

УДК 574.41.5:539.163.621.039.7

© 1996 г. А.И. Щеглов, Ф.А. Тихомиров, О.Б. Цветнова,
А.Л. Кляшторин, С.В. Мамихин

БИОГЕОХИМИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ВЫБРОСА В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ СНГ

Рассмотрена 9-летняя динамика поведения радионуклидов чернобыльского происхождения в растительном ярусе, грибах, почвах лесных экосистем европейской части СНГ. Дана количественная оценка основных потоков ^{137}Cs в лесах автоморфных ландшафтов: поступление в растительный ярус; возврат с опадом, ствольными и кроновыми водами; миграция в почвенном блоке (в том числе в составе вертикального внутрипочвенного стока); перераспределение в системе геохимически сопряженных ландшафтов.

Биогеохимическая миграция, потоки, радионуклиды, экосистема, ЧАЭС.

К числу наиболее важных и сложных проблем, связанных с чернобыльской аварией, исключая социальные и медико-биологические, нужно отнести выявление закономерностей биогеохимической миграции радионуклидов в различных природных зонах и разработку на их основе мероприятий по реабилитации загрязненных площадей. На решение этих задач и были направлены наши исследования, начатые в июне 1986 г. В настоящей публикации интегрированы основные закономерности поведения радионуклидов (в частности ^{137}Cs) в грибах, фито- и педосфере лесных экосистем, установленные в результате 9-летней работы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Объектами исследования послужили основные типы лесных, луговых и болотных экосистем наиболее загрязненных областей Украины и России: Киевской, Брянской, Тульской и Калужской. В основу исследований положен ландшафтно-геохимический подход, т.е. в каждом из указанных регионов была заложена серия участков, слагающих единый геохимический профиль. Развернутая характеристика почвенно-экологических условий всех стационарных участков и описание использованных методик подробно приведены в работах [1–4].

Наблюдения проводили ежегодно по следующей схеме: определяли накопление радионуклидов в различных компонентах древесного и травяно-кустарничкового ярусов, в грибах, ягодах и т.д., учитывали поступление радионуклидов с опадом; изучали скорость их внутрипрофильного перераспределения в почвах и миграцию с вертикальным внутрипочвенным стоком, ствольными и кроновыми водами, а также перераспределение в системе геохимически сопряженных элементарных ландшафтов.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Особенностью чернобыльского выброса является неоднородность поверхностного распределения выпадений по составу и физико-химическим формам. В зоне, прилегающей к реактору, выпали относительно крупные частицы ядерного топлива и

Распределение радиоактивных выпадений на границе леса и луга
(суммарная плотность загрязнения по данным на 1987 г., кБк/м²)

Район исследований	Пункт наблюдений		
	луг	опушка леса	лес
6 км к югу от ЧАЭС	14210	19910	17200
28 км к югу от ЧАЭС	1070	—	1300

продуктов его деления, что определило плотность и радионуклидный состав загрязнения данного региона. На более удаленных территориях (Брянск – Тула – Калуга) загрязнение было обусловлено мелкодисперсными частицами и аэрозолями, в составе которых доминировали радиоизотопы иода, цезия и стронция [5–9].

В первые дни после аварии от 60 до 80% радиоактивности было задержано в кронах деревьев [10]. Причем нужно подчеркнуть, что на лесные массивы выпало примерно на 20–30% больше активности, чем на необлесенные участки. Признавая дискуссионность вопроса о влиянии леса на первичное распределение радиоактивных выпадений, тем не менее, видимо, можно говорить об определенной закономерности отмеченного нами явления, поскольку аналогичные результаты были получены и другими исследователями [11–13]. В максимальной степени радионуклиды поглощаются кронами хвойных лесов [14]. Внутри лесных биогеоценозов (БГЦ) самые высокие концентрации отмечаются на навстреченных (по отношению к источнику выброса) лесных опушках (табл. 1).

Сразу после выпадений связь радиоактивных частиц с поверхностью растений очень слабая. Частицы легко сдуваются ветром и смываются атмосферными осадками. В этот период происходит быстрое перемещение радионуклидов под полог леса. В результате этого уже к августу 1986 г. в кронах деревьев осталось 10–20% суммарной активности (рис. 1). Наибольшую интенсивность этих процессов отмечали в ценозах ближней зоны, где выпали крупные радиоактивные частицы [2]. В последующие 2–3 года такой характер динамики сохраняется, но интенсивность процессов самоочищения резко падает. Начиная с 1989 г. общее направление динамики содержания радионуклидов в растительном ярусе исследуемых БГЦ изменяется в зависимости от ландшафтных особенностей и физико-химической формы выпадений. В целом в многолетней динамике условно можно выделить три периода. Первый – с момента выброса до осени 1986 г. – период интенсивного механического самоочищения древесного яруса. В это время удельная активность растительного яруса определяется только поверхностным загрязнением, а радионуклидный состав полностью соответствует составу радиоактивных выпадений. Динамика определяется скоростью процессов механического самоочищения поверхности растений. Второй период – с осени 1986 г. по 1989 г. – период биологического самоочищения и нарастания роли корневого поступления. В это время процессы самоочищения сильно замедляются и протекают на фоне нарастания корневого поступления радионуклидов в растения. В радионуклидном составе загрязнения увеличивается доля изотопов цезия и стронция. Третий период – с 1989 г. по настоящее время – период интенсивного корневого поступления радиоизотопов в растения. В это время динамика содержания радионуклидов определяется в основном почвенно-геохимическими условиями и в различных БГЦ неодинакова. В ценозах на автоморфных почвах элювиальных ландшафтов в результате снижения биологической доступности радионуклидов происходит дальнейшее уменьшение вклада растительного яруса в общее загрязнение БГЦ. На гидроморфных почвах аккумулятивных ландшафтов, напротив, наблюдается накопление радионуклидов в растительном ярусе вследствие сохранения их высокой биологической доступности в торфянистых горизонтах и интенсивного перераспределения в глубину корнеобитаемой толщи этих почв. Более сложной динамикой характеризуются ценозы

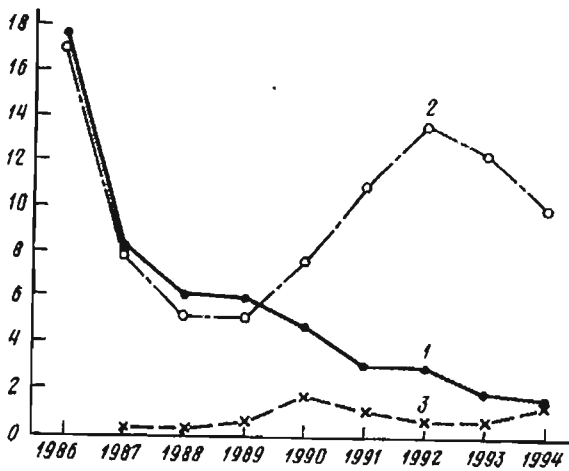


Рис. 1. Динамика содержания ^{137}Cs в надземной фитомассе лесных БГЦ.
 1 – широколиственно-сосновый лес, автоморфный ландшафт (28 км к югу от ЧАЭС); 2 – черноольшатник, гидроморфный ландшафт (27 км к югу от ЧАЭС); 3 – широколиственно-сосновый лес, автоморфный ландшафт (6 км к югу от ЧАЭС)

По оси абсцисс – год обследования; по оси ординат – содержание ^{137}Cs , % от общего содержания в БГЦ

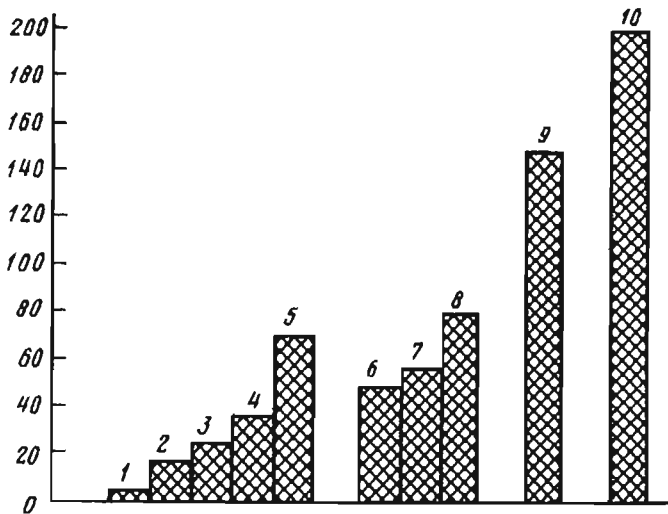


Рис. 2. Способность компонентов лесных БГЦ накапливать ^{137}Cs
 Древесная растительность: 1 – древесина, 2 – кора наружная, 3 – ветви, 4 – кора внутренняя; 5 – листья (хвоя); кустарнички: 6 – ягоды, 7 – стебли, 8 – листья; 9 – травянистые растения; 10 – грибы
 По оси ординат – коэффициент перехода ^{137}Cs (Бк/кг)/(кБк/м²)

ближней части зоны, где в основном выпали крупные труднорастворимые частицы топливной компоненты [15]. Здесь динамика длительное время определяется процессами диспергации и изменения растворимости этих частиц.

Во всех ценозах в радионуклидном составе загрязнений в этот период доля изотопов цезия и стронция в надземной фитомассе достигает 100%.

Коэффициенты перехода (КП) ^{137}Cs в биомассу растений и грибов в лесных БГЦ неодинаковы:

Коэффициенты перехода ^{137}Cs в наиболее распространенные виды грибов лесов Украинского полесья (среднедолголетние данные)

Коэффициенты перехода ^{137}Cs в доминирующие виды травянистой растительности лесов Украинского полесья (средние за вегетацию, 1994 г.)

Вид	КП ^{137}Cs (Бк/кг)/ (кБк/м ²)
<i>Armillariella mellea</i>	58,5
<i>Cantharellus cibarius</i>	63
<i>Tricholoma portentosum</i>	162
<i>Leccinum aurantiacum</i>	173
<i>Amanita muscaria</i>	222
<i>Lactarius necator</i>	270
<i>Boletus edulis</i>	349
<i>Leccinum scabrum</i>	437
<i>Russula sp.</i>	460
<i>Clitocybe sp.</i>	606
<i>Suillus luteus</i>	717
<i>Xerocomus badius</i>	1336
<i>Paxillus involutus</i>	1341
<i>Lactarius rufus</i>	1420

Виды	КП ^{137}Cs , (Бк/кг)/ (кБк/м ²)
<i>Peucedanum orioselinum</i>	0,57
<i>Polygonatum officinale</i>	1,22
Gramineae	1,87
<i>Rubus saxatilis</i>	2,03
<i>Majanthemum bifolium</i>	2,52
<i>Convallaria majalis</i>	3,13
<i>Pteridium aquilinum</i>	4,15
Cyperaceae	60,50
<i>Iris pseudacorus</i>	76,00

$$\text{КП} = \frac{\text{Концентрация } ^{137}\text{Cs} \text{ в растениях (Бк/кг абсолютно сухого вещества)}}{\text{Плотность загрязнения почв } ^{137}\text{Cs} \text{ (кБк/м}^2\text{)}} =$$

$$= n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг.}$$

В наибольшей степени аккумулируют радионуклиды грибы, мхи, лишайники, затем травянистая и кустарничковая растительность и в минимальном количестве – древесина (рис. 2). Однако в биогеохимической миграции радионуклидов наибольшую роль играет древесный ярус. Травяно-кустарничковый ярус, лишайники, мхи занимают подчиненное положение. Особое место, по результатам последних исследований, отводится грибам [16, 17]. Эти данные показывают, что роль грибов в биогеохимическом цикле ^{137}Cs может быть близка к вкладу высших растений.

Способность различных компонентов БГЦ накапливать радионуклиды положительно коррелирует с показателем межвидового варьирования содержания в них радионуклидов. Наибольшим диапазоном колебаний концентрации радионуклидов (до двух математических порядков) характеризуются грибы. Среди исследуемых видов выделяются гриб польский (*Xerocomus badius*), свинушка тонкая (*Paxillus involutus*) и горькушка (*Lactarius rufus*). Эти виды в максимальном количестве накапливают радиоцезий и рекомендованы нами в качестве биоиндикаторов при радиоэкологическом мониторинге [4, 18]. В минимальной степени загрязнены представители группы кислотрофов – опята (*Armillariella mellea*) и сапротрофов на листовом слое подстилки: лисичка настоящая (*Cantharellus cibarius*) и рядовка серая (*Tricholoma portentosum*) (табл. 2).

У представителей травяно-кустарничкового яруса межвидовое варьирование содержания ^{137}Cs несколько меньше. Кратность различий по этому признаку не превышает одного математического порядка. Среди доминирующих видов этого яруса условно можно выделить растения концентраторы и дискриминаторы. К первым относятся орляк обыкновенный (*Pteridium aquilinum*) и ландыш майский (*Convallaria majalis*), ко вторым – горичник горный (*Peucedanum orioselinum*), а также купена лекарственная (*Polygonatum officinale*). Особое положение занимают растения-гигрофиты, в частности такие виды, как ирис водяной (*Iris pseudacorus*) и представители

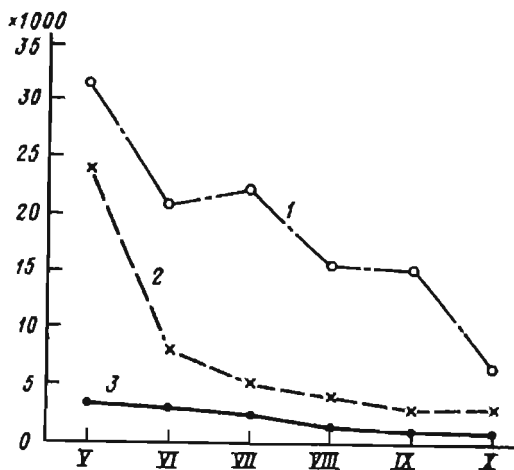


Рис. 3. Сезонная динамика содержания ¹³⁷Cs в отдельных компонентах лесных БГЦ (по данным 1993 г. при плотности загрязнения 2290 кБк/м²)

1 – ландыш майский, 2 – костяника, 3 – прирост сосны текущего года

По оси абсцисс – месяц; по оси ординат – содержание ¹³⁷Cs, Бк/кг сухого веса

семейства осоковых (Сурегасеae). При одной и той же плотности загрязнения эти растения накапливают в сотни раз больше радионуклидов, чем виды – концентраторы на автоморфных почвах (табл. 3).

Минимальным межвидовым варьированием содержания ¹³⁷Cs характеризуются древесные породы. Различия между ними не превышают 2–3-кратной величины. По накопительной способности ¹³⁷Cs древесные породы можно ранжировать следующим образом: береза > дуб > осина > сосна. Особое положение среди древесных видов занимает ольха, ареал распространения которой приурочен к заболоченным территориям. По накоплению радионуклидов цезия ольха выходит на первое место среди исследуемых пород.

Сезонная динамика содержания радионуклидов для большинства компонентов растительного яруса характеризуется снижением их концентрации от весны к осени (рис. 3), что в большинстве случаев характерно и для такого элемента-биофила, как калий [19].

Многолетняя динамика концентрации радионуклидов в отдельных компонентах в целом повторяет динамику вклада растительного яруса в загрязнение БГЦ, уже рассмотренную нами для различных ландшафтов. Исключением является динамика содержания радионуклидов в наружной коре. У всех древесных пород она имеет тенденцию постоянного снижения во временном ряду, а интенсивность этого процесса зависит от строения ее поверхности [2, 20].

Анализ факторов, определяющих поступление радионуклидов в растения, показывает, что уже к 4-му году после выпадений ведущими становятся почвенно-геохимические условия территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению. В аккумулятивных ландшафтах КП ¹³⁷Cs в древесные и травянистые растения и грибы в несколько десятков раз выше, чем в автоморфных, а в ряду исследуемых почв эти различия достигают трех математических порядков, нарастая от $n \cdot 10^{-5}$ в черноземах до $n \cdot 10^{-2}$ м²/кг в торфяно-глеевых почвах (рис. 4).

В почвах, как и в растительном ярусе, распределение радионуклидов по поверхности характеризуется большой пространственной неоднородностью. Аналогично другим техногенным выпадениям, коэффициент варьирования содержания ¹³⁷Cs составляет в среднем ~30% [21, 22]. Особенностью пространственного распределения радионуклидов является выраженная микроочаговость, которая усиливается по мере приближения к источнику выброса и обусловлена формой радиоактивных выпадений [22].

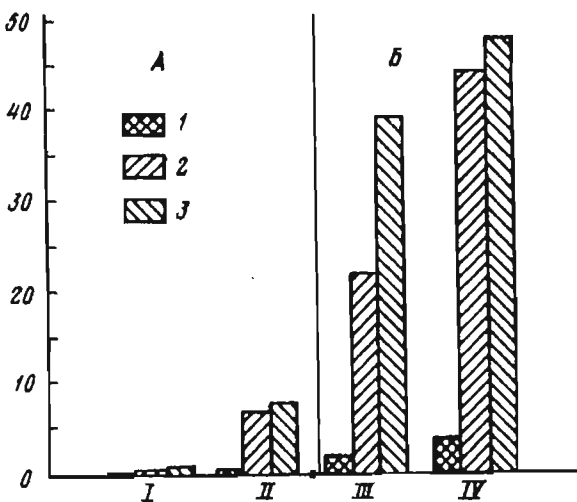


Рис. 4. Коэффициенты перехода ¹³⁷Cs в древесину (1), луб (2) и хвою (3) древесной растительности в различных почвенно-геохимических условиях: А – элювиальный ландшафт; Б – аккумулятивный ландшафт I – чернозем оподзоленный; II – дерново-подзолистая почва; III – торфяно-подзолистая почва; IV – торфяно-глеевая почва

По оси ординат – коэффициент перехода ¹³⁷Cs (Бк/кг)/(кБк/м²)

Вертикальное перераспределение радионуклидов в почвенном профиле характеризуется следующими общими закономерностями. Первоначально радиоактивные выпадения аккумулируются в верхнем листовом слое лесной подстилки. В последующем общее содержание их в подстилке изменяется незначительно, но происходит интенсивное перераспределение радионуклидов внутри ее подгоризонтов. Верхний листовый слой AOL активно очищается, а абсолютный максимум заглубляется сначала в слой AOF, а затем в АОН (рис. 5). Очищение листового подгоризонта обусловлено не столько миграционными процессами, сколько заглублением радиоактивных выпадений в результате поступления на поверхность почвы свежего, относительно чистого растительного опада. В целом же подстилка до настоящего времени по-прежнему удерживает в себе основную часть радиоактивных выпадений – от 50 до 90% их общего количества. Вместе с тем нужно отметить, что аккумулирующая роль лесной подстилки сильно варьирует в зависимости от ее типа, мощности, строения, а также наличия (или отсутствия) мохового покрова. Наибольшей удерживающей способностью характеризуются полнопрофильные, мощные подстилки хвойных лесов, минимальной – маломощные, неполнопрофильные подстилки лиственных лесов. Наличие мохового покрова резко увеличивает аккумулирующую роль лесных подстилок всех типов [3, 23].

В минеральную толщу почв к настоящему времени мигрировало в среднем 20–50% общего количества радионуклидов. Однако эта величина сильно колеблется и зависит от целого ряда факторов. При отсутствии или слабой выраженности лесной подстилки содержание ¹³⁷Cs в минеральной толще почв может достигать до 85%. Помимо этого на интенсивность миграции радионуклидов оказывает влияние физико-химическая природа радиоактивных выпадений. По мере удаления от источника выброса интенсивность миграционных процессов нарастает, что обусловлено исходной большей растворимостью, а следовательно, миграционной подвижностью радионуклидов в почвах на этих территориях [3].

Особый интерес, на наш взгляд, представляет поведение радионуклидов в черноземных почвах лиственных лесов лесостепной зоны. Ранее было установлено, что среди других типов автоморфных почв в черноземах вертикальное перераспределение радионуклидов характеризуется минимальной интенсивностью [24]. Наши исследо-

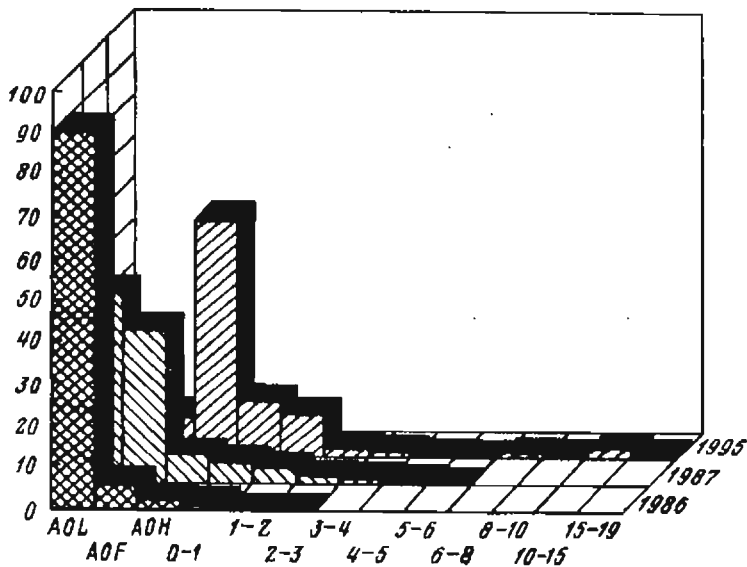


Рис. 5. Динамика перераспределения ^{137}Cs в профиле лесных почв (широколиственно-сосновый лес, 28 км к югу от ЧАЭС)

По оси абсцисс – глубина, см; по оси ординат – содержание ^{137}Cs , %

вания показывают, что в этих почвах лесных БГЦ перераспределение радионуклидов, напротив, отличается наибольшей интенсивностью, что, по нашему мнению, связано с зоогенным фактором, в частности с деятельностью дождевых червей [3, 25, 26].

Наибольшее влияние на интенсивность миграции радионуклидов в почвенном профиле оказывает их гидрологический режим. Исследования показали, что в автоморфных почвах элювиальных ландшафтов мигрирующие вглубь радионуклиды практически полностью поглощаются в верхнем 1–2-сантиметровом подподстилочном слое, ниже этой толщи содержание их резко падает. В гидроморфных почвах интенсивность миграции радионуклидов почти на математический порядок выше. Аккумулирующий эффект подподстилочного горизонта здесь практически не выражен, распределение радионуклидов в профиле более равномерное, и они проникают на большую глубину.

Анализ процессов, определяющих перераспределение радионуклидов в почвенном профиле, показал, что с жидким стоком в наибольшей степени мигрирует ^{90}Sr , его концентрация в почвенном растворе приблизительно в 10–20 раз больше, чем ^{137}Cs ; минимальной подвижностью характеризуется ^{144}Ce . Поведение радиорутения неоднозначно: в хвойных лесах его подвижность достаточно высока, менее подвижен ^{106}Ru в лиственных лесах [1, 27].

Рассматривая роль различных потоков в перераспределении радионуклидов в лесных ландшафтах в целом (рис. 6), мы видим, что поступление радионуклидов в растительность приблизительно равно или даже несколько меньше, чем их возврат с опадом. Это существенно отличает биологический круговорот (БК) радионуклидов от БК макроэлементов – их химических аналогов, что, на наш взгляд, обусловлено следующими причинами. Во-первых, при радиоактивных выпадениях накопление радионуклидов растительным ярусом лесных экосистем в первую очередь определяется поверхностным загрязнением. Отсюда очевидно, что в течение длительного времени процессы самоочищения доминируют над корневым поступлением радионуклидов. Во-вторых, количество радионуклидов, поступивших в почву в результате аварийных выпадений, фиксировано, их динамика в основном характеризуется снижением содержания доступных форм в результате радиоактивного распада и необменного закрепления в почве.

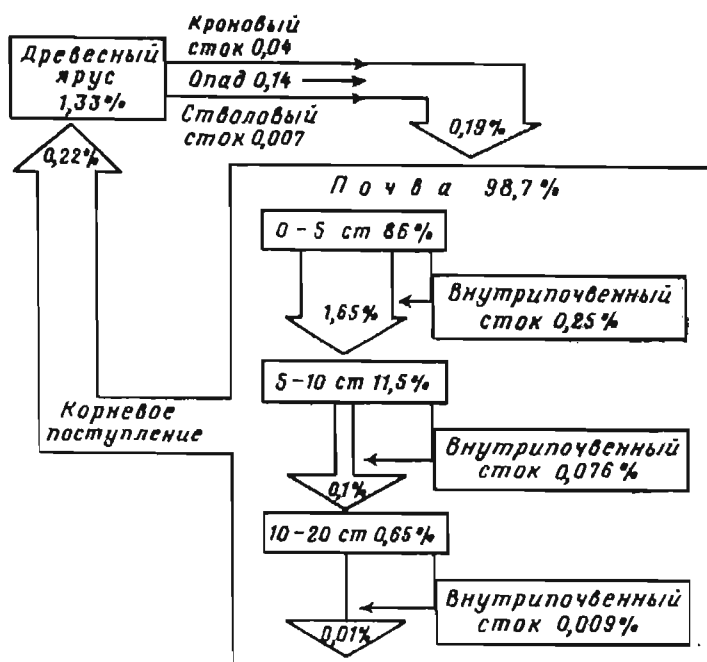


Рис. 6. Поточковая диаграмма годового переноса ^{137}Cs в лесных экосистемах элювиальных ландшафтов (% от общего содержания в БГЦ)

Значимый вклад в поток ^{137}Cs в почву в лесных БГЦ (0,003%) вносит его поступление с кроновыми и стволовыми водами. Эта величина сопоставима с величиной выноса ^{137}Cs из горизонта АО с вертикальным внутрипочвенным стоком. В почвенном блоке основной поток радионуклидов наблюдается из лесной подстилки – 1–2% в год. В минеральной толще он ослабевает до десятых – сотых долей процента, что свидетельствует об аккумуляции здесь радионуклидов, поступающих из подстилки. За пределы корнеобитаемой полуметровой толщи почвы мигрирует менее сотой доли процента в год. Сопоставляя данные фактического перераспределения радионуклидов в почве с их выносом в составе внутрипочвенного стока, можно сделать вывод о незначительной роли инфильтрационного стока в миграции радионуклидов в верхней части профиля и его определяющей роли в нижних почвенных горизонтах по сравнению с другими процессами, обуславливающими перераспределение радионуклидов.

В целом в лесных БГЦ интенсивность вовлечения радионуклидов в БК значительно выше их выноса за пределы корнеобитаемой толщи. Это свидетельствует о том, что

Таблица 4

Плотность загрязнения почв ^{137}Cs (кБк/м²) в системе геохимически сопряженных лесных ландшафтов 30-километровой зоны отчуждения через 9 лет после радиоактивных выпадений

Слой, см	Элювиальный ландшафт	Аккумулятивный ландшафт
АО	133,9	59,6
0-5	29,2	79,2
5-19	11,8	27,4
АО+(5-19)	174,9	166,1

БК является одним из ведущих факторов, сдерживающих поступление радионуклидов в грунтовые воды.

Перераспределение радионуклидов в системе геохимически сопряженных ландшафтов лесных БГЦ до настоящего времени значимо не выражено. Достоверных различий в плотности загрязнения почв элювиальных (зона выноса) и аккумулятивных ландшафтов (предполагаемая зона вторичного накопления) до настоящего времени не наблюдается (табл. 4).

Это обусловлено тем, что поверхностный сток в лесах зоны практически отсутствует, а внутрипочвенный сток, как мы уже отмечали, в перераспределении радионуклидов занимает подчиненное положение. При миграции радиоактивных веществ они почти полностью перехватываются растениями и вовлекаются в круговорот внутри элементарных ландшафтов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кляшторин А.Л. // Почвоведение. 1990. № 10. С. 41–50.
2. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Распределение и миграция радионуклидов в лесных экосистемах. М., 1991. 176 с. – Деп. в ВИНТИ 18.04.91. № 1656–В91.
3. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. // Вестн. МГУ. Сер. 17, почвоведение. 1992. № 2. С. 27–35.
4. Tsvetnova O.B., Shcheglov A.I. // Sci. Total Environ. 1994. V. 155. P. 25–29.
5. Израэль Ю.Ф., Петров В.А., Авдонин С.И. и др. // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 15–18.
6. Израэль Ю.А., Соколовский В.Г., Соколов В.Е. и др. // Атомная энергия. 1988. Т. 64. Вып. 1. С. 28–40.
7. Лоцилов Н.А., Тер-Сааков А.А., Куринный В.Д. и др. // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере. Гомель, 1990. С. 71.
8. Орлов М.Ю., Сныков В.П., Хваленский Ю.А. и др. // Атомная энергия. 1992. Т. 72. Вып. 4. С. 371–376.
9. Кунцевич А.Д. // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Т. 1. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. С. 55–67.
10. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Мамихин С.В., Сидоров В.П. // Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. «Итоги 2-летней работы по ЛПА на Чернобыльской АЭС». Т. 4. Чернобыль. 1988. С. 90–108.
11. Ronneau C., Muttenaere C., Andre H. et al. // 4 Sympos. intern. radioecol. «Impact accidents orig. nucl. environ». V. 1. Cadarache, 1988. P. B18–B25.
12. Bunzl K., Schimmack W., Kreuzer K., Schierl R. // Sci. Total Environ. 1989. V. 78. P. 77–87.
13. Коробова Е.М. // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Т. 1. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. С. 225–231.
14. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
15. Ivanov Yu.A., Kashparov V.A., Oreshich L.A. et al. // Workshop I.U.R. Soviet Branch Seminar on the Radioecology and Counter-Measures. Doc. UIR. 1992. P. 89–93.
16. Olsen R.A., Joner E., Bakken L.R. // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. L.; N.Y., 1990. P. 657–663.
17. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. // Вестн. МГУ. Сер. 17, почвоведение. 1996. № 4.
18. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. // Тез. докл. 3-й Всесоюз. конф. по с/х радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 12–13.
19. Пономарев А.В. // Радиозкологические медицинские и социально-экономические последствия аварии на ЧАЭС. Реабилитация территорий и населения. М.: НМЦ «Голицыно», Тверьуниверсалбанк, 1995. С. 130.
20. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. // Экология. 1994. № 2. С. 43–49.

**A.I. Shcheglov, F.A. Tikhomirov, O.B. Tsvetnova,
A.L. Klyashtorin, S.V. Mamikhin**

**BIOGEOCHEMISTRY OF CHERNOBYL-DERIVED RADIONUCLIDES
IN THE FOREST ECOSYSTEMS OF THE EUROPEAN PART OF THE CIS**

M.V. Lomonosov Moscow State University, Soil Science Faculty, Radioecology Laboratory

The 9-years dynamic of Chernobyl-derived radionuclides in the vegetation and soil covers of the forest ecosystems of the European part of the CIS is considered. The quantitative estimation has been done for main fluxes of Cs-137 in the forests of automorphic landscapes: influx to the vegetation, return with the litterfall, stem flow and throughfall, vertical migration in the soil profile (including intrasoil flow), and redistribution within the system of geochemically connected landscapes.