

10 РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

В 2007 г., как и в предыдущие годы, в рамках **радиационного мониторинга** в составе НСМОС осуществлялись регулярные наблюдения за радиационной обстановкой на территории Республики Беларусь: определялись уровни радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, поверхностных вод и почв на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС.

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха

На территории Республики Беларусь функционировало 55 дозиметрических постов по измерению мощности дозы гамма-излучения (МД). На всех постах измерения проводились ежедневно, включая выходные и праздничные дни. Контроль за радиоактивными выпадениями из приземного слоя атмосферы (отбор проб производился с помощью горизонтальных планшетов) осуществлялся на 27 дозиметрических постах, расположенных на всей территории республики. На 21 дозиметрическом посту ежедневно отбирались пробы для определения суммарной бета-активности естественных атмосферных выпадений, 6 постов были переведены в дежурный режим с отбором проб один раз в 10 дней.

В семи городах Республики Беларусь (Браслав, Гомель, Минск, Могилев, Мозырь, Мстиславль, Пинск) производился отбор проб радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы с использованием фильтровентиляционных установок. В гг. Могилев, Минск отбор проб проводился в дежурном режиме (1 раз в 10 дней), на остальных пунктах, расположенных в зонах влияния атомных электростанций сопредельных государств, – ежедневно.

В пробах радиоактивных аэрозолей ежедневно измерялась суммарная бета-актив-

ность. Для оперативного выявления аварийных ситуаций на радиационно опасных объектах пробы атмосферного воздуха, отобранные в зонах влияния АЭС, также подвергались анализу на содержание «свежих» выпадений – короткоживущих радионуклидов, в первую очередь – йода-131. Ежемесячно измерялся изотопный состав гамма-излучающих радионуклидов в месячных пробах радиоактивных аэрозолей, а также в месячных пробах выпадений из атмосферы, объединенных в группы по территориальному признаку.

В 2007 г. уровни мощности дозы гамма-излучения, радиоактивность естественных выпадений и аэрозолей в воздухе на территории Республики Беларусь соответствовали установленным многолетним значениям.

Всего в течение года была отобрана и проанализирована 9671 проба радиоактивных аэрозолей и выпадений из атмосферы.

Данные радиационного мониторинга атмосферного воздуха показывают, что радиационная обстановка на территории республики оставалась стабильной. Уровни МД, превышающие доаварийные значения, зарегистрированы в контролируемых городах, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения: Брагин, Наровля, Славгород, Хойники, Чечерск. Максимальные единичные значения МД были зафиксированы: в г. Брагин – 67 мкР/ч в июне, в г. Наровля – 59 мкР/ч в апреле, в г. Славгород – 25 мкР/ч в сентябре, в г. Хойники – 24 мкР/ч в июне, в г. Чечерск – 25 мкР/ч в мае, июле, августе и сентябре 2007 г. На остальной территории МД не превышала уровень естественного гамма-фона (до 20 мкР/ч). В областных городах среднегодовой уровень МД находился в пределах от 10 до 12 мкР/ч, а в гг. Брагин и Наровля отмечалось сезонное изменение.

Анализ результатов измерений суммарной бета-активности выпадений из атмосферы в 2007 г. показал, что средние за год значения составили: для г. Могилев – 1,1 Бк/м²сут, для гг. Наровля, Брагин, Хойники, Мозырь – 0,6 Бк/м²сут, для гг. Чечерск, Василевичи – 0,5 Бк/м²сут. Наибольшие среднемесячные уровни суммарной бета-активности зарегистрированы в г. Могилев в апреле 2007 г. – 1,9 Бк/м²сут и в январе в г. Наровля – 1,0 Бк/м²сут.

В таблице 10.1 представлены среднемесячные значения суммарной бета-активности и содержания цезия-137 в пробах радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы за 2007 г.

По результатам гамма-спектрометрического анализа в 2007 г. в пробах аэрозолей идентифицировались такие радионуклиды, как цезий-137, калий-40, бериллий-7, свинец-210.

Контрольные уровни суммарной бета-активности, превышение которых требует проведения защитных мероприятий, составляют:

– для радиоактивных выпадений из атмосферы – 110 Бк/м²сут;

– для радиоактивных аэрозолей – 3700*10⁻⁵Бк/м³.

Существенных изменений в поведении цезия-137 в атмосферном воздухе по сравнению с предыдущими годами не отмечено. Короткоживущих изотопов, в том числе йода-131, не обнаружено.

На территориях, пострадавших вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, наблюдалось незначительное сезонное увеличение радиоактивности в приземном слое атмосферы.

В рамках выполнения заданий Государственной программы развития Национальной системы мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь в 2006-2007 гг. выполнялись регулярные измерения содержания свинца-210 в

атмосферном воздухе крупных промышленных городов. Содержание этого радионуклида определялось в месячных пробах радиоактивных аэрозолей, отобранных в гг. Минск, Могилев, Гомель, а также в месячных пробах естественных выпадений из приземного слоя атмосферы, объединенных по территориальному признаку в зоны: «Юго-Восток» – населенные пункты Брагин, Чечерск, Мозырь, Василевичи, Наровля, Хойники, Гомель; «Восток» – населенные пункты Славгород, Костюковичи, Могилев, Мстиславль, Горки; «Центр» – город Минск.

В таблице 10.2 представлены результаты измерений содержания свинца-210 в пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений из приземного слоя атмосферы, отобранных в 2007 г. в пунктах наблюдений радиационного мониторинга атмосферного воздуха.

Анализ данных по содержанию свинца-210 в пробах радиоактивных аэрозолей показывает, что наблюдались незначительные сезонные колебания содержания этого радионуклида, концентрации свинца-210 повышались в отопительный сезон.

Активность естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы соответствовала средним многолетним значениям.

В результате анализа данных радиационного мониторинга атмосферного воздуха установлено:

– в 2007 г. радиационная обстановка в республике оставалась стабильной. В пробах

Таблица 10.1 – Среднемесячные концентрации суммарной бета-активности ($\Sigma\beta$) и цезия-137 (^{137}Cs) в радиоактивных аэрозолях приземного слоя атмосферы, 2007 г.

Месяц	Город													
	Мозырь		Браслав		Гомель		Минск		Могилев		Мстиславль		Пинск	
	$1 \cdot 10^{-5} \text{ Бк/м}^3$													
	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs
01	8,5	1,07	4,2	0,06	5,7	0,61	3,0	2,19	9,0	0,37	8,4	0,96	17,6	0,39
02	14,1	2,23	11,8	0,19	8,4	1,36	12,0	0,47	17,3	1,43	15,6	1,84	29,0	1,89
03	17,3	9,87	9,7	0,33	11,9	1,71	9,7	0,96	19,0	2,80	13,5	1,83	27,1	2,29
04	16,4	2,01	7,4	0,23	12,8	0,92	11,0	1,19	27,3	1,62	14,2	0,87	25,4	1,38
05	20,7	4,13	10,0	0,36	13,9	3,04	15,0	1,18	27,3	2,19	13,0	1,76	31,9	3,25
06	17,5	1,35	8,7	0,29	14,6	1,31	27,0	1,27	22,3	0,63	11,0	0,39	21,0	1,82
07	13,2	0,85	6,1	0,15	8,9	1,01	18,3	1,21	17,7	0,36	7,9	0,20	42,1	0,54
08	19,6	0,77	12,5	0,23	13,5	0,91	19,3	1,23	28,3	0,67	15,3	0,34	39,2	1,03
09	23,0	1,22	9,0	0,21	13,6	1,11	12,7	0,84	29,1	0,88	22,8	0,83	45,5	1,46
10	25,3	1,55	12,8	0,29	15,9	0,19	23,0	0,99	37,7	0,53	24,2	0,89	20,1	1,33
11	18,7	1,62	8,8	0,23	8,5	0,44	8,7	1,93	11,3	0,79	11,5	0,93	33,2	1,07
12	19,5	2,15	10,7	0,32	10,9	1,61	5,5	0,67	16,3	2,03	17,7	1,22	17,6	0,89
Ср	17,8	2,40	9,3	0,24	11,6	1,19	13,8	1,18	21,9	1,19	14,6	1,01	29,1	1,45

Таблица 10.2 – Среднемесячные значения содержания свинца-210 в пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений из приземного слоя атмосферы, 2007 г.

Месяц	Содержание свинца-210					
	в пробах радиоактивных аэрозолей, мкБк/м ³			в пробах естественных выпадений из приземного слоя атмосферы, Бк/м ²		
	г. Минск	г. Могилев	г. Гомель	зона		
			«Юго-Восток»	«Восток»	«Центр»	
01	325	278	188	0,04	0,8	1,11
02	425	410	466	0,04	0,09	0,10
03	629	210	235	0,04	0,22	0,21
04	175	256	56	0,02	0,13	0,60
05	280	471	279	0,57	0,33	0,39
06	438	512	224	0,53	0,44	0,39
07	578	459	182	0,89	0,73	0,69
08	702	661	207	0,26	0,34	0,31
09	482	920	216	0,59	0,27	0,12
10	919	1278	112	2,37	2,78	1,77
11	136	364	103	0,38	0,19	0,11
12	624	618	662	0,51	0,17	0,20
Ср.	476	536	244	0,52	0,54	0,50

радиоактивных аэрозолей и выпадений из атмосферы не обнаружено «свежих» радиоактивных выпадений короткоживущих радионуклидов, в первую очередь – йода-131, уровни суммарной бета-активности и содержание цезия-137 в атмосферном воздухе соответствовали установившимся многолетним значениям;

– как и в предыдущие годы, повышенные уровни МД зарегистрированы в пунктах наблюдений радиационного мониторинга, расположенных в зоне влияния Чернобыльской АЭС: г. Брагин, Наровля, Славгород, Хойники, Чечерск. На остальных пунктах наблюдений уровни МД сравнимы с доаварийными;

– активности естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы соответствовали средним многолетним значениям.

Радиационный мониторинг поверхностных вод

Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных вод проводится в Республике Беларусь с 1987 года, что позволяет оценить перенос радиоактивного загрязнения через трансграничные створы рек, протекающих как по территории Беларуси, так и по территории России и Украины. На реках Припять, Ипуть, Беседь отбираются пробы воды с одновременным измерением расходов на трансграничных створах рек.

Пробы воды анализируются на содержание цезия-137 и стронция-90. Относительная погрешность при измерении низких уровней активности цезия-137 в поверхностных водах может составлять 25-30%.

Источниками радиоактивного загрязнения речных вод после аварии на ЧАЭС были как непосредственные выпадения аэрозолей на водную поверхность, так и поступление радионуклидов с загрязненной поверхности водосборов со стоком воды и частицами почвы во время дождей или таяния снега, локальное поступление радионуклидов с загрязненными водами притоков.

Данные результатов радиационного мониторинга на р. Припять (створ гр. Республика Беларусь – Украина) показали, что трансграничный перенос цезия-137 заметно уменьшился со временем (рис. 10.1). Суммарный вынос этого радионуклида поверхностными водами р. Припять в указанном створе за период 1987-2006 гг. составил 35,07 ТБк, что составляет порядка 0,72% от запаса этого радионуклида в пределах зоны отчуждения ЧАЭС на территории Беларуси (расчет выноса цезия-137 и стронция-90 за период 1986-1999 гг. проводился по данным Украинского научно-исследовательского гидрометеорологического института (Укр НИГМИ), за период 2000-2006 гг. – по данным РЦРКМ).

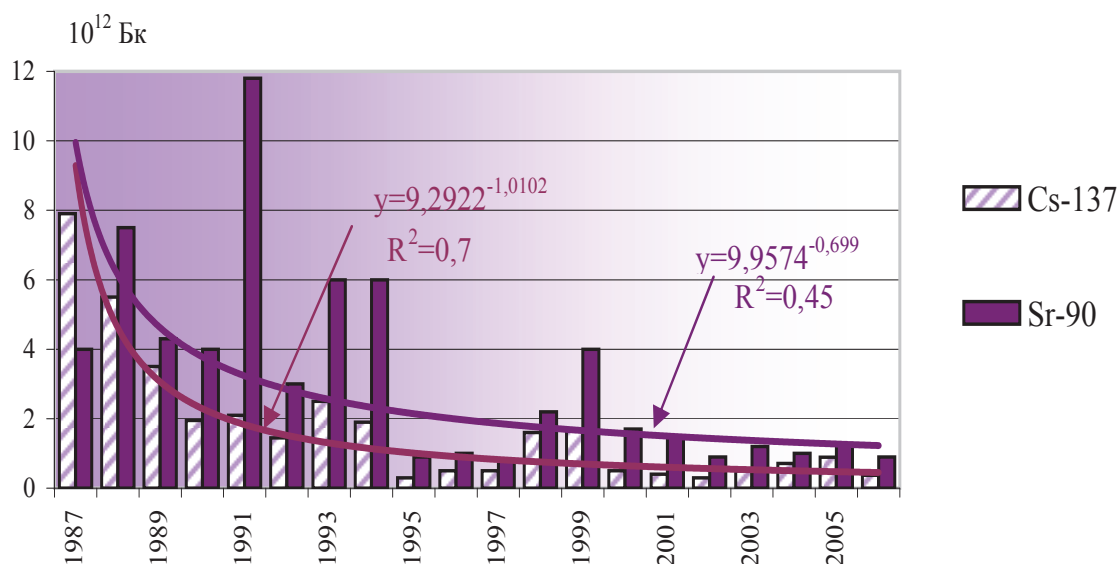


Рисунок 10.1. – Динамика среднегодового выноса цезия-137 и стронция-90 р. Припять (створ гр. Беларусь – Украина)

Трансграничный перенос стронция-90 колеблется в зависимости от степени годового затопления берегов р. Припять. Суммарный вынос этого радионуклида р. Припять (створ гр. Беларусь – Украина) за период 1987-2006 гг. составил 63,95 ТБк. На рисунке 10.2 представлена динамика среднегодового выноса цезия-137 поверхностными водами р. Припять (створ г. Мозырь).

По сравнению с выносом цезия-137 р. Припять через створ г. Мозырь вынос этого же радионуклида через створ гр. Беларусь – Украина возрастает более чем на порядок. Это происходит вследствие более интенсивного смыва радионуклидов с территории

водосбора реки, находящегося в 30-км зоне ЧАЭС. Таким образом, трансграничный перенос радионуклидов с поверхностными водами р. Припять на гр. Беларусь – Украина оказывает существенное влияние на загрязнение поверхностных вод р. Припять как на территории Беларуси, так и на территории (в пределах 30-км зоны) Украины. Процессы переноса радиоактивного загрязнения в речных системах осуществляются в растворенной форме и транспортируемые наносами, вклад которых в общий сток зависит от вида радионуклида, его физико-химических свойств, а также гидрологических и гидрометеорологических характеристик русла рек.

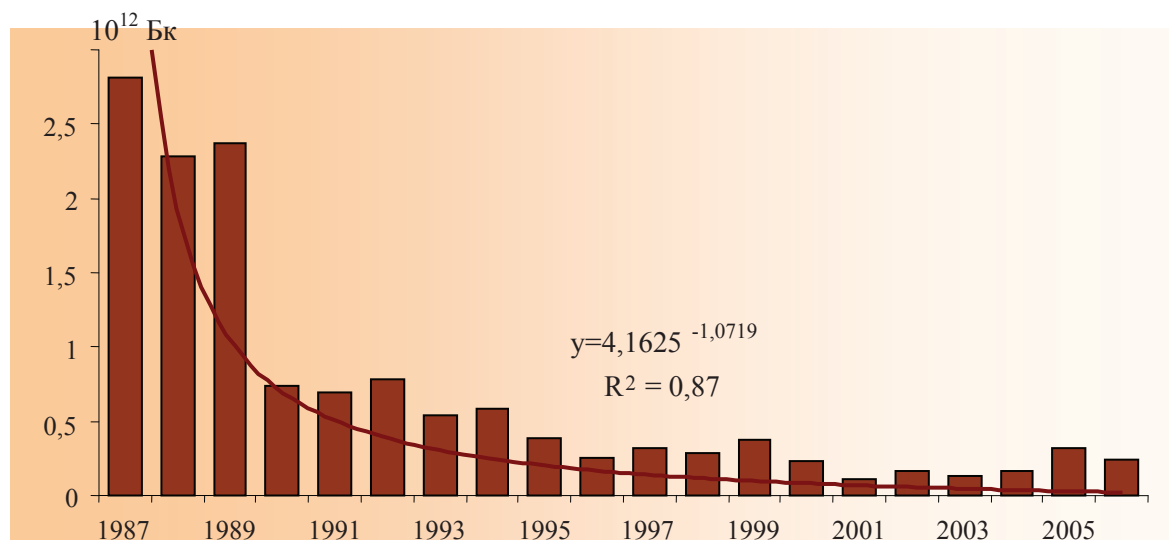


Рисунок 10.2 – Динамика среднегодового выноса цезия-137 р. Припять (створ г. Мозырь)

Реки Ипуть и Беседь являются наиболее крупными притоками реки Сож на радиоактивно загрязненных территориях. Они относятся к Днепровско-Сожскому бассейну и протекают по Белорусско-Брянскому «цезиевому пятну» с уровнями загрязнения территории цезием-137 от 37,0 до 2220,0 кБк/м². Наблюдения за содержанием радионуклидов в воде, донных отложениях этих рек проводятся на гидростворах г. Добруш (р. Ипуть) и д. Светиловичи (р. Беседь).

Результаты наблюдений свидетельствуют о том, что, начиная с 1991 г., проявляется отчетливая тенденция уменьшения выноса цезия-137 через створы рек Беларуси, протекающих по территории России и Беларуси. Основным фактором снижения концентрации цезия-137 в растворенном состоянии является его естественный распад. Если в первые несколько лет после аварии на ЧАЭС наблюдался заметный трансграничный перенос цезия-137 с поверхностными водами таких рек, как Ипуть и Беседь, то в настоящее время трансграничный перенос цезия-137 с водами этих рек незначителен.

На рисунке 10.3 представлена динамика выноса этого радионуклида с территории России поверхностными водами рек Ипуть и Беседь через створы на гр. Россия – Беларусь. В течение первых двух лет после аварии на ЧАЭС происходил значительный вынос цезия-137 через створ г. Добруш. В последующие годы он плавно снижался, и в настоящее время его величина зависит от гидрологического режима реки.

В целом вынос цезия-137 поверхностными водами трансграничных водных объектов (Россия - Беларусь) во всех случаях составляет около 1% от его общих запасов на водосборных площадях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

Для территории водосбора рек Ипуть и Беседь характерны дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые и глееватые почвы, где в течение первых лет после аварии на ЧАЭС произошло закрепление цезия-137 в кристаллической решетке глинистых минералов. В настоящее время цезий-137 находится в основном в необменной форме и смыв его с водосборов происходит в большей степени не в растворенном состоянии, а с твердым материалом.

В отличие от выноса цезия-137, вынос стронция-90 поверхностными водами рек Ипуть (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи) в первую очередь зависит от уровня годовой водности. Это связано с тем обстоятельством, что смыв стронция-90 с площадей водосбора происходит в растворимой форме.

Прослеживается тенденция к снижению среднегодовой активности стронция-90, хотя периодически наблюдаются их всплески (рис. 10.4). Это объясняется тем, что активность этого радионуклида в поверхностных водах напрямую зависят от водности года, поскольку стронций-90 в почве находится в основном в ионообменной форме и его смыв талыми и дождевыми водами с водосбора происходит в растворенном

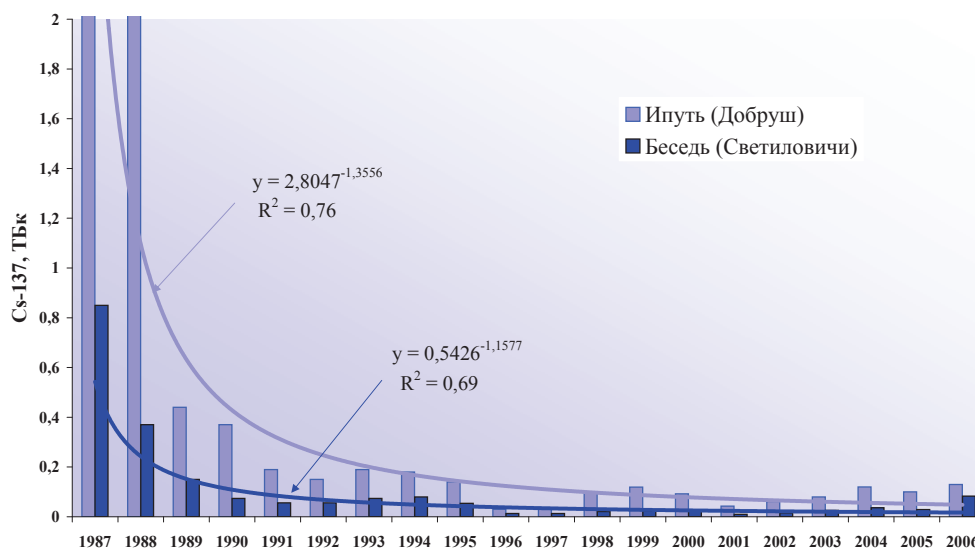


Рисунок 10.3 – Динамика выноса цезия-137 р. Ипуть (створ г. Добруш) и Беседь (д. Светиловичи) за период 1987-2006 гг.

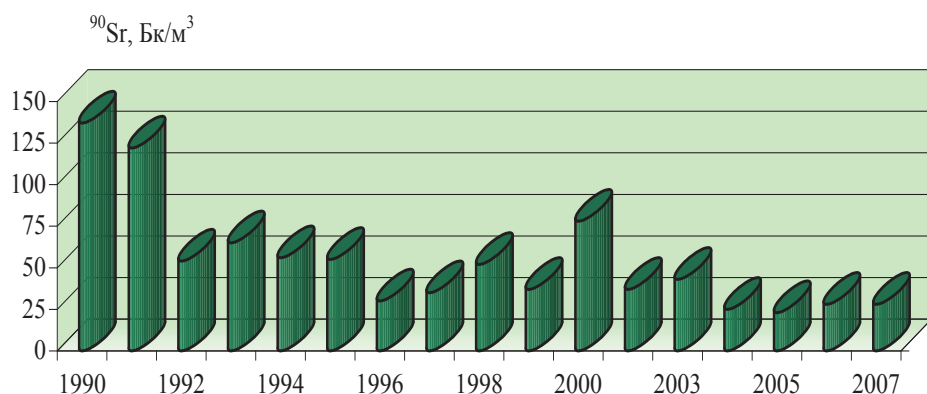


Рисунок 10.4 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах р. Ипуть за период 1990-2007 гг.

состоянии, заметно усиливаясь во время паводков.

При проведении экспедиционных работ по радиационному обследованию р. Ипуть (г. Добруш), р. Припять (д. Довляды), р. Беседь (д. Светиловичи), р. Словечно (д. Скородное) были отобраны пробы донных отложений для определения активности ^{137}Cs (табл. 10.3).

Наибольшее радиоактивное загрязнение донных отложений зафиксировано на трансграничных створах рек Ипуть и Беседь, протекающих по Белорусско-Брянскому

«цезиевому пятну». Активность цезия-137 в донных отложениях р. Беседь (д. Светиловичи) в некоторых точках достигало 1000 Бк/кг и более, в донных отложениях р. Ипуть (г. Добруш) находилось в пределах 560-850 Бк/кг.

Данные радиационного мониторинга поверхностных вод, обеспеченные гидрологической информацией, позволяют прогнозировать радиационную обстановку и перенос радиоактивного загрязнения через трансграничные створы водотоков.

Таблица 10.3 - Результаты измерений содержания радионуклидов в пробах донных отложений, отобранных на трансграничных створах рек

Место отбора пробы	Дата отбора	№ точки отбора	Масса пробы, кг	^{137}Cs , Бк/кг
р.Ипуть (г. Добруш)	14.06.07	1	0,855	567,5
	-/-	2	0,941	850,6
	-/-	3	1,076	840,8
	-/-	4	1,226	537,6
	-/-	5	0,821	716,2
р. Припять (д. Довляды)	23.05.06	1	1,730	46,0
	-/-	2	1,317	39,1
	-/-	3	1,478	38,0
	-/-	4	1,390	33,2
	-/-	5	1,471	32,0
р. Словечно (д. Скородное)	09.07.07	1	1,213	145,0
	-/-	2	1,215	123,0
	-/-	3	0,997	142,0
	-/-	4	1,306	183,0
	-/-	5	0,687	144,0
р. Беседь (д. Светиловичи)	-/-	1	1,285	170,0
	-/-	2	0,937	1184,0
	-/-	3	1,204	170,0
	-/-	4	1,582	166,0
	-/-	5	0,974	1073,0

Анализ результатов наблюдений радиационного мониторинга поверхностных вод показывает:

- радиационная обстановка на контролируемых водных объектах оставалась стабильной. Среднегодовые активности цезия-137 и стронция-90 на исследуемых реках Гомельской области были значительно ниже санитарно-гигиенических нормативов, предусмотренных Республиканскими допустимыми уровнями для питьевой воды (РДУ-99 для цезия-137 – 10 Бк/л, для стронция-90 – 0,37 Бк/л);

- в первые несколько лет после аварии на ЧАЭС наблюдался заметный трансграничный перенос (Россия-Беларусь) ^{137}Cs с поверхностными водами рек Ипуть и Беседь, в настоящее время трансграничного переноса ^{137}Cs с водами этих рек практически не наблюдается;

- трансграничный перенос радионуклидов с поверхностными водами р. Припять на гр. Беларусь – Украина оказывает существенное влияние на загрязнение поверхностных вод р. Припять как на территории Беларуси, так и на территории (в пределах 30-км зоны) Украины.

Радиационный мониторинг почв

Изучение процессов вертикальной миграции радионуклидов проводится на пунктах наблюдений за радиационным состоянием почвы, которые представляют собой сеть ландшафтно-геохимических полигонов (ЛГХП), расположенных в типичных ландшафтно-геохимических условиях в зонах с различными уровнями загрязнения цезием-137, стронцием-90, изотопами плутония. Это позволяет оценить динамику миграционных процессов в различных типах почв и проследить изменения форм нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах для обеспечения прогноза самоочищения почв в результате природных процессов.

В 2007 г. исследования процессов вертикальной миграции радионуклидов были проведены на 10 пунктах наблюдений, из них на 5 – Институтом почвоведения и агрохимии НАН Беларуси, на 5 – РЦРКМ Департамента по гидрометеорологии Минприроды Республики Беларусь. Выполнено измерение уровней МД на поверхности почвы и на высоте 1 м, проведены спектро-

метрические и радиохимические испытания проб почвы, определены формы содержания радионуклидов в почвах.

Пашня. Результаты мониторинга показывают, что при перепашке и культивации радионуклиды равномерно перераспределяются в пахотном горизонте почвы. Глубина обработки пахотных почв составляет около 25 см. В пахотных горизонтах исследованных почв было зафиксировано свыше 95% цезия-137 и более 89% стронция-90. Соответственно, за пределы пахотного горизонта мигрировало до 5% цезия-137 и около 10% стронция-90. Полученные данные подтверждаются исследованиями предыдущих лет.

Таким образом, в пахотных автоморфных и полугидроморфных почвах миграция стронция-90 протекает интенсивнее, чем цезия-137.

В полугидроморфных пахотных почвах, несмотря на наличие латеральной миграции радионуклидов, отмечается более интенсивная миграция радионуклидов по профилю почв. Так, в пахотном горизонте автоморфной почвы (до 25 см) содержится до 98% цезия-137 и до 92% стронция-90, в пахотном горизонте полугидроморфной почвы – до 95% цезия-137 и до 89% стронция-90.

Залежные земли. Установлено, что за период после аварии на ЧАЭС величина МЭД в пунктах наблюдений, расположенных на залежных землях, снизилась до 15 раз. В настоящее время интенсивность снижения гамма-фона составляет в среднем 2,3% в год, в основном, за счет естественного распада цезия-137.

Результаты мониторинга показали, что с момента аварии на ЧАЭС основное количество цезия-137 и стронция-90 по-прежнему находится в верхней части корнеобитаемого слоя. Так, в дерново-глеевой суглинистой почве с 1995 года отмечается существенное уменьшение содержания радионуклидов в 0-15 см слое почвы. К 2007 г. более 25% стронция-90 вышло за пределы 15 см поверхностного слоя почвы, а цезия-137 – только 13%.

Аналогичные закономерности по миграции цезия-137 и стронция-90 отмечаются в пойменной, дерново-перегнойно-глеевой песчаной почве, развивающейся на связном песке.

Наибольший коэффициент перехода радионуклидов из почвы в растительность отмечается на естественных угодьях, наименьший – на окультуренных угодьях.

Результаты радиационного мониторинга почв, проводимого на пунктах наблюдений Департамента по гидрометеорологии Минприроды Республики Беларусь, позволяют сделать вывод о том, что в настоящее время интенсивность миграционных процессов снизилась, вклад конвективного переноса в перераспределение радионуклидов по вертикальному профилю всех исследуемых почв существенно уменьшился.

На рисунке 10.5 представлена динамика линейной скорости миграции цезия-137 в почвах трех ЛГХП, наблюдения на которых ведутся с 1993 года.

В почвах различной степени гидроморфности происходит уменьшение линейной скорости миграции радионуклидов. За наблюдаемый период (1993-2007 гг.) скорость миграции цезия-137 в почвах обследованных ЛГХП снизилась более, чем в два раза.

Практически такие же значения данного параметра получены и для ЛГХП Пирки-11 (почва дерново-подзолисто-глееватая с иллювиально-гумусным горизонтом) и для ЛГХП Гдень-23 (почва торфяно-глеевая,

развивающаяся на разнотравно-осоковых торфях, подстилаемых слоистым аллювием).

Аналогичные тенденции, хотя и в меньшей степени, характерны и для стронция-90. Линейная скорость миграции этого радионуклида также уменьшается со временем.

Формы нахождения радионуклидов в автоморфных и полугидроморфных почвах. Для определения форм нахождения радионуклидов в почвах использовали метод последовательных вытяжек (H_2O , 1 М CH_3COONH_4 , 1 М HCl , 6 М HCl).

Исследования форм нахождения стронция-90 в почвах ЛГХП свидетельствуют, что около 70% от валового количества радионуклида находится в почве в обменной форме. С усилением режима увлажнения почв содержание стронция-90 в обменной форме возрастает до 80%. Миграция стронция-90 по профилю почв связана с его высокой подвижностью. Результаты исследований показывают, что по сравнению с верхними слоями почвы (5-15 см) в более глубоких слоях (25-30 см) доля этого радионуклида в водорастворимой и обменной формах значительно выше.

Цезий-137 в профиле почв находится преимущественно в труднорастворимых формах. Однако в более глубоких слоях почвы доля обменной и подвижной форм

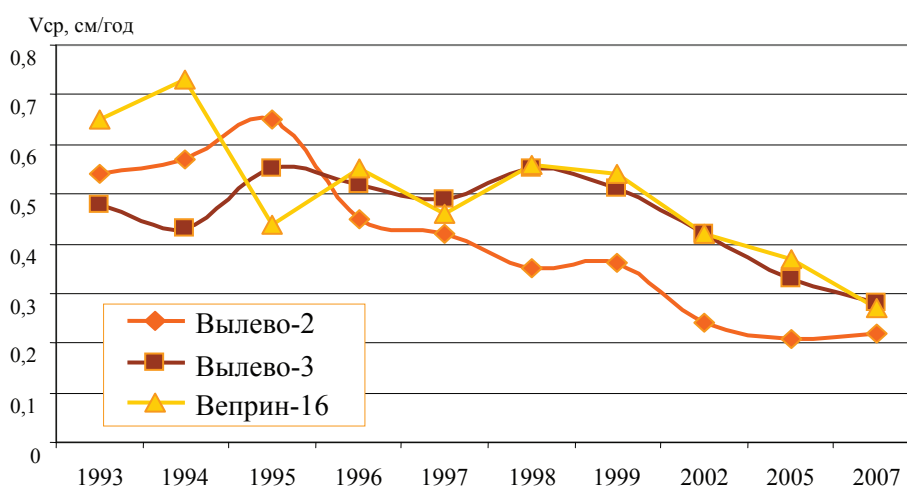


Рисунок 10.5 – Динамика линейной скорости вертикальной миграции цезия-137 в различных типах почв за период 1993-2007 гг.

Примечание: ЛГХП Веприн-16 – почва дерново-подзолистая супесчаная на супесках; Вылево-2 – почва дерново-подзолистая с признаками избыточного увлажнения песчаная на песках; Вылево-3 – почва аллювиальная дерново-глееватая песчаная на песках

радионуклида выше. Это свидетельствует о миграции цезия-137 по профилю почвы в водной и обменной формах с последующей сорбцией радионуклида частицами почвы.

С усилением режима увлажнения почв доля цезия-137, находящегося в легкоподвижных формах, возрастает.

Приведенные данные подтверждают тот факт, что к настоящему времени в почвах сложилось некое динамическое равновесие и дальнейшее необменное поглощение радионуклидов глинистыми минералами почв, осаждение соединениями железа, марганца происходит очень медленно.

По всей видимости, ^{137}Cs в результате процессов вертикальной миграции так и не выйдет из зоны наибольшего распространения корневой системы растений (слой 0-40 см). Миграция ^{90}Sr еще будет продолжаться, поскольку значительная его часть по-прежнему сосредоточена в обменной форме, но темпы миграции также низкие.

Как показали данные наблюдений, вклад процесса вертикальной миграции в удаление радионуклидов за пределы гумусового слоя (0-25 см) как в автоморфных, так и в полугидроморфных почвах незначителен. Тот факт, что даже спустя двадцать лет после чернобыльской аварии основная масса радионуклидов концентрируется в корнеобитаемом слое, позволяет заключить, что ожидать существенного самоочищения почв не следует. Применение защитных мер по снижению перехода радионуклидов из почвы в растения является наиболее действенным способом получения продукции сельского хозяйства в пределах требований Республиканских допустимых уровней (РДУ-99).

Результаты радиационного мониторинга почв позволяют сделать вывод:

– за период после аварии на ЧАЭС величина МД на ЛГХП, расположенных на залежных землях, снизилась до 15 раз. В настоящее время интенсивность снижения МД составляет в среднем 2,3% в год за счет естественного распада цезия-137;

– интенсивность миграционных процессов снизилась, вклад конвективного переноса (обуславливающего миграцию наиболее мобильной части радионуклидов) в перераспределение радионуклидов по вертикальному профилю всех исследуемых почв существенно уменьшился;

– основная доля запаса радионуклидов цезия-137 и стронция-90 находится в верхнем (10 см) слое почвы всех исследованных ландшафтно-геохимических полигонов;

– миграция цезия-137 и стронция-90 осуществляется в водорастворимой, обменной и подвижной формах. С глубиной доля фиксированной формы цезия-137 снижается с 85-92% в слое почвы 5-15 см до 50-70% в слое почвы 25-30 см. Практически весь стронций-90, мигрировавший на глубину 25-30 см, находится в легкодоступном состоянии;

– поскольку даже спустя двадцать лет после чернобыльской аварии основная масса радионуклидов концентрируется в корнеобитаемом слое, ожидать существенного самоочищения почв не следует. Применение защитных мер по снижению перехода радионуклидов из почвы в растения является наиболее действенным способом получения продукции сельского хозяйства в пределах требований Республиканских допустимых уровней.