

Радионуклиды в почвах и водах западных отрогов Гиссарского хребта

А.Н.Азизов¹, Н.Н.Базарбаев², М.Б.Айниязов², И.Т.Мувинов², А.К.Мухомедов¹,
Р.Р.Муратов¹, М.Насыров¹, А.А.Сафаров¹, А.Т.Худайбердиев³

1 – Самаркандский Государственный Университет

2 – Национальный Университет Узбекистана

3 – Каршианский филиал Ташкентского Университет Информационных Технологий

Аннотация

В работе приведены результаты γ -спектроскопических исследований распределения естественных ^{232}Th , ^{238}Ra , ^{40}K , космогенного ^7Be и техногенного ^{137}Cs радионуклидов в почвах, содержания радона в природных водах и плотностей потоков радона на различных участках местности в западных отрогах Гиссарского хребта.

ВВЕДЕНИЕ

Получение информации о содержаниях и распределениях радионуклидов в различных природных средах, начиная от поверхности Солнца и кончая недрами Земли, необходимо для развития многих областей науки – радиэкологии, астрофизики, геологии, гидрологии, биологии, почвоведения – др.

Основной вклад в гамма-радиоактивность природной среды вносят естественные радионуклиды (ЕРН) семейства ^{232}Th ($T_{1/2} = 1.405 \cdot 10^{10}$ лет), подсемейства ^{238}Ra ($T_{1/2} = 1600$ лет) и его дочернего ^{222}Ra ($T_{1/2} = 3.83$ дн), ^{40}K ($T_{1/2} = 1.251 \cdot 10^9$ лет), космогенный радионуклид (КРН) ^7Be ($T_{1/2} = 54$ дн) и техногенный радионуклид (ТРН) ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет).

Долгоживущие ЕРН входят в состав вещества Земли со времени её образования. Основное их количество сосредоточено в горных породах. При их выветривании ЕРН поступают в окружающую среду. В цепочках распада ЕРН всех трех урано-ториевых семейств изотопы газообразного радона ^{222}Ra ($T_{1/2} = 3.83$ дн), ^{220}Ra ($T_{1/2} = 55$ сек), ^{218}Ra ($T_{1/2} = 5$ с) эксталируют по трещинам горных пород в атмосферу и природные воды. Наиболее значимым среди них является изотоп ^{222}Ra . ЕРН, в тех или иных концентрациях содержатся во всех природных объектах.

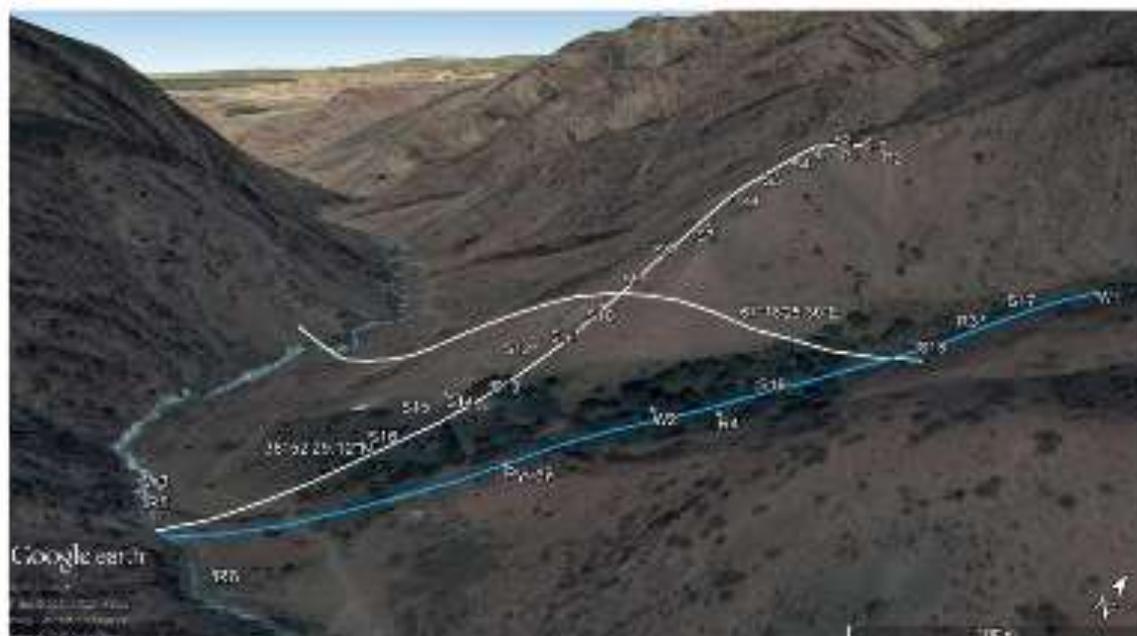


Рис. 1. Космоснимок местности прилегающей к р. Тансыз. Точки отбора S1-S3 (1860 м), S4-S12 (1695-1847 м), S13-S16 (1670-1678 м), S17-S19 (1665 м), W1 (1769 м), W2 (1700 м), W3 (1665 м), R1-R2 (1860 м), R3-R4 (1700-1707 м), R5-R6 (1665 м). (Масштаб в трехмерном измерении).

На формирование климата исследуемого участка оказывают влияние близость расположения ее к пустыням Южного Турана, и с другой стороны, перехват влажных западных потоков воздушных масс.

В среднегорье средне годовая температура воздуха – на уровне 14°C с абсолютным минимумом -25°C в Январе и максимумом в Июле $+35-40^{\circ}\text{C}$.

Годовые уровни осадков –550-750 мм, глубокий снежный покров держится не менее 2 -2.5 месяца. Водный режим исследуемого участка формируется в основном за счет карстовых источников и родников, которые стекая со склонов образуют сезонный ручей, в период половодья он превращается в селевой поток. В середине лета уровень выпадающих осадков сокращается, поверхность почвы на склонах высыхает, но в подножие, за счет стекания на нее вод по склону ручья остается влажной [1].

Антропогенная деятельность проводится сравнительно недавно, в подножие и связана с садоводством.

2. Отбор образцов, измерительные пробы

Пробные площадки (см. Рис.1) для отбора почвенных образцов выбраны на гребне горы S1-S3, склоне S4-S12 и подножье – S13-S16, а также на берегу ручья стекающего по восточной части склона S17-S19. Образцы воды – отобраны в верховье ручья (в зоне просачивания воды из почвы) – W1 и его нижней части – W2, а также в

р.Танхыз – W3, активация сорбентов экстрагирующим из пород радоном – на гребне – R1, R2, нижней части склона – R3, R4 и берегу ручья – R5, R6.

Отбор образцов (июль, август 2017 г)

- почвенного покрова сводился к срезанию с площади $1 \times 0.5 \text{ м}^2$ растительности вместе с 3-5 мм слоем поверхности почвы,
- почвы – к последовательному срезанию слоев с площадок ($0.4 \times 0.3 \text{ м}^2$)
 - S1-S11 и S17-S19 – с глубин $Z=0-2$ и $2-4$ см.
 - S12 – с $Z=0-2, 2-4$ и $4-6$ см.
 - S13-S16 – с $Z=0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20, 20-30$ и $30-40$ см.
- воды – к наполнению двухлитровых стеклянных бутылей, по методике, обуславливающей минимальное улетучивание радона [2].

Активация сорбентов (активированный уголь) радоном осуществлялась очисткой площадки $\varnothing 30$ см от растений установкой в ее центре, на держателе, сорбента, плотным прикрытием его колпаком, и после завершения 3-х часовой экспозиции укладкой сорбента в специальный контейнер [3].

Измерительные пробы из почвенных образцов изготавливались дроблением их до воздушно-сухого состояния, измельчением, тщательным перемешиванием, пересыпанием в однолитровые сосуды Мариелли, герметизированием (для предотвращения улетучивания радона), взвешиванием, маркированием и трехнедельным выдерживанием пробы (для восстановления радиоактивного равновесия между $^{222}\text{Rn} - T_{1/2}=3,8$ дн и $^{226}\text{Ra} - T_{1/2}=1600$ л.

Пробы воды изготавливались плавным, без встрясок ее переливанием ее из бутылки в сосуды Мариелли.

3. Измерение и обработка γ -спектров

Исследования проведены на спектрометре со сцинтилляционным детектором NaI(Tl) ($\varnothing 63 \times 63$ мм, энергетическое разрешение $R \approx 8\%$ на линии 1332 кэВ ^{60}Co), помещенного вместе с пробой в защитный свинцовый домик. Регистрация и обработка детекторных сигналов осуществляется на РС, длительность отдельных измерений составляла $t=2$ или 6 час.

Выбор сцинтилляционного спектрометра обусловлен его заметно большей, по сравнению с полупроводниковым, эффективностью регистрации γ -излучения. При этом

значительно худшее энергетическое разрешение компенсируется разложением спектров почвенных проб $F(\rho^*, t^*)$, с плотностью ρ^* и длительностью измерений t^* , на составляющие (Рис.2) фона: $-F$, $^{232}\text{Th} - E_{\text{Th}}$, $^{226}\text{Ra} - E_{\text{Ra}}$, $^{40}\text{K} - E_{\text{K}}$, $^{137}\text{Cs} - E_{\text{Cs}}$ и ^7Be [4].

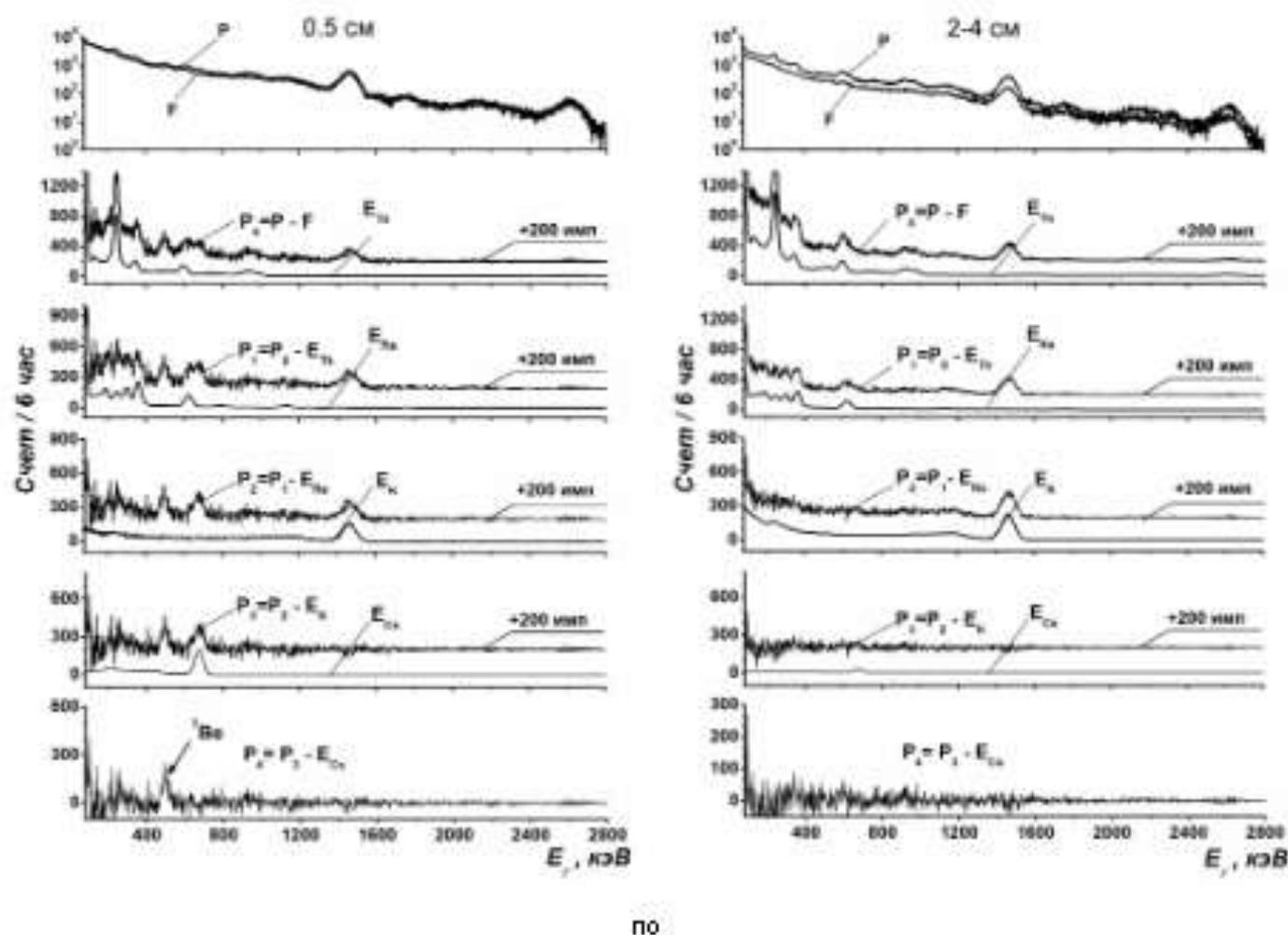


Рис.2 Спектры поверхностной (0.5 см) и глубинной (2-4 см) проб почв и их составляющие.

В этом методе последовательно выполняются операции:

- синтеза составляющей фона по спектрам инертных проб с пренебрежимо малыми активностями, плотностями $\rho_1 < \rho^*$ и $\rho_2 > \rho^*$ и длительностями измерения $t_1 = t_2 = t^*$,

$$F(\rho^*, t^*) = aI(\rho_1) + (1-a)I(\rho_2), \quad (1)$$

где $a = (\rho^* - \rho_2) / (\rho_1 - \rho_2)$ - коэффициент нормирования по плотности.

- “очистения” спектра пробы от составляющей фона (интенсивности излучений фона и радионуклидов пробы сравнимы)

$$P_0 = P - F \quad (2)$$

- синтеза составляющей ^{232}Th по спектрам эталонных источников (OMACH) с плотностями $\rho_1 < \rho^*$ и $\rho_2 > \rho^*$, активностями A_1 и A_2 , длительностями измерений $t_1 = t_2 = t$, который заключается:
- в нормировании спектров эталонных источников по активностям:

$$E_{\text{Th}}(A_2, \rho_2, t) = b E_{\text{Th}}(A_1, \rho_1, t) \quad (3)$$

где $b = A_2 / A_1$ – коэффициент нормирования по активностям,

- синтезуспектра ^{232}Th , соответствующего плотности ρ^* пробы

$$E_{\text{Th}}(A, \rho^*, t) = a E_{\text{Th}}(A, \rho_1, t) + (1-a) b E_{\text{Th}}(A, \rho_2, t) \quad (4)$$

с последующим его нормированием к составляющей ^{232}Th в спектре пробы

$$E_{\text{Th}}(A^*, \rho^*, t^*) = k E_{\text{Th}}(A, \rho^*, t) \quad (5)$$

где $k = N^* / N$, N^* и N интенсивности пика полного поглощения γ 2614 кэВ ^{232}Th в спектрах P_0 и $E_{\text{Th}}(A, \rho^*, t)$ (в спектре P_0 линия γ 2614 кэВ ^{232}Th “чистая”)

- установлению активности ^{232}Th в пробе

$$A_{\text{Th}} = abkA_1 \quad (6)$$

- “очищению” спектра P_0 от составляющей E_{Th}

$$P_1 = P_0 - E_{\text{Th}} \quad (7)$$

при этом ряд линий ^{230}Ra становится “чистыми”.

В аналогичных с (2)-(7) операциях устанавливаются спектры E_{Ra} , A_{Ra} и P_2 , E_{K} , A_{K} затем P_3 , E_{Cs} , A_{Cs} и последний, “очищенный” от составляющих КРН и ТРН ^{137}Cs , спектр $P_4 = P_3 = E_{\text{Be}}$, который соответствует составляющей ^7Be с наложенным на него распределением, характеризующим точность проведенных операций. Активность ^7Be устанавливается по интенсивности $-N_7$ пика полного поглощения γ 478 кэВ ^7Be , квантовому выходу $-a_7$, эффективности регистрации $-\varepsilon_7$ этого излучения, длительности измерения $-t^*$ и массы пробы m ,

$$A_{\text{Be}} = N_7 / a_7 \varepsilon_7 t^* m$$

Содержания КРН ^7Be в почве характеризуется запасом ($\text{Бк}/\text{м}^2$) – (активностью на единицу площади)

$$q = A_{\text{Be}} M / S \cdot m,$$

где, S и M – площадь отбора и масса образца, m – масса пробы.

Содержание и вертикальное распределение ТРН ^{137}Cs характеризуется

- запасом ($\text{кБк}/\text{м}^3$)

$$Q = \sum_{i=0}^{Z_f} A_i \rho \Delta z / m$$

где A_i – активность i -го слоя почвы, ρ – плотность почвы, m – масса пробы.

- максимальной глубиной миграции – Z_f ,
- заглублением половины запаса – $Z_{1/2}$,
- параметрами моделей, описывающих распределения ^{137}Cs в почвах (см. например [5] – они нами не рассматриваются).

Спектры проб воды (Рис 3) и экспонированного сорбента (рис 4) практически полностью обусловлены излучениями ^{222}Rn и фоном.

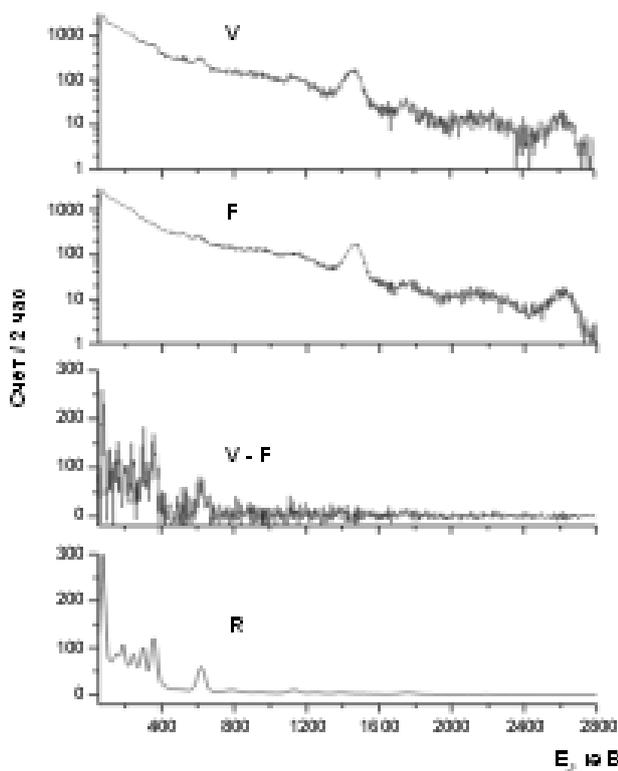


Рис.3 Спектры V – исследуемой и F – дистиллированной воды, $V-F$ – составляющая радона, R – эталонного источника ^{226}Ra .

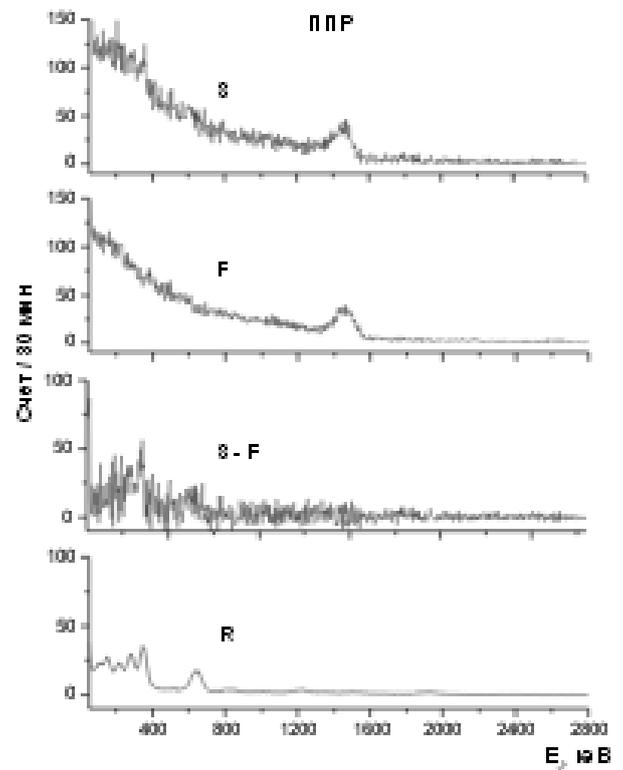


Рис.4 Спектры S – экспонированного и F – дезактивированного сорбента, $S-F$ – радона, R – эталонного источника ^{226}Ra .

Составляющие ^{222}Rn в этих спектрах выделяется вычетом из них спектров инертных проб дистиллированной воды и дезактивированного сорбента соответственно, сопоставляя их со спектром эталонных источников ^{226}Ra (ОМАСН – для воды, специальные эталоны – для сорбента) устанавливается активность ^{222}Rn в пробе воды (Бк/л) и ППР для сорбента (мБк/м³с).

Минимально детектируемые активности при 6-часовых измерениях в этих методах составляют 3 Бк/кг – для ^{232}Th и ^{226}Ra , 20 Бк/кг – для ^{40}K , 3 Бк/кг – для ^{137}Cs , 5 Бк/кг – для 7Be , 1 Бк/л для ^{222}Rn в воде, 10 мБк/м³с – для ППР.

Относительные ошибки в значениях активностей, в зависимости от их величины, составляют $\delta A = 10 - 20\%$.

4. Экспериментальные результаты и их обсуждение.

Содержания радионуклидов в почвах площанок, сгруппированные по участкам местности, приведены в Таблице 1.

Пробы	A Бк/кг			^{137}Cs			7Be
	^{232}Th	^{226}Ra	^{40}K	Q мБк/м ³	Z_0 , см	$Z_{0.02}$, см	q Бк/м ²
S1-S3	42-44	24-27	710-780	2.9-3.8	2-3	1-1.4	410-620
S4-S11	39-47	17-28	660-730	1.4-2.3	4	1.8-2.1	150-320
S12	41-49	23-29	700-760	3.5	6	3.6	360
S13	47-69	32-45	720-1050	9	<30	10	490
S14	53-67	34-45	830-1100	12	40	13	570
S15	43-54	31-43	730-840	0.4	~40	-	520
S16	64-69	38-46	970-1220	>17	>40	~18	710
S17-S19	38-45	20-24	710-800	0.2	4	-	170-230

Таблица 1. Активности ЕРН ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K , запаса ТРН ^{137}Cs и КРН 7Be в почвах исследованных площанок.

Активности ЕРН в слоях почв верхних площанок (гребень, склон, берег ручья) флуктуируют в пределах – $A_{TH}=39-49$, $A_{RA}=17-29$ и $A_K=660-780$ Бк/кг, в почвах подножия значения выше – $A_{TH}=47-69$, $A_{RA}=30-46$ и $A_K=720-1220$ Бк/кг. Обращает на себя внимание обеднение ЕРН верхних слоев почв подножия, особенно ^{40}K (Рис.4). Очевидно, что эти

обстоятельства обусловлены соответственно различием типов почв и поглощением растворенных ЕРН корневыми системами растений.

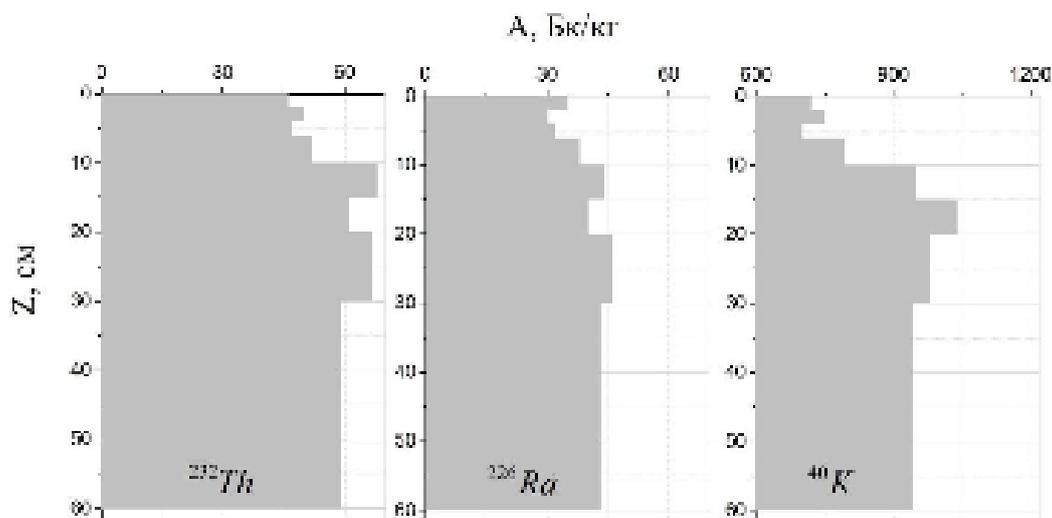


Рис.5 Профили вертикальных распределений ЕРН в почве подножия

Запасы ТРН ^{137}Cs на рассматриваемых площадках местности возрастают в последовательности: – **берег ручья** (S17-S19) – **пахота** (S15)– **верхняя часть склона** (S4-S11) – **гребень** (S1-S3) – **нижняя часть склона** (S12)–**“сухая” площадка подножия** (S13) – **влажная площадка подножия** (S14) – **“перевлажненная” площадка подножия** (S16).

Запасы ^{137}Cs на площадках определяются количеством мокрых осадков, выпавших на местность в 60-х годах прошлого столетия, количеством дождевых и талых вод впитавшихся в их почвы, почвенными процессами (природными и антропогенными) происходивших на них, приведших к перераспределению выпавшего ^{137}Cs по поверхности и глубине почвенных слоев. Учитывая эти факторы можно объяснить отмеченную зависимость запасов ^{137}Cs от характеристик участков местности.

- На пахотной площадке ^{137}Cs перераспределен по глубине вспашки почвы и постоянно вымывается в результате интенсивно протекающих в рыхлых почвах процессов водной эрозии
- На берегу ручья, выпавший на его поверхность ^{137}Cs ежегодно смывается мощными селевыми потоками
- В верхней части склона (S4-S11) почвенный слой не превышает $Z=4$ см, снежный покров быстро тает (склон южный), дождевые и талые воды (с содержащимися в них ^{137}Cs) интенсивно стекают, тонкий почвенный слой ($Z=4$ см) не успевает пропитаться ими, вызывая сильную эрозию поверхностного слоя,

- На гребне, толщина почвенного слоя несколько меньше ($Z=3$ см) чем на склоне, но плоская поверхность и продолжительное, медленное таяние снежного покрова обуславливает насыщение почвы тальми водами,
- На нижней площадке склона толщина почвенного покрова возрастает (до $Z=6$ см), соответственно возрастает запас ^{137}Cs по сравнению с верхними
- На площадках подножия почвенный слой, более чем на порядок, толще, чем на склоне и в нем поглощается значительная часть воды и седиментов, стекающих со склона, при этом запасы ^{137}Cs , в почвах площадок возрастают в соответствии с возрастанием их увлажненности.

Глубина миграции ^{137}Cs в почвах, если она не ограничена ее толщиной, зависит от степени увлажненности площадок (Рис.6), она обусловлена процессами просачивания осадочных вод и долговременной диффузии.

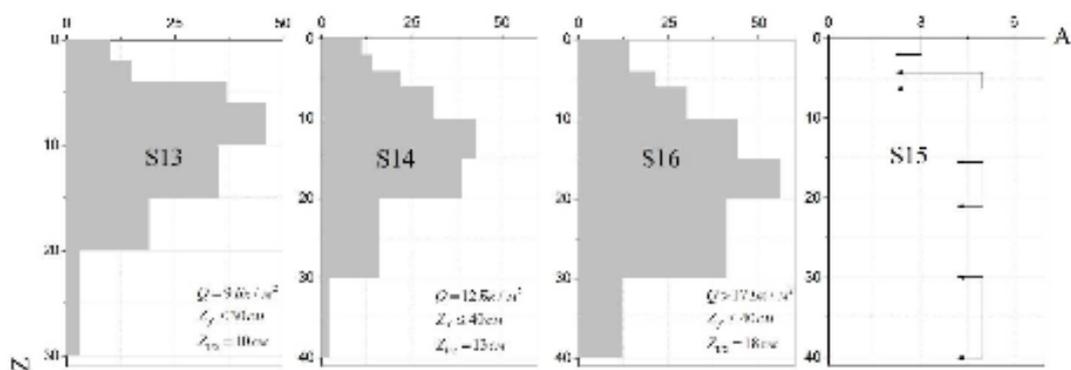


Рис.6 Профиль вертикальных распределений ТРН ^{137}Cs в почвах подножия

Активности радона в пробах воды ручья, отобранных в зоне ее просачивания из почвы – W1 и ниже по течению – W2, в пробе – W3, отобранной в реке составляют $A_{W1}=38$, $A_{W2}=10$ и $A_{W3}\leq 1$ Бк/л. Это соответствует концентрациям радона в выходах подземных вод и в открытых водоёмах (см.например [6]). Что касается пробы W3, воды в реке Танхыз, с истоком на леднике многочисленными порогами и стремительным течением не могут содержать радон в заметных концентрациях.

Плотности потоков радона на площадках гребня (R1, R2) и склона (R4, R5) флуктуируют в пределах $P=71-94$ мБк/м²с, а на площадках подножия (R5, R6) составляет соответственно $P=20$ и 37 мБк/м²с. Это обусловлено тем, что радон из коры Земли эгаперирует в атмосферу и воды по трещинам в горных породах. На верхних площадках

Примечание [SA1]: Единица ППР (мБк/м²с)

Примечание [SA2]:

они прикрыты тонким слоем сухой почвы, а на площадках подножия – значительно более толстым слоем влажной почвы, затрудняющим улетучивание радона.

Запасы короткоживущего ^7Be на исследованных площадках сосредоточены в их растительном покрове и тонком ($Z \leq 5$ мм) поверхностном слое почвы, они коррелируют с запасами ТРН ^{137}Cs , так как механизмы их распределения по поверхности местности одинаковые.

Результаты проведенного исследования сводятся к следующему:

- Содержания ЕРН в почвах зависит от их типа,
- Верхние слои почв обеднены ЕРН – в результате их пощипывания корневыми системами растений,
- Запасы ТРН ^{137}Cs и КРН ^7Be в почвах зависят от количества осадочных вод пощипанных в них, процессов эрозии и седиментации, а также антропогенного воздействия,
- Глубина миграции и характер вертикального распределения ТРН ^{137}Cs в почве зависят от степени ее увлажнения,
- Содержания радона в водах ручья убывает по мере удаления от места выхода воды из почвы,
- Плотность потока радона зависит от толщины почвенного слоя над подстилающими горными породами.

Литература

1. Заповедники Средней Азии и Казахстана. Под общей редакцией В.Е. Соколова и Е.Е. Сыроечковского. (Москва: Издательство «Мысль». Редакция географической литературы, 1990. - Серия «Заповедники СССР»)
2. Методика выполнения измерений удельной активности радионуклидов радия-226, тория-232, калия-40, цезия-137, стронция-90 в пробах продукции промышленных предприятий, предприятий сельского хозяйства и объектов окружающей среды. Инструкция по отбору проб из водных объектов и изготовлению счетных образцов Санкт-Петербург (2005). Свидетельство об аттестации 805/05. ФГУП ВНИИМ им Д.И.Менделеева.
3. Методика выполнения измерений плотности потока Радона-222 с различных поверхностей. ООО РАДЭК, Санкт-Петербург 2007. Свидетельство об аттестации № 225/09. ФГУП ВНИИМ им Д.И.Менделеева.
4. Azimov, A. N., Hushmuradov, S. K., Muminov, I. T., Muminov, T. M., Osmanov, B. S., Safarov, A. N., & Safarov, A. A. (2008). Gamma-spectrometric determination of natural radionuclides and ^{137}Cs concentrations in environmental samples. The improved

scintillation technique. *Radiation Measurements*, 43(1), 66–71.

<http://doi.org/10.1016/j.radmeas.2007.11.006>

5. Ф.И. Павловская. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почве., М. Атомиздат, 1974.
6. Азимов А.Н., Сафаров А.А., Сафаров А.Н., Иноятов А.Х., Мулленов И.Т., Рашидова Д.Ш. (2015). Радиоактивность природных вод Нурабадского района Самаркандской области. *Атомная энергия*, Т.118, вып.3. стр.175-177.