

10 РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

55 пунктов наблюдений радиационного мониторинга по измерению мощности дозы гамма-излучения (МД): наблюдения проводились ежедневно, включая выходные и праздничные дни.

На 27 пунктах наблюдений, расположенных на всей территории Республики Беларусь, контролировались радиоактивные выпадения из приземного слоя атмосферы (отбор проб производился с помощью горизонтальных планшетов). Для определения суммарной бета-активности естественных атмосферных выпадений на 21 пункте наблюдений пробы отбирались ежедневно (6 пунктов были переведены в дежурный режим и на них отбор проб производился один раз в 10 дней).

В составе НСМОС в рамках **радиационного мониторинга** осуществляются регулярные наблюдения за радиационной обстановкой на территории республики: определяются уровни радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, поверхностных вод и почв на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС (рис. 10.1). Наблюдения осуществляют подразделения Департамента по гидрометеорологии.

Радиационный мониторинг атмосферы воздуа. В 2011 г. на территории Республики Беларусь функционировало

В семи городах Республики Беларусь (Браслав, Гомель, Минск, Могилев, Мозырь, Мстиславль, Пинск) отбирались пробы радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы с использованием фильтровентиляционных установок (ФВУ). В гг. Могилеве, Минске отбор проб проводился в дежурном режиме (1 раз в 10 дней), на остальных



Рисунок 10.1 – Сеть пунктов наблюдений радиационного мониторинга атмосферного воздуха, поверхностных вод и почв (по состоянию на 01.01.2011 г.)

пунктах, расположенных в зонах влияния атомных электростанций сопредельных государств, ежедневно. В марте-апреле 2011 г. в Минске и Могилеве, в связи с аварией на японской АЭС Фукусима-1, мониторинг осуществляется в режиме ежедневного отбора проб для оперативного анализа наличия «свежих» продуктов выпадений – короткоживущих техногенных радионуклидов (в первую очередь, йода-131). Измерение содержания гамма-излучающих нуклидов в этот период проводилось в суточных пробах.

В пробах радиоактивных аэрозолей ежедневно выполнялось измерение суммарной бета-активности, а в пробах, отобранных в зонах влияния работающих АЭС, дополнительно определялось содержание 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.

Наличие на сети радиационного мониторинга пробоотборников ФВУ и высокочувствительного измерительного оборудования позволили в марте-апреле 2011 г. зафиксировать йод-131, а также увеличение содержания цезия-137 в пробах аэрозолей, присутствие которых было обусловлено воздушным переносом радионуклидов от АЭС «Фукусима-1». Установлено два пика концентраций йода-131 в атмосферном воздухе: первый пик зафиксирован 29-31 марта, второй – 3-4 апреля. Максимальные уровни содержания йода-131 зафиксированы 3 апреля 2011 г. в гг. Могилеве и Мстиславле.

Среднегодовое значение содержания цезия-137 в контролируемых пунктах наблюдений соответствовало диапазону значений от $9 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³ до $42 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³, что на 6 порядков ниже значений допустимой среднегодовой объемной активности цезия-137 в атмосферном воздухе для населения (согласно НРБ-2000). Объемная активность йода-131 в пробах аэрозолей в марте-апреле 2011 г. на территории республики находилась в интервале $1,9 \cdot 10^{-5}$ - $5,8 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³.

На основании предоставленных Департаментом по гидрометеорологии данных Министерство здравоохранения Республики

Беларусь провело расчет доз облучения щитовидной железы населения республики. Результаты расчета показали, что дозы облучения щитовидной железы, рассчитанные для критической группы населения (дети), были в миллионы раз меньше уровней, при достижении которых необходимо осуществлять мероприятия по защите щитовидной железы при авариях (блокирование щитовидной железы) и не представляли угрозы здоровью населения Республики Беларусь.

Измерения МД, проведенные в марте и апреле 2011 г., не выявили ни одного случая превышения уровней МД над установленными многолетними значениями этого параметра. Как и прежде, уровни МД, превышающие доаварийные значения, зарегистрированы в контролируемых городах, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения. Среднегодовые значения МД в 2011 г. составляли: в г. Брагине – 0,58 мкЗв/ч, в г. Наровле – 0,48 мкЗв/ч, в г. Хойники – 0,24 мкЗв/ч, в гг. Славгороде и Чечерске – 0,22 мкЗв/ч. В остальных контролируемых населенных пунктах МД не превышала уровень естественного гамма-фона (до 0,20 мкЗв/ч). Для примера, в областных городах среднегодовой уровень МД находился в пределах от 0,10 до 0,12 мкЗв/ч.

Среднегодовые значения суммарной бета-активности проб радиоактивных выпадений из атмосферы в пунктах наблюдений, расположенных на территориях, пострадавших от катастрофы на ЧАЭС, составили: в Могилеве – 1,3 Бк/м²сут, в Хойниках и Брагине – 0,8 Бк/м²сут, в Наровле – 0,7 Бк/м²сут, в Чечерске и Мозыре – 0,6 Бк/м²сут. Наибольшие среднемесячные уровни суммарной бета-активности зарегистрированы в феврале 2011 г. в г. Могилеве – 2,5 Бк/м²сут, в г. Славгороде – 2,2 Бк/м²сут, в г. Мстиславле – 2,1 Бк/м²сут.

В таблице 10.1 представлены среднемесячные значения суммарной бета-активности и содержания цезия-137 в пробах радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы за 2011 г.

Контрольные уровни суммарной бета-активности, при превышении которых проводятся защитные мероприятия, составляют:

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

Таблица 10.1 – Среднемесячные значения суммарной бета-активности ($\Sigma\beta$) и содержания цезия-137 (^{137}Cs) в радиоактивных аэрозолях приземного слоя атмосферы, 2011 г.

Месяц	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	15,6	1,71	11,2	0,04	11,2	0,33	21,3	1,70	26,0	1,20	25,9	0,70	10,0	0,93
02	13,4	2,23	23,2	0,13	12,8	0,69	30,0	1,71	37,3	0,69	29,1	0,36	21,5	1,02
03	22,3	1,93	11,3	2,83	10,6	0,89	25,5	9,53	24,1	2,71	17,2	2,58	16,6	3,28
04	21,9	9,72	9,1	5,48	16,4	8,97	22,9	13,77	41,6	6,48	18,7	5,92	15,6	4,64
05	15,9	0,21	7,8	0,22	11,6	1,46	16,7	0,96	16,3	0,67	13,8	0,73	11,9	2,35
06	10,8	1,42	9,0	0,56	12,4	0,95	20,3	3,79	15,0	0,33	13,8	0,21	14,0	0,76
07	8,0	0,76	15,2	0,62	18,5	0,57	15,0	8,84	31,0	0,40	17,3	0,11	13,9	0,67
08	16,2	0,85	11,4	0,03	16,5	0,81	17,0	1,80	34,7	0,32	15,0	0,22	11,1	0,48
09	13,8	0,88	9,0	0,57	11,5	0,69	16,0	0,74	11,7	0,50	10,5	0,22	10,8	0,73
10	14,6	0,65	10,3	0,16	21,7	1,05	19,3	6,03	17,3	1,16	16,9	0,47	14,2	1,23
11	16,0	0,71	10,1	0,12	20,3	1,47	23,0	0,49	26,7	1,01	13,3	0,51	12,0	1,05
12	15,0	0,51	6,7	0,11	11,0	0,85	10,0	0,77	18,0	1,00	19,6	0,38	12,2	0,87
Ср.	15,3	1,80	11,2	0,91	14,5	1,56	19,8	4,18	25,0	1,37	17,6	1,03	13,7	1,50

– для радиоактивных аэрозолей – $3700 \cdot 10^{-5} \text{Бк/м}^3$.

Анализ результатов измерений суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей в 2011 году показал, что наибольшие среднемесячные уровни наблюдались в феврале в г. Могилеве – $37,3 \cdot 10^{-5} \text{Бк/м}^3$, в октябре в г. Гомеле – $21,7 \cdot 10^{-5} \text{Бк/м}^3$, в феврале в г. Мстиславле – $29,1 \cdot 10^{-5} \text{Бк/м}^3$ и в феврале в г. Минске – $30,0 \cdot 10^{-5} \text{Бк/м}^3$.

В 2011 г. продолжались регулярные измерения содержания свинца-210 в пробах атмосферного воздуха крупных промышленных городов. Содержание этого радионуклида определяли в месячных пробах радиоактивных аэрозолей, отобранных в гг. Минске, Могилеве, Гомеле, Мозыре, Браславе, Мстиславле, Пинске, а также в месячных пробах естественных выпадений из приземного слоя атмосферы, объединенных в зоны по территориальному признаку.

Анализ данных содержания свинца-210 в пробах атмосферного воздуха показал, что активность этого радионуклида в приземном слое атмосферы соответствовала средним многолетним значениям.

Радиационный мониторинг поверхностных вод в 2011 г. проводился на 6 реках Беларуси, протекающих по территориям, загрязненным в результате аварии на

Чернобыльской АЭС: Днепр (г. Речица), Припять (г. Мозырь), Сож (г. Гомель), Ипать (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи), Нижняя Брагинка (д. Гдень), а также на оз. Дрисвяты (д. Дрисвяты), которое является прудом-охладителем Игналинской АЭС.

На основных контролируемых реках ежемесячно отбирались пробы воды с одновременным измерением расходов. На р. Нижняя Брагинка отбор проб выполнялся ежеквартально. В отобранных пробах определялось содержание цезия-137 и стронция-90.

Данные радиационного мониторинга свидетельствуют, что радиационная обстановка на водных объектах оставалась стабильной. Концентрации цезия-137 и стронция-90 в контролируемых реках, за исключением р. Нижняя Брагинка, были значительно ниже установленных в республике гигиенических нормативов для питьевой воды (согласно РДУ-99 для цезия-137 – 10 Бк/л, для стронция-90 – 0,37 Бк/л),

В 2011 г. содержание цезия-137 в р. Припять находилось в пределах от 0,002 до 0,004 Бк/л; в р. Днепр – от 0,003 до 0,036 Бк/л; в р. Сож – от 0,009 до 0,124 Бк/л; в р. Ипать – от 0,019 до 0,119 Бк/л; в р. Беседь – от 0,005 до 0,035 Бк/л.

Содержание стронция-90 в р. Припять изменялось от 0,007 до 0,018 Бк/л; в

р. Днепр – от 0,007 до 0,012 Бк/л; в р. Сож – от 0,023 до 0,035 Бк/л; в р. Ипать – от 0,022 до 0,033 Бк/л; в р. Беседь – от 0,025 до 0,035 Бк/л.

На рисунке 10.2 представлены среднегодовые значения концентраций цезия-137 в поверхностных водах контролируемых рек за период 1987-2011 гг.

В то же время необходимо отметить то, что в поверхностных водах большинства контролируемых рек активность этих радионуклидов остается все еще выше уровней, наблюдавшихся до аварии на Чернобыльской АЭС.

Среднегодовые концентрации стронция-90 колебались в более широких пределах, чем концентрации цезия-137, хотя прослеживается устойчивая тенденция к их снижению. Это объясняется тем, что концентрации этого радионуклида в поверхностных водах напрямую зависят от водности года, поскольку стронций-90 в почве находится в основном в ионообменной форме и его смываются и дождевыми водами с водосбора происходит в растворенном состоянии, заметно усиливаясь во время паводков. На рисунке 10.3 представлены среднегодовые концентрации стронция-90 в поверхностных водах контролируемых рек за период 1990-2011 гг.

В р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, наблюдалось более высокое содержание радионуклидов по сравнению с другими контролируемыми реками. В 2011 г. диапазон изменения

концентраций цезия-137 в р. Нижняя Брагинка составил 0,80-1,59 Бк/л; концентраций стронция-90 – 1,09-1,84 Бк/л (рис. 10.4, 10.5). Результаты мониторинга свидетельствуют о том, что, содержание цезия-137 в воде р. Нижняя Брагинка не превышало гигиенических нормативов по этому радионуклиду, в то время как содержание стронция-90 было в 3-5 раз выше допустимого уровня. Высокое содержание стронция-90 (с превышением нормативов) во время паводков наблюдалось в водах малых рек, водосборы которых полностью или частично находятся в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС.

В 2011 г. были продолжены наблюдения за радиоактивным загрязнением поверхностных вод на трансграничных участках рек, протекающих как по территории Беларуси, так и по территориям сопредельных государств. Оценка трансграничного переноса радионуклидов водным путем выполнена на основе данных, полученных на реках Ипать (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи) – граница Россия – Беларусь; Припять (д. Довляды), Нижняя Брагинка (д. Гдень) – граница Беларусь – Украина. Кроме того, в 2011 г. трансграничный мониторинг водных объектов проводился также на следующих пунктах наблюдений: оз. Дрисвяты (д. Дрисвяты) – зона влияния Игналинской АЭС (Литва), р. Горынь (д. Речица), р. Стыр (д. Ладорож) – зона влияния Ровенской АЭС, р. Припять (д. Довляды) – зона влияния Чернобыльской АЭС (Украина), р. Сож (д. Коськово), р. Днепр (пгт. Лоев) – зона

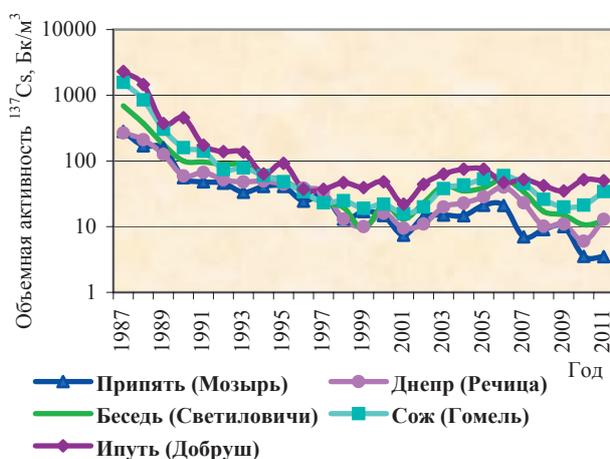


Рисунок 10.2 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в поверхностных водах рек Беларуси

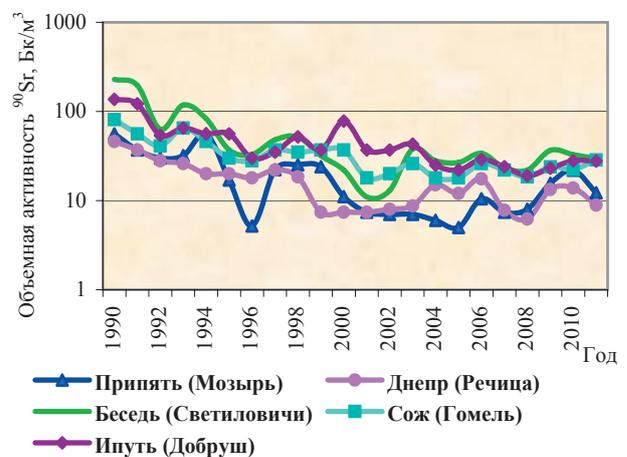


Рисунок 10.3 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах рек Беларуси

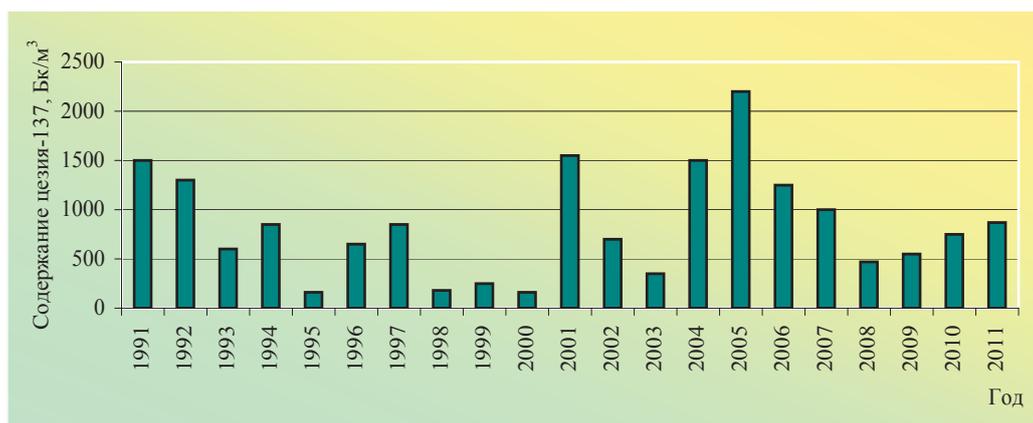


Рисунок 10.4 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в поверхностных водах р. Нижняя Брагинка (д. Гдень)

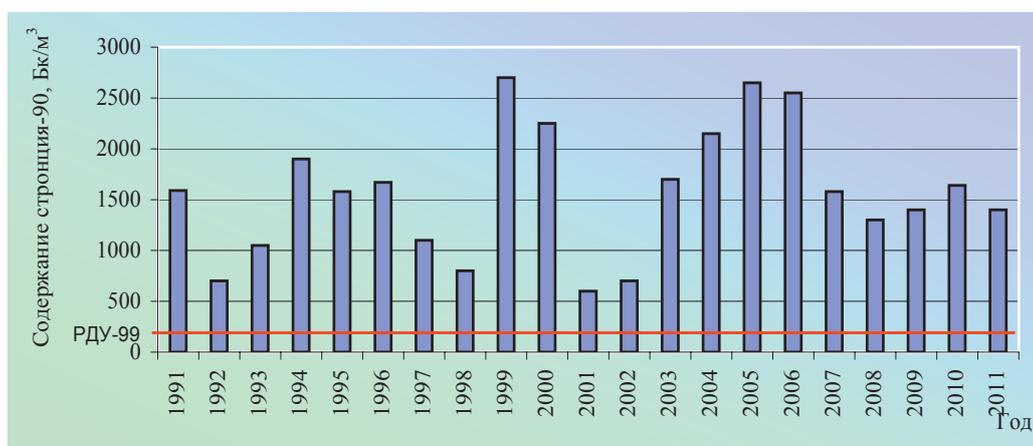


Рисунок 10.5 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах р. Нижняя Брагинка (д. Гдень)

влияния Смоленской АЭС (Россия), р. Словечна (д. Скородное).

В пробах поверхностных вод, отобранных в зонах наблюдения работающих атомных электростанций, расположенных на территориях сопредельных государств, в 2011 г. также «свежих» радиоактивных выпадений не обнаружено.

Анализ данных мониторинга показал, что радиационная обстановка на контролируемых водных объектах в 2011 г. оставалась стабильной. Среднегодовые концентрации цезия-137 и стронция-90 в контролируемых реках Гомельской области (за исключением р. Нижняя Брагинка) были значительно ниже республиканских санитарно-гигиенических нормативов для питьевой воды (однако все еще превышали уровни, наблюдавшиеся до аварии на Чернобыльской АЭС). В р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, наблюдалось более высокое

высокое содержание радионуклидов по сравнению с другими контролируемыми реками.

Результаты наблюдений за радиоактивным загрязнением поверхностных вод на трансграничных участках рек показали, что в пробах поверхностных вод «свежих» радиоактивных выпадений не обнаружено.

Радиационный мониторинг почв. Наблюдения за вертикальной миграцией радионуклидов и оценка изменения количественных параметров миграционных процессов в различных типах почв проведены на сети ландшафтно-геохимических полигонов (ЛГХП). Сеть ЛГХП расположена в типичных ландшафтно-геохимических условиях с учетом различного уровня загрязнения территории цезием-137, стронцием-90, изотопами плутония.

В 2011 г. исследования процессов вертикальной миграции радионуклидов были проведены на 1 пункте наблюдений сети Департамента по гидрометеорологии. Измерены

уровни МД на поверхности почвы и на высоте 1 м, выполнен послойный отбор почвы на глубину 20 см. Отбор проб на ЛГХП проводился в соответствии с Инструкцией о порядке проведения подчиненными Министерству природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь организациями радиационного мониторинга, утвержденной постановлением Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь 11.11.2008 г. № 98. Выполнен гамма-спектрометрический анализ отобранных проб.

Фактическое распределение активности цезия-137 по вертикальному профилю дерново-глеевой песчаной на рыхлых песках почвы ЛГХП Гнесичи представлено на рисунке 10.6.

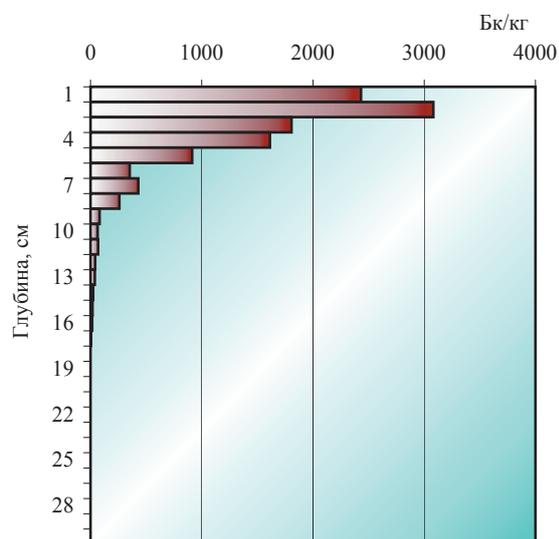


Рисунок 10.6 – Распределение цезия-137 по вертикальному профилю дерново-глеевой песчаной на рыхлых песках почвы ЛГХП Гнесичи-9, 2011 г.

Данные об интенсивности миграционных процессов, полученные с использованием конвективно-диффузионной модели за многолетний период, позволили проанализировать изменения в перераспределении цезия-137 по вертикальному профилю дерново-глеевой песчаной на рыхлых песках почвы ЛГХП Гнесичи-9 (регулярные наблюдения ведутся с 1995 г.)

На рисунке 10.7 отражено изменение во времени линейной скорости миграции цезия-137.

Анализ полученных данных показал, что наблюдается общая тенденция к постепенному уменьшению линейной скорости

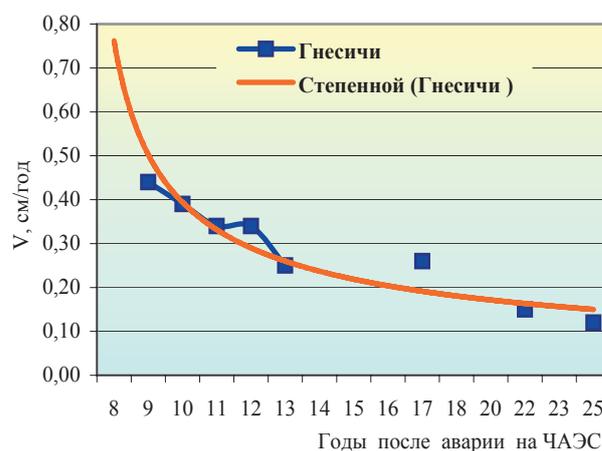


Рисунок 10.7 – Изменение линейной скорости миграции цезия-137 в дерново-глеевой песчаной на рыхлых песках почвы ЛГХП Гнесичи-9 за период 1995 – 2011 гг.

миграции этого радионуклида: за период 1995-2011 гг. линейная скорость миграции цезия-137 уменьшилась в 3,5 раза. Аналогичная картина наблюдается и в других почвенных разновидностях: для автоморфных и полугидроморфных почв линейная скорость миграции этого радионуклида уменьшилась приблизительно в 2 раза. Это объясняется тем, что большая часть радионуклидов, выпавших на поверхность почвы и вступивших во взаимодействие с почвенным поглощающим комплексом, находится в фиксированной форме, что не позволяет цезию-137 проникать вглубь почвенного профиля вместе с коллоидными частицами.

Таким образом, в настоящее время средняя линейная скорость перемещения радионуклидов по вертикальному профилю почвы определяется в основном скоростью диффузии и составляет 0,20-0,35 см/год.

Постепенное снижение линейной скорости миграции цезия-137 в почвах различной степени гидроморфности является следствием смены доминирующего механизма миграции.

Результаты, полученные в 2011 г. при проведении радиационного мониторинга почв, подтверждают, что в настоящее время интенсивность миграционных процессов снизилась. В почвах различной степени гидроморфности произошло уменьшение линейной скорости миграции радионуклидов.

Анализ результатов мониторинга указывает на то, что спустя 25 лет после выброса радиоактивности в окружающую среду в результате аварии на Чернобыльской

АЭС радионуклиды вступили во взаимодействие с почвенным поглощающим комплексом, который характеризуется полифункциональностью (вследствие неоднородности минералогического состава и присутствия органического вещества) и полидисперсностью, влияющей на кинетику сорбции и десорбции ионов частицами различного размера.

Цезий-137 находится в почве в фиксированной форме (внутри решетки глинистых минералов), что не позволяет ему проникать вглубь почвенного профиля вместе с коллоидными частицами.

Миграция радионуклида вглубь почвы в настоящее время определяется диффузией (очень медленным процессом по сравнению с конвективным переносом с потоком влаги).

Наличие геохимических барьеров, фиксирующих радионуклиды и препятствующих их проникновению в более глубокие слои почвы, будет и в дальнейшем обуславливать низкую интенсивность миграционных процессов.