



## ГЕОГРАФИЯ И ГЕОЭКОЛОГИЯ

УДК 550.378(470.67)

### РАДИОАКТИВНОСТЬ ГОРНЫХ ПОРОД, ПОЧВ, ПРИРОДНЫХ ВОД ДАГЕСТАНА И ОБУСЛОВЛЕННЫЕ ИМИ ЭФФЕКТИВНЫЕ ДОЗЫ

© 2012 Абдулаева А.С.

Прикаспийский институт биологических ресурсов ДНЦ РАН

Представлены результаты многолетних радиоэкологических исследований на территории горной зоны Дагестана. Приводятся данные изучения территориальной мощности экспозиционной дозы, определение содержания естественных радиоактивных нуклидов в породах, почвах и природных водах Дагестана. Определены параметры корреляционной связи между альфа- и бета- активностью пород, почв и содержания радона в воде и воздухе помещений. В работе рассматриваются вопросы, связанные с формированием дозовых нагрузок от естественных источников ионизирующих излучений в биосфере и как итог этого рассмотрения – дозовые нагрузки на человека.

The results of long-term radioecological studies in the mountainous areas of Dagestan. The data of the study of territorial exposure dose, determination of natural radioactive nuclides in rocks, soils and natural waters of Dagestan. The parameters of the correlation between alpha-and beta-activity of rocks, soil, and radon in water and indoor air. This paper discusses issues related to the formation of radiation dose from natural sources of ionizing radiation in the biosphere and as a result of this review - doses to man.

**Ключевые слова:** естественные радионуклиды, порода, почва, вода, доза, радон, эффективные дозы.

**Key words:** natural radionuclides, rock, soil, water, dose, radon, effective dose..

В данной работе обсуждаются результаты изучения территориальной мощности экспозиционной дозы горных территорий Дагестана. По содержанию радионуклидов, более 90% территории Дагестана является радиационнобезопасным и вариация мощности экспозиционной дозы по республике составляет от 4 до 40 мкР/ч. Среднее значение  $\gamma$ -излучения радиационного фона Дагестана равно 12-18 мкР/ч, и поэтому параметру он является нормальнорadioактивным. Радиоактивный фон внутри помещений статистически достоверно превышает фон на открытой местности.

Приводятся результаты определения содержания естественных радиоактивных нуклидов ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$ ) в породах, почвах и в природных водах Дагестана. Геохимия урана и тория довольно близки и поэтому они соответствуют друг другу, концентрируясь в основном в темных сланцах. Разница заключается лишь в том, что торий не образует растворимых минералов и не уходит в летучие фракции; уран же в виде иона уранила способен образовывать растворимые комплексные соединения. Исследованные нами горные породы Дагестана по валовому содержанию урана относятся к нормальнорadioактивным (материковые пески – 1.77 г/т, карбонаты – 2.17 г/т, глины – 2.49 г/т, сланцы обыкновенные – 3.86 г/т) и высокорadioактивным (темные сланцы – 10.05 г/т); по валовому содержанию тория – к слаборadioактивным (материковые пески – 2.96 г/т, карбонаты – 2.71 г/т) и нормальнорadioактивным (глины – 11.08 г/т, сланцы обыкновенные – 11.58 г/т, темные сланцы – 15.27 г/т). Сравнение этих данных с ранее полученными для пород Большого Кавказа данными [5] показывает систематическое превышение (примерно на 10-15%) содержания урана и тория в породах Дагестана. Концентрация урана в горных породах в процентном соотношении, находится на уровне  $4 \cdot 10^{-4}$  вес.% в сланцах,  $2 \cdot 10^{-4}$  вес.% в известняках и  $1,5 \cdot 10^{-4}$  вес.% в песчанике. Калия в горных породах – глинах содержится до 6,5%.

В почве, в отличие от породы, радиоактивное равновесие нарушено вследствие неодинаковой миграционной подвижности и метаболизма различных членов радиоактивных семейств. Найденные нами концентрации ЕРН в почвах Дагестана хорошо согласуются с ранее выполненными исследованиями [5], но при этом имеет место незначительное (на 10-15%) превышение. Можно также заметить, что если по содержанию  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  почвы Дагестана хорошо совпадают с почвами Мира, то по содержанию  $^{40}\text{K}$  несколько превышает их.

Средняя удельная эффективная активность почв Дагестана, составляет  $128 \pm 18$  Бк/кг. Это значение близко к кларковому значению  $A_{\text{эфф}}$  земной коры, равной 143 Бк/кг [36], что дает основание отнести и почвы Дагестана к категории радиационнобезопасных. Лишь почвы, развитые на темных сланцах, как и сами темные сланцы, можно отнести к категории потенциально опасных. Установлено также, что по содержанию альфа- и бета-излучающих нуклидов более 95% территории Дагестана является радиационнобезопасным.



Химический состав родниковых вод, зависит с их длительностью контакта воды с горными породами, в процессе выхода на дневную поверхность разная интенсивность их растворения и выщелачивания. Вместе с тем, радиоактивность родниковых вод Дагестана достаточно отчетливо отражает строение геологических структур, в которых они формируются. Наименее радиоактивными являются родниковые воды известнякового Дагестана (Гумбетовский район), наиболее радиоактивными – воды сланцевого Дагестана (Ахтынский район). Так, различие в содержании  $^{238}\text{U}$  в этих водах достигает 20 и более раз, но не превышает уровня вмешательства для питьевой воды (3.0 Бк/кг). Промежуточное положение занимают воды, формирующиеся в глинистых сланцах с массивными пластами известняков и доломитов (Гунибский район).

Изучая концентрацию радона в воде и в воздухе жилых помещений Дагестана можем сказать, что, радон в помещениях составляет в среднем  $4 \pm 2$  Бк/м<sup>3</sup> по сравнению со среднемировой 40 Бк/м<sup>3</sup>, что 20-30 раз ниже нормативной величины. Полученные результаты дают основания считать, что уровни облучения населения, обусловленные содержанием изотопов радона в воздухе помещений, не могут быть значимыми. Содержание радона в питьевых водах находится в пределах естественных вариаций, по меньшей мере, в 90% родниковых водах, определяющих дозовую нагрузку на население, находятся (из-за небольшого содержания урана в почвах и породах) ниже нормативной величины.

Годовая эффективная доза облучения населения природными источниками ионизирующего излучения для отдельных зон Дагестана составляет: в среднегорной зоне – 2,89 мЗв/год, в высокогорной зоне – 3,40 мЗв/год. В среднем для республики  $E_{\text{эф}} = 2,56$  мЗв/год. По данным НКДАР, естественный радиоактивный фон на Земле колеблется в пределах от 1,0 мЗв/год до 4,75 мЗв/год при среднем значении 3,0 мЗв/год.

Для сравнения радиационной обстановки в Дагестане с ситуацией в России выясняется, что население Российской Федерации получает дозы ионизирующего излучения от 2.2 до 10.8 мЗв/год при средней величине 3.7 мЗв [31], дозы облучения населения европейских государств колеблется от 2 до 7 мЗв/год, составляя в среднем для континента 3 мЗв/год [42]. Как видно из этих данных, эффективная доза облучения населения Дагестана чуть выше этих усредненных значений. Что же касается, вклада отдельных источников излучения в общую дозу, то здесь Дагестан существенно отличается от мировых стандартов.

Актуальность изучения содержания радионуклидов в породах, почвах и в воде обусловлена их экологическим влиянием на окружающую среду. Такие исследования имеют большое значение при прогнозировании радиационной обстановки территорий Дагестана, определении потенциальных возможностей загрязнения их долгоживущими радионуклидами. Кроме того, они вносят существенный вклад в изучение современных процессов, протекающих в поверхностном слое земной коры, насыщенном жизнью.

#### Объекты и методы исследования

В качестве объекта исследований были выбраны породы, почвы, речные и родниковые воды, жилые помещения горных районов Дагестана.

Измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения осуществляли радиометром СРП-68-01 на расстоянии 1 м от почвенно-растительного покрова. Гамма-спектрометрические и радиохимические анализы выполнены в лаборатории радиационного контроля Института экспериментальной метеорологии (г. Обнинск, аттестат аккредитации № 41129-96/01), хромато-масс-спектрометрические – в лаборатории Федерального государственного учреждения «Центрводресурсы» (г. Владикавказ, аттестат аккредитации № РОСС RU.001.511743, хромато-масс-спектрометр фирмы "Hewlett Packard"), спектрофотометрические – в лаборатории биогеохимии ПИБРа ДНЦ РАН.

Гамма изотопный анализ произведен с помощью  $\gamma$ -спектрометра с детектором из сверхчистого германия типа LO-AX-60495 фирмы "Ortec" и анализатора на основе SBS-50 фирмы "Green Star", удельная концентрация общей  $\beta$ -активности ( $\Sigma_{\beta}$ ) определена с помощью  $\beta$ -радиометра РУБ-01П, общей  $\alpha$ -активности ( $\Sigma_{\alpha}$ ) –  $\alpha$ -радиометра с детекторами типа БДЗАГ-01. Измерение радиоактивности детектором производилось путем сравнения неизвестной активности счетного образца из материала пробы (высушенные при 70-100°C до постоянной массы пробы пород, почв, донных отложений) с известным радионуклидным составом и аттестованной активностью образцового источника излучения. Величина минимальной активности использованных приборов (предел обнаружения радионуклида) не превышала 1 Бк на счетный образец. Счетный образец природной воды готовили путем выпаривания 5-10 литров предварительно отфильтрованной через бумажный фильтр «синяя лента» воды при температуре 90°C до сухого остатка и последующего его прокаливания при 350°C в течение часа. Прошедшие через фильтр «синяя лента» соединения, куда входят и коллоидные соединения, рассматривались как растворенные. Для извлечения из воды радиоактивного цезия использовался целлюлозно-неорганический сорбент «Анфеж», стронция – селективное осаждение его сульфида и сорбцию на катионите КУ-2 в Na-форме в среде комплексообразователя трилона Б. Относительная приведенная погрешность определения  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $\Sigma_{\beta}$  и  $\Sigma_{\alpha}$  составляла соответственно 32%, 14%, 20%, 11%, 19% и 7%.



Объемная активность радона в помещениях определяли радиометром РРА-01 путем сорбции радона-22 активированным углем

## Результаты исследований

**Территориальная мощность экспозиционной дозы, радиоактивность горных пород, почв и природных вод на территории горной зоны Дагестана.** Наиболее значимым, показателем радиационного качества среды обитания человека, является мощность экспозиционной дозы (МЭД), обусловленная суммарным содержанием  $\gamma$ -излучающих естественных радионуклидов в верхних слоях литосферы. Основными источниками  $\gamma$ -излучения природного радиационного фона являются  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$ . Установлено, что МЭД почвенного покрова на высоте 1 м равна 12 мкР/ч и содержит 1.8 г/т урана, 6.9 г/т тория и 1.5 % калия [5].

По уровню  $\gamma$ -активности выделяются следующие группы: слаборадиоактивные (5-10 мкР/ч), нормально-радиоактивные (11-20 мкР/ч) и высокордиоактивные (21-100 мкР/ч и выше) [36].

Физико-географические особенности Дагестана (сильно расчлененный рельеф, быстрый сброс выпадающих осадков и тонкодисперсного материала), практически вся площадь которого является элювиальной системой, делает недостаточным, использование классической методологии ландшафтно-геохимического профилирования местности. Поэтому нами использовался также метод «малых водосборов» мониторинга ландшафтной геохимии [7], основу которого составляет контроль выносимого твердым и жидким речными стоками материала водосборных площадей, в которых в результате седиментации глинистых минералов и органических веществ накапливаются радиоактивные вещества.

Интенсивность природной  $\gamma$ -активности радиационного фона почвенного покрова на территории Дагестана подвержен значительным колебаниям и варьирует в пределах в основном от 4 до 40 мкР/ч. Наибольшие значения  $\gamma$ -излучения в почвах, развитом на глинистых сланцах (табл. 1).

Радиационный фон территории бассейна реки Сулак изменяется в пределах от 4 до 22 мкР/час. Территория бассейна можно разделить на три участка: сланцевый с  $\gamma$ -фоном 17–22 мкР/час, известняковый с  $\gamma$ -фоном 8–12 мкР/час и глинистый с  $\gamma$ -фоном 12–17 мкР/час. Четкая закономерность вертикальной зональности гамма-фона бассейна не проявляется, но довольно достоверно его значение можно установить по цветности почв и донных отложений – с усилением интенсивности черноты  $\gamma$ -фон увеличивается. Так, в долине Андийского Койсу на высоте 490 м над уровнем моря вдольбереговые черные грунты имеют  $\gamma$ -фон 9–21 мкР/час, темные – 8–12 мкР/час, светлые – 4–7 мкР/час, богарные земли, расположенные на высоте 640 м – 14–17 мкР/час, кукурузное поле на высоте 650 м – 10–15 мкР/час, богарные земли на высоте 690 м – 9–12 мкР/час, открытая скальная порода на высоте 930 м – 9–11 мкР/час. Населенные пункты Гумбетовского района, расположенные на высотах 1060, 1400 и 1680 м, имеют  $\gamma$ -фон 9–12, 17–19 и 12–14 мкР/час. Самые низкие значения  $\gamma$ -фона соответствуют селевым известняковым потокам, наиболее высокие – сланцевым; в местах их смыкания МЭД на расстоянии 0.5–1 м изменяется 4–5 раз.

Уровень  $\gamma$ -активности на г. Шалбуздаг, хребтах Нукатль и Андийский изменяется в пределах от 10 до 30 мкР/ч, на отдельных участках Богосского хребта достигает 40 мкР/ч [3, 26].

Здесь проявляется эффект суммирования мощности дозы – излучения пород и почвенно-растительного покрова, но в создании природного радиационного фона преобладающее значение приобретают почвы. Так, например,  $\gamma$ -фон почвенного покрова на вершине г. Шалбуздаг – 13-15 мкР/ч, тогда как  $\gamma$ -фон находящихся здесь же скальных пород – 6-8 мкР/ч., где открытые скальные породы на вершине – 6–10 мкР/час. В месте слияния Самура и Ахты-Чая донные отложения Ахты-Чая имеют  $\gamma$ -фон 19–22 мкР/час, Самура – 17–20 мкР/час, что указывает на большую радиоактивность бассейна Ахты-Чая. В населенных пунктах Ахтынского и Рутульского районов  $\gamma$ -фон обычно составляет 17–23 мкР/час. [3, 26].

Дозовые нагрузки в бассейне реки Самур изменяется в пределах от 12 до 30 мкР/час. Однако вне населенных пунктов встречаются «сланцевые пятна», где фоновая радиоактивность достигает 40 мкР/ч. В месте слияния Самура и Ахты-Чая донные отложения Ахты-Чая имеют  $\gamma$ -фон 19-22 мкР/час, Самура – 17-20 мкР/час, что указывает на большую радиоактивность бассейна реки Ахты-Чай [10].

Обнаружена высокая  $\gamma$ -активность в районе озера Ажинаур Сулейман-Стальского района (92-100 мкР/ч). С глубиной и с удалением от озера на расстоянии 100-200 м,  $\gamma$ -активность уменьшается до 10 мкР/ч. В юго-западной части озера на поверхности почвы (шурф)  $\gamma$ -активность составляет 100 мкР/ч, на глубине 0.65 м – 60 мкР/ч, а на глубине 1 м она падает до 7-10 мкР/ч. Повышенная активность участка, очевидно, связана с наличием в озерных суглинках солей радия, выпавших из озера. Тем более, что суглинки богаты корнями отмерших растений, которые являются адсорбентами радиоактивных элементов [4].

Радиоактивность горных пород и почв, под которой будем понимать концентрацию в них радионуклидов, в основном обусловлена двумя группами естественных радионуклидов: радиоактивными элементами, входящими в радиоактивные семейства, родоначальниками которых являются  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$ , и радионуклид вне



этих семейств из средней части таблицы Д.И.Менделеева, является  $^{40}\text{K}$  и обладают большими периодами полураспада [34].

Уран широко распространен в природе. Основная его масса находится в рассеянном состоянии в адсорбированном виде в минералах и почвах и в растворённом состоянии в воде океанов, морей и рек. Природный уран состоит из трёх нуклидов:  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  с содержанием каждого из них 0,0058; 0,71 и 99,28% соответственно. Концентрация урана в горных породах находится на уровне  $5 \cdot 10^{-4}$  вес.% в гранитах,  $2 \cdot 10^{-4}$  вес.% в известняках и  $1,5 \cdot 10^{-4}$  вес.% в песчанике.

По уровню же содержания урана и тория геологические объекты делятся [5, 33] на слаборадиоактивные (содержание U 1-1.5 г/т, Th 3-7 г/т), нормальнорадиоактивные (содержание U 1.5-5 г/т, Th 8-20 г/т) и высокордиоактивные (содержание U 5-100 г/т, Th 20-200 г/т).

Таблица 1.

**Гамма-фон (мкР/ч),  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  (Бк/кг) в породах, почвах в предгорных и горных провинциях Дагестана**

Район исследований	$\gamma$ -фон	U	Th	Th/U
<b>Породы</b>				
Глины, Гунибский	4-14	31.5-49.4	45-60.3	1.45-1.22
Карбонаты, Гумбетовский	8-12	27-40.3	11.6-21	0.42-0.52
Известняк, Цумадинский	15-20	31.4-44.2	30.4-44	0.97-1.0
Сланцы, Цунтинский	15-40	36.7-43.7	51-64	1.4-1.46
Сланцы обыкновенные, Ахтынский	12-18	48-68.1	47-67.8	0.96-1.0
Сланцы темные, Ахтынский	22-40	125-160.5	62-85.4	0.5-0.53
<b>Почвы</b>				
Предгорная провинция	10-12			
Дербентский район, с. Кака				
Магарамкентский район	6-15	19.4-35.4	11.0-17.4	0.57-0.49
Сулейман-Стальский район, с. Касумкент	7-11	12.0-33.4	9.3-16.6	0.77-0.5
Сулейман-Стальский р-он, озеро Ажинуар	92-100			
ГОРНАЯ ПРОВИНЦИЯ ХРЕБЕТ НУКАТЛЬ ТЛЯРАТИНСКИЙ Р-ОН С. КАРДИБ	18-22	35.2-52.4	51.2-71.1	1.45-1.35
Тлярятинский р-он с. Кардиб	20-22	18-59.8	66.2	3.68-1.11
Чародинский район, Цуриб	12-19	5.48-17.3	60.9-69.8	11.1-4.03
АНДИЙСКИЙ ХРЕБЕТ Ботлихский район	10-20	28.9-58.6	20.3-63.7	0.7-1.09
Цумадинский район, с. Тисси	15-20	29.4-32.0	27.2-69.8	0.93-2.18
Цумадинский район с. Тинди	16-20	27.7-29.8	31.7-74.7	1.14-2.51
Богосский хребет Цунтинский район	15-40	34.9-56.1	63.7-81.2	1.82-1.45
Советский р-н, с. Сомода	15-20	19.4-55.1	65.0-76.7	3.35-1.4
Хунзахский р-н, с. Арани	15-17	17.4-37.0	45.5-58.0	2.61-1.57
Ахтынский район, Кизил-дерей	19-20	60.3-62.3	71.4-75.1	1.18-1.2
Ахтынский район, Г.Шалбуздаг,	18-20	54.4-68.3	48.3-58.5	0.88-0.85
Ахтынский р-н, с. Хрюг	10-13	23.4-36.4	25.2-50.0	1.07-1.37
Ахтынский, Хнов-борчинск	19-30	10.1-26.2	20.3-69.0	2.0-2.63
Ахтынский р-н, с. Смугул	16-22	31.5-36.4	29.6-85.3	0.94-2.34
Ахтынский, с. Джаба	10-14	29.2-43.6	32.5-81.2	1.1-1.86
Ахтынский район, с. Ухул	11-13	30.0-44.1	34.5-79.6	1.15-1.8
<b>Почвы Кавказа и Мира</b>				
Почвы Большого Кавказа: (26)				
Горно-лесные	15-17	10.6	29.7	2.8
Горно-луговые черноземовидные	9-15	12.0	21.3	1.77
Горно-луговые дерновые	11-22	20.1	23.0	1.14
Примитивные дерновые	15-20	18.6	28.4	1.53
Почвы Мира: (29) средняя		25	25	
Размах		10-50	7-50	

Исследованные нами горные породы Дагестана (табл. 1) по валовому содержанию урана относятся к нормальнорадиоактивным (материковые пески – 1.77 г/т, карбонаты – 2.17 г/т, глины – 2.49 г/т, сланцы обыкновенные – 3.86 г/т) и высокордиоактивным (темные сланцы – 10,05 г/т); по валовому содержанию тория – к слаборадиоактивным (материковые пески – 2.96 г/т, карбонаты – 2.71 г/т) и нормальнорадиоактивным (глины – 11.08 г/т, сланцы обыкновенные – 11.58 г/т, темные сланцы – 15.27 г/т). Сравнение этих данных с ранее полученными для пород Большого Кавказа данными [26] показывает систематическое превышение (примерно на 10-





15%) содержания урана и тория в породах Дагестана. Так, граниты, глинистые сланцы, песчаники, известняки, гнейсы Большого Кавказа содержат 1.98, 2.10, 1.77, 1.21, 1.60 г/т урана и 7.82, 8.34, 8.95, 6.71, 9.45 г/т тория. Это, скорее всего, обусловлено различной точностью использованных методик анализа; в [26] использовался радиохимический метод анализа.

В геологическом строении Дагестана принимают участие разнообразные по возрасту по площади распространения и составу, осадочные породы (песчаники, известняки, алевролиты, мергели, доломиты, пески, глины, суглинки). Остальное пространство (около 15%), занимают метаморфические (кристаллические сланцы, гнейсы, мраморы) и изверженные (граниты, базальты) пород.

По табл. 1 видно, что концентрация урана во многом зависит от типа пород. Разница может достигать нескольких раз. В породах метаморфического происхождения концентрация радионуклидов  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  наиболее высока. Однако, осадочные породы, карбонаты и пески имеют менее высокую активность.

Содержание тория в различных горных породах тоже сильно изменяется. Значительно больший, чем у урана, период полураспада и более короткая цепочка дочерних продуктов приводят к тому, что ториевые минералы имеют меньшую активность по сравнению с урановыми. Торий менее подвижен, чем уран, и его перенос, к примеру, в водных потоках осуществляется в основном во взвешенном и коллоидном состояниях. По содержанию U и Th почвы Дагестана совпадают с почвами Кавказа и Мира [26, 29].

При оценке дозы ионизирующей радиации, получаемой биотой, особый интерес представляют и нуклиды радия  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  и их дочерние продукты. Хотя сам радий не дает заметного вклада в фотонную активность в окружающей среде, его продукты распада являются основными  $\gamma$ -излучателями.

Распределение радия в биосфере, так же как и в литосфере, далеко не равномерно и зависит от типа пород. Концентрация  $^{226}\text{Ra}$  в изверженных породах несколько выше, чем в песчанике и известняке, и составляет в граните  $3 \cdot 10^{-10}\%$ , в песчанике и известняке  $1,4 \cdot 10^{-10}\%$ .

Самым представительным нуклидом из средней части периодической системы является широко распространенный в природе  $^{40}\text{K}$  с периодом полураспада –  $T_{1/2}=1,26 \cdot 10^9$  лет. Содержание калия в горных породах изменяется в широком диапазоне: 0,1% – в известняке, 1% – в песчанике и 3,5 – в граните. Весьма высокие концентрации калия обнаруживаются в гидрхимических осадках (калийные соли), в нефтяных рассолах и пластических слюдах. В глинах и слюдах содержится до 6,5% калия [34]. В исследованных нами почвах предгорной зоны Дагестана концентрация  $^{226}\text{Ra}$  в бурых лесных –  $33 \pm 6$  Бк/кг, горной зоны в горно-луговых почвах –  $24 \pm 4$  Бк/кг, а породах горной зоны Дагестана в глинах (Гунибский район), содержание  $^{40}\text{K}$  –  $660 \pm 80$  Бк/кг, карбонаты (Гумбетовский район) –  $120 \pm 40$  Бк/кг [10].

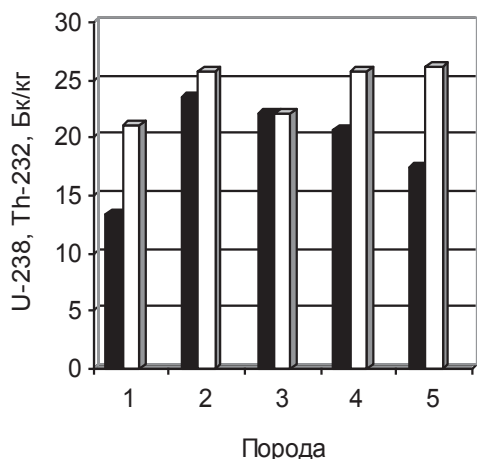
Такое сложное вертикальное распределение  $\gamma$ -активности можно связать с контрастностью физико-химических параметров почвенного покрова в пределах склона, в первую очередь, по количеству глинистых частиц, а также по содержанию и составу органического вещества. В процессе переноса почвенных частиц потоками воды происходит постепенное их разрушение и огрубление отложений по мере удаления от вершины – вниз по склону содержание физической глины вначале увеличивается, затем уменьшается, а состав органического вещества изменяется с гуматного на фульватный. По этой же причине закономерности концентрирования воднорастворимых и нерастворимых форм ЕРН в дернине и в гумусовом горизонте на разных участках склона различаются. Противозерозионная стабильность почвы зависит не только от внешних факторов (осадки, рельеф, растительность), но и от свойств самой почвы (содержание гумуса, гранулометрический состав, водопроницаемость, содержания водопрочных агрегатов, щебнистость, каменистость). В целом же  $\gamma$ -фон почвенного покрова коррелирует с содержанием в нем элементов, входящих в почвенный поглощающий комплекс, точнее, с отношением  $(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}+\text{Na})/\text{Al}$ . *бут вест.*

Известно, что содержание естественных радионуклидов (ЕРН) в почвах наследуется от почвообразующих пород. В качестве примера на рис. 1 приведено содержание урана и тория в горно-луговой дерновой почве, развитой на различных породах. Однако концентрация радионуклида в почве зависит и от климатических условий, рельефа местности, глубины процесса выветривания, содержания в почве органических веществ, биологических особенностей растений, физико-химических свойств радионуклида и т.д. Иными словами, в почве, в отличие от породы, радиоактивное равновесие нарушено вследствие неодинаковой миграционной подвижности и метаболизма различных членов радиоактивных семейств. Найденные нами концентрации ЕРН в почвах Дагестана (табл. 1) хорошо согласуются с ранее выполненными исследованиями [26], но при этом имеет место незначительное (на 10-15%) превышение. Можно также заметить, что если по содержанию  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  почвы Дагестана хорошо совпадают с почвами Мира, то по содержанию  $^{40}\text{K}$  несколько превышает их. содержанию  $^{40}\text{K}$  несколько превышает их.

На уровень накопления радионуклидов в почвах и на интенсивность последующего их включения в мические, экологические и пищевые цепи в значительной степени влияет гранулометрический и физико-химико-биологические свойства почв, а также физико-химические свойства самого радионуклида. Закрепление конкретного радионуклида твердой фазой почвы приводит к снижению миграции и выносу, следовательно, и к снижению степени его участия в пищевых цепях. К основным факторам, определяющим миграцию



лида в почвах, следует отнести: конвективный перенос (фильтрация осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности, градиентный теплоперенос влаги); диффузия свободных и адсорбированных ионов, перенос на мигрирующих коллоидных частицах; перенос по корневым системам растений; роющая и биологическая деятельность почвенных организмов; хозяйственная деятельность человека.



**Рис.1.** Влияние породы на содержание урана (темные столбцы) и тория (светлые столбцы) в горизонте А горно-луговой дерновой почвы. Порода: 1 - известняки, 2 - глинистые сланцы, 3 - граниты, 4 - песчаники, 5 - гнейсы

Общей закономерность распределения ЕРН в целинных ненарушенных почвах является увеличение концентрации по направлению к материнским породам, так как с поверхностных горизонтов они вымываются. Однако в горизонте А вследствие сорбции органическим веществом концентрация ЕРН может превышать их содержания в породах. В целом, распределение ЕРН в почвах относится к элювиально-иллювиальному типу с выносом из горизонта Е и иллювирированием в горизонт В. Конечно, в распределении радионуклидов важную роль играют и топография местности (вынос их из поверхностных слоев почвы на наклонных участках и накопление на пониженных участках) и климатические (гидротермические) условия. При прочих равных условиях, с увеличением гумидности климата (с увеличением увлажненности почв) возрастает миграционная способность ЕРН.

В распаханых почвах содержание ЕРН тесно связано с количеством, видом и периодичностью внесения органических и минеральных удобрений и, прежде всего, фосфорных удобрений. Типичное содержание  $^{238}\text{U}$  в фосфоритах, из которых производят фосфорные удобрения, составляет  $(50-200) \cdot 10^{-4}\%$ . Поскольку количество вносимых в почву с туками естественных радионуклидов в десятки и сотни раз больше, чем их вынос урожаем, то применение удобрений неизменно приводит к устойчивому радиоактивному загрязнению сельхозугодий. Однако, как показали исследования, пахотный слой выщелоченного чернозема имел более низкую концентрацию урана и тория (суммарно  $5-6 \cdot 10^{-4}\%$ ) по сравнению с целинным аналогом. По-видимому, в ревизованную нами почву минеральные удобрения не вносились, а распашка способствовала выравниванию ЕРН в нижележащие горизонты за счет повышения мобильности гумусовых веществ, в комплексе с которыми они и мигрировали вниз по профилю.

Влияние высотного пояса на распределение ЕРН в почвах Дагестана, как и в почвах Большого Кавказа [26], носит сложный характер. Продукты физического и химического выветривания скальных пород, а также обогащенные радионуклидами частицы грунта (мелкозем, илистая фракция, частицы органических веществ) из вышележащих горно-луговых почв альпийских и субальпийских поясов в результате гравитации, поверхностного и внутripочвенного стока перемещаются в нижележащие ярусы, накладываясь на их «девственную» радиоактивность. В привершинной части склона выделяется зона аккумуляции грубообломочного материала, в средней части – зона переменного осадконакопления, где на пологих участках образуются делювиальные наносы из пылеватых и глинистых частиц, на нижней части – зона устойчивого субламинарного режима осадконакопления, для которого характерны однородные тонкозернистые осадки, обычно суглинистого или глинистого состава. Интенсивность смыва, следовательно, мощность и состав делювия, зависит от крутизны склона, склоновой экспозиции, режима поверхностного стока, густоты растительного покрова и биолого-морфологических особенностей растений. В целом же сверху вниз грубозернистый материал сменяется на все более тонкозернистый. Важно при этом заметить, что по мере удаления от вершины уровень подчиненности петрографического состава делювия петрографическому составу подстилающих его коренных пород уменьшается, даже вовсе не проявляется.

В прикладном и теоретическом аспекте важным индикаторным показателем распределения ЕРН в объектах окружающей среды являются отношения валовых содержаний тория к урану,  $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ . Характерной геохимической особенностью тория является его преобладание над ураном и только в хемогенных (соли), биоген-



ных (фосфориты, черные сланцы) и в воде торий может быть распределен меньше, чем уран. Для большинства типов геологических образований торий-урановое отношение составляет 1.0-1.6 единиц при выражении концентрации в Бк/кг. Для почв Мира этот показатель изменяется в пределах от 1.0 до 3.3, а в среднем для земной коры равен 1.2 [33, 36]. Торий-урановое отношение 70-80% проб почв и пород республики укладывается (табл. 1) в указанный интервал.

Более детальный анализ полученных нами значений  $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$  показывает, что подвижность  $^{238}\text{U}$  относительно подвижности  $^{232}\text{Th}$  в породах меньше, чем в почвах. Более высокая подвижность урана в породах, чем в горизонте А почв, по-видимому, обусловлена тем, что уран прочнее связывается гумусовыми веществами почвы, чем минералами подпочвенного субстрата. Содержание урана и тория в сланцевых песках близко к содержанию их в материковых сланцах. Торий же, будучи слабым мигрантом [15, 22], мигрирует, главным образом, в виде грубодисперсных обломков минералов и горных пород. О различной природе миграции урана и тория указывают и различие форм их нахождения в объектах биосферы. Так, например, ранее [26] было показано, что содержание подвижных форм урана в почвах Кавказа составляет 35-60% от валового, а тория – всего 5-6%. Интересно также заметить, что тип почвы (вернее, такие параметры почвы, как pH и Eh) сильно влияет на «перевод» валового урана в подвижную форму и практически не сказывается на «перевод» валового тория в подвижную форму.

Весьма значимыми и, вместе с тем, определяемыми с высокой точностью радиоэкологическими параметрами объектов биосферы являются суммарная альфа- и бета-активность (табл. 2). По суммарной удельной  $\alpha$ -активности исследованные объекты биосферы располагаются в ряд: породы > почвы. Для суммарной  $\beta$ -активности принимает вид: почвы > породы. Как и следовало ожидать, альфа-активность почв, пород определяется в основном содержанием урана, а бета-активность – содержанием калия.

В радиоэкологии основным параметром, характеризующим радиационную обстановку, принято считать радиогеохимическая характеристика объекта (горных пород, почв, руд, производственных отходов, строительных материалов), которая определяется [28] содержанием EPN в единицах удельной эффективной активности:

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}} + 1.31A_{\text{Th}} + 0.085A_{\text{K}}, \text{ Бк/кг}$$

где  $A_{\text{Ra}}$ ,  $A_{\text{Th}}$ ,  $A_{\text{K}}$  – удельные активности в Бк/кг изотопов  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ . Объект считается особо опасным, если  $A_{\text{эфф}} > 3500$  Бк/кг; опасным, если  $A_{\text{эфф}} = 1000-3500$  Бк/кг; потенциально опасным, если  $A_{\text{эфф}} = 100-1000$  Бк/кг и безопасным, если  $A_{\text{эфф}} < 100$  Бк/кг. Согласно этой классификации распространенные в Дагестане сланцы обыкновенные, гипс, известняки, мрамор, материковые пески являются радиационнобезопасными (табл. 1).

Средняя удельная эффективная активность почв Дагестана, рассчитанная по данным табл. 1, составляет  $128 \pm 18$  Бк/кг. Это значение близко к кларковому значению  $A_{\text{эфф}}$  земной коры, равной 143 Бк/кг [36], что дает основание отнести и почвы Дагестана к категории радиационнобезопасных. Лишь почвы, развитые на темных сланцах, как и сами темные сланцы, можно отнести к категории потенциально опасных. Основным же вывод можно сформулировать следующим образом: по содержанию альфа- и бета -излучающих радионуклидов более 90% территории Дагестана является радиационнобезопасным.

Таблица 2

Общая  $\alpha$ - и  $\beta$ -активность в породах и почвах Дагестана, Бк/кг

Породы, почвы, зона, район	Общая $\alpha$ -активность	Общая $\beta$ -активность
Сланцы темные, Ахтынский	-	-
Сланцы обыкновенные, Ахтынский	647	-
Глины, Гунибский	405	817
Карбонаты, Гумбетовский	336	108
Предгорная зона:		
бурые лесные	287	914
светло-каштановые	226	778
Горная зона:		
горно-луговые	386	707
горно-луговые черноземовидные	341	847

Примечание: прочерк – не определялось или нет данных

Установлено, что основным источником естественной радиации не только почвы, а также воды – являются горные породы, почвы, причем удельная радиоактивность почвы выше в том случае, если в ней содержится больше глинистых или чернозем, в то же время лесные, бурые лесные имеют меньшую радиацию.

Определяющую роль в радиоактивности гидросферы играют в настоящее время естественные радионуклиды, характер распределения, которых в атмосфере, водной толще и в водных отложениях определяются совокупностью геохимических и биогеохимических процессов, протекавших в гидросфере за время ее существования [32].



Естественная радиоактивность природных вод обусловлена, прежде всего, присутствием: урана-234, урана-238, радия-226, радия-228, радия-224, радона-222, радона-220 (торона), калия-40, [6, 12, 37].

Можно выделить два основных пути поступления радиоактивных нуклидов в гидросферу: выпадение с осадками и путем сухого осаждения радионуклидов, находящихся в атмосфере, и растворение и смыв водами радионуклидов почвы. Вода вступая в большой круговорот в зоне биогенеза, наряду с переносом минеральных веществ осуществляет и перенос радионуклидов. Довольно большая доля попадает в гидросферу с дождевой водой. Основной вклад в суммарную активность дождевой воды вносит газообразный  $^{222}\text{Rn}$  дочерними продуктами распада, эманированный в атмосферу из почвы [34].

Радионуклидный состав природных вод Дагестана (табл.3) варьирует в очень широком диапазоне и зависит: от типа вод (речные, грунтовые, подземные); литологопетрографического состава комплексов горных пород; характера циркуляции подземных вод в зонах интенсивного и затрудненного водообмена; композиции общей минерализации (ионно-солевого состава); водородного показателя и окислительно-восстановительного потенциала. Главной причиной, определяющей химический состав родниковых вод, является их связь с горными породами. Исключительное разнообразие состава вмещающих пород, разная интенсивность их растворения и выщелачивания, а также разная длительность контакта воды с ними в процессе выхода на дневную поверхность предопределяют пестроту радиохимического состава питьевых вод Дагестан.

Однако такое радиоэкологическое разнообразие дагестанских питьевых вод не является исключением. Как справедливо отмечают авторы [5, 12, 25], говорить о каких-либо конкретных фоновых значениях радиоактивности природных вод затруднительно, поскольку «диапазон вариаций содержания одного конкретного радионуклида даже в водах одного типа в пределах единой климатической зоны может достигать одного порядка, а в разных климатических зонах – три и более порядка». В качестве подтверждения в табл.3 приведены радиохимические составы рек и подземных вод Европейской части России. Отмечается также, что в водах артезианских скважин и минеральных источников аридных областей содержание  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  может достигать несколько сот и даже несколько тысяч Бк/л.

Естественные радионуклиды переходят из пород и почв в воду, как правило, за счет растворения минералов и выщелачивания, техногенные – за счет глобальных выпадений. Однако в природных водах, из-за различия миграционных способностей радиоактивных элементов и их изотопов, происходит нарушение радиоактивного равновесия в рядах урана и тория, а потому соотношения между разными изотопами одного элемента могут отличаться от равновесных в десятки и сотни раз. Кроме того, состав природных вод Дагестана, подчиняясь явлениям климатической зональности и под влиянием физико-химических и микробиологических воздействий, претерпевает (за счет окисления, осаждения, сорбции, улетучивания) серьезные изменения при переходе от зоны, где осадки преобладают над испарением (высокогорный Дагестан), к зоне, где испарение преобладает над осадками (равнинный Дагестан).

Таблица 3.

**Объемная активность некоторых радионуклидов в водах Дагестана, Бк/л.**

№п/п	Река, родник	$^{238}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{40}\text{K}$	$^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$
Реки, радиохимический анализ						
3.	Сулак	<2.4	<0.05	<0.3	<0.3	<0.02
4.	Самур	<2.4	<0.05	<0.3	<0.3	<0.02
Реки, хромато-масс-спектральный анализ						
3.	Сулак	0.0104	<0.0008	-	0.352	<0.07
4.	Самур	0.0569	<0.0008	-	0.075	<0.01
Родники, хромато-масс-спектральный анализ						
1.	Гунибский	0.0323	<0.0004	н.о.	0.302	<0.01
2.	Гунибский	0.1505	<0.0004	н.о.	0.102	<0.02
3.	Гунибский	0.0373	<0.0004	н.о.	0.380	<0.01
4.	Гунибский	0.0273	<0.0004	н.о.	0.092	<0.01
5.	Гумбетовский	0.0012	<0.0004	н.о.	0.034	<0.03
6.	Гумбетовский	0.0150	<0.0004	н.о.	0.067	<0.03
7.	Гумбетовский	0.0024	<0.0004	н.о.	0.092	<0.02
8.	Гумбетовский	0.0111	<0.0004	н.о.	0.143	<0.04
9.	Ахтынский	0.4582	<0.0008	н.о.	0.185	<0.01
10.	Ахтынский	0.1061	<0.0008	н.о.	0.563	<0.01
11.	Ахтынский	0.0248	<0.0008	н.о.	0.145	<0.03
12.	Ахтынский	0.0336	<0.0008	н.о.	0.395	<0.03
Реки и подземные воды Европейской части России (min – max) [5, 10, 37, 39]						
Реки		0.005 – 1.85	$4 \cdot 10^{-5}$ – $4 \cdot 10^{-4}$	0.004 – 0.155	0.037 – 0.37	
Подземные воды		0.003 – 123	$2 \cdot 10^{-4}$ – 1.80	0.004 – 18.5	1.11 – 3.70	





Примечание: н.о. – не обнаружено, прочерк – не определялось, < – определение на пороге чувствительности метода. Уровни вмешательства для питьевых вод:  $^{238}\text{U}$  – 3.0 Бк/кг;  $^{232}\text{Th}$  – 0.6 Бк/кг;  $^{226}\text{Ra}$  – 0.5 Бк/кг.

Вместе с тем, радиоактивность родниковых вод Дагестана достаточно отчетливо отражает строение геологических структур, в которых они формируются. Наименее радиоактивными являются (табл. 3) родниковые воды известнякового Дагестана (Гумбетовский район), наиболее радиоактивными – воды сланцевого Дагестана (Ахтынский район). Так, различие в содержании  $^{238}\text{U}$  в этих водах достигает 20 и более раз, но не превышает уровня вмешательства для питьевой воды (3.0 Бк/кг). Промежуточное положение занимают воды, формирующиеся в глинистых сланцах с массивными пластами известняков и доломитов (Гунибский район).

Водная среда характеризуется низкими, по сравнению с почвами и породами, значениями торий-уранового отношения (табл. 3). Основная причина нарушения радиоактивного равновесия в водной фазе заключается в том, что уран в природных условиях существует в четырех  $\text{U}^{4+}$  и шести  $\text{U}^{6+}$  (в форме уранил-иона  $\text{UO}_2^{+2}$ ) валентном состояниях, торий – только в шестивалентном состоянии  $\text{Th}^{6+}$  (ионы  $\text{Th}^{4+}$  устойчивы в лишь кислых средах). Это обуславливает [17, 33] различную растворимость соединений тория и урана в воде (например, растворимость в воде  $\text{Th}(\text{OH})_4$  составляет примерно  $10^{-14}$  моль/л,  $\text{U}(\text{OH})_4 \sim 10^{-12}$  моль/л,  $\text{UO}_2(\text{OH})_2 \sim 10^{-9}$  моль/л), что и приводит к преобладанию содержания урана над торием. Такая закономерность (преобладание содержания урана над торием) характерна не только для воды, но и для растений и всего живого. В целом же выполнение неравенства  $(^{232}\text{Th}/^{238}\text{U})_{\text{вода}} < (^{232}\text{Th}/^{238}\text{U})_{\text{почвы}}$  указывает, что в ряду почвы → вода миграционная способность урана увеличивается в большей степени, чем миграционная способность тория. Уменьшение миграционной способности тория, возможно, связано также с образованием карбонатных и сульфатных комплексов в водной среде.

Согласно литературным данным [5, 12, 36, 37] суммарная  $\alpha$ -активность речных вод средней полосы Европейской части России изменяется в пределах 0.04–0.25 Бк/л, суммарная  $\beta$ -активность – в пределах 0.35–0.85 Бк/л, подземных вод соответственно в пределах 0.04–0.36 Бк/л и 1.2–4.2 Бк/л. Из табл. 4 следует, что общая  $\alpha$ - и  $\beta$ -активность природных вод Дагестана находится в пределах обычных природных вариаций.

Таблица 4.

Общая  $\alpha$ - и  $\beta$ -активность природных вод Дагестана, Бк/л

Река, родник	Общая $\alpha$ -активность	Общая $\beta$ -активность
Сулак	0.06±0.06	1.33±0.88
Самур	0.27±0.19	0.31±0.32
Родник, Гунибский р-он	0.11±0.09	1.46±0.95
Родник, Гумбетовский р-он	0.03±0.03	0.64±0.51
Родник, Ахтынский р-он	0.19±0.15	0.72±0.47
По данным [5, 12, 36, 37]		
Реки (min – max)	0.04 – 0.25	0.35 – 0.85
Подземные воды (min – max)	0.04 – 0.36	1.2 – 4.2
Питьевые воды Москвы (min – ср– max)	0.03 – 0.17–1.43	0.02 – 0.36 – 0.98

В большинстве случаев именно эти ЕРН определяют реальные дозы облучения населения за счет потребления питьевой воды. Другие же  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучатели отнесены к категории низкой токсичности. Зарубежные исследователи [39, 40, 41] также рассматривают уровень суммарной  $\alpha$ -активности 0.1 Бк/л не как предельно допустимый параметр, а как указание на необходимость проведения поэлементного радиохимического анализа воды.

Однако 57.1% проб воды превышает гигиенический норматив общей альфа-активности (0.1 Бк/л) и 28.6% – гигиенический норматив по общей бета-активности (1.0 Бк/л). Для оценки реальной опасности таких питьевых вод для здоровья населения требуется проведение углубленного изучения их радионуклидного состава с отбором проб во все сезоны года. Высокая  $\Sigma\alpha$  исследованных нами родниковых вод, по-видимому, обусловлена большим подтоком обогащенных ураном и радием вод из зон затрудненного водообмена.

Другим нормируемым показателем радиационной безопасности воды является удельная активность природных изотопов радона – концентрация  $^{222}\text{Rn}$  в воде не должна превышать 60 Бк/л, а в минеральных лечебных водах – 185 Бк/кг [16]. Специальные исследования по содержанию радона и дочерних продуктов его распада в природных водах Дагестана нами не проводились, но достаточно уверенно можно констатировать, во-первых, что удельная активность  $^{222}\text{Rn}$  в речных водах будет (из-за сильной аэрации) существенно меньше, чем в родниковых и, во-вторых, что содержание радона, по меньшей мере, в 90% родниковых водах, определяющих дозовую нагрузку на население, будет (из-за небольшого содержания урана в почвах и породах) ниже нормативной величины.



Известно, что содержание радия в воде зависит и от источника водоснабжения, колеблется от 0 до 100 млн. Бк/м<sup>3</sup>. Скорость поступления зависит и типа почвы, времени суток, сезона, метеорологических условий. Вода из открытых водоемов обычно содержит мало радона по сравнению с водой из глубоких скважин артезианских колодцев, характеризующейся высокой концентрацией этого газа, при этом вклад в общее поступление радионуклидов в организм человека от поступления с питьевой водой оказывается существенной [25]. Например, в подземных водах его концентрация может изменяться от 4 – 5 Бк/л.т.е. в миллион раз. В водах озёр и рек концентрация радона редко превышает 0,5 Бк/л, а в водах морей и океанов – не более 0,05 Бк/л [38].

На основании полученных данных можно заключить, что содержание ЕРН в питьевых водах Дагестана находится в пределах естественных вариаций и отношение суммы концентрации ЕРН к их уровням вмешательства существенно меньше единицы, а потому они (во всяком случае, подавляющая часть родниковых вод) не нуждаются ни в оптимизации, ни в нормировании. Вместе с тем полученные нами значения суммарной альфа- и бета-активности указывают на необходимость определения поэлементного радиохимического состава некоторых речных и родниковых вод Дагестана.

#### Радон в воздухе жилых помещений

Большинство людей проводит значительную часть времени в помещениях. Соотношение мощностей доз вне и внутри помещений зависит от двух факторов: ослабления внешнего излучения строительными конструкциями и излучения нуклидов – уран, торий и калий и способных испускать радон и торон. Наибольшую роль в дозовой нагрузке получаемый населением, играет радон-222 входящих в состав почвы и строительных материалов [32]. Эти параметры практически невозможно оценить без специальных исследований. Поэтому проводятся измерения уровней  $\gamma$ -излучения и интенсивности образования в них радона в зданиях некоторых населенных пунктов Дагестана.

В данной работе за основу анализа дозовой нагрузки населения принято (хотя в некоторых частностях было бы более целесообразно использовать геологическое или бассейновое дробление) вертикальная поясность территории Дагестана путем ее деления на два пояса: среднегорье (800-1700 м БС) и высокогорье (1700-3000 м БС). Зона выше 3000 м, где проживает менее 1% населения, в расчет не принимался.

Нами были обследованы жилые помещения с. Ахты и г. Махачкалы на содержание радона. При этом намеренно выбирали предположительно радоноопасные объекты – одноэтажные дома из глины или нежженого кирпича и полуподвальные помещения без принудительной вентиляции и специальной защиты от проникновения радона из почвы. Средняя объемная активность радона в исследованных помещениях (несмотря на существенное различие геологического строения территорий) г. Махачкалы составила  $5 \pm 2$  Бк/м<sup>3</sup>, с. Ахты –  $7.5 \pm 2$  Бк/м<sup>3</sup>, что в 20-30 раз ниже нормативной величины. Следовательно, по радоновой опасности исследованные территории должны быть отнесены к первой, самой безопасной категории. Одной из причин такой низкой радоноопасности, возможно, является расположение населенных пунктов Дагестана в зоне постоянного воздействия восходящих воздушных потоков, которые снижают накопление радона в приземном слое атмосферы.

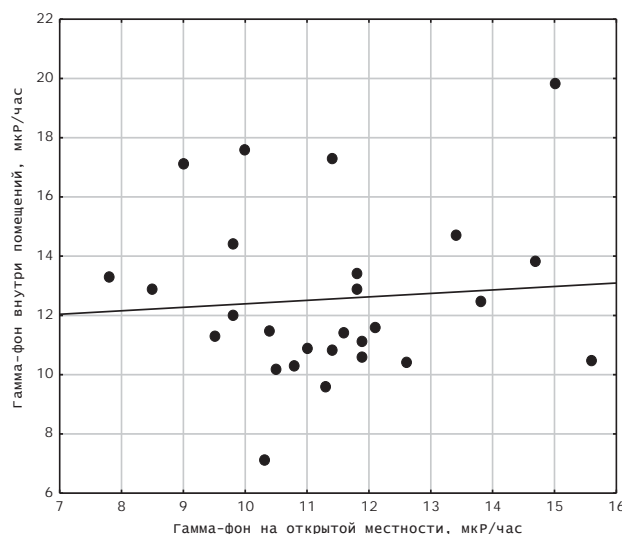


Рис.2 Мощность дозы внешнего гамма-излучения на открытой местности и внутри помещений в населенных пунктах Дагестана



Значительно более важным радиоэкологическим параметром является также и гамма-фон внутри жилых и общественных зданий, поскольку человек большую часть времени проводит внутри помещений, как сказано выше. Радиационный фон внутри помещений определяется и вторичным космическим излучением (ВКИ),  $\gamma$ -излучением строительных материалов и радиоактивностью аэрозолей.

Сравнение мощности дозы на открытой местности ( $P_{1\gamma}$ ) и внутри помещений ( $P_{2\gamma}$ ) показывает (рис. 2.), что они различаются, но различие это проявляется по-разному; мощность дозы внутри помещений может быть большей, равной или меньшей мощности дозы на открытой местности.

Такой феномен объясняется двумя противоположными по действию факторами – по отношению к внешнему гамма-фону, с другой. В целом для Дагестана между  $P_{1\gamma}$  и  $P_{2\gamma}$  выполняется соотношение  $P_{2\gamma} = 11.223 + 0.117 \cdot P_{1\gamma}$  со слабой положительной корреляцией ( $r = 0.08$ ), что указывает на превышение гамма-фона внутри помещений примерно на 10–15% над гамма-фоном на открытой местности. Радиационный фон на открытой местности г. Махачкалы составляет 10–15 мкР/ч, но имеются жилые дома, где внутри помещений  $\gamma$ -фон достигает 20 мкР/ч. Эти параметры для Москвы, например, составляют 8–12 и 15–20 мкР/ч.

В результате процессов диффузии и адвекции происходит процесс миграции радона в почве, приводящий к выходу его в атмосферу. Концентрация радона в приземной атмосфере может существенно меняться в зависимости от времени суток (в дневное время за счет солнечного излучения повышенная турбулентность приводит к интенсивному перемешиванию, в ночное и утреннее время температурная инверсия подавляет перенос) и времени года (за счет изменения влажности). В среднем содержание  $^{222}\text{Rn}$  в тропосфере над почвой составляет 10 Бк/м<sup>3</sup>. В приземном слое тропосферы концентрация этого нуклида значительно ниже [34]. Содержание радона и его дочерних продуктов распада в атмосфере будет сильно зависеть не только от турбулентности воздуха, в прибрежных районах – но и от высоты, направления и силы ветра.

Содержание эманаций в воздухе быстро уменьшается с высотой. Это хорошо видно из следующих данных:

Высота, м.....	0,01	1	10	100	1000	7000
Содержание радона, %	100	95	87	69	38	7

Над сушей концентрация радона и короткоживущих продукты его распада (КППР) убывают с высотой [35].

Надо отметить, что источники формирования атмосферного радона и его относительный вклад в суммарную дозу облучения до сих пор достоверно не установлены. К наиболее вероятным источникам отнести почвогрунты, растения, грунтовые воды, вулканические извержения, сжигаемые природный газ и уголь, добыча и переработка полезных ископаемых. Есть предположения [20] об образовании радона за счет атмосферных (пыльные бури, сгорание метеоритного вещества) и космических (космическая пыль, магнитное поле Солнца) явлений.

Повышенное содержание радона в воздухе наблюдаются в домах, в которых происходит его накопление из почвы (подвалы, первые этажи), так и из строительных материалов, многие из которых имеют повышенное содержание радия и тем самым являются дополнительными источниками поступления радона [21], что должно учитываться в проектировании и строительстве домов в городах и сельском хозяйстве. Иногда при относительно высоких концентрациях радионуклидов в строительных материалах содержание радиоактивных аэрозолей в воздухе помещений бывает существенно ниже, чем в помещениях, где концентрации природных радионуклидов в строительных материалах существенно меньше. Часто более высокие концентрации радона обнаруживались в глинистых (саманных) (0,4 Бк/л) и шлакоблочных строениях (0,3 Бк/л), в которых уровень  $\gamma$ -излучения был, как правило, невелик. По-видимому накопление радона и его дочерних продуктов в воздухе таких зданий связано с более легким выходом эманации из толщи строительных материалов этих типов. Меньше всего она в деревянных домах и в зданиях возведенных из известняка (0,5 мЗв в год), а в кирпичных и железобетонных может быть до 1,5 мЗв в год [32].

По современным оценкам, концентрация радона в домах варьирует в пределах четырех порядков. Особого внимания заслуживает случай аномально высоких значений объемных активностей радона в отдельных домах. Максимальные зарегистрированные значения объемной активности составляют 20 тыс. Бк/м<sup>3</sup> (Швеция). Среднее значение колеблется в зависимости от стран от 6 до 60 Бк/м<sup>3</sup> [38].

Необходимо отметить, что в зонах с умеренным климатом концентрация радона в закрытых помещениях прием в 8 раз выше, чем в наружном воздухе. Еще один источник поступления радона в жилом помещении является не только почва и вода, но и природный или сжиженный газ, который используется для обогрева и приготовления пищи, заметно возрастает, если кухонные плиты, отопительные и нагревательные устройства в которых сжигают газ не снабжены вытяжкой.

Однако, наиболее опасным представляет не питьевая вода, а попадание паров воды с высоким содержанием радона в легкие человека вместе с вдыхаемым воздухом, что чаще всего происходит в ванной комнате. После отключения 7 минут душа содержание радона уменьшается до исходного уровня. Так, например, при приеме душа из водопроводной воды, содержащей 4,4 кБк/м<sup>3</sup> радона его концентрация в воздухе ванной помеще-



ния с  $19 \text{ Бкм}^{-3}$  (до приема душа) возрастает после 3 мин до  $1890$ , а после 8 мин приема душа до  $3500 \text{ Бкм}^{-3}$  радона и  $2400 \text{ Бкм}^{-3}$  дочерних продуктов распада [21]. При поступлении радона с водой считается, что средняя концентрация радона в воде равна  $10 \text{ мБк/м}^3$ , коэффициент перехода его из воды в воздух равен  $10^{-4}$  [16].

В органы дыхания человека за сутки попадают около 20 миллионов атом радона, а при высоком радоноснабжении – более миллиарда тяжелых атомов этого испускающего разрушающие живую ткань частицы радиоактивного газа. Поскольку радиоактивный радон воздействует на верхние дыхательные пути человека, возникающие при его распаде  $\alpha$ -частицы облучают эпителий бронхов, т.е. происходит ионизация и возбуждение атомов покровных слоев ткани, т.е., клеток эпителий [38].

Радоновая проблема (облучение легких) в радиоэкологии стала в последние десятилетия гиперактуальной – на радон  $^{222}\text{Rn}$  и дочерние продукты его распада (ДЧР), по некоторым оценкам [1, 18], может приходиться до 50-70% дозы облучения, получаемой населением от всех природных источников радиации. Проникая через трещины и щели в фундаменте, радиоактивные газы накапливаются (они в 7.5 раза тяжелее воздуха) в помещениях и попадают в организм человека ингаляционным путем, что и предопределяет их опасность. Считается [42], что 25-30% от общего числа больных раком легких обусловлено превышением критического уровня концентрации радона в воздухе жилых помещений.

Одним из двадцати человек, умирающих от рака легких, заболевает им в результате воздействия радона. Таков итог исследований, проведенных Лондонским королевским институтом по изучению рака. Как сказано выше [42], из общего числа больных раком легких, примерно 30% больных, обусловлено превышением критического уровня концентрации радона в воздухе жилых помещений.

Большое внимание на содержание радона в воздухе помещений оказывает скорость воздухообмена между внешней средой и помещением. При эффективной вентиляции концентрация эманации и продуктов их распада в воздухе помещений приближается к их концентрации на открытом воздухе [32].

#### **Эффективные дозы облучения населения Дагестана обусловленные естественными радионуклидами**

Определение естественных радионуклидов в объектах окружающей среды (в породах, в почвах, в природных водах и в продуктах питания) позволяет оценить возможную опасность радиационного воздействия на здоровье человека.

При медико-биологической оценке воздействия абиотических внешних факторов на человека обычно нормируется порог (предел) вредного действия (ПВД). Согласно современным представлениям [18, 27], облучение населения считается допустимым, если суммарная эффективная доза за счет всех основных природных источников излучения ( $E_{\text{пр}}$ ) не превышает  $5 \text{ мЗв}$  за год, повышенным, если она составляет от  $5$  до  $10 \text{ мЗв/год}$  и высоким, если превышает  $10 \text{ мЗв/год}$ . Это означает, что при проживании населения в допустимых условиях радиационного облучения (при  $E_{\text{пр}} \leq 5 \text{ мЗв/год}$ ) нет необходимости в принятии мер по снижению риска возникновения заболеваний, инициированных радиационным фактором. В противном случае требуется проведение мероприятий (переселение населения, очистка питьевой воды, усиление радоновой защиты и др.) по снижению уровней облучения населения.

Задача радиационного мониторинга объектов окружающей среды Дагестана сводится к установлению соответствия эффективной дозы облучения населения с допустимым уровнем облучения в  $5 \text{ мЗв/год}$ . Фоновое облучение создается космическим излучением и природными радиоактивными нуклидами, содержащимися в объектах окружающей среды и в теле человека. При этом помимо внешнего (через кожу) облучения частицами различной ионизирующей способности, человек подвергается внутреннему облучению за счет попадания радиоактивного вещества внутрь организма с пищей и водой (пероральный путь), с вдыхаемым воздухом (ингаляционный путь) и через открытую рану (непосредственно в кровь).

В данной работе за основу анализа дозовой нагрузки населения принято (хотя в некоторых частностях было бы более целесообразно использовать геологическое или бассейновое дробление) вертикальная поясность территории Дагестана путем ее деления на два пояса: среднегорье ( $800$ - $1700 \text{ м БС}$ ) и высокогорье ( $1700$ - $3000 \text{ м БС}$ ). Зона выше  $3000 \text{ м}$ , где проживает менее 1% населения, в расчет не принимался.

Теперь, основываясь на экспериментальных данных работ [10, 11] и методических указаний по введению радиационно-гигиенического паспорта территорий [14, 28], определим вклад отдельных составляющих в общую дозу облучения горного населения Дагестана естественными радиоактивными нуклидами. При этом по ходу изложения материала будем сравнивать эффективную дозу облучения населения Дагестана с дозой облучения населения других регионов.

Мощность эквивалентной дозы космического излучения, оценивалась расчетным способом с использованием справочных данных [27]. Годовая эффективная доза космического излучения ( $E_{\text{к}}$ ,  $\text{мЗв/год}$ ) зависит от высоты над уровнем моря ( $h$ ,  $\text{км}$ ) и складывается из непосредственного и косвенного (нейтронного) ионизирующего излучения:





$$E_{1к} = 0.24 \cdot [0.205 \cdot \exp(-1.65 \cdot h) + 0.795 \cdot \exp(0.453 \cdot h)], \text{ мЗв/год}$$

$$E_{2к} = \begin{cases} [0.03 \cdot \exp(1.04 \cdot h)] & \text{при } h < 2 \text{ км, мЗв/год;} \\ [0.03 \cdot [1.98 \cdot \exp(0.638 \cdot h)]] & \text{при } h \geq 2 \text{ км, мЗв/год.} \end{cases}$$

Эти формулы получены для среднемировых значений долей времени нахождения людей в помещении (80%) и на открытой местности (20%) и в предположении, что мощность дозы космического излучения в зданиях составляет 80% от мощности дозы на открытой местности [18]. Мы же полагали, что средний житель Дагестана 70% времени проводит в помещении и 30% – на открытом воздухе. К расчетному значению годовой эффективной дозы космического излучения ( $E_{1к} + E_{2к}$ ) необходимо добавить также дозу, создаваемую космогенными радионуклидами (углерод-14, тритий, беррилий-7, натрий-22 и др.). Космогенные радионуклиды вносят небольшой вклад в облучении биосферы, примерно равную 0,012 мЗв/год.

Найденная нами суммарная эффективная доза космического облучения для среднегорной зоны Дагестана составляет – 1.22 мЗв/год, для высокогорной – 1.54 мЗв/год (табл. 5). Таким образом, доза космического облучения для населения республики различается более чем в 4 раза. Среднемировая эффективная эквивалентная доза космического излучения равна 0,39 мЗв/год, среднероссийская (при средней высоте 430 м над уровнем моря) – 0.33 мЗв/год.

Таблица 5.

**Основные источники облучения населения Дагестана и обусловленные ими эффективные дозы**

Источники излучения; вид облучения	Среднегорная зона, h = 800-1700 м		Высокогорная зона, h = 700-3000 м	
	Доза, мЗв/год	Вклад, %	Доза, мЗв/год	Вклад, %
Космическое излучение; внешнее, природное	1.22	28.3	1.54	32.7
Гамма-фон вне и внутри помещений, обусловленный естественными радионуклидами в почве, грунтах и строительных материалах; внешнее, природное	1.27	29.5	1.46	31.0
Радон в воздухе; внутреннее, природное	0.40	9.3	0.40	8.5
Калий в организме человека; внутренне, природное	0.18	4.2	0.18	3.8
Пыль в воздухе; внутреннее, природное	0.01	0.2	0.01	0.2
<b>Всего</b>	<b>3.08</b>	<b>71.5</b>	<b>3.59</b>	<b>76.2</b>

Расчет средней годовой эффективной эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения облучения населения Дагестана ( $E_{\gamma}$ , мЗв/год) производился по результатам [8] измерений мощности дозы гамма-излучения в помещениях ( $P_{1\gamma}$ , нГр/час) и на территориях населенных пунктов ( $P_{2\gamma}$ , нГр/час):

$$E_{\gamma} = 8800 \cdot 10^{-6} \cdot 0.7(0.7 \cdot P_{1\gamma} + 0.3 \cdot P_{2\gamma}), \text{ мЗв/год}$$

где: 8800 – число часов в году;  $10^{-6}$  – коэффициент перехода от нГр к мГр; 0,7 - коэффициент перехода от дозы в воздухе (Гр) к эффективной дозе (Зв) для гамма-излучения природных радионуклидов. Но прежде, чем определить  $E_{\gamma}$ , необходимо сделать одно замечание общего характера.

В [8] было показано, что  $\gamma$ -фон внутри помещений на 10-15% больше, чем на открытой местности. Следовательно, значение величины  $E_{\gamma}$  во многом будет определяться удельной эффективной активностью ( $A_{\text{эфф}}$ ) материалов, используемых в жилищном строительстве. Природные же строительные материалы Дагестана, используемые в разных населенных пунктах, отличаются широким спектром удельной эффективной активности. Так, по нашим данным,  $A_{\text{эфф}}$  бутового камня изменяется в пределах от 30 до 300 Бк/кг. Это в свою очередь обуславливает варьирование мощности дозы внутри помещений. Естественно, учесть такое разнообразие радиационно-гигиенических условий проживания людей на практике не представляется возможным, что вынуждает ограничиться определением усредненной эффективной дозы облучения населения, проживающего в конкретной географической зоне.

Средняя годовая эффективная доза внешнего гамма-облучения популяции Дагестана изменяется от 0.31 мЗв/год до 3.08 мЗв/год при среднем значении 1.12 мЗв/год. Эти цифры позволяют отнести территорию республики к территории со слабо повышенной природной радиацией. При этом характерно, что с увеличением высоты местности доза гамма-излучения возрастает (табл. 5), хотя еще раз отметим, что она в большей степени зависит от геологического строения местности. Среднемировое значение дозы гамма-излучения природных радионуклидов составляет 0.46 мЗв/год при трехкратном диапазоне вариации в отдельных регионах – от значений в 1.5 раза ниже среднего, до значений в 2 раза выше среднего [18], средняя доза естественного  $\gamma$ -излучения популяции России оценивается в 0.535 мЗв/год, Адыгеи – 0.925 мЗв/год, республики Алтай – 1.250 мЗв/год [19, 31].



Основной вклад в дозовую нагрузку внешнего облучения, получаемый населением, вносит радон-220. Эффективные дозы от поступления  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  в организм человека можно сделать следующие выводы. Доза за счет ингаляции изотопов радона ( $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ) и их короткоживущих дочерних продуктов  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ) является чрезвычайно важным радиозэкологическим параметром и ее необходимо оценивать по результатам обследования представительной выборки жилых помещений. Выборка должна быть представительной по геолого-геофизическим характеристикам мест застройки и строительно-конструктивным характеристикам зданий. Хотя полученные нами данные [9] вряд ли можно отнести к таковым, но они могут быть использованы для оценки  $E_{\text{Rn}}$  в первом приближении.

Годовая эффективная доза облучения населения за счет изотопов радона [11].

$$E_{\text{Rn}} = 9 \cdot 10^{-6} \cdot (0.7 \cdot C_{\text{пом}} + 0.3 \cdot C_{\text{о.м.}}) \cdot 1.05, \text{ мЗв/год}$$

где  $C_{\text{пом}}$  и  $C_{\text{о.м.}}$  – среднегодовые значения ЭРОА изотопов радона в воздухе помещений и на открытой местности в Бк/м<sup>3</sup>; коэффициент 1.05 учитывает вклад в дозу материнских радионуклидов  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{222}\text{Rn}$ . Коэффициент перехода от среднегодового значения эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) изотопов радона и торона в воздухе ( $A_{\text{Rn}} + 4.6 A_{\text{Th}}$ , экв) к годовой эффективной дозе ( $E_{\text{Rn}}$ , мЗв) принимается равным 0,043 мЗв/год на 1 Бк/м<sup>3</sup>. Если предположить, что  $C_{\text{пом}} = C_{\text{о.м.}}$  (в действительности же  $C_{\text{пом}} \gg C_{\text{о.м.}}$ ), то годовая эквивалентная доза, получаемая средним жителем Дагестана за счет ингаляции радона, торона и их дочерних продуктов составит 0.4 мЗв. Среднемировое значение дозы за счет ингаляции радона и его дочерних продуктов составляет 0,83 мЗв/год, среднероссийское – 1.24 мЗв/год, причем, диапазон значений этой дозы для жителей отдельных регионов России примерно сорокакратный: от значений в 4 раза ниже до значения в 10 раз выше среднего [31].

За счет радона и дочерних продуктов его распада средний житель планеты получает в среднем за год около 100мбэр=1 мЗв облучения [37].

Необходимо, однако, сказать, что эта проблема в Дагестане осталась (из-за финансовых ограничений) наименее изученной; полученные результаты лишь условно дают основания считать, что уровни облучения населения, обусловленные содержанием изотопов радона в воздухе помещений, не могут быть значимыми. Реальные же уровни радонового облучения, наверное, будут несколько выше, поскольку, во-первых, мгновенные измерения, проведенные нами в дневное время, обычно характеризуются минимальными значениями, во-вторых, наличие в Дагестане активных тектонических разломов предопределяет наличие районов потенциального радонового

Данные исследования по изучению концентрации радона в воде и в воздухе жилых помещений рекомендуются продолжить и расширить особенно в условиях высокогорных районов республики Дагестан.

В целом радоновая обстановка в Дагестане может быть оценено как благополучно-удовлетворительное. На территории республики в местах массового проживания населения нет участков с аномально высоким уровнем содержания радона.

В 1995 году в нашей стране принят федеральный закон "О радиационной безопасности населения" и действуют специальные нормы радиационной безопасности. В них указано, что при проектировании новых зданий, было предусмотрено, чтобы среднегодовая эквивалентная объемная активность изотопов радона в воздухе помещений не превышала 100 Бк/куб.м. (беккерелей на метр кубический). В жилых зданиях эта же величина не должна превышать 200 Бк/куб. м, а при больших значениях необходимо проводить защитные мероприятия. Вопрос о переселении жильцов и перепрофилировании или сносе здания решается в тех случаях, когда невозможно снижение объемной активности изотопов радона до значения менее 400Бк/куб.м [38].

Среднее мировое значение эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона в воздухе жилых и общественных помещений составляет 20 Бк/м<sup>3</sup>, среднее российское – 30 Бк/м<sup>3</sup> [13]. Такая разница обусловлена, главным образом, возведением в России жилых домов с глубокими котлованами и капитальными стенами, а также с низким коэффициентом воздухообмена, чем в странах с более теплым климатом. Однако в России выявлено [2, 23] много районов, в которых ЭРОА радона в воздухе открытой местности и жилых помещений превышает гигиенический норматив, равный 200 Бк/м<sup>3</sup>; в жилых помещениях некоторых населенных пунктов это превышение достигает до 2000 раз.

Внутреннее облучение связано с наличием радионуклидов в теле человека, их поступлением с водой, продуктами питания, пылью и является не только наиболее опасным, но и методически трудно определяемым составляющим суммарного радиационного облучения человека. Любой результат измерения активности радионуклида в теле человека или в его выделениях является случайным, плохо воспроизводящим при повторном измерении значением – периоды полувыведения радионуклидов из организма зависят от их физико-химических свойств, состояния организма, характера питания и т.д.. Необходимо учесть также, что при внутреннем облучении по радиотоксичности радионуклиды делятся на: особо высокой токсичности ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  и др.), высокой токсичности ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{235}\text{U}$  и др.), средней токсичности ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{45}\text{Ca}$  и др.) и наименее токсичные ( $^{14}\text{C}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{51}\text{Cr}$  и др.).



Годовую эффективную эквивалентную дозу внутреннего облучения населения оценивалась по формуле:

$$E_{\text{вн}} = (V \cdot \sum_k C_k \cdot d_k) + (10^3 \cdot \sum_l A_{kl} \cdot d_{kl} \cdot \sum_j v_{lj}), \text{Зв}$$

где  $V$  – годовой объем воздуха, вдыхаемого человеком ( $2.5 \cdot 10^3$ ,  $\text{м}^3$ );  $C_k$  – среднегодовая объемная активность  $k$ -го радионуклида в воздухе,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ ;  $d_k$  – дозовый коэффициент для ингаляции  $k$ -го радионуклида,  $\text{Зв}/\text{Бк}$ , (согласно Приложению П-1 к [2]);  $d_{kl}$  – дозовый коэффициент для поступления с пищей  $k$ -го радионуклида,  $\text{Зв}/\text{Бк}$  (согласно Приложению П-2 к [28]);  $v_{lj}$  – среднее годовое потребление  $l$ -го пищевого продукта взрослым представителем  $j$ -ой группы населения,  $\text{кг}/\text{год}$ ;  $A_{kl}$  – среднегодовая удельная активность  $k$ -го радионуклида в  $l$ -ом пищевом продукте, произведенном в зоне наблюдения и потребляемом местным населением,  $\text{Бк}/\text{кг}$ .

Поступление радионуклидов с водой, как правило, невелико, по сравнению с их поступлением с пищей. Однако в ряде районов, где в качестве питьевой воды используется вода артезианских скважин с повышенным содержанием  $^{235}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$  вклад в общее поступление радионуклидов в организм человека от поступления с питьевой водой может оказаться существенным [34].

Особенности пищевых привычек населения и различный состав питьевых вод оказывают существенное влияние на поступление радионуклидов в организм человека и, следовательно, на дозу внутреннего облучения. Так люди, проживающие в Западной Австралии в местах с повышенной концентрацией урана и употребляющие мясо и требуху овец, получают дозу облучения в 75 раз превосходящую среднего уровня. Некоторые радиоактивные изотопы ( $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$ ) накапливаются в рыбе, поэтому люди, потребляющие много рыбы, могут получать относительно высокие дозы облучения.

Очевидно, что и при определении  $E_{\text{вн}}$  населения Дагестана необходимо учитывать пищевые привычки людей, проживающих в разных географических зонах. Это четко следует, например, из сравнения внутреннего облучения ураном и торием при употреблении родниковой воды жителями двух районов (табл. 6).

Детальные исследования по передаче радионуклидов жителям Дагестана по трофическим цепям, в силу необходимости огромных финансовых затрат, нами не проводились. Более или менее подробно была изучена радиоактивность картофеля, выращенного в Акушинском районе. Выяснилось, что его суммарная альфа-активность меньше 1.4  $\text{Бк}/\text{кг}$ , суммарная бета-активность равна примерно 110  $\text{Бк}/\text{кг}$ , а суммарное содержание  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , не превышает 3  $\text{Бк}/\text{кг}$ . Это дает основание предположить, что радиоактивность и других пищевых продуктов, выращенных в Дагестане, не превысят первых единиц  $\text{Бк}/\text{кг}$ .

Таблица 6.

Годовая доза внутреннего облучения при употреблении родниковой воды

Радионуклид	Ахтынский район		Гунибский район	
	$C$ , $\text{Бк}/\text{л}$	$E_{\text{вода}}$ , $\text{мЗв}/\text{год}$	$C$ , $\text{Бк}/\text{л}$	$E_{\text{вода}}$ , $\text{мЗв}/\text{год}$
Уран-238	0.4582	0.0138	0.1505	0.0045
Торий-232	<0.0008	0.0010	<0.0004	0.0005

Оценку дозы внутреннего облучения населения осуществлялось, основываясь на своих [9] и литературных (табл. 7) данных. Установлено (табл. 5), что средний житель республики получает около 0.18  $\text{мЗв}/\text{год}$  за счет поступления с водой и пищей  $^{40}\text{K}$  и 0.2  $\text{мЗв}/\text{год}$  за счет поступления нуклидов радиоактивных рядов  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$ . Доза облучения, обусловленная ингаляционным поступлением пыли, принималась равной 0.01  $\text{мЗв}/\text{год}$ .

Годовая доза облучения населения России за счет поступления природных радионуклидов с пищей и водой варьирует от 0.03 до 0.63  $\text{мЗв}/\text{год}$  при среднем значении 0.2  $\text{мЗв}/\text{год}$  [31]; среднемировое значение эффективной годовой дозы за счет поступления природных радионуклидов (кроме калия-40) с пищей оценивается величиной 0.12  $\text{мЗв}/\text{год}$  [18].

Таблица 7.

Среднемировые величины удельной активности природных радионуклидов в основных компонентах рациона питания [31]

Продукт	Потребление, $\text{кг}/\text{год}$	Содержание радионуклида, $\text{мБк}/\text{кг}$		
		$^{238}\text{U} + ^{234}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{228}\text{Ra}$
Молоко и молочные продукты	105	1	5	5
Мясо и мясопродукты	50	2	15	10
Хлеб и хлебобулочные изделия	140	20	80	60
Листовые овощи и бахчевые	60	20	50	40
Картофель и корнеплоды	170	3	30	-
Рыба и прочие морепродукты	15	30	100	10

Подводя итог формированию годовой эффективной дозы облучения населения природными источниками ионизирующего излучения для отдельных зон Дагестана составляет (табл. 5): в среднегорной зоне – 2.89  $\text{мЗв}/\text{год}$ ; в высокогорной зоне – 3.40  $\text{мЗв}/\text{год}$ . В среднем годовая доза от природных источников для жителей



горного Дагестана составляет  $E_{\text{пр}} = 2.56$  мЗв/год. По данным НКДАР, естественный радиационный фон на Земле колеблется в пределах от 1.0 мЗв/год до 4.75 мЗв/год при среднем значении 3.0 мЗв/год.

Вышеперечисленные естественные источники радиации действовали на человека всю историю его существования. Сегодня уже экспериментально доказано стимулирующее влияние малых доз радиации на живой организм. В связи с этим введен понятие *индивидуальной предельно допустимой дозы* (ИПДД). На основании вышеперечисленных данных нетрудно подсчитать ИПДД, так как человек в среднем получает в год около 2,4 мЗв, т.е. за семьдесят лет жизни накапливается доза:  $2,4 \text{ мЗв/год} \times 70 \text{ лет} = 168 \text{ мЗв}$ .

Согласно нормативным документам, разработанным Национальной Комиссией по радиационной защите и утвержденным Минздравом России в 1989 году, ИПДД, которую человек может получить, за весь период жизни, не должен более чем вдвое превышать естественную дозу:

$$168 \text{ мЗв} \times 2 = 336 \text{ мЗв} \approx 350 \text{ мЗв}.$$

Это значение соответствует положению, утвержденному многими международными организациями, о том, что для здоровья вредна доза 35 бэр ( $100 \text{ мбэр} = 1 \text{ мЗв}$ ) на всю прожитую жизнь, т.е. за 70 лет.

Согласно международным нормам, допускается, что доза 1 бэр сокращает жизнь человека на 7 дней за счет вероятности умереть от рака. Исходя из этого, нетрудно сделать расчет. Скажем, 35 бэр дадут сокращение жизни всего на 245 дней.

В то же время Институт медико-биологических проблем формирования здоровья (г. Москва) приводит такие данные: продолжительность жизни на 20% зависит – от состояния нашего здоровья, на 10% – от качества медицинского обслуживания, на 50% – от нашего образа жизни, питания, отдыха, т.е. от нас самих [38].

Для сравнения радиационной обстановки в Дагестане с ситуацией в России можем сказать, что население Российской Федерации получает дозы ионизирующего излучения от 2.2 до 10.8 мЗв/год при средней величине 3.7 мЗв [31], дозы облучения населения европейских государств колеблется от 2 до 7 мЗв/год, составляя в среднем для континента 3 мЗв/год [42]. Как видно из этих данных, эффективная доза облучения населения Дагестана чуть выше этих усредненных значений. Что же касается, вклада отдельных источников излучения в общую дозу, то здесь Дагестан существенно отличается от мировых стандартов.

В табл. 8. обобщены индивидуальные риски возникновения стохастических эффектов от хронического облучения жителей Дагестана, проживающих в разных географических зонах. Эта информация делает возможным выполнение географически скоррелированных эпидемиологических исследований влияния радиации на здоровье населения на фоне других неблагоприятных нерadiационных факторов окружающей природной среды.

Таблица 8.

**Усредненный индивидуальный риск от облучения жителей Дагестана**

Географическая зона	Природные источники облучения		Все виды облучения	
	Средняя эффективная доза облучения, мЗв/год	Усредненный индивидуальный пожизненный риск	Средняя эффективная доза облучения, мЗв/год	Усредненный индивидуальный пожизненный риск
Среднегорная	2.89	$2.11 \cdot 10^{-4}$	4.31	$3.14 \cdot 10^{-4}$
Высокогорная	3.40	$2.48 \cdot 10^{-4}$	4.70	$3.43 \cdot 10^{-4}$

Таким образом, радиационная обстановка в Дагестане можно оценить как благополучная. На территории республики в местах массового проживания населения нет участков с аномально высоким уровнем ЕРН или техногенного радиоактивного загрязнения. Лишь участки выхода черных сланцев, а также сланцевая пыль могут представить некоторую потенциальную опасность для здоровья людей. Что же касается стратегии уменьшения дозовой нагрузки населения Дагестана, то она должна быть иной, чем для России и индивидуальной для каждой зоны Дагестана.

#### Библиографический список

1. Аверкина Н.Н. Проблема канцерогенного влияния радона на организм человека // Медицина труда и промышленная экология. 1996. № 9. – С. 32-36.
2. Алексахин Р.М., Гуськова А.К. 42-я сессия Научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН // Бюллетень Центра общественной информации по атомной энергии. М., 1994. № 7-8.
3. Асварова Т.А. Экологические закономерности распределения и миграции урана и тория в почвенно-растительном покрове Большого Кавказа: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Махачкала, 2006. – 24 с.
4. Бабаев А.А. Радиоактивность минеральных вод Дагестана. Махачкала, 1972. – 103 с.
5. Баранов В.И., Титаева Н.А. Радиозеология. М.: Из-во МГУ, 1973. 242 с.
6. Булатов В.И. Россия радиоактивна. Новосибирск: Изд-во ЦЭРИС, 1996. – 283 с.
7. Бутаев А.М., Салманов А.Б., Мирошниченко Т.А. (Асварова Т.А.), Абдулаева А.С. Бассейный принцип радиационного мониторинга почвенного покрова Дагестана. Материалы республиканской научно-практической конференции "Проблемы сельскохозяйственной экологии". Махачкала, 1997. – С. 160-161.
8. Бутаев А.М., Абдулаева А.С. Территориальная мощность экспозиционной дозы Дагестана // Вестник Дагестанского Научного





Центра. 2005. №22. –С 62-68. 9. Бутаев А.М., Абдулаева А.С., Гуруев М.А. Радиоактивность природных вод и искусственные радионуклиды в объектах биосферы Дагестана // Вестник Дагестанского научного центра. 2006. № 24. – С. 62–69. 10. Бутаев А.М., Абдулаева А.С., Гуруев М.А. Естественные радионуклиды в почвах и породах Дагестана // Вестник Дагестанского научного центра. 2006. № 23. –С. 59–65. 11. Бутаев А.М., Абдулаева А.С. Эффективные дозы облучения населения Дагестана Вестник Дагестанского научного центра. 2006. № 25. – С. 62–71. 12. Вода питьевая. Сборник государственных стандартов. М.: Изд-во стандартов, 1994. 140 с. 13. Геологический атлас России. М. 1:10000000 / Отв. Ред. А.А. Смыслов. Дазд.4. Экологическое состояние геологической среды. М.; СПб.: ВСЕГЕИ, 1996, – 120 с. 14. Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. СП 2.6.1.1292-03 от 18. 04. 2003 г. 15. Глазовская С.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 16. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. М.: Минздрав РФ, 1999. –116 с. 17. Искра А.А., Бухаров В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 18. Источники и эффекты ионизирующего излучения: Отчет Научного комитета ООН по действию атомной радиации 2000 года Генеральной Ассамблеи ООН с научными приложениями. Т.1: Источники (часть 1) / Пер. с англ. Под ред. Акад. РАМН Л.А. Ильина и проф. С.П. Ярмоненко. М.: РАДЭКОН, 2002, –308 с. 19. Кац В.Е. Природная радиоактивность компонентов геологической среды Республики Алтай // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы международной конференции. – Томск: Изд-во «Тандем -Арт», 2004, –772 с. 20. Ковдерко В.Э. Радон: экологический аспект, источники, проблемы // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы междунар. конф. Томск: Изд-во «Тандем-арт», 1994, – 772 с. 21. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. – М.: Наука, 1991. – 116 с. 22. Кузнецов В.А. Радиогеохимия речных долин. – Минск, 1997. – С. 23. Максимовский В.А., Харламов М.Г., Мальцев А.В., Лучин И.А., Смыслов А.А. Районирование территории России по степени радоноопасности // АНРИ. 1997. №3. –С. 66-73. 24. Малюга Д.П. Биологический метод поисков рудных месторождений. –М.: АН СССР, 1963. – 167 с. 25. 8. Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов. М.: Гидрометеиздат, 1986. –136 с. 26. Мирошниченко Т.А. (Асварова Т.А.), Бутаев А.М., Давыдов А.И. Закономерности распределения урана-238 и тория-232 в почвах и породах Большого Кавказа // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2001. №3. – С.71-76. 27. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М.: Энергоатомиздат. 1984. –296 с. 28. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1. 758-99. // ионизирующее излучение, радиационная безопасность. – М.: Минздрав РФ, 1999, –116 с. 29. Овчинников Л.Н. Прикладная геохимия. – М.: Недра, 1990. 30. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99. –М.: Минздрав РФ, 2000. – 98 с. 31. Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации // Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2002 год: – М.: МЗ РФ, 2003. – 57 с. 32. Сапожников Ю.А., Алиев В.Р., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с. 33. Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л.: Недра, 1974. 34. Сахаров В.К. Радиоэкология: Учебное пособие. – СПб.: Издательство «Лань», 2006. – 320 с. 35. Сауков А.А. Радиоактивные элементы Земли. – М.: Изд-во атомной науки и техники, 1961. – 159 с. 36. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ, 1992. 336 с. 37. Токарев А.Н., Куцель Е.Н. Фоновые концентрации радиоактивных элементов в природных водах и методы их определения // Радиогидрогеологический метод поисков месторождений урана. М.: Недра, 1975. 38. Усманов С.М. Радиация: Справочные материалы. – М.: Гуманит. Изд. центр ВЛАДОС, 2001. – 176 с. 39. Louis B. Kriege, Rolf M.A. Hahne. Ra-226 and Ra-228 in Jowa drinking water // Health Physics. 1982. V. 43. P. 543–559. 40. Stewart B.D., McKlveen J.W., Glinski R.L. Determination of uranium and radium concentration in the waters // J. Radional. and Nucl. Chem. 1988. N 6. P. .... 41. Castly R.G. Radioactivity in water supplies // J. Inst. Water Environ Makag. 1988. N 6. P. 275-282. 42. Khan H.A. Radon: a friend or a foe? // Nucl. Tracks Radial. Meas. 1955. V. 19. № 1-4, P. 353.

## Bibliography

1. Averkina N. The problem of the carcinogenic effects of radon on the human body // Occupational Medicine and Industrial Ecology. In 1996. Number 9. -C. 32-36.
2. Aleksakhin RM, AK Guskov 42th Session of the Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN // Bulletin of the Center for Public Information on Atomic Energy. M., 1994. № 7-8.
3. Asvarova T. Ecological patterns of distribution and migration of uranium and thorium in soil and vegetation of the Greater Caucasus: Abstract. thesis. ... Kand.biol. Sciences. Makhachkala, 2006. -24 S.
4. Babaev AA Radioactivity of mineral waters of Dagestan. Makhachkala, 1972. - 103 p. 5. VI Baranov, NA Titaeva Radioecology. MM: From University Press, 1973. 242 p. 6. Bulatov, V. Russia radioactive. Novosibirsk: Publishing House of the TSERIS, 1996. - 283 p. 7. Butaev AM, Salman AB, TA 3. Miroshnichenko (Asvarova TA) Abdulaeva AS Swimming the principle of radiation monitoring of the soil cover of Dagestan. Proceedings of the republican scientific-practical conference "Problems of agricultural ecology." Makhachkala, 1997. -C. 160-161. 8. Butaev AM, AS Abdulaeva Territorial exposure dose of Daghestan // Bulletin of the Dagestan Scientific Center. In 2005. Number 22. -S 62-68. 9. Butaev AM, Abdulaeva A., Guru, MA The radioactivity of natural waters and artificial radionuclides in the biosphere objects Dagestan // Bulletin of the Dagestan Scientific Center. In 2006. Number 24. - S. 62-69.



10. Butaev AM, Abdulaeva A., Guru, MA Natural radionuclides in soils and rocks, Dagestan // Bulletin of the Dagestan Scientific Center. In 2006. Number 23. - С. 59-6511. 11. Butaev AM, AS Abdulaeva The effective dose of the population of Dagestan, Dagestan Scientific Center Bulletin. In 2006. Number 25. - С. 62-71. 12. Drinking water. Collection of state standards. Moscow: Publishing House of Standards, 1994. 140 p. 13. Geologicheskyy Atlas of Russia. M. 1:10000000 / Ed. Ed. AA Meanings. Dazd.4. Ecological condition of geological environment. M., St. Petersburg.: Total, 1996 - 120 p. 14. Hygienic requirements to limit the exposure of the population due to natural sources of ionizing radiation. SP 2.6.1.1292-03 18. 04. 2003. 15. Glazovskaya SA Geochemistry of natural and man-made landscapes of the Soviet Union. Moscow High School, 1988. 16. Ionizing radiation, radiation safety. Radiation Safety Standards (NRB-99). SP 2.6.1.758-99. Moscow: Russian Ministry of Health, 1999. -116 Sec. 17. Spark, AA, VG Bukharov Natural radionuclides in the biosphere. Moscow: Energoatomizdat, 1981. 18. Istochniki and Effects of Ionizing Radiation: Report of the Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000 United Nations General Assembly with Scientific Annexes. V.1: Sources (Part 1) / Trans. from English. Ed. Acad. LA RAMS Ilyin and prof. S.P.Yarmonenko. M. RADEKON, 2002, with the -308. 19. Katz, VE The natural radioactivity of the components of the geological environment of the Altai Republic // radioactivity and radioactive elements in the human environment. Proceedings of the international conference. - Tomsk: Publishing house "Tandem-Art", 2004, with the -772. 20. Kovderko VE Radon: the environmental aspect, the sources of the problems // radioactivity and radioactive elements in the human environment: Proceedings of the Intern. Join. Tomsk: Publishing House of the "Tandem-art", 1994 - 772 p. 21. Kuzin AM Natural background radiation and its implications for Earth's biosphere. - Moscow: Nauka, 1991. - 116 p. 22. Kuznetsov VA Geochemistry of river valleys. - Minsk, 1997. - С. 23. Maksimovsky VA Kharlamov, M., Maltsev, AV, Lucin, IA, Smyslov, AA Zoning of the territory of Russia in the degree of radon // Henri. In 1997. Number 3. -P. 66-73. 24. Malyuga DP Biological method of prospecting for ore deposits. -M.: USSR Academy of Sciences, 1963. - 167 p. 25. Eight. Guidelines to determine the contamination of water bodies. Moscow: Gidrometeoizdat, 1986. -136 Sec. 26. TA Miroshnichenko (Asvarova TA), Bhutan, AM, Davydov, A. Patterns of distribution of uranium-238 and thorium-232 in soils and rocks of the Greater Caucasus // Proceedings of higher educational institutions. North-Caucasian region. Natural Sciences. In 2001. Number 3. - P.71-76. 27. Moiseev AA, Ivanov VI Handbook of Dosimetry and Radiation Hygiene. Moscow: Energoatomizdat. In 1984. -296 Sec. 28. Normy Radiation Safety (NRB-99). SP 2.6.1. 758-99. // Ionizing radiation, radiation safety. - Moscow: RF Ministry of Health, 1999, with the -116. 29. Ovchinnikov, LN Applied Geochemistry. - Moscow: Nedra, 1990. 30. Basic Sanitary Rules for Radiation Safety (OSPORB-99). SP 2.6.1.799-99. -M.: Ministry of Health of the Russian Federation, 2000. - 98. 31. Radiatsionno-gigienic passport of the Russian Federation // The results of the radiation-hygienic certification in the Russian Federation for 2002: - Moscow: Russian Ministry of Health, 2003. - 57. 32. Sapozhnikov Yu.A. Aliev VR.A., Kalmykov SN The radioactivity of the environment. Theory and practice. - M.: BINOM. Laboratory of Knowledge, 2006. - 286 p. 33. Smyslov, AA Uranium and thorium in the earth's crust. - Leningrad: Nedra, 1974. 34. VK Sakharov Radioecology: Textbook. - St. Petersburg.: Publisher "Lan", 2006. - 320. 35. Sauk AA Radioactive elements of the Earth. - Moscow: Publishing House of Atomic Science and Technology, 1961. - 159. 36. Titaeva N. Nuclear Geochemistry. Moscow: Moscow University Press, 1992. 336 p. 37. Tokarev, AN, EN Kutsel Background concentrations of radioactive elements in natural waters and methods of their determination // method Radiogidrogeologicheskyy search of uranium deposits. Moscow: Nedra, 1975. 38. Usmanov SM Radiation: References. - M.: humanity. Publ. VLADOS Center, 2001. -P 176.