

Г. А. СОКОЛИК, С. В. ОВСЯННИКОВА, С. Л. ЛЕЙНОВА, Т. Г. ИВАНОВА

## ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ВЫБРОСА В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

### ВВЕДЕНИЕ

В результате аварии на ЧАЭС в окружающую среду поступило большое количество радиоактивных веществ общей активностью  $10^{18}$  Бк. На начальном этапе значительный вклад в формирование дозовых нагрузок оказывали короткоживущие радионуклиды  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{135}\text{Xe}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{139}\text{Cs}$ , период полураспада ( $T_{1/2}$ ) которых составляет 0,5–753 сут. В данный момент радиоэкологическая ситуация определяется в основном поведением долгоживущих радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30$  лет),  $^{90}\text{Sr}$  ( $T_{1/2} = 29$  лет),  $^{238}\text{Pu}$  ( $T_{1/2} = 89$  лет),  $^{239}\text{Pu}$  ( $T_{1/2} = 24\,400$  лет),  $^{240}\text{Pu}$  ( $T_{1/2} = 6550$  лет),  $^{241}\text{Am}$  ( $T_{1/2} = 430$  лет).

Результаты радиоэкологического мониторинга свидетельствуют о включении радионуклидов в процессы геохимической и биологической миграции, их присутствии почти во всех компонентах окружающей среды: почве, воздухе, воде, биоте. Однако основная часть радионуклидов по-прежнему продолжает оставаться в почвенном покрове и аккумулируется, главным образом, в корнеобитаемом слое почв [1]. Уровни содержания радионуклидов в воздухе невелики, и дозы облучения за счет ингаляционного поступления радионуклидов малы по сравнению с дозами внутреннего облучения за счет употребления загрязненных продуктов питания [2]. Несмотря на повышение уровня радиоактивного загрязнения поверхностных и грунтовых вод по сравнению с доаварийным периодом, концентрация радионуклидов в природных водах ниже нормативных уровней (за исключением зоны отселения). Основная часть радионуклидов, попавших в водоемы, накапливается в донных отложениях [3]. Загрязнение биоты обычно коррелирует с плотностью радиоактивных выпадений и зависит от биологических особенностей видов. В наибольшей степени загрязнены обитатели почв и донных отложений, среди рыб – хищные виды, птиц – водно-болотные виды, млекопитающих – виды с широким спектром питания [4]. Растения также по-разному накапливают радионуклиды в зависимости от видовой принадлежности [5]. Благодаря применению различных контрмер удалось добиться быстрого снижения содержания радионуклидов в сельскохозяйственных растениях во времени, однако накопление радионуклидов в лесной растительности (ягоды, грибы, лекарственные травы, корма) остается высоким на протяжении всего послеаварийного периода [6]. Высокая миграционная способность характерна также для звена «почва – луговые растения», что обусловлено существова-

нием на лугах дернины, где радионуклиды находятся в состоянии повышенной доступности для корневого усвоения растениями [7]. Этот факт весьма существен, поскольку с лугами и пастбищами связано производство молока и мяса – основных дозообразующих продуктов питания населения загрязненных регионов. Таким образом, природные комплексы являются критическими с точки зрения облучения человека, поэтому наряду с возрождением сельскохозяйственных земель становится актуальной проблема восстановления, сохранения и развития природных экосистем в условиях радиоактивного загрязнения.

В дальнейшем динамика радиационной обстановки будет определяться, главным образом, самопроизвольным распадом радионуклидов, трансформацией их физико-химического состояния и скоростью вертикального заглубления в почве. От этих факторов будет зависеть степень загрязнения основных компонентов окружающей среды и снижение дозовых нагрузок на организм человека.

В данной работе обобщены результаты многолетних исследований поведения основных дозообразующих радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в различных типах почвенного покрова природных экосистем загрязненных районов Беларуси. Проанализирована динамика изменения физико-химического состояния радионуклидов во времени, в том числе вклад «горячих» частиц в радиоактивное загрязнение и их геохимическая устойчивость. По результатам изучения распределения радионуклидов в системе «твердая фаза почв – поровый раствор» и скоростным параметрам вертикальной миграции радионуклидов в почвенном профиле оценена биологическая доступность  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  и проведена классификация белорусских почв по интенсивности миграционных процессов.

## 1. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для изучения миграционной способности радионуклидов в почвенном покрове были выбраны 20 контрольных стационаров с основными видами природных ландшафтов (лес, луг), с разными геоморфологическими уровнями (низкая пойма, терраса, водораздельное плато) и разными типами почв (дерновые, дерново-подзолистые и торфяные). Стационары расположены в зоне отселения (Полесский радиэкологический заповедник, менее 30 км от ЧАЭС), ближней зоне (Хойникский район, 40–50 км от ЧАЭС), дальней зоне (Кормянский район, 200 км от ЧАЭС; Чериковский район, 250 км от ЧАЭС). Уровни загрязнения стационаров, расположенных в радиусе 50 км от ЧАЭС, составляют 620–6890 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{137}\text{Cs}$ , 50–640 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{90}\text{Sr}$ , 0,78–8,10 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{239,240}\text{Pu}$ , а стационаров, расположенных на расстоянии 200–250 км от ЧАЭС – 800–2000 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{137}\text{Cs}$ , 11–77 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{90}\text{Sr}$ , 0,06–0,17 кБк/м<sup>2</sup> по  $^{239,240}\text{Pu}$ .

Вертикальная миграция радионуклидов оценивалась по результатам определения содержания радионуклидов в последовательно расположенных слоях почвы (отобранных через 1 см до глубины 10 см, затем через 5 см до глубины 70–100 см). Для сравнительного анализа физико-химического состояния радионуклидов в почвах разного типа с помощью метода последовательной селективной экстракции оценивали запас мобильных и прочносвязанных форм нахождения радионуклидов [8]. Определение содержания «горячих» частиц в образцах почв

проводилось методом радиографии, чувствительность которого позволяет обнаружить частицы с активностью более  $10^{-2}$  Бк [9]. Извлечение почвенных растворов из образцов почв различной степени водонасыщения проводилось методом высокоскоростного центрифугирования с использованием установки SIGMA-4-10. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почвах стационаров определялось с помощью  $\gamma$ -спектрометра ADCAM-300, содержание  $^{90}\text{Sr}$  оценивалось радиохимическим способом по  $\beta$ -активности дочернего изотопа  $^{90}\text{Y}$  на радиометре КРК-1-01 [10]. Определение содержания  $^{238,239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  проводилось посредством радиохимического анализа с использованием ионитов для очистки и разделения радионуклидов и последующим измерением активности образцов на  $\alpha$ -спектрометре ALPHA-KING-676-A [11].

## 2. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

### 2.1. ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

Анализ радионуклидного состава исследуемых почв и использование расчетно-экспериментального метода Тер-Саакова [12] позволили установить, что в стационарах, расположенных в зоне отселения, доля топливной компоненты в первоначальных выпадениях составляла более 85 %, в ближней зоне – 65–85 %, а в дальней зоне более чем 90 % радиоактивных выпадений имели конденсационную природу. Как в ближней, так и в дальней зонах ЧАЭС значительное количество радионуклидов находилось в составе «горячих» частиц (устойчивых образований микронных размеров с относительно высокой  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -активностью по сравнению с общим фоном радиоактивного загрязнении), причем их количество и активность существенно уменьшались по мере удаления от станции [13]. В послеварийный период под влиянием различных природных факторов весьма интенсивно протекали процессы диспергирования и химической деструкции «горячих» частиц. В 1999 г. доля радиоактивности, связанная с «горячими» частицами, не превышала 10 % от суммарной активности образцов почв, а плотность загрязнения «горячими» частицами (рис. 1) на территории контрольных стационаров составляла 300–5000 частиц/м<sup>2</sup>, что почти на три порядка ниже по сравнению с 1987 г. (390 000–1 200 000 частиц/м<sup>2</sup>).

Исследование распределения «горячих» частиц между различными гранулометрическими фракциями почвы показало, что относительное содержание «горячих» частиц увеличивается во времени в наиболее мелких фракциях. В 1997 г. количество «горячих» частиц во фракциях с частицами размером менее 100 мкм составило 50–90 % от общего содержания частиц в почвенных образцах. Установлено также, что по мере удаления от ЧАЭС увеличивается возможность выхода  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  из «горячих» частиц, причем процесс выщелачивания радионуклидов в органических торфяных почвах протекает более интенсивно, чем в минеральных песчаных и супесчаных почвах.

В результате изучения физико-химического состояния радионуклидов выяснилось [14, 15], что содержание наиболее мобильной обменной формы  $^{90}\text{Sr}$  в различных типах почв значительно превышает содержание обменных  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239, 240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , что связано с преобладанием ионообменного механизма сорбции  $^{90}\text{Sr}$  компонентами почвенного комплекса, а также с заметным вкладом растворимых комплек-

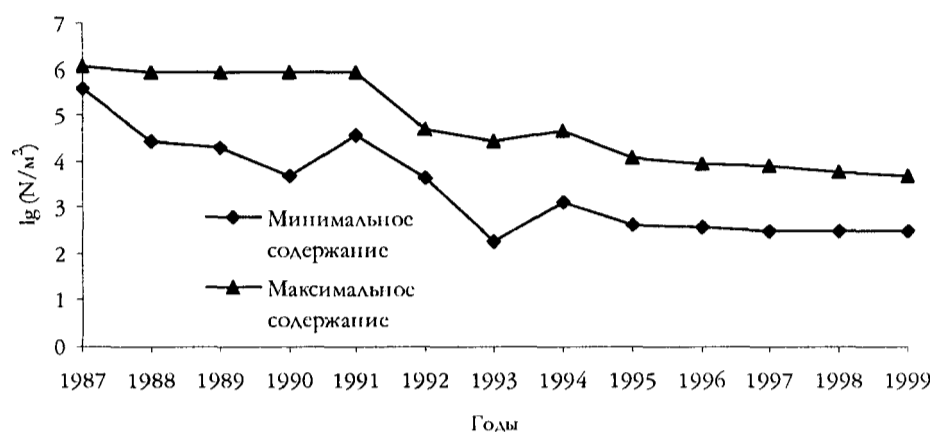


Рис. 1. Изменение содержания «горячих» частиц в почвах контрольных стационаров в послеварийный период

сных соединений  $^{90}\text{Sr}$  с низкомолекулярными органическими кислотами и фульвокислотными компонентами почвенного гумуса. Максимальное содержание обменного  $^{90}\text{Sr}$  обнаруживается, как правило, в минеральных дерново-подзолистых песчаных почвах. Наименьшая доля обменного стронция характерна для почв с высоким содержанием органических веществ, а также почв, содержащих компоненты, необратимо сорбирующие  $^{90}\text{Sr}$ , такие как везвеккулит, доломит, магнетит, кальцит.

Основное количество  $^{137}\text{Cs}$ , более 50 % от общего содержания, находится в почвах в прочносвязанном состоянии. Запас водорастворимого  $^{137}\text{Cs}$  в почвах стационаров составляет 0,1–1,4 %, доля обменных форм – 0,2–30 %. Необратимая сорбция  $^{137}\text{Cs}$  глинистыми минералами иллитовой, монтмориллонитовой и вермикулитовой групп является причиной низкого содержания подвижных форм  $^{137}\text{Cs}$  в почвенной среде. В высокоорганических почвах (содержащих до 95 % органического вещества) значительную роль в закреплении  $^{137}\text{Cs}$  играют органические и органоминеральные компоненты почвы. Однако радионуклиды в данной форме, в отличие от необратимо сорбируемых глинистыми минералами, способны перераспределяться в системе «твердая фаза почвы – почвенный раствор» и являются биологически доступными.

Соотношение между подвижными и фиксированными формами  $^{137}\text{Cs}$  на протяжении послеварийного периода существенно не изменилось: основное количество  $^{137}\text{Cs}$  по-прежнему остается в прочносвязанной форме, поскольку один тип фиксации  $^{137}\text{Cs}$  в составе матрицы «горячих» частиц трансформируется в другой тип фиксации  $^{137}\text{Cs}$  глинистыми минералами почв. В первые годы после аварии (1986–1990 гг.) содержание обменного  $^{90}\text{Sr}$  в большинстве почвенных разновидностей ближней зоны ЧАЭС возрастало со временем.

Исследование состояния  $\alpha$ -излучающих радионуклидов в почвенном покрове показало, что, несмотря на значительный выход  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  из «горячих» частиц, увеличения содержания обменных форм радионуклидов со временем не происходит. Относительно низкое количество подвижных форм трансурановых элементов (рис. 2) обусловлено их способностью образовывать труднорастворимые комплексные соеди-

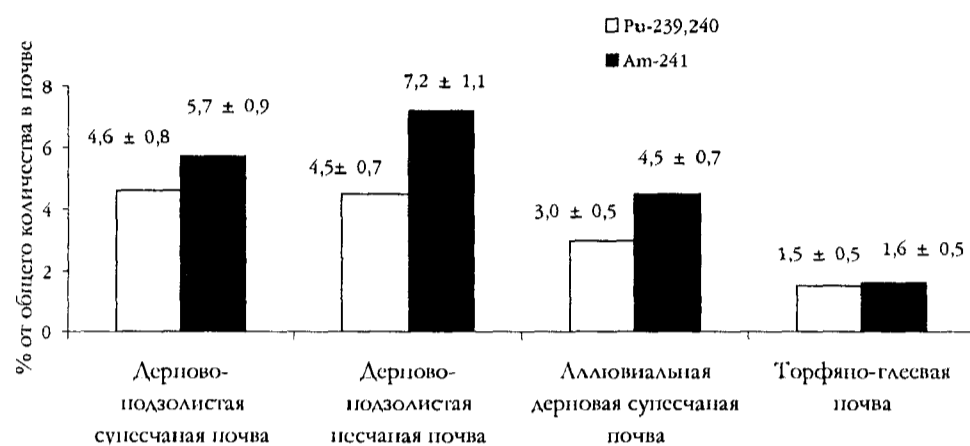


Рис. 2. Относительное содержание обменных форм  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почвах

нения с высокомолекулярными компонентами почвенного гумуса и элементоорганическими соединениями на основе железа, алюминия, кальция, а также органоминеральными комплексами с глинистыми минералами почв.

## 2.2. ПЕРЕХОД РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННЫЕ РАСТВОРЫ

Подвижность радионуклидов в почвенной среде и их биологическая доступность зависят от содержания радионуклидов в почвенных растворах, являющихся средой аккумуляции наиболее доступных форм как элементов питания, так и токсичных веществ для корневого усвоения растениями.

Как видно из приведенных данных (табл. 1), доля радионуклидов, перешедших из твердой фазы почв в раствор, невысока. Так, количество радионуклидов в почвенной влаге составляет 0,07–1,34 % от их общего содержания в почве. Наибольший переход радионуклидов в жидкую фазу характерен для торфяно-глеевой почвы по сравнению с дерновой и дерново-подзолистой почвами. Доля  $^{90}\text{Sr}$ , перешедшего в раствор различных типов почв, выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ , а доля  $^{241}\text{Am}$  выше, чем  $^{239,240}\text{Pu}$ . Количество радионуклидов, переходящих в поровые растворы, находится в соответствии с их физико-химическим состоянием в почвах.

Важной характеристикой, отражающей сорбционную способность почв по отношению к радионуклидам, является коэффициент межфазного распределения  $K_d$ , характеризующий отношение равновесных концентраций радионуклидов в твердой и жидкой фазах почв. Максимальные значения  $K_d$  характерны для  $^{137}\text{Cs}$  (1410–6100 л/кг),  $K_d$  для  $^{90}\text{Sr}$  составляет 43–150 л/кг, для трансурановых элементов – 82–770 л/кг [16]. Более высокие значения  $K_d$  соответствуют большей сорбционной способности почв по отношению к радионуклидам и их меньшей концентрации в поровом растворе.  $K_d$  зависит также от типа почв: в дерново-подзолистых почвах он значительно меньше, чем в дерновых и торфяных. Обнаружена корреляционная связь между концентрацией  $K^+$  (мэкв/л) и удельной активностью радионуклидов (Бк/л) в поровых растворах,

Таблица 1

## Переход радионуклидов из твердой фазы почв в жидкую

Радионуклиды	Активность почвы, Бк/кг	Активность почвенного раствора, Бк/л	Доля в почвенном растворе, %
Дерново-подзолистая песчаная			
$^{137}\text{Cs}$	45900±2900	32,6±5,2	0,018±0,04
$^{90}\text{Sr}$	1190±100	27,7±4,3	0,59±0,14
$^{239,240}\text{Pu}$	78,8±7,9	0,46±0,06	0,15±0,03
$^{241}\text{Am}$	80,2±8,0	0,98±0,10	0,31±0,06
Дерновая супесчаная			
$^{137}\text{Cs}$	38600±2500	8,51±0,70	0,012±0,02
$^{90}\text{Sr}$	3480±300	58,2±6,5	0,91±0,18
$^{239,240}\text{Pu}$	124±9	0,16±0,02	0,07±0,02
$^{241}\text{Am}$	119±8	0,55±0,07	0,25±0,05
Горфьяная глессвая			
$^{137}\text{Cs}$	550500±31900	90,1±5,4	0,034±0,004
$^{90}\text{Sr}$	18700±1570	121±14	1,34±0,27
$^{239,240}\text{Pu}$	237±12	0,72±0,07	0,63±0,09
$^{241}\text{Am}$	259±13	1,21±0,12	0,97±0,15

коэффициенты линейной корреляции имеют следующий вид:  $^{137}\text{Cs}$  –  $R = 0,83 \pm 0,16$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  –  $R = 0,80 \pm 0,23$ ,  $^{90}\text{Sr}$  –  $R = 0,74 \pm 0,25$ ,  $^{241}\text{Am}$  –  $R = 0,72 \pm 0,26$ . Выявленные зависимости свидетельствуют о том, что увеличение содержания калия способствует переходу всех радионуклидов в поровые растворы. С повышением содержания кальция отмечается тенденция к снижению поступления  $^{90}\text{Sr}$  и к увеличению поступления  $^{241}\text{Am}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в поровые растворы. Рост содержания мобильных компонентов почвенного гумуса в растворе усиливает переход  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в поровую влагу. Корреляционная связь установлена между содержанием водорастворимых органических компонентов (%) и удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/л) в растворе ( $R = 0,78 \pm 0,17$ ), а также удельной активностью  $^{241}\text{Am}$  (Бк/л) в растворе ( $R = 0,74 \pm 0,25$ ). Аналогичные связи для плутония и стронция значительно слабее. Полученные данные указывают на необходимость комплексного подхода при разработке контрмер по снижению поступления радионуклидов в растительность, в частности, при проведении известкования почв следует учитывать влияние изменения состава поровых растворов на подвижность всех радионуклидов, присутствующих в почве.

## 2.3. ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

Большинство разновидностей белорусских почв обладает высокими сорбционными свойствами по отношению к радионуклидам. Сформировавшееся в первые послеаварийные годы вертикальное распределение радионуклидов является довольно устойчивым: в большинстве стационаров по истечении 15 лет основная часть радионуклидов обнаруживается в аккумулятивном горизонте почв. Миграционные свойства радионуклидов слабо выражены в автоморфных дерново-подзолистых почвах суходольных лугов: вследствие задрюченности почв до 90 %  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  сконцентрировано в верхних (0–5)-сантиметровых слоях почв. В лесных дерново-подзолистых почвах невысокая скорость проникновения радионуклидов объясняется аккумулялирующим действием лесной подстилки.

Интенсивность миграции радионуклидов увеличивается в условиях повышенного влагосодержания во всех типах почв (дерново-подзолистых, дерновых, торфяных). В торфяно-болотных и пойменных дерновых почвах с длительным периодом обводнения выявлена наиболее высокая скорость вертикальной миграции радионуклидов.

Следует заметить, что в различных ландшафтных ситуациях  $^{90}\text{Sr}$  мигрирует в глубь почвенного профиля быстрее, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Так, в 1999 г. содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почвах стационаров на глубине более 10 см составило 0,3–25 %, в то время как количество  $^{90}\text{Sr}$  достигало 3–75 %. На разном расстоянии от ЧАЭС скорость миграции  $^{241}\text{Am}$  в нижние слои почв несколько выше, чем  $^{239,240}\text{Pu}$ . Это означает, что вертикальное перераспределение радионуклидов коррелирует с их формами нахождения в почве.

На основании экспериментальных данных были рассчитаны скоростные параметры вертикальной миграции радионуклидов [17], позволившие классифицировать многочисленные почвенные разновидности по интенсивности миграции в них радионуклидов (табл. 2).

I группа включает автоморфные дерново-подзолистые почвы различного гранулометрического состава, они характеризуются низкой линейной скоростью миг-

Таблица 2

Классификация почв по скорости миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$

Группа	Скорость миграции Cs-137, см/год	Тип почвы	Скорость миграции Sr-90, см/год	Тип почвы
I	<0,5	а) дерново-подзолистые различного механического состава (автоморфные) б) торфяные мелиорированные в) дерново-подзолистые глееватые и глеевые (мелиорированные)	<0,5	торфяные мелиорированные
II	0,5–0,7	дерново-подзолистые различного механического состава (с признаками остаточного увлажнения)	0,5–1,0	а) дерново-подзолистые различного механического состава (автоморфные) б) дерново-подзолистые различного механического состава (с признаками остаточного увлажнения) в) дерново-подзолистые глеевые (мелиорированные)
III	0,7–1,2	а) дерново-подзолистые глееватые и глеевые различного механического состава (в условиях остаточного увлажнения) б) торфяно-болотные	1,0–1,5	а) дерново-подзолистые глеевые б) дерново-глеевые
IV	>1,2	дерново-глеевые	>1,5	а) торфяно-болотные б) рыхлогесчаные

рации  $^{137}\text{Cs}$  ( $< 0,5$  см/год). В состав II группы входят дерново-подзолистые почвы с признаками избыточного увлажнения, имеющие умеренную линейную скорость миграции  $^{137}\text{Cs}$  (0,5–0,7 см/год). К III группе относятся дерново-подзолистые глеевые и глееватые почвы различного гранулометрического состава, линейная скорость миграции  $^{137}\text{Cs}$  в данных почвах составляет 0,7–1,2 см/год. В результате проведения агрономических мероприятий изменяется водно-воздушный и окислительно-восстановительный режим этих почв, и поэтому повышается прочность связи  $^{137}\text{Cs}$ , сорбированного на поверхности почвенных минералов и коллоидов. При этом линейная скорость вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  уменьшается до 0,4–0,5 см/год, вследствие чего сухие почвы данного генезиса переходят в I группу. III группа включает также торфяно-болотные почвы. К IV группе относятся дерново-глеевые почвы различного гранулометрического состава. Эти почвы характеризуются значительной обводненностью, высокой степенью насыщенности основаниями, скорость миграции  $^{137}\text{Cs}$  в них более 1,2 см/год. Классификация почв по интенсивности миграции в них  $^{90}\text{Sr}$  несколько отличается по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  (см. табл. 2). Наиболее низкая скорость миграции  $^{90}\text{Sr}$  ( $< 0,5$  см/год) характерна для торфяных мелиорированных почв, наиболее высокая скорость ( $> 1,5$  см/год) – для торфяно-болотных почв и пойменных дерновых почв. Аномально высокая скорость миграции  $^{90}\text{Sr}$  ( $> 5$  см/год) зафиксирована в слабозадержанных рыхлопесчаных почвах.

В табл. 3 приводятся данные, показывающие глубину залегания центра суммарного запаса плутония и америция в 2000 г. в почвах разного типа и средние значения линейной скорости вертикальной миграции радионуклидов. Скорость миграции трансурановых элементов зависит от удаленности стационара от места аварии: на расстоянии менее 20 км от ЧАЭС заглупление радионуклидов в почвенном профиле меньше, чем на расстоянии 40 км, что обусловлено большим вкладом топливной компоненты. Интенсивность миграции  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  также зависит от степени увлажнения почв. Так, несмотря на большую удаленность от места аварии, в мелиорированной торфяной почве заглупление радионуклидов меньше, чем в заболоченной торфяно-глеевой почве (см. табл. 3). В целом скорость миграции трансурановых элементов невысокая – 0,14–0,46 см/год.

В соответствии с параметрами вертикальной миграции наиболее высокая подвижность в почвенном покрове характерна для  $^{90}\text{Sr}$ , радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,

Таблица 3

Скоростные параметры плутония и америция

Тип почвы, расстояние от ЧАЭС, км	Центр запаса, см от поверхности почвы		Линейная скорость, см/год	
	$^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
Луговая дерновая супесчаная (низкая пойма), 40	4,2	4,9	0,30	0,35
Луговая дерновая супесчаная (низкая пойма), $< 20$	2,0	3,5	0,14	0,25
Лесная дерново-подзолистая песчаная (терраса), 40	5,9	6,4	0,42	0,46
Дерново-подзолистая песчаная (терраса), $< 20$	3,5	4,2	0,25	0,30
Торфяная мелиорированная (заболоченный участок террасы), 40	3,6	3,9	0,26	0,28
Торфяно-глеевая (пониженный участок падиной-мешной террасы), $< 20$	4,3	4,9	0,31	0,35



<sup>241</sup>Am, как правило, мигрируют в профиле однотипных почв медленнее. Это согласуется с данными по запасу мобильных форм радионуклидов и коэффициентам их межфазного распределения в почвах разного типа.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Приведенные в работе результаты не только расширяют представление о поведении радионуклидов в естественных природных условиях, но и имеют практическое значение, поскольку могут быть использованы для разработки прогнозов самоочистки почв и организации контрмер на загрязненных территориях. Выявлено, что в настоящее время в большинстве случаев достигнуто стационарное соотношение между мобильными и малоподвижными формами нахождения в почвах основных дозообразующих радионуклидов и поведение <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239,240</sup>Pu, <sup>241</sup>Am определяется, главным образом, характеристиками почвенной среды. Следовательно, целенаправленное изменение физико-химических свойств почв позволяет регулировать сорбционные свойства почв по отношению к радионуклидам различной химической природы и разработать способы повышения фиксации радионуклидов в почвах разного типа. Установленные коэффициенты распределения в системе «твердая фаза почвы – поровый раствор» позволяют дифференцировать почвы по изменению подвижности и биологической доступности радионуклидов и представляют основу для разработки методов снижения их поступления в растительность. Классификация почвенных разновидностей в соответствии со скоростными параметрами радионуклидов позволяет создать региональные радиоэкологические карты, необходимые при разработке стратегии реабилитации пострадавших территорий и определении критериев вмешательства в природные процессы в разное время после аварии на ЧАЭС.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси. Национальный доклад. Мн., 1996.
2. Другаченок М. А., Миронов В. П., Кудряшов Б. П. и др. // Изв. АН БССР. Сер. физ.-энерг. наук. 1991. № 4. С. 73–77.
3. Последствия чернобыльской катастрофы в Республике Беларусь. Национальный доклад. Мн., 1996.
4. Животный мир в зоне аварии ЧАЭС. Мн., 1995.
5. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Мн., 1995.
6. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. Гомель, 1999.
7. Сельскохозяйственная радиоэкология. М., 1991.
8. Петряев Е. П., Овсянникова С. В., Любкина И. Я. и др. // Изв. АН БССР. Сер. физ.-энерг. наук. 1990. № 4. С. 65–69.
9. Быховский А. В., Зараев О. М. Горячие частицы при техническом использовании ядерной энергии. М., 1974.
10. Методические инструкции по определению Sr-90 и Cs-137 в почвах и растительности. М., 1985.
11. Павлоцкая Ф. И., Мясоедов В. Ф. // Радиохимия. 1996. Т. 38, № 3. С. 193–209.

12. *Ter-Saakov A. A., Glebov M. V., Gordeev S. K.* //Working materials of conference on the radiobiological impact of hot particles from the Chernobyl fallout: Risk assessment. Vena, 1992. P. 1–37.
13. *Петряев Е. П., Лейнова С. Л., Соколик Г. А. и др.* // Геохимия. 1993. Т. 7. С. 930–939.
14. *Petryayev E. P., Ovsiannikova S. V., Kiltchitskaya S. I. et al.* // Acute and late consequences of nuclear catastrophes: Hiroshima–Nagasaki and Chernobyl: Proc. of Belarus–Japan Symp. Minsk, 1995. P. 231–243.
15. *Соколик Г. А., Лейнова С. Л., Иванова Т. Г. и др.* // Изв. НАН Беларуси. Сер. биол. наук. 2000. № 1. С. 77–82.
16. *Овсянникова С. В., Соколик Г. А., Эйсмонт Е. А. и др.* // Геохимия. 2000. № 1. С. 222–234.
17. *Arapis G., Petrayev E., Shagalova E. et al.* // J. Environ. Radioactivity. 1997. V. 34, № 2. P. 171–185.