчеты произведены для облученной когорты населения, получившей дозы более 250 мЗв (среднее значение дозы - 800 мЗв). Кроме того, в результате испытания за счет радиоактивного йода значительному внутреннему облучению подверглась щитовидная железа. Использовано среднее значение поглощенной дозы в щитовидной железе 3 Гр. (Лоборев В. М. и др., 1994, 1995; Гордеев К. И. и др., 1995; Шойхет Я. Н. и др., 1997, 1999, 2000, 2004).

При внутреннем облучении организма накопление дозы от инкорпорированных радионуклидов продолжается в независимости от проживания на загрязненной территории. Популяционные дозы облучения населения края составляет 32224,5 чел.Зв.

Наибольший вклад в дозу внутреннего облучения человека вносит пероральное поступление в организм I^{131} ($\approx 42\%$) и Ru^{106} ($\approx 33\%$). Вклад ингаляционного поступления составляет не более 10%. Доза внешнего облучения формируется в течение 4-х суток с момента выпадения радиоактивных продуктов и составляет 70% от полной дозы внешнего облучения, в течение года – до 96%. Специфической особенностью облученного населения является преобладание лиц молодых возрастов и имеющих наибольший риск смерти от радиогенных злокачественных новообразований. Разные виды злокачественных новообразований имеют различный период смертности от момента воздействия: для лейкозов – 10-15 лет, для рака органов дыхания – 15-20, рака молочной железы – 35-40, рака органов желудочно-кишечного тракта – 45-60, для остальных раков - 40-55 лет. По отношению к спонтанному уровню всех раков радиогенный рак составляет 63% у мужчин и 100% у женщин [19,20,21].

Согласно Концепции реабилитации населения и нормализации экологической, санитарно-гигиенической, медико-биологической и социально экономической ситуации в населенных пунктах края, расположенных в зоне влияния ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне Государственной программы, утвержденной Постановлением Совета Министров Правительства РФ от 16.11.1993 № 1160 дозы облучения населения края по взрыву 29.08.1949 г. варьируют, согласно расчетам, от незначительных до значений, превышающих 200 сЗв. Суммарную накопленную эффективную дозу облучения, превышающую 25 сЗв, получило, по предварительным данным, около 40 тыс. человек, дозу в пределах 5-25 сЗв - более 270 тыс. человек. Радиационному воздействию с дозой свыше 5 сЗв подверглись территории Залесовского, Заринского, Змеиногорского, Курьинского, Локтевского, Рубцовского, Угловского, Шипуновского районов и г. Рубцовска. Превышение дозы в 5 сЗв отмечено в 169 населенных пунктах, 25 сЗв - в 49 и 100 сЗв - в 4 населенных пунктах. В зависимости от уровня радиационного воздействия население подразделяется на две категории: первая - лица, получившие суммарную (накопленную) эффективную дозу облучения, превышающую 25 сЗв, а также их дети и внуки; вторая - лица, получившие эффективные дозы облучения больше 5 сЗв, но не более 25 сЗв, а также их дети и внуки.

При формировании медико-дозиметрического регистра облученного населения и их потомков в 1-м, 2-м и 3-м поколении использованы документы районных администраций края, учреждений социального обеспечения, архивов ЗАГСа, паспортных отделов, родословные для каждой семьи для радиационно-эпидемиологического и медико-биологического исследований и анализа причинно-следственных связей с учетом наследственности. Отмечено, что 45,2% составляли лица в возрасте до 20 лет на момент испытаний, 41,9% в возрасте от 20 до 40 лет, и 12,9% - старше 50 лет, т.е. характерно для облученной когорты преобладание лиц молодого возраста. Имеются особенности в отношении полов в различных возрастных группах: 0-9 лет незначительно преобладали мужчины, в остальных группах – женщины. При анализе родословных установлено, что у 34,2% потомков 1-го поколения радиационному воздействию подверглись оба родителя, у 37,9% - один отец, у 27,9% - одна мать [22]. В настоящее время 43235 жителей, подверглись радиационному воздействию вследствие ядерных испытаний: - лица, получившим дозу облучения, превышающую 25 сЗв, - 9424, - лицам, получившим дозу облучения, больше 5, но не более 25 сЗв, - 33811. В Алтайском крае проживает 90 % облученных в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне, остальные 10 % – в других субъектах РФ. Учеными Алтайского государственного медицинского университета и научно-исследовательского института региональных медико-экологических проблем при проведенных эпидемиологических исследованиях состояния здоровья потомков облученных в 1949 г., потомков иммигрантов, прибывших в населенные пункты края после взрыва 1949 г. и детей контрольных районов установлено, что частота болезней большинства классов у детей облученных родителей существенно выше, чем у детей мигрантов и контрольных районов. Наиболее высокий уровень

заболеваемости обнаружен у детей, родители которых, проживали в момент испытания на территории с эффективной дозой более 50 сЗв.

Материалы исследования Алтайского филиала Российского онкологического научного центра им. Н.Н.Блохина РАМН, НИИ комплексных проблем гигиены и профессиональных заболеваний СО РАМН, Алтайского краевого онкологического диспансера показывают, что радиационное воздействие было прямым, на здоровье реально живущих поколений, и отставленным. Возможны отдаленные последствия радиационной травмы. Они могут проявиться в последующих поколениях, что вызывает необходимость создания системы диагностики, мониторинга, прогнозирования общественного здоровья и реабилитации населения. В 1970-1974 гг. (через 21-25 лет после первого ядерного испытания), когда в процесс воспроизводства вступила когорта женщин, получивших внутриутробно и в возрасте 0-10 лет максимальные дозы радиационного воздействия проявилось нарушение вторичного соотношения полов (до 96,6 мальчиков на 100 девочек), что является индикатором предшествующей радиационной травмы населения. На общем фоне тенденций снижения уровней показателей мертворождаемости, младенческой смертности, в том числе и от врожденных аномалий развития, определяется их «всплеск» в 1970-1979 гг., когда в процесс воспроизводства вступила когорта женщин, родившихся в 50-х годах. Рост показателей в 1991-1996 гг. связан, в том числе, и со второй волной последствий ядерных испытаний, когда основное участие в воспроизводстве принимали дочери этих женщин, родившиеся в 1975 - 1979 гг. Индикаторная для радиационного воздействия на население причина смерти (злокачественные новообразования) характеризуется высоким приростом показателей онкологической смертности населения края в 50-е и начале 60-х годов; ее «всплесками» среди детей, пришедшимися на 60-е и начало 70-х гг.; высоким уровнем онкосмертности среди населения молодых возрастных групп (20-34 года) в 60-е и в начале 70-х годов и понижением ее в последующие годы, уровни заболеваемости основной индикаторной патологией — злокачественными новообразованиями — растут (с 282,0 до 377,9 на 100 000 нас.), т. е. продолжает реализовываться отставленный эффект радиационной травмы популяции, но относительно стабильными в течение последних лет остаются показатели смертности (200,0 - 211,8 на 10^5 населения) [23-31].

В рамках федеральной программы «Семипалатинский полигон – Алтай» проводятся социальные и реабилитационные меры, направленные на устранение возможных негативных влияний ядерных испытаний, на здоровье населения. В зависимости от полученной дозы облучения население края делится на две категории:

- 1) когорта с эффективной дозой более 25 сЗв, их дети и внуки;
- 2) когорта с дозой облучения более 5 сЗв, но менее 25 сЗв, их дети и внуки.

В соответствии с концепцией, все облученное население, входящие в указанные категории, подлежат целевой диспансеризации и социальной защите. В настоящее время последствия первого ядерного испытания выражаются в основном, в радиационном поражении населения края. Радиоактивное загрязнение территории невысокое и не представляет опасности для проживания и хозяйственной деятельности. Однако на территории края остро стоят социальные проблемы, связанные с неадекватным восприятием последствий радиационного воздействия вследствие ядерных испытаний и беспокойством за здоровье детей [14].

Литература

1. Последствия ядерной войны для здоровья населения и служб здравоохранения. Доклад международного комитета экспертов в области медицины и общественного здравоохранения по выполнению резолюция WHO-34.38. - Женева: ВОЗ, 1984 г.
2. Новикова Т.А. Создание ядерного оружия в США и СССР. Общие и особенные черты. 1939 - 1949 гг.: автореф. дис. канд. ист. наук. - М., 2006. - 32 с.

3. Севрюк Н.А. Разработка и реализация атомных проектов СССР и США (1939-1949 гг.): автореф. дис. канд. ист. наук. - Челябинск, 2005. - 250 с.
4. Создание первой советской ядерной бомбы /под ред. В.Н. Михайлова - М.: Энергоатомиздат, 1995. - 448 с.
5. Ядерные испытания в СССР. Семипалатинский полигон. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. – М., 1997. - 319 с.
6. Триумф и трагедия народа. К 62-летию первого советского ядерного испытания (29.08.1949 г.) ГПНТБ СО РАН, Новосибирск, 2011 URL: http://www.spsl.nsc.ru/win/smr/atom_ltrt.htm (Дата обращения 12.03.2012).
7. Ядерное испытание 29 августа 1949 г. Радиационное воздействие на население Алтайского края. /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул, 1997. - 267 с.
8. The 29 August, 1949 Nuclear Test. Radioactive Impact on the Altai Region Population. /Shoikhet J.N. [et al]. – Barnaul: IRMEP, 1998. - 240 p.
9. Шойхет Я.Н. Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Материалы к докладу Научного совета программы /Я.Н.Шойхет [и др.]. - Барнаул, 1993. - 130 с.
10. Shoikhet Ya.N., Brukhanov V.M. Remote consequences of the Nuclear test Range for the Population of the Altai region; medical aspects. The First International Symposium of the Japan-Russia Medical Exchange Foundation and the Japan-Russia Medical Collaborative Organization on the Methods and Processes of Japan-Russia North East Asia Medical Exchange. - Niigata, 1993. - 38 p.
11. Nuclear tests at the Semipalatinsk Test Site. Radiation Impact on the Altai Region Population /Shoikhet J. N. [et al]. – Barnaul, 1999. - 86 p.
12. Исследование последствий радиационных загрязнений районов Алтайского края - Новосибирск: ИЦиГ СО РАН, 1993. - 108 с.
13. Лоборев В.М. Реконструкция доз облучения населения Алтайского края от ядерного взрыва 29 августа 1949 г. /В.М. Лоборев [и др.]. //Вестник научной программы «Семипалатинский полигон-Алтай». – 1994, №1. - С.27 - 56.
14. Последствия радиационного воздействия ядерных испытаний на население Алтайского края и меры по его социальной защите /под ред. С.К. Шойгу.- Барнаул: Изд-во АзБука, 2004. - 500 с.
15. Долговременные последствия для здоровья населения радиационного воздействия и антропогенного загрязнения окружающей среды /Я.Н., Шойхет [и др.]. //Всероссийская конференция по экономическому развитию Сибири. - Новосибирск, 1993. - С.99 - 118.
16. Медико-биологические последствия облучения населения Алтайского края. /А.И Алгазин [и др.]. //Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края: Материалы научных исследований. - Барнаул: Научный совет комплексной программы, 1993 Т. 1, кн. 3. - С.159 - 173.
17. Медицинские последствия облучения на следе ядерного взрыва. РАМН, Сибирское отделение /Я.Н. Шойхет [и др]. – Барнаул, 2002. - 380 с.
18. Аномальные повышения радиоактивного фона на территории Алтайского края /Ю.В. Робертус [и др.]. //Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. - Барнаул, 1993. Т.1, кн.1. - С. 112-116.
19. Шойхет Я.Н. Радиационное воздействие на население Алтайского края ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне/Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул, 1999. - 346 с.
20. Колядо В.Б. Потери здоровья жителей сельских населенных пунктов Алтайского края в зоне влияния ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне /В.Б. Колядо [и др]. - Барнаул, 1998. - 328 с.
21. Колядо В.Б. Потери здоровья населения от облучения радиоактивными осадками при ядерных испытаниях. Ретроспективная медико-демографическая оценка /В.Б. Колядо, Я.Н.Шойхет. - Барнаул: НИИ РМЭП, 1998. - 232 с.

22. Формирование регистра лиц, подвергшихся радиационному воздействию при испытании ядерного устройства на Семипалатинском полигоне 29 августа 1949 г. /А.И. Алгазин [и др.]. //Вестник научной программы «Семипалатинский полигон – Алтай».- 1996, № 1. - С.57 - 67.
23. Лазарев А.Ф., Шойхет Я.Н., Россоха Е.И.. Злокачественные лимфомы в Алтайском крае. - Барнаул: АГМУ РИО, 2005. - 136 с.
24. Лазарев А.Ф., Шойхет Я.Н., Петрова В.Д., Писарева Л.Ф.. Рак щитовидной железы в Алтайском крае. - Барнаул: АГМУ РИО, 2003. - 206 с.
25. Колядо В.Б. Медико-демографический анализ (на основе индикаторной патологии) здоровья населения Алтайского края за 40-летний период (1950-1990) в связи с ростом на территории экологической нагрузки. – Препринт №7. – Новосибирск, 1992. – 31 с.
26. Железникова Л.И. Радиационное загрязнение территории и врожденные аномалии развития: на примере воздействия на население Алтайского края испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне: дис. канд. биол. наук. - Новокузнецк, 2000. - 148 с.
27. Шойхет Я.Н. Злокачественные новообразования кожи в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2003. - 163 с.
28. Шойхет Я.Н. Рак печени в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2004. - 211 с.
29. Шойхет Я.Н. Рак толстой кишки в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2006. - 212 с.
30. Шойхет Я.Н. Злокачественные опухоли костей в Алтайском крае/Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2004. - 184 с.
31. Шойхет Я.Н. Рак лёгкого в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2006. - 158 с.

РЕКОНСТРУКЦИЯ УРОВНЕЙ СОДЕРЖАНИЯ РАДОНА В ВОЗДУХЕ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ МОНИТОРИНГА МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ ВНУТРИ ПОМЕЩЕНИЙ

С.А. Кургуз, В.А. Воеводин

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

В ходе масштабных работ по обследованию жилой застройки с. Атаманово Сухобузимского района Красноярского края и детальным многолетним наблюдениям в домах с аномальным содержанием газа радона-222 (свыше 1 кБк/м³) в воздухе помещений неоднократно фиксировались значения МД гамма-излучения, существенно отличающиеся от средних значений, полученных для однотипных строений. При достаточно высоком содержании радона повышение МД гамма-излучения может быть значительным и отличаться от среднего в два и более раза [1, 2]. Причем такое повышение мощности дозы гамма-излучения не было обусловлено как высоким содержанием естественных радионуклидов в стройматериалах, так и наличием каких-либо техногенных источников гамма-излучения внутри помещений. При этом вариации МД гамма-излучения подчиняются лишь динамике изменений уровня радона, и определяются содержанием гамма-излучающих дочерних продуктов распада (ДПР) газа в объеме помещения. На рис. 1 показан один из примеров совместного поведения уровней содержания радона в воздухе и МД гамма-излучения в помещении.

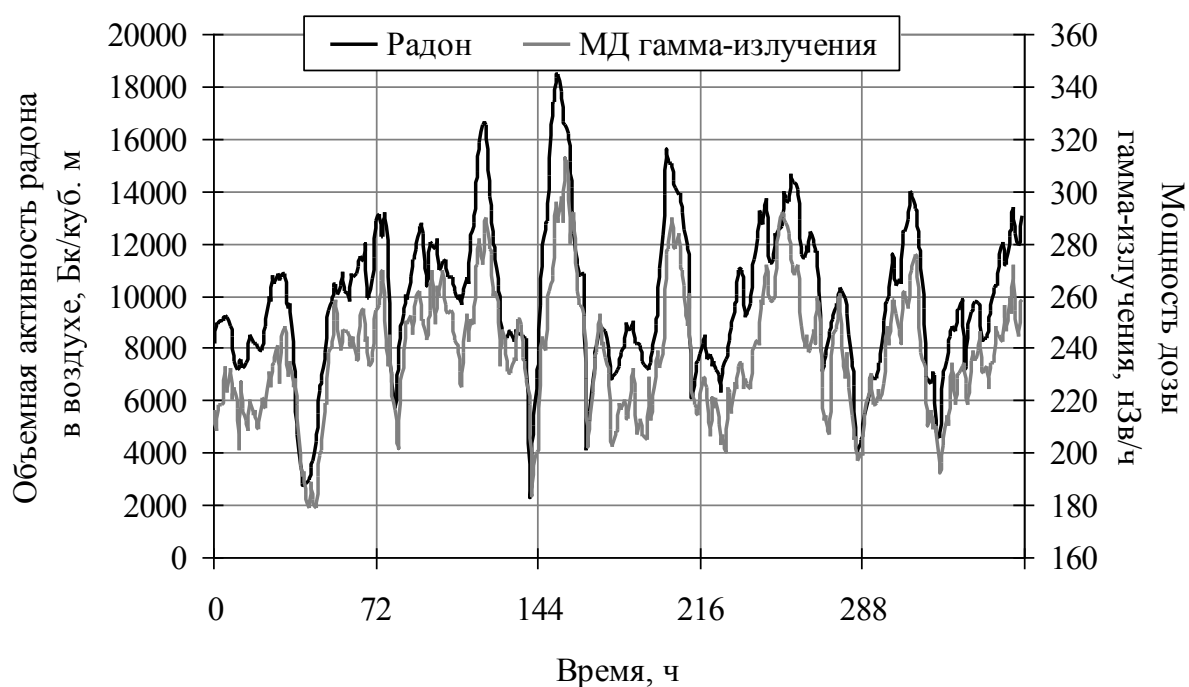


Рис. 1. Результаты мониторинга МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе жилого помещения, расположенного на 1 этаже, с. Атаманово, ул. Связи, д. 42-2 (начало измерений 26.10.1998 г.)

Было установлено, что для различных помещений величина подобных вариаций МД гамма-излучения относительно регистрируемых значений объемной активности (ОА) радона в воздухе может быть различной. На рис. 2 показаны характерные примеры количественных связей между значениями МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе помещений в однотипных и идентичных по исполнению домах с аномальным содержанием радона по ул. Связи с. Атаманово. Результаты, полученные в разное время и при различных условиях, можно с большой степенью достоверности аппроксимировать линейной функцией, угол наклона которой к оси абсцисс нами и рассматривался в качестве коэффициента пропорциональности изменений МД гамма-излучения или показателя роста (ПР) МД гамма-излучения (сокр. ПРМД) относительно изменения уровня ОА радона в воздухе, $((\text{нЗв}\cdot\text{м}^3)/(\text{час}\cdot\text{Бк}))$.

Обращает на себя внимание то, что результаты, полученные в разное время, независимо от величины ОА в воздухе, а также в разных домах при равном пространственном положении точек наблюдений относительно планировки квартир (2, 3, 4 на рис. 2) характеризуются равной или близкой по значению величиной ПРМД. При этом их математическое описание отличается лишь начальными значениями МД гамма-излучения в точках наблюдений внутри помещений (160 и 150 нЗв/ч). Начальные значения МД гамма-излучения для этих точек наблюдения были получены в летнее время при открытых в домах окнах и дверях, когда содержание радона в воздухе помещений не превышала $100 \text{ Бк}/\text{м}^3$ [1]. Для других точек наблюдений в нормальных условиях микроклимата, равно как и для помещений в целом (1 и 5 на рис. 2), величина ПРМД заметно варьируется.

Следует отметить, что необходимы условия наличия минимально-достаточного уровня содержания радона в воздухе для достоверной регистрации роста МД гамма-излучения в помещениях различного объема. В данном случае под достоверностью мы понимаем рост МД гамма-излучения, численно превышающий рядовое (фоновое) значение не менее чем на 30 % – основное условие корректного и достоверного

определения величины в практической дозиметрии. Эти условия для нормальных показателей среды внутри помещений показаны на рис. 3.

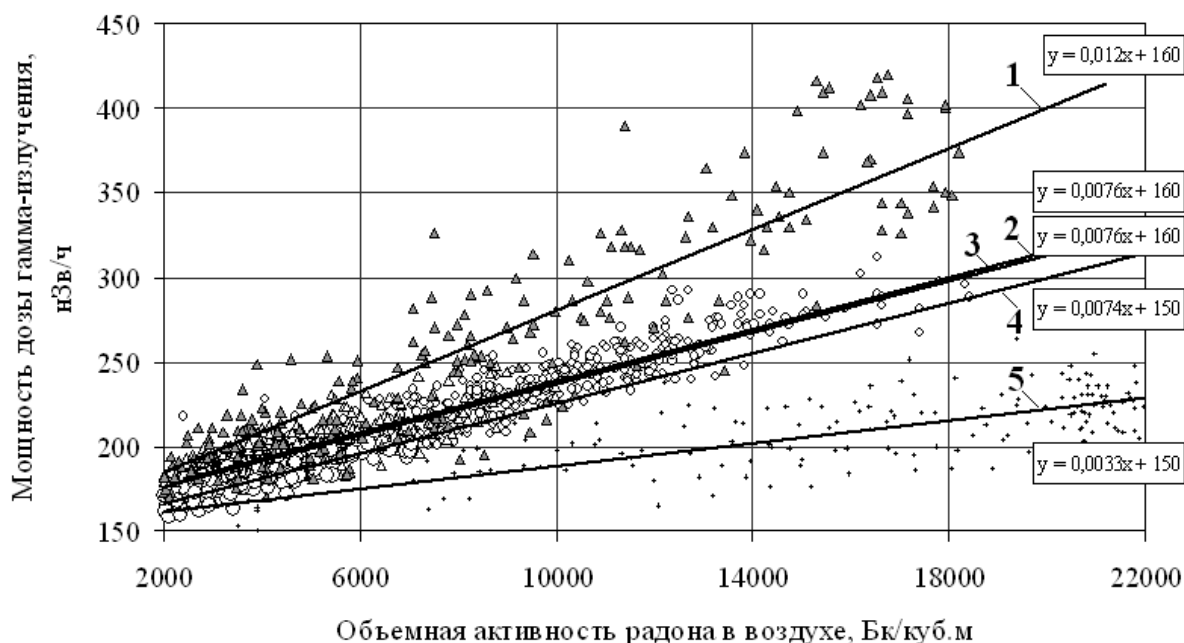


Рис. 2. Количественная связь между МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе помещений с. Атаманово Красноярского края: 1 – ул. Связи, д. 42-2, центр квартиры (с 24.08.1999 г, продолжительность – 359 ч); 2 – ул. Связи, д. 42-2, гостиная (с 26.10.1998 г, продолжительность – 358 ч); 3. – ул. Связи, д. 42-2, гостиная (с 30.09.1999 г, продолжительность – 524 ч), 4 – ул. Связи, д. 44-2, гостиная (с 09.06.1998 г, продолжительность – 202 ч); 5 – ул. Связи, д. 44-2, подвальное помещение (с 24.05.2000 г, продолжительность – 161 ч).

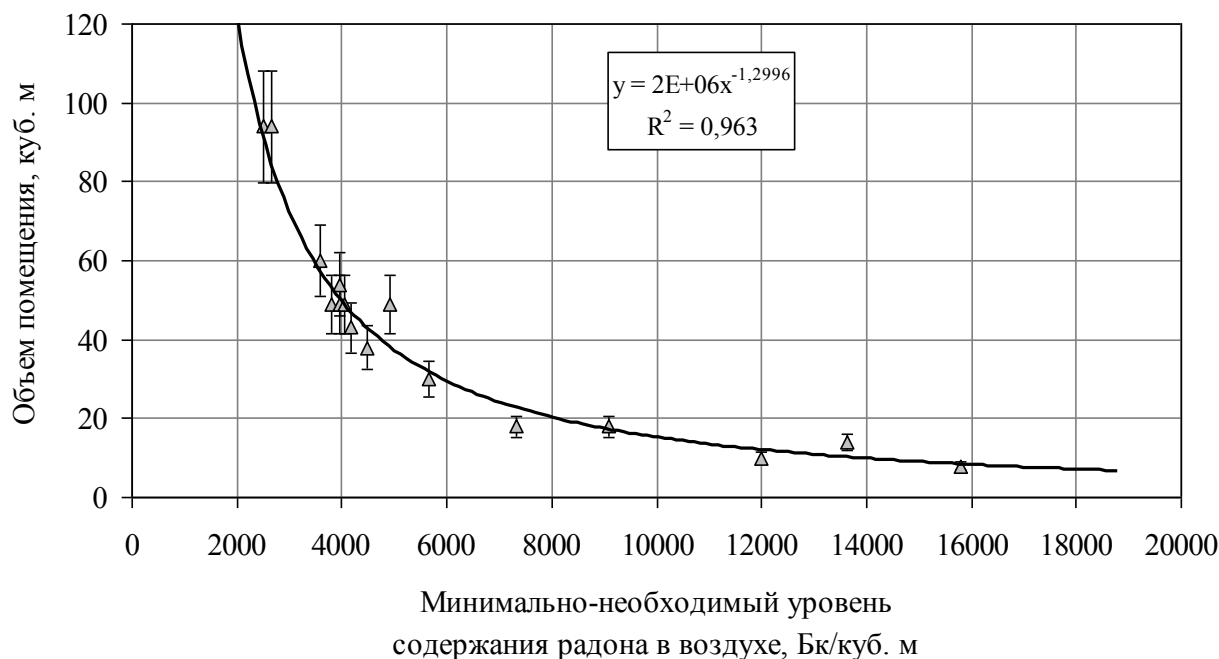


Рис. 3. Условия наличия минимально-необходимого уровня содержания радона в воздухе для достоверной регистрации роста МД гамма-излучения в помещениях

Было установлено, что величина ПРМД пропорциональна внутреннему объему комнат и значениям коэффициента равновесия газа и его ДПР в воздухе. На рис. 4 показаны экспериментальные данные зависимости величины ПРМД от внутреннего объема помещений. Данные были получены при проведении непрерывных и неоднократных инструментальных измерений длительностью не менее 2 суток в точках, расположенных преимущественно по центру различных помещений с аномальным содержанием радона в воздухе на высоте 1..1,5 м от пола.

Измерения проводились с привлечением многопараметрических радоновых монитор-дозиметров «AlphaGUARD PQ2000», один из которых – со встроенным гамма-каналом, и непрерывного измерителя мощности эквивалентной дозы гамма-излучения «GammaTracer», производства «Genitron Instruments GmbH» (Германия).

На рис. 4 видно, что в помещениях большего объема коэффициент пропорциональности изменений МД гамма-излучения будет выше, независимо от величины уровня радона в воздухе. При этом общая зависимость величины ПРМД гамма-излучения от объема помещений ($V_{\text{пом}}$) не носит линейный характер, но может предварительно быть описано (для идентичной геометрии воспроизведения измерений в нормальных условиях среды) эмпирическим уравнениями вида: $Y=0,023 \cdot (1-\text{EXP}(-0,007 \cdot X))$ или $Y=(-0,0000006 \cdot X^2)+(0,0002 \cdot X)$ в коридоре погрешности $\pm 15\%$, что является удовлетворительным условием для радиометрических и дозиметрических измерений.

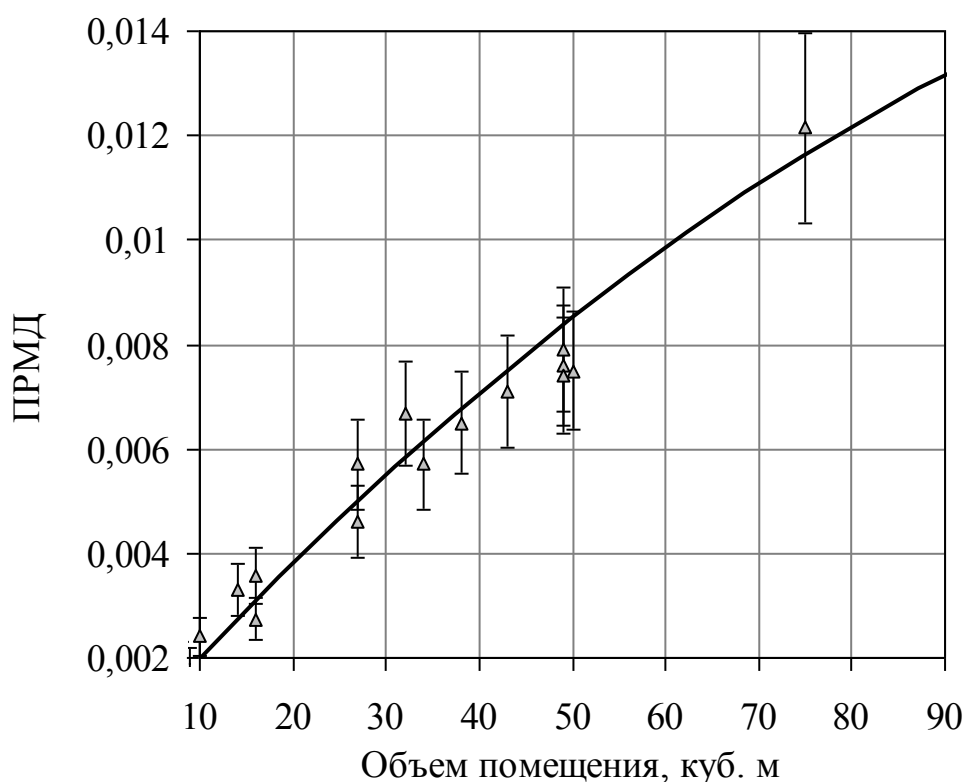


Рис. 4. Экспериментальные данные зависимости величины ПРМД ((нЗв·м³)/(час·Бк)) от объема помещений

С целью оценить правильность подобной интерпретации результатов многолетних наблюдений, был организован следующий эксперимент.

В произвольной точке квартиры д. 42-2 (с. Атаманово, ул. Связи) устанавливались на 2 суток два типа приборов AlphaGUARD PQ2000 и GammaTracer. После периода

сверочных испытаний с целью определения соотношения изменений МД гамма-излучения к ОА радона в воздухе, в контрольной точке оставался только GammaTracer в неизменном положении на несколько недель. GammaTracer располагался ближе к углу помещения гостиной вдоль несущей стены на уровне пола. Выбор местоположения контрольной точки ограничивался преимущественно, исходя из пожеланий, проживающих на тот момент жильцов.

В течение всего времени эксперимента вблизи GammaTracer было также произведено несколько нерегулярных, в том числе и инспекционных измерений содержания радона в воздухе приборами AlphaGUARD. Цель эксперимента предусматривала реконструкцию вариаций уровня радона в помещении по результатам измерений МД гамма-излучения. Предполагалось также, что на всем протяжении эксперимента значение ПРМД будет оставаться постоянной или его изменения будут не критичны для конечного результата. Результаты реконструкции уровней радона в воздухе помещения по результатам длительного мониторинга МД гамма-излучения показаны на рис. 5.

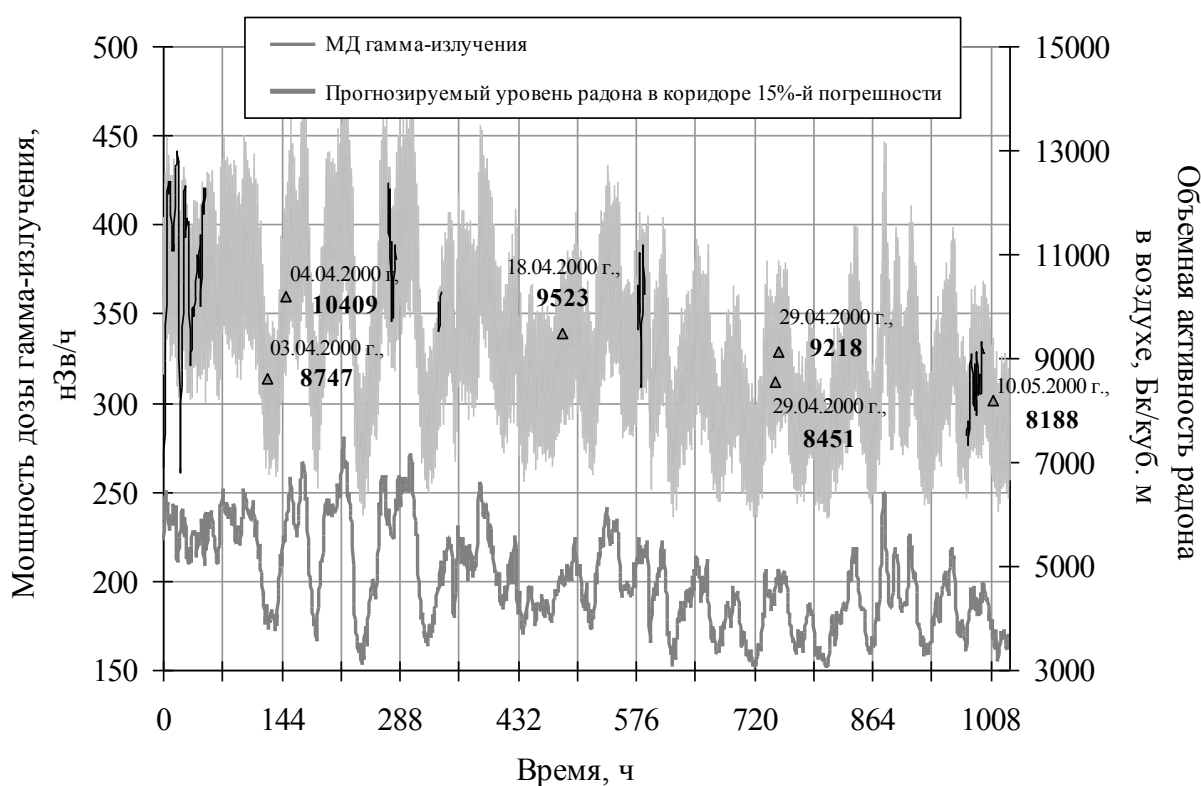


Рис. 5. Реконструкция уровней радона в воздухе помещения на 1 этаже по результатам мониторинга мощности дозы гамма-излучения, с. Атаманово, ул. Связи, д. 42-2 (начало 28.03.2000 г., экспозиция – 60 мин.)

Видно, что фактические результаты измерений содержания газа радона в воздухе укладываются в коридор 15%-й погрешности для прогнозируемых (реконструируемых) его уровней по результатам измерений МД гамма-излучения. При этом по результатам фактических измерений величина ПРМД гамма-излучения изменялись несущественно в диапазоне от $4,2 \cdot 10^{-3}$ до $5,1 \cdot 10^{-3}$, при среднем значении $4,6 \cdot 10^{-3} \pm 0,4 \cdot 10^{-3}$ и является близким к первоначально-определимому значению.

Таким образом, полагаем доказанным принципиальную возможность оценки (прогноза, реконструкции) уровней радона с приемлемой точностью по результатам непрерывных измерений мощности дозы гамма-излучения, т.е. на основании рассчитанного заранее значения ПРМД и измеренных фоновых значений для конкретной

точки помещения в нормальных условиях среды. Это позволяет, с нашей точки зрения, величину ПРМД рассматривать как самостоятельную характеристику для помещений с различными линейными размерами, а также, при необходимости, и как характеристику корректности выполнения тех или иных видов радиоэкологических исследований в различных пространственных условиях.

Подобная реконструкция уровней радона по результатам измерений МД гамма-излучения в помещениях, как самостоятельный вид радонометрических исследований, несомненно, будет эффективной при значениях уровней газа в воздухе помещений существенно выше 1 кБк/м^3 , поскольку прирост МД при активностях ниже составит лишь 10 нЗв./ч – величины достоверно не определяемой. Можно оценить лишь динамику таких малых изменений МД гамма-излучения с течением длительного времени [3]. Однако, на наш взгляд, у подобного приема имеются ряд преимуществ, более предпочтительных в сравнении с другими радонометрическими методами для решения целого комплекса практических задач в условиях, предполагающих кардинальное изменение радоновой ситуации. Стоимость средств измерений МД гамма-излучения несоизмерима низка в сравнении с устройствами для оценки уровней радона или его ДПР в воздухе, длительно работающих в режиме реального времени. Простота принципиальной схемы подобных средств для регистрации гамма-квантов определяет их малые размеры, длительность автономной работы в неблагоприятных условиях среды, а также гибкость их интеграции в системы наблюдения за различными показателями делают их привлекательными для возможного практического применения при решении ряда задач прикладной радонометрии. Например, для оценки и прогноза состояния грунтовых оснований и фундаментов зданий, находящихся над магистралями метрополитенов, а также о возможности предварительного прогноза ухудшения сейсмической обстановки.

Литература

1. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово / Арефина Л.Г., Болотова М.В., Воеводин В.А., Коваленко В.В., Кургуз С.А. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 52-54.
2. Вариации мощности дозы внутри помещений в домах с аномальным уровнем радона в воздухе / Кургуз С.А., Воеводин В.А., Болотова М.В., Коваленко В.В. // «Ученые – юбилею вуза»: Сб. науч. тр. – Красноярск: КрасГАСА, 2002. С. 61-70.
3. Собянина Е.В. Природные причины изменчивости γ -фона / Собянина Е.В., Григорьев А.И., Коваленко В.В. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 561-564.

ВЛИЯНИЕ ВЛАЖНОСТИ НА ВАРИАЦИИ МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ В УСЛОВИЯХ АНОМАЛЬНОГО СОДЕРЖАНИЯ РАДОНА В ВОЗДУХЕ

С.А. Кургуз, А.И. Григорьев

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

В практике радиоэкологических исследований нередко случаи существенного (в 2 и более раз) повышения мощности дозы (МД) гамма-излучения, как в домах, так и на других объектах с аномальным содержанием радона в воздухе [1, 2, 3, 4]. Так, например, уровень объемной активности радона в воздухе помещений, при котором заметно (на 10...15%) возрастает МД гамма-излучения в помещениях, по проведенным оценкам

составляет 700-800 Бк/м³. Несмотря на возможные вариации фоновых значений МД гамма-излучения вне зданий, большая часть подобных примеров в известной мере, с учетом регистрируемых уровней объёмной активности радона в воздухе, внутреннего объема и конфигурации помещений, может быть легко описана математически [5]. Однако некоторые примеры зачастую не поддаются адекватному описанию, и в подобных случаях заметное повышение МД гамма-излучения, как правило, наблюдается при существенно меньшем содержании радона в воздухе. В первую очередь это относится к помещениям с повышенной влажностью или запыленностью воздуха, а также к результатам длительного мониторинга МД гамма-излучения на открытой местности при продолжительных туманах [6, 7]. В таких случаях на величину МД влияют два противоположных процесса: увеличение содержания паров воды (или пыли) в воздухе, с одной стороны, способствует снижению (экранированию) интенсивности гамма-излучения дочерних продуктов распада (ДПР) радона, с другой стороны, повышает объёмную концентрацию радона и его ДПР в воздухе за счёт растворения радона в каплях влаги и адсорбции ДПР на поверхности капель и частиц пыли.

Естественно, что подобные процессы сопровождаются значительными вариациями коэффициента равновесия между активностью радона и его ДПР в воздухе. При этом такие вариации могут быть обусловлены самыми разными причинами. Наиболее убедительным выглядит следующее описание:

При распаде атома радона образуется свободный ион Po-218. Молекулы водяного пара и атомы атмосферных газов мгновенно окружают его, образуя кластер диаметром 2...20 нм. Такой кластер, как и ион Po-218, могут рассматриваться как свободные, простые и несвязанные продукты распада, которые имеют высокую подвижность и через 10...100 с связываются с пыле-аэрозольными частицами размером 50...500 нм. Po-214, образующийся при альфа-распаде связанного Po-218, может остаться связанным с аэрозольной частицей или высвободиться в результате акта отдачи. Bi-214, образующийся при распаде связанного Po-214, обычно остается в связанном состоянии, поскольку энергия отдачи при бета-распаде недостаточна для выброса свободного иона. Скорость осаждения связанных продуктов распада радона примерно в 100 раз меньше, чем свободных, в соответствии с этим роль осаждения связанных продуктов распада, как механизма удаления активности, пренебрежимо мала по сравнению с процессами радиоактивного распада [8, 9]. Таким образом, удельная активность ДПР радона в запыленном и влажном воздухе может значительно превосходить активность самого радона и особенно при условиях интенсивного дополнительного переноса связанных ДПР из одного помещения в другое. Однако эти предположения нуждаются в экспериментальном подтверждении. Но косвенно это подтверждается следующими наблюдениями. Накопление пыле-аэрозольных частиц в приземном слое воздуха наблюдается при продолжительных туманах и степень загрязненности воздуха тесно связана с началом и окончанием отопительного сезона [6]. Подобные обстоятельства в отсутствии ветра характеризуются также значительным (до 30 % и выше) и продолжительным по времени (до нескольких часов или даже дней) увеличением МД внешнего гамма-излучения при его длительном автономном мониторинге [7].

С целью проверки правильности подобных утверждений нами был выполнен многодневный (почти 19 суток) эксперимент в герметичном эманационном контейнере с внутренним объемом 4 м³ с привлечением специальной версии многопараметрического радонового монитор-дозиметра «AlphaGUARD PQ2000», метрологически поверенного в качестве рабочего эталона, со встроенным гамма-каналом и приставкой для определения содержания ДПР радона в воздухе «WL-Meter» с интегрированным интерфейсом. Внешний вид контейнера и положение прибора внутри него показано на рис. 1.

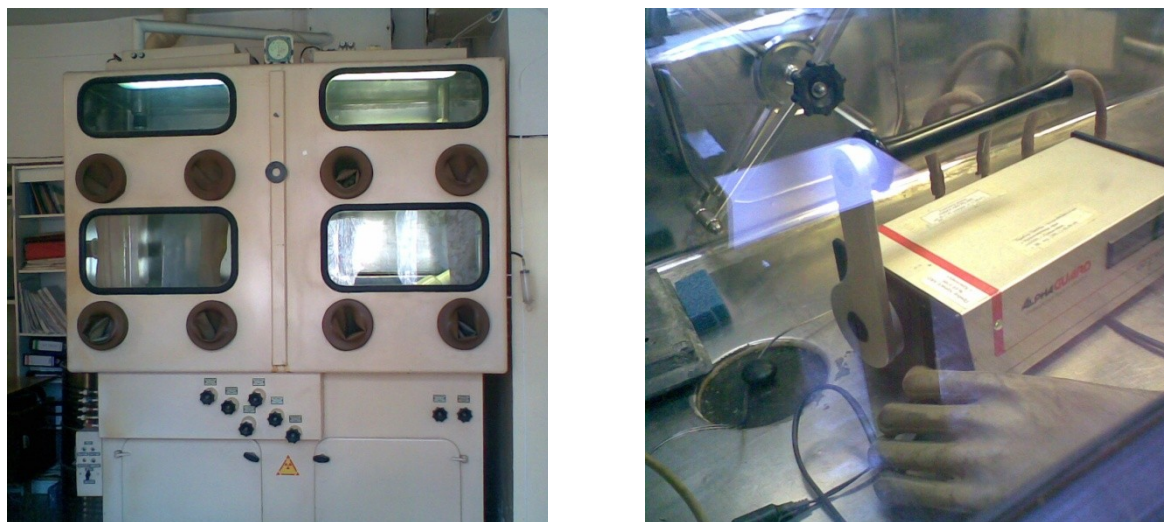


Рис. 1. Внешний вид эманационного контейнера и положение прибора при проведении эксперимента по изучению влияния влажности на вариации МД гамма-излучения (г. Красноярск, ул. Сопочная, д. 38)

Требуемая активность радона создавалась разгерметизацией сосуда (генератора радона) с образцом породы Усть-Ангарского уранового месторождения (Красноярский край), помещенного в защитный свинцовый домик внутри эманационного контейнера. Изменение влажности осуществлялась при помощи бытового увлажнителя воздуха, также помещаемого внутрь контейнера. На всем протяжении эксперимента внутри контейнера также работал вентилятор, и положение оборудования и средств измерений оставалось неизменным. Результаты эксперимента показаны на рис. 2. Точки А1, А2 и А3 – моменты разгерметизации генератора радона длительностью в 10 минут. Точки w1 и w2 – моменты включения бытового увлажнителя внутри контейнера длительностью в 10 минут.

В течение первых 65 ч никаких манипуляций не производилось. Слабый рост активности радона в этот период был обусловлен, по-видимому, недостаточной герметизацией генератора радона. Тем не менее, видно, что достижение активности радона в контейнере до 2000 Бк/м^3 не вызвало видимых изменений МД гамма-излучения внутри контейнера, а защита свинцом генератора радона признана удовлетворительной.

При оценке и обобщении полученных результатов в качестве основного показателя рассматривалась не фактическая величина МД гамма-излучения, а коэффициент пропорциональности изменений или показатель роста (ПР) МД гамма-излучения (сокр. ПРМД) относительно изменения уровня объемной активности радона в воздухе, $((\text{нЗв}\cdot\text{м}^3)/(\text{час}\cdot\text{Бк}))$ [2, 5].

В момент времени, соответствующей положению на графиках точки А1 было резко увеличено содержание радона в воздухе контейнера до 14 кБк/м^3 , что привело к немедленному росту МД гамма-излучения ориентировочно на 35-40 нЗв/ч. Далее падение активности радона соответствовало картине его радиоактивного распада. В момент w1 был включен бытовой увлажнитель, для чего пришлось кратковременно (в течение 4 мин) разгерметизировать шлюз эманационного контейнера, что видно по небольшому скачкообразному снижению содержания радона внутри контейнера до 7 кБк/м^3 . Влажность внутри контейнера в последующие 80 ч выросла с 23 до 59 %.

Далее в момент w2 влажность воздуха намеренно повысили практически до 90 % и оставили систему еще на 120 ч до нового повышения активности радона внутри контейнера в момент А2, а затем и А3.

Таким образом, на отрезке А1-А2 мы имеем три уровня влажности от 23 до 90 % в течение которого падение МД гамма-излучения затем сменилось небольшим, но заметным ее ростом. Для отрезков А1-w1, w1-w2, w2-А2 величина ПРМД (приведенной к нЗв/ч с

учетом начального фона равного 135 нЗв/ч оказалась различной: 0,003, 0,0034 и 0,0068 соответственно, т.е. величина отклика МД гамма-излучения увеличилась сначала на 9 %, а затем и более чем в два раза. Данная ситуация может быть иллюстрирована рис. 3, на котором видно, что своего рода «критическим» барьером влажности является отрезок 65-75 %, при котором увеличение МД составит уже десятки процентов.

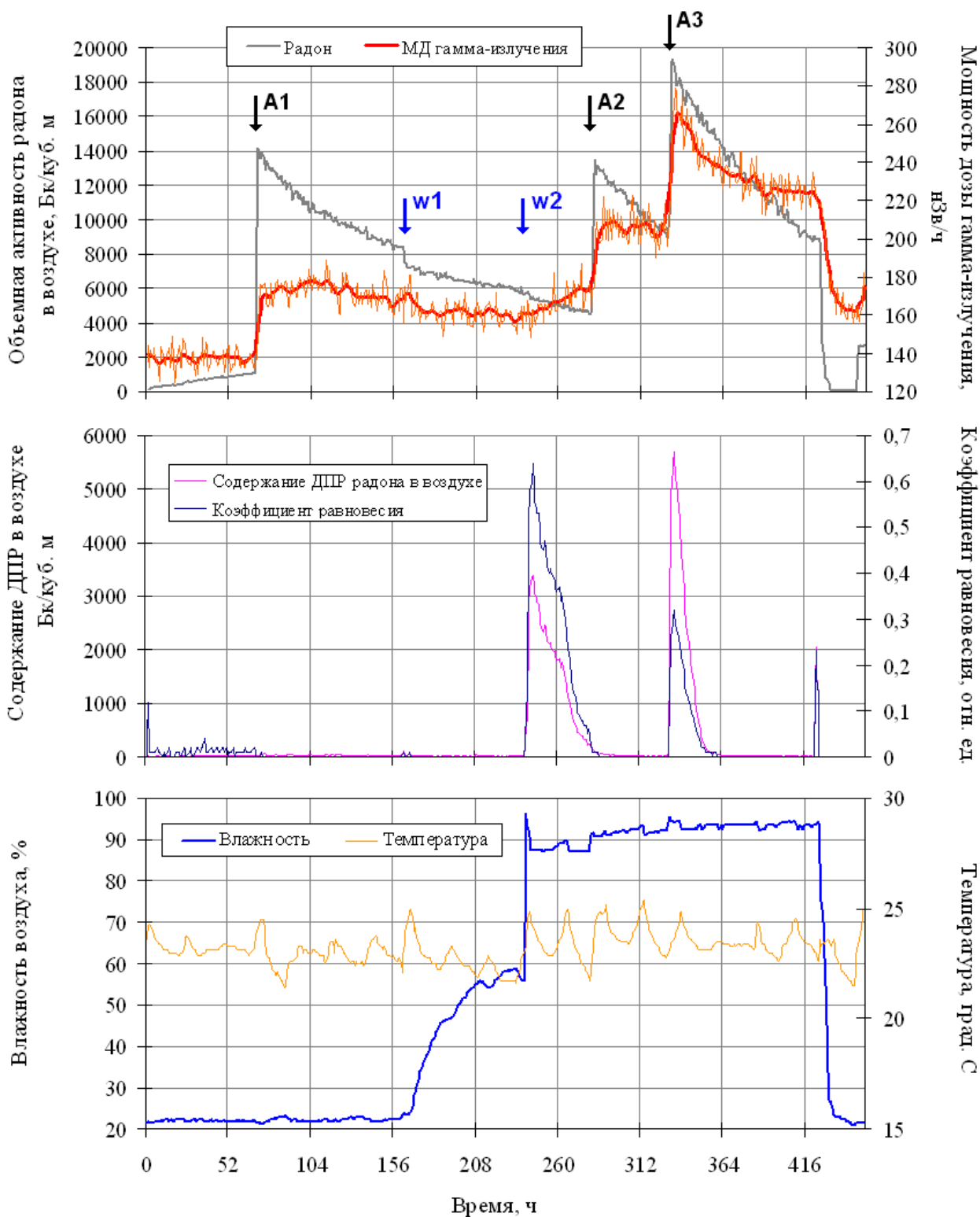


Рис. 2. Результаты эксперимента по изучению влияния влажности воздуха на вариации МД гамма-излучения внутри эманационного контейнера (11.03.2011 г – 30.03.2011 г, экспозиция – 60 мин)

Это также наглядно видно на рис. 2, когда создаваемые практически равные активности в моменты $A1$ и $A2$ вызывают практически вдвое отличающиеся друг от друга уровни МД гамма-излучения внутри контейнера.

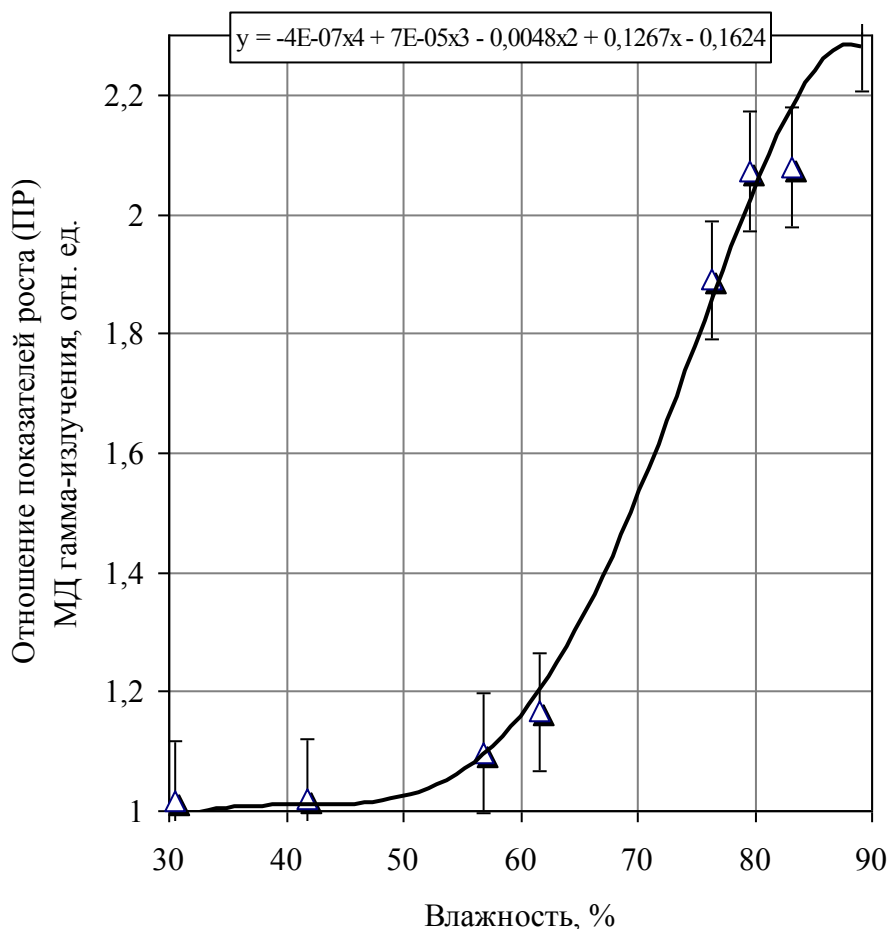


Рис. 3. Зависимость величины ПРМД от влажности воздуха в эманационном контейнере

Характерно, что величина ПРМД на отрезке $w2-A2-A3$ практически не меняется и составляет $0,0068 \pm 0,002$. Подобное, на наш взгляд, возможно лишь при условии резкого увеличения содержания ДПР в воздухе, когда скорость их осаждения на стенки контейнера становится пренебрежимо малой. Это также хорошо видно на нижнем графике, когда, начиная с момента повышения влажности $w2$, коэффициент равновесия составил 0,65, что является характерным для помещений лишь с внутренним объемом равным или свыше 350 м^3 при нормальных условиях влажности и минимальной запыленности. Обычное (многократно подтверждаемое экспериментально) значение коэффициента равновесия в эманационном контейнере составляет 0,02...0,04. Таким образом, только лишь за счет повышения влажности удалось увеличить это значение более чем в 20 раз. Постепенный спад значений коэффициента равновесия обусловлен, по-видимому, намочением фильтра на детекторе, в результате чего снизилась регистрирующая способность приставки «WL-Meter» для определения содержания ДПР в воздухе. Это обстоятельство также подтверждается и в момент $A3$, когда резкое увеличение активности газа радона в условиях влажности более 90 % вызвало видимый рост коэффициента равновесия лишь до значения 0,33, при этом МД гамма-излучения выросло более значительно.

Таким образом, можно констатировать, что, озвученные ранее предположения о механизме образования в воздушной среде «долгоживущих» совместных кластеров ДПР радона и аэрозолей подтверждены. Подобное обстоятельство, в свою очередь, позволяет

рассматривать влажность среды, как фактор, способствующий при определенных условиях кардинальному изменению картины поведения МД гамма-излучения от изменений активности радона в воздухе.

Литература

1. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово / Арефина Л.Г., Болотова М.В., Воеводин В.А., Коваленко В.В., Кургуз С.А. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 52-54.
2. Вариации мощности дозы внутри помещений в домах с аномальным уровнем радона в воздухе / Кургуз С.А., Воеводин В.А., Болотова М.В., Коваленко В.В. // «Ученые – юбилею вуза»: Сб. науч. тр. – Красноярск: КрасГАСА, 2002. С. 61-70.
3. B.S. Vajwa et al. A combination study of indoor radon and gamma radiation levels in Tusham ring complex / ELSEVIER, Radiation Measurements 43 (2008) S475 – S478.
4. Дозы облучения населения Красноярского края / Григорьев А.И., Коваленко В.В., Панкратов Л.В., Собянина Е.В. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 163-166.
5. Кургуз С.А. Некоторые особенности и закономерности в поведении мощности дозы гамма-излучения в домах с аномальным содержанием радона в воздухе // Приложение к журналу «В мире научных открытий», Вып. 1, Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции «Научное творчество XXI века» с международным участием. – Красноярск: Изд-во «Научно-инновационный центр», 2011. С. 298-299.
6. Швер Ц.А. Климат Красноярска / Швер Ц.А. Герасимова А.С. // Ленинград Гидрометеоздат, 1982, 229 с.
7. Собянина Е.В. Природные причины изменчивости γ -фона / Собянина Е.В., Григорьев А.И., Коваленко В.В. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 561-564.
8. Доклад НКДАР ООН, Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации, изд. Мир, 1992, т. 1., 534 с.
9. Отчет НКДАР ООН, Источники, эффекты и опасность ионизирующего излучения, изд. РАДЭКОН, 2002, т. 1., 306 с.

ВЛИЯНИЕ ВОДОПОГЛОЩЕНИЯ ГОРНОЙ ПОРОДЫ НА ЭМАНИРУЮЩУЮ СПОСОБНОСТЬ

С.А. Кургуз, И.В. Тарасов

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

Несмотря на длительную историю исследований эманирования различных веществ, вопрос о влиянии содержания поровой влаги на эманирование горных пород до сих пор остается открытым. Вместе с тем, известно, что влажность это практически единственный внешний фактор в условиях нормальных температур и давления естественной среды, который может существенно влиять на эманирование. Учитывая широкий диапазон изменения естественной влажности горных пород, исследования в данной области представляются нам крайне актуальными. Существующие на сегодняшний день точки зрения на подобную проблему у многих авторов порой кардинально отличаются и зачастую противоречат друг другу: от объяснений о незначительном влиянии влажности на радоновыделение из горных пород и строительных материалов (на уровне процентов)

до крайне значительных (в десятки процентов) изменений их фактической эманлирующей способности.

Так, например, в литературе наиболее распространено мнение, что увеличение степени заполнения пор породы водой препятствует выходу радона из порового пространства и, соответственно, приводит к снижению коэффициентов эманлирования породы, т. е. при увеличении влажности породы уменьшается коэффициент диффузии в пористой среде. Данное положение подтверждается, например, работами И.Е. Старика и его сотрудников [1, 2, 3]. В этих и других работах, посвященных изучению эманлирования радиоактивных руд и минералов [4] приведены результаты исследований эманлирования урановых минералов и дана оценка влияния ряда физических факторов на процесс эманлирования. Так, например, в сухом песке авторами [4] было получено значение коэффициента диффузии $D = 6,5 - 7 \cdot 10^{-2}$ (см²·с⁻¹), а при влажности 15 % коэффициент диффузии равен $D = 1,5 - 2 \cdot 10^{-2}$ (см²·с⁻¹).

Позднее В.Л. Шашкин и М.И. Пруткина в работах [5, 6] обобщили имеющийся накопленный материал и предприняли попытку его объяснения с единых позиций на основе анализа результатов своих экспериментов и описанных в литературе экспериментов других исследователей [7]. Полученные данные позволили установить, что атомы отдачи удерживаются в капиллярах пленочной водой, покрывающей их стенки, а дальнейшее движение атомов зависит от динамического равновесия адсорбции и десорбции радона на стенках капилляров. Также в работах [8, 9] было показано, что выход радона из образцов и его перенос через пористую среду в существенной степени зависит от влажности материала и при значительной пористости и полном насыщении пор материала воздухом коэффициент диффузии (K_D) радона в этом материале будет приближаться к K_D в воздухе ($(1,0 - 1,3) \cdot 10^{-5}$, м²/с), а при насыщении его водой к K_D в воде ($(1,1 - 1,6) \cdot 10^{-9}$, м²/с). По-видимому, в узких капиллярах эманация передвигается не путём диффузии в воздухе, а в результате более сложного процесса, в который входит и адсорбционное взаимодействие. При этом атомы отдачи, с одной стороны, могут тормозиться адсорбированной на стенках капилляров водой, а с другой стороны вода, способна уменьшать эффект адсорбции.

Существует и другая точка зрения о крайне незначительном влиянии влажности на радоновыделение из горных пород. Так, например, в работе [10] утверждается, что предположение о значительном влиянии на процесс переноса радона жидкой или парообразной влаги пока не доказано, а авторы другой работы [11] однозначно показывают неспособность такого физического фактора, как влажность материала, сколько-нибудь существенно влиять на уровень его радоновыделения. При этом в своих исследованиях песчано-глинистых пород авторы оппонируют к данным, полученных Г.Ф. Новиковым [12] для образцов урановых руд, показанных на рис. 1.

Практика нашей многолетней работы показывает и позволяет утверждать, что для различных горных пород и строительных материалов с повышенным содержанием радия-226 наблюдаются принципиально разные картины влияния влажности на радоновыделение. От практически несущественного изменения (на несколько процентов) коэффициента эманлирования образцов при варьировании их влажности в широких пределах (от сухого – к состоянию их полного водопоглощения) до абсолютно кардинальных изменений коэффициента эманлирования в десятки процентов. Примером могут служить данные, приводимые в работе [13], в которой показана изменчивость радоновыделения в 1,5 раза для образца горной породы, помещаемого в качестве источника газа радона в герметичный контейнер при различной относительной влажности среды.

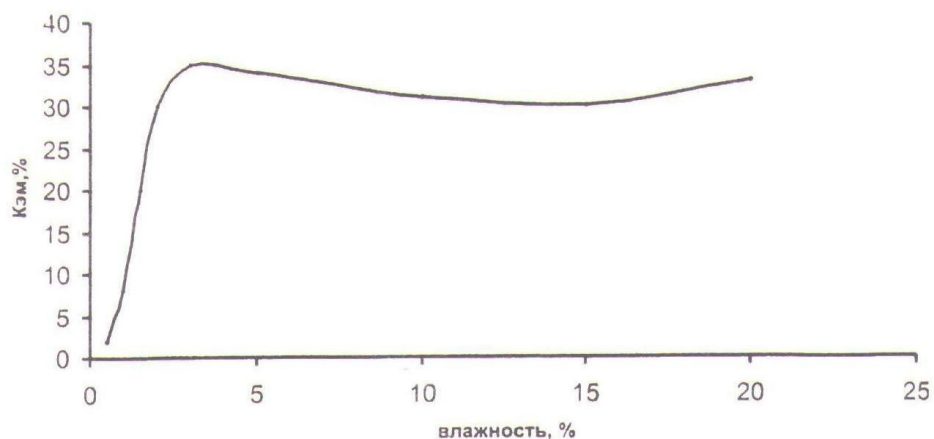


Рис. 1. Изменение коэффициента эманирования урановых руд с повышением влажности [11]

Исследуемый образец горной породы был взят из рудного отвала «Согренский» в пределах Усть-Ангарского месторождения, расположенного на правом берегу Ангары в районе юго-западной окраины пос. Усть-Ангарск Красноярского края. Отвал был образован в результате проходки четырех разведочно-эксплуатационных штолен в скальном береговом уступе высотой около 40...43 м и занимает участок берега от подножья уступа до уреза воды реки Ангары (рис. 2 и 3). Общий вид отвала напоминал усеченный конус и веерообразную форму в плане с максимальными размерами основания 70 × 36 м (на момент осени 2006 г). Высота выровненной верхней площадки над урезом воды в меженный период составляла 6 – 7 м и определялась уровнем воды в реке (рис. 3). При этом конфигурация внешней границы отвала со стороны Ангары регулярно претерпевала изменения в связи с постоянным размывом рекой, особенно в паводковые периоды. С поверхности горная масса отвала представляла собой не связанный дресвяно-щебнисто-глыбовый агрегат горных пород (доломитизированных известняков) с незначительным количеством песчаной и суглинистой фракции. Границы рудного отвала Согренского участка отчетливо фиксировались по показателю мощности дозы (МД) гамма-излучения. При этом около 78...80 % площади отвала занимают породы, обладающие МД гамма-излучения более 0,3 мкЗв/ч, около 45–50 % – более 0,6 мкЗв/ч и около 25 % – более 1,0 мкЗв/ч [14].

После завершения масштабных работ и защитных мероприятий к осени 2010 г, выполненных специализированным ООО «Квант» (г. Красноярск), границы и фиксируемые значения МД гамма-излучения кардинально изменились в сторону их уменьшения. Внешний вид территории отвала «Согренский» и бывших разведочно-эксплуатационных штолен после выполнения защитных мероприятий показан на нижних фотографиях рис. 2 и 3.

Там же в качестве опытного образца нами был выбран обломок доломитизированного известняка (максимальные линейные размеры: 130×75×42 мм; масса - около 540 г в естественных условиях влажности).

Выбор подобного образца горной породы для эманиционных испытаний был продиктован необходимостью достоверной регистрации изменений его массы при определении водопоглощения горной породы, а также возможностью достижения уровня радона в герметичном контейнере, существенно превосходящих эманиционную способность традиционных образцов строительных материалов и сырья. Внешний вид образца горной породы и его положение в установке для эманиционных испытаний показаны на рис. 4 и рис. 5.



Рис. 2. Положение рудной зоны с урановым оруденением в скальном уступе доломитизированных известняков на участке «Согренский» (осень 2006 г). Ниже – состояние (сентябрь 2010 г) после выполнения защитных мероприятий ООО «Квант», г. Красноярск

Рис. 3. Вид рудного отвала участка «Согренский» со стороны причала (осень 2006 г). Ниже – состояние (сентябрь 2010 г) после выполнения защитных мероприятий ООО «Квант», г. Красноярск



Рис. 4. Внешний вид опытного образца



Рис. 5. Лабораторная установка для эманационных испытаний

Регистрация значений влажности среды, температуры и объемной активности радона осуществлялась с интервалом каждые 10 мин в течение не менее 17 ч (максимально – 50 ч) при помощи многопараметрического радонового монитор-дозиметра «AlphaGUARD PQ 2000», установленного в герметичный контейнер емкостью 50 л вместе с опытным образцом. Средняя температура среды внутри контейнера преимущественно сохранялась постоянной ($22 \pm 2^{\circ}\text{C}$) для каждого эксперимента серии.

Выполнение серии подобных эманационных испытаний предусматривало предварительное увлажнение опытного образца до постоянной массы (548 г) в течение 3 суток (достижение полного водопоглощения) и постепенное (от опыта к опыту) его высыхание в естественных условиях, а затем и принудительно – до постоянной массы (537,6 г). Эксперимент с абсолютно сухим образцом был выбран начальным, относительно которого оценивались результаты других экспериментов для промежуточных значений водопоглощения материала. В качестве критерия оценки результатов каждого испытания было выбрано отношение фактической эманационной способности, определяемой количеством свободной эманации, выделяемой во внешнее пространство твердым веществом единичной массы, к первоначальной величине (в сухом состоянии). Результаты исследования показаны на рис. 6, на котором хорошо видно, что для данного образца горной породы содержание влаги способствует кардинальному изменению его эманационной способности.

Уже при величине водопоглощения свыше 0,6 % (или около 50 % открытых пор) достигаются «экстремальные» значения эманационной способности, отличающиеся от значений для образца в сухом состоянии более чем на 100 %. Характерно, что при величине водопоглощения более 1,5 % (заполнение более 70 % открытых пор) наблюдается некоторое падение эманационной способности с сохранением все же экстремальных значений. На наш взгляд это наглядно иллюстрирует способность влаги в порах породы препятствовать свободному радоновыделению. На рисунке хорошо видно, что величина эманирования уверенно увеличивается при заполнении открытых пор водой до половины по объему. Однако совершенно непонятно почему почти при 100% заполнении открытой пористости эта величина превосходит исходную почти в 2 раза. По всей видимости, здесь следует иметь ввиду степень заполнения водой порового пространства. Поры никогда полностью не «закупориваются» для атомов радона.

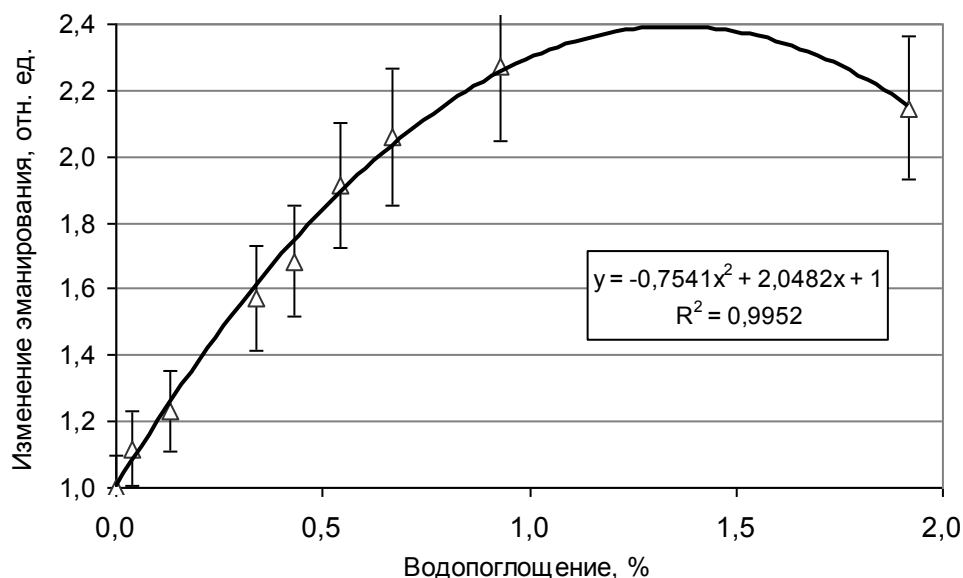


Рис. 6. Изменение эманирования опытного образца в зависимости от его водопоглощения

Последующие эксперименты также показывают, что начало отклика для подобных вариаций эманурующей способности у фрагментов с рудного отвала участка «Согренский» на изменение влажности воздуха может проявляться достаточно быстро (уже через 10-20 минут), а величины подобных изменений остаются постоянными для конкретных значений влажности воздуха или влагосодержания самой породы. При длительном выдерживании в течение двух и более недель при неизменных значениях влажности воздуха в герметичном контейнере эманурующая способность подобных образцов, характерная для данного вида влажности среды или влагосодержания породы, остается неизменной. В этом отношении показательными являются результаты сравнительных испытаний фрагмента высушенного образца массой 57 г и в увлажненном состоянии, показанные на рис. 7. Значения относительной влажности в газовой среде контейнера составили 31 ± 3 % и 49 ± 3 % соответственно.

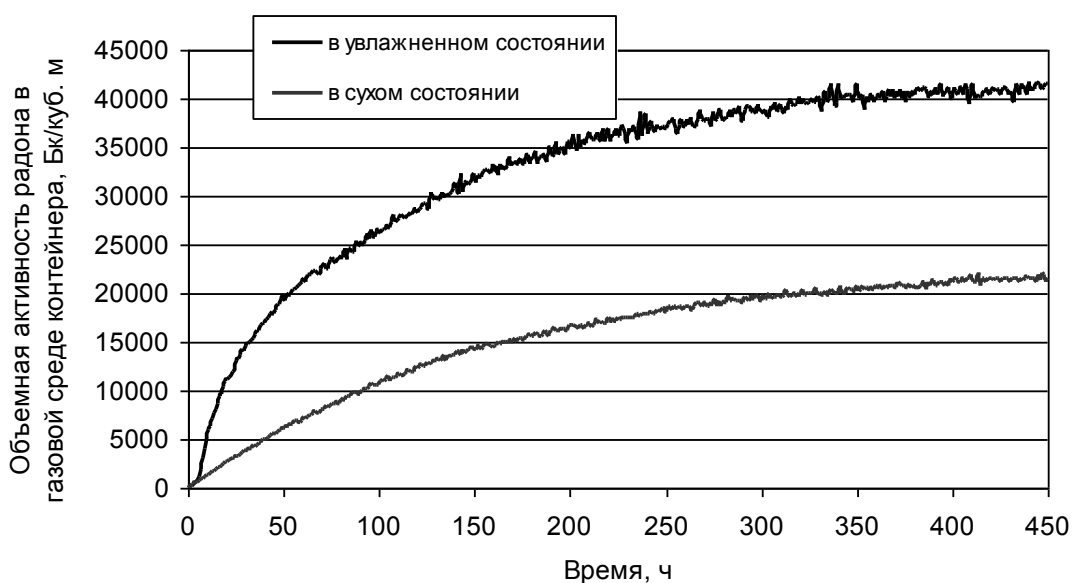


Рис. 7. Результаты длительных наблюдений для фрагмента опытного образца горной породы в сухом и увлажненном состоянии

Поскольку при исследованиях степени ослабления потока радона при его диффузионном переносе через слой материалов и пород, близких или подобных по химическому и минералогическому составу к фрагментам с участка «Согренский», в т.ч. и с низким (типичным) содержанием радия-226, не подтверждает описываемую картину экстремумов, можно предположить, что первопричиной, по-видимому, является не столько наличие, сколько структура и состав солей радия-226.

Литература

1. Старик И.Е. Вопросы геохимии урана и радия // Академику В.И. Вернадскому к пятидесятилетию научной и педагогической деятельности / И.Е. Старик. – М., Изд-во АН СССР, 1936. С. 445-462.
2. Старик И.Е. Эманурующая способность минералов / Старик И.Е., Меликова О.С. // Тр. Радиевого института. Т. 5, Вып. 2. 1957. С. 184-202.
3. Старик И.Е. Факторы, влияющие на эманурующую способность искусственных солей и минералов / Старик И.Е., Меликова О.С. // Радиохимия. Т. 1, Вып. 5. 1959. С. 196-203.
4. Булашевич Ю.М., Хайритдинов Р.К. К теории диффузии эманации в пористых средах. – Изв. АН СССР. Сер. Геофиз., 1959, № 12, с.: 1787.

5. Шашкин, В.Л. Эманирование радиоактивных руд и минералов / Шашкин В.Л., Пруткина М.И. – М.: Атомиздат, 1979. – 112 с
6. Пруткина М.И. Эманирование радона из урановых руд и минералов в жидкости / Пруткина М.И., Шашкин В.Л. // Атомная энергия. 1967. Т. 22. Вып. 2. С. 140-141.
7. Ратнер А.П. Несколько замечаний о механизме эманирования. // Труды Радиевого института. – Л., 1937. – Т. 3. – С. 135-140.
8. Экспозиционные эманационные методы поисков месторождений полезных ископаемых / Титов В.К., Венков В.А., Авдеева Т.Л., Кувшинникова Е.И. – Л.: Недра, 1985. – 132 с
9. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справоч. Изд. / Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. и др.; Под ред. В.А. Филова и др. – Л.: Химия, 1990. – 464 с.
10. Гулабянц, Л.А. Плотность потока радона как критерий оценки радоноопасности / Л.А. Гулабянц, Б.Ю. Заболотский // АНРИ. – 2004. - №3. - С. 16-20
11. П.С. Микляев, Т.Б. Петрова. Влияние влажности на эманирование песчано-глинистых пород/ АНРИ, № 1, 2009, с. 53-57.
12. Новиков Г.Ф. Радиометрическая разведка. Л.: Недра, 1989, 407 с.
13. Тарасов И. В. Цементные бетоны и растворы с пониженной естественной радиоактивностью и радонопроницаемостью: Автореф. дис. ... канд. техн. наук / СФУ. – Красноярск, 2008. – 22 с.
14. Коваленко В.В., Григорьев А.И., Четкин В.А. и др. Оценка радиационной опасности рудных отвалов Усть-Ангарского уранового месторождения / Отчет о НИР ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», 2006, 101 с.

ФОРМИРОВАНИЕ УДЕЛЬНОЙ ЭФФЕКТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СТРОИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛАХ И ИЗДЕЛИЯХ

*Р.А. Назиров, Е.В. Пересыпкин, И.В. Тарасов, А.А. Романова
Сибирский федеральный университет, г. Красноярск, Россия*

Естественные радионуклиды в результате производственной деятельности человека вместе с разнообразными видами минерального сырья извлекаются из недр и поступают в биосферу. Таким образом, формируется техногенно изменённый, обычно усиленный радиационный фон, являющийся дополнительным источником облучения населения. В этой связи особая роль в ограничении облучения населения природными источниками ионизирующего излучения принадлежит промышленности строительных материалов. Прежде всего, это объясняется крупными масштабами строительного производства, связанного с добычей и вовлечением в сферу жизнедеятельности человека естественных сырьевых материалов и отходов промышленных предприятий.

Становится очевидным, что уровень облучения населения ЕРН будет зависеть от радиоактивности строительных материалов, изготавливаемых, как правило, из местного минерального сырья; сложившейся практики строительства в стране и климатических особенностей конкретного региона. Последнее обстоятельство особенно актуально для суровых климатических условий Сибири.

Правильная оценка нагрузок от естественных радионуклидов (ЕРН) позволяет провести сопоставление уровней от естественных и искусственных источников излучения, определить объёмы, направленность и даже целесообразность проведения реабилитационных мероприятий. Кроме того, снижение общей текущей дозовой нагрузки, и, следовательно, вредных последствий облучения может быть более эффективным при реализации мероприятий по снижению облучения природными источниками.

Мощность гамма-излучения в помещении зависит от содержания радионуклидов в ограждающих строительных конструкциях. Снижение гамма-фона в помещениях уже построенных гражданских, жилых и общественных зданий является практически невозможным или, как правило, экономически нецелесообразным в связи со значительной проникающей способностью γ -излучения. Такое снижение реально только в тех случаях, когда повышенный уровень гамма-фона обусловлен использованием материалов для устройства теплоизоляционных засыпок или территорий около здания с повышенным содержанием природных радионуклидов.

Основой для расчёта может быть формула определения мощности дозы в центре помещения по известным значениям удельной эффективной активности ЕРН материалов ограждений, однако в этом случае не учитывается излучение, проникающее снаружи и из соседних помещений. Исходные данные для расчёта могут быть получены из технико-экономических показателей проекта в части расходов материалов на единицу строительной продукции (на единицу объёма или площади) и данных о радиоактивности местных строительных материалов.

В лаборатории инженерно-строительного института Сибирского федерального университета проводятся систематические исследования естественной радиоактивности строительных материалов и отходов промышленности. Статистическая обработка результатов измерений позволила установить, что наименьшее значение удельной эффективной активности ЕРН наблюдается у известки 23,4 Бк/кг, гипса 33,6 Бк/кг, асбеста и асбестоцементных материалов, соответственно, 20,4 и 36,3 Бк/кг, силикатного кирпича 59,7 Бк/кг, строительного раствора 64 Бк/кг и портландцемента 71,1 Бк/кг. Гравий (102 Бк/кг), щебень (103 Бк/кг) и песчано-гравийная смесь (101 Бк/кг), используемые в качестве заполнителей, имеют несколько повышенные значения $A_{эфф}$ по сравнению с тяжёлым бетоном и керамзитобетоном (95,5 и 101 Бк/кг), что определённо связано с наличием в последних менее радиоактивного портландцемента.

Необходимо отметить, что наибольший вклад (около 50 %) в формирование величины $A_{эфф}$ слабоактивных материалов гипса, известки, асбеста вносит ^{226}Ra и только 13...23 % ^{40}K . У портландцемента (в среднем) 63 % $A_{эфф}$ формируется за счёт удельной активности ^{226}Ra , 22 % ^{232}Th и 15 % ^{40}K . В остальных материалах вклад ^{226}Ra в $A_{эфф}$ почти в два раза меньше - 20...36 %, а ^{232}Th и ^{40}K примерно одинаков и составляет, соответственно 31...43 % и 27...47 %.

В строительных растворах и бетонах количество ^{226}Ra несколько снижается за счёт содержания заполнителей с более низкой концентрацией этого радионуклида, однако нетрудно заметить, что величину удельной активности ^{40}K в этих материалах обеспечивают в основном кварцевые заполнители.

Невысокая величина $A_{эфф}$ у строительного раствора обусловлена широким распространением до недавнего времени в практике строительства известковых и известково-цементных растворов, содержащих менее радиоактивную известку. Однако в связи с резким удорожанием строительной известки производство таких растворов в настоящее время практически прекращено.

Повышенное содержание ^{226}Ra в цементе связано с вводом добавок при обжиге и помолу портландцементного клинкера, а также обогащением сырьевых материалов радием в процессе высокотемпературной обработки за счёт диссоциации известняка и удаления воды из глинистых пород.

Низкая концентрация ^{40}K в портландцементе объясняется преобладанием в составе сырьевой шихты известняка (80 %) и высокой температурой обжига, в процессе которого происходит улетучивание щелочей. При этом, как известно, калий является более летучим соединением из-за своего большего ионного радиуса (0,133 нм).

Величина $A_{эфф}$ ЕРН для оценки доз облучения определяется средневзвешенным значением удельных эффективных активностей материалов ограждений, поэтому наиболее перспективными для их производства (с позиции радиационной гигиены)

следует считать материалы, сырьём для которых являются карбонатные породы и гипсовый камень, имеющие меньшую удельную эффективную активность естественных радионуклидов. К этой группе можно отнести основные минеральные вяжущие вещества: цемент, строительные гипс и известь (изготовленные на основе природного сырья), а также материалы на их основе.

Повышенные значения $A_{эфф}$ ЕРН наблюдаются у глины и изделий на ее основе (керамический кирпич, плитка, керамзит). При этом у обожженных керамических материалов эта величина выше, чем у исходной глины.

В целом следует заметить, что для строительного сырья и материалов характерен большой диапазон изменчивости активности ЕРН, однако, как установлено, нормируемая величина удельной эффективной активности в строительных смесях может быть легко рассчитана по известным значениям $A_{эфф}$ сырьевых материалов с учётом их массовых вкладов и особенностей технологий производства. Это важное обстоятельство, свидетельствующее о возможности управления радиационным качеством строительной продукции путём исключения или сокращения доли высокорadioактивного сырья в строительных материалах и изделиях.

ЗАВИСИМОСТЬ МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ ОТ ПРОХОЖДЕНИЯ КОСМИЧЕСКИХ ЛУЧЕЙ ЧЕРЕЗ НИЖНИЙ СЛОЙ АТМОСФЕРЫ

К. Н. Орлова, Н. С. Абраменко

Юргинский технологический университет Национального исследовательского Томского политехнического университета, г. Юрга

Земля непрерывно бомбардируется излучением, происходящим от солнца, и от источников внутри и за пределами галактики. Космическая радиация врывается в верхние слои атмосферы Земли, которая обеспечивает эффективную защиту для всего живого, не пропуская большую часть радиоактивных частиц.

Космические лучи состоят из атомных частиц высоких энергий, около 87% которых составляют протоны. Около 11% из них альфа-частиц, примерно 1% более тяжелые атомы, а остальные 1% являются электроны. Эти «лучи» очень высоких энергий, большинство из них имеют энергию в диапазоне от 10 МэВ до 100 ГэВ. Космические лучи состоят из «галактических» частиц, которые происходят за пределами Солнечной системы и «солнечных» частиц, испускаемых солнцем. В атмосфере «солнечные» частицы производят каскады ядерного взаимодействия, которые дают много вторичных частиц, которые играют важную роль в производстве космических радионуклидов. Галактические космические излучения вызывают различные реакции расщепления в верхних слоях атмосферы, которые создают вторичные нейтроны и протоны. Множество пионов также расщепляются, и результатом их дезинтеграции являются электроны, фотоны, нейтроны и мюоны. Мюонные распады приводят к вторичному электронному распаду. В основном вторичным продуктом распада большинства космических частиц будет являться гамма-излучения.

По данным Международной комиссии по радиологической защите, в большинстве стран, в том числе России [1,2], источники ионизирующего излучения природного происхождения создают около 50% средней дозы облучения человека. При этом согласно исследованиям около 30% естественного фона [3] составляют именно космические частицы (табл.1).

Таблица 1. Средняя эффективная эквивалентная доза различных источников естественной фоновой радиации

Источник излучения	Эквивалентная доза, мБэр/год
Космическая радиация	27
Космогенные нуклиды	1
Земная радиация	28
Нуклиды в теле	39

Учитывая, что основным продуктом распада космических лучей является гамма – излучение, перед исследователями стояла цель: определить способность облачности задерживать и экранировать гамма-излучения.

Задачи исследования:

- Определить мощность дозы гамма-излучения в ясную погоду.
- Определить мощность дозы гамма-излучения в слабо облачную погоду, когда на небе с некоторой периодичностью появляются просветы.
- Определить мощность дозы в сильно облачную погоду, когда даже на горизонте не появляется просвета ясного неба.
- Проанализировать поглощающую способность облачности.

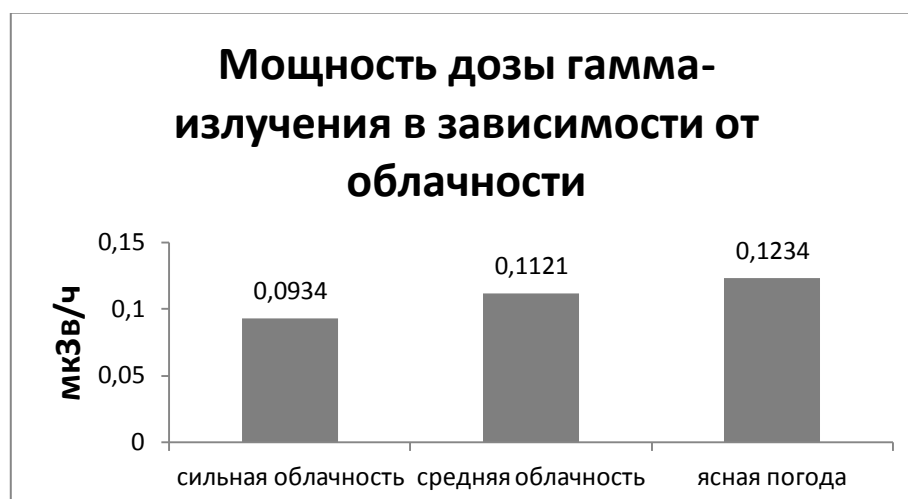


Рис. 1. Диаграмма зависимости мощности дозы гамма-излучения в ясную и пасмурную погоду

Проведение измерений дозиметрических характеристик производилось в течение весны и осени 2011 года. Замеры производились ежедневно в 14 часов дня, так как это время наибольшей солнечной активности. Показания снимались на одинаковом расстоянии 1 м. от грунта, строго в горизонтальном положении при величине относительной погрешности не более 10%. Измерения на высоте 1 м – это своеобразный стандарт, связанный с определенной геометрией и соотношением гамма- и бета-излучений и местоположением наиболее чувствительной части тела стоящего человека.

Вывод

В результате исследования установлено, что средние значения мощностей эквивалентной дозы гамма-излучения в ясную погоду выше, чем в пасмурную погоду. Таким образом, имеет место быть экранирование и поглощение в толще облачных скоплений гамма-излучения в размере $\approx 0,03$ мкЗв/ч. В дальнейшем планируется более детальное исследование процессов дезинтеграции космических лучей и влияния солнечной активности на годовую дозу гамма-излучения получаемую человеком.

Литература

1. СанПиН 2.6.2523-09 «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009» от 7 июля 2009 года, N 47: Зарегистрировано в МинЮсте РФ 14 августа 2009 года, N 14534. 2009.
2. Федеральный закон ФЗ «О радиационной безопасности населения» от 9 января 1996 года, N 3: Принят Государственной Думой 5 декабря 1995 года. 1996.
3. James E. Martin, Physics for radiation protection, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. 2006.

ВКЛАД ПРОМЫШЛЕННЫХ ОБЪЕКТОВ В ПОЛУЧАЕМУЮ ЧЕЛОВЕКОМ ОБЩУЮ ГОДОВУЮ ДОЗУ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ

К.Н. Орлова, А.А. Семенов

Юргинский технологический университет Национального исследовательского Томского политехнического университета, г. Юрга

Согласно многим исследованиям загрязнение воздуха и окружающей среды аэрозолями урана и короткоживущими продуктами его распада в основном не превышает десятых долей допустимых концентраций. По данным Международной комиссии по радиологической защите, в большинстве стран вклад техногенных источников, которые попали в окружающую среду в результате выбросов на предприятиях атомного цикла и атомных электростанциях, или в результате испытаний ядерного оружия, не превышает сотых долей процентов от общего годового облучения человека. Облучение человека в процессе его жизнедеятельности происходит как от естественных источников радиации, так и в процессе рабочей деятельности на обычных промышленных предприятиях.

При проведении геоэкологического радиационного мониторинга на территории города Юрги наблюдалось повышение максимальной дозы облучения. В результате чего был сделан вывод о необходимости более детального исследования территории прилегающей к заводам.

Перед исследователями ставилась цель: определить вклад производственной деятельности промышленных объектов в годовую дозу облучения человека.

Задачи:

- Определить мощность дозы гамма-излучения на территории, прилегающей к заводам города Юрги, и на территории, свободной от промышленных объектов на расстоянии 1 км.
- Рассчитать годовую дозу облучения человека
- Произвести оценку дозы и мощности дозы гамма-излучения в различных районах города Юрги и рассчитать вклад промышленных объектов в общее облучение человека.
- Проанализировать полученные данные, установить предположительные причины повышения или понижения фона в тех или иных местах.

В ходе работы исследовались характеристики гамма-излучения. Гамма-излучение - это коротковолновое излучение, с энергией $E_\gamma = 0,01-10$ МэВ. Гамма-излучение возникает при ядерных реакциях, α - и β -распадах радиоактивных ядер, элементарных частиц, при аннигиляции пар частица-античастица, а также при прохождении быстрых заряженных частиц через вещество. Гамма-излучение, сопровождающее распад радиоактивных ядер, испускается при переходах ядра из более возбужденного энергетического состояния в менее возбужденное или в основное. Прибор, используемый для определения мощности дозы гамма-излучения дозиметр «Грач» — устройство для измерения дозы или мощности дозы ионизирующего излучения, полученной прибором (и тем, кто им пользуется) за некоторый промежуток времени.

Детектором дозиметра «Грач», служащим для преобразования явлений, вызываемых ионизирующими излучениями в электрический или другой сигнал, легко доступный для измерения, является ионизационный счетчик, по типу счётчика Гейгера, определяющий чувствительность дозиметра в 20000 имп/мкЗв. Дозиметр гамма-излучения «Грач» имеет два измерительных канала: для измерения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения и для измерения дозы с независимым перезапуском этих величин. Измерение происходит непрерывно с постоянным уточнением результата, причем статистическая погрешность высвечивается на дисплее, т.е. можно получить результат с необходимой статистической точностью. Измерения проводились при статистической погрешности не более 8%.

Проведение измерений дозиметрических характеристик производилось преимущественно в ясную погоду и на одинаковом расстоянии 1 м. от грунта, строго в горизонтальном положении.



Рис. 1. Карта-схема города Юрги

На карте-схеме города Юрги (рис. 1) пронумерованы точки, в которых производились замеры. Были выбраны районы с самыми крупными заводами и три жилых района города. Замеры производились по периметру каждого завода по три замера в каждой точке. В таблице 1 отражены полученные численные значения с рассчитанной годовой дозой гамма-излучения.

Согласно санитарным правилам СанПин 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)», утвержденным 1 сентября 2009 года вместо НРБ-99, максимальная мощность эффективной дозы гамма-излучения на рабочем месте - 2,5 мкЗв/ч. При проведении обследований и оценке по показаниям дозиметра опасности облучения необходимо помнить, что последствия облучения определяются не мощностью дозы, а суммарной полученной дозой, т.е. мощностью дозы, умноженной на время, в течение которого облучается человек. Например, если мощность дозы составляет 0,11 мкЗв/ч, то облучение в течение года (8760 ч) создаст дозу ~1 мЗв – по СанПин 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)» предел, который не должен превышать при техногенном облучении населения.

Небольшие превышения характерны для всех исследуемых заводов. Значения, превышающие норму 1 мЗв, определены для двух точек. Эта местность является близлежащей к машиностроительному заводу, точнее к ТЭЦ и к ферросплавному заводу. Высокие значения можно объяснить используемым топливом в ТЭЦ, находящимися

неподалеку шлаковыми насыпями. Для ферросплавного завода превышения характерны в основном для местности, где находятся хранилища для осаждения шлама.

Таблица.1. Карточка регистрации мощности эквивалентной дозы гамма-излучения

Место измерения (номер точки на карте-схеме)	Дополнительная характеристика места измерения	Мощность дозы,Н мкЗв/ч	Годовая доза облучения,мЗв
		Среднее значение Н	
1	«Технониколь»	0,11	0,93
2	Юргинский машиностроительный завод	0,14	1,23
3	Абразивный завод	0,11	0,93
4	Ферросплавы	0,15	1,31
5, 6, 7	Жилой район	0,10	0,91

Выводы:

1. Результаты исследования показывают несомненную актуальность проведения радиационного мониторинга промышленных предприятий.

2. Согласно оценке дозиметрических характеристик значения дозы гамма-излучения, превышающие норму характерны для территорий машиностроительного и ферросплавного завода.

3. Повышения фонового значения годовой дозы гамма-излучения вероятнее всего обусловлены используемым топливом и расположением хранилищ отходов промышленности.

4. Вклад данных промышленных объектов в общую годовую дозу облучения оценивается $\approx 0,17$ мЗв/год

Полученные результаты планируется предложить для включения в банк радиэкологических данных региона.

Литература

1. СанПиН 2.6.2523-09 «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009» от 7 июля 2009 года, N 47: Зарегистрировано в МинЮсте РФ 14 августа 2009 года, N 14534. 2009.

2. Федеральный закон ФЗ «О радиационной безопасности населения» от 9 января 1996 года, N 3: Принят Государственной Думой 5 декабря 1995 года. 1996.

3. Орлова К.Н. Исследование уровня радиационной безопасности на территории города Юрги // Вестник Кузбасского государственного технического университета [Вестник КузГТУ] / Кузбасский государственный технический университет (КузГТУ) . — 2011. № 6. С. 35-37

РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ БАСЕЙНА ВЕРХНЕГО АЛЕЯ (СЕВЕРО-ЗАПАДНЫЙ АЛТАЙ)

Т.А. Рождественская, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Из известных долгоживущих радиоактивных изотопов наиболее велико геохимическое значение ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{40}K [8].

Цель исследований – определение фонового содержания естественных радионуклидов в почвенном покрове бассейна Верхнего Алея и изучение особенностей их поведения в почвах.

Объектами исследования являются почвообразующие породы и наиболее распространенные зональные почвы – черноземы обыкновенные и южные. В комплексе с ними встречаются интразональные – дерново-подзолистые под сосновыми ленточными борами.

Восточная часть исследуемого региона представляет собой слабоволнистые и широкоувалистые предгорные равнины Западного Алтая с отдельными сопками и широкими долинами рек. Боровые ложбины древнего стока являются бугристо-грядовыми и грядово-ложбинными равнинами с озерами и болотами.

Климат территории – резко континентальный, характеризуется небольшим количеством осадков – от 150-200 мм в год на западе до 300 мм на востоке [1-2]. Коренная растительность восточной части представлена предгорным вариантом разнотравно-типчаково-ковыльной степи; песчаные террасы ложбин древнего стока заняты сосновыми борами, местами со мхами, лишайниками и лесными видами цветковых [3, 9].

Черноземы обыкновенные сформировались в условиях плакорного положения под разнотравно-злаковой растительностью. Почвообразующие породы представлены лессовидными суглинками, местами – продуктами выветривания плотных пород. Черноземы южные формируются в условиях засушливой степи с обедненным и разреженным типчаково-ковыльным растительным покровом на лессовидных суглинках, местами на тяжелых глинистых отложениях.

В настоящее время практически все площади черноземов распаханы. Реакция среды профиля черноземов щелочная (табл. 1), содержание карбонатов достигает в отдельных разрезах 16%, гранулометрический состав суглинистый или супесчаный, преобладает фракция мелкого песка. Количество гумуса в верхнем горизонте не превышает 7%, резко уменьшается вниз по профилю, гумус, как правило, гуматного состава. Следовательно, миграция вещества в профиле почв происходит в условиях щелочной реакции среды, окислительной обстановки и мощных карбонатных систем. В таких условиях миграция вещества по профилю затруднена: карбонатные горизонты выполняют функцию геохимического барьера. Тип водного режима – непромывной.

Дерново-подзолистые почвы формируются под сосновыми борами на древнеаллювиальных тонко- и среднезернистых песках ложбин древнего стока. Они составляют почвенные комплексы в структуре почвенного покрова с черноземами или каштановыми почвами. Отличительная особенность фитоценоза бора – практически полное отсутствие травяного яруса, что приводит к слабому проявлению дернового процесса и формированию весьма маломощного гумусового горизонта. Почвы имеют песчаный гранулометрический состав (доля илистой фракции редко превышает 3%), и даже при небольшом количестве выпадающих в степной зоне атмосферных осадков профиль дерново-подзолистых почв периодически промывается, что приводит к формированию отчетливых иллювиальных горизонтов, характеризующихся накоплением окислов железа. Реакция среды – слабокислая в верхней части профиля и близкая к нейтральной – в нижней, содержание гумуса менее 1% (см. табл. 1).

По понижениям рельефа формируются луговые почвы, имеющие среднесуглинистый гранулометрический состав, характеризующиеся довольно высоким содержанием гумуса (см. табл. 1).

Таким образом, разнообразие типов почвообразования, ландшафтно-геохимических условий миграции химических элементов предопределили особенности педогеохимии исследуемой территории.

Свойства почв определены общепринятыми в почвоведении и агрохимии методами, содержание естественных радиоактивных элементов (^{238}U (Ra), ^{232}Th , ^{40}K) – гамма-спектрометрическим методом [5].

Таблица 1. Свойства почв и содержание в них радионуклидов

Генетический горизонт	Глубина образца, см	Гумус	CaCO ₃	Ил	Физическая глина	рН водный	Емкость поглощения, мг-экв/100 г почвы	²³⁸ U (Ra)	²³² Th	⁴⁰ K, %
								мг/кг		
%										
Чернозем обыкновенный среднесиловый суглинистый на песчано-дресвянистом элювии гранита. Разрез 1										
A	0-10	4,3	Нет	16,6	41,8	7,7	42,6	1,6	7,8	1,76
A _к	30-40	2,8	1,9	16,1	36,7	8,2	41,0	1,4	6,8	1,54
AB _к	50-60	1,1	18,1	21,3	40,0	8,6	31,9	2,1	6,9	1,38
B _к	65-75	0,6	12,4	24,3	41,7	8,6	15,2	1,6	6,1	1,25
C _к	85-95	0,3	11,6	19,1	34,1	8,7	10,6	1,8	6,8	1,37
Дерново-подзолистая песчаная. Разрез РСП-16										
A ₀	0-5	-	-	-	-	-	-	2,6	3,2	0,35
A _{дер}	5-9	0,9	Нет	0,1	2,1	6,4	18	1,1	3,9	2,52
A ₁ A ₂	9-19	0,1	«»	0,0	1,9	6,0	13	0,9	2,8	1,82
A ₂ B	25-35	-	«»	0,0	1,3	6,8	11	0,4	1,9	1,60
B	50-60	-	«»	0,0	3,3	6,9	13	0,8	2,5	1,76
BC	90-100	-	«»	1,2	1,9	7,2	11	0,6	3,1	1,66
C	130-140	-	«»	0,0	1,8	7,3	11	0,7	3,3	1,82
Луговая суглинистая солончаковатая. Разрез РСП-7										
A _{дер}	0-7	9,8	Нет	10,6	32,1	7,5	-	1,8	7,7	2,03
A	10-20	3,9	«»	10,5	26,0	8,0	-	2,4	9,2	2,22
A	22-32	3,0	0,8	15,1	31,3	8,2	-	2,0	7,4	2,15
AB _к	40-50	2,4	3,2	16,5	35,4	8,8	-	2,7	8,5	2,08
B ₁	53-63	2,1	2,2	19,4	39,5	9,0	-	2,7	9,7	2,39
B ₂	70-89	-	10,1	20,4	33,5	9,4	-	2,3	8,8	1,93
C _к	125-135	-	5,9	11,5	18,3	9,7	-	1,7	6,6	1,76

Прочерк – не определяли.

Выявлено, что содержание урана-238 и тория-232 в почвообразующих породах разного гранулометрического состава неодинаково. Так, породы песчаного гранулометрического состава накапливают элементов в 3 раза меньше, чем суглинистые отложения (табл. 1, 2). По концентрации калия-40 материнские породы различного гранулометрического состава существенно не отличаются. В целом, содержание радионуклидов в почвообразующих породах находится на уровне фона (составляющего для урана 2-6 мг/кг [6], тория – 8 мг/кг [7]).

Таблица 2. Вариационно-статистические параметры содержания радионуклидов в почвах

Горизонт	^{238}U (Ra)	^{232}Th	^{40}K , %
	мг/кг		
Чернозёмы			
А, АВ	<u>0,8-3,6</u> 2,0±0,1	<u>4,1-10,3</u> 7,4±0,2	<u>0,89-2,25</u> 1,71±0,04
В	<u>0,8-4,0</u> 2,1±0,1	<u>3,9-9,9</u> 7,6±0,2	<u>0,70-2,24</u> 1,50±0,05
ВС, С	<u>0,5-3,1</u> 2,1±0,1	<u>1,5-10,9</u> 7,3±0,4	<u>0,45-2,40</u> 1,47±0,07
Профиль в целом	<u>0,5-4,0</u> 2,1±0,1	<u>1,5-10,9</u> 7,4±0,1	<u>0,45-2,40</u> 1,59±0,03
Дерново-подзолистые			
А ₀	<u>0,2-2,6</u> 1,4±0,4	<u>1,7-5,1</u> 2,7±0,5	<u>0,21-1,21</u> 0,60±0,19
А	<u>0,2-1,1</u> 0,6±0,1	<u>1,7-3,9</u> 2,5±0,1	<u>1,47-2,52</u> 1,79±0,04
В	<u>0,3-0,8</u> 0,5±0,1	<u>1,4-3,1</u> 2,3±0,1	<u>1,47-2,25</u> 1,84±0,07
ВС, С	<u>0,3-0,9</u> 0,6±0,1	<u>1,9-3,3</u> 2,6±0,2	<u>1,59-2,22</u> 1,80±0,07
Профиль в целом (без А ₀)	<u>0,2-1,1</u> 0,6±0,0	<u>1,4-3,9</u> 2,4±0,1	<u>1,47-2,52</u> 1,80±0,03
Луговые			
А, АВ	<u>1,7-2,7</u> 2,1±0,1	<u>6,6-9,9</u> 8,3±0,1	<u>1,77-2,57</u> 2,14±0,03
В	<u>1,7-2,7</u> 2,3±0,1	<u>6,3-9,7</u> 7,8±0,4	<u>1,73-2,39</u> 1,90±0,07
ВС, С	<u>1,7-2,6</u> 2,2±0,2	<u>6,6-8,5</u> 7,8±0,4	<u>1,57-1,87</u> 1,73±0,05
Профиль в целом	<u>1,7-2,7</u> 2,1±0,1	<u>6,3-9,9</u> 8,1±0,1	<u>1,57-2,57</u> 2,06±0,03

В числителе – пределы колебаний, в знаменателе – среднее содержание и его ошибка.

Содержание естественных радионуклидов в исследуемых почвах определяется их количеством в почвообразующих породах (см. табл. 1, 2). Особенно чётко эта закономерность проявляется для урана и тория – концентрации этих элементов в почвообразующих породах и почвах практически равны.

Достоверных различий в концентрации радионуклидов в разных почвенных горизонтах нет ни в одном из изученных типов почв. Отмечается лишь тенденция к аккумуляции элементов в обогащенных органическим веществом, а также в иллювиальных горизонтах некоторых почвенных разрезов. Накопление в верхних горизонтах почв наиболее характерно для калия, относящегося к важным биогенным

элементам, в геохимии которых первостепенное значение имеет биологический круговорот [8].

Содержание исследуемых элементов находится на уровне кларка в почвах (3-5,1 мг/кг для урана и 4-16 мг/кг для тория [4]).

Таким образом, почвы, сформированные на различных по гранулометрическому составу породах, существенно различаются по концентрациям урана-238 и тория-232. Разнотипные почвы наследуют уровень концентраций почвообразующего материала. В большинстве профилей почв наблюдается равномерное распределение всех исследованных элементов, их содержание в почвенном покрове бассейна Верхнего Алей не превышает фоновых значений.

Литература

1. Агроклиматические ресурсы Алтайского края. – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – 155 с.
2. Агроклиматический справочник по Кулундинской группе районов Алтайского края (Бурлинский, Славгородский, Табунский, Кулундинский, Ключевской, Михайловский, Волчихинский, Угловский). – Новосибирск, 1969. – 88 с.
3. Александрова В.Д., Гуричева Н.П., Иванина Л.И. Растительный покров и природные кормовые угодья Алтайского края // Природное районирование Алтайского края. Т.1. М.: Изд-во АН СССР, 1958. – С. 135-160.
4. Баранов В.И., Морозова Н.Г. Радиоактивные методы и их применение в исследованиях почв // Физико-химические методы исследования почв. – М.: Наука, 1966. – С.5.
5. Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: Метод. разработки. – Новосибирск: ИГиГ СО АН СССР, 1971, 68 с.
6. Евтеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М.: Атомиздат, 1962. – 239 с.
7. Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. – 299 с.
8. Перельман А.И. Геохимия. – М.: Высш. шк., 1989. – 528 с.
9. Терехина Т.А., Зеленцова Т.И., Кошелев В.И. Растительность бассейна р. Алей и ее изменение в связи с хозяйственной деятельностью // Природные ресурсы бассейна реки Алей, их охрана и рациональное использование. Иркутск, 1980. – С.81-90.

ОЦЕНКА ЭМАНИРУЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ГРАВИЯ В РАЗЛИЧНЫХ СРЕДАХ

А.А Романова, Г.В. Игнатъев

Сибирский федеральный университет, г. Красноярск

Земная кора содержит множество радиоактивных элементов, которые создают естественный радиационный фон. В горных породах, почве, атмосфере, водах, растениях и тканях живых организмов присутствуют радиоактивные изотопы. Члены радиоактивных семейств жестко связаны между собой. Каждое звено радиоактивного ряда образуется со скоростью, определяемой периодом полураспада предыдущего нуклида, и распадается в соответствии с собственным периодом полураспада. Единственным газообразным продуктом, который рождается в процессе распада, является радиоактивный газ радон.

Радон образуется за счет радиоактивного распада радия, этот процесс является постоянным и не зависит от внешних условий. Зато выход радона (экссалиция) из материала может быть различной. Для практического применения наиболее удобно пользоваться оценкой эманлирующей способности материалов, которая представляет собой

отношение активности радона, вышедшего из образца, находящегося в естественном состоянии, к его массе.

Для определения влияния внешних условий на показатели эманирования радона были взяты образцы гравия и выполнены следующие опыты.

При оценке эманирования в воду и лед в герметичные емкости засыпались навески гравия, и заливалось водой. Всего было изготовлено две серии по три пробы каждая. Первая серия залита водой и сразу заморожена, вторая залита и оставлена при нормальных условиях. Все образцы выдержаны в течение месяца, за это время в них наступает радиоактивное равновесие между радоном и радием. После чего производилось определение концентрации радона на установке *AquaKIT*. Результаты представлены в таблице 2.

При определении параметров эманирования гравия в воздух был использован специальный герметичный контейнер объемом 0,05 м³. В который помещали навеску материала и включенный радон-монитор *AlphaGUARD*. Прибор фиксировал в автоматическом режиме концентрацию радона в воздухе. Полученная информация при помощи прикладной программы считывалась и обрабатывалась.

Накопление радона в герметичной емкости из образца гравия представлено на рис.1, оно хорошо аппроксимируется формулой:

$$C_{(t)}=C_0(1-e^{-\lambda t})+C_1 \cdot e^{-\lambda t}, \quad (1)$$

где: C_1 и C_0 , соответственно, начальная и равновесная концентрации радона, Бк/м³; λ – постоянный коэффициент, ч⁻¹.

В таблице 1 представлены значения величин из формулы (1), рассчитанные в программе *STATISTICA*.

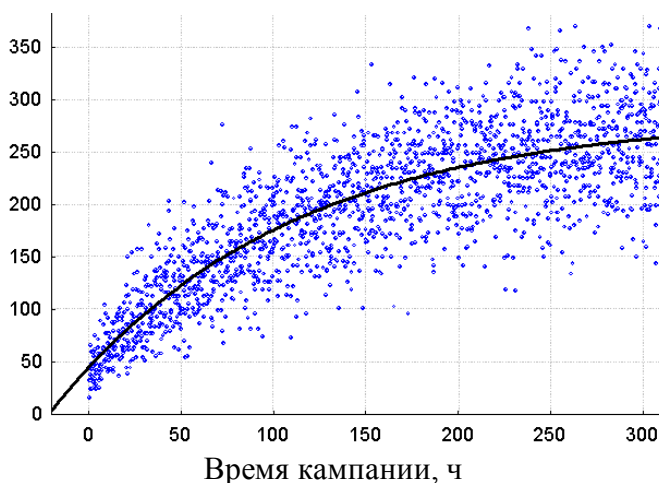


Рис.1. Накопление радона в герметической ёмкости

Таблица 1. Статистическая оценка параметров C и λ

Параметр оценки		Стандартная ошибка	Границы значений пределов (95 %)	
обозначение	значение		нижний	верхний
C_0 , Бк/м ³	284,18	4,70	274,96	293,40
C_1 , Бк/м ³	44,41	3,50	37,54	51,28
λ , ч ⁻¹	0,0079	0,00043	0,0071	0,0088

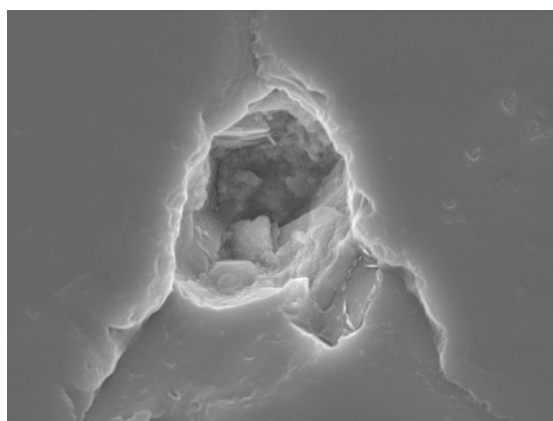
Таблица 2. Показатели эманирования радона в разных средах

Эманирование гравия	Концентрация радона	Эманирующая способность, Бк/кг	Удельная активность ^{226}Ra , Бк/кг
В лед	4,71±0,53 Бк/л	2,23	23,8
В воду	6,38±0,37 Бк/л	3,02	
В воздух	284±4,7 Бк/м ³	4,51	

Значение коэффициента λ находится в пределе от 0,0071 до 0,0088 и в хорошем соответствии известным показателем постоянной распада радона, равной 0,00755 ч⁻¹.

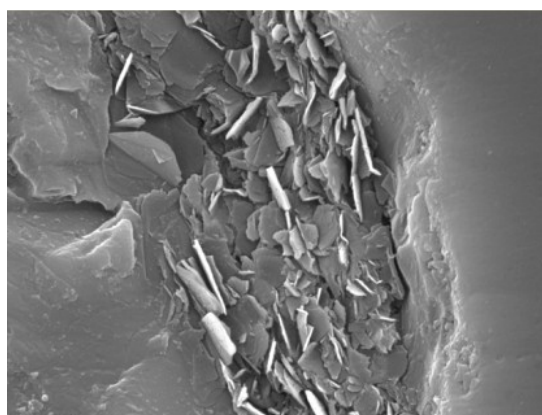
Из таблицы 2 хорошо видно, что наименьшее значение эманирующей способности наблюдается при выделении радона в лед, а наибольшее при его выходе в воздух.

Исследуемая проба гравия представлена зернами с плотной монолитной структурой с минимальной открытой пористостью (рис. 2). Можно предположить, что при эманировании радона в воду из гравия выход происходит только с поверхности образца. Снижение эманирования радона в лед связано с понижением растворимости газа при низких температурах и также способностью льда закрывать существующие поры и капилляры.



— 1 мкм

увеличение ×3000



— 1 мкм

увеличение ×10000

Рис. 2. Электронно-микроскопические снимки шлифа гравия

Экспериментальные данные показывают, что эманирующая способность гравия находящегося в естественном состоянии, может значительно изменяться в зависимости от внешней среды. Таким образом, данный эффект должен учитываться при оценке плотности потока радона из грунта.

РАДОН НА ТЕРРИТОРИИ ПЕРСПЕКТИВНОЙ ЗАСТРОЙКИ МИКРОРАЙОНА «СЕВЕРНЫЙ» В Г. МИНУСИНСКЕ

Е.В. Собянина, В.В. Коваленко, Ю.М. Мальцев, В.А. Четкин
ФГУП «Государственный научно-исследовательский и производственный центр
"ПРИРОДА"» Красноярский филиал, г. Красноярск,
ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск

Микрорайон (м/р) «Северный» расположен на северной окраине г. Минусинска (рис. 1). В конце 80-х годов прошлого столетия его территория площадью 110 га была отведена под индивидуальное жилищное строительство.



Рис. 1. Местоположение микрорайона «Северный» в г. Минусинске

В 1990 г. Минусинская геологоразведочная экспедиция (МГРЭ) выполнила радиоэкологическое обследование земельного отвода, в результате которого на территории м/р были обнаружены три сближенных залежи скальных горных пород с аномальной радиоактивностью, получившие название Северная, Центральная и Южная (рис. 2). Залежи локализуются в горизонте темных зеленовато-лиловых алевропесчаников в виде разобщённых желтовато-оранжевых линз. Аномальные участки были детально изучены и оконтурены с поверхности горными выработками и скважинами на глубину до 10 – 16 м. Установлено, что содержание урана в отдельных пробах достигает 0,015 % (среднее по трем залежам – 0,004 %), а удельная активность (УА) ^{226}Ra – $1,65 \times 10^4$ Бк/кг (среднее по трем залежам – 500 Бк/кг). Суммарная площадь пород с повышенной радиоактивностью, выходящих на дневную поверхность определена равной 3 900 м² при максимальной мощности пород до 3,3 м на участке Северной залежи. Выходы радиоактивных пород сопровождаются высокими значениями мощности дозы (МД) внешнего гамма-излучения – до 1,4 мкЗв/ч (в одной локальной точке – до 16,0 мкЗв/ч) и объёмной активности (ОА) радона в почвенном воздухе – до 125 кБк/м³.

В связи с тем, что вначале 90-х годов отсутствовали гигиенические нормативы, ограничивающие допустимые значения показателей радиационной безопасности на земельных участках, предназначенных для жилищного строительства, специалисты МГРЭ ограничились рекомендациями о необходимости удаления пород, обладающих повышенной радиоактивностью, с обязательным радиационным контролем работ при экскавации грунта.

В 1992-93 гг. специалисты Центра госсанэпиднадзора Красноярского края и Государственного Союзного проектного института (ГСПИ, г. Москва) выполнили радиационно-гигиеническое обследование всех трёх аномальных участков. Участки были дополнительно изучены с поверхности и до глубины 10 м путём проходки 33 скважин. Было установлено, что УА ^{226}Ra в породах, слагающих аномальные участки, достигает $1,35 \times 10^4$ Бк/кг, а ОА радона в почвенном воздухе на аномальных участках превышает 10 кБк/м³ и в максимуме достигает 50 кБк/м³ и более. Такие участки согласно классификации радоноопасности, предложенной в 1992 г. Всесоюзным НИИ

«Рудгеофизика» (г. Ленинград), относятся к условно опасным ($10-50 \text{ кБк/м}^3$) и особо опасным (более 50 кБк/м^3). Кроме того, к этому времени главным государственным санитарным врачом РФ был утверждён и введён в действие документ «Ограничение облучения населения от природных источников ионизирующего излучения. Временные критерии для принятия решений и организации контроля» № 43-10/796.

С учётом этих документов главный государственный санитарный врач по Красноярскому краю 15 января 1993 г. постановил «...отказать в выдаче разрешения на застройку пос. «Северный» г. Минусинска до выполнения дополнительных инженерно-геологических изысканий с учётом радиационного фактора с последующим получением заключения органов госсанэпиднадзора на отвод земельного участка».

Несмотря на запрет, строительство продолжалось, и к настоящему времени значительная часть территории оказалась застроенной (рис. 2).

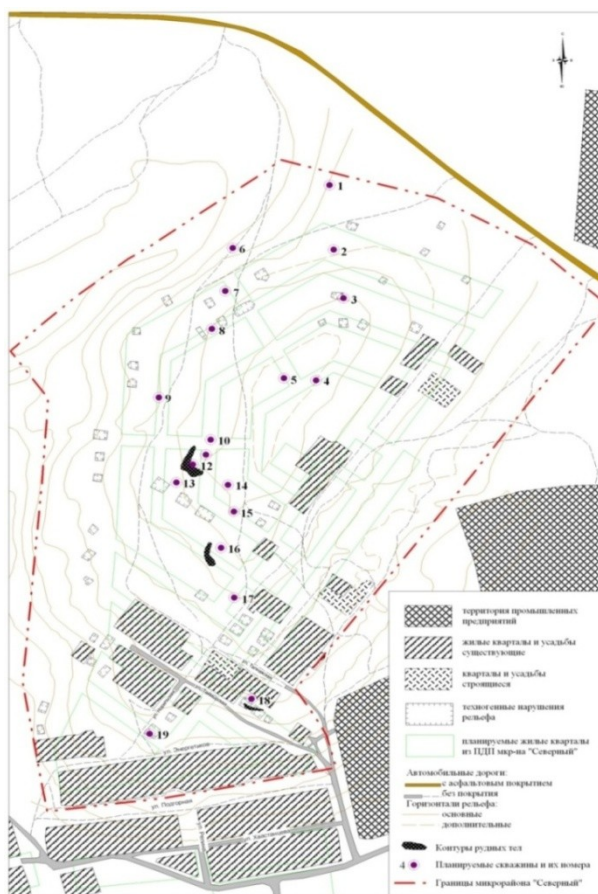


Рис. 2. Современная застройка, а также местоположения аномальных участков и скважин, пробуренных в 2010 г., на территории микрорайона «Северный»

Это, а также ввод в действие новых нормативно-законодательных документов [1, 2,3], в которых установлены показатели радиационной безопасности на земельных участках и их допустимые значения, а также определён порядок контроля и выдачи санитарно-гигиенических заключений о возможности жилищного строительства на их территориях, инициировали проведение инженерно-экологических изысканий на территории микрорайона.

Такие изыскания были выполнены в 2010 г. по контракту с Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края ООО «Сибстройизыскания» с участием Красноярского филиала ФГУП «Госцентр "Природа"» и специалистов ООО «Геола».

При изучении инженерно-экологической обстановки на территории м/р «Северный» были выполнены следующие виды исследований: 1) рекогносцировочная маршрутная гамма-съёмка протяжённостью 120 км с измерениями гамма-фона в 1 183 точках, 2) измерения МД внешнего гамма-излучения в 1050 точках, в том числе в 342 точках, расположенных на рудных аномалиях, 3) измерения плотности потока радона (ППР) из почвы в 800 точках, 4) отбор 140 проб почво-грунтов, 5) проходка и гамма-картаж 19 скважин с отбором 60 проб керна, 6) определение УА естественных радионуклидов (ЕРН) и техногенного ^{137}Cs в 140 пробах почво-грунтов и 60 пробах керна, 7) лабораторные исследования 60 проб керна с определением физических свойств пород.

Размещение точек измерения МД, ППР и отбора проб показано на рисунке 3, а мест проходки скважин на рисунке 2.

В результате рекогносцировочной гамма-съёмки установлено, что гамма-поле на территории м/р равномерное; участки с повышенными значениями гамма-фона приурочены только к рудным выходам на Северной и Центральной аномалиях. С учётом этого, измерения МД и ППР, а также отбор проб почво-грунтов для определения УА выполнены по регулярной сети.

Среднее значение МД на территории м/р равно $0,09 \pm 0,01$ мкЗв/ч²). Практически все результаты измерения МД находятся в интервале от 0,04 до 0,13 мкЗв/ч. Всего 10 результатов (1 %) относятся к интервалу 0,14 – 0,30 мкЗв/ч. Эти значения меньше нормативного показателя, установленного для земельных участков, предпочтительных для жилищного строительства, равного 0,3 мкЗв/ч [2]. Только один результат равен 0,31 мкЗв/ч.

Средние результаты лабораторных исследований 200 проб почво-грунтов и подстилающих их коренных горных пород приведены в таблице 1.

Таблица 1. Средние значения УА ^{137}Cs и ЕРН в почво-грунтах и подстилающих горных породах на территории м/р «Северный», Бк/кг

Радионуклид	Почво-грунты		Коренные породы	
	Средняя	Диапазон	Средняя	Диапазон
^{137}Cs	$5,8 \pm 0,3$	1,2...19,5	Не обнаружен	–
^{40}K	$392 \pm 6,9$	203...524	693 ± 36	283...1046
^{226}Ra	$15,4 \pm 0,6^*$	5,7...33,1*	$78,0 \pm 12,4$	14,2...493
^{232}Th	$18,7 \pm 0,5$	6,0...51,9	$32,9 \pm 1,6$	7,7...50,8

* – Без четырёх проб, отобранных из пород с урановой минерализацией

УА техногенного радионуклида ^{137}Cs на территории микрорайона составляет в среднем $5,8 \pm 0,3$ Бк/кг, то есть не превышает удвоенного значения среднего краевого показателя, равного 9 Бк/кг. Это свидетельствует об отсутствии на территории м/р участков с аномальными уровнями загрязнения техногенными радионуклидами.

Таким образом, установлено, что по МД внешнего гамма-излучения и УА ^{137}Cs в почво-грунтах территория м/р «Северный» не имеет ограничений для строительства жилых домов и зданий общественного назначения. Однако результаты исследований, полученные в 1990 – 1993 гг., свидетельствуют о потенциальной радоноопасности территории. В этом случае, согласно требованиям МУ 2.6.1.2398-08 «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности» [3], необходимо выполнить измерения

² Измерения МД выполнены с использованием дозиметра МКС-АТ 6130 без учёта собственного фона прибора. Это сделано для обеспечения сопоставимости результатов с нормативными показателями, приводимыми в СанПиН.

ППР из почво-грунтов в контуре проектируемых зданий и в дальнейшем на отметке подошвы фундамента строящихся зданий.

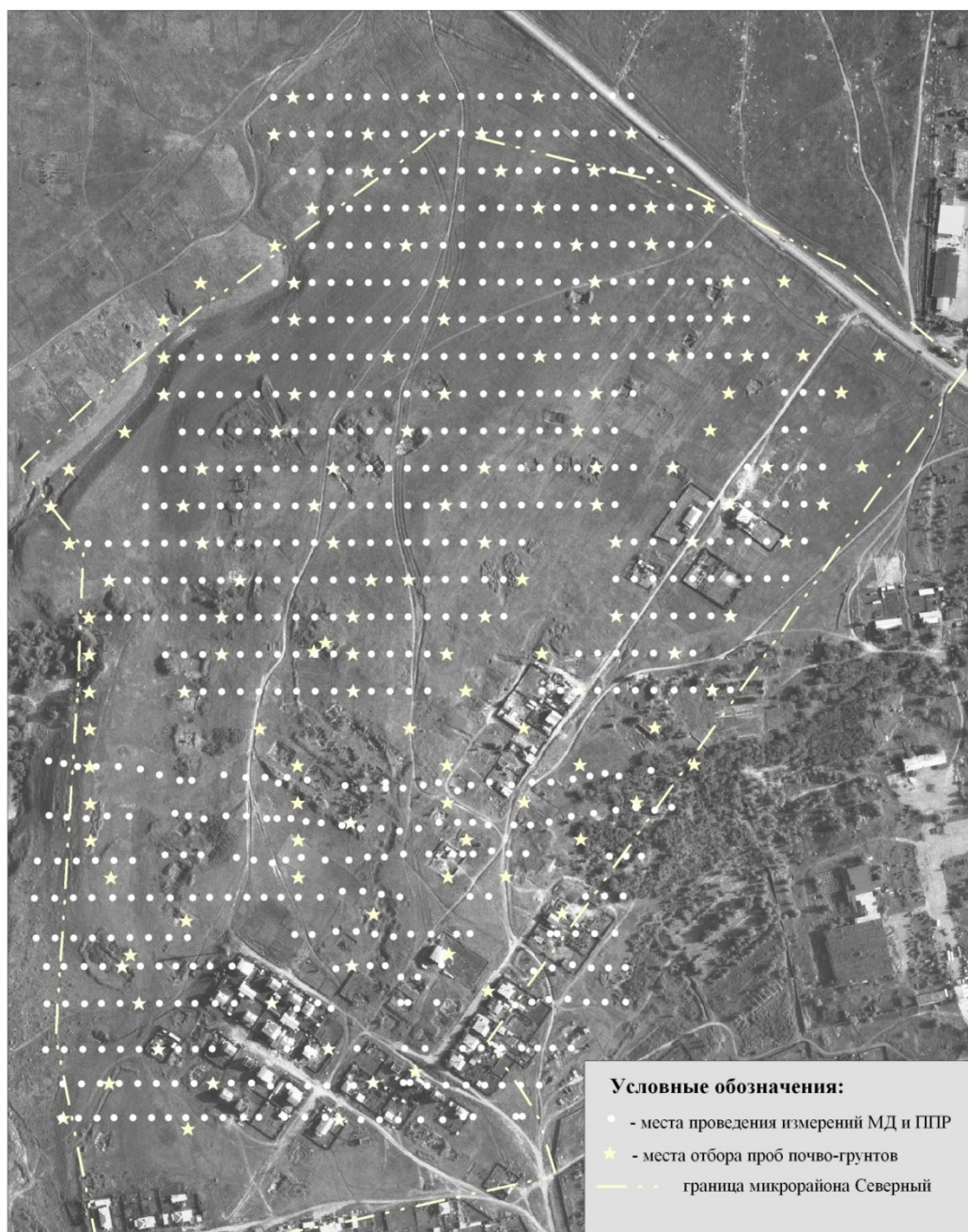


Рис. 3. Размещение точек измерения МД и ППР на территории м/р «Северный», а так же места отбора проб почво-грунтов

Статистическая обработка результатов измерения ППР, полученных на территории м/р, показана на рис.4 и 5.

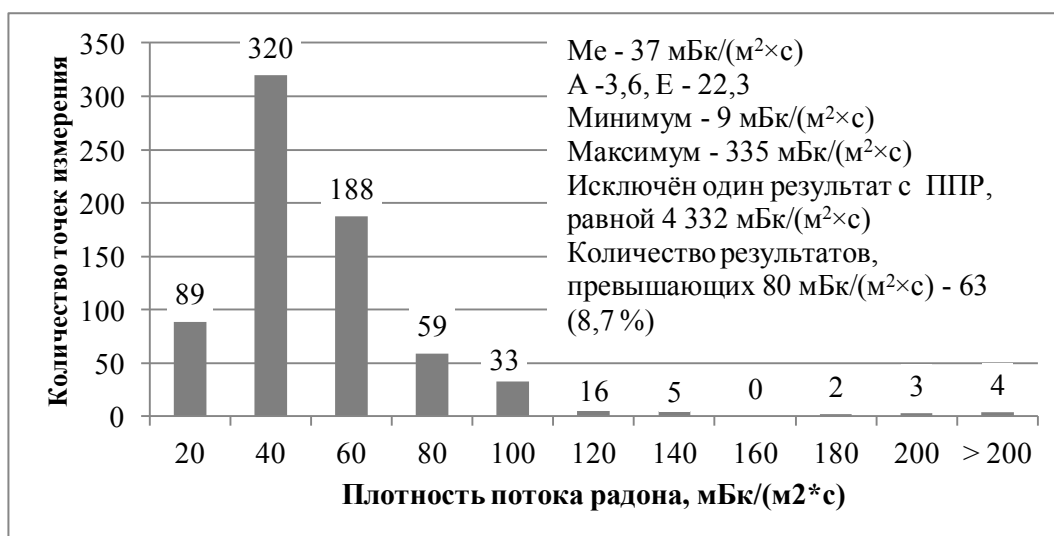


Рис. 4. Частотное распределение результатов измерения ППР, полученных на территории м/р «Северный» за пределами аномалий



Рис. 5. Частотное распределение результатов измерения ППР, полученных на участках Северной, Центральной и Южной аномалий

Наглядное представление о пространственном распределении радоновых аномалий на территории м/р даёт рис. 6. На этом рисунке видно, что в пределах западной части м/р расположены протяжённые вытянутые радоновые аномалии с ППР, превышающей гигиенический норматив, равный 80 мБк/(м²·с). Эти ореолы ориентированы согласно простиранию пород с повышенным содержанием урана и несколько смещены в западном направлении. Смещение ореолов, по-видимому, объясняется техногенным перемещением больших объемов почво-грунтов, содержащих радиоактивные обломки пород, вниз по рельефу местности при проходке котлованов под фундаменты зданий. Наиболее интенсивный ореол приурочен к участку Северной залежи, все остальные расположены вне ранее выявленных рудных аномалий.

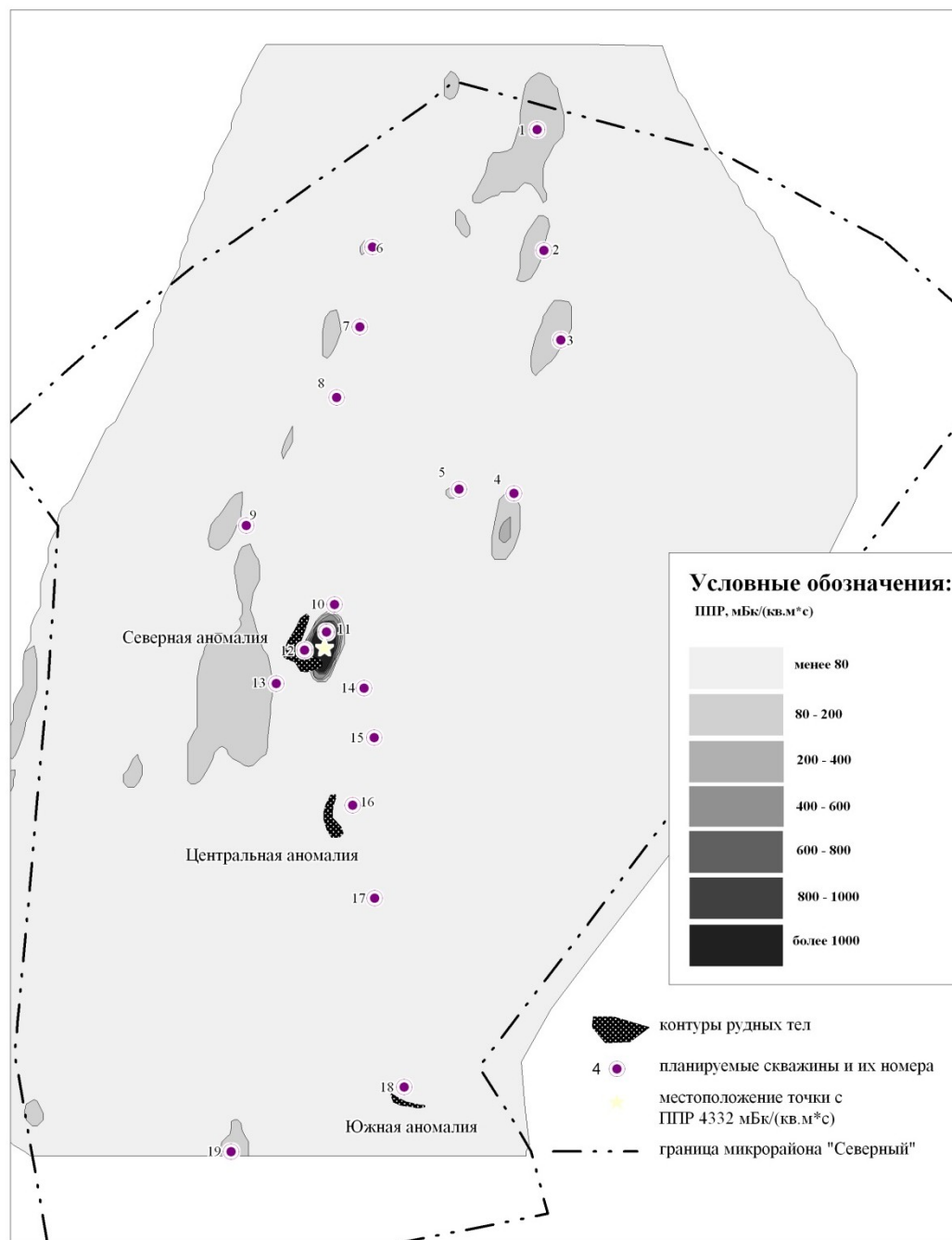


Рис. 6. Схема распределения ППР с поверхности почво-грунтов на территории микрорайона «Северный»

Среднее значение УА ^{226}Ra по 140 пробам поверхностных почво-грунтов, отобранных за пределами аномальных участков, составляет 15,4 Бк/кг при максимальном значении 33 Бк/кг (табл. 1). Такие содержания радия не могут быть причиной повышенных значений ППР с поверхности почвы, поскольку согласно [4], УА ^{226}Ra , равная 25 Бк/кг, должна соответствовать ППР, ориентировочно равная 16 мБк/(м²×с).

С целью изучения источников радона на участках с аномальными значениями ППР пробурено 19 скважин на глубину до 10 м. Ранее выявленные аномалии, расположенные на Северном участке, были вскрыты скважинами 9, 10, 11, 12, 13, 14 и 15; на Центральном участке – скважинами 16 и 17; на Южном участке – скважиной 18. Новые аномалии, выявленные в 2010 г. по результатам измерения ППР с поверхности почвы, вскрыты скважинами 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 и 19 (рис. 6).

УА ^{226}Ra в пробах коренных пород с урановой минерализацией, выходящих на дневную поверхность, достигает 2 600 Бк/кг, а в пробах керна, характеризующих породы, залегающие на глубинах от 1 до 4-х метров – 64...320 Бк/кг и более. Такие содержания ^{226}Ra при благоприятных условиях, способны продуцировать поток радона до 1 500 мБк/(м² с) в местах выхода на дневную поверхность пород с урановой минерализацией и до 300 мБк/(м²×с) и более на остальной территории. Учитывая это, причиной аномально высоких значений ППР с поверхности почво-грунтов могут быть повышенные концентрации ^{226}Ra в ураноносных породах, выходящих на дневную поверхность или залегающих на глубинах до четырёх метров (в среднем 2,5 м), и почво-грунты, в составе которых в большом количестве присутствуют обломки радиоактивных пород.

Таким образом, в результате выполненных исследований установлено, что территория м/р «Северный» по таким показателям радиационной безопасности как МД и УА ^{137}Cs в почво-грунтах соответствует требованиям, предъявляемым СанПиН [1, 2] и МУ 2.6.1.2398-08 «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности» к земельным участкам, предпочтительным для строительства жилых домов и зданий общественного назначения.

В то же время, в западной части микрорайона обнаружены многочисленные аномалии ППР с поверхности почво-грунтов, существенно превышающей гигиенический норматив, равный 80 мБк/(м²×с). С учётом этого, согласно выше названным методическим указаниям, в проектах зданий должна быть предусмотрена система защиты от радона (монолитная бетонная подушка, улучшенная изоляция перекрытия подвального помещения и т.п.), обеспечивающая при приёмке здания в эксплуатацию среднегодовое значение эквивалентной равновесной ОА радона в воздухе помещений не выше 100 Бк/м³. Окончательные архитектурно-планировочные решения по застройке территории должны приниматься как с учетом приведенных выше результатов, так и дополнительных исследований с определением ППР с поверхности почвы в пределах контуров проектируемых зданий и на отметке подошвы фундамента зданий.

Литература

1. Нормы радиационной безопасности (НРБ – 99/2009): СанПиН 2.6.1.2523-09 – М.: Минздравсоцразвития России, 2009 г. – 70 с.
2. Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612-10 «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)»
3. Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности: Методические указания МУ 2.6.1.2398-08. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 27 с.
4. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН 2000 года Генеральной Ассамблеи с научными приложениями. Том 1: ИСТОЧНИКИ (часть 1)/пер. с англ., Под ред. акад. РАН Л.А.Ильина и проф. С.П. Ярмоненко – М.: РАДЭКОН, 2002.– 308 с.

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ В 2011 Г.

Н.С.Шленская, В.В.Ерёмин, Н.Н.Козлова, Л.А.Славская
Среднесибирское УГМС, ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р», г.Красноярск

Среднесибирское УГМС, являясь территориальным органом Росгидромета, осуществляет на территории Красноярского края радиационный мониторинг окружающей природной среды в соответствии со «Списком станций радиационного мониторинга Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды».

Таблица 1. Наблюдения, проводимые Среднесибирским УГМС, в пунктах государственной наблюдательной сети

№ п/п	Вид наблюдений	Количество	
		пунктов (в т.ч.100-км зоны)	отобранных проб (в т.ч 100-км зоны)
1	Отбор проб аэрозолей	7 (4)	2555 (1438)
2	Отбор проб атмосферных выпадений (потоке радиоактивных продуктов из атмосферы на поверхность земли)	17 (7)	6205 (2555)
3	Измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения	51 (13)	31390 (17520)

Таблица 2. Наблюдения, проводимые Среднесибирским УГМС, при осуществлении ежегодного экспедиционного обследования 30-км зоны ФГУП «ГХК»

№ п/п	Вид наблюдений	Количество отобранных проб	Период проведения исследования
1	Отбор проб снега	13	февраль-март
2	Отбор проб почвы	13	май-август
3	Отбор проб воды	9	конец апреля - июнь
4	Проведение гамма-съемки местности на высоте 0,01м и 1,0м	70	в момент отбора проб снега, воды, почвы

Приземная атмосфера

Наблюдения за содержанием суммарной бета-активности в воздухе приземного слоя атмосферы на территории Красноярского края проводились ежедневно путем непрерывного отбора проб аэрозолей воздуха воздухофильтрующими устройствами на метеостанциях Красноярск-опытное поле, Большая Мурта, Сухобузимское, Уяр, на метеоплощадках ГМО Туруханск, ЗГМО Бор, Эвенкийского филиала ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р» п.Тура, в соответствии с руководящими документами Росгидромета.

Гамма-спектрометрический анализ отобранных проб проводился в радиометрической лаборатории ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р», радиохимический анализ в региональной радиометрической лаборатории ЦМС Западно-Сибирского УГМС (г.Новосибирск).

В 2011 году на территории Красноярского края значения суммы бета-активных радионуклидов, характеризующих радиоактивное загрязнение атмосферы, колебались в диапазоне $5,5-31,4 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³. По сравнению с 2010 годом, наблюдается снижение их величины на метеостанциях Красноярск (с 20,7 до $15,9 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³) и ГМО Туруханск (с 7,28 до $5,5 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³). На остальных пунктах (рис.1) наблюдения суммарная бета-

активность несколько возросла, причем наибольшее увеличение отмечалось на метеостанциях Большая Мурта и Сухобузимское, 2,2 раза и 1,6 раза соответственно.

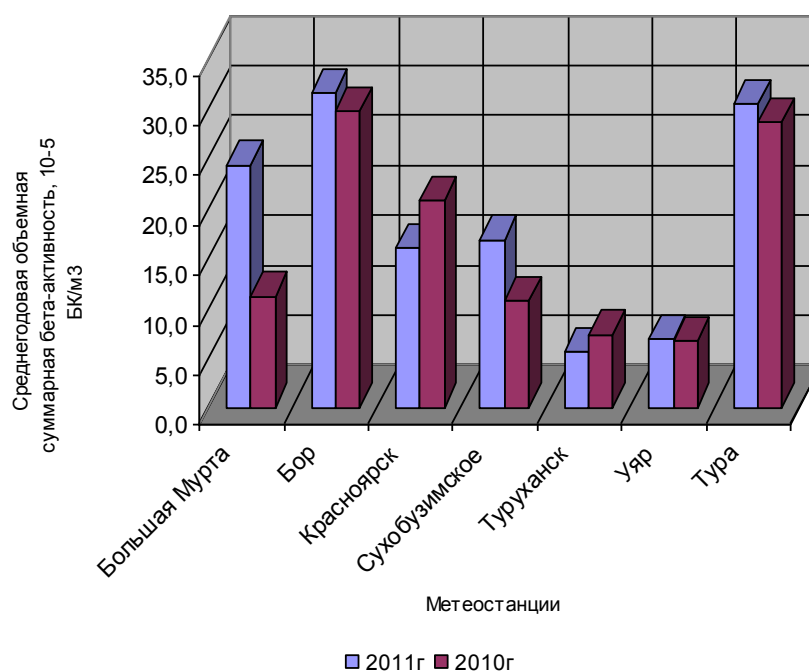


Рис.1. Динамика среднегодовой объемной суммарной бета-активности в воздухе приземного слоя атмосферы в 2011 г.

В период отопительного сезона с ноября-декабря по март-апрель наблюдается повышение среднемесячной объемной суммарной бета-активности в приземном слое атмосферы (рис.2). Наибольшие её значения фиксировались в декабре-феврале, что характерно не только для территории Красноярского края, но и для территории России в целом.

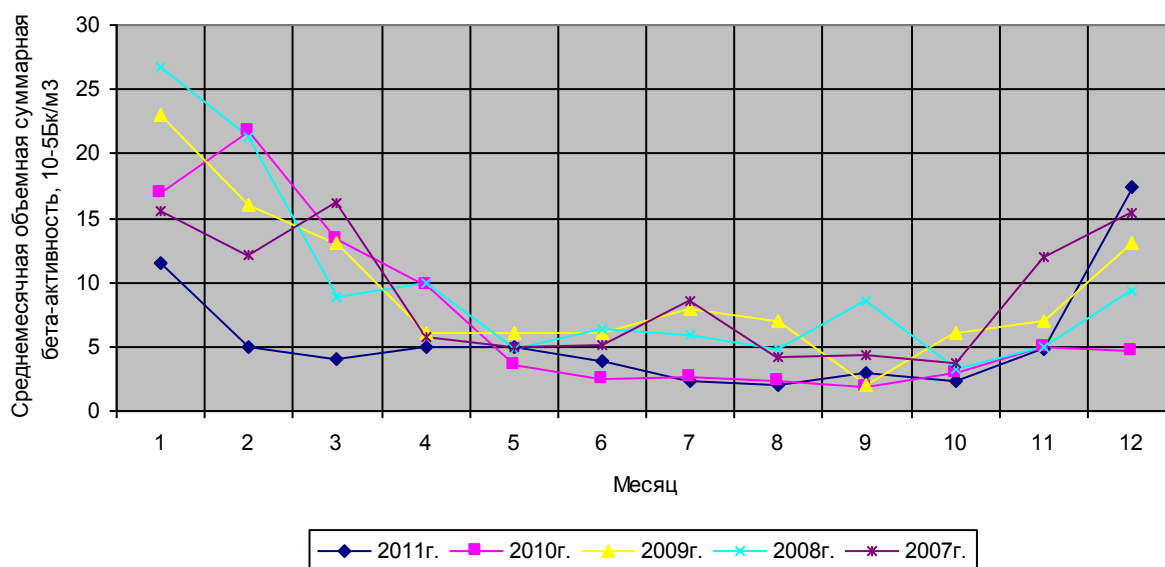


Рис. 2 Динамика среднемесячной объемной суммарной бета-активности в воздухе приземного слоя атмосферы на ст. Туруханск 2007-2011 г.

Гамма-спектрометрический анализ квартальных проб аэрозолей показал, что радиоактивность приземной атмосферы в пунктах наблюдения определялась,

преимущественно, радионуклидами естественного происхождения из которых основной вклад вносил космогенный бериллий-7. Из техногенных радионуклидов в этих пробах были обнаружены цезий-137 и стронций-90, величины которых на много ниже значений допустимой объемной активности для населения по НРБ-99/2009 (ДОО_{нас.} для цезия-137 равна 27 Бк/м³, ДОО_{нас.} для стронция-90 равна 2,7 Бк/м³).

Самые высокие значения среднеквартальной объемной активности цезия-137 наблюдались в пробах аэрозолей, отобранных во втором квартале 2011 г. (таблица 2). С третьего квартала концентрации цезия-137 стали снижаться и уже в пробах аэрозолей, отобранных в остальные месяцы года, достигли значений предыдущего года.

Таблица 2. Среднеквартальные концентрации Cs-137 в приземной атмосфере в пунктах наблюдения, 10⁻⁵ Бк/м³

Пункт наблюдения	Кварталы 2011г.			
	I	II	III	IV
Красноярск *	нпи	1,042	0,011	нпи
Большая Мурта *	0,198	1,940	0,039	0,036
Сухобузимское *	нпи	1,746	0,030	0,022
Уяр*	0,130	1,366	0,023	0,014
Туруханск	нпи	0,833	0,009	нпи

Примечание: нпи - ниже предела измерения (по суммарной бета-активности 0,01*10⁻⁵ Бк/м³), * - пункты 100-км зоны ФГУП «ГХК».

Наблюдается увеличение средневзвешенной объемной концентрации цезия-137 в приземной атмосфере (рис.3) по сравнению с предыдущими годами (с 2010 г.- в 6,6 раза, с 2009 г.- в 12,8 раза).

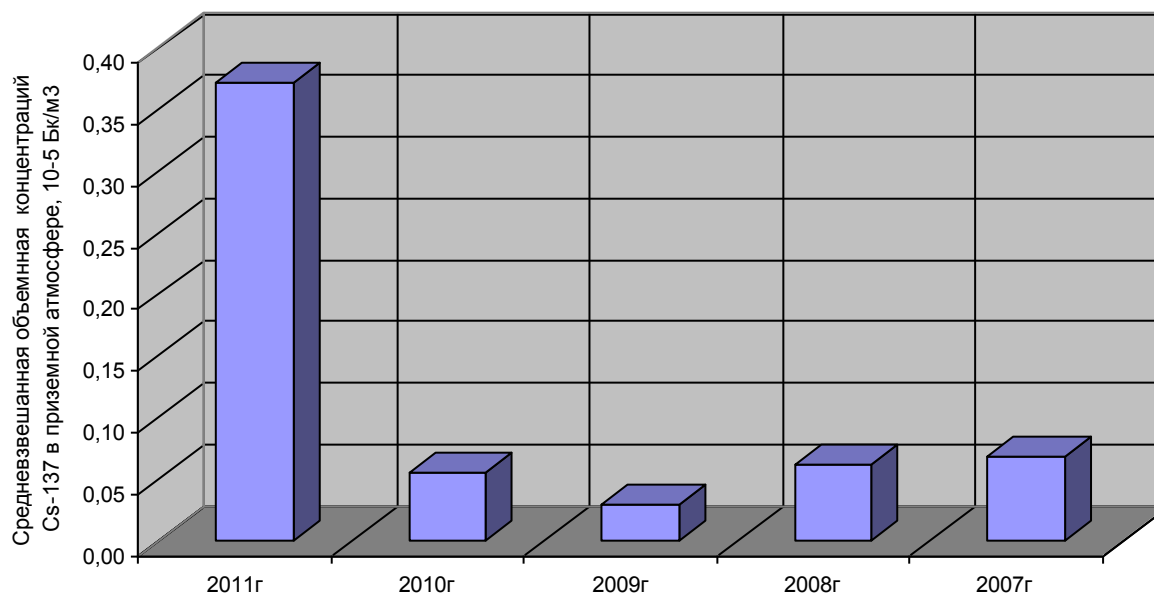


Рис.3 . Динамика средневзвешенной объемной концентрации Cs-137 в приземной атмосфере 2007-2011 г.

По стронцию-90 средневзвешенные среднеквартальные концентрации (таблица 3), практически, остались на уровне предыдущих лет.

Таблица 3. Среднеквартальные концентрации Sr-90 в приземной атмосфере пунктов наблюдения, и средние за 2007-2010 гг., 10⁻⁵ Бк/м³

Пункт наблюдения	Кварталы 2011г.				2011	2010	2009	2008	2007
	I	II	III	IV					
Красноярск *	0,026	0,026	0,023	0,017	0,017	0,024	0,023	0,019	0,017
Большая Мурга *	0,007	0,027	0,010	0,010	0,010	0,015	0,021	0,013	0,012
Сухобузимское *	0,013	0,028	0,042	0,016	0,016	0,023	0,017	0,021	0,020
Уяр *	0,007	0,016	0,012	0,005	0,005	0,007	0,006	0,006	0,009
Туруханск	0,003	0,007	0,004	0,003	0,003	0,004	0,005	0,004	0,005
Средневзвешенное по всем пунктам контроля					0,010	0,015	0,014	0,013	0,013

Примечание: * - пункты 100-км зоны ФГУП «ГХК».

В 2011 г, преимущественно в зимний период, на территории Красноярского края наблюдалось 43 случая (в 2010 г. – 36) с повышенными значениями суммарной бета-активности в приземной атмосфере (среднесуточная суммарная бета-активность превышала фоновый уровень за предыдущий месяц, при измерении на 5 сутки после отбора пробы, в 5 и более раз, согласно Приказу Росгидромета № 156 от 31.10.2000 г. «Порядок подготовки и представления информации общего назначения о загрязнении окружающей природной среды»). Наибольшее число таких случаев отмечалось на метеоплощадках ГМО Туруханск (17 случаев) и М Сухобузимское (15 случаев).

Во всех пробах аэрозолей повышенной радиоактивности обнаруживался космогенный бериллий-7, содержание, которого находилось в пределах $(79,81 - 1270,75) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³. Радионуклиды техногенного происхождения, в том числе, цезий-137 в пробах, отобранных в 2011 г., так же как и в 2010 г. не зафиксированы.

Радиоактивные выпадения

Наблюдения за радиоактивными выпадениями на территории Красноярского края проводились на 17 пунктах контроля, в том числе на 7 пунктах, расположенных в 100-км зоне ФГУП «ГХК».

Среднесуточная суммарная бета-активности в пробах атмосферных выпадений измеренная по большинству пунктов наблюдения была значительно ниже критических значений (по результатам первых измерений равных или превышающих 110 Бк/м²/сутки, согласно Приказу Росгидромета № 156 от 31.10.2000 г. «Порядок подготовки и представления информации общего назначения о загрязнении окружающей природной среды») и существенно не отличались от значений 2010 года.

Величины средневзвешенных среднесуточных значений суммарной бета-активности в пробах выпадений (рис.4) в пунктах наблюдения 100-км зоны ФГУП «ГХК» и пунктах, расположенных в зоне наблюдения, существенно не отличались друг от друга.

В 2011 г. в пробах выпадений было зафиксировано 9 случаев превышения более чем в 10 раз суточной величины суммарной бета-активности над фоновым значением (в 2010 г.-1 случай), причем наибольшее число таких случаев 3 было зарегистрировано на М Дзержинское, главным образом в зимние месяцы, и лишь на некоторых станциях эпизодически фиксировались в апреле, августе и сентябре.

Радиоактивность атмосферных выпадений в квартальных пробах (таблица 4), объединенных по территории 100-км зоны ФГУП «ГХК», так же как и в предыдущие годы определялась в основном, радионуклидами естественного происхождения.



Рис.4. Динамика величин средневзвешенных среднесуточных значений $\Sigma\beta$, выпадений в течение 2007-2011 гг. по пунктам 100-км зоны и зоны наблюдения

Таблица 4. Среднеквартальная плотность выпадений (Бк/м² кв.) радионуклидов и среднегодовые плотности выпадений за 2007-2011 гг. (Бк/м² год) в пунктах контроля 100- км зоны ФГУП «ГХК.»

Радионуклиды	Среднеквартальная плотность выпадений радионуклидов, Бк/м ² квартал				Среднегодовые плотности выпадений радионуклидов, Бк/м ² ·год				
	Кварталы 2011 г.				2011г.	2010г.	2009г.	2008г.	2007г.
	1-й кв.	2-й кв.	3-й кв.	4-й кв.					
Be-7	43,54	408,16	319,73	74,83	846,26	816,58	920,26	1035,86	1138,28
Cs-137	нпи	0,680	0,082	нпи	0,762	нпи	нпи	нпи	1,166
Sr-90	0,08	0,14	0,04	0,21	0,47	0,77	0,62	0,57	0,64

Радиационный фон на местности

По данным ежедневных измерений в пунктах Государственной наблюдательной сети мощность экспозиционной дозы гамма излучения (МЭД) на местности, была в пределах колебаний естественного радиационного фона и не превышала установленного для оперативного радиационного контроля значения 30 мкР/час. Наибольшее из среднегодовых значений МЭД отмечалось на ГП Атаманово (21 мкР/час).

Экспедиционное обследование объектов природной среды в районе ФГУП «ГХК».

Оперативной группой радиационного мониторинга ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р» были выполнены работы по обследованию объектов природной среды на территории ближней (30км) зоны ФГУП «ГХК» (рис.5), включающие отбор проб снега, воды и почвы, проведение наземной гамма-съемки местности.



Рис.5. Карта-схема маршрутов экспедиционных обследований территории 30-км зоны ФГУП «ГХК»

Работы проводились в районе населенных пунктов: Мингуль, Кононово, Хлоптуново, Атаманово, Большие Пруды, Барабаново, Шивера, Тартат, Большой Балчуг, Новый Путь, Додоново, Толстомысово и «фоновая проба» Красноярск – опытное поле.

Отбор проб воды проводился на реках: Енисей, Кан, Б.Тель. Значения суммарной объемной бета-активности ($\Sigma\beta$) находились на фоновом уровне. Техногенный **цезий-137** был обнаружен только в двух пробах, отобранных в р. Енисей возле населённых пунктов: д. Большой Балчуг (0,095 Бк/л) и г.Красноярск напротив речного вокзала (0,085 Бк/л). Измеренные концентрации цезия-137 в этих пробах более чем на два порядка ниже уровня вмешательства, нормируемого НРБ-99/2009 (УВ для цезия-137 в питьевой воде равен 11 Бк/л).

По результатам гамма-спектрометрического анализа, в пробах снега, отобранных на обследуемой территории перед весенним снеготаянием, техногенных радионуклидов не обнаружено. В 2010г. в пробах снега, у деревень Кононово, Хлоптуново, Барабаново, был обнаружен цезий-137, объемная активность которого находилась в пределах 0,034-0,065Бк/л.

Плотность загрязнения снега по суммарной бета-активности колебалась в диапазоне 15,48-106,93 Бк/м². Максимальное её значение отмечалось в районе д.Кононово.

В 30-км зоне влияния ФГУП «ГХК» помимо наблюдений за состоянием снега, воды, осуществлялись наблюдения и за почвой. В большинстве проб, отобранных на глубине 5см, из техногенных радионуклидов обнаружен только цезий-137, запас которого в 5-см слое почвы (плотность загрязнения) варьировал в пределах от 0,057 до 1,343 кБк/м² и не превышал фоновый уровень для территории России — 1,9 кБк/м². Исключение составляют пробы, отобранные в д. Павловщина (возле огородов в месте, затопляемом во время весенних паводков р. Енисей) и д. Хлоптуново. В пробе почвы д. Павловщина плотность загрязнения цезием-137 составила 4,0 кБк/м², что превышает в 2,1 раза фоновый уровень для территории России. Кроме цезия-137 в почве обнаружены техногенные радионуклиды: европий-152, европий-154, кобальт-60. В пробе почвы д. Хлоптуново кроме цезия-137 обнаружены техногенные радионуклиды: европий-152 и цинк-65.

Значения мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения, измеренные при отборе проб снега, воды и почвы на высотах 0,01м и 1,0м от поверхности, не превышали 15 мкР/час.

На основании вышеизложенного, по результатам регулярных наблюдений, осуществляемых в пунктах Государственной наблюдательной сети и результатам наблюдений проводимых в пунктах 30-км зоны ФГУП «ГХК» радиационная обстановка на территории Красноярского края остается стабильной. Содержание техногенных радионуклидов в окружающей среде не превышало нормативов, установленных НРБ - 99/2009 и не представляло опасности для населения.

РАДИОЭКОЛОГИЯ ЛЕСНЫХ ПОЖАРОВ В СИБИРИ

Б.Л.Щербов, В.В.Будашкина

Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск

Вся территория Сибири, начиная с 1949 г., в различные периоды подвергалась радиоактивным выпадениям [3, 5]. После принятия Моратория на прекращение открытых испытаний ядерных устройств, проводимых СССР и США в атмосфере, на земле и под водой (1963 г.), в северном полушарии был сформирован глобальный радиоактивный фон, на котором в различных местах выделялись площади с повышенной радиоактивностью. Это явилось следствием неравномерного выпадения радиоактивных осадков, обусловленное метеорологическими характеристиками времени прохождения облаков с искусственными радионуклидами. После ядерных взрывов в атмосферу выбрасывалось около двухсот различных радиоактивных изотопов, большинство из которых имели периоды полураспада, измеряемые секундами, минутами, часами и т.д. Эти короткоживущие загрязнители в целом прекратили свое существование, и в настоящее время в сибирских ландшафтах от испытаний остались лишь ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ²³⁸⁺²³⁹Pu. После 1963 г продолжалось проведение так называемых «мирных» взрывов, имевших своей конечной целью военные, технологические и народно-хозяйственные результаты. Многие из этих взрывов заканчивались аварийными выбросами или просачиванием сквозь толщу горных пород инертных газов, ядерные превращения которых сопровождалось образованием ¹³⁷Cs. К источникам радиоактивного загрязнения Сибири следует добавить ядерные предприятия Томска и Красноярска, а также места захоронения радиоактивных отходов. Большие площади Сибири испытали на себе влияние Чернобыльской катастрофы, а также испытаний на Лобнорском полигоне в Китае [8, 9]. Современное радиоактивное загрязнение, обязанное атмосферному переносу, было установлено нами во мхах из различных районов Западной Сибири [10]. Наши исследования в различных

точках Сибири летом 2011 года показали присутствие ^{134}Cs (он служит показателем «реакторного» источника) в некоторых точках и от Фукусимской аварии (Япония).

Выпадавшие из атмосферы искусственные радионуклиды с той или иной степенью прочности закреплялись в целинных почвах, торфяных залежах, донных отложениях озер и различных компонентах лесного почвенно-растительного комплекса. Широкое распространение лесов в Сибири позволяет отнести их к наиболее емкой части ландшафта по отношению к искусственным радионуклидам. Поэтому, для изучения поведения радионуклидов после выпадения их на земную поверхность, наиболее интересными и распространенными являются различные биогеохимические барьеры, которыми насыщен лесной биогеоценоз: хвоя, кора и листва деревьев, мхи, лишайники, травы, кустарники и лесные подстилки. Особое место в этом списке представляют собой лесные подстилки.

В лесных сообществах подстилки играют весьма существенную роль. С одной стороны, они служат субстратом для прорастания семян лесных растений, источником и потенциальным резервом биогенных веществ и многих водорастворимых органических соединений, что обуславливает формирование специфической среды в ризосферной зоне подроста. С другой стороны, подстилки, имея повсеместное распространение, горят при любом типе пожара и в той или иной степени служат источником атмосферной миграции искусственных радионуклидов или перераспределении их по выгоревшей площади в постпирогенный период [15].

Таблица 1. Поведение радионуклидов при лесных пожарах разного типа

Район, регион	Год пожара	Год отбора	Тип пожара	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$
п. Тарко-Сале (1)	2000	2000	Верховой слабый	-23	-26	-
п. Вынгапур (1)	1999	2000	Верховой слабый	-	-24	-
п. Ханымей (1)	1997	2000	Верховой сильный	-	-31	-
п. Завьялово (2)	1997	1999	Верховой*	-38	-42	-
п. Н-егорьевск(2)	1998	2000	Верховой сильный	-50	-40,6	+5,2
п. Ракиты (2)	1997	2000	Верховой повальный*	-27,5	-48,2	-
п. Северка-1 (2)	2000	2003	Верховой повальный	-	-44	-
п. Северка-2 (2)	2003	2003	Верховой	-	-36	-
п. Волчиха (2)	1998	2000	Верховой повальный*	-33,3	-60,2	-15,3
п. Вознесенка (2)	2004	2004	Низовой беглый	+39,5	+39,3	+4
п. Иркутское (2)	2005	2005	Верховой	-33,2	-35,5	-
п. Ерестная (3)	2004	2004	Визовой беглый	-	-23,6	-
п. Иля (4)	2004	2004	Верховой повальный	-32	-49	-5,2
п. Ара-Иля (4)	2001	2004	Верховой	-40,3	-48,9	-12,3
п. Обуса (5)	2003	2003	Верховой	-	-40,3	-
п. Загатуй (5)	2003	2003	Верховой слабый	-	-28,6	-
Оз. Халанда (6)	2003	2004	Верховой	-	-29,1	-
г. Улан – Удэ (7)	2004	2004	Низовой беглый	+6	+5	-
п. Николаевка (2)	2010	2011	Верховой повальный	-42,2	-56,2	-30,3

*Примечание. В скобках – символы регионов: 1 – Ямало-Ненецкий АО, 2 – Алтайский край, 3 – Новосибирская обл., 4 – Агинский Бурятский АО. 5 – Усть-Ордынский Бурятский АО; 6 – Читинская обл., 7 – Республика Бурятия; * - рекультивированные пожарища.*

Сибирские леса, занимают 80 % лесного массива России (552 млн. га). Ежегодно на этой огромной площади возникает 30 тыс. пожаров. За пожарный период сгорает приблизительно 20 млн. тонн биомассы, в атмосферу выбрасывается 2 млн. тонн продуктов горения. Приближенная оценка площади лесных пожаров составляет около 5

млн. га, а пожаров всех видов растительности – около 10 млн. га. [2]. По другим данным, в бореальных лесах России пожары могут происходить на площади в 12 млн. га [13]. Бывают сезоны, когда эта цифра существенно увеличивается. Примером может служить 2010 год, когда только один пожар на юго-западе Алтайского края уничтожил около 13 тыс. га уникальных ленточных боров. В том же году уже к началу августа общая площадь, пройденная пожарами Центральной России, превысила 15 млн. га: горение лесов продолжалось и в других регионах страны до глубокой осени. По сообщениям СМИ, пирологическая лесная ситуация в нашей стране 2011 г была не менее катастрофичной.

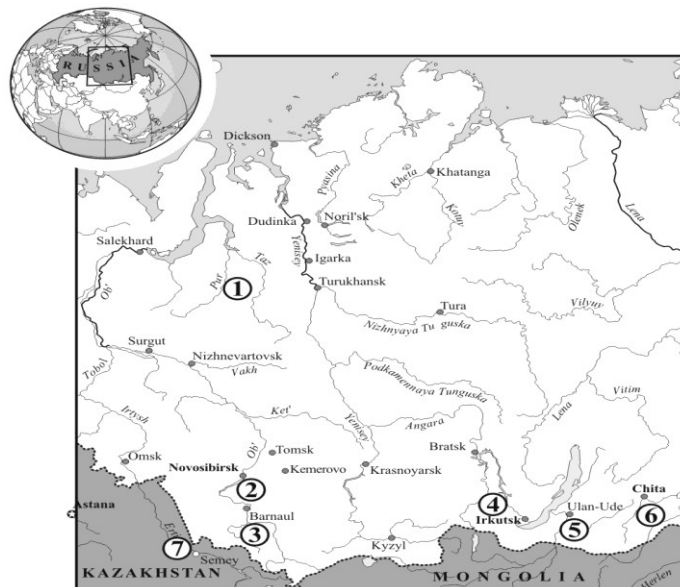


Рис. 1. Схема районов работ (1- Ямало-Ненецкий АО; 2- Новосибирская обл., 3 - Алтайский край; 4 – Иркутская обл.; 5 - Респ. Бурятия; 6 – Читинская обл.; 7 – Респ. Казахстан

Изучение поведения искусственных изотопов при горении лесных массивов было инициировано возникновением лесных пожаров на территориях, оказавшихся в зоне влияния Чернобыльской катастрофы [1, 6, 14]. В Сибири этой проблемой стали заниматься в ИГМ СО РАН только при экогеохимических исследованиях в местах проживания коренного населения, что позволило обследовать пожарища во многих наших регионах и на востоке Казахстана (рис. 1) [11, 12,]. Самые первые результаты позволили выделить две группы элементов по характеру поведения при лесных пожарах. В число наиболее активных мигрантов вошли Hg, Cd, As, Pb, Sb и некоторые другие элементы, а также ^{90}Sr , ^{137}Cs , в меньшей степени – $^{239+240}\text{Pu}$. Было показано [15], что миграционная способность элементов во многом зависит от температуры кипения (видимо, и испарения). Наиболее активно из пожарищ мигрировали радиоцезий и радиостронций (T° соответственно 690 и 1384 °C). Плутоний ($T^\circ=3227$ °C) способен мигрировать только при больших температурах, что характерно только для повальных верховых пожаров. Таким образом, от типа лесного пожара во многом зависит поведение искусственных радионуклидов. Этот тезис, на наш взгляд, убедительно иллюстрируется данными таблицы 1.

Однако существуют объекты, где искусственные радионуклиды не выносятся за пределы пожарища, а накапливаются в них. Такие результаты иногда возникают при низовых пожарах, но это не означает, что радионуклиды, как, впрочем, и стабильные элементы, оказываются вне миграционного процесса. При низовых пожарах наземные горючие материалы (ЛГМ) очень часто выгорают неравномерно. В особой степени это проявляется при весенних пожарах, когда мхи, лишайники и лесная подстилка высыхают

по-разному, как это произошло на одном из пожарищ в Алтайском крае. Здесь около прикорневых участков деревьев снег растаял значительно быстрее, чем на остальной площади леса (фото 1а). Это привело к тому, что при пожаре, первые из участков выгорели полностью (фото 1б), а остальная площадь была пройдена лишь беглым огнем, и лесная подстилка выгорела только наполовину. Средняя удельная активность искусственных радионуклидов на разных участках составила (Бк/кг): для ^{90}Sr – 28 (вся площадь) и 13 (прикорневые участки), для ^{137}Cs – 122 и 60, для $^{239+240}\text{Pu}$ – 1,45 и 1,1. Наглядно это показано на рис 2.

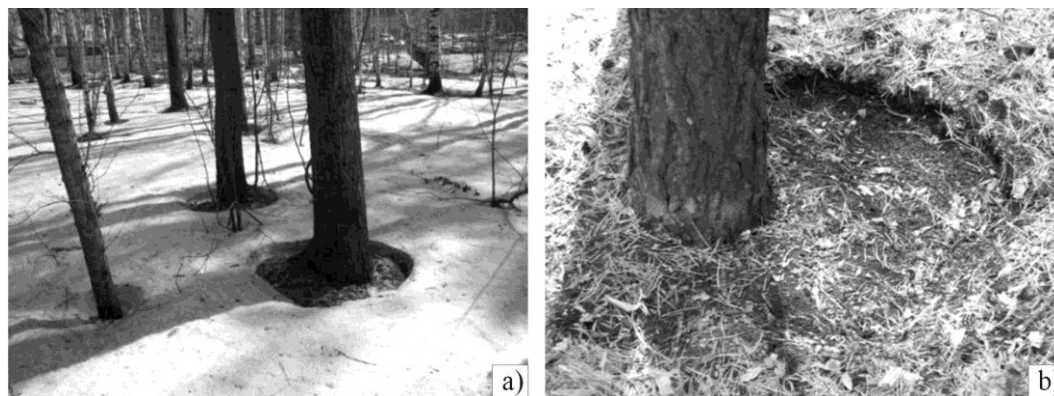


Фото 1. Характер таяния снега в апреле (а) и выгорания лесной подстилки в мае (б).

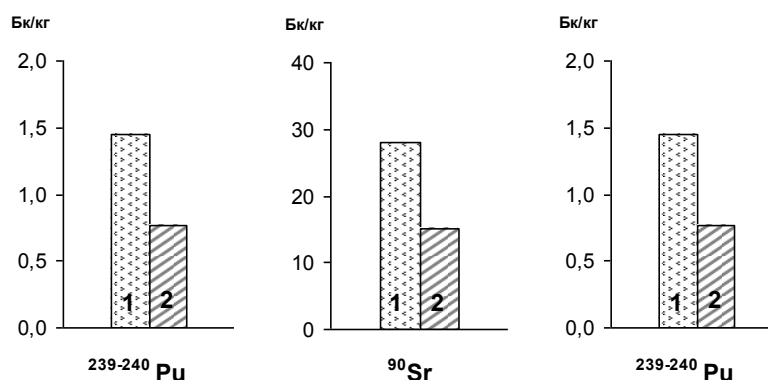


Рис.2. Удельная активность искусственных радионуклидов на основной площади пожарища (1) и полностью выгоревших участках (2)

Таким образом, результаты обследования данного пожарища позволяют утверждать простое перераспределение искусственных радионуклидов по выгоревшей площади без их выноса за пределы выгоревшей площади. Отбор проб верхних слоев растительно-почвенного покрова производился нами стальным кольцом, применяемым при экогеохимических исследованиях (высота кольца 50 мм, диаметр – 84 мм).

Интересно, что на совершенно аналогичном объекте, изученном в районе п. Ерестная (Новосибирская обл.) отмечена заметная миграция многих элементов (включая и искусственные радионуклиды) за пределы пожарища. Оба пожара имеют небольшие (3-4 га) размеры, оба произошли в мае месяце на одинаковых лесных насаждениях. Однако первый пожар произошел при безветренной погоде внутри леса, второй – при устойчивом ветре (6-8 м/сек) на берегу Новосибирского водохранилища. Напрашивается вывод о влиянии на процессы миграции состояния наземных ЛГМ и погодных условий.

Следующим фактором, тесно связанным с приведенными выше причинами и влияющим на поведение искусственных радионуклидов при лесном пожаре, служит характер распределения их в вертикальном разрезе наземных ЛГМ. Как видно, из диаграмм вертикального распределения искусственных радионуклидов, приводимых на рисунке 2, повышенные значения их удельной активности тяготеют к нижним интервалам лесной подстилки. Отметим, что во мхах и лишайниках распределение радионуклидов имеет ту же тенденцию. Поэтому при беглом низовом пожаре, когда сгорает только верхняя часть растений и подстилок, в миграцию вовлекается наименьшая часть заключенных в них радионуклидов. Основное же их количество участвует в миграционном цикле только при полном сгорании этих наземных ЛГМ. Скорее всего, это связано с увеличением сорбционной емкости разлагающегося по мере старения органического материала отмеченных компонентов лесного биогеоценоза, потому что резкое уменьшение активности всех радионуклидов в самом низу профиля начинается на границе с подстилающими песками, почти полностью лишенными органики. Наши наблюдения показывают, что воздушный вынос искусственных радионуклидов из пожаряща часто сопровождается радиоактивным загрязнением прилегающей к нему площади или незатронутых огнем участков, остающихся внутри гари. Такой случай характеризует один из объектов от беглого низового пожара в Ямало-Ненецком АО. Здесь внутри гари остались небольшие (3-4 м²) участки с кустистым лишайником *Cladina Stellaris* и несгоревшими молодыми кедрками. Активность радиоцезия в верхнем 5-сантиметровом слое почвенного покрова на наветренной стороне пожаряща (рис. 3-1) следует считать фоновой. Она несколько выше, чем на выгоревшей площади (рис. 3-2). На подветренной стороне (рис. 3-3) активность его еще выше. Самое высокое значение активности ¹³⁷Cs в лишайниках зафиксировано внутри пожаряща, самое низкое – на наветренной стороне. Лишайники наиболее обогащены радиоцезием внутри пожаряща и на его подветренной стороне. Эти данные свидетельствуют о воздушном переносе радионуклида. Дополнительным аргументом в пользу этого положения служит обогащение на 38 % хвои кедрки в пределах выжженной площади относительно “фоновой”. Остается добавить только, что обследование пожаряща проведено сразу поле пожара.

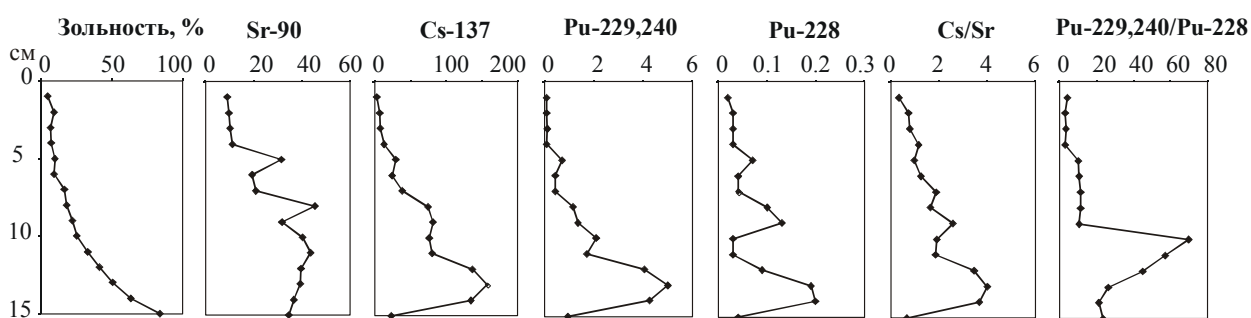


Рис. 3. Характер распределения искусственных радионуклидов и зольности в профиле лесной подстилки

Данный пример увеличения активности радиоцезия в хвое сосен за пределами пожаряща не единичен. В среднем по ленточным борам Новосибирской области и Алтайского края, где нами обследовано самое большое количество объектов, хвоя из зоны влияния пожаров по сравнению с хвоей из фоновых площадей обогащена ¹³⁷Cs в 3,4 раза. Аналогичное явление отмечено нами и в других регионах Сибири.

Кроме воздушной миграции искусственных радионуклидов при лесных пожарах следует отметить перераспределение по площади пожаряща. Это происходит как во время пожара, так и значительно позже под влиянием временных водных потоков или эоловых процессов. На пожарящах ленточных боров Алтайского края, образованных на дюнном рельефе, часто наблюдается скопление зольно-сажистого материала в пониженных

участках рельефа. Как правило, этот материал оказывается обогащенным многими элементами, включая и искусственные радионуклиды. Так, на одном из объектов этого региона средняя удельная активность плутония на пожарище составляет 2,02 Бк/кг, а в отдельно собранной золе – 8,43 Бк/кг.

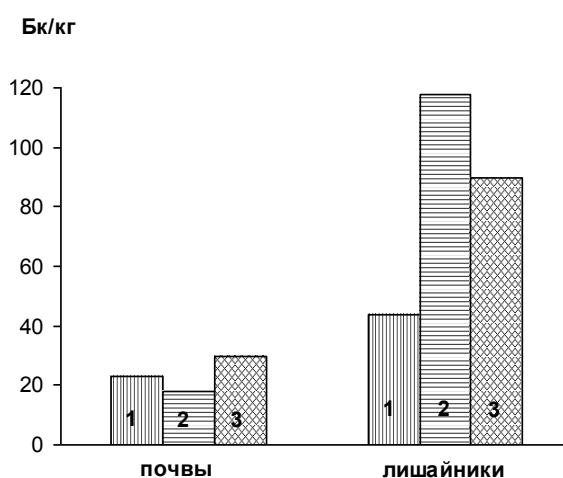


Рис. 3. Средняя удельная активность радиоцезия на различных участках пожарища в районе пос. Тарко-Сале (Ямало-Ненецкий АО)

Главной целью наших исследований служило определение масштабов миграции тяжелых металлов и искусственных радионуклидов. Для расчетов нам требуются сведения об удельной активности радионуклидов в компонентах биогеоценоза, о площади пожарища, запасах ЛГМ и количестве мигрировавшего радионуклида. В качестве примера рассмотрим одно из пожарищ. Наиболее свежий пример – результаты пожара 2010 г в районе села Николаевка на западе Алтайского края. Общая площадь пожара составила около 13 тыс. га. Средняя удельная активность ^{137}Cs в 5-сантиметровом интервале почвенного покрова – 47 Бк/кг; вынос радиоцезия – 58 %. Запасы лесной подстилки (именно она выгорает при пожарах) в борах, посчитанные нами по нескольким десяткам точек составляют 10,8 т/га, что близко к среднему значению для сибирских лесов [4]. Несложные математические расчеты показывают, что из этого пожарища был вынесен радиоцезий с активностью $3 \cdot 10^8$ Бк. Следует думать, что этот радионуклид атмосферным путем мог перенестись на большие площади Алтайского края, поскольку пожар был повальным, и после него образовалась пустыня.

Аналогичным путем можно приблизительно подсчитать масштабы эмиссии ^{137}Cs для Сибири в целом. Начиная с 1991 г., сотрудниками нашей лаборатории постоянно пополняется банк данных по тяжелым металлам и искусственным радионуклидам во всех компонентах биогеоценоза и деталях ландшафта. В нашем распоряжении имеются данные по радиоцезию и радиостронцию, которые определены в сотнях образцов лесных подстилок; для подсчетов по плутонию, на наш взгляд, данных недостаточно, поскольку он определен не во всех объектах. Средние значения удельной активности ^{137}Cs в компонентах лесного биогеоценоза по нескольким сотням анализов составляют (Бк/кг): для лесных подстилок – 113 ± 63 , для лишайников – $56,8 \pm 52$, для мхов – 61 ± 56 , для хвой – $18,2 \pm 3,7$, для трав – $1,1 \pm 0,63$. В подстилках средняя активность ^{90}Sr – 30 ± 16 , $^{239+240}\text{Pu}$ – $1,93 \pm 1,6$ Бк/кг. Корректный подсчет запасов хвой, лишайников или мхов в том или ином районе обследования пожарищ требует огромных трудозатрат или просто невозможен. Имея в виду ежегодное значение пожаров – 5 млн. га и среднее содержание подстилки в лесах Сибири – 11 т/га (см. выше) и произведя те же арифметические расчеты, мы вправе утверждать ежегодный вынос радиоцезия с активностью $1,82 \cdot 10^{12}$ Бк или около 49 Ки. Оценка эмиссии радиостронция составляет $4,75 \cdot 10^{11}$ Бк (12,8 Ки), то есть суммарное

количество составляет более 60 Ки. Эту оценку следует считать минимальной, поскольку она основана только на данных по лесным подстилкам. Но, как известно, при пожарах горят и все остальные лесные горючие материалы, однако вклад искусственных радионуклидов от них в воздушную миграцию подсчитать не представляется возможным. Тем не менее, следует думать, что вклад от лишайников, мхов и хвои может быть существенным: наши наблюдения на Крайнем Севере показывают, что эти компоненты биогеоценоза загрязнены радиоцезием на порядок выше, чем в других регионах Сибири.

В последнее время канадскими учеными высказывается предположение о том, что повышение радиационного фона в атмосфере Канады в летние месяцы обязано в некоторой степени и Сибирским лесным пожарам [7]. Прямых доказательств не существует, но если учесть, что радионуклиды могут переноситься на субмикронных частицах дымовых аэрозолей на тысячи километров [2, 6 и др.], то предположение канадцев не кажется фантастическим.

Таким образом, активная миграция искусственных радионуклидов при сибирских лесных пожарах – факт неоспоримый. Приведенные выше данные по общей величине эмиссии ^{90}Sr и ^{137}Cs из пожарищ относятся к границе XX и XXI вв. Эти два искусственных радионуклида ($T_{1/2} = 30$ лет) в скором времени исчезнут из ландшафтов Сибири в результате естественного распада, если не произойдет какой-либо новой ядерной катастрофы и не будет новых выпадений долгоживущих искусственных радионуклидов. Однако плутоний, имеющий период полураспада 24 тысяч лет, еще долго будет участвовать в пирологическом процессе сибирских лесов. Прогнозы неутешительны: количество катастрофических лесных пожаров в XXI веке будет увеличиваться.

Авторы благодарят И.В.Макарову, М.С.Мельгунова, А.С.Степина и Н.И.Чернакову за выполнение аналитических работ.

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ № 04-05-64057 и № 10-05-00370.

Литература

1. Азаров С.И. Загрязнение атмосферы ^{137}Cs при лесных пожарах в чернобыльской зоне // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36, № 4. С. 506-515.
2. Валендик Э.Н. Экологические аспекты лесных пожаров в Сибири // Сиб. экол. журн. 1996. № 1. С. 1-18.
3. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение после ядерных взрывов и аварий – интегральный подход // Труды Международной конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. Москва, 24-26 апр. 2000 г. С.-П.: Гидрометеоздат. 2000. С. 26-47.
4. Курбатский Н.П. Определение степени пожарной опасности в лесах // Лесное хозяйство. 1957. № 4. С. 15-18.
5. Махонько К.П., Павлова Л.Н. Радиоактивные продукты в атмосфере от подземных ядерных взрывов на полигонах СССР // Бюллетень ЦОИ по атомной энергии, 1997, № 9, с. 15-24.
6. Пазухин Э.М., Боровой А.А., Огородников Б.И. Лесной пожар как фактор перераспределения радионуклидов чернобыльского генезиса в окружающей среде // Радиохимия, 2004, т. 46, № 1, с.93-96.
7. Радиоактивные лесные пожары // Наука и жизнь. 2007. № 2. БИНТИ. С. 10.
8. Савченко В.К. Экология Чернобыльской катастрофы. Научные основы Международной программы исследований. Минск: Беларуская навука. 1997. 224 с.
9. Челюканов В.В., Савельев В.А. О влиянии испытаний Китайской Народной Республики на радиоактивное загрязнение территории СССР // Метеорология и гидрология. 1991. № 4. С. 118-119.

10. Щербов Б.Л. Существует ли современное атмосферное загрязнение искусственными радионуклидами?// Материалы V Междунар. биогеохимической школы. Семипалатинск, 8-11 сент. 2005 г. Семипалатинск: РИО СГПИ. 2005. С. 499-500.

11. Щербов Б.Л., Будашкина В.В., Страховенко В.Д. Миграция искусственных радионуклидов и тяжелых металлов при лесных пожарах в Сибири// Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2006. 1(1). С. 113-121.

12. Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Сухоруков Ф.В. Экогеохимическая роль лесных пожаров в Байкальском регионе// География и природные ресурсы, 2008, № 2, с. 60-66.

13. Conard S.G., Ivanova G.A. Wildfire in Russian boreal forests – potential impacts of fire regime characteristics on emission and global carbon balance// Environ. Pollut. 1997. V. 98. 3. P. 305-313.

14. Paliouris G., Taylor H.W., Wein R.W. e.a. Fire as an agent in redistributing fallout ¹³⁷Cs in the Canadian boreal forest // Total Environ. [Pap.] Int. Simp. Ecol. Eff. Arctic Airborne Contamination, Rejkjavik, 4-8 oct., 1993, p. 160-161; 1995, p. 153-166.

15. Schcerbov B.L., Lazareva E.V. Migration Factors of Radionuclides and Heavy Metals during Forest Fires in Siberia// Advances in Environmental Research. Vol. 4. P. 99-120.

16. Schcerbov B.L., Zavgorodnyaya N.V., Lazareva E.V. Ecogeochemical consequences of Forest Fires in Belt Pine Forests of Altai Krai// Contemporary Problems of Ecology. 2008. № 4. P. 459-466.