

УДК 539.163:574.63:614.876

МИГРАЦИЯ И НАКОПЛЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ НА ПРИМЕРЕ РЕК САМСОНОВСКАЯ, ЛЕВ И ВАНДРАС, ОТНОСЯЩИХСЯ К ОБЬ-ИРТЫШСКОМУ РЕЧНОМУ БАССЕЙНУ

© 2016 г. А. В. Трапезников*, А. В. Коржавин, В. Н. Трапезникова, В. Н. Николкин

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

* e-mail: vera_zar@mail.ru

Поступила в редакцию 5.10.2015 г.

Представлены эмпирические модели горизонтального распределения и миграции техногенных радионуклидов в воде и пойменных почвах системы рек Самсоновская–Лев–Вандрас, относящихся к Обь-Иртышскому речному бассейну. Выполнены расчеты интегральных запасов техногенных радионуклидов в основных компонентах речных экосистем. Дана расчетная оценка годового стока радионуклидов в р. Большой Салым из р. Вандрас. Показано влияние выноса техногенных радионуклидов по рекам Самсоновская–Лев–Вандрас на радиоактивное загрязнение Обь-Иртышской речной системы в сравнении с р. Теча, относящейся, как и первые, к Обь-Иртышскому речному бассейну. Несмотря на наличие дополнительного радиоактивного загрязнения поймы р. Самсоновская, перенос ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ реками Самсоновская, Лев, Вандрас оказывает значительно меньшее влияние на радиоактивное загрязнение Обь-Иртышской речной системы по сравнению с р. Теча, подверженной крупномасштабному сбросу техногенных радионуклидов.

Техногенные радионуклиды, вода, пойменные почвы, миграция, эмпирические модели, интегральные запасы.

DOI: 10.7868/S0869803116020120

В обобщающих работах, посвященных радиоэкологическим исследованиям пресноводных экосистем, показано, что пресноводную радиоэкологию можно рассматривать в качестве самостоятельной области радиоэкологии [1, 2]. Пресноводные экосистемы имеют ряд специфических особенностей, связанных со снижением фактора разбавления, в результате чего концентрация радионуклидов в пресноводных водоемах возрастает гораздо быстрее, чем в морях и океанах, а слабая минерализация воды способствует более высокому накоплению радионуклидов пресноводными гидробионтами.

Важнейшей задачей пресноводной радиоэкологии является исследование барьерной роли водных экосистем по отношению к миграции радионуклидов в компонентах водных экосистем служит количественной оценкой барьерной функции этих гидробиогеоценозов [3].

Основные методологические подходы пресноводной радиоэкологии были успешно апробированы при исследовании миграции, накопления и распределения радионуклидов в пресноводных гидробиогеоценозах, подверженных воздействию

предприятий ядерного топливного цикла (р. Теча, в которую в 1949–1951 гг. осуществлялся сброс радиоактивных отходов; озера Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль, расположенные на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа, Белоярское водохранилище – водоем-охладитель Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова), а в последние годы использованы для радиоэкологической оценки крупных водных экосистем, таких как реки Обь и Иртыш, экологическое состояние которых в последнее время требует постоянного внимания [4–7]. Так, в период 2005–2008 гг. в воде Оби и Иртыша были отмечены колебания по содержанию ^{90}Sr и ^{137}Cs . В р. Иртыш перед впадением в р. Обь объемная активность ^{137}Cs в воде возросла в 17 раз, ^{90}Sr – в 5.4 раза. Всегда считалось, что основным источником загрязнения Оби техногенными радионуклидами является речная система Теча–Исеть–Тобол–Иртыш. Но при этом и в Оби перед впадением р. Иртыш концентрация ^{137}Cs за 3 года увеличилась с 0.26 до 6.4 Бк/м³, ^{90}Sr – с 5.0 до 91.2 Бк/м³. В целом, несмотря на происходящие изменения, содержание в воде рек указанных радионуклидов оставалось

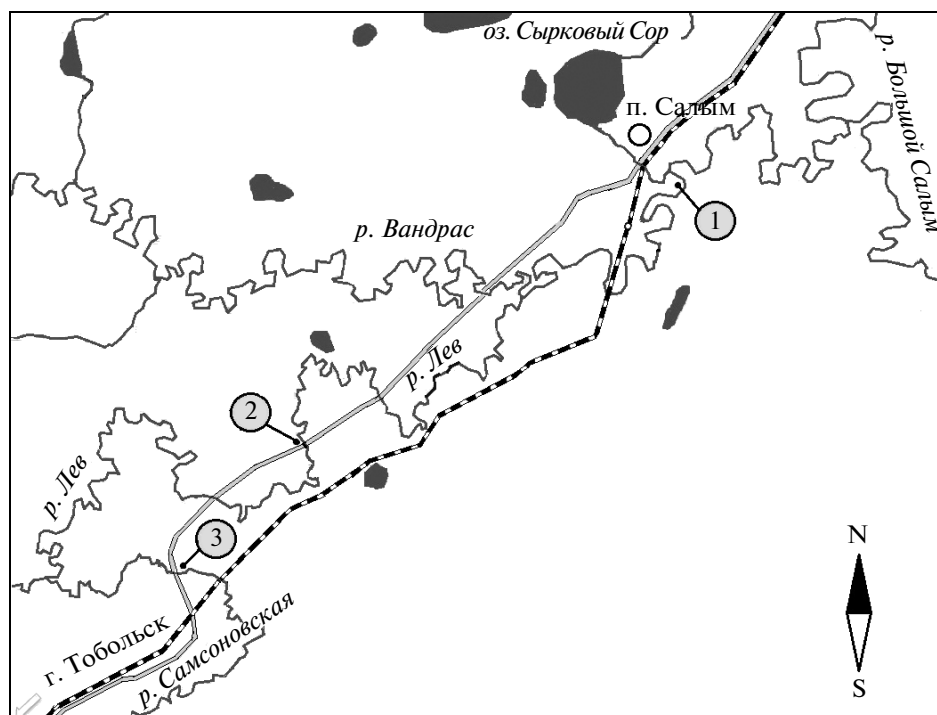


Рис. 1. Точки отбора проб на реках Вандрас (1), Лев (2) и Самсоновская (3).

на два-три порядка величин ниже уровня вмешательства [8].

Одним из возможных путей поступления радионуклидов в крупные водные магистрали, такие как Обь и Иртыш, может быть миграция техногенных радионуклидов по многочисленным притокам с ранее загрязненных территорий. Так, в результате углубленного радиоэкологического обследования системы рек Самсоновская–Лев–Вандрас, относящихся к Обь-Иртышскому речному бассейну, было показано, что пойма р. Самсоновская подвержена дополнительному радиоактивному загрязнению ^{137}Cs невыясненного пока генезиса [9, 10]. Плотность загрязнения пойменных почв данной реки по ^{137}Cs в 4–7 раз выше, чем у ранее обследованных рек данного региона.

Целью настоящей работы является изучение закономерностей миграции и накопления ряда техногенных радионуклидов в компонентах пресноводных экосистем на примере рек Самсоновская, Лев и Вандрас, а также разработка методологии оценки влияния малых рек на радиоактивное загрязнение Обь-Иртышской речной системы. Представленные результаты являются неотъемлемой частью крупномасштабных научно-мониторинговых исследований Обь-Иртышской речной системы, выполняемых в период 2004–2015 гг.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Система рек Самсоновская–Лев–Вандрас относится к Обь-Иртышскому речному бассейну и располагается в южной части Ханты-Мансийского автономного округа – Югры. Точки отбора проб на реках определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS с использованием GPS-приемника марки “eTrex” фирмы GARMIN. Точность определения координат составляет 7–50 метров (рис. 1).

В каждой из исследованных точек отбор проб воды проводился в двух повторностях по 120 л. Пробы воды сразу после отбора подкисляли небольшим количеством азотной кислоты, предотвращая сорбцию радионуклидов на стенках сосудов. Пробы грунтов отбирали из почвенного профиля в форме квадрата со стороной 20 см, послойно по 5 см до глубины 30–35 см. Все участки пойм представлены тремя параллельными пробами почв, отобранными в вершинах равностороннего треугольника со стороной 10 м. В лабораторных условиях пробы просушивали, перемалывали в шаровой мельнице и просеивали через сито с ячейкой 1 мм.

Для определения содержания ^{137}Cs в нативных образцах окружающей среды использовали инструментальные методы. Измерения проводили на низкофономом полупроводниковом гамма-спектрометре рентгеновского и γ -излучения “Dspec-jr” фирмы “Ortec” (США) с коаксиальной

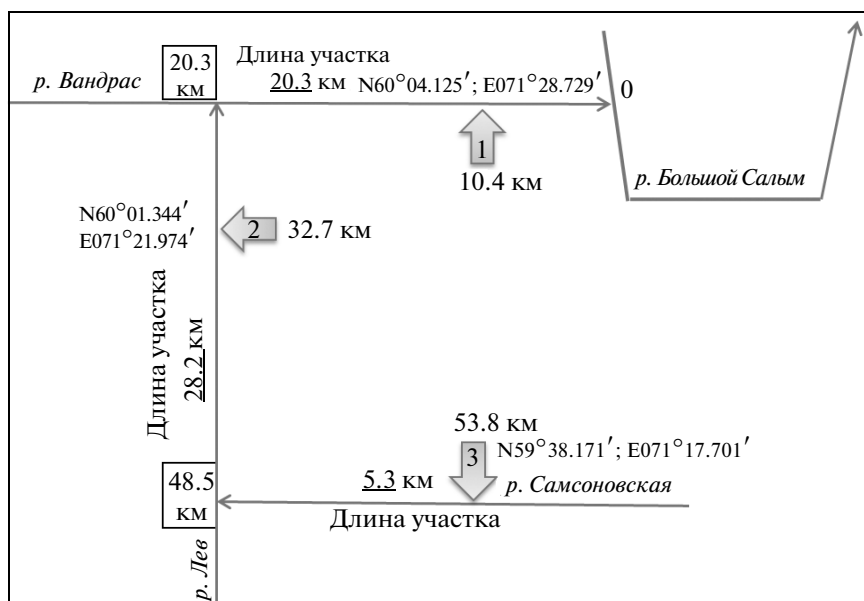


Рис. 2. Графическая модель речной системы Самсоновская–Лев–Вандрас и расположение точек отбора проб.

детекторной системой на базе высокоочищенного германия (HPGe), с эффективностью 40%, по γ -линии радионуклида ^{137}Cs – 661.2 КэВ при ошибке измерения не более 10% и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг.

Определение ^{90}Sr в образцах с низкой активностью проводили радиохимическим методом. Измерение β -активности проводили на малофоновой установке УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0.4 Бк/кг, статистической ошибкой измерения не более 10%.

Для определения содержания изотопов плутония использовали модификацию методики, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) [11]. Она включает в себя: выщелачивание образца смесью кислот, 2-кратную очистку раствора на ионообменной колонке, электролитическое осаждение и альфа-спектрометрию полученных образцов. Определение изотопного состава полученного образца проводили на многоканальном альфа-спектрометре “Ortec” (США) с поверхностно-барьерными детекторами и программным обеспечением “Alpha Vision-32”.

Ошибка счета не превышала 10%, а нижний предел определения составлял 0.01 Бк/кг.

Для проведения расчетов использована формализованная графическая схема (рис. 2). На ней указаны точки отбора проб и расстояния, измеренные с использованием Яндекс-линейки. За нулевую точку отсчета принято место слияния рек Вандрас и Большой Салым.

Удаленность точек отбора проб от места слияния рек Вандрас и Большой Салым (линейные расстояния), а также основные гидрологические характеристики рек представлены в табл. 1.

На р. Вандрас находится гидрологический пост наблюдения, расположенный в 13 км от ее устья. Река Вандрас впадает в р. Большой Салым слева на удалении 324 км от устья. Длина реки 113 км, общая площадь водосбора 1760 км². Среднеголетний расход воды за период 1982–2005 гг. составляет 11.2 м³/с, что соответствует годовому стоку 0.35 км³/год. Две другие реки – Лев и Самсоновская – не изучены, на них отсутствуют посты наблюдения. Известно лишь, что общая площадь водосбора этих рек составляет 949 и 546 км² соответственно.

Таблица 1. Линейные расстояния и основные гидрологические характеристики исследованных рек

Название реки	Расстояние от точки отбора пробы до нулевой отметки, км	Длина участка реки, км	Средняя ширина реки на исследованном участке, м	Средняя глубина реки на исследованном участке, м	Среднегодовой водный сток, км ³ /год
Вандрас	10.4	20.3	30	1.5	0.35
Лев	32.7	28.2	15	0.75	0.09
Самсоновская	53.8	5.3	10	0.5	0.04

Таблица 2. Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде рек Самсоновская, Лев и Вандрас

Место отбора проб	Содержание, Бк/м ³		
	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$
р. Самсоновская	21 ± 3.1	10.4 ± 3.0	$(2.23 \pm 0.17) \times 10^{-2}$
р. Лев	19 ± 2.4	4.1 ± 0.2	$(2.12 \pm 0.09) \times 10^{-2}$
р. Вандрас	13 ± 1.1	≤ 0.8	$(1.75 \pm 0.12) \times 10^{-2}$

Ввиду отсутствия сведений по гидрологическим характеристикам исследованных рек были использованы данные наших замеров, выполненные в точках отбора проб. С учетом полученных параметров средние величины поперечных сечений рек были равны: для р. Вандрас – 45 м², р. Лев – 11.25 м², р. Самсоновская – 5 м². При наблюдаемой средней скорости потока воды ~0.25 м/с и представленных выше сечениях русел, расход воды и среднегодовой водный сток были равны: для р. Вандрас – 11.25 м³/с (0.35 км³/год), р. Лев – 2.81 м³/с (0.09 км³/год), р. Самсоновская – 1.25 м³/с (0.04 км³/год).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Горизонтальная миграция и распределение радионуклидов в воде рек Самсоновская, Лев, Вандрас

Результаты определения содержания радионуклидов в пробах воды представлены в табл. 2. Следует отметить, что объемная активность радионуклидов в воде существенно ниже уровней вмешательства, предусмотренных Нормами радиационной безопасности (НРБ-99/2009) для питьевой воды [12]. Согласно НРБ-99/2009, уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{90}Sr – 4.90 Бк/л, ^{137}Cs – 11.0 Бк/л, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0.55 Бк/л. Таким образом, объемная активность ^{90}Sr в воде на два порядка величин, а ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ на 2–4 порядка величин ниже уровней вмешательства.

Более высокое содержание ^{137}Cs было отмечено в воде р. Самсоновская – 10.4 Бк/м³. Ниже по течению наблюдается существенное снижение содержания данного радионуклида до 4.1 Бк/м³ в воде р. Лев, а в р. Вандрас концентрация ^{137}Cs ниже минимально детектируемой величины.

Изменения объемной активности радионуклидов C (Бк/м³) в воде речной системы Самсоновская–Лев–Вандрас с высоким коэффициентом корреляции описывается следующими линейными регрессионными уравнениями:

$$C_{^{90}\text{Sr}} = 0.185x + 11.687; \quad R^2 = 0.93$$

$$C_{^{137}\text{Cs}} = 0.17x; \quad R^2 = 0.91$$

$$C_{^{239,240}\text{Pu}} = 0.00011x + 0.01674; \quad R^2 = 0.92,$$

где x – расстояние до створа от устья р. Вандрас, км.

В соответствии с полученными данными были построены диаграммы, показывающие закономерности изменения объемной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде на протяжении обследованного участка рек (рис. 3). Представленные на диаграммах графики указывают на наличие некоторой общей тенденции снижения содержания в воде техногенных радионуклидов от точки, расположенной на р. Самсоновская, до точек, находящихся ниже по течению на реках Лев и Вандрас. Приведенные результаты подтверждают, что источником поступления радиоактивных элементов в воду рек является загрязненная пойма р. Самсоновская, откуда происходит миграция радионуклидов с водным потоком вниз по течению.

Миграционная способность радионуклидов в воде неодинакова. Миграция ^{137}Cs от источника поступления ограничивается, в основном, реками Самсоновская и Лев, а в воде р. Вандрас его содержание ниже минимально детектируемой величины. Объемная активность ^{137}Cs в воде на участке от р. Самсоновская до р. Лев снизилась в 2.5 раза, а объемная активность ^{90}Sr на том же участке уменьшилась только в 1.1 раза. Разная динамика поведения указанных радионуклидов в воде обусловлена их различными геохимическими свойствами. Цезий-137 прочно фиксируется пойменными грунтами и донными отложениями и в слабой степени из них вымывается. Миграционная способность ^{90}Sr , напротив, намного выше. Он активнее вымывается из пойменных грунтов и переносится водой на значительные расстояния. Ранее, на примере р. Теча, было показано, что по степени миграционной активности в воде исследуемые радионуклиды могут быть выстроены в следующий ряд: $^{90}\text{Sr} > ^{239,240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$ [2].

С учетом зависимости концентрации радионуклидов от расстояния до источника поступления и на основании гидрологических параметров были выполнены расчеты запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде рек Самсоновская, Лев, Вандрас (табл. 3). Множители перед интегралом равны соответственно принятым величинам средней ши-

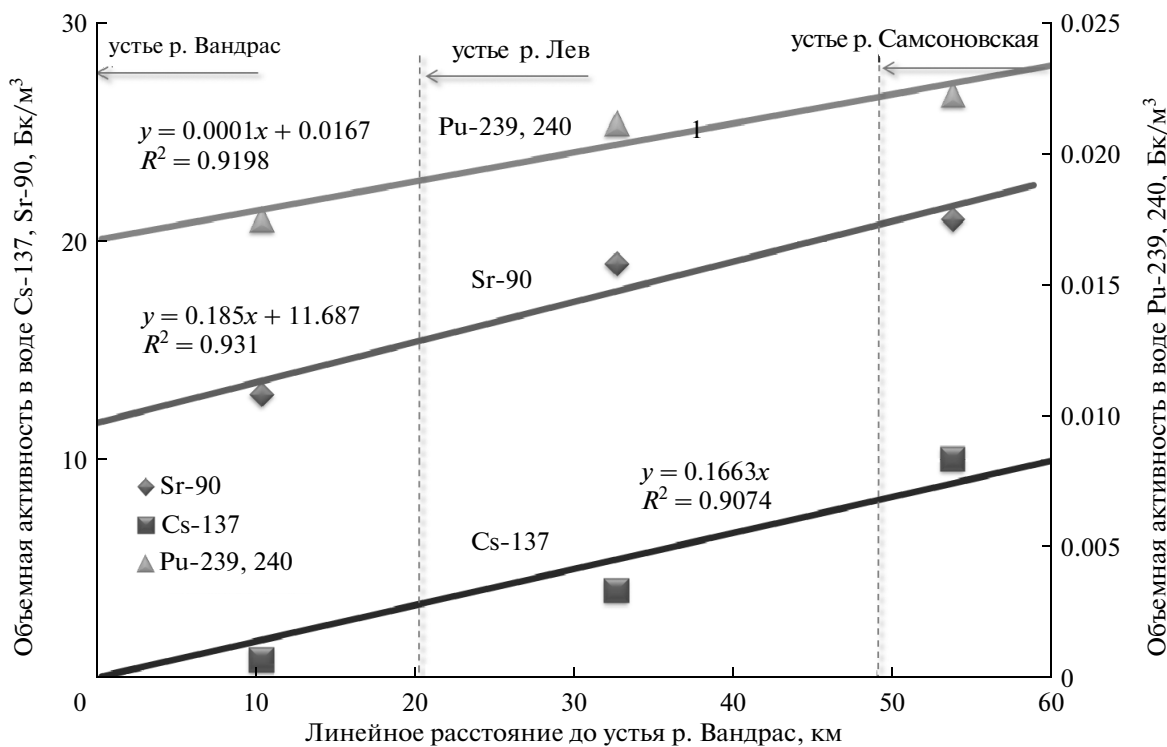


Рис. 3. Изменения объемной активности радионуклидов в воде рек.

рины (10 м) и глубины (0.5 м) реки на рассматриваемом участке, подинтегральная функция описывает изменение объемной активности в воде на данном участке реки, а пределы интегрирования выбраны равными удалению границ рассматриваемого участка реки от устья р. Вандрас, принятого в графической модели за точку отсчета расстояний (рис. 2). В результате суммарные запасы радионуклидов в воде данных рек составили: по ^{90}Sr – 1.9×10^7 Бк, по ^{137}Cs – 3.7×10^6 Бк, и по $^{239,240}\text{Pu}$ – 2.3×10^4 Бк.

В табл. 4 приведены расчетные значения годовых стоков радионуклидов. Суммарное годовое количество радионуклидов, выносимое с водой р. Вандрас в р. Большой Салым, составляет: ^{90}Sr – 7.35×10^9 Бк, ^{137}Cs – 3.5×10^9 Бк, $^{239,240}\text{Pu}$ – 7.8×10^6 Бк.

Горизонтальное распределение радионуклидов в пойменных почвах рек Самсоновская, Лев, Вандрас

На основании первичных данных по плотности загрязнения пойменных почв (табл. 5) были рассмотрены два варианта горизонтального распределения радионуклидов в пойменных участках рек (рис. 4, 5).

В первом варианте с однородной плотностью загрязнения (ступенчатая аппроксимация) при-

нималось, что выбранные участки речных пойм имеют почти равномерное загрязнение (рис. 4), и пробы, отобранные в заданных створах, характеризуют средние величины загрязнений на всем протяжении рассматриваемых участков. Во втором варианте при экспоненциальной аппроксимации спадающего профиля плотности загрязнения (рис. 5) принималось, что изначально более высокий уровень загрязнения имеет пойма р. Самсоновская, продольное распределение радионуклидов в расположенных ниже по течению поймах рек в этом случае аппроксимировалось экспоненциальными регрессионными зависимостями, отражающими постепенный спад плотности загрязнения пойменных почв, обусловленный физическими процессами, связанными с постепенным разбавлением активности водным стоком и снижением депонирования радионуклидов в пойменных почвах.

В работе намеренно приводятся результаты расчетов, выполненных по двум различным расчетным алгоритмам, поскольку ни один из них не может быть принят безоговорочно, а сопоставление рассматриваемых методов друг с другом позволяет дополнительно провести их взаимную проверку, тем самым повышая достоверность полученных данных (табл. 6).

Ниже представлены расчеты интегральных запасов радионуклидов в поймах рек согласно эмпирической ступенчатой модели (табл. 7) и эмпи-

Таблица 3. Интегральные запасы радионуклидов в воде рек

Реки	Радионуклид	Запас, Бк
Самсоновская	^{90}Sr	$10 \times 0.5 \times \int_{48.5}^{53.8} 10^3 \times (0.185x + 11.6868) dx = 5.6 \times 10^5$
	^{137}Cs	$10 \times 0.5 \times \int_{48.5}^{53.8} 10^3 \times 0.17x dx = 2.3 \times 10^5$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$10 \times 0.5 \times \int_{48.5}^{53.8} 10^3 \times (0.00011x + 0.016744) dx = 592.82$
Лев	^{90}Sr	$15 \times 0.75 \times \int_{20.3}^{48.5} 10^3 \times (0.185x + 11.6868) dx = 5.73 \times 10^6$
	^{137}Cs	$15 \times 0.75 \times \int_{20.3}^{48.5} 10^3 \times 0.17x dx = 1.86 \times 10^6$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$15 \times 0.75 \times \int_{20.3}^{48.5} 10^3 \times (0.00011x + 0.016744) dx = 6.51 \times 10^3$
Вандрас	^{90}Sr	$30 \times 1.5 \times \int_0^{20.3} 10^3 \times (0.185x + 11.6868) dx = 1.24 \times 10^7$
	^{137}Cs	$30 \times 1.5 \times \int_0^{20.3} 10^3 \times 0.17x dx = 1.58 \times 10^6$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$30 \times 1.5 \times \int_0^{20.3} 10^3 \times (0.00011x + 0.016744) dx = 1.63 \times 10^4$
Суммарный запас (Самсоновская + Лев + Вандрас)	^{90}Sr	$5.6 \times 10^5 + 5.73 \times 10^6 + 1.24 \times 10^7 = 1.87 \times 10^7$
	^{137}Cs	$2.3 \times 10^5 + 1.86 \times 10^6 + 1.58 \times 10^6 = 3.67 \times 10^6$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$592.82 + 6.51 \times 10^3 + 1.63 \times 10^4 = 2.34 \times 10^4$

рической экспоненциальной модели горизонтального распределения (табл. 8). Приведенные погрешности интегральных запасов получены

Таблица 4. Годовой сток радионуклидов в реках Вандрас, Лев и Самсоновская

Река	Годовой сток радионуклидов, Бк/год		
	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$
Вандрас	7.35×10^9	3.50×10^9	7.81×10^6
Лев	1.67×10^9	3.52×10^8	1.87×10^6
Самсоновская	5.07×10^8	3.12×10^7	6.83×10^5

как стандартные ошибки оценок для трех параллельных проб.

Согласно эмпирической ступенчатой модели в пойменных почвах р. Самсоновская доминирующим является ^{137}Cs . Его интегральные запасы в пойме реки составили 9.8×10^8 Бк, что превышает интегральные запасы ^{90}Sr и на три порядка величин выше, чем запасы $^{239,240}\text{Pu}$. Далее, в пойме р. Лев интегральные запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr в количественном отношении существенно сближаются, а в пойме р. Вандрас, напротив, преобладающим уже является ^{90}Sr . В целом суммарные запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr на протяжении всего обследованного участка речной системы Самсоновская—Лев—Вандрас

близки по своим количественным показателям и составили 3.5×10^9 Бк по ^{137}Cs и 3.7×10^9 Бк по ^{90}Sr . Суммарное содержание $^{239,240}\text{Pu}$, как и в пойменных участках отдельно взятых рек, на три порядка величин ниже, чем интегральные запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr .

В табл. 8 представлены расчеты интегральных запасов радионуклидов по эмпирической экспоненциальной модели горизонтального распределения. Как и в предыдущем варианте, эмпирическая экспоненциальная модель подтверждает основные закономерности распределения радионуклидов. Основные запасы ^{137}Cs сосредоточены в пойме р. Самсоновская, далее его содержание постепенно снижается.

В результате расчетов интегральных запасов радионуклидов в поймах рек по двум эмпирическим моделям горизонтального распределения были получены достаточно близкие значения. Несколько выше оказались результаты при расчетах с использованием эмпирической экспоненциальной модели, согласно которой суммарные запасы радионуклидов в поймах рек на участке с общей протяженностью 53.8 км составили: ^{90}Sr – 4.0×10^9 Бк, ^{137}Cs – 4.0×10^9 Бк, $^{239,240}\text{Pu}$ – 3.7×10^6 Бк.

Таблица 5. Плотность запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пойменных почвах рек Самсоновская, Лев, Вандрас

Река	Плотность загрязнения, Бк/м ²		
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
Самсоновская	3697 ± 648	2397 ± 210	1.7 ± 0.09
Лев	932 ± 158	753 ± 76	1.4 ± 0.14
Вандрас	1145 ± 85	1953 ± 182	1.2 ± 0.05

ОБСУЖДЕНИЕ

Для проведения сравнительного анализа уровня радиоактивного загрязнения и оценки влияния рек Самсоновская, Лев, Вандрас на Обь-Иртышскую речную систему полученные результаты очень наглядно сравнить с аналогичными показателями близкой по гидрологическим характеристикам р. Теча. Данная река является ярким примером крупномасштабного регионального загрязнения радиоактивными веществами пресноводной экосистемы. В р. Теча в период 1949–1951 гг. Производственным объединением “Маяк” на Южном Урале производился сброс радиоактивных отходов в количестве около 100 ПБк (2.75 млн Ки) [13]. Часть радионуклидов транзитом прошла через р. Теча и поступила в р. Исеть, входящую, как и первая река, в Обь-Иртышскую речную систему. Другая значительная часть нук-

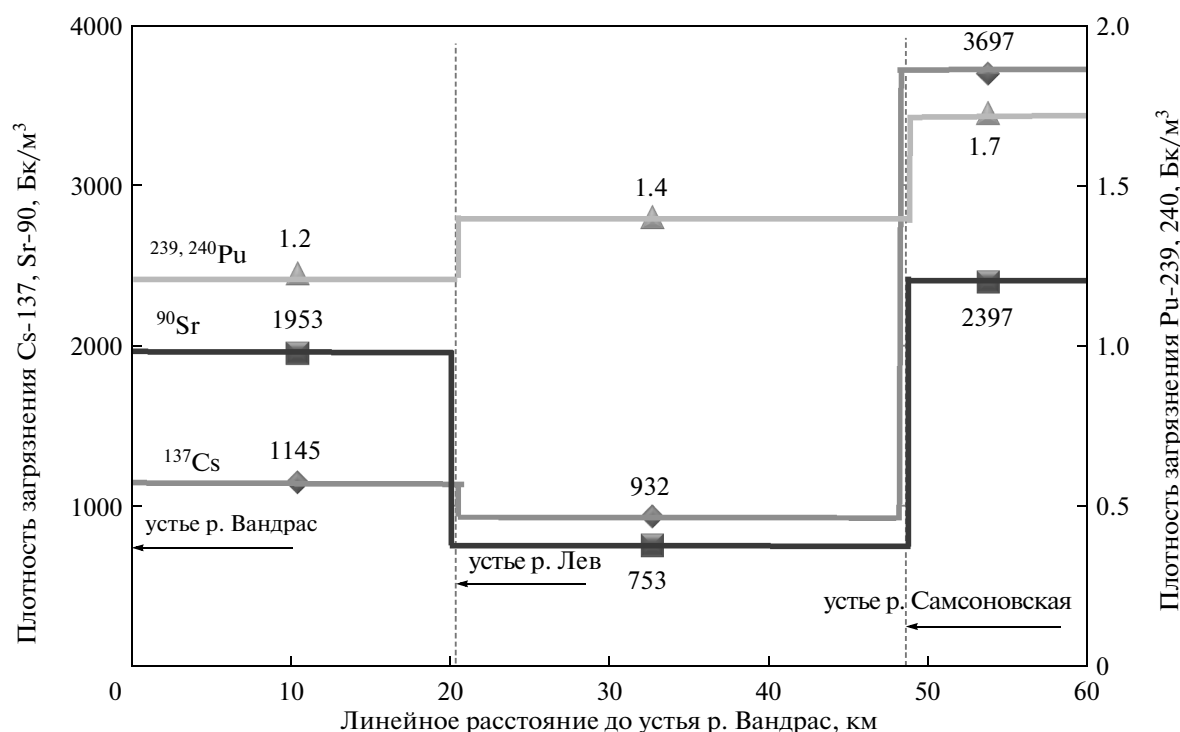


Рис. 4. Изменение плотности загрязнения пойменных почв рек (ступенчатая аппроксимация с однородной плотностью загрязнения пойменных участков).

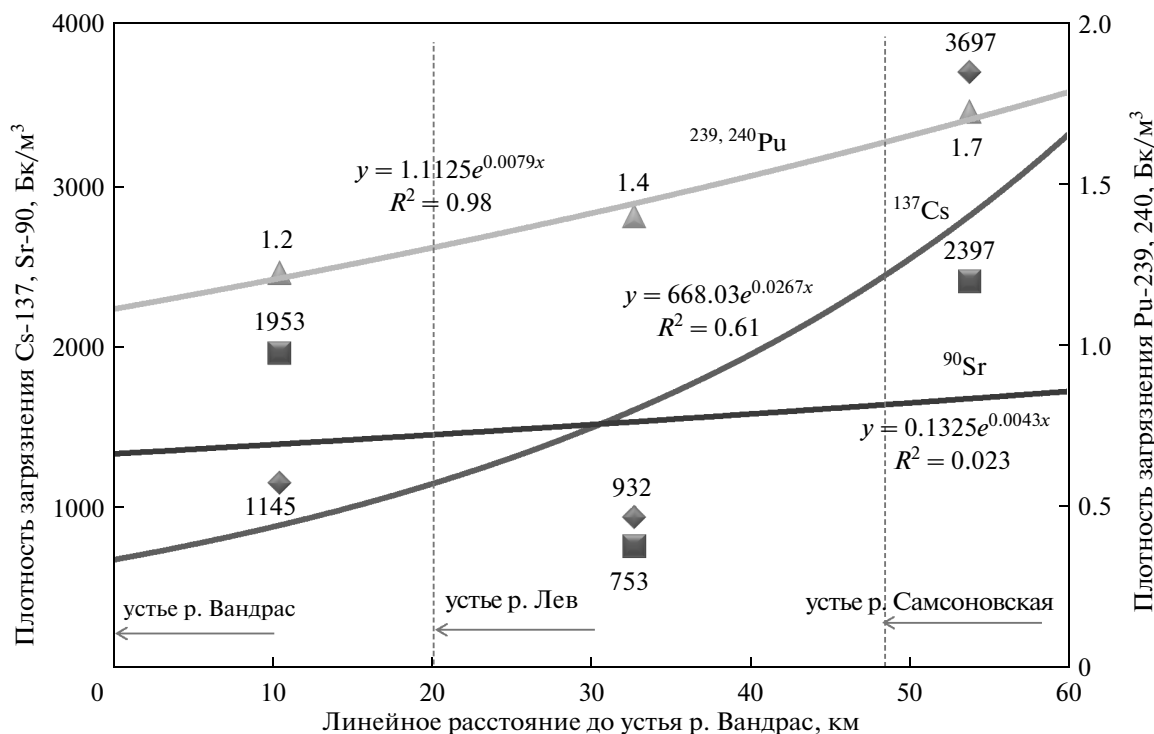


Рис. 5. Изменение плотности загрязнения пойменных почв рек (экспоненциальная аппроксимация).

лидов была депонирована в донных отложениях рек и в пойменных почвах. Расчеты запасов ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде р. Теча были выполнены по результатам исследования начала 1990-х годов. В воде р. Теча на момент исследования содержалось 2×10^{10} Бк ^{90}Sr , 1×10^9 Бк ^{137}Cs и 1×10^6 Бк $^{239,240}\text{Pu}$ [14]. Таким образом, запас радионуклидов в воде р. Теча, подверженной крупномасштабному региональному загрязнению, на два-три порядка величин выше, чем суммарные запасы техногенных радионуклидов в воде всей речной системы Самсоновская–Лев–Вандрас.

Кроме того, р. Теча оказывает существенное влияние на радиоэкологическое состояние расположенных ниже по течению рек Исеть и Тобол, относящихся, как и первая, к Обь-Иртышскому речному бассейну. Суммарное количество ^{90}Sr ,

переносимого Течей, в районе с. Затеченское вблизи устья составляло 1×10^{12} Бк в год. Перенос ^{137}Cs составлял $(0.02 \pm 0.01) \times 10^{12}$ Бк/год и несущественно различался в верховье реки и низовье. Перенос $^{239,240}\text{Pu}$ в районе Затеченского был равен 4.3×10^7 Бк в год [2]. Среднегодовой водный сток р. Теча в районе с. Затеченское составляет $0.35 \text{ км}^3/\text{год}$. Водный сток р. Вандрас (конечной в исследуемой речной системе) равен $0.35 \text{ км}^3/\text{год}$, т.е. водные стоки обеих рек в указанных створах равны. При этом суммарное годовое количество радионуклидов (табл. 4), переносимое с водой р. Вандрас в р. Большой Салым составляет: ^{90}Sr — 7.35×10^9 Бк в год, ^{137}Cs — 3.5×10^9 Бк, $^{239,240}\text{Pu}$ — 7.8×10^6 Бк в год. Таким образом, годовой перенос радионуклидов р. Вандрас по ^{90}Sr более чем на два

Таблица 6. Интегральные запасы радионуклидов в поймах рек, Бк

Река	Ступенчатая аппроксимация			Экспоненциальная аппроксимация		
	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$
Самсоновская	6.3×10^8	9.8×10^8	4.5×10^5	4.4×10^8	6.9×10^8	4.4×10^5
Лев	1.1×10^9	1.3×10^9	2.0×10^6	2.2×10^9	2.4×10^9	2.1×10^6
Вандрас	2.0×10^9	1.2×10^9	1.2×10^6	1.4×10^9	9.0×10^8	1.2×10^6
Суммарный запас (Самсоновская + Лев + Вандрас)	3.7×10^9	3.5×10^9	3.6×10^6	4.0×10^9	4.0×10^9	3.7×10^6

Таблица 7. Интегральные запасы радионуклидов в поймах рек (ступенчатая аппроксимация)

Река	Радионуклид	Запас, Бк
Самсоновская	^{90}Sr	$2397 \times 50 \times 5300 = (6.35 \pm 1.77) \times 10^8$
	^{137}Cs	$3697 \times 50 \times 5300 = (9.8 \pm 1.05) \times 10^8$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$1.7 \times 50 \times 5300 = (4.5 \pm 2.9) \times 10^5$
Лев	^{90}Sr	$753 \times 50 \times 28200 = (1.06 \pm 0.22) \times 10^9$
	^{137}Cs	$932 \times 50 \times 28200 = (1.31 \pm 0.16) \times 10^9$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$1.4 \times 50 \times 28200 = (1.97 \pm 0.24) \times 10^6$
Вандрас	^{90}Sr	$1953 \times 50 \times 20300 = (1.98 \pm 0.18) \times 10^9$
	^{137}Cs	$1145 \times 50 \times 20300 = (1.16 \pm 0.13) \times 10^9$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$1.2 \times 50 \times 20300 = (1.22 \pm 0.06) \times 10^6$
Суммарный запас (Самсоновская + Лев + Вандрас)	^{90}Sr	$6.35 \times 10^8 + 1.06 \times 10^9 + 1.98 \times 10^9 = (3.67 \pm 1.32) \times 10^9$
	^{137}Cs	$9.8 \times 10^8 + 1.31 \times 10^9 + 1.16 \times 10^9 = (3.45 \pm 0.69) \times 10^9$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$4.5 \times 10^5 + 1.97 \times 10^6 + 1.22 \times 10^6 = (3.64 \pm 2.30) \times 10^6$

порядка величин меньше, чем в р. Теча, а по ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ — меньше в 5.7 и 5.5 раза соответственно.

Суммарные запасы радионуклидов в поймах рек Самсоновская, Лев, Вандрас на участке с общей протяженностью 53.8 км составили: ^{90}Sr — 4×10^9 Бк, ^{137}Cs — 4×10^9 Бк, $^{239,240}\text{Pu}$ — 3.7×10^6 Бк. Полученные значения интегральных запасов радионуклидов в пойменных почвах рек Самсоновская, Лев, Вандрас существенно ниже, чем в р. Теча. Запас радионуклидов в пойме р. Теча составлял: 3×10^{11} Бк ^{90}Sr , 6×10^{12} Бк ^{137}Cs , 8×10^9 Бк $^{239,240}\text{Pu}$ [4].

Таким образом, изучение процессов горизонтального распределения и расчеты интегральных запасов радионуклидов в компонентах речной системы Самсоновская—Лев—Вандрас показали, что, несмотря на наличие дополнительного радиоактивного загрязнения поймы р. Самсоновская из неустановленного источника, его предполагаемая активность на порядки величин ниже по сравнению с уровнем загрязнения р. Теча. Расчет годового переноса радиоактивных веществ реками Самсоновская, Лев, Вандрас подтверждает, что они оказывают значительно меньшее влияние на радиоактивное загрязнение Обь-Иртышской речной системы по сравнению с р. Теча, подверженной крупномасштабному радиоактивному загрязнению.

Используя методы математической обработки экспериментальных данных, разработана методология оценки горизонтального распределения и миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и пойменных почвах пресноводных водотоков на примере рек Самсоновская—Лев—Вандрас, относящихся к Обь-Иртышскому бассейну.

ВЫВОДЫ

1. Представлены эмпирические модели горизонтального распределения радионуклидов в воде и поймах рек Самсоновская, Лев, Вандрас. Выполнены расчеты интегральных запасов техногенных радионуклидов в основных компонентах речных экосистем.

2. Диаграммы изменения содержания техногенных радионуклидов в воде построены с использованием линейных регрессионных уравнений. Выполнена оценка запасов радионуклидов в воде рек Самсоновская, Лев и Вандрас. Суммарные запасы в воде составили: по ^{90}Sr — 1.9×10^7 Бк, по ^{137}Cs — 3.7×10^6 Бк и по $^{239,240}\text{Pu}$ — 2.3×10^4 Бк.

3. Расчетная оценка годового стока радионуклидов в р. Б. Салым из р. Вандрас составляет: по ^{90}Sr — 7.35×10^9 Бк, по ^{137}Cs — 3.5×10^9 Бк и по $^{239,240}\text{Pu}$ — 7.8×10^6 Бк.

4. В рамках двух методологических подходов представлено горизонтальное распределение и получена оценка запасов радионуклидов в поймах рек Самсоновская, Лев и Вандрас. Согласно эмпирической модели со ступенчатым профилем плотности загрязнения, запасы составили: по ^{90}Sr — 3.7×10^9 Бк, по ^{137}Cs — 3.5×10^9 Бк и по $^{239,240}\text{Pu}$ — 3.6×10^6 Бк. При экспоненциальной аппроксимации получены близкие к указанным выше значения: по ^{90}Sr — 4.0×10^9 Бк, по ^{137}Cs — 4.0×10^9 Бк, и по $^{239,240}\text{Pu}$ — 3.7×10^6 Бк.

5. Уровни радиоактивного загрязнения воды и пойменных почв речной экосистемы Самсоновская—Лев—Вандрас на порядки величин ниже, чем уровни загрязнения в р. Теча, в которую в период 1949—1951 гг. производился сброс радиоактивных отходов с Производственного объедине-

Таблица 8. Интегральные запасы радионуклидов в поймах рек (экспоненциальная аппроксимация)

Река	Радионуклид	Запас, Бк
Самсоновская	^{90}Sr	$50 \times \int_{48.5}^{53.8} 10^3 \times (1325.4e^{0.0043x}) dx = 4.38 \times 10^8$
	^{137}Cs	$50 \times \int_{48.5}^{53.8} 10^3 m(668.03e^{0.0267x}) dx = 6.94 \times 10^8$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$50 \times \int_{48.5}^{53.8} 10^3 \times (1.1125e^{0.0079x}) dx = 4.42 \times 10^5$
Лев	^{90}Sr	$50 \times \int_{20.3}^{48.5} 10^3 \times (1325.4e^{0.0043x}) dx = 2.17 \times 10^9$
	^{137}Cs	$50 \times \int_{20.3}^{48.5} 10^3 \times (668.03e^{0.0267x}) dx = 2.42 \times 10^9$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$50 \times \int_{20.3}^{48.5} 10^3 \times (1.1125e^{0.0079x}) dx = 2.06 \times 10^6$
Вандрас	^{90}Sr	$50 \times \int_0^{20.3} 10^3 \times (1325.4e^{0.0043x}) dx = 1.41 \times 10^9$
	^{137}Cs	$50 \times \int_0^{20.3} 10^3 \times (668.03e^{0.0267x}) dx = 9 \times 10^8$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$50 \times \int_0^{20.3} 10^3 \times (1.1125e^{0.0079x}) dx = 1.22 \times 10^6$
Суммарный запас (Самсоновская + Лев + Вандрас)	^{90}Sr	$4.38 \times 10^8 + 2.17 \times 10^9 + 1.41 \times 10^9 = 4.02 \times 10^9$
	^{137}Cs	$6.94 \times 10^8 + 2.42 \times 10^9 + 9 \times 10^8 = 4.01 \times 10^9$
	$^{239,240}\text{Pu}$	$4.42 \times 10^5 + 2.06 \times 10^6 + 1.22 \times 10^6 = 3.72 \times 10^6$

ния “Маяк” в количестве около 100 ПБк (2.75 млн Ки).

6. Разработана методология оценки горизонтального распределения и миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и пойменных почвах пресноводных водотоков на примере рек Самсоновская, Лев, Вандрас, относящихся к Обь-Иртышскому бассейну.

Работа выполнена при финансовой поддержке Комплексной программы фундаментальных исследований Президиума УрО РАН, проект № 15-2-4-12 и гранта РФФИ-Ямал № 16-45-890653.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем как научная дисциплина // Вопр. радиац. безопасности. 2006. № 1. С. 35–58.
2. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем / Под ред. Б.В. Тестова, П.В. Волобуева. Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. С. 7–230.
3. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология / Под ред. И.М. Донник. Екатеринбург: Изд-во “АкадемНаука”, 2012. С. 11.
4. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Итоги многолетних радиоэкологических ис-

- следований реки Теча // *Вопр. радиац. безопасности*. 2007. № 3. С. 36–49.
5. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н. и др. Распределение радионуклидов в основных компонентах озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в пределах Свердловской области // *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов*. Вып. 3. Заречный, 2000. С. 54–94.
 6. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В. Динамика радиоэкологического состояния пресноводных экосистем, подверженных многолетнему воздействию атомной электростанции в границах наблюдаемой зоны // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2015. Т. 55. № 3. С. 302–313.
 7. Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Трапезников А.В. и др. Радиоэкология Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Мансийского автономного округа-Югры // *Пробл. биогеохимии и геохимической экологии*. 2012. № 1. С. 177–188.
 8. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Мигунов В.И. Радиоэкологический и гидрохимический мониторинг Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Мансийского автономного округа // *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов*. Вып. 10. Нижневартовск, 2007. С. 67–103.
 9. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Николкин В.Н. и др. Радиоэкологические исследования ряда приречных водоемов в бассейне реки Иртыш на территории Ханты-Мансийского автономного округа // *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов*. Вып. 13. Екатеринбург, 2010. С. 87–105.
 10. Коржавин А.В., Трапезников А.В., Родин В.М. и др. Результаты радиоэкологических исследований ряда водных объектов на территории Ханты-Мансийского автономного округа-Югры // *Пробл. биогеохимии и геохимической экологии*. 2012. № 1. С. 84–93.
 11. Chen Q., Aarkrog A., Nielsen S.P. et al. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // *J. Radioanalyt. Nucl. Chem.* 1993. V. 172. № 2. P. 281–288.
 12. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): – Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы (СанПиН 2.6.1.2523-09): утв. и введены в действие от 01.09.2009 г. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.
 13. 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.
 14. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Чеботина М.Я. и др. Радиоактивное загрязнение реки Течи на Урале // *Экология*. 1993. № 5. С. 72–77.

Modeling of Processes of Migration and Accumulation of Radionuclides in Freshwater Ecosystems by the Example of the Samson, Lev, Vandras Rivers Related to the Ob-Irtysh River Basin

A. V. Trapeznikov, A. V. Korzhavin, V. N. Trapeznikova, V. N. Nikolkin

*Institute of Ecology of Plants and Animals, Ural Branch of Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, 620144 Russia
e-mail: vera_zar@mail.ru*

Mathematical models of horizontal distribution and migration of radionuclides are presented in water and floodplain soils of the Samson–Lev–Vandras river system related to the Ob-Irtysh river basin. Integral inventory of radionuclides in the main components of the river ecosystems is calculated. The estimated annual discharge of radionuclides from the Vandras river to the Great Salym river is given. The effect of the removal of man-made radionuclides in the Samson, Lev, Vandras rivers on radioactive contamination of the Ob-Irtysh river system is shown in comparison with the Techa river, that also belongs to the Ob-Irtysh river basin. Despite the presence of an additional radioactive contamination of the Samson floodplain, the transfer of radioactive substances in the Samson, Lev, Vandras rivers has a much smaller impact on the contamination of the Ob-Irtysh river system, compared to the Techa river, prone to a large-scale radioactive contamination.