

**И.Я. Попова, Н.Н. Казачёнок, В.А. Костюченко, А.И. Копелов,  
В.С. Мельников, Г.В. Полянчикова, К.Г. Коновалов  
СОВРЕМЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ  
В СИСТЕМЕ РЕКИ ТЕЧА**

**I. Ya. Popova, N. N. Kazachonok, V. A. Kostyuchenko, A.I. Kopelov,  
V. S. Melnikov, G.V. Polyanchikova, K.G. Kononov  
MODERN DISTRIBUTION OF RADIONUCLIDES IN THE TECHA RIVER SYSTEM**

Уральский научно-практический центр радиационной медицины  
454076, Россия, г. Челябинск, ул. Воровского, 68-А  
Тел.: (8-351)232-79-22; факс: (8-351)232-79-13;  
E-mail: kazachenok@urcrm.ru

*Information on current levels of radioactive contamination of Techa river. Pattern of horizontal and vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  in river system.*

В период с 1949 по 1956 гг. в реку Теча через систему прудов отстойников (водоемы В-3 и В-4) сбрасывались жидкие отходы радиохимического производства ПО «Маяк». В 1956 и 1964 гг. верховье реки Теча было перекрыто каскадом водоемов (завершает каскад непроточный водоем В-11), а сток с водосборной территории р. Течи был направлен в обход каскада по специально сооруженным левобережному и правобережному каналам (ЛБК и ПБК) [1]. После этого поступление радионуклидов в речную систему резко сократилось. В настоящее время массивные сбросы в реку Теча прекращены, основными источниками поступления радионуклидов в речную воду являются: два обводных канала (правобережный канал – ПБК, левобережный канал – ЛБК), фильтрат плотины В-11, донные отложения и стоки с загрязненных пойменных почв.

Целью настоящей работы является оценка современных уровней загрязнения  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{91}\text{Sr}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$ ,  $^3\text{H}$  воды, донных отложений и прибрежных почв реки Теча.

Материал и методы.

Определение  $\gamma$ -излучающих радионуклидов в донных грунтах проводили на  $\gamma$ -спектрометрической установке с полупроводниковым детектором. Удельную активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробах определяли экстракционным методом по дочернему  $^{90}\text{Y}$ .  $^{137}\text{Cs}$  выделяли из солянокислых растворов в виде сурьмяноидидной соли после концентрирования его на ферроцианиде никеля. Измерение  $\beta$ -активности выделенных радионуклидов проводилось на малофоновых радиометрических установках УМФ-1500 и УМФ-2000. Определение изотопов Pu проводили  $\alpha$ -спектрометрическим методом, после концентрирования и очистки на анионообменной смоле и электролитического выделения на стальные мишени. В качестве индикаторной метки использовали  $^{236}\text{Pu}$ . Изотопы урана в воде определяли  $\alpha$ -спектрометрическим методом на  $\alpha$ -спектрометре с ионизационной камерой после экстракции ТБФ и электролитического осаждения на стальные мишени. Измерение  $^3\text{H}$  в водных пробах проводилось на  $\alpha$ ,  $\beta$ -радиометрической установке Quantulus-1220 жидкостно-сцинтилляционным методом после очистки и дистилляции.

Загрязнение воды в системе реки Теча.

В 2000-2011 гг, анализировали содержание радионуклидов в воде водоема В-11, и обводных каналов, предположительно являющихся в настоящее время основным источником загрязнения речной воды. Воду из В-11 отбирали в различных точках по всему водоему. Результаты представлены в таблицах 1 и 2.

**Таблица 1** – Содержание радионуклидов в воде В-11, воде обводных каналов и фильтрате плотины и в 2000-2002 гг., Бк/л

Место отбора	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{238,239,240}\text{Pu}$	$^{234,238}\text{U}$
ЛБК (выходной створ)	21±12	0,10±0,07	0,002±0,001	0,05
ПБК (выходной створ)	40±7	0,11±0,03	0,002±0,001	0,09
В-11	2300±180	2,9±4,0	0,0024±0,006	не опр.
Фильтрат плотины В-11	64±20	0,11±0,03	0,007±0,004	0,1

Как видно из таблицы 1, из В-11 в обводные каналы и фильтрат плотины в 2000-2002 гг. поступало от 1% до 3%  $^{90}\text{Sr}$ , от 3% до 4%  $^{137}\text{Cs}$ , содержащихся в просачивающейся воде. Содержание  $^{238,239,240}\text{Pu}$  в обводных каналах практически не отличалось от содержания в воде В-11, а в фильтрате даже несколько его превышало. Это может свидетельствовать о вымывании плутония из тела плотины. (В 1993-1995 гг. концентрация изотопов плутония в каналах была значительно выше и составляла в воде ЛБК 0,03 Бк/л, в воде ПБК – 0,52 Бк/л [2]). Отношение  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  и  $^{238,239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$  в воде фильтрата плотины несколько выше, чем в воде обводных каналов. Отношение активности  $^{238}\text{U}$  к активности  $^{234}\text{U}$  ( $^{238}\text{U}/^{234}\text{U}$ ) в фильтрате В-11 и воде обводных каналов практически не различалось и составляло в среднем  $(0,7\pm 0,1)$ . Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{234,238}\text{U}$  и  $^{238,239,240}\text{Pu}$  в воде В-11, фильтрате и обводных каналах значительно ниже Уровня вмешательства [3].

В 2009-2011 гг. определяли в воде каналов и фильтрате содержание  $^3\text{H}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , которое в каналах в отдельные годы наблюдения превышало Уровень вмешательства до 50 раз, а в воде В-11 – в среднем в 300 раз. В таблице 2 приведены результаты, из которых видно, что после реконструкции плотины активность  $^{90}\text{Sr}$  в фильтрате не уменьшилась, несмотря на некоторое снижение активности в воде В-11. Активность  $^{90}\text{Sr}$  на выходе ПБК увеличилась. Дрожко Е.Г. и Мокров Ю.Г. указывают, что в 2000-2005 гг. фильтрационные потери воды из В-11 составляли: через ЛБК – 3-6 млн. м<sup>3</sup>/год, через ПБК – 2-3 млн. м<sup>3</sup>/год и через тело плотины – 5-8 млн. м<sup>3</sup>/год [4]. Таким образом, ежегодно из В-11 в Течу фильтруется порядка 0,5-0,8 ТБк  $^{90}\text{Sr}$ , причем около 64% – через тело плотины, и 4,5-7,7 ТБк  $^3\text{H}$ . (Дрожко Е.Г. и Мокров Ю.Г. считают, что в 2000-2005 гг.  $^{90}\text{Sr}$  поступал в Течу только через обводные каналы, и его количество составляло 0,9-2,4 ТБк/год, а  $^3\text{H}$  – 9-14 ТБк/год [4]).

**Таблица 2** – Содержание радионуклидов в воде В-11, обводных каналов и фильтрате плотины и в 2009-2011 гг., Бк/л

Место отбора		$^{90}\text{Sr}$	$^3\text{H}$
ЛБК	Входной створ	1,2	182
	Выходной створ	8,1	391
ПБК	Входной створ	1,2	134
	Выходной створ	81,8	217
В-11 (среднее по 5 точкам)		1480±160	600
Фильтрат плотины В-11		66,6	589

Вода фильтрата плотины и обводных каналов разливается по обширному Асановскому болоту, определить активность смешанного раствора напрямую не представляется возможным. Расчетная активность  $^{90}\text{Sr}$  в смеси ориентировочно составляет 30-80 Бк/л,  $^3\text{H}$  – 300-700 Бк/л. В поверхностной воде Асановского болота активность  $^{90}\text{Sr}$  в 2005-2007 гг. составляла 4,2-81,3 Бк/л, в среднем –  $33\pm 14$  Бк/л. В районе Асанова моста за период наблюдения активность  $^{90}\text{Sr}$  изменялась от 6,2 Бк/л до 28,5 Бк/л, в среднем –  $12,5\pm 3,7$ . Активность  $^3\text{H}$  с 2009 г. по 2011 г. изменялась от 140 Бк/л до 384 Бк/л, в среднем составляла  $270\pm 100$  Бк/л. Таким образом, от плотины В-11 до Асанова моста активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  значительно снижается и это снижение не может быть обусловлено ни разбавлением болотной водой, ни сорбцией болотными почвами. На рисунке 1 показаны значения удельной активности радионуклидов в воде по руслу реки Течи на различном удалении от плотины В-11 в среднем за 2000-2011 гг.. Вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении до деревни Муслимово ( $\approx 54$  км от плотины В-11). В период с 2000 г. по 2011 г. удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде на этом участке колебалась от 3,3 Бк/л до 47,8 Бк/л, и, в среднем, по 115 пробам составила  $14,6\pm 1,8$  Бк/л. Активность  $^{137}\text{Cs}$  колебалась от 0,06 Бк/л до 11,5 Бк/л, в среднем –  $1,1\pm 0,5$  Бк/л, активность  $^3\text{H}$  –  $224\pm 40$  Бк/л, активность  $^{239,240}\text{Pu}$  не превышала 0,096 Бк/л, в среднем –  $0,025\pm 0,032$  Бк/л. Таким образом, в верхнем течении реки только  $^{90}\text{Sr}$  постоянно и значительно превышает Уровень вмешательства [3].

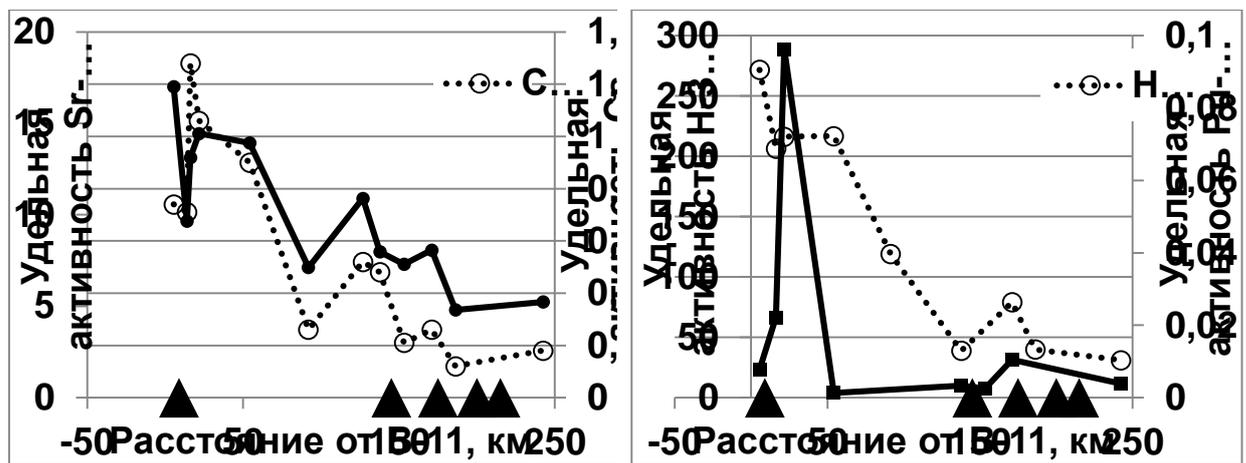
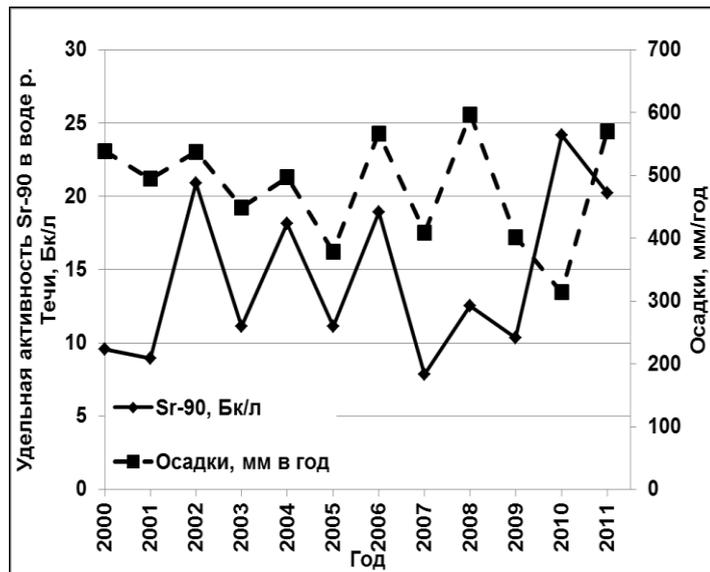


Рисунок 1 – Удельная активность радионуклидов в воде р. Течи

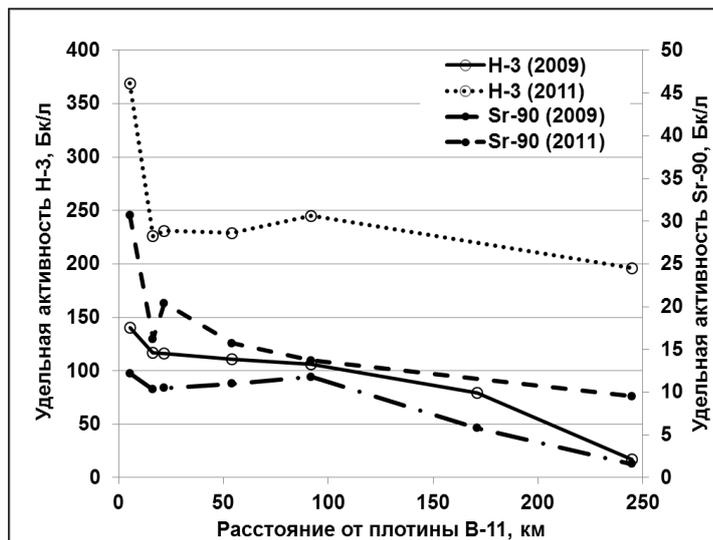
В большинстве измерений загрязнение воды радионуклидами снижалось на участке от Асанова моста до Нового моста ( $\approx 5,5$  км и  $\approx 16$  км от плотины В-11), где в Течу впадает р. Зюзелга ( $\approx 9$  км от плотины В-11), содержание радионуклидов в воде которой близко к фоновому (активность  $^{90}\text{Sr}$   $0,10 \pm 0,02$  Бк/л,  $^3\text{H}$  –  $10,0 \pm 2,0$  Бк/л). Снижение активности радионуклидов наблюдали также после впадения крупных притоков (рисунок 1). Однако наиболее значительно снижается активность всех исследованных радионуклидов на участке от н.п. Муслиумово до н.п. Бродокалмак ( $\approx 91$  км от плотины В-11), где нет крупных притоков. Снижение активности  $^3\text{H}$  безусловно не связано с сорбцией донными грунтами. По-видимому,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  также мало сорбируются, так как дно здесь преимущественно каменистое либо песчаное. Вероятно, разбавление происходит за счет выхода грунтовых вод и мелких ручьев, пересыхающих в засушливый период.

В верхнем течении в наименьшей степени варьировали значения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в пробах, отобранных в течение одного месяца, коэффициент вариации для этих проб составлял в среднем 0,30. Для проб, отобранных в течение года, коэффициент вариации составил в среднем 0,40. Для проб, отобранных в одной точке за весь период исследования, коэффициент вариации составил 0,55. Можно предполагать, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в воде на данном участке в меньшей степени зависит от места отбора и расстояния от плотины В-11, чем от погодных условий и, соответственно, водности реки.

На рисунке 2 А представлена динамика средней удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде и осадках с 2000 по 2011 гг.. Активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде в верхнем течении как правило, увеличивалась в годы с наибольшим количеством осадков. Это объясняется тем, что во влажные годы подъем уровня воды в водоемах ТКВ приводил к увеличению фильтрации радионуклидов в обводные каналы и через плотину В-11, и это увеличение не было скомпенсировано разбавлением менее загрязненной водой с водосборной территории. В 2010 г. и в 2011 г., после реконструкции плотины, по-видимому, преобладал процесс разбавления.



А – Динамика среднегодовой активности  $^{90}\text{Sr}$  в верхнем течении реки и осадков с 2000 по 2011 гг.



Б – Динамика активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  по руслу реки

Рисунок 2 – Динамика активности радионуклидов

На рисунке 2 Б показано, как изменялась активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  в воде реки Теча до впадения в р. Исеть в осенний период 2009 г. и 2011 г. За 2009 г. в районе водосборной территории верхнего течения реки Теча выпало 402 мм осадков, за 2011 г. – 570 мм. В 2009 г. на участке Асанов мост-Новый мост (активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде снизилась на 15,6%,  $^3\text{H}$  – на 16,7%. В 2011 г. снижение составило соответственно 47,2% и 38,7%, однако активность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  на всем протяжении реки все равно была более высокой, чем в 2009 г.

На рис. 2 Б видно также, что удельные активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  в воде взаимосвязаны. В 29 пробах 2009-2011 гг. коэффициент корреляции между ними составил 0,71. В среднем за этот период активность  $^3\text{H}$  превышала активность  $^{90}\text{Sr}$  в  $11,4 \pm 1,1$  раза. Дальнейшее исследование соотношений удельных активностей радионуклидов в воде позволит выявить степень влияния каждого источника загрязнения.

Активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{238,239,240}\text{Pu}$  как видно на рис. 1, заметно повышается на заболоченном участке от Асанова моста до Надырова моста ( $\approx 22$  км от плотины В-11), несмотря, на разбавление

из р. Зюзелги. Далее по руслу реки активность  $^{238,239,240}\text{Pu}$  резко падает, активность  $^{137}\text{Cs}$  изменяется синхронно с активностью  $^{90}\text{Sr}$ .

Годовой сток реки Течи в створе Муслюмово в 2000-2004 гг. по данным Челябинского центра гидрометеорологии колебался в пределах  $\approx 100-300$  млн.  $\text{м}^3$  [5]. Согласно «Комплексному докладу о состоянии окружающей природной среды Челябинской области в 2009 году» Министерства по радиационной и экологической безопасности Челябинской области суммарный годовой сток Течи составляет  $160 \pm 18$  млн.  $\text{м}^3$  [6]. Таким образом, за счет разбавления, активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде при впадении в Исеть должна составлять около 3-15 Бк/л,  $^3\text{H}$  – 28-48 Бк/л. По нашим данным активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде у н.п. Затеченское в этот период колебалась от 2,8 Бк/л до 12,9 Бк/л, в среднем –  $5,2 \pm 2,7$  Бк/л. Как видно на рис. 1 в нижнем течении реки активность  $^3\text{H}$  колеблется в пределах 31-80 Бк/л. То есть, снижение содержания в воде, как  $^{90}\text{Sr}$ , так и  $^3\text{H}$ , одинаково соответствует увеличению стока. Следовательно, оно происходит за счет разбавления, а сорбция и десорбция  $^{90}\text{Sr}$  донными отложениями в целом по руслу относительно сбалансированы.

#### Загрязнение донных отложений и пойменных почв реки Теча

Для определения общих запасов радионуклидов в системе реки Течи необходимо знать характер их распределения как по горизонтали (по руслу и по пойме) так и по вертикали – по профилю почвы. Для того, чтобы оценить опасность загрязнения воды за счет десорбции радионуклидов, необходимо знать, какова активность верхнего слоя донных отложений и почвы, затопляемой в половодье.

На рис. 3 показано, как изменяются значения удельной активности радионуклидов в верхнем (до 10 см) слое донных отложений и почвы. Здесь приведены значения, полученные за все годы исследований (с учетом распада) и усредненные по точкам отбора. Сравнение рис. 1 и рис. 3 подтверждает, что радиоактивное загрязнение воды в большей степени зависит от разбавления, чем от взаимодействия с донными отложениями и смыва с водосборной территории. Тем не менее, исследование закономерностей распределения радионуклидов в донных отложениях и пойменной почве необходимо для планирования реабилитационных мероприятий и оценки возможности использования поймы в хозяйственных целях.

Зависимость среднего уровня загрязнения верхнего слоя донных отложений и почвы от расстояния от плотины В-11 удовлетворительно описывается степенными функциями вида  $y = ax^b$ , параметры которых приведены в таблице 3. Можно отметить, что параметр  $b$ , определяющий скорость снижения средней активности радионуклидов, оказался ниже в почве, чем в донных отложениях. Особенно это проявляется для более подвижного  $^{90}\text{Sr}$ . По-видимому, резкое снижение уровня загрязнения донных отложений на расстоянии более 50 км от плотины объясняется изменением характера грунта. В верхнем течении грунт илистый, а после Муслюмово – песчаный и каменистый.

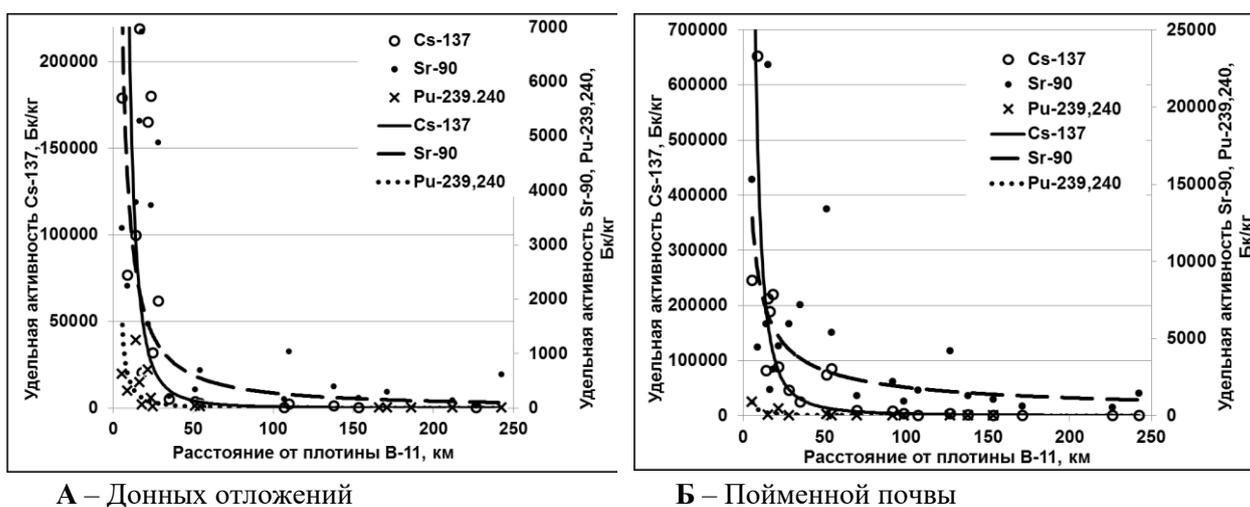
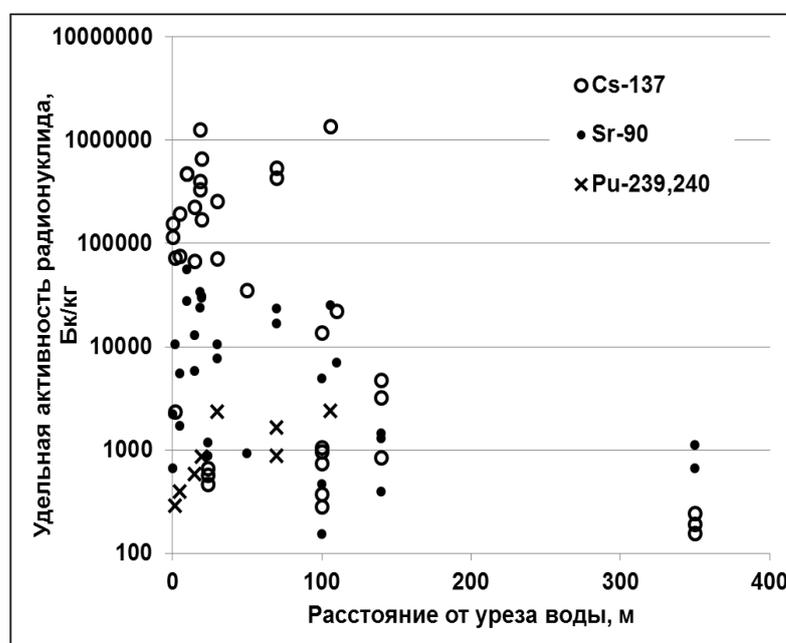


Рисунок 3 – Удельная активность радионуклидов в верхнем слое

**Таблица 3** – Параметры уравнений аппроксимирующих кривых

Проба	Радионуклид	a	b	R <sup>2</sup>
Донные отложения	<sup>137</sup> Cs	$6,4 \times 10^7$	-2,46	0,889
	<sup>90</sup> Sr	$5,1 \times 10^4$	-1,13	0,587
	<sup>239,240</sup> Pu	$3,2 \times 10^4$	-1,78	0,860
Пойменная почва	<sup>137</sup> Cs	$4,0 \times 10^7$	-2,02	0,870
	<sup>90</sup> Sr	$4,0 \times 10^4$	-0,67	0,516
	<sup>239,240</sup> Pu	$1,1 \times 10^4$	-1,52	0,687

Полученные закономерности могут быть применены для оценки уровней загрязнения в целом, однако в конкретных точках активность радионуклидов может значительно отличаться от усредненной. На рис. 4 представлены значения удельной активности радионуклидов в верхнем слое почвы в районе Асановых болот. Активность <sup>137</sup>Cs здесь варьирует от  $1,6 \times 10^2$  Бк/кг до  $1,6 \times 10^6$  Бк/кг, <sup>90</sup>Sr – от  $1,5 \times 10^2$  до  $5,5 \times 10^4$  Бк/кг. Слабые корреляции уровня загрязнения от расстояния от уреза воды была отмечена: для <sup>90</sup>Sr – отрицательная, для <sup>239,240</sup>Pu – положительная. В пробах, отобранных на расстоянии менее 350 м корреляция для <sup>90</sup>Sr не значима.



**Рисунок 4** – Уровни загрязнения пойменной почвы Асановских болот

На рис. 5 представлено распределение радионуклидов по профилю донных отложений в районе Надырова моста (1993 г.), а на рис. 6 – распределение их по профилю болотной и дерновой почв (2005-2008 гг.). На рисунках видно, что <sup>90</sup>Sr в донных отложениях и в постоянно увлажненных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. <sup>137</sup>Cs и <sup>239,240</sup>Pu в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20-40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое. Эти различия необходимо учитывать при оценке плотности загрязнения территории и расчете общего запаса радионуклидов.

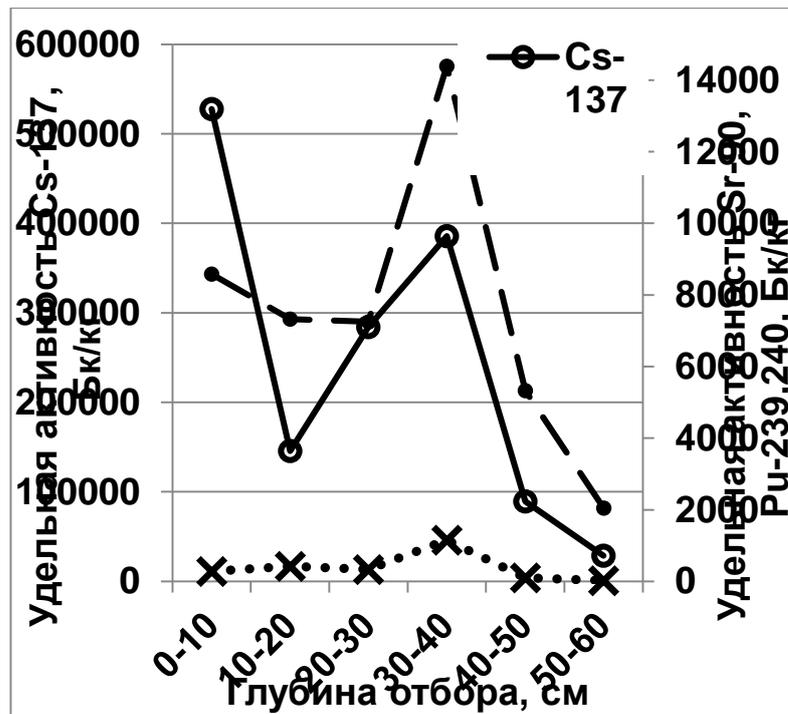
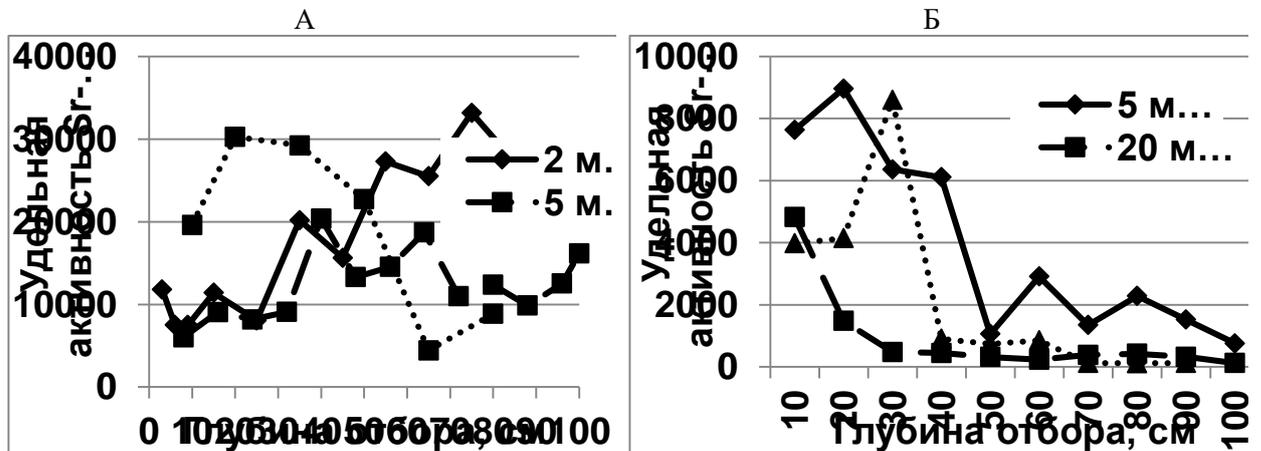


Рисунок 5 – Распределение  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  по профилю донных отложений

При сопоставлении удельных активностей радионуклидов в пробах оказалось, что горизонтальное и вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в почве сходно. Для 352 проб отобранных на разных участках по руслу, на разном расстоянии от реки и на разной глубине коэффициент корреляции между активностями этих радионуклидов составил 0,869. Для донных отложений зависимость ниже – 0,688 для 176 проб (рисунок 7). Это позволяет ориентировочно оценивать уровень загрязнения  $^{239,240}\text{Pu}$  по результатам  $\gamma$ -спектрометрического определения  $^{137}\text{Cs}$ . Уравнение для почв:  $A_{\text{Pu}}=0,044(A_{\text{Cs}}^{0,73})$ , где  $A_{\text{Pu}}$  и  $A_{\text{Cs}}$  – удельные активности  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$  ( $R^2=0,816$ ); для донных отложений –  $A_{\text{Pu}}=0,033(A_{\text{Cs}}^{0,78})$ , ( $R^2=0,847$ ). Коэффициенты корреляции между активностями  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  также статистически значимы, но невысоки (от 0,30 до 0,52). Это объясняется тем, что механизмы миграции  $^{90}\text{Sr}$  иные, поэтому за время, прошедшее после массированных сбросов соотношение между радионуклидами изменилось.

Выводы.

1. Уровень загрязнения воды р. Течи радионуклидами в верхнем течении определяется главным образом фильтрацией из В-11.



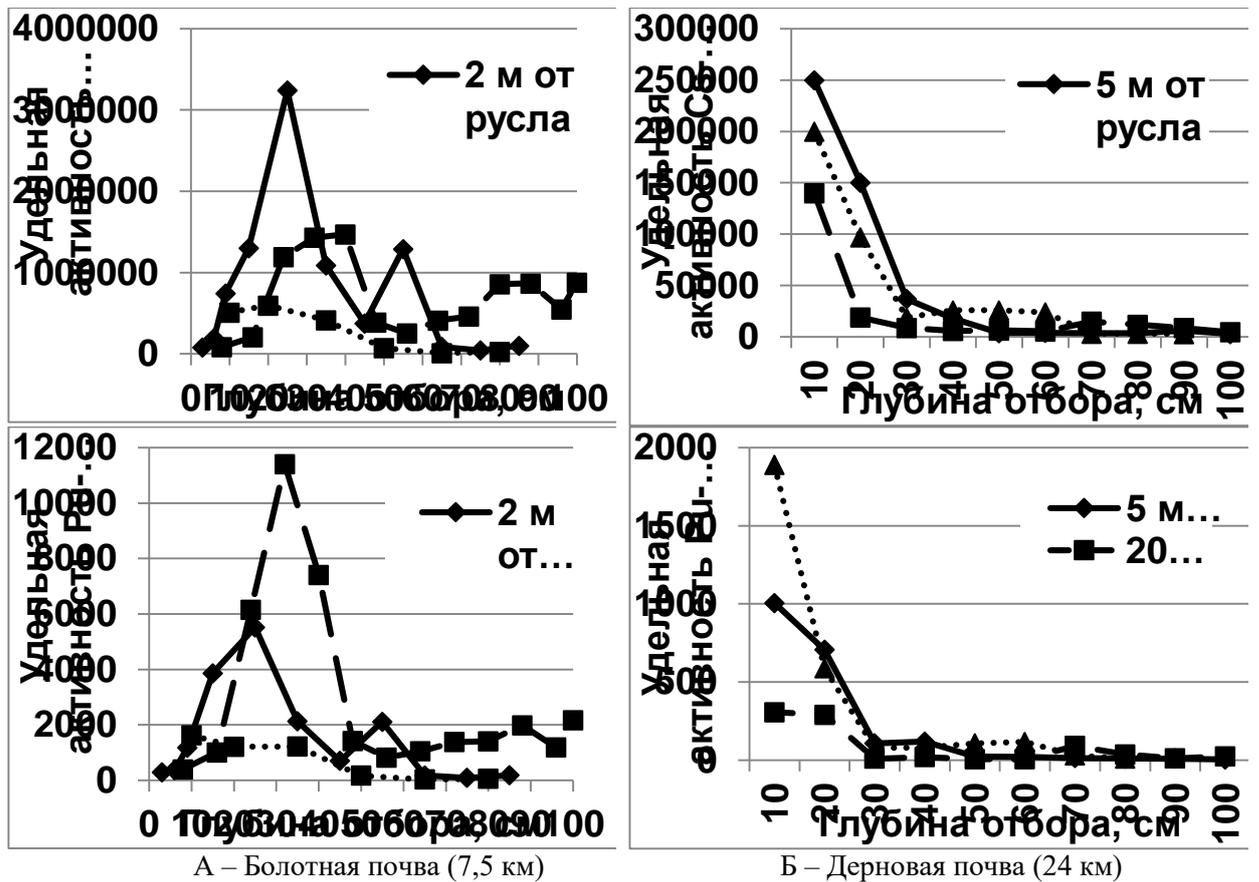


Рисунок 6 – Распределение радионуклидов по профилю почвы

2. Основной дозообразующий радионуклид в воде –  $^{90}\text{Sr}$ , его удельная активность превышает Уровень вмешательства по всему течению реки. Содержание  $^3\text{H}$ , хотя и ниже Уровня вмешательства, в несколько раз превышает природный фон.
3. Снижение активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  по руслу р. Течи соответствует разбавлению, сорбция и десорбция  $^{90}\text{Sr}$  по-видимому сбалансированы.
4. Пойменная почва и донные отложения в верховьях реки содержат большое количество фиксированных радионуклидов, которые при проведении гидротехнических мероприятий могут вызвать сильное загрязнение русла и поймы ниже по течению.
5. Активности  $^{90}\text{Sr}$  и  $^3\text{H}$  в воде,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в почвах и донных отношениях хорошо коррелируют, что необходимо учитывать при мониторинге радиационной обстановки на реке Теча.

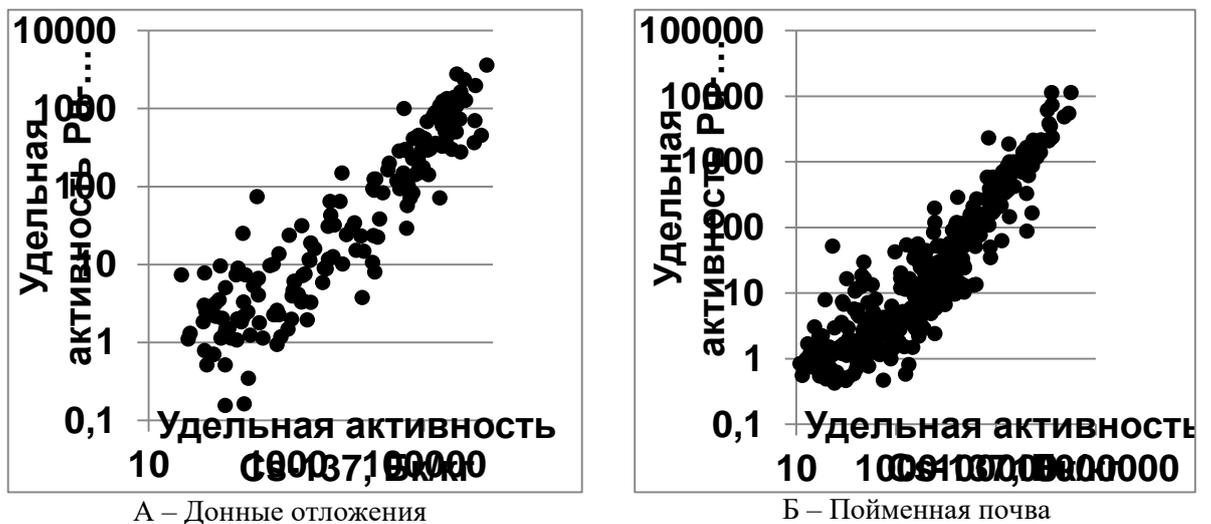


Рисунок 7 – Корреляция удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в пробах

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ю.Г. Мокров, Т.А. Антонова. Оценка параметров источника фильтрационного поступления стронция-90 и Теченского каскада водоемов в правобережный канал/Вопросы радиационной безопасности. 2000. №4. С. 17.
2. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча/ Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева.– М., 2001.– 531 с.
3. СанПиН 2.6.1.2523-09 "Нормы радиационной безопасности"
4. Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Теченский каскад водоемов: проблемы безопасности и регулирования / Охрана природы Южного Урала. 2008.
5. <http://www.chelpogoda.ru/pages/332.php>
6. [http://mineco174.ru/files/media/doklad/2009/1\\_2.htm](http://mineco174.ru/files/media/doklad/2009/1_2.htm)