

УДК 574.4.5:539.16.047

© 2007

## ИТОГИ МНОГОЛЕТНИХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ РЕКИ ТЕЧА

*А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайлова,  
В.Н. Николкин, В.Н. Трапезникова, А.В. Коржавин*

*Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений и животных УрО РАН*

*Л.М. Перемыслова, И.Я. Попова, М.И. Воробьева, В.А. Костюченко  
Россия, г. Челябинск, Уральский научно-практический центр радиационной медицины*

Обобщены результаты многолетнего изучения распределения долгоживущих радионуклидов по основным компонентам речной экосистемы, загрязненной жидкими радиоактивными отходами ПО “Маяк”. Как правило, в последние 15 лет содержание  $^{90}\text{Sr}$  в воде р. Теча (с. Муслюмово) удерживается на уровне 5–12 Бк/л, а  $^{137}\text{Cs}$  – 0,2–1 Бк/л. Годовой вынос  $^{90}\text{Sr}$  с водным стоком в р. Исеть составляет около  $2,0 \cdot 10^{12}$  Бк,  $^{137}\text{Cs}$  – на два порядка меньше. Плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  донных отложений и пойменных почв на всем протяжении реки (за исключением района Асановских болот) колеблется в пределах 100–250 кБк/м<sup>2</sup>, а загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  снижается по мере удаления от источника загрязнения на 3–5 порядков величин. Интегральные запасы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях р. Теча (на участке от Асанова моста до устья реки) оценены как  $0,3 \cdot 10^{12}$  и  $6,0 \cdot 10^{12}$  Бк, в пойменных почвах они, соответственно, составляют  $3,5 \cdot 10^{12}$  Бк и  $23,0 \cdot 10^{12}$  Бк. При этом  $^{137}\text{Cs}$  является основным загрязнителем поймы, концентрируясь преимущественно в ее прирусловой части.

В первые годы реализации ядерной программы СССР (1949–1952 гг.) река Теча, принадлежащая к крупнейшей в Западной Сибири Обь-Иртышской речной системе, была загрязнена жидкими радиоактивными отходами ПО “Маяк”. За этот период было сброшено  $76 \cdot 10^6$  м<sup>3</sup> отходов общей радиоактивностью  $10^{17}$  Бк, среди которых долгоживущие радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$  (вместе с  $^{90}\text{Y}$ ) и  $^{137}\text{Cs}$  составляли, соответственно, 11,6 и 12,2 % [1]. В 1951–1964 гг. в верховье р. Теча был построен каскад искусственных водохранилищ, включивший в себя обводные каналы, ранее существовавшие пруды и дополнительные водохранилища. Эта система ограничила поступление радионуклидов в реку, однако, к тому времени большая часть поймы и дно реки были в значительной степени загрязнены. Основным источником поступления  $^{90}\text{Sr}$  в р. Теча в настоящее время являются миграция радиоактивных веществ с фильтрационным потоком из каскада водохранилищ через обводные каналы. Объем фильтрационных вод составля-

ет около  $10^7$  м<sup>3</sup> ежегодно [2]. Расположенные в верховье р. Теча Асановские болота выступают в роли буфера для  $^{90}\text{Sr}$ , накапливая или отдавая радионуклид в зависимости от водности года.

Современные оценки активности радионуклидов, депонированных в пойме и донных отложениях р. Теча, выполненные различными авторами [3–5] в последние годы составляют:

для  $^{90}\text{Sr}$  – 15–30 ТБк,  
для  $^{137}\text{Cs}$  – 120–200 ТБк.

Основная часть активности депонирована на территории верхнего заболоченного участка р. Теча – в Асановских болотах.

В представленной работе обобщены данные многолетних исследований (1968–2005 гг.), проведенных в Уральском научно-практическом центре радиационной медицины (УНПЦ РМ) (г. Челябинск) и в Институте экологии растений и животных УрО РАН (ИЭРИЖ) (г. Екатеринбург). Они включают:

– оценку уровней загрязнения компонентов р. Теча и ее поймы; выявление временной

динамики содержания долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде, донных отложениях и пойменных почвах;

- особенности перераспределения поллютантов в депонирующих звеньях речной экосистемы;
- определение зависимости между расстоянием от источника загрязнения и содержанием  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах реки и пойменных почвах;
- построение математической модели пространственного распределения радионуклидов и оценку их интегральных запасов в обследованном пойменном ландшафте.

## ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Река Теча протекает по территории Челябинской и Курганской областей, имеет несколько небольших притоков, которые летом обычно пересыхают. Глубина реки большей частью измеряется 0,2–0,5 м, ширина – 15–20 м, ее протяженность составляет примерно 240 км. Площадь водосбора реки – 6700 км<sup>2</sup>. В прибрежной зоне формируются торфянисто-илистые, илистые и песчано-илистые донные отложения. В стрежневой части и на перекатах преобладают глинистые и песчано-гравелистые грунты.

Пойма р. Теча шириной 100–500 м (иногда до 1000 м), местами изрезана, всхолмлена, испещрена мелкими старицами и озерами, изобилует западинами. В прирусовой части по берегам стариц и западин много кустарников, которые часто делают берега реки труднодоступными, хотя склоны к реке пологие. Западный склон, как правило, более выражен, здесь невысокие холмы перемежаются логами и оврагами. Сезонно-затопляемые участки поймы в основном располагаются на расстоянии 50–100 м от русла реки. Главная особенность почвообразования на таких участках – развитие пойменных и аллювиальных процессов. Под пойменными процессами понимают затопление талыми водами, а под аллювиальными – привнос и переотложение взмученного аллювиального материала. Формирующиеся в таких условиях аллювиально-слоистые почвы в морфологическом облике отражают периодичность отложения наносов паводковыми водами. Эти почвы по характеру отложений, их мощности,

механическому составу и степени увлажнения очень разнообразны. Другая особенность пойменного почвообразования состоит в формировании притеррасных геохимических барьеров, на которых происходит аккумуляция биогенных макроэлементов, тяжелых металлов и радионуклидов. В верховьях реки преобладает заболоченный мезорельеф. В среднем течении надпойменная терраса выражена слабо, расчлененность местности небольшая. В нижнем течении реки рельеф надпойменной террасы и примыкающего к ней водораздела носит бугристо-лощинный характер. Почвенный покров в основном представлен аллювиально-слоистыми, дерновыми и луговыми почвами.

Для обследования р. Теча выделяли реперные участки, которые, как правило, приурочивали к населенным пунктам (н.п.). Они располагались на разном расстоянии от источника загрязнения: Асанов мост (33 км), М. Таскино (41 км), Надыров мост (48 км), н.п. Муслюмово (78 км), Бродокалмак (107 км), Русская Теча (135 км), Нижнепетропавловское (148), Лобаново (158 км), Анчугово (169 км), Бугаево (189 км), Бисерово, Шутиха (206), Першинское (214 км), Ключевское (226 км), Затеченское (237 км) (рис. 1). В ходе работ проводили отбор донных отложений, воды, и почв. Воду отбирали по 80–100 л в двух повторностях. Для удаления макропримесей ее фильтровали, затем выпаривали досуха, сухие остатки озоляли при  $t=450^{\circ}\text{C}$ . Донные отложения отбирали на расстоянии 3–4 м от уреза воды с помощью специального пробоотборника (площадь сечения 36 см<sup>2</sup>) до глубины 40 см. В большинстве случаев эта глубина охватывала всю толщу донных отложений береговой зоны. Керны разделяли на слои по 5 см. Образцы высушивали, просеивали через сито диаметром 1 мм. В большинстве случаев каждый слой анализировали отдельно. Обследование прирусовой и центральной поймы было проведено по обоим берегам реки. При этом условились к прирусовой пойме отнести прибрежную зону шириной 10 м, а к центральной – смежную с ней 40-метровую полосу. Таким образом, была охвачена пойма общей шириной 100 м. При оценке уровней радиоактивного загрязнения почвенного покрова поймы отбор проб проводили (методом конверта) в июне-августе. Для этого на участках со слабо

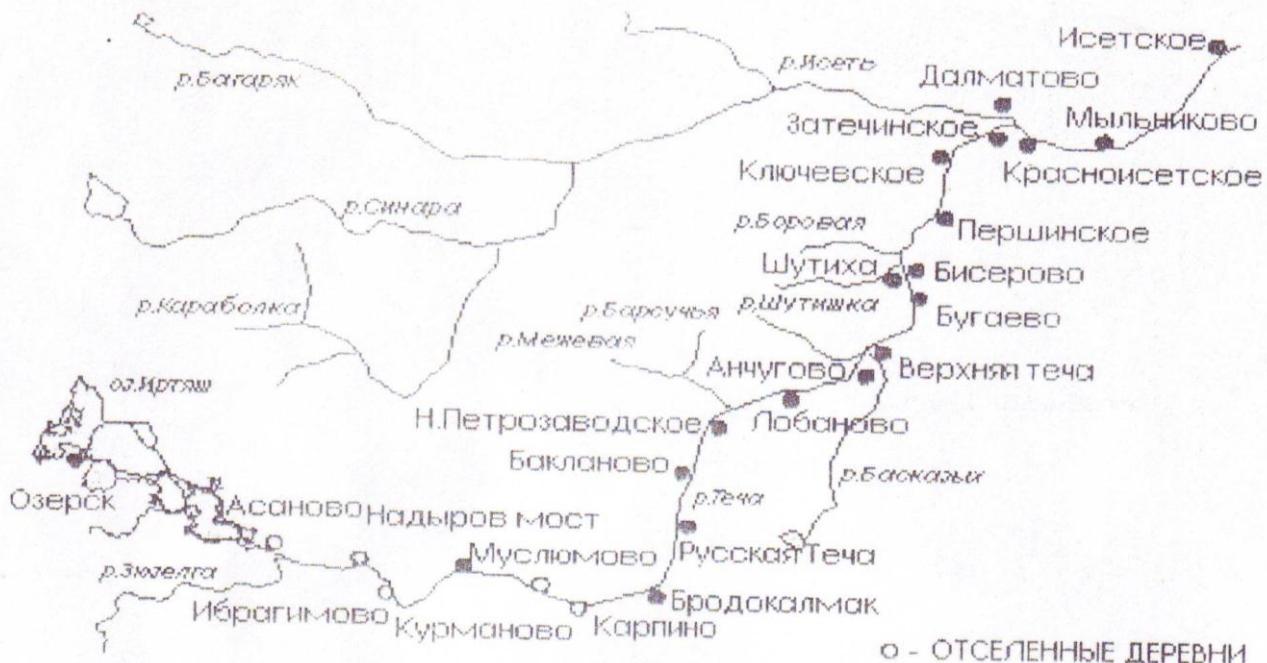


Рис. 1. Схема района исследований

расчлененным рельефом закладывали пробные площадки размером 100–400 м<sup>2</sup>, учитывая, что они представительно характеризуют территорию от 0,5 до 1 км<sup>2</sup>. Контрольные участки располагались за пределами зоны воздействия источника загрязнения, на расстоянии 1,5–2,0 км от береговой линии р. Течи и в пойме р. Исети вверх по течению от места впадения р. Течи. Образцы почв отбирали из почвенных разрезов слоями по 5 см с учетом площади отбора проб и генетических горизонтов. Максимальная глубина опробования (40–50 см) в большинстве случаев соответствовала уровню залегания верховодки и грунтовых вод.

Использование описанных методических приемов при проведении радиоэкологического обследования р. Теча позволили оценить особенности распространения долгоживущих радионуклидов (<sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>239,240</sup>Ru) в пойменных ландшафтах в трех направлениях: вдоль реки, по ширине затопляемой зоны, а также по глубине донных отложений и почв.

Для определения содержания <sup>137</sup>Cs в об-

разцах окружающей среды в начальный период исследований использовали многоканальные анализаторы АИ-256 и АМ-А-02Ф1 с кристаллом NaJ (Tl) размером 150×150 мм с колодцем 40×60 мм и полупроводниковым датчиком типа ДГДК 50-Б. Статистическая ошибка измерений не превышала 15 %; расчет проводили относительным методом, путем сравнения полезной площади фотопика образца и эталона. Нижний предел обнаружения <sup>137</sup>Cs составлял 10 Бк/кг. В более поздних исследованиях, начиная с 1998 г., использовали гамма-анализатор фирмы "Canberra Packard" с германиевым полупроводниковым детектором (программное обеспечение OS 1/2) при ошибке счета не более 5–15 % и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг.

Определение содержания <sup>90</sup>Sr и <sup>239,240</sup>Ru в отобранных образцах проводили радиохимическими методами [6–8]. Для определения <sup>90</sup>Sr обрабатывали прокаленную почвенную навеску 4–6нг соляной кислотой, осаждали оксалаты кальция и стронция и выделяли <sup>90</sup>Y с помощью МИОМФК (моноизооктилметилфосфоновой

кислоты). Радиометрию полученных препаратов проводили на малофоновых установках типа УМФ-1500 и УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0,4 Бк/кг, статистической ошибкой измерений не более 15 %. Суммарная погрешность метода определения  $^{90}\text{Sr}$  не превышала 20 %.

Радиохимическое определение изотопов Ри проводили путем обработки прокаленной почвы смесью концентрированной азотной и соляной кислот или 3-х кратной обработкой 7,5н азотной кислотой. После очистки растворов для выделения из них плутония использовали хроматографические колонки с анионообменными смолами. Из элюата плутоний осаждали электролитически на диски из нержавеющей стали. Измерение содержания изотопов плутония проводили на альфа-спектрометре с полупроводниковыми детекторами (PIPS). Минимальное значение измеряемой удельной активности составляет 0,1 Бк/кг. Ошибка анализа складывается из ошибок альфа-спектрометрического определения активности пробы и метки ( $^{242}\text{Pu}$ ) и не превышает 20 %.

Содержание радионуклидов в воде рассчитывали на единицу объема (Бк/л), а в донных отложениях и пойменных почвах на воздушно-сухой вес (Бк/кг).

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

### *Динамика содержания радионуклидов в воде р. Теча*

Вода р. Теча (данные гидрометеопункта в с. Першинское) имеет  $\text{pH} \approx 7,4$  и содержит в расчете на 1 л в среднем 40,3 мг  $\text{Ca}^{2+}$ , 13,2 мг  $\text{Mg}^{2+}$ , по 4,3 мг  $\text{K}^+$  и  $\text{Na}^+$ . Кроме того, в воде содержатся анионы:  $\text{HCO}_3^-$  – 134,2 мг,  $\text{SO}_4^{2-}$  – 30,1 мг,  $\text{Cl}^-$  – 16,4 мг и молекулярный кислород  $\text{O}_2$  – 8,8 мг.

Данные многолетнего мониторинга р. Теча [9] показывают, что среднегодовая удельная активность долгоживущих радионуклидов в ее воде со временем уменьшалась (табл. 1). За 37 лет с момента начала сбросов радионуклидов содержание  $^{90}\text{Sr}$  в воде в районе с. Муслюмово уменьшилось почти в 100, а  $^{137}\text{Cs}$  – в 13000 раз. В наших исследованиях, в период с 1990 по 2005 гг., пробы воды отбирали из р. Течи на разных расстояниях от ее истока (рис. 2).

Таблица 1

Среднегодовая удельная активность радионуклидов в воде р. Теча, вблизи с. Муслюмово

Год	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/л	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/л
1962	350	150
1964	100	9,0
1973	75	1,5
1978	60	1,3
1983	13	0,9
1988	16	1,5
1995	10,9	0,8
2000	5,3	0,6
2005	13,6	0,6

Видно, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в 1990 и 2000 гг. удерживалось примерно на одном уровне – 4–6 Бк/л. По мере удаления от источника загрязнения прослеживался тренд снижения удельной активности радионуклида в воде реки при  $R^2 = 0,95\text{--}0,99$ . В 2005 г. имело место повышение содержания  $^{90}\text{Sr}$  в воде до 10–12 Бк/л, связанное с низкими расходами в уровнях маловодного года. Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в воде р. Теча в период с 1990 по 2005 гг. закономерно и достоверно снижалась как со временем, так и с удалением от источника загрязнения. Динамика изменения содержания радионуклидов в воде загрязненной реки может быть связана с особенностями их поведения в системе вода – речные грунты и режимом технологических сбросов ПО “Маяк”. Так,  $^{137}\text{Cs}$  практически полностью поглощается и прочно удерживается грунтами, а  $^{90}\text{Sr}$  сохраняет большую подвижность в этой системе. В результате в наблюдаемые годы, величины отношений  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  в воде р. Теча в ее верховье и в устье в среднем составляли соответственно 20 и 80 единиц, т.е. по мере удаления от источника загрязнения происходит относительное обогащение речной воды  $^{90}\text{Sr}$ . По данным [10], водный сток реки в устье равен  $0,35 \text{ km}^3/\text{год}$ . Учитывая это, оценили вынос радионуклидов с водным стоком в р. Исеть. В среднем он составил для  $^{90}\text{Sr}$  около  $2 \cdot 10^{12} \text{ ТБк}$ , а  $^{137}\text{Cs} = 0,01 \cdot 10^{12} \text{ ТБк}$ .

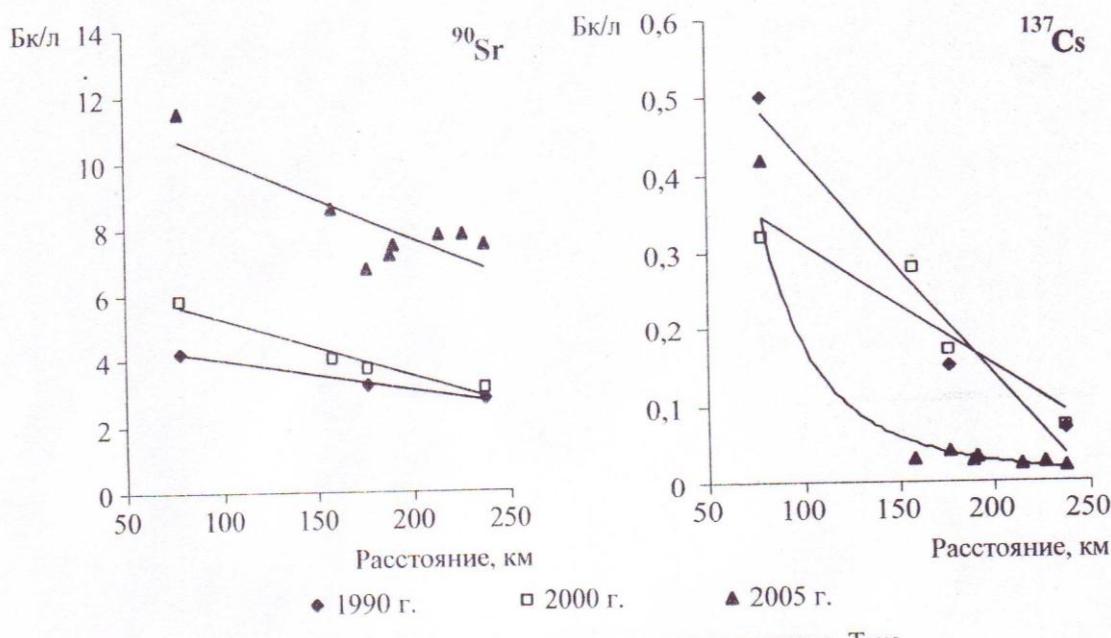


Рис. 2. Содержание радионуклидов в воде р. Теча

### Содержание радионуклидов в донных отложениях р. Теча

Известно, что донные отложения и речные грунты, обладающие большой сорбционной способностью, поглощают и прочно удерживают микроколичества радионуклидов. Как следствие, содержание радионуклидов в донных отложениях на три ( $^{90}\text{Sr}$ ) – шесть ( $^{137}\text{Cs}$ ) порядков выше, чем в воде. Донные отложения одновременно являются основным депо поллютантов и буфером, который слабо реагирует на изменение их концентрации в системе вода – донные отложения. Поэтому в процессах миграции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в р. Теча роль речных грунтов и отложений изучалась преимущественно без учета временной динамики.

Анализ содержания радионуклидов в 0–10 см слое контрастных по гранулометрическому составу речных грунтов показал, что илистые отложения загрязнены в большей степени, чем песчаные. При этом  $^{137}\text{Cs}$  сорбируется обоими типами грунтов в большей степени, чем  $^{90}\text{Sr}$  (табл. 2). Более поздние и детальные исследования показали, что загрязнение донных от-

ложений р. Теча распространяется на большую, чем 10 см, глубину донных отложений. Поэтому были изучены особенности вертикального распределения радионуклидов в различных типах донных отложений до глубины, достигающей 40 см. В качестве примера на рис. 3 показано распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в илистых отложе-

Таблица 2

Удельная активность радионуклидов в донных отложениях (0–10 см) р. Теча, Бк/кг  
(в скобках указана ошибка измерений, %)

Расстояние от истока р. Теча, км	Тип донных отложений	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
49	Ил	2050 (48)	141000 (1)
	Песок	1230 (7)	4000 (16)
	Ил	670 (28)	47000 (12)
78	Песок	39 (26)	150 (1)
	Ил	150 (40)	550 (11)
177	Песок	22 (9)	34 (6)
	Ил	200 (36)	200 (2)
237	Песок		
	Ил		

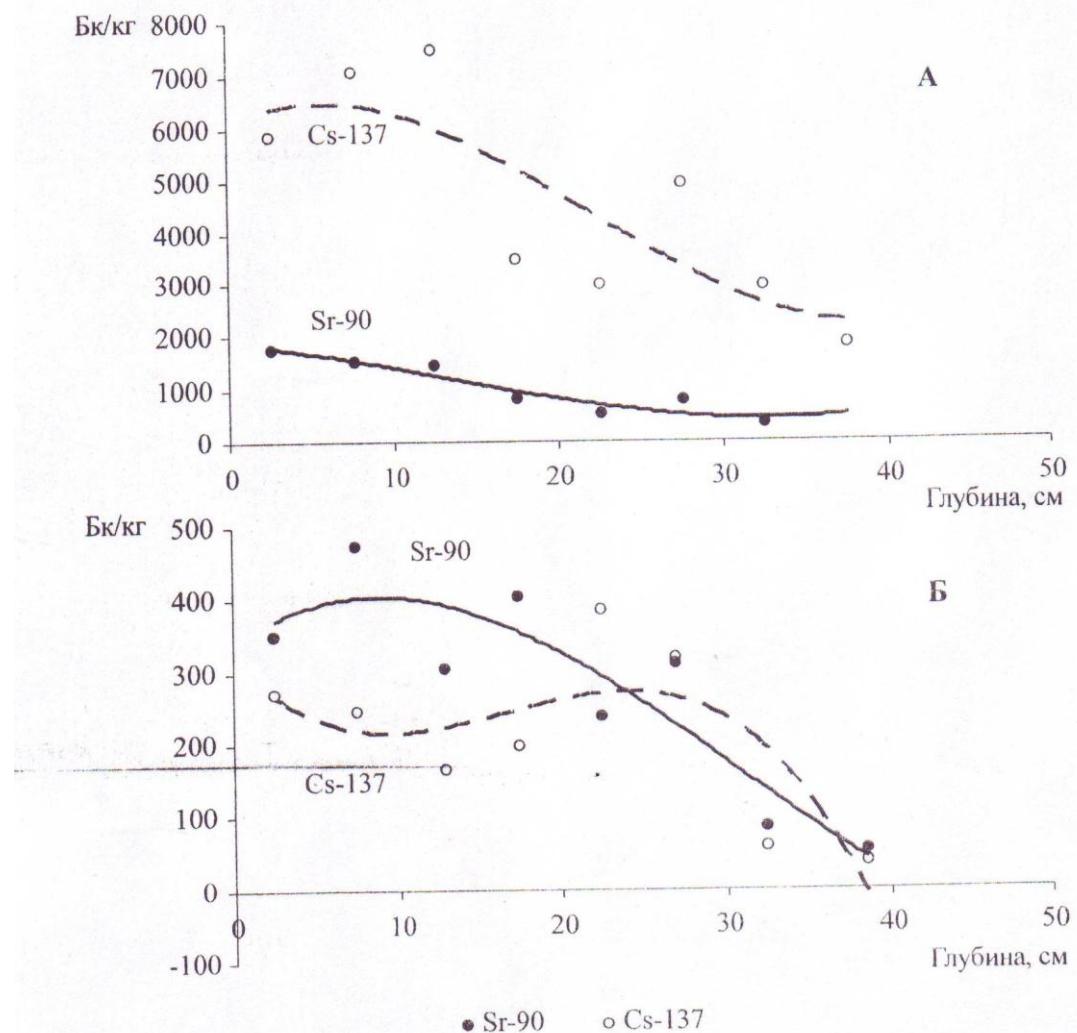


Рис. 3. Вертикальное распределение радионуклидов в илистых донных отложениях среднего (А) и нижнего (Б) течения р.Теча

ниях среднего и нижнего течения реки. Видно, что в среднем течении реки концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях постепенно снижается с глубиной. В крайних точках опробования она различается на порядок, уменьшаясь в градиенте 2000–200 Бк/кг. Для  $^{137}\text{Cs}$  снижение концентрации с глубиной происходит в интервале 7000–2000 Бк/кг при смещении максимальных значений на глубину 7–12 см. В “активной” (до

глубины 20 см) толще грунтов нижнего течения содержание  $^{90}\text{Sr}$  оказывается выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . За пределами этой глубины их концентрации выравниваются и составляют 40–20 Бк/кг. Такие особенности распределения радионуклидов отражают различия в их миграционной способности и условиях седиментации взвешенных аллювиально-делювиальных частиц, формирующих донные отложения на разных участках

реки. Основной загрязнитель  $^{137}\text{Cs}$ , сорбируясь взвешенным материалом, обогащает донные отложения в верхнем и среднем ее течении. Это положение находит подтверждение при оценке запасов радионуклидов ( $\text{Бк}/\text{м}^2$ ) в толще донных отложений, на разном удалении от источника загрязнения (рис. 4). Полученные данные показали, что запасы  $^{137}\text{Cs}$ , в донных отложениях снижаются с расстоянием. Это снижение хорошо описывается степенной функцией вида  $y=10277e^{-0.0259x}$  при  $R^2 = 0,72$ . Изменение содержания  $^{90}\text{Sr}$  в обследуемых образцах с увеличением расстояния от источника загрязнения наилучшим образом выражается линейной функцией типа  $y=-0,4517x+228,98$  при  $R^2=0,09$ . В целом запас  $^{90}\text{Sr}$  вдоль по течению реки удерживается на уровне 100–250  $\text{кБк}/\text{м}^2$ . Проведенные расчеты показали, что интегральное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в грунтах р. Течи составляет около  $6 \cdot 10^{12}$   $\text{Бк}$ , а  $^{90}\text{Sr} - 0,3 \cdot 10^{12}$   $\text{Бк}$ .

Ежегодно во время паводков в р. Течу поступает взвешенный материал, который частично идет на формирование донных отложений, а частично мигрирует с водным потоком до устья и выносится в р. Исеть. Для оценки вклада твердого стока в миграцию радионуклидов про-

ведены исследования двух створов р. Течи: в среднем ее течении и в устье на расстоянии 107 и 237 км от источника загрязнения соответственно. В ходе выполнения работы, в период весеннего половодья и летней межени отбирали пробы воды большого объема (200–300 л), из которых фильтрованием отделяли твердую составляющую. В сухом остатке воды, после ее выпаривания, и в отфильтрованных твердых частицах определяли содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Кроме того, в пределах береговой кромки р. Течи, в среднем ее течении, весной, с учетом площади, отбирали пробы свежесажденных наилков, которые с помощью мокрого рассеивания разделяли на фракции размером: >1; 1–0,5; 0,5–0,25; 0,25–0,05 и <0,05 мм. В выделенных фракциях также определяли содержание радионуклидов. По данным собственных измерений расход воды в 2-х створах р. Течи в период половодья приблизительно одинаков и составляет около 300  $\text{м}^3/\text{с}$ . В межень он снижается до 1–1,3  $\text{м}^3/\text{с}$ . Максимальная величина твердого стока (123,7  $\text{кг}/\text{с}$ ) отмечена для устьевого створа реки в период половодья. В межень она снижалась до 1–20,0  $\text{г}/\text{с}$ . Учитывая параметры стока и концентрации радионуклидов в его компонентах,

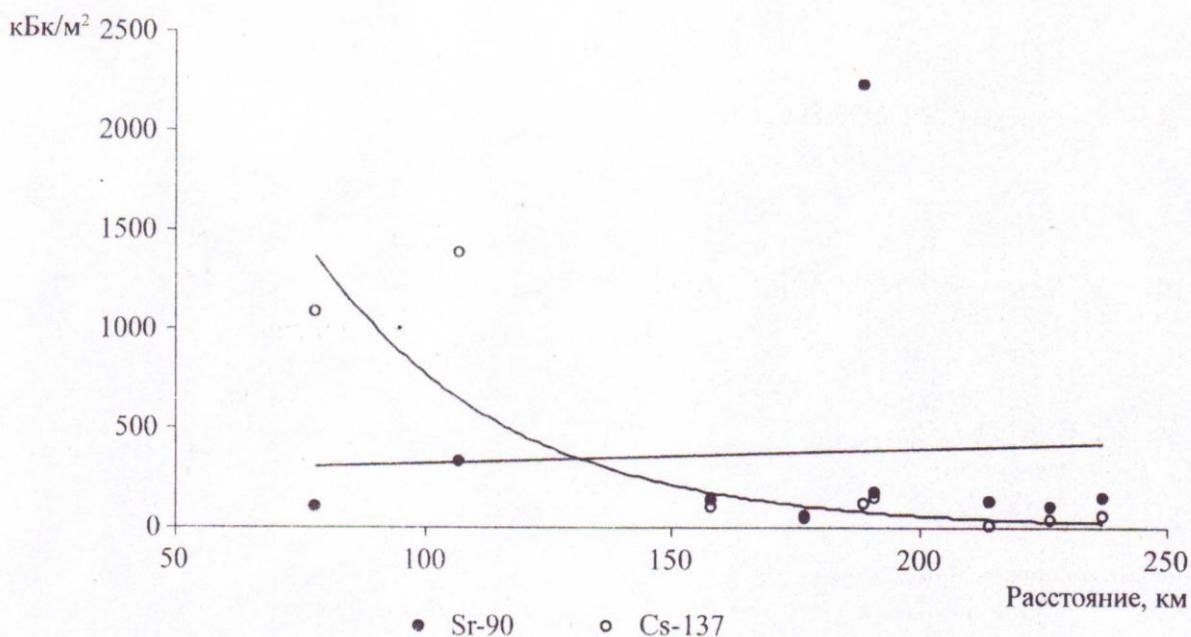


Рис. 4. Содержание радионуклидов в донных отложениях р. Течи

рассчитали поступление поллютантов в единицу времени в р. Исеть (табл. 3). Видно, что вынос  $^{90}\text{Sr}$  с жидким компонентом стока составляет 94–99 % независимо от сезона года. Для  $^{137}\text{Cs}$  он значительно меньше в период половодья и повышается до 75–95 % в межень. Во время разлива реки вода несет большое количество взвешенного тонкодисперсного материала, активно сорбирующего радиоцезий, что способствует преобладанию твердого стока в его транспорте. При этом оба радионуклида распределяются равномерно по всем выделенным гранулометрическим фракциям илистых отложений, формирующихся в береговой зоне р. Теча.

В целом в период половодья в составе жидкого стока р. Течи поступает в р. Исеть  $1,4 \cdot 10^6 \text{ Бк/с}$   $^{90}\text{Sr}$  и  $0,02 \cdot 10^6 \text{ Бк/с}$   $^{137}\text{Cs}$ . Поступление радионуклидов с твердым стоком примерно одинаково и составляет  $0,1 \cdot 10^6 \text{ Бк/с}$ .

#### *Содержание радионуклидов в пойменных почвах*

В ходе радиоэкологических исследований р. Теча, проводимых в УНПЦ РМ с 1968 г., а в ИЭРиЖ с 1991 г. был получен большой объем данных, характеризующих содержания радионуклидов в пойменных почвах. Как отмечалось, образцы пойменных почв были отобраны на разных расстояниях от источника загрязнения и уреза воды. Суммарное содержание радионуклидов в обследованной части почвенного профиля (50 см), нормированное на единицу площади ( $\text{Бк}/\text{м}^2$ ), условились называть

плотностью загрязнения или запасом. Учитывая то обстоятельство, что исследования проводили в течение 37 лет, все результаты определений, используя поправки на распад радиоактивных элементов, привели к 2005 г. Математическая обработка полученного материала показала отсутствие приуроченности радионуклидного загрязнения к какому-либо берегу реки. Не установлено также зависимости между содержанием радионуклидов в почвах и временем отбора проб. Это позволило усреднить все данные для прирусовой и центральной поймы в районе каждого пункта наблюдения. Анализ представленных данных показывает, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в почвах прирусовой поймы снижается с расстоянием от 1000 до 100  $\text{kБк}/\text{м}^2$  (рис. 5). За пределами этого интервала находится лишь единичное значение ( $>10000 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ), характеризующее плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  обследованного участка верховьев р. Теча. Отмеченная зависимость характеризуется степенной функцией с коэффициентом детерминации  $R^2 = 0,31$ . Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в почвах центральной поймы ниже, чем в прирусовой. Достоверного изменения его запасов с расстоянием не обнаружено, что позволило рассчитать среднее значение для почв центральной поймы –  $190,5 \text{ кБк}/\text{м}^2$ . Для менее активного мигранта  $^{137}\text{Cs}$  снижение запасов в пойменных почвах с расстоянием выражено более отчетливо; в крайних пунктах наблюдения различия в запасах достигают пяти порядков (рис. 6). При этом наиболее высокий уровень загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  характерен для прирусовой поймы.

Таблица 3  
Вынос радионуклидов со стоком р. Течи в р. Исеть

Место отбора проб	Сток, $\text{kБк}/\text{с} (\%)$			
	Жидкий		Твердый	
	Половодье	Межень	Половодье	Межень
Стронций-90				
Среднее течение	1213 (98,7)	38,0 (99,8)	15,4 (1,3)	0,08 (0,2)
Устье	1376 (93,7)	25,0 (99,7)	92,8 (6,3)	0,08 (0,3)
Цезий-137				
Среднее течение	40,5 (23,3)	0,17 (75,0)	133,3 (76,7)	0,06 (25,0)
Устье	23,9 (16,5)	0,12 (94,9)	121,1 (83,5)	0,007 (5,1)

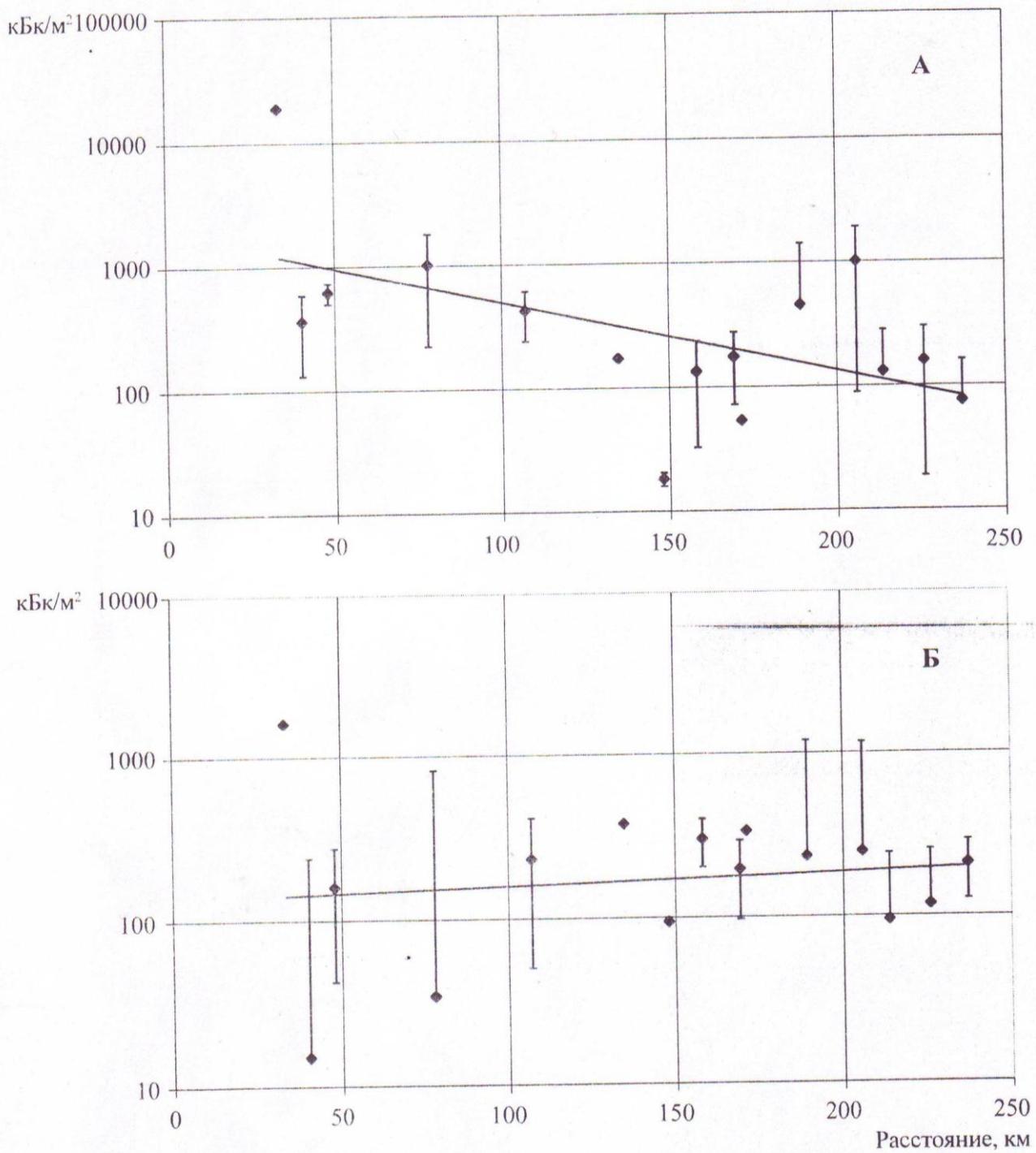


Рис. 5. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в почвах прирусловой (А) и центральной (Б) поймы р. Теча  
(с поправкой на распад к 2005 г.)

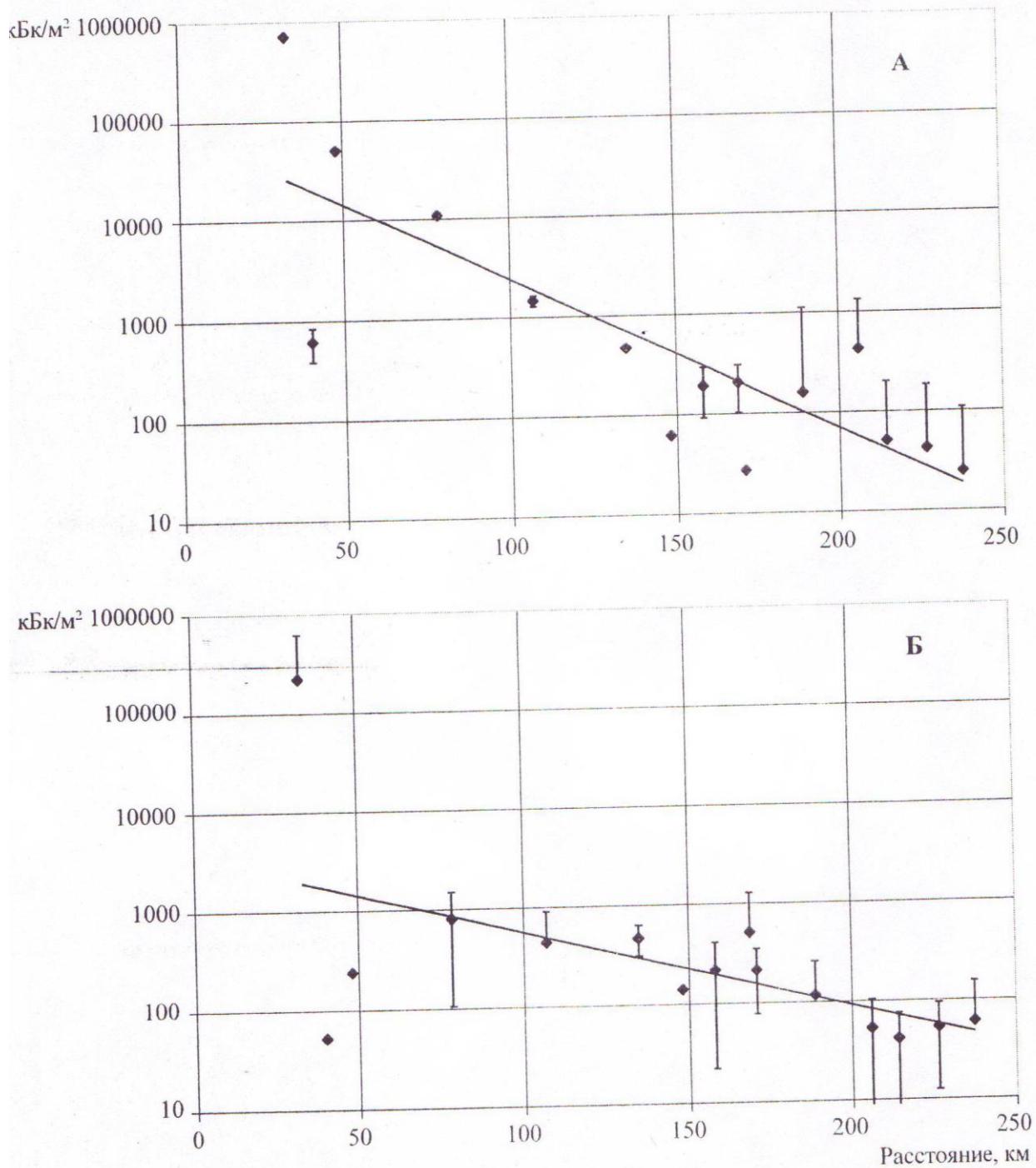


Рис. 6. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почвах прирусловой (А) и центральной (Б) поймы р. Теча  
(с поправкой на распад к 2005 г.)

В 2005 г. в рамках проекта, поддержанного Международным Научно-Техническим Центром, проведено определение содержания изотопов плутония в пойменных почвах на всем протяжении р. Течи. Отметим, что в большинстве случаев содержание  $^{238}\text{Pu}$  в исследуемых образцах находилось на пределе обнаружения, т.е. не превышало 0,1 Бк/кг, поэтому в табл. 4 привели данные по изотопам  $^{239,240}\text{Pu}$ . Для плутония так же, как для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , не выявлено ясно выраженной приуроченности его содержания к какому-либо берегу реки. Отмечена высокая вариабельность запасов плутония, как в почвах прирусловой (118–100000 Бк/м<sup>2</sup>), так и центральной (88–24000 Бк/м<sup>2</sup>) поймы. Максимальная величина плотности загрязнения, на 1–3 порядка превышающая уровень

глобальных выпадений, наблюдается в почвах верхнего течения реки. По мере удаления от источника загрязнения она постепенно снижается и в районе н.п. Першино выходит на уровень, обусловленный глобальными радиоактивными выпадениями из атмосферы.

Многолетний (с 1996 по 2005 гг.) мониторинг содержания  $^{239,240}\text{Pu}$  в пойменных почвах был проведен на участке среднего и нижнего течения р. Течи (рис. 7). В этом случае так же выявлена высокая вариабельность запасов плутония в 0–50 см слое почв и тенденция к их снижению по мере удаления от источника загрязнения. При этом запасы плутония в прирусловой пойме среднего течения реки (70–100 км от источника загрязнения) значительно выше, чем в центральной пойме. Далее по направлению вектора

Таблица 4

Запас  $^{239,240}\text{Pu}$  в 20-сантиметровом слое пойменных почв, Бк/м<sup>2</sup>

Пункт наблюдения	Расстояние от источника загрязнения, км	Берег реки	Элемент поймы	
			Прирусловая	Центральная
Старое Асаново	33	Правый	52000	24000
М. Таскино	40	Левый	507*	—
Надыров мост	48	Правый	100000	11000
		Левый	13000	1900
Муслюмово	78	Правый	9680	1900
		Левый	20000	12000
Курманово	82	Правый	4440	2320
Карпино	94	Левый	2400	—
Бродокалмак	107	Правый	670	780
		Левый	3550	1700
Нижнее-петропавловское	148	Левый	1280	800
		Правый	342	1340
Лобаново	158	Левый	539	336
		Правый	3615	1255
Бугаево	189	Левый	344	134
		Правый	221	96
Першино	214	Левый	118	88
		Правый	179	216
Ключевское	226	Левый	200	807
		Правый	—	776
Затеченское	237			

Примечание. \* – почва перепахана.

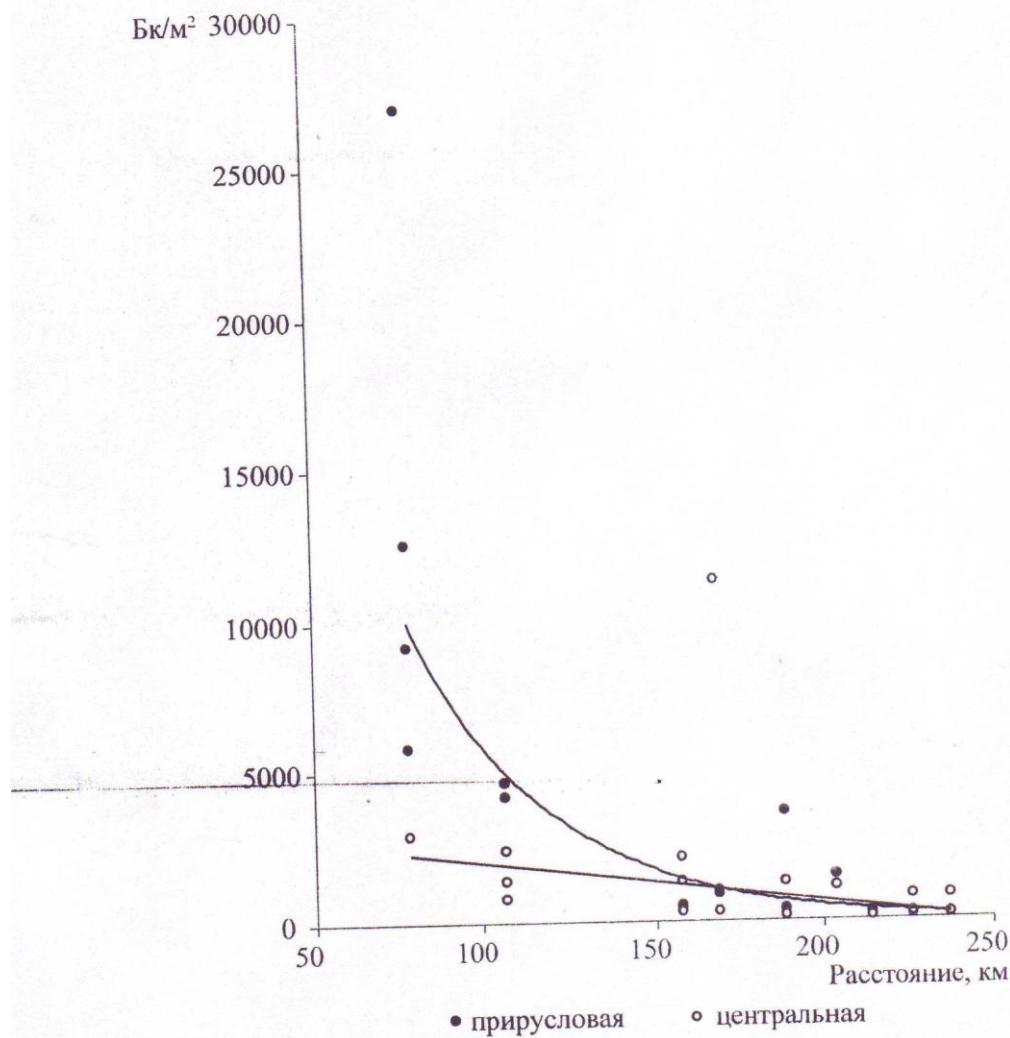


Рис. 7. Содержание плутония в почвах поймы р. Теча

стока различные элементы пойменного ландшафта оказываются загрязненными более или менее в одинаковой степени. Математическая обработка приведенных данных показала, что снижение запасов  $^{239,240}\text{Pu}$  в прирусловье достоверно аппроксимируется степенной, а в почвах центральной поймы – линейной зависимостью ( $R^2 = 0,70$  и  $0,72$ , соответственно).

Оценивая запасы долгоживущих радионуклидов в пойменных почвах р. Теча отметим, что в поясе между 50 и 60° с.ш. их содержание в почвах, обусловленное глобальными выпа-

дениями из атмосферы, составляет для  $^{90}\text{Sr}$  1,5 кБк/м<sup>2</sup>, для  $^{137}\text{Cs}$  – 2,4 кБк/м<sup>2</sup>, а для  $^{239,240}\text{Pu}$  – около 60 Бк/м<sup>2</sup> [11]. Фактическая оценка фонового уровня радиоактивного загрязнения на Урале показала, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  в почвах составляет 1,5–3,0 кБк/м<sup>2</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  – 6–8 кБк/м<sup>2</sup>,  $^{239,240}\text{Pu}$  – 80–200 Бк/м<sup>2</sup> [12]. Сравнение приведенных значений со средними величинами запасов радионуклидов в пойменных почвах в районе н.п. Затеченское (устье реки) показывает, что последние в 10–50 раз превышают фоновые величины, характерные для Уральского региона.

**Интегральный запас  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$   
в пойменных почвах**

Используя установленные зависимости изменения запасов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почвах от расстояния от источника загрязнения и условно принятую ширину прирусловой и центральной поймы р. Течи 10 и 40 м, соответственно, рассчитали интегральный запас радионуклидов для обследованной территории. Ход расчетов показан на примере вычисления содержания  $^{90}\text{Sr}$  в почвах центральной поймы.

$$y = 1,345E+02 \cdot e^{1,673E-06x}$$

$$R^2 = 1,137E-02$$

$$2 \cdot 40 \cdot 10^3 \int_{33000}^{237000} 134,50 \cdot e^{-0.000001673x} dx = 1,76 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$$

Аналогичным образом были рассчитаны интегральные запасы радионуклидов в почвах различных участков поймы р. Течи (табл. 5). Видно, что  $^{137}\text{Cs}$ , являясь основным загрязнителем пойменных почв, аккумулируется в прирусловой пойме. В то же время для подвижного радионуклида  $^{90}\text{Sr}$  характерно равномерное распределение по ширине поймы.

Интегральные запасы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в обследованных пойменных почвах р. Течи в оценках, проведенных нами ранее [13], с учетом поправки на распад к 2005 г. составляли  $60 \cdot 10^{12}$  и  $158 \cdot 10^{12}$  Бк, соответственно, что существенно отличается от данных приведенных в табл. 5. Имеющиеся расхождения могут быть связаны с рядом обстоятельств. Расчеты, проведенные ранее, основывались на меньшем объеме информации. В настоящем сообщении суммированы

Таблица 5

**Интегральные запасы радионуклидов в  
пойменных почвах**

Пойма р. Течи	$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$	
	$n \cdot 10^{12}$ Бк	Ки	$n \cdot 10^{12}$ Бк	Ки
Прирусловая	1,7	45,7	14,7	398,6
Центральная	1,8	47,6	8,3	223,4
Вся пойма	3,5	93,3	23,0	622,0

результаты 40-летних наблюдений, независимо проведенных двумя научными учреждениями. Кроме того, при верификации интегральных запасов радионуклидов полностью не совпадали границы и площадь обследованных территорий, а также глубина опробования. Определенный вклад в установленные различия внесли и многолетние миграционные процессы радионуклидов в пойменных почвах.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате полувековой деятельности предприятий атомной промышленности, особенно таких широкопрофильных, как ПО "Маяк" в России, радиохимические производства в Хэнфорде (США), в Селлафилде (Англия) и др., на значительных территориях, прилегающих к этим предприятиям, искусственно создан повышенный радиационный фон. Население, проживающее на этих территориях, подвергается длительному техногенному радиационному воздействию. Ярким примером такого воздействия является сброс радиоактивных отходов в р. Теча. Сбросы жидких радиоактивных отходов в р. Тече в 1949–1956 гг. привели к интенсивному, существовавшему до сих пор, загрязнению реки и поймы на всем ее протяжении. Результаты многолетних исследований позволили оценить особенности распространения долгоживущих радионуклидов по основным компонентам речной экосистемы: вода, донные отложения, пойменные почвы. В воде реки, содержание  $^{90}\text{Sr}$ , начиная с 1990 г., удерживалось на уровне 5–12 Бк/л. В период с 1990 по 2005 гг. содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде составляло 0,2–1 Бк/л и закономерно снижалось как со временем, так и с удалением от источника загрязнения. В целом вынос  $^{90}\text{Sr}$  с водным стоком в р. Исеть составил около  $2 \cdot 10^{12}$  Бк в год, а  $^{137}\text{Cs}$  – на два порядка меньше. Речные грунты загрязнены в большей степени  $^{137}\text{Cs}$ , чем  $^{90}\text{Sr}$ . В верховых реки эти различия достигают двух порядков, а в низовьях они сглаживаются. Изменение запасов  $^{90}\text{Sr}$  вдоль по течению реки аппроксимируется линейной функцией и в среднем удерживается на уровне 100–250 кБк/м<sup>2</sup>. Запасы  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях снижаются по мере удаления от источника загрязнения от 1500 до 50 кБк/м<sup>2</sup>. Интегральные запасы радионуклидов в грунтах

р. Теча (от Асанова моста до устья) оцениваются в  $0,3 \cdot 10^{12}$  и  $6,0 \cdot 10^{12}$  Бк для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , соответственно. Интегральные запасы  $^{90}\text{Sr}$  в пойменных почвах обследованной территории р. Теча составляют  $3,5 \cdot 10^{12}$  Бк, а  $^{137}\text{Cs} - 23,0 \cdot 10^{12}$  Бк. При этом  $^{137}\text{Cs}$  является основным загрязнителем поймы, концентрируясь преимущественно в ее прирусовой части. Ассимилируя значительные количества радионуклидов, пойменные почвы выполняют роль биогеохимического барьера.

Накопленный за многолетний период исследований фактологический материал показал, что на обследованной территории бассейна р. Теча сохраняется напряженная радиоэкологическая ситуация. Она определяется, прежде всего, высокими уровнями содержания долгоживущих радионуклидов в депонирующих компонентах реки и пойменных ландшафтов. Верификация интегральных запасов радионуклидов в пойменных почвах выявила определенные расхождения с ранее полученными их оценками. Это может быть связано с недостаточной репрезентативностью имеющегося банка данных по запасам радионуклидов на всем протяжении пойменно-речной системы.

*— Работа выполнена при финансовой поддержке проекта МНТЦ № 2841, гранта РФФИ (№ 07-05-00171).*

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения "Маяк", организованной по решению Президиума АН СССР № 1140-501 // Радиобиология. — 1991. — Т. 31, вып. 1. — С. 436–452.
2. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона. — Екатеринбург: Ин-т промэкологии УрО РАН, 1993. — 65 с.
3. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных водоемов.

- Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. — 390 с.
4. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Ч. I. Роль взвешенных частиц в процессе формирования радиоактивного загрязнения реки Теча в 1949–1951 гг. // Биб-ка журнала "Вопросы рад. безопасности", № 1. — Озерск: РИЦ ВРБ, 2002. — 175 с.
  5. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А.В. Акелеева, М.Ф. Киселева. — М.: Медиоэкстрем, 2000. — 531с.
  6. Цветаева Н.Е., Филин И.В., Иванова Л.А. и др. Использование мононизооктилметилфосфоновой кислоты и миомфата трехвалентного железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах // Атомная энергия. — 1984. — Т. 2, вып. 57. — С. 114–117.
  7. Павлюцкая Ф.И., Горяченко Т.А., Федорова З.М. и др. Методика определения плутония в почвах // Радиохимия. — 1984. — Т. 26. — № 4. — С. 460–467.
  8. Chen Qingjiang, Aarkrog A., Nielsen S.P. et al. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. Articles. — 1993. — V. 172. — No 2. — P. 281–288.
  9. Материалы для Верховного Совета СССР "Краткая техническая характеристика производственного объединения "Маяк". — Челябинск, 1990. — 32 с.
  10. Ресурсы поверхностных вод. Т. 11. — Л.: Гидрометеоиздат, 1973. — 848 с.
  11. UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. — New York: United Nations, 1988. — 428 р.
  12. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. — Екатеринбург, 2006. — 88 с.
  13. Aarkrog A., Trapeznikov A.V., Molchanova I.V. et al. Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // J. Environ. Radioactivity. — 2000. — V. 49. — P. 243–257.