

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
International Journal of Environmental Problems
Has been issued since 2015.
ISSN: 2410-9339
E-ISSN: 2413-7561
Vol. 3, Is. 1, pp. 26-57, 2016

DOI: 10.13187/ijep.2016.3.26
www.ejournal33.com



Articles and Statements

UDC 502.052 504.055 504.75.05 504.732 54.027 543.054 631.412

¹³⁷Cs behavior in the system soil – plant in the stationary sampling sites located within the 30-kilometer zone of the Chernobyl NPP in the period 1987-1992: II. Vertical migration in soils and accumulation of ¹³⁷Cs in natural meadow grasses

¹Vyacheslav S. Anisimov
²Natalia I. Sanzharova
³Rudolph M. Alexakhin

¹⁻³ Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Russian Federation
Kievskoe shosse, 109 km, Obninsk, Kaluzhskaya oblast 249032

¹ PhD (Biology), Head of Laboratory
E-mail: vsanisimov@list.ru

² Dr (Biology), Professor, Corresponding member of Russian Academy of Sciences, Director of Institute
E-mail: natsan2004@mail.ru

³ Dr (Biology), Professor, Full member of Russian Academy of Sciences, Scientific Head of Institute
E-mail: alexakhin@yandex.ru

Abstract

It was shown that on the territory of 30-km area around the Chernobyl nuclear power plant highlighted 2 zones, which differ in the form of depositions of radionuclides. The first, which was called the "near" zone, dominated by the fuel component; the second, named "remote" zone, dominated by the condensation component. In the "near" to the reactor zone properties of ¹³⁷Cs were largely determined by the occurrence of the radionuclide within transformed fuel particles and composite reactor's materials (primarily, graphite) besides of SAC (soil adsorption complex). The radiocesium incorporated in composition of graphite particles, during the entire period of study (1986-1992) have been gradually leaching out of them, while remaining readily available for plant uptake. At the same time, most of ¹³⁷Cs located in SAC, due to irreversible fixation by clay minerals of the soil became inaccessible for plants. As a result, during the period of research the mobility of radiocaesium in the system "soil-plant" was higher in "near" to the reactor zone, than in "remote" with a predominance of condensation forms of the radioactive fallout: the transfer factors (TF) of ¹³⁷Cs in "near" zone, in average, turned out in 1988 to 1.6 in 1989 to 2.4 in 1990 to 3.1, and in 1992 to 4.0 times higher than in "remote" zone.

In lysimetric waters collected at sites with a predominance of the fuel components of the radioactive fallout, there was marked increased ¹³⁷Cs volume activity. Nevertheless, in the soil of the area located in the "near" zone, the content of the exchange form of the radionuclide was 2.5-7 times less in comparison with other plots, located in the "remote" zone. This may be due to the

transition of ^{137}Cs in the lysimetric water by leaching from graphite particles and transformed nuclear fuel. However, in the whole, the concentrations of ^{137}Cs in the lysimetric waters have been negligible, which have lead to the very slight removal of radionuclide from the upper layers of the soils with the help of gravitational current of moisture. So, outside the layer 0-2 cm of soils for both "near" and "remote" zones with the help of gravitational moisture current during the growing seasons in 1988 and in the 1990's, there were removed, respectively, from 1.1×10^{-2} to 6.0×10^{-2} % and from 6.0×10^{-3} to 2.6×10^{-2} % of the total ^{137}Cs content in the layer.

The main factor influencing the uptake of ^{137}Cs by plants within a 30-km zone around ChNPP, as revealed by the research results, was a deposition form of the radionuclide. Next, in order of decreasing influence are following: type of soil water regime, then follow the agro-chemical and physical properties of soil (in order of decreasing the influence on radiocaesium uptake by plants: pH, the content of mobile forms of phosphorus, manganese, potassium, CEC).

Uptake of ^{137}Cs in natural grass herbage decreases over time exponentially. Periods of half-decreasing of ^{137}Cs accumulation by plants, from 1987 to 1992, ranging between 2.1-7.3 years for automorphous and hydromorphous soils of "near" and "remote" zones.

Experimental data on vertical distribution of ^{137}Cs in the soils of permanent sample sites were processed using two-component quasi-diffusion model of the radionuclide migration in the soil. As a result, the calculated effective half-reducing periods of the radionuclide from the layer 0-5 cm ranged from 18.8 to 27.7 years, from the layer 0-10 cm from 27.3 years to 30.1 years. Environmental half-reducing periods of radiocaesium (not taking into account the process of radioactive decay), differed for hydromorphous and associated automorphous soils. For hydromorphous soils, a period for the layer 0-5 cm 172-461, 0-10 cm – 282-758 years. For automorphous soils the relevant periods is 393-763 and 646-1253 years respectively.

Keywords: ^{137}Cs , radionuclide, form of fallout, soil, chemical speciation, vertical distribution, migration, lysimeter, grasses, uptake, accumulation, dynamics.

1. Введение

Поведение радионуклидов – продуктов деления в почве характеризуется рядом особенностей, которые обусловлены физико-химическими свойствами выпадений, химическими свойствами радионуклидов, чрезвычайно низким содержанием этих радионуклидов в почвах, специфическими физическими и химическими свойствами почв и влиянием климатических условий [1].

Н.В. Тимофеевым-Ресовским с соавторами [2] радионуклиды по типу поведения в системе "почва – растение" классифицированы следующим образом:

I группа: Zn, Cd, Co. Тип поведения – необменный. Наиболее вероятные механизмы закрепления в почве – адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органо-минеральными лигандами, Наиболее важный фактор миграции – наличие органических лигандов.

II группа: Na, Rb, Sr. Тип поведения – обменный. Основной механизм закрепления в почве – ионный обмен. Наиболее важный фактор миграции – присутствие в растворе других катионов.

III группа: Cs. Тип поведения – обменный в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях. Механизм закрепления в почве для микроколичеств радионуклида – необменное поглощение.

IV группа: I, Ce, Pu, Zr, Nb, Fe, Ru. Тип поведения – многоформный» Наиболее вероятный механизм закрепления в почве образование комплексов и осаждение (коагуляция) коллоидов. Группа характеризуется наличием поглощаемых твердой фазой химических форм и непоглощаемых миграционно-способных форм. Равновесие между фазами сдвигается при изменении концентрации стабильных, изотопных носителей, pH, и в присутствие мигрирующих коллоидов.

Радионуклиды, выпавшие на почву в результате аварии на ЧАЭС, были выброшены в атмосферу в виде конденсационной и топливной компонент. Последняя, в свою очередь, была представлена частицами топливной матрицы и композитных материалов (графит, цирконий, и др.) [3]. В результате, поведение "чернобыльских" радионуклидов в почве оказалось существенно отличным от поведения радионуклидов глобальных выпадений, характеризуясь меньшей подвижностью.

Наблюдения в ближней зоне выбросов аварийного реактора ЧАЭС (в 20 км к югу) за вертикальной миграцией ^{137}Cs в почве в 1987–1988 гг. на 30 почвенных разрезах показали, что кривые распределения аппроксимировались двухкомпонентной экспонентой [4]. Координата центра запаса ^{137}Cs в 1989 г. находилась на 3–4 см, 95–98 % от общего количества было локализовано в слое 0–5 см.

Анализ скоростей миграции радионуклидов, полученных из экспоненциальной модели, показал наличие "быстрой" и "медленной" компонент в процессе миграции ^{137}Cs . С 1987 по 1989 гг. доля "быстрой" компоненты менялась от 0,1 до 20 %, что указывает на переход некоторой части ^{137}Cs (в этом регионе) из слабоподвижной в подвижную форму. Для оценки вклада диффузии в механизм вертикальной миграции определяли кажущийся коэффициент диффузии [4]. Установлено, что с учетом скорости радиоактивного распада ^{137}Cs и вертикальной миграции эффективный период полупотерь для слоя 0–5 см составляет 14 лет.

При этом, по некоторым данным [5], вынос ^{137}Cs из слоя 0–5 см лесных почв за 8 месяцев 1989 года с лизиметрическими водами не превышал 0,1 % от общего количества радионуклида в этом слое, что позволяет говорить о незначительном вкладе этого механизма в вертикальную миграцию радиоцезия в почвах.

Изучение вертикальной миграции ^{137}Cs на загрязненных территориях Белоруссии показало, что и через 3 года после аварии на естественных сенокосах и пастбищах до 90–98 % ^{137}Cs находится в слое 0–5 см, причем, 85–98 % в слое 0–1 см [6]. Отмечено проникновение до 10 % ^{137}Cs на глубину 30–35 см на торфяно-болотных почвах избыточного увлажнения до 2–3 % обнаруживалось на глубине 40 см. По интенсивности передвижения по профилю почвы Белоруссии различного гранулометрического состава располагаются в следующий ряд: суглинистые < осушенные торфяники < супесчаные торфяники < супесчаные < песчаные [7]. Кривые распределения ^{137}Cs по вертикальному профилю целинных дерново-подзолистых почв Брянской области через 3 года после чернобыльских выпадений показали, что основная доля радионуклида фиксирована в верхнем слое почвы: глубине 0–1 см – 21–92 %, 0–2 см – 41–98 %, 0–3 см – 60–98 % [8, 9]. Следовые количества радионуклидов Cs обнаружены на глубине 15 см. Наибольшее заглубление отмечено для почв заливных лугов, где максимум запаса радионуклидов находится на глубине 4–5 см. Распределение Cs по профилю почвы удовлетворительно описывается двухкомпонентной экспоненциальной моделью со средним кажущимся коэффициентом диффузии $(3.4 \pm 0.6) \times 10^{-8}$ см²/с (для слоя 0–6 см) и $(5.9 \pm 0.9) \times 10^{-8}$ см²/с (для слоя 6–12 см), характеризующими медленную и быструю компоненты переноса радионуклида. Относительный вклад медленного переноса преобладает для всех почв. Наличие двухкомпонентной миграции радиоцезия свидетельствует о наличии двух механизмов переноса – диффузии и конвективного переноса (или о разных формах подвижного радиоцезия в почвах – обменной и воднорастворимой).

Существенная часть радионуклида, выпавшего после аварии на ЧАЭС, в течение длительного периода времени может находиться в доступной для растений форме [10].

Согласно литературным данным [11] в непосредственной близости от точки выброса относительная биологическая доступность ^{137}Cs выпадений (ОБД) была в 2,6 раза ниже в 1988 г., чем ОБД ^{137}Cs внесенного в почву в водорастворимой форме, а в 70 километрах – в 10,8 раз ниже. Отмечалось, что между формами соединений ^{137}Cs , переходящими в ацетатно-аммонийный буфер, и КН существует прямая корреляционная связь [11], хотя есть и противоположные данные [12]. Величины КН ^{137}Cs , дня естественных травостоев варьировали от 1 до 189 (нКи/кг сухой массы растений)/(Ки/км²) и изменялись в зависимости от типа луга в 5–8 раз, а от типа почвы – в 5–23 раза [13]. Минимальные значения КП (1–4) отмечены для суходольных лугов на дерново-подзолистых суглинистых почвах, а максимальные (138–189) – для торфянистых пойменных лугов на торфяно-глеевых почвах. КП ^{137}Cs в многолетние травы на пашне и на лугу в 1988 г. составляли соответственно, в среднем, 0.3×10^{-9} – 5.0×10^{-9} (Ки/кг)/(Ки/км²) [13, 14].

Величина миграции радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в растительность с течением времени уменьшается. Она была максимальна в 1986 г. и минимальна в 1990-м. Период снижения величины накопления радионуклидов в травянистую растительность в 2 раза равен двум

годам, что обусловлено вымыванием за пределы корнеобитаемого слоя доступных для растений форм радионуклидов.

В работе [15] было показано, что снижение перехода ^{137}Cs в зеленую массу злаковых трав на лугопастбищных угодьях 3-х районов Гомельской области за период 1988-1990 гг. составило 2.52- 48.8 раз, а за период 1987-1990 гг. – 4.26 раза (данные приведены для 1 района). КН ^{137}Cs для растений (Бк/кг сухой биомассы растений: Бк/кг почвы), произрастающих на дерново-подзолистой почве, колебались в пределах от 0.8 до 8.0, на торфяных – от 3.0 до 16. Средние КН ^{137}Cs для растений в 19 районах Киевской области составляли 0.3-4 [16]. В сезоны 1987-1988 гг. КН ^{137}Cs в травянистых растениях естественных лугов на загрязненных территориях Украины и Белоруссии в зависимости от pH, типа почв, увлажнения и других факторов различались в 10 раз [17]. В многолетних стационарных опытах в Украинском Полесье установлено, что по концентрациям ^{137}Cs зерно злаковых культур различается в 6 раз, а КП колебался от 0.05 до 0.35 (нКи./кг)/(Ки/км²) [16]. Минимальные КП ^{137}Cs были характерны для зерна кукурузы, тритикале, проса, более высокие наблюдались для ячменя, озимой пшеницы, озимой ржи, а для овса КП был в 6 раз выше, чем для зерна кукурузы, КП для зерна гречихи составил 1.1, зернобобовые накапливали ^{137}Cs больше, чем зерновые и КП был равен 0.40-0.72.

В 1990 г. накопление радионуклидов Cs урожаем зерновых культур различалось в 11 раз в зависимости от биологических особенностей растений. Минимальным накопление было в зерне кукурузы, максимальным - в зерне гречихи. Все культуры по накоплению радионуклидов Cs в зерне можно расположить в следующий ряд: кукуруза < пшеница озимая < ячмень < тритикале < пшеница яровая < просо < рожь озимая < овес < гречиха. Коэффициенты перехода колебались для зерновых культур от 0.07 (кукуруза) до 0.76 (гречихе) (Бк/кг)/(кБк/м²). Из бобовых культур минимальное накопление отмечалось у бобов, максимальное – у люпина желтого, коэффициенты перехода соответственно составили 0.52 и 4.5. Коэффициенты перехода у злаковых кормовых культур колебались от 0.15 до 0.28, у крестоцветных – от 0.3 до 0.46 и у бобовых – от 0.54 до 1.5. У технических культур коэффициенты перехода изменялись от 0.13 до 0.48.

При радионуклидном составе загрязнения в почвах Гомельской области - ^{137}Cs – 62 %, ^{134}Cs – 30 % и ^{90}Sr – 7-8 % было установлено, что минимальные КН радионуклидов отмечаются для зерна кукурузы (0.02-0.03), несколько выше для зерна гороха (0.12-0.37) и клубней картофеля (0.18-0.67). Более высокие КН радионуклидов растениями наблюдали на дерново-подзолистых, почвах с pH 4.9 по сравнению с дерново-подзолистыми и торфяными почвами с pH 6.5 [18]. КН определенный в полевых условиях, колебался в интервале от 0.01 до 1.96, средние значения для γ -излучающих радионуклидов составляли 0.33 и для β излучающих – 0.45.

Различия КН ^{137}Cs для растений разных семейств достигали по различным данным от 23 до 200 раз [19]. Так, растения естественного луга, произрастающие на торфяной почве образовывали следующий ряд по интенсивности накопления ^{137}Cs ; лютик ползучий > лапчатка гусиная > клевер луговой > клевер ползучий > люцерна желтая > хвощ луговой > тысячелистник обыкновенный > клевер гибридный > трехреберник непахучий > горошек мышиный > подорожник большой > щавель конский > овсяница луговая > осот розовый > тимофеевка луговая > мятлик луговой [19]. В работе [20], где авторы имели дело с парогазовой формой выпадений "чернобыльского" ^{137}Cs , было показано, что в изученных подзолистых почвах и в пределах измеренного диапазона варибельности свойств почвы содержание глинистых частиц, обменного калия и органического углерода являются почти такими же значимыми прогностическими показателями для КП ^{137}Cs из почвы в растения, как и pH почвы. Авторы предложили оценивать КП ^{137}Cs только на основе pH, поскольку pH легко поддается измерению.

КП ^{137}Cs сильно различались для трав, мхов и эпифитных лишайников после чернобыльских выпадений (пробы отбирались в 1988 гг.) с учетом загрязнения слоя почвы 0-4 см и составляли, (в скобках – КП, $\times 10^{-9}$ м²/кг): эпифитные лишайники (103-104), мох (500-800), травянистые растения (30) [21, 22].

Для снижения накопления предложено использовать обычные агротехнические приемы, повышающие плодородие почвы и урожай, такие как известкование, внесение

различных сочетаний минеральных удобрений, подбор культур и специфические меры: внесение почвоулучшителей и сорбентов (бентонитов) и проведение дезактивирующих обработок почвы (перепашка, заглубление загрязненного слоя). Отмечалась неоднозначность данных по внесению цеолитов. Добавление цеолитов оказалось эффективным только на 4 изученных типах почв и лишь для отдельных культур, максимальное снижение перехода обнаружено для зерна пшеницы – 2.5 раза [23]. В некоторых случаях внесение цеолита в почву вело к увеличению перехода ^{137}Cs в растения из почвы. В зоне Украинского Полесья проведение специальных мероприятий, внесение калийных и фосфорных удобрений, известки, высоких доз органических удобрений позволяют уменьшить уровень загрязнения урожая сельскохозяйственных культур в 1.5–5 раз [24, 13].

По данным, опубликованным сотрудниками УНИСХР [25, 26], проводивших эксперименты по снижению поступления ^{137}Cs в клубни картофеля, наиболее эффективное действие на снижение поступления ^{137}Cs за 2 года исследований оказало внесение навоза и двойной дозы калийных удобрений (240 кг $\text{K}_2\text{O}/\text{га}$) сернокислого магния, снизив накопление ^{137}Cs в 5.5–6.9 раза (в контроле $\text{KH}=0.55$, после внесения удобрений – 0.08–0.1). Полные нормы известки и гипса по фону $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{120}$ уменьшали накопление в 4.2 и 2.7 раза ($\text{KH}=0.13$ и 0.20). Эффективность двойных норм мелиорантов была в 2 раза ниже. Цеолиты уменьшали накопление ^{137}Cs в клубнях картофеля в полевых опытах в 1.6–2.7 раза, а в вегетационных – увеличивали в 1.5 раза. Внесение полного минерального удобрения несколько увеличивало размеры перехода ^{137}Cs из почвы в урожай ячменя. Азотные удобрения в дозе 90 кг/га в сочетании с фосфорными способствовали увеличению содержания ^{137}Cs в зерне ячменя на 28 % по сравнению с контролем. Внесение же калия в аналогичной дозе в сочетании с фосфорными удобрениями снижало переход ^{137}Cs в репродуктивные органы почти на 60 %. Использование в качестве известкового материала доломитовой муки было более эффективным в снижении накопления ^{137}Cs в растениеводческой продукции по сравнению с известью.

Результаты опыта на лугу на аллювиальной дерновой почве в пойме р. Припять, которая за 10 лет до проведения соответствующих опытов не затопивалась, выявили эффективность таких приемов, как дискование с внесением полного минерального удобрения и известки, а также перепашка с предварительным внесением по дернине калийных удобрений в дозе 250 кг/га (на К) по сравнению с обычной перепашкой. Кратность снижения поступления радиоцезия в травы на этих вариантах по сравнению с контролем во втором укосе достигала, соответственно, 6, 4, 1.5 раз. Анализ растений на содержание ^{90}Sr также выявил преимущество варианта с дискованием [27]. В полевых опытах по снижению накопления ^{137}Cs в травостое пастбищ установлено, что фрезерование поверхностного слоя снижает содержание ^{137}Cs в 1.5 раза, при коренном улучшении – до 3 раз [24, 28].

На основании вышеизложенного можно сделать вывод о том, что поведение радионуклидов "чернобыльского" происхождения в системе почва-растение, в целом подчиняется закономерностям, установленным для радионуклидов глобальных выпадений и внесенных в почву в воднорастворимой форме. Однако, существуют и различия, которые особенно заметны для почв 30-километровой зоны и проявляются, прежде всего, в меньшем переходе радионуклидов "чернобыльского" происхождения из почвы в растения. Таким образом, вследствие выброса большого количества радиоактивного материала различной дисперсности и фазового состава в результате аварии на Чернобыльской АЭС и загрязнения искусственными радионуклидами огромной территории, изучение закономерностей их поведения в экосистемах имеет исключительную актуальность и практическую значимость.

Целью работы было установление закономерностей вертикальной миграции ^{137}Cs на различном удалении от Чернобыльской АЭС и исследование динамики накопления радионуклида злаковой растительностью естественных лугов.

2. Материалы и методы

Характеристика района исследования. Район проведения исследований располагался в зоне Украинского и Белорусского Полесий на границе Киевской и

Гомельской областей [29]. Основными типами почв в данной зоне являются дерново-подзолистые связно-песчаные и супесчаные в комплексе с торфяно-болотными. В поймах рек распространены различные типы аллювиальных почв. Рельеф местности слабопересеченный с преобладанием равнинных участков. Среднегодовое количество осадков 586 мм. Среднемесячная температура января $-4,7^{\circ}\text{C}$, июля $+18,6^{\circ}\text{C}$.

В результате аварии на ЧАЭС в пределах исследуемого района выпало наибольшее количество искусственных радионуклидов как в топливной, так и в конденсационной формах. При этом в составе радиоактивных выпадений спустя год после аварии преобладали радионуклиды ^{137}Cs – 62 %, ^{134}Cs – 30 % и ^{90}Sr – 7-8 % [3].

Характеристика экспериментальных участков. Для оценки динамики трансформации форм ^{137}Cs и его биологической доступности для растений в 1988 г. в пределах зоны 0-35 километров на различном удалении от ЧАЭС на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных стационарных полигонов (всего 12) [30, 31, 32, 33, 34]: один – на почве автоморфного ряда, другой – на почве гидроморфного ряда, при выборе которых учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип и плотность выпадений [3]. Экспериментальные полигоны были заложены на естественных суходольных, низинных и пойменных лугах с разнотравно-злаковой растительностью с преобладанием злаковых трав.

Отбор проб почвы. Для изучения радиационно-экологической обстановки на опытных полигонах по общепринятым методикам [35, 36, 37] производился отбор почвенных и растительных проб.

Определение выноса ^{137}Cs с лизиметрическими водами. Для оценки выноса ^{137}Cs из верхнего слоя дерново-подзолистых связанно-песчаных почв в пределах зоны 5-34 километров от Чернобыльской АЭС были установлены лизиметры-накопители влаги [38].

Лизиметры представляли собой кюветы из плексигласа высотой 5 см, срезанные с одной стороны почти у основания и заполненные фильтрующим материалом (толченым стеклом с эффективным диаметром 3-5 мм) [30]. Сток влаги из лизиметра осуществлялся через пластмассовую трубку (рис. 1а). Сосудом-накопителем служила стеклянная емкость, закрытая пробкой с двумя отверстиями для стеклянных трубок, нижний конец одной из которых был расположен вблизи выхода из емкости, а верхний соединен через резиновый шланг с пластмассовой трубкой, отводящей воду из лизиметра. Нижний конец второй стеклянной трубки доходил до дна сосуда, а верхний, соединенный с резиновой трубкой, выходит на поверхность. Все резиновые трубки лизиметра помещались в защитные металлические кожухи. Общий вид лизиметра в рабочем состоянии приведен на рисунке 1б.

Для установки лизиметра выкапывался почвенный разрез, в боковой стенке которого с помощью тонкой ножовки выпиливалась щель под слоями почвы 0-2, 0-5 и 0-10 см.

Перед началом эксплуатации лизиметра через резиновую трубку, выходящую на поверхность почвы, при помощи ручного насоса через систему протягивали почвенный воздух, после чего перекрывали конец резиновой трубки зажимом. Спустя требуемое время из стеклянной емкости-накопителя через выведенную на поверхность резиновую трубку откачивали лизиметрические воды в двугорлую колбу при помощи ручного насоса.

Была проведена оценка выноса ^{137}Cs с гравитационным током влаги и количества воды, просачивающейся в течение вегетационного периода (апрель – сентябрь) через слой 0-2 см. Для этого определялись следующие гидрологические константы: влажность завядания (ВЗ), общая влагоемкость (ОВ), общая порозность (Р). Влажность завядания и общую порозность рассчитывали по формулам [39]:

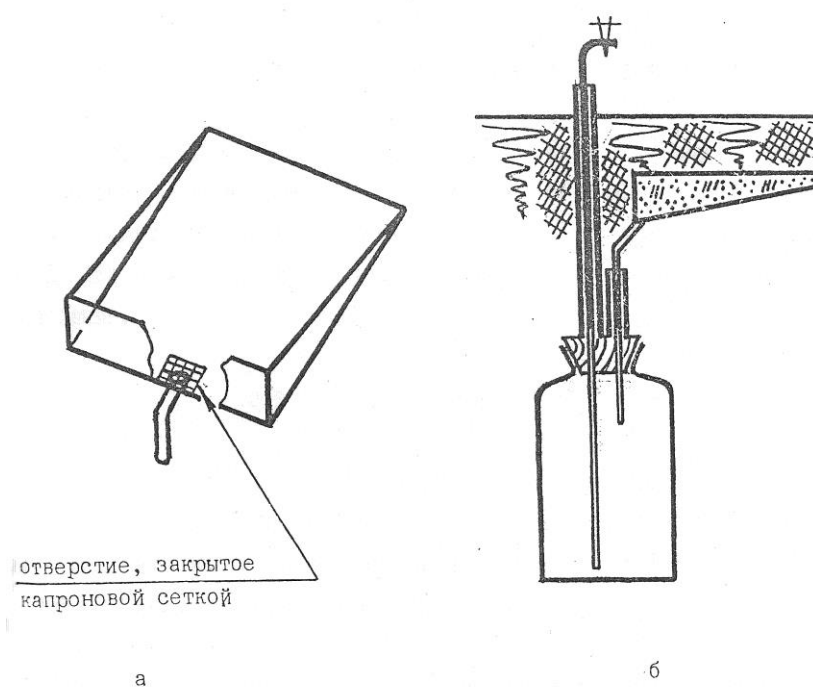


Рис. 1. Устройство (а) и схеме размещения (б) лизиметра в почве

$$BЗ = 1.34 \text{ МГ}, \quad (1)$$

где МГ – максимальная гигроскопическая влажность (определяется в лабораторных условиях, [39]):

$$P = \frac{\rho_s - \rho_b}{\rho_s} \times 100\% \quad (2)$$

где ρ_s – плотность твердой фазы почвы, ρ_b – плотность сложения почвы. Общую влагоемкость определяли в полевых условиях методом малых заливаемых площадей [39]. Максимальное количество влаги осадков, задерживаемое поверхностным слоем почвы, равно разности между общей влагоемкостью и влажностью завядания растений. Объем минимального гравитационного стока из слоя 0-2 см рассчитывали на основании данных о количестве осадков по декадам и, считая, что в период между дождями влажность почвы была равна влажности завядания.

γ-спектрометрия проб. Концентрацию ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве и лизиметрических водах и растениях определяли на γ -спектрометрической установке типа IN-1200 (Франция) с полупроводниковым детектором типа JEM-1200 (США). Ошибка измерения составляла $\pm 10\%$.

Расчет коэффициентов пропорциональности. Универсальным прямым методом оценки подвижности ^{137}Cs является определение его биологической доступности, в частности, по степени перехода радионуклида в растения [40]. Переход ^{137}Cs в растения оценивали при помощи коэффициента пропорциональности ^{137}Cs , (КП) представляющего собой отношение концентрации радионуклида в растениях (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы (кБк/м²). Для γ -спектрометрирования отбирали естественно произрастающие на опытных участках злаковые травы.

Статистическая обработка экспериментальных данных производилась общепринятыми методами [41], как правило, для уровня значимости 5 %, правда, в некоторых случаях данные обрабатывались, исходя из уровня значимости 10 %, что каждый раз особо оговаривалось.

3. Результаты и их обсуждение

Изучение радиологической обстановки на границе Украинского и Белорусского Полесий, проведенное еще в 1965-70-х гг. показало, что этот район отличается необычно высокой подвижностью ^{137}Cs глобальных выпадений в системе почва-растение благодаря особенностям почвенно-растительного покрова. [42, 43, 44]. Значения КН ^{137}Cs здесь составляли 1.8-2.5, что на порядок выше значений, наблюдаемых для большинства регионов бывшего СССР. Это объяснялось слабым закреплением ^{137}Cs в легких по механическому (гранулометрическому) составу дерново-подзолистых почвах при сильном увлажнении. Подтверждением того, что данная закономерность будет наблюдаться для почв экспериментальных участков, могут служить данные по гранулометрическому составу автоморфных почв экспериментальных участков: содержание физической глины в дерново-подзолистых почвах варьировало от 5.1 до 18,5 %, т.е. почвы являются легкими.

Анализ относительного содержания радионуклидов, извлекаемых различными экстрагентами, позволяет определить преобладающие формы их нахождения в почвах и оценить степень доступности растениям [29].

Анализ факторов, определяющих миграцию ^{137}Cs в профиле автоморфных и гидроморфных почв. Вертикальная миграция радиоцезия в профиле почв определяется несколькими процессами. Их условно можно разделить на две группы - происходящие в жидкой фазе и механические. К первой группе относится перемещение радионуклида с гравитационным током влаги и направленная диффузия в водных пленках, образованных почвенным раствором; ко второй группе относятся процессы механического просыпания почвенных частиц, содержащих радиоцезий в почвенном поглощающем комплексе, вглубь профиля, биоперемешивания (в том числе и корнями растений), криотурбаций (особенно в случае гидроморфных почв).

Для того, чтобы построить имитационную модель, адекватно описывающую вертикальную миграцию радиоцезия, состоящую из совокупности вышеуказанных процессов, используются интегрирующие параметры, которые получили названия коэффициентов миграции.

Особое внимание следует уделить такому явлению, как увеличение подвижности в почве ^{137}Cs с ростом глубины, что приводит к пропорциональному увеличению коэффициентов миграции радионуклида.

Изменение подвижности ^{137}Cs в почвах экспериментальных площадок с ростом глубины. В 1988 году было проанализировано распределение по профилю почв ^{137}Cs , вытесненного смешанным электролитом, содержащим 0,05М HCl и 0.5М NH_4Cl в 1 литре раствора [30, 31] NH_4Cl добавляют в раствор для ускорения вымывания из почв катионов (проба на Ca^{2+}). Эту форму радионуклида в почве мы считаем доступной для корневого усвоения растениями (табл. 1).

Для большинства изученных почв наблюдалось увеличение относительного количества доступной формы ^{137}Cs (от его общего содержания) с глубиной. Исключение составляет перегнойно-неглубокоподзолистая иллювиально-гумусовая почва (площадка 4), что связано со специфическими физико-химическими свойствами данной почвы и особенностями водного режима. Увеличение содержания доступной формы ^{137}Cs (в %-х от общего содержания радионуклида в почве) свидетельствует о миграции его вниз по профилю в виде водорастворимых соединений. Почву можно сравнить с хроматографической колонкой, где мигрирующие формы радионуклидов располагаются согласно их подвижностям (самые мобильные снизу, наименее подвижные - сверху).

Таблица 1. Относительное содержание доступной формы ^{137}Cs в профиле почв (данные 1988 г.)

Номер площадки	Слой, см	Суммарная концентрация ^{137}Cs , Бк/кг абсолютно-сухой почвы	Относительное содержание доступного ^{137}Cs , %	Номер площадки	Слой, см	Суммарная концентрация ^{137}Cs , Бк/кг абсолютно-сухой почвы	Относительное содержание доступного ^{137}Cs , %
1	0-1	1.63×10^5	4.2	4	0-1	9.81×10^5	14.3
	1-2	1.15×10^4	4.9		1-2	1.20×10^5	4.6
	2-3	2.55×10^3	5.0		2-3	4.44×10^4	4.6
	3-4	1.52×10^3	8.8		3-4	1.68×10^4	2.8
	4-5	1.04×10^3	7.2		4-5	1.15×10^4	3.4
	5-6	1.07×10^3	не опр.		5-6	1.04×10^4	2.2
	6-8	4.81×10^2	не опр.		6-8	7.40×10^3	2.1
	8-10	4.07×10^2	не опр.		8-10	4.81×10^3	1.2
2	0-1	2.11×10^5	3.9	5	0-1	3.52×10^4	12.3
	1-2	2.37×10^4	11.0		1-2	1.26×10^3	15.4
	2-3	4.07×10^3	13.7		2-3	4.07×10^2	29.4
	3-4	2.11×10^3	21.3		3-4	2.48×10^2	32.3
	4-5	1.74×10^3	18.9		4-5	1.37×10^2	25.0
	5-6	1.37×10^3	26.3		5-6	1.26×10^2	не опр.
	6-8	6.29×10^2	34.5		6-8	1.26×10^2	не опр.
	8-10	4.44×10^2	не опр.		8-10	1.00×10^2	не опр.
3	0-1	5.92×10^5	28.6	6	0-1	1.94×10^5	2.6
	1-2	3.63×10^4	15.6		1-2	7.77×10^4	3.5
	2-3	3.70×10^3	18.5		2-3	5.00×10^4	4.5
	3-4	2.22×10^3	29.4		3-4	4.88×10^4	5.7
	4-5	5.55×10^2	37.0		4-5	1.44×10^4	5.6
	5-6	не опр.	не опр.		5-6	5.92×10^3	9.4
	6-8	не опр.	не опр.		6-8	2.44×10^3	9.3
	8-10	не опр.	не опр.		8-10	2.29×10^3	29.4

Относительное содержание доступной формы ^{137}Cs в почвах изменялось в зависимости от удаленности площадки от аварийного реактора ЧАЭС. Для дерновых почв минимальное содержание доступной формы ^{137}Cs (по отношению к валовому количеству) отмечено на площадке 1, расположенной в "ближней" зоне следа. По мере удаления от ЧАЭС относительное содержание доступной формы ^{137}Cs в верхнем слое 0-2 см дерновых почв увеличивалось, в среднем, в 3-4 раза (площадки 3 и 5). Для гидроморфных почв таких четких закономерностей не выявлено, что, вероятно, обусловлено преобладающим влиянием физико-химических свойств почв и водного режима.

Аналогичные результаты были получены нами в 1991 году [30] для двух почв "ближней" зоны (точки 9 и 10). Здесь также наблюдалось увеличение относительного содержания извлекаемых последовательными вытяжками воднорастворимой, обменной и подвижной кислоторастворимой форм ^{137}Cs с ростом глубины таблицы 2.

Таблица 2. Содержание различных форм ^{137}Cs в слоях почв (с. Красное)

Дата отбора: 01.09.91

Слой, см	Концентрация ^{137}Cs в слое Бк/кг абсолютно- сухой почвы	Относительное содержание ^{137}Cs ,(%), извлекаемого реагентами:		
		H_2O	1 н. $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1 н. HCl
дерново-подзолистая связно-песчаная (т. 9)				
0-2	$3,75 \times 10^5$	0,21	3,90	4,48
2-3	$5,26 \times 10^4$	0,27	7,74	4,88
3-4	$8,97 \times 10^3$	0,58	12,55	7,83
4-5	$4,10 \times 10^3$	0,47	16,54	8,91
5-6	$3,43 \times 10^3$	1,42	14,73	8,58
6-8	$2,19 \times 10^3$	1,79	15,93	7,57
8-10	$1,28 \times 10^3$	1,79	13,42	10,47
аллювиальная лугово-болотная (т. 10)				
0-2	$1,12 \times 10^5$	0,03	0,98	0,95
2-3	$2,40 \times 10^5$	0,17	0,57	0,70
3-4	$8,87 \times 10^4$	0,16	1,15	1,44
4-5	$6,03 \times 10^4$	0,10	1,22	1,20
5-6	$2,80 \times 10^4$	0,52	2,48	1,48
6-8	$8,00 \times 10^3$	0,61	5,64	2,20
8-10	$3,00 \times 10^3$	0,78	10,99	4,24

Из таблицы 2 видно, что для участка 9 (дерново-подзолистая связно-песчаная почва) относительное количество воднорастворимого ^{137}Cs возрастает с 0.21 % в слое 0-2 см до 1.79 % в слое 8-10 см, обменного ^{137}Cs 3.90 % в слое 0-2 см до 13.42 % в слое 8-10 см, а кислоторастворимого 4.48 % до 10.47 % соответственно. На участке 10 относительное количество воднорастворимого ^{137}Cs в слое 8-10 см (0.78 %) было значительно выше, чем в слое 0-2 см (0.03 %). То же самое относится к обменной форме радионуклида (10.,99 и 0.98%% в слоях 8-10 и 0-2 см соответственно) и к кислоторастворимой форме: 4.24 % и 0.95 % соответственно, для вышеуказанных слоев. Для участка 10, расположенного на аллювиальной лугово-болотной почве с ненарушенным сложением, нами наблюдалась тесная корреляционная связь между емкостью катионного обмена в слоях почв и количеством ^{137}Cs , извлекаемого водной вытяжкой ($r = -0.91$), ацетатом аммония (рН 7.0) ($r = -0.81$) и 1N. раствором HCl ($r = -0.78$). Корреляционная связь во всех случаях была существенной на 5 %-ом уровне значимости. В этом случае емкость катионного обмена уменьшалась с ростом глубины согласно уравнению: $EKO = 37.72 \exp(-0.084x)$, где x – глубина, см, (рис. 2).

Участок 10

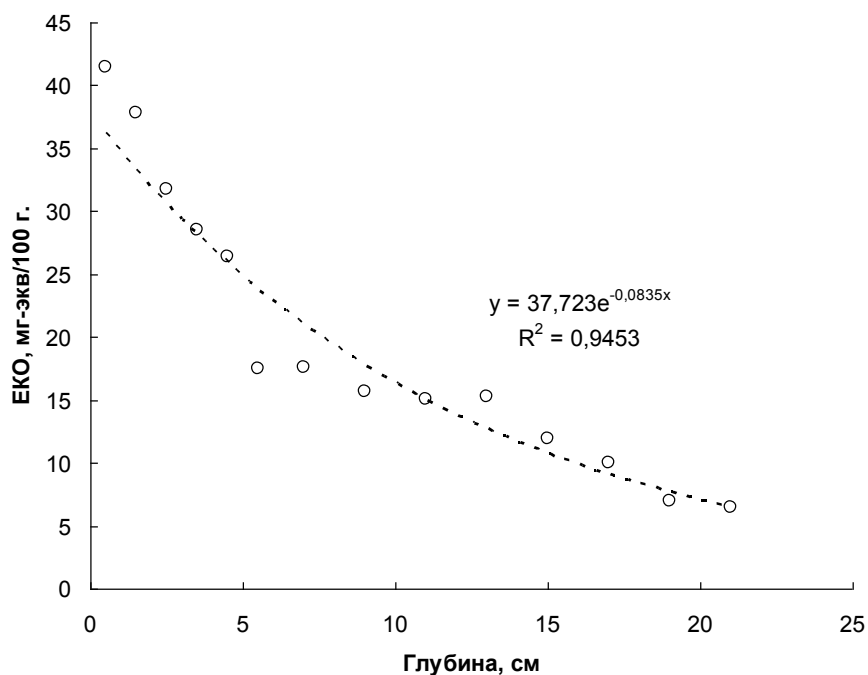


Рис. 2. Изменение ЕКО почвы с ростом глубины.

Вынос ^{137}Cs в нижележащие горизонты с гравитационным током влаги.

Одним из процессов, поддающимся количественной оценке, который играет существенную роль в процессе вертикальной миграции радионуклидов, является миграция последних с гравитационным током влаги. Нами было проведено исследование по изучению процесса миграции ^{137}Cs с гравитационным током влаги на четырех экспериментальных участках, почвенный покров которых представлен как автоморфными (участки 1, 3, 5), так и гидроморфной (участок 4) почвами [30, 31, 32]. При выборе участков учитывались также различия в свойствах радиоактивных выпадений.

В таблице 3 приведены химические характеристики лизиметрических вод.

Все они относятся к III группе по классификации Пальмера [45]. Основные гидрофизические показатели почв, где собирались лизиметрические воды, необходимые для оценки выноса ^{137}Cs из верхнего 0-2 см слоя почв с гравитационным током влаги приведены в таблицах 4 и 5.

Таблица 3. Содержание основных компонентов лизиметрических вод, мг/л

Участок, №	Содержание катионов								Содержание анионов				pH
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Sr ²⁺	Mn ²⁺	Fe ³⁺	Fe ²⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	HC O ₃ ⁻	
1	21.3	1.7	4.0	0.9	0.2	0.02	0.2	0.4	0.01	15.5	31.7	30.5	7.0
3	15.1	1.3	3.9	1.9	0.1	0.03	0.2	0.1	0.02	11.4	19.2	24.4	6.8
4	39.1	2.8	8.6	1.3	0.2	0.10	0.4	0.4	0.39	46.1	96.0	79.3	5.4
5	20.9	1.9	19.9	3.3	0.1	0.05	0.2	0.4	0.07	21.7	28.8	61.0	6.9

Таблица 4. Гидрофизические характеристики почв (слой 0-2 см)

Участок, №	Тип почвы	ВЗ, мм	ОВ, мм	Р _{общ.} , мм	ОВ - ВЗ, мм
1	дерново-подзолистая связанно-песчаная	0.4	5.8	11.1	5.4
3	дерново-подзолистая связанно-песчаная	0.7	5.2	10.5	4.5
4	перегнойно-неглубоко- подзолистая иллю- виально-гумусовая	0.5	7.0	15.9	6.5
5	дерново-подзолистая связанно-песчаная	0.5	5.4	12.1	4.9

Таблица 5. Количество воды, просочившейся через слой 0-2 см в течение вегетационного периода, мм

Год исследования	Общее количество осадков, мм	Участок, №			
		1	3	4	5
1988	297,8	239	249	228	245
1990	296,5	234	243	222	239

Анализ результатов лизиметрических опытов показывает (табл. 6), что вынос ^{137}Cs с гравитационным током влаги в течение вегетационного периода (апрель-сентябрь) был незначительным и составил 0.011-0.060 % в 1988 г. и 0.006-0.026 % в 1990 г., что вполне согласуется с результатами исследований, полученными другими учеными [5]. Следует подчеркнуть, что в слое 0-2 см находится основная доля ^{137}Cs – соответственно для точек 1, 3, 4 и 5: 95.9: 96.3; 91.4 и 96.2 % от содержания в слое 0-20 см. Уменьшение концентрации радионуклида в верхнем слое 0-2 см за два года исследований было незначительным. Установлена зависимость выноса ^{137}Cs от характеристик выпадений и форм нахождения радионуклида в почве. На участках, где загрязнение обусловлено парогазовой фракцией выпадений (участки 3 и 5), концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах коррелирует с содержанием обменной формы радионуклида в почвах - с уменьшением обменного ^{137}Cs в 1988-90 гг. в 1.5-3.4 раза концентрация радионуклида в лизиметрических водах снизилась в 1.9-3.2 раза (табл. 7).

Сравнительно высокая концентрация ^{137}Cs в наблюдалась в лизиметрических водах, собранных на участке 1, где в выпадениях преобладала топливная компонента. При этом содержание радионуклида в обменной форме было минимальным - в 1.1-17.5 раз меньше по сравнению с другими участками.

Таблица 6. Содержание ^{137}Cs в обменной форме и вынос в лизиметрические воды

Участок, №	Содержание обменной формы ^{137}Cs в слое 0-2 см				Вынос ^{137}Cs за пределы слоя 0-2 см			
	1988		1990		1988		1990	
	кБк/м ²	%	кБк/м ²	%	Бк/м ²	%	Бк/м ²	%
1	83	2.42	74	1.70	1195	0.036	468	0.015
3	1449	16.83	601	6.98	5206	0.060	1606	0.019
4	759	14.19	221	4.13	2507	0.048	1309	0.026
5	92	10.83	61	7.20	98	0.011	48	0.006

Таблица 7. Концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах (Бк/л)

Год исследования	Участок, №			
	1	3	4	5
1988	5.0	21.0	11.0	0.4
1990	2.0	6.6	5.9	0.2

Можно предположить, что частично переход ^{137}Cs в лизиметрические воды за счет выщелачивания из трансформированных топливных частиц, прежде всего графитовых.

Распределение ^{137}Cs в профиле почв и оценка параметров миграции с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели. На основании полученных данных по распределению ^{137}Cs в профиле почв, используя конвективно-диффузионную модель вертикальной миграции радионуклидов можно рассчитать основные параметры миграции радионуклида для разных типов почв, например, коэффициенты миграции (квазидиффузии) M (см²/год), квазидиффузии D (см²/год), константу скорости вертикальной миграции V (см²/год).

Для определения параметров вертикальной миграции ^{137}Cs мы использовали [30] простую и достаточно хорошо описывающую реальные физические процессы, происходящие в почве, двухкомпонентную модель, которую можно формализовать следующим уравнением:

$$c(x,t) = \frac{Q_1 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_1 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_1 t}\right) + \frac{Q_2 \exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_2 t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4M_2 t}\right), \quad (3)$$

где $c(x,t)$ – объемная концентрация (активность) радионуклида (Бк/дм³) на расстоянии x от поверхности почвы в момент времени t , Q – общее количество радионуклида, выпавшее на поверхность почвы; Q_1 – часть радионуклида, которая связана с медленной компонентой при вертикальной миграции; Q_2 – часть радионуклида, связанная с быстрой компонентой; M_1 и M_2 – соответственно, компоненты миграции медленной и быстрой компонент; t – время, прошедшее с момента выпадения радионуклида.

В таблице 9 приведены коэффициенты квазидиффузии "медленной" (M_1) и "быстрой" (M_2) компонент вертикальной миграции ^{137}Cs , полученные на основании данных по распределению радионуклида в профиле исследованных почв в 1990-1991 гг. (рис. 3, табл. 8).

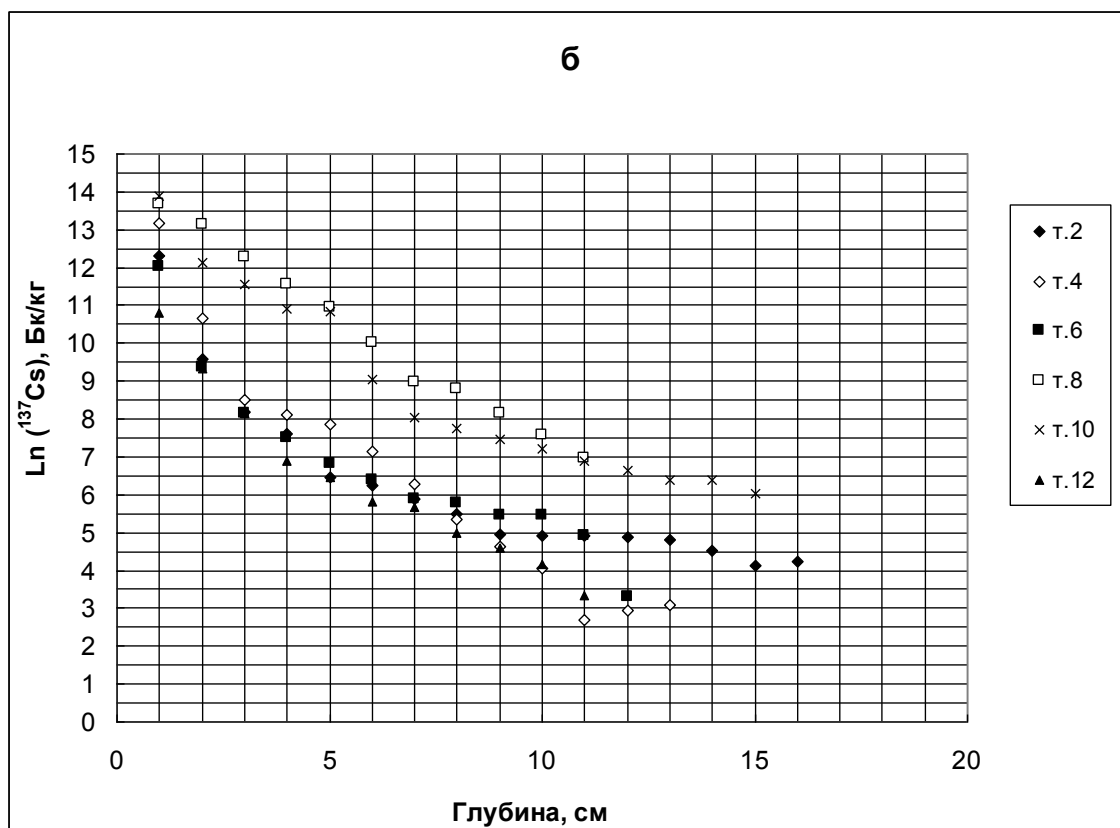
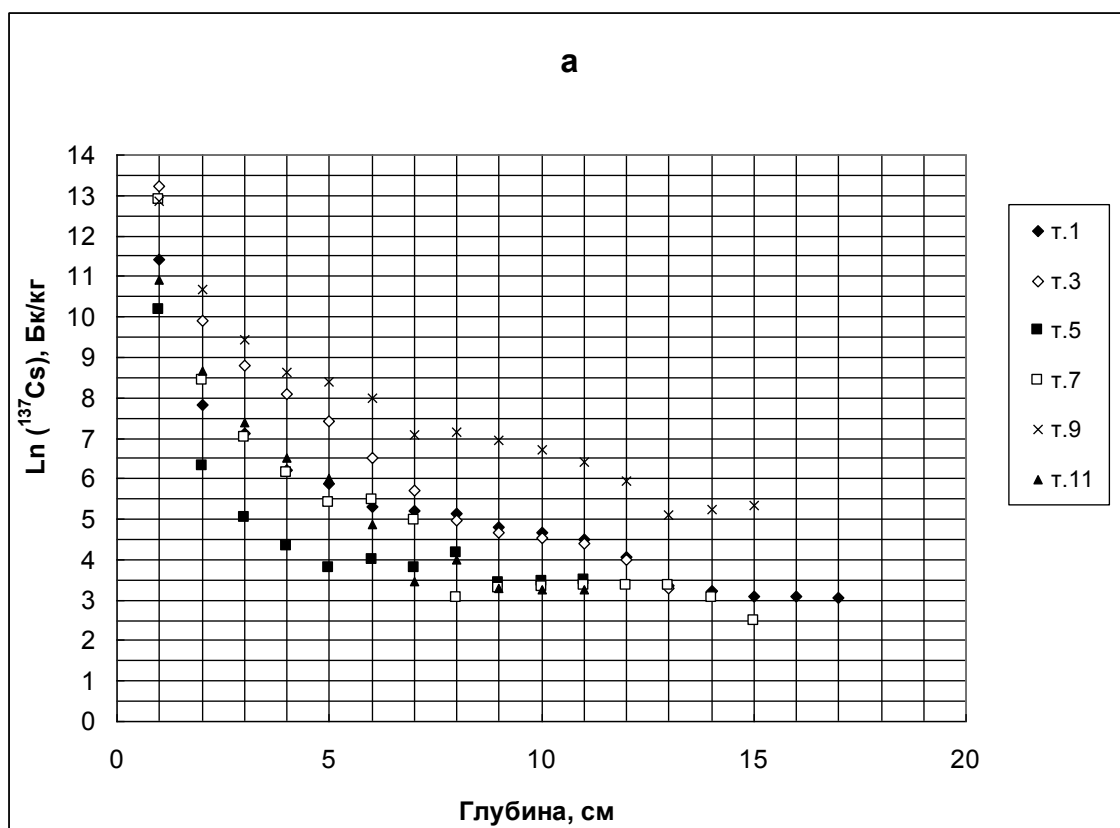


Рис. 3. Концентрация ^{137}Cs в слоях почв в пересчете на дату отбора (дата отбора тт. 9, 10: 01.09.91, остальные: 01.09.90): **а** – автоморфные почвы, **б** – гидроморфные почвы

Таблица 8. Относительное содержание ^{137}Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 30-км зоне Чернобыльской в пересчете на дату отбора проб

Слой, см Точка, №	Относительное содержание ^{137}Cs в слое почвы, % (с учетом плотности сложения горизонтов)											
	1	2	3	4	5	6	7	8*	9	10	11	12
0-2	95.79	93.20	96.29	91.35	96.29	93.27	98.64	62.12	89.56	76.10	88.19	79.42
2-3	1.48	3.94	2.11	6.02	1.44	3.49	0.60	19.60	5.37	9.86	7.08	12.53
3-4	0.73	0.97	0.71	0.72	0.40	1.04	0.19	8.17	1.54	5.47	2.02	3.73
4-5	0.30	0.55	0.35	0.48	0.20	0.54	0.08	4.10	0.72	2.87	0.82	1.09
5-6	0.21	0.17	0.18	0.37	0.12	0.27	0.04	2.34	0.56	2.66	0.50	0.69
6-8	0.26	0.29	0.17	0.58	0.31	0.40	0.09	1.87	0.75	1.03	0.55	0.85
8-10	0.24	0.20	0.07	0.25	0.26	0.24	0.06	0.66	0.30	0.38	0.14	0.75
10-12	0.24	0.14	0.04	0.11	0.40	0.24	0.01	0.57	0.32	0.38	0.29	0.41
12-14	0.18	0.08	0.03	0.05	0.19	0.17	0.01	0.30	0.27	0.28	0.14	0.28
14-16	0.16	0.08	0.02	0.03	0.20	0.18	0.01	0.17	0.21	0.22	0.14	0.18
16-18	0.13	0.08	0.02	0.01	0.20	0.10	0.01	0.10	0.16	0.20	0.14	0.08
18-20	0.09	0.08	0.01	0.01	---	0.05	0.01	---	0.10	0.16	---	---
20-22	0.05	0.07	0.01	0.01	---	---	0.01	---	0.04	0.16	---	---
22-24	0.04	0.06	---	---	---	---	0.009	---	0.05	0.16	---	---
24-26	0.03	0.04	---	---	---	---	0.005	---	0.05	0.11	---	---
26-28	0.03	0.04	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
28-30	0.03	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

* - верхний уровень грунтовых вод расположен на глубине 18 см.

Дата отбора проб: тт. 9, 10 – 01.09.91, остальные – 01.09.90

Обращает на себя внимание тот факт, что величины M_2 для почв "ближней" зоны несколько выше (1.69 -19.4), чем для почв "дальней" зоны: 0.65 – 1.94 см² в год, что также подтверждает факт большей подвижности ^{137}Cs в "чернобыльских" выпадениях ближней зоны за период между аварией на ЧАЭС в 1986 г. и моментом отбора проб в 1990г.

Изучение вертикальной миграции ^{137}Cs указывает на неодинаковую глубину проникновения радионуклида в почвах автоморфного и гидроморфного ряда. Для первых, рассчитанный на основании экспериментальных данных (рис. 3, таблица 8) центр распределения радионуклида, определяемый по формуле $X = \sqrt{2Dt}$ [46], в 1990 году находится на глубинах от 1.05 см до 1.41 см (в среднем, 1.20 см), для вторых – от 1.20 до 2.04 см (в среднем, 1.52 см). Это объясняется тем, что коэффициенты миграции медленных компонент, играющих главную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв (табл. 9). В этой же таблице приведены соотношения долей радионуклида, мигрирующих в виде медленной (1) и быстрой (2) компонент.

Таблица 9. Коэффициенты миграции "медленной" (M_1) и "быстрой" (M_2) компонент миграции ^{137}Cs , см²/год (1990 год)

Точка,	M_1	M_2	отношение компонент 1/2	Точка,	M_1	M_2	отношение компонент 1/2
1	0.15	9.23	45.6	7	0.14	1.62	513.7
2	0.22	19.4	75.2	8	0.48	1.06	32.8
3	0.17	1.94	544.0	9	0.16	1.69	62.8
4	0.18	0.65	98.5	10	0.36	3.15	73.7
5	0.11	1.63	-	11	0.21	0.81	66.3
6	0.19	1.24	118.1	12	0.25	0.84	37.3

Как правило, содержание радионуклида в виде медленной компоненты значительно превышает его содержание в виде быстрой компоненты.

На основании анализа кривых распределения ^{137}Cs в профиле почв было установлено, что концентрация радионуклида, например, в верхнем слое 0-1 см через 35 лет снизится весьма значительно (в 5.7-6.6 раз). И это, во многом, является следствием существенного выноса радионуклида из этого слоя в нижележащие горизонты.

С радиологической и санитарно-гигиенической точки зрения очень важным показателем является период полуочищения от ^{137}Cs корнеобитаемого слоя почвы. С помощью двухкомпонентной квазидиффузионной модели вертикальной миграции ^{137}Cs были получены следующие значения вышеупомянутого показателя (табл. 10). Для слоя 0-5 см автоморфных почв они составили: 24.09-27.77 года, гидроморфных почв: 18.80-25.09 года, а для слоя 0-10 см автоморфных и гидроморфных почв соответственно 29.48-30.11 лет и 27.29-29.93 года.

Эти данные согласуются с результатами исследований, полученными другими авторами [4, 6, 7]. Здесь также прослеживается тенденция к некоторому укорачиванию периодов полуочищения от ^{137}Cs слоев 0-5 и 0-10 см гидроморфных почв.

Для оценки интенсивности процесса вертикальной миграции радиоцезия в почвах и воздействия его на поступление радионуклида в растения чрезвычайно важным показателем является экологический период полуочищения от ^{137}Cs корнеобитаемого слоя почв, т.е. без учета радиоактивного распада нуклида. В таблице 11 приводятся значения соответствующего показателя в слоях 0-5 и 0-10 см почв экспериментальных участков.

Таблица 10. Эффективные периоды полуочищения верхних слоев почв от ^{137}Cs (с учетом радиоактивного распада радионуклида)

Участок, №	Период полуочищения от ^{137}Cs , (лет) для слоя:	
	0-5 см	0-10 см
1	25.63	29.48
2	23.62	29.35
3	25.49	29.99
4	25.09	29.93
5	27.77	30.14
6	24.74	29.85
7	25.56	30.08
8	18.80	27.29
9	25.62	29.87
10	20.64	28.42
11	24.09	29.73
12	22.92	29.41

Таблица 11. Экологические периоды полуочищения от ^{137}Cs верхних слоев почв

Участок, №	Период полуочищения от ^{137}Cs , (лет) для слоя:	
	0-5 см	0-10 см
1	535	881
2	371	610
3	492	809
4	461	758
5	763	1253
6	437	718
7	598	982
8	172	282
9	512	841
10	229	376
11	393	646
12	327	538

Эти данные указывают на существенно большую интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах, чем в сопряженных с ними автоморфных, проявляющуюся в укорачивании периодов полуочищения от радионуклидов

корнеобитаемых слоев 0-5 и 0-10 см гидроморфных почв: 172-461 и 282-758 лет соответственно по сравнению с сопряженными автоморфными: 393-763 и 646-1253 года.

Выявить влияние формы выпадения радионуклидов на интенсивность процесса вертикальной миграции, т.е. различие в скоростях миграции ^{137}Cs в "ближней" и "дальней" зонах не удалось.

Поведение ^{137}Cs в системе "почва – растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС. Коэффициент пропорциональности (КП), отражающий накопление радионуклидов растениями, является одним из основных параметров, характеризующих подвижность радионуклидов в почве. Его определяют по формуле; $\text{КП} = (\text{Бк/кг растения})/(\text{кБк/м}^2 \text{ почвы})$ Особенности перехода ^{137}Cs в естественно произрастающие в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС травы (в основном злаковые) были изучены нами после аварии на ЧАЭС в 1988-1992 гг. и проведено сравнение их с известными закономерностями миграции глобальных форм выпадения радионуклида в системе "почва-растение" [30, 31, 34]. При этом особое внимание было уделено двум вопросам - во-первых, оценке влияния свойств почв и характеристик выпадений на размеры накопления ^{137}Cs растениями, а во-вторых, динамике коэффициентов пропорциональности ^{137}Cs [47].

Влияние почвенных характеристик и свойств выпадений на переход ^{137}Cs в растения. Изучение особенностей поведения "чернобыльского" ^{137}Cs в системе "почва-растение" в пределах 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС мы начали с определения влияния важнейших химических свойств почв, таких как рН водной и солевой вытяжек, ЕКО, содержание подвижных форм фосфора, калия и марганца, а также свойств радиоактивных выпадений, выраженных коэффициентами относительного обогащения последних нелетучими радионуклидами ^{90}Sr , ^{144}Ce на переход ^{137}Cs из почвы в растения. Именно совокупное влияние этих двух факторов плюс особенности водного режима почв полностью контролируют процесс поглощения радиоцезия растениями.

Для измерения концентрации ^{137}Cs в растениях была отобрана надземная часть естественно произрастающих на исследуемых участках злаковых трав (в основном, щучки дернистой – *Deshampsia caespitosa* L., доминирующей на многих участках). На основе данных по плотности загрязнения экспериментальных участков ^{137}Cs и концентрации этого радионуклида в надземной части растений были рассчитаны коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs (Бк/кг сухого растительного материала)/(кБк/м² почвы) для растений экспериментальных площадок. В 1990 году они составили (в скобках приведены средние концентрации ^{137}Cs в растениях, кБк/кг, n=8): 8.03 (25.8), 12.7 (54.6), 9.98 (77.3) и 64.0 (458.6) соответственно для точек 1, 2, 9 и 10, расположенных в "ближней" зоне. Для остальных точек, находящихся в "дальней" зоне величины КП были равны: 3.70 (31.9) и 5.70 (30.0) для точек 3 и 4; 1.77 (1.39) и 2.26 (2.83) для точек 5 и 6; 0.58 (3.55) и 0.72 (4.21) для точек 7 и 8; и, наконец, КП для точек 11 и 12 составили соответственно: 4.25 (2.25) и 1.02 (0.39). На участках, расположенных в "ближней" зоне, накопление ^{137}Cs растениями в 1988-90 гг. было значительно выше (КП 8.03-64.0) чем в "дальней" (КП 0.58-5.70). О том, что форма выпадения в значительной степени влияет на поступление ^{137}Cs в растения, свидетельствуют высокие положительные значения коэффициентов парной корреляции между $f_{144/137}$, $f_{90/137}$ [29] и КП ^{137}Cs для автоморфных почв ($r^2 = 0,92$ и $r^2 = 0,82$, соответственно), (рис. 6). Корреляция существенна на уровне значимости 5 %. В то же время, связь между агрохимическими показателями почвы [29] и доступностью ^{137}Cs растениям прослеживается отчетливо лишь для участков», расположенных в "дальней" зоне, особенно, в случае принадлежности их к автоморфному ряду.

Это объясняется тем, что для гидроморфных почв переход ^{137}Cs в растения сильно зависит от водного режима. На гидроморфных почвах поступление ^{137}Cs в растения значительно выше, чем на автоморфных. В целом же, для всех типов почв "дальней" зоны наибольшее влияние на переход ^{137}Cs в растения оказывают рН водной и солевой вытяжек, что согласуется с результатами исследований других авторов [48]. Значения r между величинами $r_{\text{H}_{2}\text{O}}$, $r_{\text{солев}}$ и КП ^{137}Cs равны, соответственно, -0.66; -0.71 (корреляция между $r_{\text{H}_{2}\text{O}}$ и КП ^{137}Cs является существенной на уровне значимости 10 %, а между $r_{\text{солев}}$ и КП ^{137}Cs – на уровне значимости 5 %), т. е. Высокая актуальная и потенциальная кислотность способствуют накоплению ^{137}Cs в растениях. На рисунке 4 приведены графики, иллюстрирующие линейную регрессионную зависимость между рН водной и рН солевой

вытяжек соответственно и переходом ^{137}Cs в растения. В первом связь между рН водной вытяжки и КП ^{137}Cs выражается уравнением: $KП = 9.83 - 1.46 \times \text{pH}_{\text{водн}}$, во втором $KП = 9.44 - 1.57 \times \text{pH}_{\text{солев}}$.

Весьма незначительно воздействие подвижного калия в естественных количествах на доступность растениям ^{137}Cs : коэффициент парной корреляции между содержанием подвижной формы K_2O и КП ^{137}Cs равен -0.45 (корреляционная связь не является существенной). Накопление ^{137}Cs в растениях не зависит от содержания подвижного фосфора ($r = -0.40$) и кальция ($r = -0.38$).

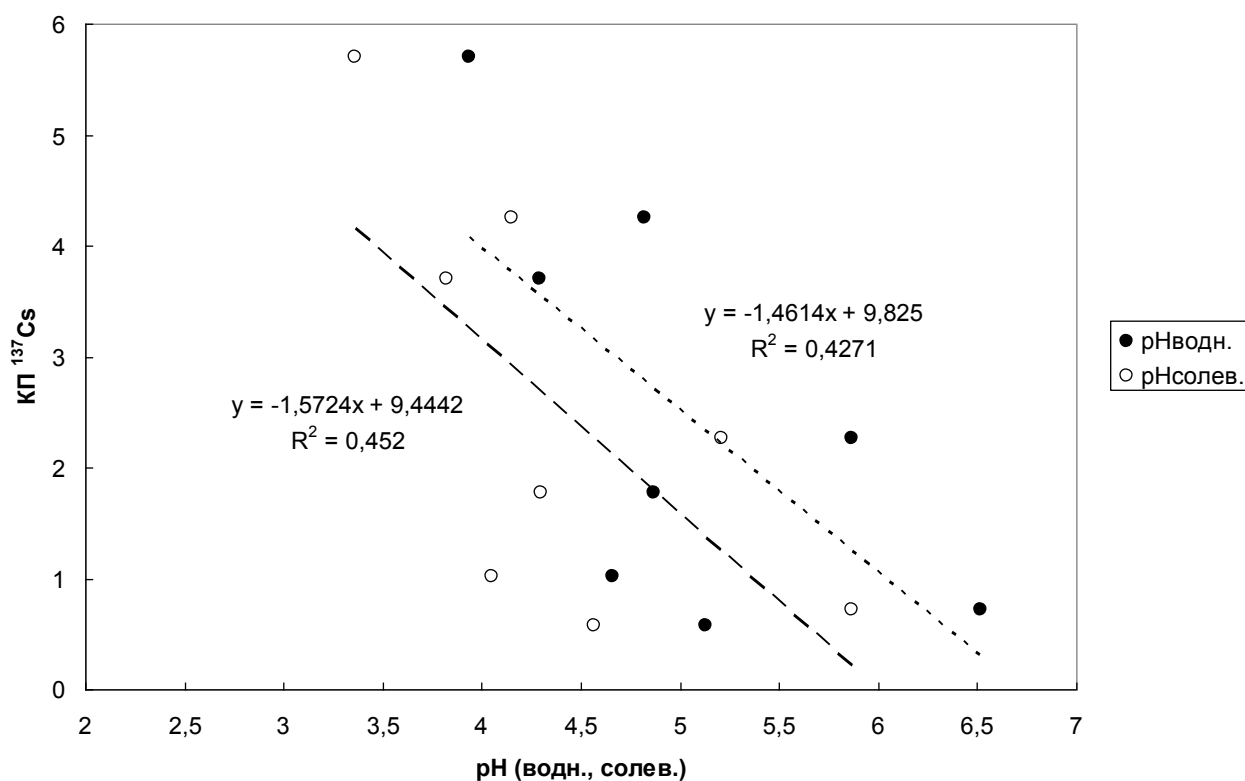


Рис. 4. Влияние рН почв «дальней» зоны на поступление ^{137}Cs в растения

Остальные макроэлементы и другие химические показатели почв не влияют на поступление ^{137}Cs в растения. Не удалось установить наличие существенной корреляционной связи между $\text{C}_{\text{орг}}$ или ЕКО и КП ^{137}Cs (между двумя первыми показателями имеется существенная корреляция, $r=0.99$). На рисунке 5 приведены график и соответствующее ему линейное уравнение регрессии $\text{ЕКО} = -5.38 + 4.74 \times \text{C}_{\text{орг}}$. Некоторые авторы [49, 50] указывают на существенную множественную корреляцию между содержанием в почвах обменного К, количеством физической глины, содержанием органического углерода и переходом ^{137}Cs в растения.

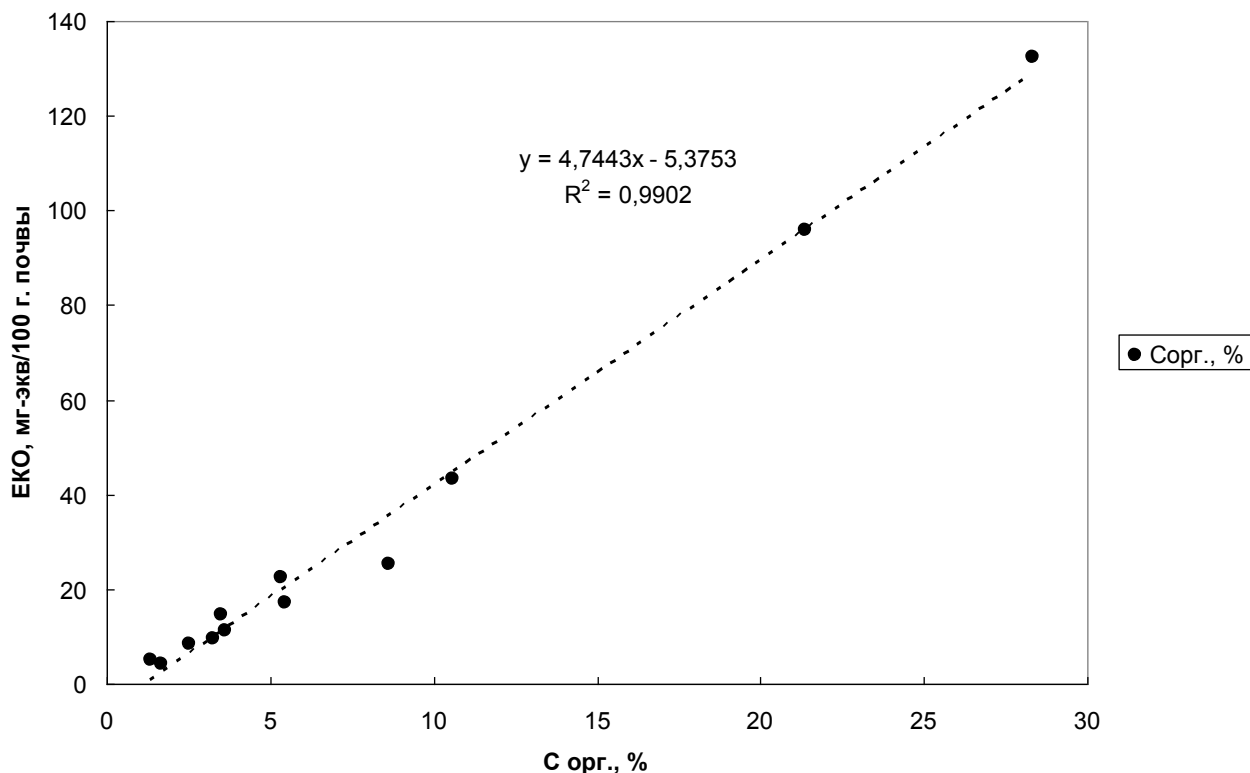


Рис. 5. Зависимость между содержанием $S_{орг}$ и ЕКО почв

Нам не удалось получить результаты, указывающие на достоверную множественную корреляционную связь между указанными параметрами. Для почв "дальней" зоны северного следа выброса Чернобыльской АЭС экспериментально найденные величины r и r^2 были равны 0.59 и 0.35 (данные по гранулометрическому составу исследованных почв приведены в работе [29]).

Влажность почв как функция водного режима последних является важным фактором, оказывающим влияние на поступление ^{137}Cs в растения. Ввиду того, что для гидроморфных почв выяснение степени их гидроморфности является невыполнимой задачей, а водный режим, как отмечено выше, оказывает сильное влияние на поступление ^{137}Cs в растения, мы решили ограничиться выборкой, включающей автоморфные почвы, для выяснения связи между доступностью радионуклида растениям и формой его выпадения. Корреляционный анализ, проведенный для автоморфных почв, выявил тесную положительную связь между величинами $f_{144/137}$, $f_{90/137}$, и коэффициентами пропорциональности ^{137}Cs в течение периода 1988-1990 гг. В 1990 году коэффициенты парной корреляции между указанными величинами составили $r = 0.95$ и $r = 0.89$ соответственно. В обоих случаях корреляция достоверна на уровне значимости 5 %. Графики соответствующих линейных регрессионных зависимостей изображены на рисунке 6. Они описываются уравнениями: $KП = 1.37 + 3.47 \times (f_{144/137})$ и $KП = 1.15 + 7.40 \times (f_{90/137})$.

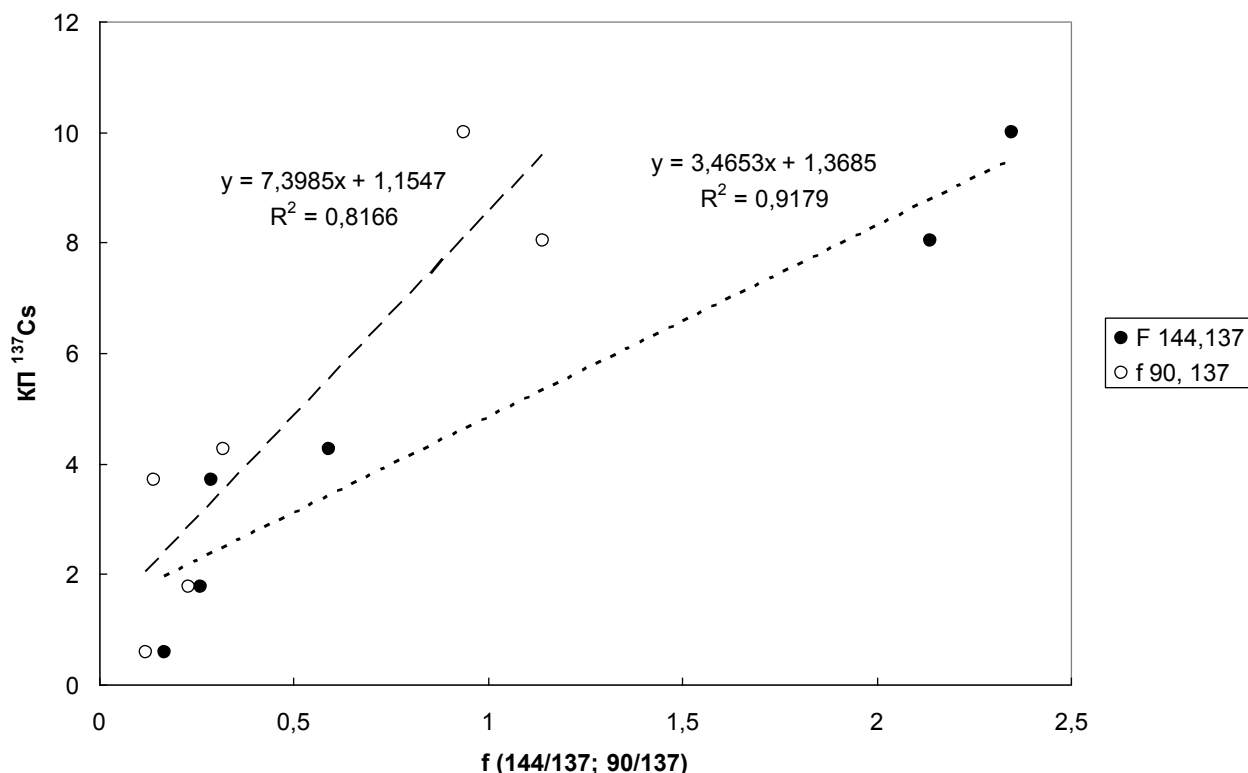


Рис. 6. Зависимость между коэффициентами фракционирования радионуклидов и КП ¹³⁷Cs

Тесная обратная корреляционная зависимость отмечается также между содержанием в почвах автоморфного ряда «дальней» зоны подвижной формы фосфора и накоплением ¹³⁷Cs растениями ($r^2 = -0.91$). Величины r достоверны на уровне значимости 5 %. График линейной регрессионной зависимости между содержанием в автоморфных почвах «дальней» зоны подвижной формы P_2O_5 и КП ¹³⁷Cs описывается уравнением: $KП^{137Cs} = 5.38 - 0.129 \times (P_2O_5)$.

Зависимости между рН водной вытяжки четырех вышеназванных почв и КП ¹³⁷Cs и рН солевой вытяжки и КП ¹³⁷Cs, описываются, соответственно, уравнениями: $KП = 18.68 - 3.37 \times (рН_{водн})$ и $KП = 21.66 - 4.53 \times (рН_{солев})$.

Подвижный калий влияет на доступность ¹³⁷Cs растениям в значительно меньшей степени ($r = -0.64$). Корреляция достоверна на уровне значимости 10 %. Из вышесказанного следует, что, выброшенные в результате аварии на ЧАЭС топливные частицы, претерпели сильные изменения. ¹³⁷Cs этих выпадений стал более доступным для растений, чем ¹³⁷Cs выпадений в «дальней» зоне. Это может быть связано с переходом радионуклида в «дальней» зоне в ППК с последующей фиксацией в почве и влиянием агрохимических свойств почв на поступление ¹³⁷Cs в растения. Тесная обратная корреляция между переходом радионуклида в растения и содержанием в почве подвижных форм фосфора может быть объяснена соосаждением ¹³⁷Cs с катионами алюминия, железа и марганца при образовании последними и труднорастворимых фосфатов.

Динамика перехода ¹³⁷Cs в растения. Чрезвычайно пристальное внимание исследователи уделяют процессам динамики перехода радионуклидов из почвы в растения, так как это позволяет количественно оценить поступление радионуклидов из почвы в пищевые цепочки на ближайшую и сравнительно отдаленную перспективы и, соответственно, спланировать комплекс необходимых сельскохозяйственных, санитарно-гигиенических и других мероприятий по снижению поступления радионуклидов в организм человека в различные периоды после аварии.

Таблица 12. Коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs для вегетативной массы злакового травостоя

Точка, №	КП, (Бк/кг)/(кБк/м ²)			
	1988 г.	1989 г.	1990 г.	1992 г.
1	16.9±3.5	14.8±5.3	7.0±1.9	6.6±1.7
2	17.3±1.1	11.7±1.6	12.7±4.0	10.8±3.7
3	5.9±0.6	2.4±0.2	3.7±1.3	1.9±0.3
4	35.3±14.6	14.2±2.2	5.7±2.7	1.6±0.4
5	2.2±0.3	1.5±0.1	1.8±0.7	0.8±0.1
6	7.0±2.1	3.7±0.1	2.3±0.3	3.21±0.8

В работе [30] была предпринята попытка количественной оценки динамики процесса поглощения радиоцезия растениями.

Величины доверительных интервалов для среднего коэффициентов пропорциональности ^{137}Cs , приведенные в таблице 12, свидетельствуют, в целом, об уменьшении доступности радионуклида растениям в 1990 г. по сравнению с 1988 г.; в то же время, биологическая доступность ^{137}Cs в почвах "ближней" зоны оказалась выше, чем в почвах "дальней" зоны. Уменьшение доступности ^{137}Cs растениям в 1990 г. связано, по-видимому, со снижением относительного содержания обменной (в 1.3-3.3 раза) и подвижной (в 1.1-2.0 раза) форм ^{137}Cs в почвах в результате процессов "старения" радионуклида [29]. В связи с этим следует отметить, что на торфяной почве (точка 6) наблюдалось некоторое увеличение относительного содержания этих форм радионуклида в связи с разрушением растительного материала, первоначально сорбировавшего ^{137}Cs что не привело, однако, к аналогичному увеличению поступления ^{137}Cs в растения. Последнее, по-видимому, связано со снижением уровня грунтовых вод в 1990 г. по сравнению с 1988 г. вследствие ирригационных мероприятий на данном участке.

На основании данных по снижению накопления растениями ^{137}Cs в 1988, 1989, 1990 и 1992 годах в пределах 30-километровой зоны ЧАЭС (табл. 12) были получены следующие периоды полууменьшения накопления ^{137}Cs растениями: т.1 – 2.69 года; т.2 – 5.90 лет; т.3 – 2.03 года; т.4 – 0.97 года; т.5 – 3.01 года; т.6 – 2.09 года. Эти данные согласуются с периодами полууменьшения относительного содержания радионуклида в обменной и кислоторастворимой (н. HCl) формах соответственно: т. 1 – 2.04 и 3.15 лет; т.2 – 3.30 и 4.33 лет; т.3 – 3.65 и 3.47 лет; т.5 – 7.70 и 3.15 лет. Для точек 4 (перегнойно-подзолистая грунтово-оглееная) и 6 (перегнойно-торфяная почва), с наиболее выраженными признаками гидроморфизма, не наблюдалось снижения содержания вышеуказанных форм ^{137}Cs в почвах [29].

Для получения общих закономерностей, характеризующих процесс динамики накопления ^{137}Cs растениями на почвах автоморфного и гидроморфного ряда, а также на перегнойно-торфяных почвах, расположенных на различном удалении от ЧАЭС по ходу северного следа аварийного выброса, в 1987-1992 гг., была использована обобщенная выборка, в которую включили данные, приведенные в работе [34].

Уменьшение величины коэффициентов пропорциональности ^{137}Cs для разных типов почв в зависимости от расстояния от ЧАЭС приведены на рисунке 7.

Удалось выяснить, что снижение перехода ^{137}Cs в растения с течением времени как и в случае с динамикой процесса десорбции радионуклида, хорошо описываются экспоненциальными уравнениями типа:

$$КП = exp(a+bt), \quad (4)$$

где a и b – коэффициенты пропорциональности, t – время, прошедшее после аварии. Так, для автоморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне (2-15) км, значения a и b равны 1.85, -0.11, для периода времени с 1987 по 1992 года (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 6.4 года). Для автоморфных почв "дальней" зоны эти коэффициенты равны 0,98 и -0.16 (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 4.2 года). Для гидроморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне, значения a и b равны 1.81 и -0.10 для того же периода времени, (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 7.3 года). Для гидроморфных почв "дальней" зоны эти коэффициенты равны 1.89 и -0.34 (период полууменьшения содержания ^{137}Cs в растениях равен 2.1 года).

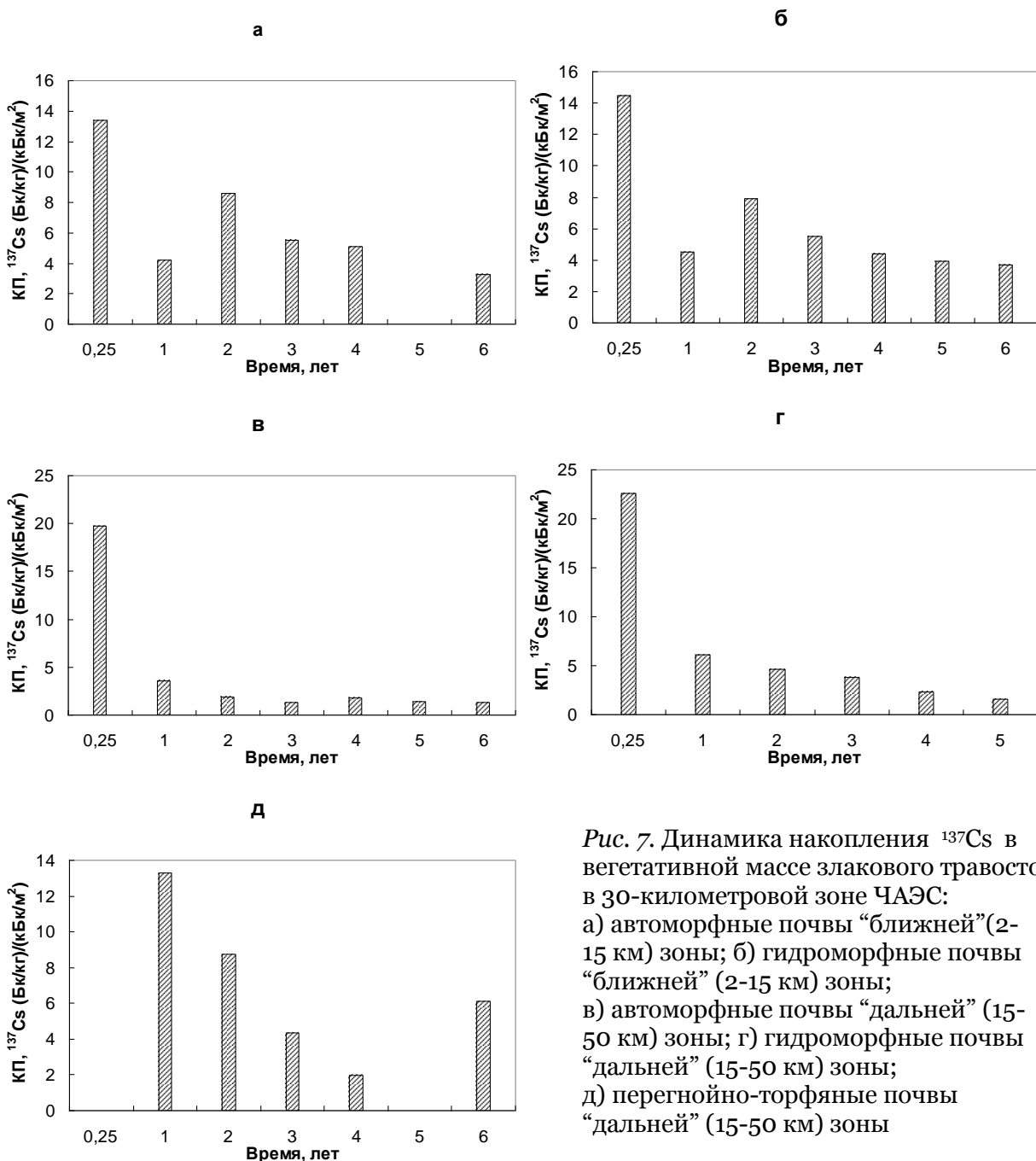


Рис. 7. Динамика накопления ^{137}Cs в вегетативной массе злакового травостоя в 30-километровой зоне ЧАЭС:
 а) автоморфные почвы "ближней" (2-15 км) зоны; б) гидроморфные почвы "ближней" (2-15 км) зоны;
 в) автоморфные почвы "дальней" (15-50 км) зоны; г) гидроморфные почвы "дальней" (15-50 км) зоны;
 д) перегнойно-торфяные почвы "дальней" (15-50 км) зоны

Здесь наблюдается аналогия с динамикой процесса десорбции доступных растениям радиоцезия из почвы. Так, например, скорость уменьшения процесса поглощения ^{137}Cs растениями для автоморфных почв "дальней" зоны, определяемая абсолютной величиной параметра b , значительно ниже, чем для гидроморфных почв, расположенных в этой же зоне, что можно объяснить теми же причинами, которые были использованы для объяснения поведения доступных растениям форм ^{137}Cs [29].

4. Заключение

В результате проведения комплекса полевых работ в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и лабораторных исследований [30, 34] по изучению поведения основных радиологически значимых радионуклидов – продуктов деления ядерного топлива» и прежде всего ^{137}Cs , в природных экосистемах, были получены результаты, свидетельствующие о существенном различии в миграционной способности ^{137}Cs глобальных выпадений и "чернобыльского".

На территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС были выделены 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа "ближней" зоной, преобладала топливная компонента (коэффициенты фракционирования нелетучих ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно легколетучего ^{137}Cs больше или равны 1); во второй, названной "дальней" зоной, преобладала конденсационная компонента (коэффициенты фракционирования ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs < 1).

В пределах двух выделенных зон поведение радионуклидов в системе "почва-растение" весьма различно. В "ближней" к реактору зоне свойства ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce в значительной степени определяются вхождением их помимо ППК (почвенного поглощающего комплекса) в состав трансформированных топливных частиц.

Радиоцезий, входящий в состав частиц композитных материалов (прежде всего, графита), максимальное количество которых сосредоточено в "ближней" к реактору зоне, в течение всего периода исследований (1986-1992 гг.) постепенно выщелачивался из них, оставаясь легкодоступным для усвоения растениями. В то же время, большая часть радионуклида, перешедшая в почвенный поглощающий комплекс, стала более труднодоступной для растений вследствие процесса необратимой фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами почвы. Таким образом, в течение периода исследований (1988-1992 гг.) подвижность радиоцезия в системе "почва-растение" должна быть (и была) выше в "ближней" к реактору зоне, где преобладают топливные частицы, в том числе и композитных материалов, чем в "дальней", с преобладанием конденсационной формы выпадения, что и было подтверждено экспериментальными данными. Коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs , в "ближней" зоне, в среднем, оказались, в 1988 г. в 1.6, в 1989 г. в 2.4, в 1990-м – в 3.1, а в 1992 году – в 4.0 раза выше, чем в "дальней". Была также отмечена повышенная концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах, собранных на участке, где в выпадениях преобладала топливная компонента. При этом содержание радионуклида в обменной форме было минимальным – в 2.5-7 раз меньше по сравнению с другими участками, расположенными в "дальней" зоне. Это может быть связано с переходом ^{137}Cs в лизиметрические воды за счет выщелачивания из частиц графита и трансформированного ядерного топлива.

Поступление ^{137}Cs в естественный злаковый травостой также снижалось с течением времени по экспоненциальному закону, что, по-видимому, связано с уменьшением содержания радионуклида в обменной и подвижной формах в почве. Периоды полуснижения накопления ^{137}Cs растениями, начиная с 1987 года по 1992 год, варьировали в пределах 2.1-7.3 года для автоморфных и гидроморфных почв "ближней" и "дальней" зон.

Главным фактором, оказывающим влияние на поступление ^{137}Cs в растения в пределах 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по результатам исследований оказалась форма выпадения радионуклида. Далее, в порядке уменьшения влияния следовали: тип водного режима почвы, агрохимические и физические свойства почвы (в порядке уменьшения оказываемого воздействия на переход радиоцезия в растения: pH, содержание подвижных форм фосфора, марганца, калия, ЕКО).

Оценка последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции невозможна без учета снижения концентрации и перераспределения радиоцезия в профиле почв с течением времени. С этой целью была использована двухкомпонентная квазидиффузионная

модель вертикальной миграции ^{137}Cs в почве. Она позволила удовлетворительно описать имеющиеся экспериментальные данные и сделать прогноз относительно перемещения радиоцезия в почве. Как известно, низкая влажность влияет на замедление темпов вертикальной миграции ^{137}Cs в автоморфных почвах по сравнению с гидроморфными, поэтому, полученные периоды полувыведения радионуклида из корнеобитаемого слоя почв оказались существенно выше у автоморфных почв, чем у гидроморфных. Эффективные периоды полувыведения радионуклида из слоя 0-5 см варьировали от 18.8 до 27.7 лет, из слоя 0-10 см – от 27.3 лет до 30.1 года. Экологические периоды полувыведения радиоцезия, не учитывающие процесс радиоактивного распада последнего, также различались для гидроморфных и сопряженных с ними автоморфных почв, а именно, для гидроморфных почв они оказались короче и составили для слоя 0-5 см 172-461 год, 0-10 см – 282-758 лет. Для автоморфных почв соответствующие периоды составили: 393-763 года и 646-1253 года. Прогноз изменения концентрации ^{137}Cs в любом слое почв со временем на основании вышеуказанной модели показал, что концентрация радионуклида, например, в верхнем 0-1 см слое как автоморфных, так и гидроморфных почв через 35 лет снизится весьма значительно (в 5.7-6.6 раз).

Ничтожная концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах определяет крайне незначительный вынос радионуклида с гравитационным током влаги из верхнего слоя почв. Вынос ^{137}Cs за пределы слоя 0-2 см с гравитационным током влаги в течение вегетационного периода в 1988-м и в 1990-м гг. составлял соответственно от 1.1×10^{-2} до 6.0×10^{-2} % и от 6.0×10^{-3} до 2.6×10^{-2} % от запасов ^{137}Cs в слое почв 0-2 см.

Выводы

1. Свойства выпадений – ведущий фактор, который определяет опасность для агроландшафтов радионуклидов "чернобыльского" происхождения [49-51 34, 35], проявляющаяся, в частности, в высокой биологической доступности и миграционной способности радионуклидов "чернобыльского" происхождения в системе почва – растение в течение первых 6 лет после аварии, причем значимы адсорбция, ассоциация и комплексообразование ионов в почвенном растворе [52-55]. следующий по значимости фактор – характер водного режима почв, что накладывает дополнительные ограничения на способы его регулирования [56], третий фактор – свойства почвы, важнейшим из которых является кислотность. Вывод согласуется с результатами исследований [57, 58] искусственного внесения радиоцезия в почву в водорастворимой форме.

2. В результате прочной фиксации ^{137}Cs в почве снижается его биологическая доступность, причем процесс фиксации радиоцезия происходит интенсивнее в гидроморфных почвах (за исключением торфяных), чем в сопряженных с ними автоморфных. В течение всего периода исследований (1988-1992 гг.) биологическая доступность радиоцезия в "ближней" зоне была значительно выше, чем в дальней и выше биологической доступности ^{137}Cs глобальных выпадений [59, 60].

3. Ничтожный вынос ^{137}Cs из верхних слоев исследованных почв с гравитационным током влаги показывает второстепенное значение механизма конвективного переноса радионуклида вглубь почвы, что позволяет при рассмотрении переноса ограничиваться рассмотрением квазидиффузионного механизма вертикальной миграции ^{137}Cs .

Примечания

1. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. I. Методики радиохимического анализа // Под ред. Г.А. Середы, З.С. Шулепко. М.: Гидрометеиздат, 1966. 77 с.

2. Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А., Тимофеева Н.А. и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966. С. 46-61

3. Крышев И.И., Алексахин Р.М., Рябов И.М., Махонько К.П., Таскаев А.И. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии // Под ред. Крышева И.И. Ядерное общество СССР. Серия "Радиоэкологические аспекты ядерной энергетики". М., 1991. 172 с.

4. Семенютин А.М. и др. Особенности вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах зоны ЧАЭС / Тез докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С. 17-18.
5. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.В., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение» 1990. № 10. С. 41-50.
6. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А. Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых, почвах Гомельской области // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С.18-19
7. Смеян Н.И., Марцуль И.И. Загрязнение земель сельскохозяйственных угодий БССР радионуклидами, их формы и вертикальная миграция в основных типах почв // Мат. науч. конф. "Основные положения концепции с.- х. производства в зоне радиационного загрязнения выбросами Чернобыльской АЭСю 20-21 июля 1989. Минск, 1990. С. 38-46.
8. Ратников А.Н. , Попова Г.Е., Петров К.В. и др. Особенности вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах с.-х. угодий некоторых областей РСФСР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / Тез докл. Всес. конф. "Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве – пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы". Т. 1. Обнинск, 1991. С. 4.
9. Шутов В.Н., Аржанова Е.В., Басалаева Л.Н. Вертикальная миграция радиоцезия в почвах // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, т.1. Обнинск. 1991. С. 32-33.
10. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. 1990, № 12. С. 20-25.
11. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Связь между формами нахождения радиоцезия в почвах и поступлением его в растения // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, Т. 1. Обнинск, 1990. С. 31-32.
12. Иванов Ю.А., Лощилов Н.А., Орешич Л.А. и др. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 2 / Под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. С. 43-56.
13. Перепелятников Г.П., Ильин М.И., Пристер В.С. Рациональное использование лугов зоны Полесья УССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, т. 1. Обнинск, 1990. С. 39.
14. Пятнова Т.Т., Гребенщикова Н.В., Левков И.А. Поступление радионуклидов Cs в сельскохозяйственную продукцию из почв 30-км зоны ЧАЭС // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, т. 1. Обнинск, 1990. С. 37-38.
15. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В., Тимофеев С.Ф., Новик А.А., академик ВАСХНИЛ Алексахин Р.М. Эффективность агромероприятий по снижению накопления ^{137}Cs растениями на лугопастбищных угодьях в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Доклады ВАСХНИЛ, 1992, № 3. С. 25-27.
16. Бондарь П.Ф., Заика В.В., Дутов А.И. Накопление ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от биологических особенностей растений // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С. 39-40
17. Пристер В.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 51-60.
18. Алексахин Р.М., Маликов В.Г., Жуков Б.М., Савченко В.Н. Радиоактивное загрязнение растений из почв Белоруссии // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С. 36.
19. Пристер Б.С., Перепелятников Г.П., Ильин М.И. Актуальные проблемы кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения территории // "Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 2 / под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. С. 71-88.
20. Schuller P., Handl J., Trump er R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. Vol. 55. No 3. pp 575-577.

21. Ветров В.А., Андрианова Г.А., Олейник Р.Н. и др. Миграция чернобыльских радионуклидов в системе почва-растения в естественных и агроэкосистемах // Тез. докл. Всес. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграций радионуклидов. Суздаль, 1989. С. 113-114.
22. Livens F.R., Horrill A.D., Singleton D.L. Distribution of radiocaesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe // Health Phys. 1991. Vol. 60. No 4. pp. 539-545.
23. Корнеев Н.А., Поваляев А.П., Алексахин Р.М. и др. Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия // Атомная энергия, 1988, Т. 65. Вып. 2. С. 129-134.
24. Ильин М.И., Перепелятников Г.П., Пристер Б.С. Влияние приемов коренного улучшения торфяного луга на переход ^{137}Cs из почвы в травостой // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 42.
25. Куновский В.И., Пристер В.С., Перепелятникова Л.В. Изучение эффективности мероприятий по снижению накопления цезия-137 в клубнях картофеля // Тез. докл. III Всес. конф. по с.-х. радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 91-92.
26. Перепелятникова Л.В., Пристер В.С., Халеев В.В. и др. Система применения удобрений и мелиорантов в условиях радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 95
27. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В., Новик А.А. и др. Эффективность различных способов обработки дернины при снижении загрязнения луговых травостоев // Тез. докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 95-96.
28. Кузнецов В.К., Санжарова Н.М., Усачева Т.Е. и др. Эффективность агротехнических мероприятий по снижению загрязнения сельскохозяйственной продукции ^{137}Cs в условиях Белорусского Полесья // Тез докл. III Всес. конф. по сельскохозяйственной радиологии, Т. 1. Обнинск, 1990. С. 114-115.
29. Анисимов В. С., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Изучение поведения ^{137}Cs в системе почва – растение на постоянных пробных площадках, расположенных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС в период 1987-1992 гг.: I. Формы выпадения и динамика форм нахождения ^{137}Cs в почвах // Biogeosystem Technique. 2016. № 1(7). С. 17-40.
30. Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва – растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС // Диссертация на соиск. уч. степ. канд. биол. наук. Обнинск. 1995. 140 с.
31. Анисимов В. С., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение, 1991, № 9. С. 31-40.
32. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Миграция ^{137}Cs в почвах с гравитационным потоком влаги // Доклады РАСХН. 1994. № 1. С. 24-26.
33. Анисимов В. С, Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Влияние физических и агрохимических свойств торфяных почв на относительное содержание различных форм ^{137}Cs , извлекаемых при разном соотношении почва: экстрагент // Материалы международной конференции «Радиоэкология торфяных почв». Санкт-Петербург 7- 11 июня 1994 г. С.-Петербург, 1994. С. 101-104.
34. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // The Science of the Total Environment. 1994. No 154. P. 9-22
35. Методические рекомендации (по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды) // Под общ. редакцией А.Н. Мареев и А.С. Зыковой. М.: МЗ СССР, 1980. 336 с.
36. Методические указания по контролю за радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий прилегающих к атомным электростанциям. М.: ЦИНАО, 1990. 15 с.
37. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС // под ред. Махонько К.П. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 264 с.
38. Шилова Е.И. Метод получения почвенного раствора в природных условиях // Почвоведение, 1955. № 11. С. 86-90.

39. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М. Агропромиздат, 1986. 416 с.
40. Сельскохозяйственная радиология // Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология, 1992. 400 с.
41. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: Агропромиздат, 1985. 352 с.
42. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения ^{137}Cs и человек. М.: Атомиздат, 1974. 168 с.
43. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова И.Я. Радиационно-гигиеническая значимость цезия-137 в некоторых районах страны // Под ред. Рамзаева П.В. // Радиационная гигиена. Изд-во Медицина, 1971, Вып. 4. С. 124-126.
44. Новикова Н.Я., Орлова Е.М., Бархударов Р.М. и др. Особенности миграции Cs-137 из почвы в растительность в районах Белорусского Полесья / Тез. Докл. симп. "Исследование форм соединений радионуклидов и механизмы их миграции в почвах и растениях". Тбилиси. 15-19 дек 1970. С. 123.
45. Владыченский С.А. Практические занятия по мелиорации почв. М.: МГУ, 1960. 166 с.
46. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат» 1974. 215 с.
47. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий. Справочное руководство. М.: Изд-во "ИЗДАТ", 1993. 333 с.
48. Kerpen W. ^{137}Cs sorption and desorption in relation to properties of 17 soils // 4 Symp. int. radioecol. Cadarache "Impact accidents orig. nucl. environ., 14-18 mars. Cadarache. 1988. Vol. 1. pp 188-201.
49. Anisimov Vyacheslav S., Dmitry V. Dikarev, Lidia N. Anisimova, Yury N. Korneev, Ilja V. Kochetkov The Influence of Soil Physical and Chemical Characteristics on Bioavailability of ^{60}Co // Biogeosystem Technique, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 327-344. DOI: [10.13187/bgt.2015.6.327](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.6.327)
50. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // Agricultural Biology. 2016. T. 51. № 2. pp 141–155. doi: 10.15389 / agrobiology.2016.2.141rus
51. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // Biotechnol. & Biotechnol. 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6. DOI: [10.5504/bbeq.2011.0088](https://doi.org/10.5504/bbeq.2011.0088).
52. Anatoly P. Endovitsky, Angrey G. Andreev, Taniana M. Minkina, Valery P. Kalinichenko Ion's Association in Soil Solution among the Drivers of Biogeosystem Dynamics // Biogeosystem Technique, 2015, Vol.(5), Is. 3, pp. 267-285. DOI: [10.13187/bgt.2015.5.267](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.5.267)
53. Kalinichenko Valery P. Biogeosystem Technique as a Paradigm of Non-waste Technology in the Biosphere // Biogeosystem Technique, 2015, Vol. (3), Is. 1, pp. 4-28. DOI: [10.13187/bgt.2015.3.4](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.3.4)
54. T.M. Minkina, D.L. Pinskiy, T.V. Bauer, S. S. Mandzhieva, O. N. Belyaeva, V.P. Kalinichenko, A.P. Endovitsky. Effect of attendant anions on zinc adsorption and transformation in chernozem // Journal of Geochemical Exploration. 2014. 144. Pp. 226-229. DOI: [10.1016/j.gexplo.2013.12.016](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.016)
55. Batukaev A.A., Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // Solid Earth, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
56. Kalinichenko V. Biogeosystem Technique as a Base of the New World Water Strategy // Biogeosystem Technique. 2014. № 2 (2). С. 100-124. DOI: [10.13187/bgt.2014.2.100](https://doi.org/10.13187/bgt.2014.2.100)
57. Schuller P., Handl J., Trumper R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. Vol. 55. No 3. pp. 575-577.
58. Steffens W., Mittelstaedt W., Klaes J. and Funk P. Radionuclide transfer Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis and Stade // F.R.G. Compacts of 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA). Berlin. 7-12 Mai. 1984. Vol. 1. pp 193-196.

59. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.

60. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрехимия цезия-137 и его поглощение сельскохозяйственными растениями // Агрехимия. 1977. №2. С.129-142.

References

1. Collection of methods for the determination of environmental radioactivity. I. Methods of radiochemical analysis // ed. by G.A. Sereda, Z.S. Schulepko. Moscow: Gidrometeoizdat. 1966. 77 p. (in Russian)

2. Timofeev-Resovskii N.V., Titlyanova A.A., Timofeeva N.A., etc. The behavior of radioactive isotopes in the system soil-solution // Radioactivity of soils and methods of its determination. M.: Nauka. 1966. pp 46-61. (in Russian)

3. Kryshev I.I., Alexakhin R.M., Ryabov I.M., Makhonko K.P., Taskaev A.I. Radioecological consequences of the Chernobyl accident // Ed. by I.I. Kryshev. Nuclear society of the USSR. A series of "Radioecological aspects of nuclear power". M.: 1991. 172 p. (in Russian)

4. Semenyutin A.M., etc. Features vertical migration of strontium-90 and cesium-137 in soils of Chernobyl zone // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 17-18. (in Russian)

5. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I., Tsvetnova O.V., Klyashtorin A.L. Geochemical migration of radionuclides in forest ecosystems of ChNPP radioactive contamination // Pochvovedenie. 1990. No 10. pp 41-50. (in Russian)

6. Grebenshchikova N.V., Samusev N.I., Novak A.A. Behavior of Cs radionuclides in sod-podzolic soils of the Gomel region // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 18-19. (in Russian)

7. Smeyan N.I., Martsul' I.I. Pollution of arable land of the BSSR by the radionuclides, its species and vertical migration in the main types of soils // Proc. of the Sci. Conf. "The basic concept of agricultural production in the zone of radiation contamination by the emissions of the Chernobyl NPP. (20-21 July 1989). Minsk. 1990. pp 38-46. (in Russian)

8. Ratnikov A.N., Popova G.E., Petrov K.V., etc. The features of vertical migration of ^{137}Cs in soils of the agricultural land in some areas of the RSFSR, exposed to radioactive contamination as a result of the Chernobyl accident // Abstr. of the All-USSR Conf. "Problems of liquidation of consequences of Chernobyl accident in the agricultural crop production – five years later: results, problems and prospects". Vol. 1. Obninsk. 1991. p 4. (in Russian)

9. Shutov, V.N., Arzhanova E.V., Basalaeva, L.N. The vertical migration of radiocesium in soils // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 32-33. (in Russian)

10. Bobovnikova Ts.I., Virchenko, E.P., Konoplev A.V. Chemical speciation of long-lived radionuclides and their transformation in soils of the zone of the Chernobyl NPP accident // Pochvovedenie. 1990. No. 12. pp 20-25. (in Russian)

11. Rerikh L.A., Moiseyev I.T. The relationship between finding forms of radiocesium in soils and availability to plants /Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 31-32. (in Russian)

12. Ivanov Yu.A., Loshilov N. A., Oresic L.A. etc. The Dynamics of mobile forms of cesium-137 fallout of the ChNPP accident in soils // Problems of Agricultural Radiology/ Edited by Loschilov N.A. Kiev: UIARAE. 1992. Vol. 2. pp 43-56. (in Russian)

13. Perepelyatnikov G. P., Il'in M.I., Priester V.S. The rational use of grassland area of Polesye of the Ukrainian SSR, exposed to radioactive contamination as a result of the Chernobyl accident // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. p. 39. (in Russian)

14. Pyatnova T.T., Grebenshchikova N.V., Levkov I.A. The accumulation of Cs radionuclides in agricultural products from the soil within 30-km zone of ChNPP // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 37-38. (in Russian)

15. Firsakova S.K., Grebenshchikova N.V., Timofeev S.F., Novik A.A., academician Alexakhin R.M. The efficiency of soil-conservation measures to reduce ^{137}Cs accumulation by plants in grasslands in the area of Chernobyl NPP // The Reports of Russian Academy of Agricultural Sciences. 1992. No 3. pp 25-27. (in Russian)

16. Bondar', P.F., Zaika V.V., Dutov A.I. Accumulation of ^{137}Cs in agricultural crops' yield as depending on the biological features of plants // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 39-40. (in Russian)
17. Priester V.S., Omel'yanenko N.P., Perepelyatnikova L.V. The migration of radionuclides in soil and their transfer into plants in the zone of the Chernobyl NPP accident // Pochvovedenie. 1990 No. 10. pp 51-60. (in Russian)
18. Alexakhin R.M., Malikov V.G., Zhukov B.M., Savchenko V.N. Radioactive contamination of plants from soils of Belarus // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 36 (in Russian)
19. Priester B.S., Perepelyatnikov G.P., Il'in M.I. The actual problems of forage production in conditions of radioactive contamination of the territory // Problems of Agricultural Radiology // Edited by Loschilov N.A. Kiev: UIARAE. 1992. Vol. 2. pp 71-88. (in Russian)
20. Schuller P., Handl J., Trump er R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. Vol. 55. No 3. pp 575-577.
21. Vetrov V.A., Andrianova, G.A., Olejnik R.N. Migration of Chernobyl radionuclides in the system soil-plants in natural and agro-ecosystems // Abstr. of the All-USSR Meeting "Principles and Methods of Landscape-geochemical Studies of Radionuclides Migration. Suzdal'. 1989. pp 113-114. (in Russian)
22. Livens F.R., Horrill A.D., Singleton D.L. Distribution of radiocaesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe // Health Phys. 1991. Vol. 60. No 4. pp 539-545.
23. Korneev N.A., Povalyaev A.P., Alexakhin R.M. etc. Scope of agricultural production – the radiological consequences of the Chernobyl accident and main protective measures // Atomic Energy. 1988. Vol. 65. Is. 2. pp 129-134. (in Russian)
24. Il'in M.I., Perepelyatnikov G.P., Priester, B.S. The influence of the methods of peat meadows radical improvement on ^{137}Cs transition from soil to plant /Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. p 42. (in Russian)
25. Kunovsky V.I., Priester V.S., Perepelyatnikova L.V. The study of the effectiveness of measures to reduce the accumulation of cesium-137 in potatoes // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 91-92. (in Russian)
26. Perepelyatnikova L.V., Priester V.S., Chaleev V.V. System of fertilizers and ameliorants application in the conditions of radioactive pollution after the accident at the Chernobyl nuclear power plant // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. p 95. (in Russian)
27. Firsakova S.K., Grebenshikova N.I., Novik A.A., etc. The Efficiency of different methods of handling the sod by reducing the pollution of meadow herbage // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. P. 95-96 (in Russian)
28. Kuznetsov V. K., Sanzharova N. M. Usacheva T. E. et al. The effectiveness of agro-technical measures to reduce contamination of agricultural products by ^{137}Cs in the conditions of Belarusian Polesye // Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. P. 114-115 (in Russian)
29. Anisimov V. S., Sanzharova N. I., Alexakhin R. M. Behavior of ^{137}Cs in the system soil – plant in the stationary sampling sites located within the 30-kilometer zone of the Chernobyl NPP in the period 1987-1992: forms of fallout and chemical speciation dynamics of ^{137}Cs located in soils // Biogeosystem Technique. 2016. Vol. 7. Is. 1. pp. 17-40 (in Russian)
30. Anisimov V.S. The influence of the accidental fallout forms as well as physical and chemical properties of the soils on ^{137}Cs mobility in the system “soil – plant” within the 30-kilometer zone of Chernobyl NPP // Ph.D. Theses. Obninsk. 1995. 140 p. (in Russian)
31. Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. On the chemical speciation and vertical distribution of ^{137}Cs in soils in the zone of Chernobyl NPP // Pochvovedenie. 1991. No. 9. P. 31-40. (in Russian)
32. Anisimov V.S., Sanzharova N.I, Alexakhin R.M. The migration of ^{137}Cs in the soils with the gravitational flow of moisture// Reports of the RAAS. 1994. No 1. pp 24-26. (in Russian)
33. Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. The Influence of physical and agrochemical properties of peat soils on the relative content of different forms of ^{137}Cs extracted with different ratios of soil: extractant // Proc. of the Int. Conf. "Radioecology of Peat Soils". (St. Petersburg. June 7 – 11. 1994). St. Petersburg, 1994. pp 101-104. (in Russian)

34. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // *The Science of the Total Environment*. 1994. No 154. pp 9-22.
35. Methodological recommendations (on sanitary control over the content of radioactive substances in environment objects) / Edited by A.N. Marey and S.A. Zykova. M.: USSR Ministry of Health, 1980. 336 p. (in Russian)
36. Methodical instructions on control of radioactive contamination of agricultural land adjacent to nuclear power plants. M: CISAS. 1990. 15 p. (in Russian)
37. Guidelines for the control of the natural environment in the area of NPP /Ed. by Makhonko K.P. L.: HydroMeteoizdat, 1990. 264 p. (in Russian)
38. Shilova E. I. Method for obtaining soil solution in natural conditions // *Pochvovedenie*. 1955. No 11. pp 86-90. (in Russian)
39. Vadyunina A.F., Korchagina Z.A. Research methods for soil physical properties investigations. M. Agropromizdat, 1986. 416 p. (in Russian)
40. Agricultural Radiology/ Edited by Aleksakhin R.M. and Korneev N.A. M.: Ecology, 1992. 400 p. (in Russian)
41. Dospechov B.A. Technique of field method. M.: Agropromizdat, 1985. 352 p. (in Russian)
42. Marey A.N., Barhudarov R.M., Novikova N.Ya. Global fallout of ^{137}Cs and a Man. M.: Atomizdat. 1974. 168 p. (in Russian)
43. Marey A.N., Barhudarov R.M., Novikova I.Ya. Radiation-hygienic significance of cesium-137 in some parts of the country /Ed. by Ramzaev P.V. Radiation Hygiene. Medicine Publ. 1971. Is. 4. pp 124-126. (in Russian)
44. Novikova N.Ya., Orlova E. M., Barkhudarov R.M., etc. Features of Cs-137 migration from soil to vegetation in areas of the Belarusian Polesye /Abst. Symp. "The study of forms of the compounds of radionuclides and mechanisms of its migration in soils and plants". Tbilisi. 15-19 Dec. 1970. p. 123
45. Vladychensky S.A. Practical training in soil reclamation. M. Moscow State University Publishing, 1960. 166 p.
46. Pavlotskaya F.I. Migration of radioactive products of global fallout in soils. M: Atomizdat, 1974. 215 p. (in Russian)
47. Romanov G. N. Liquidation of consequences of radiation accidents. Reference manual. M: Publishing house "PUBLISHING", 1993. 333 p. (in Russian)
48. Kerpen W. ^{137}Cs sorption and desorption in relation to properties of 17 soils // 4 Symp. int. radioecol. Cadarache "Impact accidents orig. nucl. environ., 14-18 mars. Cadarashe. 1988. Vol. 1. P. 188-201
49. Anisimov Vyacheslav S., Dmitry V. Dikarev, Lidia N. Anisimova, Yury N. Korneev, Ilja V. Kochetkov The Influence of Soil Physical and Chemical Characteristics on Bioavailability of ^{60}Co // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 327-344. DOI: [10.13187/bgt.2015.6.327](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.6.327)
50. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // *Agricultural Biology*. 2016. T. 51. № 2. pp 141-155. doi: 10.15389 / agrobiology. 2016.2.141rus
51. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // *Biotechnol. & Biotechnol.* 2011. Vol. 25, No 4. pp 1-6. DOI: 10.5504/ bbeq. 2011.0088.
52. Anatoly P. Endovitsky, Angrey G. Andreev, Taniana M. Minkina, Valery P. Kalinichenko Ion's Association in Soil Solution among the Drivers of Biogeosystem Dynamics // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(5), Is. 3, pp. 267-285. DOI: [10.13187/bgt.2015.5.267](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.5.267)
53. Kalinichenko Valery P. Biogeosystem Technique as a Paradigm of Non-waste Technology in the Biosphere // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol. (3), Is. 1, pp. 4-28. DOI: [10.13187/bgt.2015.3.4](https://doi.org/10.13187/bgt.2015.3.4)
54. T.M. Minkina, D.L. Pinskiy, T.V. Bauer, S.S. Mandzhiyeva, O.N. Belyaeva, V.P. Kalinichenko, A.P. Endovitsky. Effect of attendant anions on zinc adsorption and transformation in chernozem // *Journal of Geochemical Exploration*. 2014. 144. Pp. 226-229. DOI: [10.1016/j.gexplo.2013.12.016](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.12.016)

55. Batukaev Abdulmalik A., Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // *Solid Earth*, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
56. Kalinichenko V. Biogeosystem Technique as a Base of the New World Water Strategy // *Biogeosystem Technique*. 2014. № 2 (2). С. 100-124. DOI: 10.13187/bgt.2014.2.100
57. Schuller P., Handl J., Trumper R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // *Health Physics*. 1988. Vol. 55. No 3. pp 575-577.
58. Steffens W., Mittelstaedt W., Klaes J. and Funk P. Radionuclide transfer Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis and Stade, F.R.G. Compacts of 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA). Berlin. 7-12 May. 1984. Vol. 1. pp 193-196.
59. Alexakhin, R.M. Radioactive contamination of soils and plants. M.: Academy of Science of the USSR Publishing. 1963. 132 p. (in Russian)
60. Alexakhin R.M., Moiseyev I.T., Tikhomirov F.A. The chemistry of cesium-137 and its uptake by agricultural plants // *Agrochemistry*. 1977. No. 2. pp 129-142. (in Russian)

УДК 502.052 504.055 504.75.05 504.732 54.027 543.054 631.412

Поведение ^{137}Cs в системе почва – растение на постоянных пробных площадках, расположенных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС в период 1987-1992 гг.: II. Вертикальная миграция в почвах и накопление ^{137}Cs травянистыми растениями естественных лугов

¹ Вячеслав Сергеевич Анисимов

² Наталья Ивановна Санжарова

³ Рудольф Михайлович Алексахин

¹⁻³ ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии», Российская Федерация
249032 Обнинск, Калужская обл., Киевское ш.,

¹ Кандидат биологических наук, заведующий лабораторией
E-mail: vsanisimov@list.ru

² Доктор биологических наук профессор, член-корреспондент Российской академии наук, директор института
E-mail: natsan2004@mail.ru

³ Доктор биологических наук профессор, академик Российской академии наук, научный руководитель института
E-mail: alexakhin@yandex.ru

Аннотация. Показано, что на территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС выделяются 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа "ближней" зоной, преобладала топливная компонента; во второй, названной "дальней" зоной, преобладала конденсационная компонента. В "ближней" к реактору зоне свойства ^{137}Cs в значительной степени определяются вхождением радионуклида помимо ППК (почвенного поглощающего комплекса) в состав трансформированных топливных частиц и композитных материалов (прежде всего, графита). Радиоцезий, входящий в состав частиц графита, в течение всего периода исследований (1986-1992 гг.) постепенно выщелачивался из них, оставаясь легкодоступным для усвоения растениями. В то же время, большая часть радионуклида, перешедшая в ППК, вследствие процесса необратимой фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами почвы стала более труднодоступной для растений. В результате, в течение периода исследований подвижность радиоцезия в системе "почва-растение" была выше в "ближней" к реактору зоне, чем в "дальней", с преобладанием конденсационной формы

выпадения: коэффициенты пропорциональности ^{137}Cs , в "ближней" зоне, в среднем, оказались, в 1988 г. в 1.6, в 1989 г. в 2.4, в 1990-м – в 3.1, а в 1992 году – в 4.0 раза выше, чем в "дальней".

В лизиметрических водах, собранных на участках, с преобладанием топливной компоненты выпадений, была отмечена повышенная концентрация ^{137}Cs . При этом в почве участка, расположенного в «ближней» зоне, содержание радионуклида в обменной форме было в 2.5-7 раз меньше по сравнению с другими участками, расположенными в "дальней" зоне. Это может быть связано с переходом ^{137}Cs в лизиметрические воды за счет выщелачивания из частиц графита и трансформированного ядерного топлива.

Тем не менее, концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах была ничтожно малой, что определяло крайне незначительный вынос радионуклида с гравитационным током влаги из верхних слоев почв. Так, за пределы слоя 0-2 см почв «ближней» и «дальней» зон с гравитационным током влаги в течение вегетационных периодов в 1988-м и в 1990-м гг. было перемещено, соответственно, от 1.1×10^{-2} до 6.0×10^{-2} % и от 6.0×10^{-3} до 2.6×10^{-2} % от запасов ^{137}Cs в слое.

Главным фактором, оказывающим влияние на поступление ^{137}Cs в растения в пределах 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по результатам исследований оказалась форма выпадения радионуклида. Далее, в порядке уменьшения влияния следуют: тип водного режима почвы, агрохимические и физические свойства почвы (в порядке уменьшения оказываемого воздействия на переход радиоцезия в растения: рН, содержание подвижных форм фосфора, марганца, калия, ЕКО).

Поступление ^{137}Cs в естественный злаковый травостой снижается с течением времени по экспоненциальному закону. Периоды полуснижения накопления ^{137}Cs растениями, начиная с 1987 года по 1992 год, колеблются в пределах 2.1-7.3 года для автоморфных и гидроморфных почв "ближней" и "дальней" зон.

Экспериментальные данные по вертикальному распределению ^{137}Cs в почвах постоянных пробных площадок были обработаны с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели миграции радионуклида в почве. В результате, были рассчитаны эффективные периоды полувыведения радионуклида из слоя 0-5 см. Они варьировали от 18.8 до 27.7 лет, из слоя 0-10 см – от 27.3 лет до 30.1 года. Экологические периоды полувыведения радиоцезия (не учитывающие процесс радиоактивного распада), различались для гидроморфных и сопряженных с ними автоморфных почв. Для гидроморфных почв они оказались короче и составляли для слоя 0-5 см 172-461 год, 0-10 см – 282-758 лет. Для автоморфных почв соответствующие периоды были равны: 393-763 года и 646-1253 года.

Ключевые слова: ^{137}Cs , радионуклид, форма выпадения, форма нахождения, вертикальная миграция, лизиметр, почва, злаковые травы, накопление, динамика.