

ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ Cs-137 В ПОЧВАХ АГРОКАТЕН БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2020 г. В. Г. Линник^{a, *}, А. П. Борисов^a, О. М. Иваницкий^a, И. В. Мироненко^b, А. В. Соколов^{a, c}

^aИнститут геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,
ул. Косыгина, 19, ГСП-1, Москва, 119991 Россия

^bМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Географический факультет,
Ленинские горы, д. 1, Москва, 119991 Россия

^cИнститут проблем передачи информации им. А.А. Харкевича РАН,
Большой Каретный переулок, д. 19, стр. 1, Москва, 127051 Россия

*e-mail: linnik@geokhi.ru

Поступила в редакцию 01.02.2020 г.

После доработки 09.04.2020 г.

Принята к публикации 10.04.2020 г.

В статье представлены данные по вертикальному распределению ¹³⁷Cs “чернобыльского” происхождения спустя 30 лет после аварии на Чернобыльской АЭС в пахотных и луговых почвах на глубину 40 см в типичных катенарных сопряжениях предполесья, ополья с различной плотностью загрязнения ¹³⁷Cs. Представлены новые данные по выносу ¹³⁷Cs за пределы пахотного горизонта, которые варьируют в зависимости от ландшафтных условий: в предполесских ландшафтах меняются в диапазоне 2.7–17.7%, в ландшафтах ополей – от 0.5 до 9%. Для ландшафтов ополей установлена закономерность снижения коэффициента выноса из пахотного горизонта в зависимости от положения в катене: в транзитной позиции – 8.5 и 1.4% – в зоне аккумуляции. Исследовано радиальное распределение ¹³⁷Cs и ²¹⁰Pb_{ex} (избыточный) в дерновой и пойменных почвах бассейна р. Костица для определения скорости осадконакопления. По результатам анализа распределения ¹³⁷Cs в почве скорость осадконакопления за последние 30 лет в разных частях поймы составила от 0.42 ± 0.08 см/год до 0.58 ± 0.11 см/год. Средняя расчетная скорость осадконакопления в пойме примерно за последние 50 лет по данным распределения ²¹⁰Pb_{ex} составила 0.7 ± 0.18 см/год. Для дерновой почвы в днище балки по данным распределения ²¹⁰Pb_{ex} по модели CRS выполнена реконструкция скорости осадконакопления за период 1961–2016 гг., минимальное осадконакопление (0.24 см/год) наблюдалось в период 1961–1988 гг., максимальное (0.7 см/год) – с 2000 по 2007 год.

Ключевые слова: почва, вертикальная миграция, пойма, геохимические трассеры (¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb), Чернобыль

DOI: 10.31857/S001675252010009X

ВВЕДЕНИЕ

После аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. для загрязненных территорий прогноз вертикальной миграции техногенных радионуклидов, получаемый методами математического моделирования, был и остается приоритетным направлением радиоэкологических исследований (Velasco et al., 1993; Mamikhin, 1995; Mamikhin et al., 2016; Ivanov et al., 1997; Bunzl et al., 2000; Almgren, Isaksson, 2006). Пространственно-временная оценка вертикального заглупления радионуклидов в почве важна для прогноза поступления радионуклидов в системе “почва–растение” (Lukšienė et al., 2013; Beresford et al., 2016), временной динамики дозовых нагрузок внешнего облучения (Arapis et al., 1999; Ramzaev, Barkovsky, 2018), потенциального загрязнения грунтовых вод (Bugai et al., 1996),

оценки эрозии почв (Owens, Walling, 1996), реконструкции радиоактивного загрязнения предприятиями ядерно-топливного цикла речных пойм (Standring et al., 2009).

Как правило, скорость вертикальной миграции искусственных радионуклидов в почве для верификации параметров математической модели оценивают на основе реального распределения изотопа в профиле почвы при отборе проб в полевых исследованиях, или лабораторных экспериментах с внесением радионуклидной метки на монолитах (Bunzl et al., 2000).

Характер вертикального распределения радионуклидов в почве менялся с течением времени. Если в начальный момент после аварии на ЧАЭС в 1986 году все поступившие на поверхность почвы радионуклиды рассматривались как “тонкая

пленка”, то уже в первые месяцы после выпадения атмосферных осадков радионуклиды стали заглубляться в почву. Быстрая вертикальная миграция ^{137}Cs в начальный период после аварии была зафиксирована также в окрестностях АЭС Фукусима. По данным (Shiozawa, 2013) после выпадения дождей спустя два месяца после аварии в целинных почвах запас ^{134}Cs + ^{137}Cs в слое 0–3 см составлял 88%, тогда как в слое 0–5 см – 96%.

В период 1987–1989 гг. после чернобыльской аварии в загрязненных почвах наблюдалась особо быстрая миграция радионуклидов с инфильтрационным потоком влаги, которая протекала в растворенном виде или в форме коллоидов (Булгаков и др., 1990; Коноплев, 2016). Резкое падение активности ^{137}Cs по глубине хорошо аппроксимировалось экспоненциальной функцией, как решение уравнения диффузии без учета конвекции (Булгаков и др., 1990; Isaksson, Erlandsson, 1995).

Однако в последующие годы в результате сорбции ^{137}Cs на почвенных глинистых минералах (Stemmers et al., 1988) количество ^{137}Cs , мигрирующего с почвенной влагой, значительно снизилось. Как следствие, распределение ^{137}Cs в верхней и нижней части наиболее загрязненного 20-см слоя стало менее контрастным, вертикальный профиль концентрации ^{137}Cs стал существенно отличаться от экспоненциального вида распределения.

Кроме водного переноса, свой вклад в вертикальную миграцию ^{137}Cs дополнительно вносил лессиваж (Щеглов, 2000), а также деятельность почвенной биоты. Совместное действие абиогенных и биогенных процессов способствовало миграции радиоактивных изотопов, что привело к их рассеиванию в пределах почвенного профиля.

Формирование поля загрязнения радионуклидами можно рассматривать как случайный процесс – пространственное распределение ^{137}Cs характеризуется неоднородностью уровней загрязнения, для анализа поля загрязнения используются методы стохастического моделирования (Арутюнян и др., 1994).

Наряду с почвенно-геохимическими условиями, контролирующими сорбцию ^{137}Cs в почве, свой вклад в пространственную неоднородность заглубления ^{137}Cs внесли также ландшафтные факторы, среди которых: положение в рельефе, крутизна и экспозиция склона, мощность гумусового горизонта, почвенный гидроморфизм и другие.

Наблюдаемый вид вертикального профиля распределения ^{137}Cs по данным послойного отбора почв связан с конкретной локальной ландшафтно-геохимической обстановкой, влияющей на миграцию радиоцезия.

Исследованиями миграции радионуклидов в почвах 30-км зоны ЧАЭС в первые годы после

аварии, была выявлена более быстрая миграция ^{137}Cs в гидроморфных почвах по сравнению с автоморфными (Ivanov et al., 1997; Щеглов, 2000).

В 1992 г. на мониторинговой площадке РНЭС в долине ручья Каменка (н.п. Барки, Брянская область) исследовалась зависимость заглубления ^{137}Cs от микроландшафтных условий (Линник, 2018). На катене протяженностью 50 м с перепадом высот равным 2.2 м, в пяти почвенных разрезах изучался профиль вертикального заглубления ^{137}Cs (Korobova et al., 1998). Была выявлена закономерность изменения концентрации ^{137}Cs в профиле почвы при переходе от автоморфной до гидроморфной позиции. В автоморфной позиции максимум активности ^{137}Cs отмечен в слое 0–3 см с последующим нелинейным снижением активности по глубине почвенного профиля, в гидроморфной позиции активность ^{137}Cs линейно снижалась до глубины 20 см (Линник, 2018).

Исследование заглубления ^{137}Cs спустя восемь лет после аварии на ЧАЭС (1994 год) в целинных почвах предполесских ландшафтов на 16-ти экспериментальных площадках НПО “Тайфун” показало, что в автоморфных условиях максимум концентрации ^{137}Cs сместился с поверхности почвы на глубину 1–2 см (иногда 2–3 см) с последующим резким снижением активности вниз по профилю почвы. В гидроморфных условиях наблюдалось более равномерное снижение активности с “размазыванием” пика активности в слое 0–10 см (Мартыненко и др., 2003; Линник, 2018).

Исследования вертикального распределения ^{137}Cs , выполненные спустя 15–20 лет после аварии на ЧАЭС, подтвердили существенное различие вертикального распределения ^{137}Cs в автоморфных и гидроморфных условиях (Квасникова и др., 2005; 2006).

Исследование миграция ^{137}Cs в залежных и пахотных почвах агроландшафтов в Тульской области позволило восстановить многолетний режим вертикальной миграции ^{137}Cs . В первые годы после аварии происходило активное перемещение радиоцезия с поверхности почвы в слой 2–6 см. В последующие 5–10 лет наблюдалось замедление вертикальной миграции ^{137}Cs : в слое 2–13 см наблюдалось практически однородное распределение, в более глубокие слои почвы поступило до 25% суммарной активности. Спустя 10–15 лет в старопашотной почве наблюдалась стадия стабилизации вертикального заглубления со средней скоростью 1 мм/год, что в 5–10 раз ниже, чем в первые годы после аварии (Липатов и др., 2003).

Для длительных интервалов времени при анализе вертикального распределения ^{137}Cs в профиле почвы агроценозов следует учитывать влияние плоскостной эрозии (величина равная нескольким миллиметрам в год, Коноплев и др., 2016),

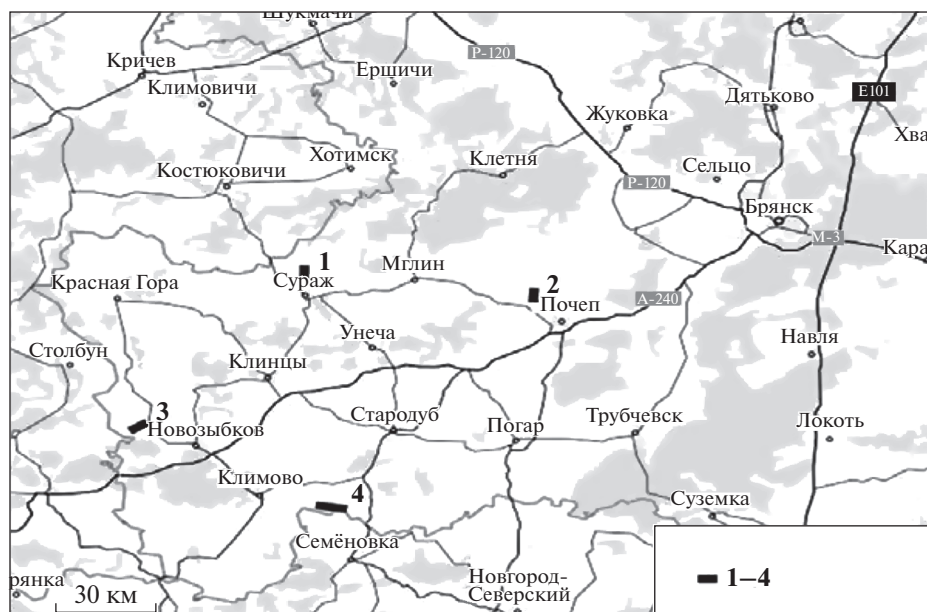


Рис. 1. Схема расположения ландшафтно-радиационных профилей в Брянской области: 1 – Дубровка; 2 – Костица; 3 – Вышков; 4 – Брахлов.

что сопоставимо по порядку величин со скоростью заглубления ^{137}Cs , равной 1 мм/год (Липатов и др., 2003).

В результате проявления эрозионных процессов в зонах аккумуляции (в нижних частях склонов, на пойме, балках) мощность почвы нарастает на величину осажденного делювия. Загрязненный в 1986 г. слой почвы перекрывается более “молодыми” осадками. Выявление такого горизонта в профиле почвы используется для датировки отложений с последующей оценкой скорости осадконакопления (Голосов, 2006).

Использование техногенных и природных радионуклидов (^{137}Cs , ^{210}Pb), как геохимических трассеров, для оценки баланса эрозионных наносов имеет длительную историю (He, Walling, 1997; Walling et al., 2000; Mabit et al., 2014). В отличие от техногенного ^{137}Cs , поступление которого из атмосферы не равномерно во времени (как результат отдельных радиационных инцидентов или тяжелых аварий – Чернобыль, Фукусима), поток атмосферного ^{210}Pb принято считать постоянным во времени, что позволяет использовать его для датирования новейших отложений (Appleby, 2008).

В настоящей работе исследуются закономерности вертикального распределения радиоцезия в почвах агроценозов. Выбранные участки формируют катенарные сопряжения, что позволяет выявить вертикальное заглубление радиоцезия в почвах в зависимости от их положения в катене в различных ландшафтах: 1) предполья (с дерново-подзолистыми супесчаными почвами) и

2) ландшафтах ополей (с серыми лесными среднесуглинистыми почвами) при разной плотности радиоактивного загрязнения. В аллювиальных почвах, кроме ^{137}Cs , дополнительно исследуется распределение ^{210}Pb с целью оценки скорости накопления аллювиальных и делювиальных отложений.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве модельных объектов исследования выбраны 4 склоновых участка агрокатен (рис. 1) в западной части Брянской области, различающихся ландшафтными условиями миграции ^{137}Cs . Два из них расположены в предполесских ландшафтах: 1) Вышков и 2) Дубровка, остальные два – в ландшафтах ополей – 3) Брахлов и 4) Костица.

Отбор проб почвы для лабораторного измерения активности радионуклидов был проведен в 2016 и 2017 гг. Почвенные образцы в агроценозах в силу однородного распределения ^{137}Cs в пахотном слое (мощностью 20–25 см) отбирались из почвенного разреза с постоянным шагом 5 см с фиксированием площади до глубины 30 см. Слой 30–40 см характеризовался одной пробой.

Отбор проб для целинных участков на Костице (два пойменных пикета 427 и 432, а также пикет 427 в балке) был выполнен в 2016 г. В целинных участках (пойма и днище балки) отбор проб производился с учетом литологического строения, поэтому шаг опробования варьировал от 3 до 5 см. Пробы отбирались на глубину 30–40 см (до появ-

ления верховодки). Общее количество отобранных проб из одного разреза для агропочв составило 7, для гидроморфных почв – 7–9 образцов.

Количество пикетов и отобранных образцов по участкам работ составило: 1) Дубровка – 4 пикета (29 проб); 2) Вышков – 6 пикетов (43 пробы); 3) Брахлов – 4 пикета (28 проб); 4) Костица – 4 пикета (21 проба); 5) пойма р.Костица + балка – 3 разреза (22 пробы).

Гамма-спектрометрические измерения

Измерение радионуклидного состава в полойно отобранных пробах выполнялось в Лаборатории радиохимии окружающей среды ГЕОХИ РАН на низкофоновом гамма-спектрометрическом комплексе с многослойной пассивной защитой (свинец, старое низкофоновое железо, медь, оргстекло). В качестве регистрирующей части использовался широкополосный детектор из особо чистого германия планарного типа ВЕGe3825 фирмы “Canberra” (США) с тонким входным окном из “carbon composite” толщиной 0.6 мм и диаметром кристалла 70 мм, площадью 3800 мм² и толщиной 25 мм, что позволяет регистрировать гамма-кванты с энергией от 5 КэВ до 3 МэВ. Энергетическое разрешение по линии 1332 КэВ Со-60 не хуже 1.7 КэВ, по линии изотопа Со-57 122 КэВ – не хуже 0.6 КэВ. Сбор и обработка информации осуществлялась на анализаторе импульсов DSA-1000 (США). Для обработки полученных спектров использовалось программное обеспечение Genie 2000 (версия 3.2.1). Измерительный комплекс регулярно проходит поверку в ФГУП ВНИИФТРИ (Всероссийский научно-исследовательский институт физико-технических и радиотехнических измерений). Согласно последней поверке, минимально измеряемая активность за 3600 с по Cs-137 не хуже 0.1 Бк/пробу. Стандартная масса навески для измерения активности составляла примерно 100 г.

Оценка скорости осадконакопления с использованием изотопов ¹³⁷Cs и ²¹⁰Pb

Для получения данных по вертикальному распределению радионуклидов измерялись изотопы ¹³⁷Cs и ²¹⁰Pb. Период полураспада ²¹⁰Pb – 22.3 года, ¹³⁷Cs – 30.17 лет. Погрешность измерения изотопов ¹³⁷Cs и ²¹⁰Pb составляла соответственно 10% и 12%.

Для расчета средней скорости седиментации в почвенной колонке выполнялось определение активности ²¹⁰Pb в каждом слое. Кроме ²¹⁰Pb, обычно определяется ²²⁶Ra, чтобы учесть долю ²¹⁰Pb, который находится в равновесии с ²²⁶Ra.

Исследование скорости накопления аллювия в пойме р.Костица выполнено на основе анализа распределения ¹³⁷Cs и ²¹⁰Pbex. Определение сред-

них скоростей седиментации осадков по методу неравновесного ²¹⁰Pb основано на методике, представленной в работе (Сапожников и др., 2006; Рузаков и др., 2019).

Для расчета возраста отложений по данным измерения ²¹⁰Pb использовалась модель CRS (Constant Rate of Supply) (Appleby, Oldfield, 1978; 1983; Sikorski, Bluszcz, 2003; Bonotto, Garcia-Tenorio, 2014). В модели CRS приняты допущения, что поток атмосферного ²¹⁰Pb остается постоянным во времени, тогда как скорость накопления отложений может меняться за моделируемый период времени. Для определения возраста слоев осадочных пород использовалась следующая формула:

$$t = (1/\lambda) \ln (A_c(0)/A_c(x)),$$

где $A_c(0)$ – это суммарная удельная активность избыточного ²¹⁰Pb для всего профиля, $A_c(x)$ – суммарная удельная активность в слое, расположенном ниже глубины (x), $\lambda = \lambda^{-1}$ – постоянная полураспада ²¹⁰Pb, равная 22.3 г.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В 1985 г. уровень “глобальных” выпадений ¹³⁷Cs выявил примерно однородный уровень загрязнения при средней плотности загрязнения ¹³⁷Cs около 1.3 кБк/м² (Воробьев, 2013). Для четырех модельных участков уровни загрязнения ¹³⁷Cs в этот период времени варьировали в диапазоне 0.74–1.5 кБк/м². Однако в результате аварии на ЧАЭС в 1986 г. уровни “глобальных” выпадений ¹³⁷Cs были многократно превышены: для Новозыковского района (участок “Вышков”) примерно в 1000 раз, для участка “Брахлов” в сотню раз, и для участков “Костица” и “Дубровка” в 10 раз (Линник и др., 2017).

По результатам аэрогаммасъемки (АГ), выполненной в 1993 г. (Линник, 2018), уровни загрязнения ¹³⁷Cs (с учетом распада на 2017 год – дату отбора проб) для двух агрокатен (Костица и Дубровка), расположенных от ЧАЭС на удалении 280 и 250 км, составили соответственно 5–12 кБк/м² и 1.7–9 кБк/м². Для следующих двух агрокатен (Вышков и Брахлов), расположенных на удалении от ЧАЭС соответственно 175 и 195 км, уровни загрязнения ¹³⁷Cs составили соответственно 265–907 кБк/м² и 35–120 кБк/м².

Подробный ландшафтно-биогеохимический анализ этих модельных участков представлен в работе (Линник и др., 2017). Агрорландшафтные катены характеризуют радиальное распределение ¹³⁷Cs в пахотном слое до глубины 40 см (Borisov et al., 2019). Высотные уровни для исследованных профилей определялись по базе высотных уровней SRTM (Jarvis et al., 2008).

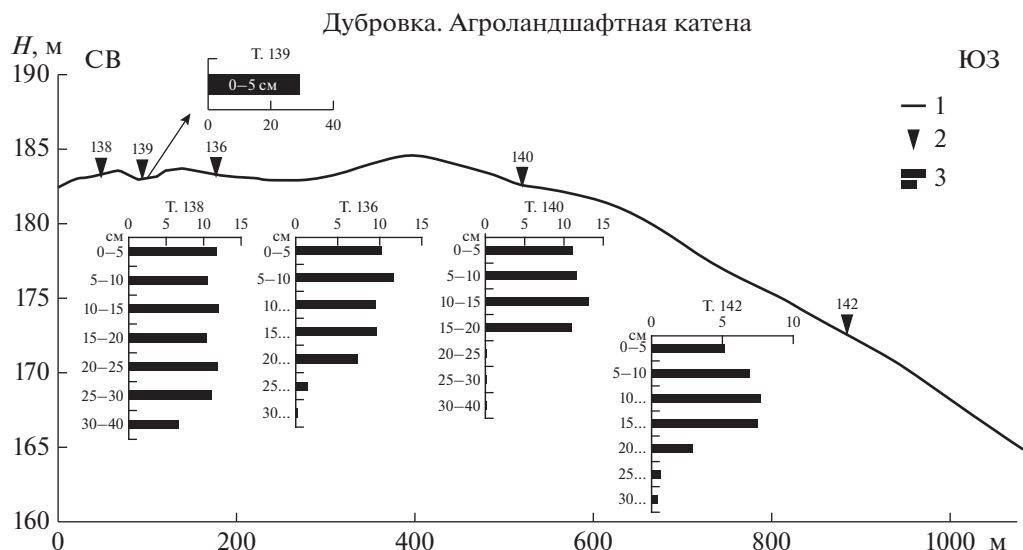


Рис. 2. Агроландшафтная catena “Дубровка”. 1 – линия высотного уровня; 2 – номера пикетов; 3 – вертикальное распределение ^{137}Cs (Бк/кг) в почве.

Пространственная гетерогенность ^{137}Cs в агропочвах существенно ниже, чем в почвах залежей и лесных ландшафтов (Липатов и др., 2007). Характер вертикального распределения в агроценозах различался в зависимости от типа использования (пашня, пастбище), а также характера проведенных ранее защитных агромероприятий. Для зоны отселения (участок “Вышков”) в 1990 г. с целью снижения загрязнения сельскохозяйственной продукции применяли глубокую перепахку с перемещением загрязненного слоя в глубокие горизонты почвы.

Заглубление радиоцезия в агропочвах в подпахотный горизонт происходит в результате диффузии, конвективного переноса с почвенной влагой. Ежегодная почвенная обработка выравнивает загрязнение в пахотном слое, как по глубине, так и в латеральном направлении. При определенных условиях, когда на границе плужной подошвы резко изменяется удельная плотность почвы, что снижает ее водопроницаемость, может наблюдаться повышение удельной концентрации ^{137}Cs (Липатов и др., 2007).

Профиль “Дубровка”

Профиль Дубровка (рис. 2) расположен в диапазоне высот 165–185 м и включает два автономных участка с разным направлением латерального переноса: 1) линия профиля на междуречной равнине перпендикулярна направлению линий тока латерального переноса (пикеты 136, 138, 139) и 2) линия профиля на выпуклом склоне, заложенном в направлении эрозионного смыва (пикеты 140 и 142). Почва слабоподзолистая, средне-

смывая, среднесуглинистая. Мощность пахотного горизонта $A_{\text{пах}}$ достигает 20 см. В понижениях развиты агродерново-подзолистые глееватые намывы среднесуглинистые почвы, с увеличенной мощностью пахотного горизонта $A_{\text{пах}}$ до 25 см.

В нижней части склона (т. 142, пашня, зона транзита) из-за плоскостного смыва в почвенном профиле вскрыта суглинистая морена с мелким щебнем. Почвенный профиль – $A_{\text{пах}}$ суглинок с мелким щебнем – до 22 см, ниже по глубине до 40 см – уплотненный пылеватый суглинок. В результате интенсивного выноса наиболее загрязненной ^{137}Cs тонкой фракции на пикете 142 выявлены самые низкие значения удельной активности ^{137}Cs (до 7–8 Бк/кг), причем в верхних 5 см концентрация ^{137}Cs минимальна – 5 Бк/кг. Барьерный эффект границы плужной подошвы для миграции ^{137}Cs не выявлен, поступление ^{137}Cs в нижние слои происходит аналогично наблюдаемому на пикете 136 (радиальная миграция составляет 17.7%).

Пикет 136 расположен в зоне наиболее интенсивного смыва почвы с пашни. Средняя удельная активность ^{137}Cs в пахотном слое 0–20 см составляет 10.4 Бк/кг. Радиальный вынос за пределы пахотного слоя (0–25 см) равен 5.6%. В зоне аккумуляции (пикете 138) в нижней части склона в лесополосе (биогеохимический барьер) за пределами поля мощность почвы, загрязненной ^{137}Cs возрастает. Вертикальное распределение ^{137}Cs в слое 0–30 см (средняя удельная активность – 11.2 Бк/кг) практически равномерное. Рост средней удельной концентрации за счет накопления тонкой фракции составляет 8%. В ниж-

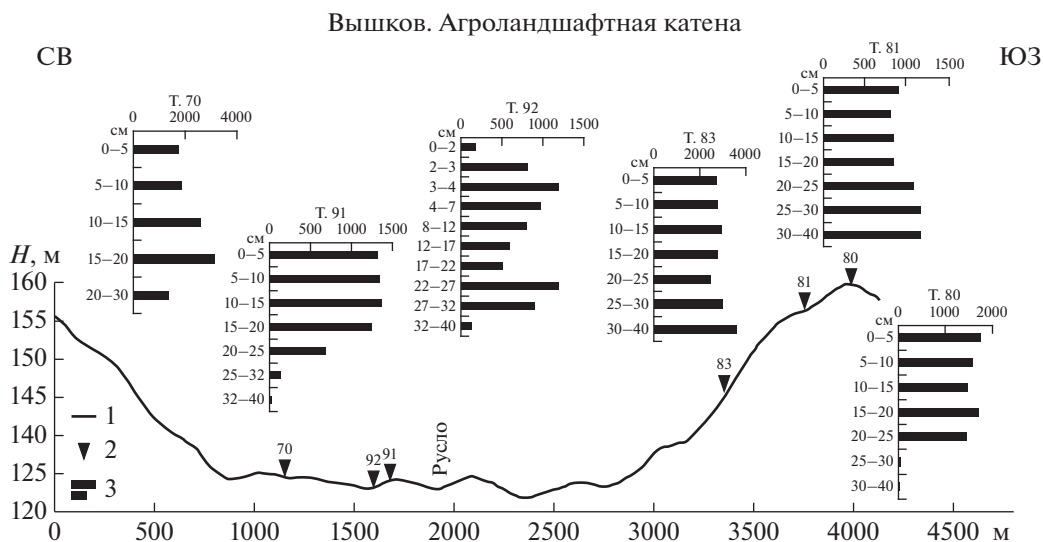


Рис. 3. Агроландшафтная catena “Вышков”. 1 – линия высотного уровня; 2 – номера пикетов; 3 – вертикальное распределение ¹³⁷Cs (Бк/кг) в почве.

нем слое (30–40 см) пикета 138 активность ¹³⁷Cs снижается примерно в 2 раза до уровня 6.5 Бк/кг, что существенно выше уровня загрязнения для подпахотного горизонта (<1 Бк/кг) на поле. Максимальная удельная концентрация ¹³⁷Cs выявлена в замкнутой западине на междуречной равнине (пикет 139), где удельная концентрация в слое 0–5 см возрастает до 29 Бк/кг за счет аккумуляции илистой фракции.

На выпуклом участке профиля (диапазон высот 177–183 м, пикеты 140 и 142) по данным АГ плотность загрязнения ¹³⁷Cs изменяется в диапазоне 1.7–2.6 кБк/м². Минимальному значению плотности загрязнения ¹³⁷Cs (1.7 кБк/м²) соответствует пикет 140 на пашне. В отличие от характера вертикального распределения ¹³⁷Cs на пикете 136, где в подпахотный горизонт поступает радиоцезий (в слое 25–30 активность ¹³⁷Cs равна 1.6 ± 0.3 Бк/кг), на пикете 140 выявлен геохимический барьер на границе плужной подошвы (20 см) – удельная активность ¹³⁷Cs снижается с 10.8 ± 0.7 Бк/кг в пахотном слое до 0.3 ± 0.13 Бк/кг в слое 20–25 см. Значение радиальной миграции для этой позиции catena равно 2.7%.

Профиль “Вышков”

Профиль Вышков (рис. 3) расположен на высотных уровнях 132–160 м, для ландшафтов предполья типичен легкий гранулометрический состав почвообразующих пород. Вершины моренных холмов представлены агро-дерново-среднеподзолистыми супесчаными почвами и заняты (пикет 80) многолетними травами. Для почвы характерен мощный гумусированный па-

хотный горизонт (до 25 см), ниже залегают песчаные отложения, что способствует высокой фильтрационной способности влаги и потенциально высокой вертикальной миграции цезия. В транзитной части catena (пикет 81) мощность гумусового горизонта достигает 28–30 см. В нижней части склона на делювиальном шлейфе с дерновыми мощными намытыми почвами (пикет 83), мощность гумусового горизонта достигает 30 см, ниже вскрыты (до 40 см) супесчаные отложения.

На агрокатене “Вышков” исследовано 6 разрезов: три на склоновой части и три в пойме р. Булдынка. На вершине catena (пикет 80) в пахотном слое до глубины 25 см наблюдается неравномерное содержание ¹³⁷Cs (1450–1740 Бк/кг). В подпахотном слое на глубине 30–40 см активность ¹³⁷Cs снижается до 7 Бк/кг. Удельная концентрации ¹³⁷Cs на границе пахотного слоя (20–25 см, 1452 ± 81 Бк/кг) и подпахотного слоя (25–30 см, 41 ± 2.3 Бк/кг) различаются в 35 раз, что совпадает с темпом вертикальной миграции ¹³⁷Cs на профиле “Дубровка” (пикет 140), где аналогичный показатель равен 36. Вынос за пределы пахотного слоя составляет 0.74%.

В транзитной зоне catena (пикет 81) граница плужной подошвы на выявлена до глубины 40 см. Здесь наблюдается более немонотонное вертикальное распределение ¹³⁷Cs: почвенный профиль может быть разделен на две части, различающиеся по удельной активности ¹³⁷Cs. В слое 0–20 см активность ¹³⁷Cs варьирует в интервале 1595–1810 Бк/кг (среднее значение ¹³⁷Cs равно 1700 ± 96 Бк/кг), тогда как в слое 20–40 см удельная концентрация ¹³⁷Cs возрастает до значений 2160–2312 Бк/кг (среднее значение ¹³⁷Cs равно 2260 ± 126 Бк/кг).

Таким образом, концентрирование ^{137}Cs в нижнем слое 20–40 см равно 1.32, что нетипично для естественного распределения ^{137}Cs в почве в результате диффузионных и диффузионно-конвективных процессов миграции радионуклидов. Наиболее вероятная причина такого эффекта — это проведенное в 1990 г. коренное улучшение почв, заключавшееся в захоронении верхнего “грязного” слоя почвы на глубину.

На пикете 81 выявлена повышенная концентрация ^{137}Cs (слой 0–5 см, 1810 ± 102 Бк/кг) по сравнению с нижними горизонтами (5–20 см, среднее значение ^{137}Cs 1660 ± 92 Бк/кг). Концентрирование удельной активности ^{137}Cs в слое 0–5 см по отношению к слою 5–20 см равно 9%. Наиболее вероятная причина концентрирования ^{137}Cs в верхнем слое 0–5 см — это поступление почвы в результате эрозии с верхней части катены (пикет 80), где в слое 0–5 см отмечено близкое значение удельной концентрации ^{137}Cs (1743 ± 91 Бк/кг). Таким образом, на пикете 81 эрозионный снос материала сочетается с их одновременным накоплением в верхнем слое почвы, т.е. геохимическая миграция относится к транзитно-аккумулятивному типу.

В нижней части катены, расположенной на делювиальном шлейфе (пикет 83), фиксируется существенное возрастание удельной активности ^{137}Cs во всех слоях почвы по сравнению с зоной выноса (пикет 80) и зоной транзита (пикет 81). Удельная активность ^{137}Cs в слое 0–20 см достигает 2700–2900 Бк/кг, с глубины 25 см начинается возрастание, которое достигает максимума в слое 30–40 см — 3570 ± 200 Бк/кг. По всей видимости, аномально высокие значения удельной концентрации ^{137}Cs в нижней части почвенного профиля — это также результат рекультивации почв в 1990 г.

В целом, на агрокатене “Вышков” за 30 лет после аварии произошли существенные изменения в плотности загрязнения в пределах склонового сопряжения. Различие в плотности загрязнения ^{137}Cs на пикетах 80, 81, 83 составляющее соответственно 610, 1170 и 1760 кБк/м², связано с латеральным переносом.

Согласно выполненным оценкам (Кузнецов и др., 2018) в ландшафтах предполесья Новозыбковского района наблюдается слабый смыв почвы равный примерно 2 т/га в год. Для склоновой части агрокатены “Вышков” установлено, что в результате процессов латеральной миграции в нижней части агрокатены наблюдается накопление радиоцезия, что проявляется в формировании делювиальных отложений с высокой удельной концентрацией ^{137}Cs . Накопление ^{137}Cs с максимальной высокой концентрацией в делювиальных отложениях отмечалось ранее во многих регионах России: Ставропольском крае (Belyaev et al., 2005)

Тульской области (Голосов, 2006; Кузнецов и др., 2018), Брянской области (Линник, 2018).

На пойменной части агрокатены “Вышков” заложены три пикета: 70, 91 и 92. Профиль вертикального распределения радионуклидов в пойменных почвах во многом зависит от гидрологического режима в период половодья, когда происходит осаждение взвешенных наносов на поверхность почвы (Линник, 2001).

Пойма р.Булдынка представлена волнистой поверхностью с перепадом высот 2–2.5 м, с многочисленными старичными понижениями. Для исследования локальных вариаций вертикального распределения радиоцезия, отбор проб почвы проводился как на возвышенной части поймы (пикет 91), так и в рядом расположенном заболоченном понижении (пикет 92). Высокие участки поймы (пикет 70 и 91) в 1990 г. подверглись коренному улучшению — для этих участков поймы характерен горизонт $A_{\text{пак}}$ мощностью до 28 см. Почва на пикете 70 пойменная дерновая среднесуглинистая глееватая. На пикете 91 почва легкосуглинистая глееватая. Пойменные понижения, вероятно, не распахивались, оставаясь под лугами. В переувлажненной части поймы (пикет 92) сформировались аллювиальные дерновые зернистые глееватые среднесуглинистые почвы с погребенными гумусовыми горизонтами. Верхняя часть профиля содержит много органики.

Плотность загрязнения в пойменной части р. Булдынка существенно различается в зависимости от высотного положения. Максимальная плотность загрязнения ^{137}Cs зафиксирована на высокой части поймы (пикет 70, $^{137}\text{Cs} = 740$ кБк/м²). На низкой части поймы на пикетах 91 и 92 плотность загрязнения радиоцезием равна соответственно 455 и 346 кБк/м². Таким образом, максимальная плотность загрязнения ^{137}Cs на пойме р. Булдынка незначительно превышает уровень загрязнения верхней части катены (пикет 80) и в 2.4 раза ниже, чем в зоне отложения делювия (пикет 83).

Поскольку почвы поймы были нарушены в процессе проведения реабилитационных мероприятий, то вертикальное распределение ^{137}Cs имеет сложный характер. Классические методы датировки отложений с применением ^{210}Pb в данном случае неприменимы. Для пикета 70 на глубине 15–20 см выявлен погребенный горизонт с концентрацией ^{137}Cs 3150 ± 174 Бк/кг (результат рекультивации), тогда как в верхней части профиля наблюдается инверсионное распределение удельной концентрации ^{137}Cs : концентрация радиоцезия монотонно возрастает от 1720 ± 96 Бк/кг в слое 0–5 см до значения 2564 ± 142 Бк/кг в слое 10–15 см.

В разрезе 91 (старопахотная почва) активность ^{137}Cs в разрезе на высокой пойме в верхней части

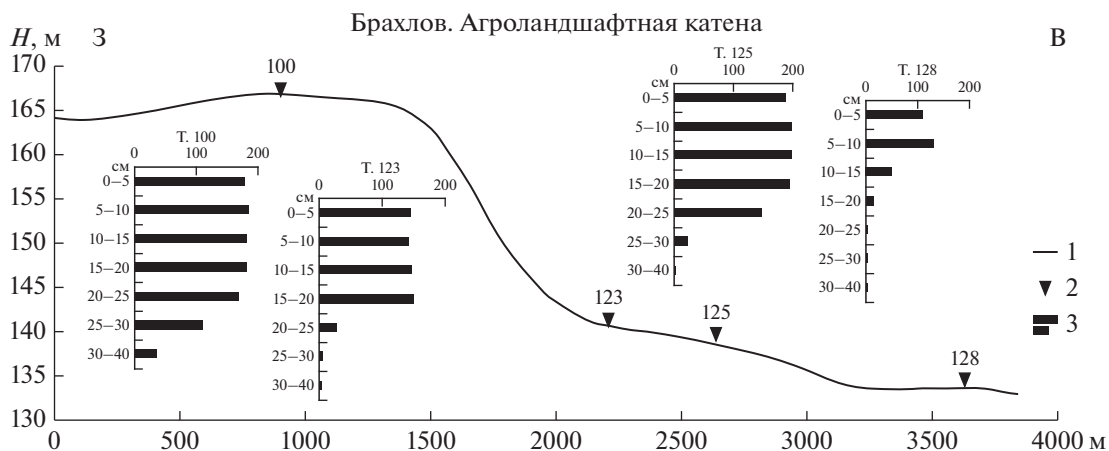


Рис. 4. Агрорландшафтная catena “Брахлов”. 1 – линия высотного уровня; 2 – номера пикетов; 3 – вертикальное распределение ¹³⁷Cs (Бк/кг) в почве.

профиля (до глубины 20 см) достигает 1360 Бк/кг, что существенно ниже, чем на пахотных почвах агрокатены этого профиля. На глубине 32–40 см активность ¹³⁷Cs снижается до 27 Бк/кг. Таким образом, радиальная миграция за границы старопашотного слоя луговой почвы составила 4.9%.

В разрезе 92 наблюдается сложное строение вертикального профиля распределения ¹³⁷Cs – низкие значения удельной концентрации до глубины 4 см характеризуют загрязнение мощного слоя подстилки, слой 4–7 также представлен полуразложившейся органикой. Максимум активности ¹³⁷Cs наблюдается на глубине 22–27 см (1180 Бк/кг), это, возможно, погребенный слой выпадений 1986 года в результате, перекрытый аллювиальными отложениями. В разрезе 70 максимум активности ¹³⁷Cs расположен на глубине 15–20 см (вероятнее всего – это также выпадения 1986 г.).

Профиль “Брахлов”

Профиль “Брахлов” (рис. 4) пересекает распаханную междуречную волнисто-увалистую равнину, а также террасу р. Снов, заканчиваясь на пойме. На водоразделе развиты серые лесные почвы (пикет 100), на террасе – дерново-подзолистые пылевато-песчаные почвы (пикет 123 и 125). На пойме преобладают пойменные дерновые глееватые почвы под луговой растительностью. Значительный перепад высот от 167 до 140 м служит причиной развития эрозионных процессов (Линник и др., 2017). Плотность загрязнения вниз по профилю принимает следующие значения: т. 100 – 77 кБк/м²; т. 123 – 45 кБк/м²; т. 125 – 260 кБк/м²; т. 128 – 148 кБк/м².

Распределение активности ¹³⁷Cs в пахотном горизонте практически равномерное до глубины

0–20 см (на водоразделе – до глубины 25 см, пикет 100). Барьерный эффект плужной подошвы в этой части ландшафта не выражен, до глубины 40 см наблюдается равномерное снижение активности ¹³⁷Cs от 168 до 36 Бк/кг. Радиальный вынос в слой 30–40 см достигает максимального значения на catena и составляет 9%.

Среднее значение концентрации ¹³⁷Cs в пахотном слое зоны латерального переноса на пикете 100 (180 Бк/кг) выше, чем в зоне транзита (пикет 123, ¹³⁷Cs – 146 Бк/кг). Кроме того, мощность пахотного слоя в зоне транзита снижается за счет эрозии до 20 см. Вынос радиоцезия в подпахотный слой резко снижается до 1.2 Бк/кг в слое 30–40 см. Интенсивность радиальной миграции за пределы слоя 0–30 см минимальна и составляет 0.5%.

В зоне аккумуляции (пикет 125) возрастает как мощность пахотного горизонта (до 25 см), так и средняя удельная концентрация ¹³⁷Cs пахотного горизонта до 186 Бк/кг, что сопоставимо с величиной аналогичного показателя для водораздельной части (пикет 100). Радиальная миграция ¹³⁷Cs умеренная – вынос за пределы пахотного слоя 0–25 см составляет 3%.

В долине р. Снов на заболоченной выровненной пойме наблюдается осаждение поступившего в пойму ¹³⁷Cs (пикет 128). На пойме зафиксирована максимальная удельная активность на всем профиле, равная 1300 Бк/кг в слое 0–5 см. В нижних горизонтах почвы снижение активности радиоцезия происходит практически по экспоненте (до 6 Бк/кг в слое 30–40 см), что совсем не типично для аллювиальных почв. Вероятная причина этого эффекта – преобладающий застойный режим в период половодья, когда пойма превращается в водоем, в котором осадконакопление идет по типу формирования озерных или лагунных от-

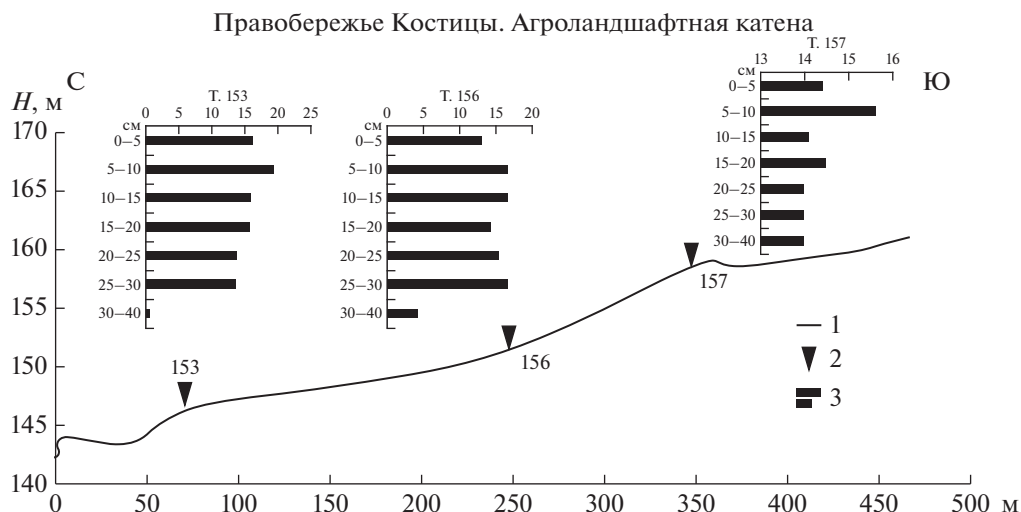


Рис. 5. Агроландшафтная catena “Костица”. 1 – линия высотного уровня; 2 – номера пикетов; 3 – вертикальное распределение ^{137}Cs (Бк/кг) в почве.

ложений. Плотность загрязнения ^{137}Cs в пойменной части равна 150 кБк/м^2 . Основным источником ^{137}Cs на пойме – это поступление активности с верхней части бассейна р. Снов (Линник и др., 2017).

Таким образом, для агрокатены “Брахлов” выявлен интенсивный латеральный перенос, фиксируемый по ряду признаков: росту плотности загрязнения ^{137}Cs , увеличению мощности пахотного слоя и удельной концентрации радиоцезия вниз по склону.

Профиль Костица

Профиль “Костица” (высотные уровни 165–150 м) протяженностью около 500 м (рис. 5) заложен на распаханном склоне северной экспозиции р.Костица с серыми лесными смытыми супесчаными почвами. Мощность гумусового горизонта определяется границей плужной подошвы: на вершине catena она неровная, варьирует от 20 до 35 см, в ее транзитно-аккумулятивной части (пикет 156) мощность $A_{\text{пах}}$ нарастает до 28–32 см, на границе поля (аккумулятивная часть catena), зафиксирован намывтый пахотный горизонт мощностью до 25(28) см. Гранулометрический состав почв пахотного горизонта закономерно изменяется от супесчаного (пикет 157), пылевой супеси (пикет 156) до легкого суглинка в нижней части catena (пикет 153).

Вертикальное распределение ^{137}Cs на всех трех точках catena практически равномерное в пределах пахотного слоя, максимум удельной концентрации равен 14–16 Бк/кг. Средняя концентрация ^{137}Cs в пахотном слое нарастает вниз по склону и соответственно равна: пикет 157 – 14.4 Бк/кг,

пикет 156 – 15.4 Бк/кг, пикет 153 – 15.8 Бк/кг. Однако вследствие пространственного варьирования среднего объемного веса в почве (соответственно 1.72, 1.67, 1.82 г/см³) плотность загрязнения ^{137}Cs составляет соответственно 9.94, 8.4 и 8.55 кБк/м².

Таким образом, латеральный перенос выражен довольно слабо и носит локальный характер. Причина слабой выраженности латерального переноса связана с одновременным сочетанием таких факторов, как северная экспозиция, короткая протяженность склона, сочетание этих факторов неблагоприятно для развития эрозии (Голосов, 2006; Линник и др., 2017; Кузнецов и др., 2018).

Интенсивность радиальной миграции (вынос за пределы пахотного слоя) в пределах catena существенно различаются. Вынос ^{137}Cs за пределы пахотного слоя (ниже 30 см) на данном профиле закономерно снижается вниз по склону: принимая значения 26.3% в автономной позиции, 8.5% в транзитной части и 1.4% в зоне аккумуляции.

Оценка скорости и динамики осадконакопления

Овражно-балочная сеть и поймы рек служат завершающим звеном в миграции эрозийного материала, поступающего с водораздела и склонов речных бассейнов. Существенная часть эрозийного материала осаждается в верхних звеньях гидрографической сети (Walling, 1983; Голосов, 2006). Исследование радиального распределения ^{137}Cs в пойменных почвах и почвах овражно-балочной сети служит эффективным способом определения скорости осадконакопления.

Из всех четырех проанализированных модельных участков только пойма р. Костица не распахи-

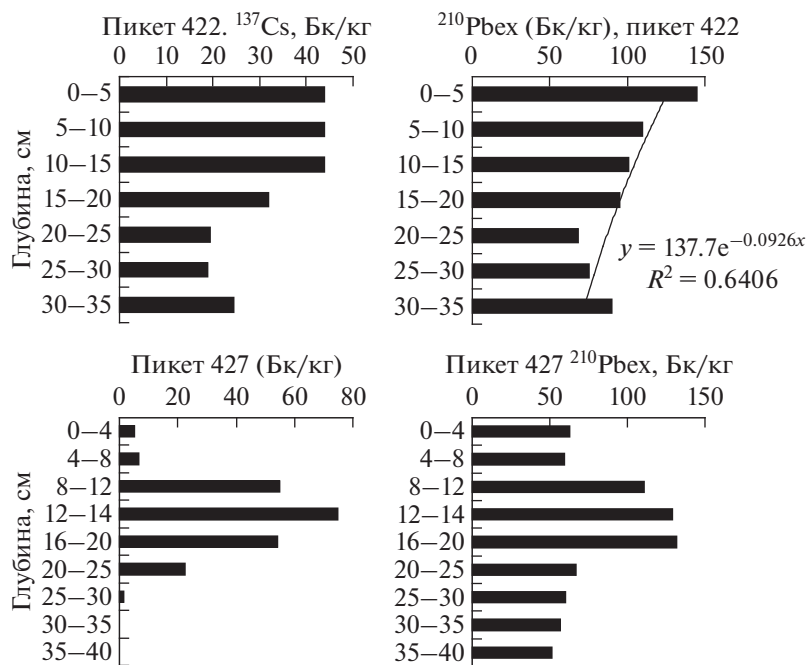


Рис. 6. Радиальное распределение ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb в пойменных почвах р. Костица.

валась. Точки опробования выбраны на ландшафтно-радиационном профиле Почепского ополья “Костица” (Линник и др., 2017). Два участка расположены на пойме р. Костица (пикет 422 и 427) и один в днище балки (пикет 432). Влажнотравная луговая растительность образует мощный биогеохимический барьер, на котором накопление ¹³⁷Cs составляет 24% (Линник и др., 2019).

Описание почвенных профилей представлено в работе (Линник и др., 2019). Пикет 422 (рис. 6) характеризует правобережную пойму, тогда как пикет 427 – центральную часть левобережной поймы с принципиально разными гидрологическими условиями в период паводка. Правобережная пойма относится к зоне транзита взвешенных речных наносов, тогда как левобережная пойма – это зона осаждения взвешенных наносов, поступающих как из верховьев реки, овражно-балочной сети так и примыкающих склонов.

На пикете 422 (рис. 6) вскрыта пойменная дерновая среднесуглинистая почва с погребенным оглееным тяжелосуглинистым горизонтом. Явного максимума активности ¹³⁷Cs, соответствующего периоду загрязнения (1986 г.) в разрезе выявить не удается. До глубины 15 см наблюдается практически равномерное распределение удельной активности ¹³⁷Cs (44 Бк/кг). В слое 15–20 см наблюдается снижение удельной активности ¹³⁷Cs (32 Бк/кг) и уровня 19 Бк/кг в слое 25–30 см. На глубине 24 см в разрезе фиксируется погребенный гумусовый горизонт, сложенный средним суглинком. С глубины 25–30 см отмечается незначитель-

ный рост концентрации ¹³⁷Cs (25 Бк/кг), причиной которого, вероятно, можно считать наличие геохимического барьера (глеевый горизонт).

Вертикальное распределение ²¹⁰Pb_{ex} (рис. 6) в зоне транзита речных вод в условиях турбулентного потока (разрез 422) отличается от теоретического распределения для стационарных условий осаждения взвешенных наносов (экспоненциальной), которое с глубины 25–30 см сменяется ростом активности. Зависимость снижения ²¹⁰Pb_{ex} с глубиной низкая ($R^2 = 0.64$), что затрудняет корректное использование ²¹⁰Pb_{ex} для датировки отложений. Исключив нижний слой (30–35 см) из расчетов для оставшейся части почвенного профиля получаем скорость седиментации равную 0.7 ± 0.18 см/год.

Для верхней части профиля почвы оценку накопления осадка выполним, используя трассер ¹³⁷Cs. Предположив, что “чернобыльский” слой соответствует глубине 15–20 см (верхний слой 0–15 см перемешан), получаем, что за 30 лет скорость накопления аллювия на данном участке поймы могла составлять до 0.58 ± 0.11 см/год.

Благодаря поступлению эрозийного материала с распаханного бассейна реки Костица на пикете 427 (центральная часть левобережной поймы) формируются необычные условия накопления аллювия (рис. 6). В отличие от разреза 422, где выделение “чернобыльского” горизонта было проблематичным, в разрезе 427 на глубине 12–14 см четко вы-

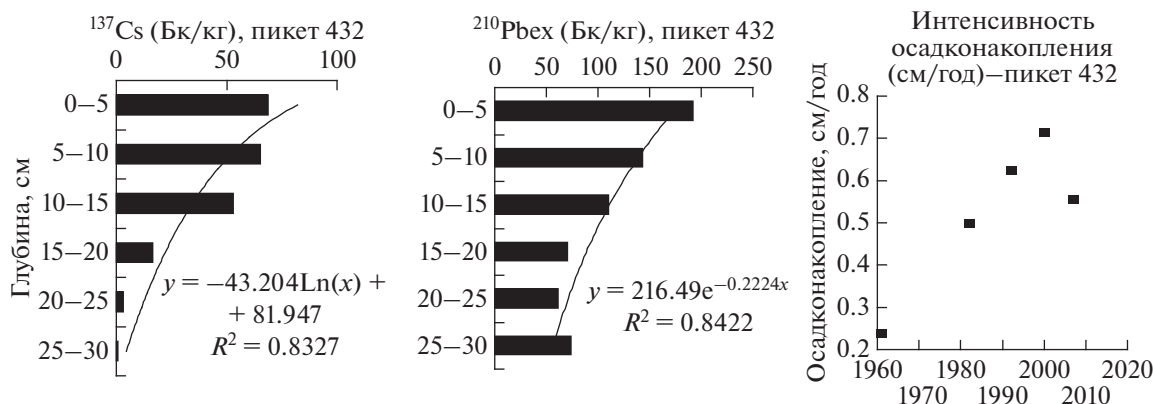


Рис. 7. Распределение удельной активности свинца и цезия и расчетная интенсивность осадконакопления за период 1960–2016 гг. Маркер указывает на нижнюю временную границу периода осадконакопления.

деляется слой с максимальным уровнем содержания ^{137}Cs (75 Бк/кг), который можно датировать как 1986 год.

Верхние горизонты почвы (до 8 см), четко выделяются в разрезе по цвету и гранулометрическому составу (наилот с аномально низкой удельной концентрацией ^{137}Cs – 6.5 Бк/кг). Это могут быть продукты осаждения эрозионного материала, поступающего с распаханых склонов. В пользу такого предположения свидетельствует тот факт, что в верхнем 8-см слое разреза 427 концентрация ^{210}Pb (77 Бк/кг) примерно соответствует уровню содержанию ^{210}Pb в пахотных почвах (Линник и др., 2019), где в результате постоянного перемешивания концентрация ^{210}Pb (60–100 Бк/кг) всегда ниже, чем на целинных участках (77 Бк/кг).

Исключив из расчетов верхние перемешанные слои до 12 см, используя ^{210}Pb , для оставшейся части керна получаем оценку осадконакопления, равную 0.7 ± 17 см/год.

По данным распределения ^{137}Cs полученная оценка дает следующий результат. Поскольку “чернобыльский” слой соответствует глубине 12–14 см, получаем, что за 30 лет скорость накопления аллювия для верхних горизонтов почвенного профиля пикета 427 могла составлять до 0.42 ± 0.08 см/год.

Днище балки (пикет 432, рис. 7) характеризует целинные условия накопления эрозионного материала. Это достоверно маркируется характером распределения изотопов ^{137}Cs и ^{210}Pb в профиле почвы (удовлетворительно аппроксимируется экспоненциальной моделью распределения), а также визуальным контролем литологического строения почвы при отборе образцов. Поскольку глубина вскрытия автохтонного ^{210}Pb не достигнута (в слое 35–40 см наблюдается трудно интерпретируемый рост удельной активности ^{210}Pb), то полу-

ченные ниже результаты следует оценивать, как ориентировочные.

Используя CRS модель (Sikorski, Bluszcz, 2003; Bonotto, García-Tenorio, 2014), рассчитаем интенсивность отложения седиментов. Результаты моделирования фиксируют существование различных этапов аккумуляции взвешенных наносов. Дерновый горизонт и гумусовый горизонт почвы (0–15 см) формировались, начиная с 1992 г. Данный слой почвы отчетливо выделяется по морфологическим признакам, а также по объемному весу ($0.7\text{--}0.87$ г/см³). Максимальный эрозионный смыв почвы с полей происходил в период 2000–2007 года – ежегодная интенсивность осадконакопления составляла 0.7 см/год. Период 2007–2016 гг. характеризуется более низкой динамикой поступления почвы с полей – скорость нарастания осадка в балке снизилась до уровня 0.55 см/год, что практически сопоставимо с показателями периода экономического спада (1992–2000 гг., темп осадконакопления равен 0.62 см/год). Такой темп эрозии сопоставим с периодом ведения сельского хозяйства в период социализма (1982–1992 гг.), когда ежегодная аккумуляция делювия в балке составляла 0.5 см/год. Особо выделяется период 1961–1982 гг. с минимальными темпами накопления эрозионного материала в балке – 0.24 см/год.

Низкие темпы эрозии могут быть связаны с принципиально другой, маломощной агротехникой. Однако следует также принимать во внимание уплотнение нижних горизонтов почвы в процессе седиментации отложившегося материала в глеевых условиях, что подтверждается более высоким объемным весом ($1.6\text{--}1.8$ г/см³) по сравнению с гумусовым горизонтом почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные данные по вертикальному распределению ^{137}Cs “чернобыльского” проис-

хождения в 4-х агроландшафтах Брянской области, полученные в период 2016–2017 гг., характеризуют миграцию ^{137}Cs спустя 30 лет после аварии на Чернобыльской АЭС. Экспериментальные данные по распределению ^{137}Cs подтверждают стабилизацию радиационной обстановки на загрязненной радионуклидами территории. Основной запас ^{137}Cs содержится в гумусовом пахотном горизонте, вынос в подпахотный слой почвы зависит от ландшафтных условий: в предполесских ландшафтах его значение варьирует в диапазоне 2.7–17.7% (профиль Дубровка), в ландшафтах ополья (профиль Брахов) — от 0.5 до 9%.

Помимо природного процесса миграции радиоцезия в подпахотный слой, в ряде случаев в результате неоднородности залегания плужной подошвы наблюдалось запахивание ^{137}Cs на глубину 40 см, т.е. за пределы пахотного горизонта. Такая ситуация отмечена в ландшафте ополья (профиль Костица) в автоморфной позиции катены, где механическое перемещение ^{137}Cs за пределы 25 сантиметровой пахотного слоя составило 26.3%. В транзитной позиции этой же катены радиальный вынос из пахотного горизонта составил 8.5 и 1.4% в зоне аккумуляции.

В целом, радиальная миграция в пределах катенарных сопряжений характеризуется существенным варьированием интенсивности выноса ^{137}Cs за пределы пахотного горизонта, связанной с локальной гетерогенностью почвенно-физических условий водной миграции в подпахотном горизонте, что и было выявлено по результатам анализа вертикального распределения радиоцезия на модельных участках.

В ландшафтах с высокой плотностью загрязнения ^{137}Cs (профиль “Вышков”) в 1990 г. были проведены мероприятия по реабилитации почв, когда загрязненный радионуклидами слой почвы переворачивался и закапывался на глубину. Тем самым радионуклиды выводились из корнеобитаемого слоя, чтобы снизить загрязнение продуктов растениеводства. Процессы латеральной миграции способствуют природному захоронению ^{137}Cs в нижних частях склонов (профиль “Вышков”), тогда как в автоморфной позиции на этом же профиле в результате эрозии мощность пахотного горизонта снижалась, как результат, плотность загрязнения ^{137}Cs в автоморфной позиции имеет тенденцию к дальнейшему снижению за счет латерального выноса.

Спустя 30 лет после аварии на ЧАЭС аллювиальные почвы представляют наиболее сложный объект для изучения радиального распределения ^{137}Cs . Это связано как с проведением рекультивации (участок Вышков), так и с пространственно-временной неоднородностью формирования пойменных почв. Для оценки баланса эрозион-

ных наносов на поймах и балках используют геохимические трассеры (^{137}Cs , ^{210}Pb). Однако их практическое использование сталкивается с массой методических ограничений. Главное из них — это нарушение условия стационарности формирования наносов, а также перемешивание осадка. С такими ситуациями мы столкнулись, анализируя распределение ^{210}Pb в пойме р. Костица при применении модели CRS. Поэтому полученные результаты по скорости накопления осадка достаточно грубы. Однако, даже грубые оценки имеют важное значение, поскольку позволяют оценить скорости осадконакопления в поймах малых рек как важного фактора стабилизации экологической обстановки.

По результатам анализа распределения ^{137}Cs в почве скорость осадконакопления за последние 30 лет в разных частях поймы составила от 0.42 ± 0.08 см/год до 0.58 ± 0.11 см/год. Средняя расчетная скорость осадконакопления в пойме за последние 50 лет по данным распределения ^{210}Pb составила 0.7 ± 0.18 см/год.

Для дерновой почвы в днище балки по данным распределения ^{210}Pb по модели CRS выполнена реконструкция скорости осадконакопления за период 1961–2016 гг., минимальное осадконакопление (0.24 см/год) наблюдалось в период 1961–1988 гг., максимальное (0.7 см/год) — с 2000 по 2007 год.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Арутюнян Р.В., Большов Л. А., Васильев С.К., Евдокимов И.В., Петров Б.Ф., Плескачевский Л.А. (1993) Статистические характеристики пространственного распределения загрязнения территорий радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. *Атомная энергия* (6), 448–453.
- Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е., Бобовникова Ц.И., Сиверина А.А., Шкуратова И.Г. (1990) Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС. *Почвоведение* (10), 14–19.
- Воробьев Г.Т. (2013) *Научно-философские основания учения о почвенном покрове: исследования: Избранные труды // Брян. обл. науч. универ. б-ка им. Ф.И. Тютчева, Брян. отд-ние О-ва почвоведов им. В.В. Докучаева*. Брянск: БОНУБ, 444 с.
- Голосов В.Н. (2006) *Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин*. М.: ГЕОС, 296 с.
- Квасникова Е.В., Жукова О.М., Стукин Е.Д., Борисенко Е.Н., Самонов А.Е. (2005) Роль ландшафтных факторов в изменении поля радиоактивного загрязнения ^{137}Cs Брянском полесье. *Метеорология и гидрология* (6), 83–91.
- Квасникова Е.В., Жукова О.М., Борисенко Е.Н., Самонов А.Е., Травникова И.Г., Кравцова О.С. (2006) Самоочищение почв от ^{137}Cs в Брянском полесье под

- действием ландшафтных факторов. *Известия Российской Академии наук. Серия Географическая* (4), 99-107.
- Коноплев А.В., Голосов В.Н., Йошенко В.И., Нанба К., Онда Ю., Такасе Ц., Вакияма Й. (2016) Вертикальное распределение радиоцезия в почвах зоны аварии на АЭС Фукусима. *Почвоведение* (5), 620-632.
- Кузнецов В.К., Анисимов В.С., Санжаров А.И., Гешель И.В., Гордиенко Е.В., Крыленкин Д.В. (2018) Экспериментальное изучение горизонтальной и вертикальной миграции радионуклидов Чернобыльских выпадений в ландшафтах полесской низменности и среднерусской возвышенности. *Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий* (Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко). М.: РАН, 91-114.
- Линник В.Г. (2001) Ландшафтно-гидрологические условия распределения ^{137}Cs в пойме р. Ипуть (Брянская область). *Эрозия почв и русловые процессы. Вып. 13*. М.: Изд-во Моск. ун-та, 120-132.
- Линник В.Г. (2018) *Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов*. М.: РАН, 372 с.
- Линник В.Г., Мироненко И.В., Волкова Н.И., Соколов А.В. (2017) Ландшафтно-биогеохимические факторы трансформации поля загрязнения Cs-137 в Брянской области. *Геохимия* (10), 891-906.
- Linnik V.G., Mironenko I.V., Volkova N.I., Sokolov A.V. (2017) Landscape—Biogeochemical Factors of Transformation of the Cs-137 Contamination Field in the Bryansk Region. *Geochem. Int.* 55(10), 887-901.
- Линник В.Г., Борисов А.П., Мироненко И.В. (2019) Радиальное распределение Cs-137, Pb-210 и K-40 в пойменных почвах реки Костица (Брянская область) спустя 30 лет после аварии на Чернобыльской АЭС. *Биогеохимия — научная основа устойчивого развития и сохранения здоровья человека. Труды XI Международной биогеохимической школы, посвященной 120-летию со дня рождения Виктора Владиславовича Ковальского: 2-х томах*. Тульский гос. Пед. Ун-т, ГЕОХИ РАН, 242-246.
- Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Вежливцева Л.А. (2003) Миграция ^{137}Cs в залежных и пахотных почвах агроландшафтов Тульской области. *Вестник Московского ун-та. Серия 17. Почвоведение* (3), 42-48.
- Липатов Д.Н., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. (2007) Содержание и распределение ^{137}Cs в почвах лесных и агроэкосистем Тульской области. *Радиационная биология. Радиоэкология* (5), 616-624.
- Мамихин С.В., Голосов В.Н., Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Иванов М.М. (2016) Вертикальное распределение ^{137}Cs в аллювиальных почвах поймы р. Локна (Тульская область) в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и его моделирование. *Почвоведение* (12), 1521-1533.
- Мартыненко В.П., Линник В.Г., Говорун А.П., Потапов В.Н. (2003) Сопоставление результатов полевой радиометрии и отбора проб при исследовании распределения ^{137}Cs в почвах Брянской области. *Атомная энергия* (4), 312-319.
- Русakov В.Ю., Борисов А.П., Соловьева Г.Ю. (2019) Скорости седиментации (по данным изотопного анализа ^{210}Pb и ^{137}Cs) в разных фациально-генетических типах донных осадков Карского моря. *Геохимия* 64(11), 1158-1174.
- Rusakov V.Yu., Borisov A.P., Solovieva G.Yu. (2019) Sedimentation Rates in Different Facies—Genetic Types of Bottom Sediments in the Kara Sea: Evidence from the ^{210}Pb and ^{137}Cs Radionuclides. *Geochem. Int.* 57(11), 1185-1200.
- Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. (2006) *Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика*. М.: БИНОМ Лаборатория знаний, 286 с.
- Щеглов А.И. (2000) *Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований зоне влияния аварии на ЧАЭС*. М.: Наука, 268 с.
- Almgren S., Isaksson M. (2006) Vertical migration studies of ^{137}Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 91(1–2), 90-102.
- Appleby, P.G. (2008) Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. *The Holocene* (1), 83-93.
- Appleby P.G., Oldfield F. (1978) The calculation of ^{210}Pb data assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena* (5), 1-8.
- Appleby P. G., Oldfield F. (1983) The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103(1), 29-35.
- Arapis G., Chesnokov A., Ivanova T., Potapov V., Sokolik G. (1999) Evaluation of dose equivalent rate reduction as a function of vertical migration of ^{137}Cs in contaminated soils. *J. Environ. Radioact.* (2), 251-263.
- Belyaev V.R., Wallbrink P.J., Golosov V.N., Murray A.S., Sidorchuk A.Y. (2005) A comparison of methods for evaluating soil redistribution in the severely eroded Stavropol region, southern European Russia. *Geomorphology* 65(3–4), 173-193.
- Beresford N.A., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J.T., Voigt G. (2016). Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *J. Environ. Radioact.* (157), 77-89.
- Bonotto D.M., García-Tenorio R. (2014) A comparative evaluation of the CF:CS and CRS models in ^{210}Pb chronological studies applied to hydrographic basins in Brazil. *Appl. Radiat. Isot.* (92), 58-72.
- Borisov A., Linnik V., Mironenko I., Sokolov A. and Savelev A. (2019) Vertical distribution of Cs-137 in arable soils of the Bryansk Region in 2017. *Geophysical Research Abstracts* (21), EGU2019-14141, 2019EGU General Assembly.
- Bugai D.A., Waters R.D., Dzhepo S.P., Skalskij A.S. (1996) Risks from Radionuclide Migration to Groundwater in the Chernobyl 30-km Zone. *Health Phys.* 71(1), 9-18.
- Bunzl K., Schimmak W., Zelles L., Albers B.P. (2000) Spatial variability of the vertical migration of fallout ^{137}Cs in the soil of a pasture, and consequences for long-term predictions. *Radiat. Environ. Biophys.* (39), 197-205.
- Cremers A., Elsen A., De Preter P., and Maes A. (1988) Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature* (335), 247-249.
- He Q., Walling D.E. (1997) The distribution of fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in undisturbed and cultivated soils. *Appl. Radiat. Isot.* 48(5), 677-690.
- Ivanov Y.A., Lewyckij N., Levchuk S.E., Prister B.S, Firsakova S.F., Arkhipov N.P., Kruglov S.V., Alexakhin R.M.,

- Sandalls J., Askbrant S. (1997) Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from the Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils. *J. Environ. Radioact.* (35), 1-21.
- Isaksson M., Erlandsson, B. (1995) Experimental-determination of the vertical and horizontal distribution of Cs-137 in the ground. *J. Environmental Radioactivity* 27, 141-160.
- Jarvis A., Reuter H.I., Nelson A., Guevara E. (2008) Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database.
- Korobova E., Ermakov A., Linnik V. ^{137}Cs and ^{90}Sr mobility in soils and transfer in soil-plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident. (1998) *J. Appl. Geochem.* Emistry (7), 803-814.
- Lukšienė, B., Marčiulionienė, D., Gudalienė, I., & Schönhofer, F. (2013). Accumulation and transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the plants of the forest ecosystem near the Ignalina Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.* (116), 1-9.
- Mabit L., Benmansour M., Abril J.M., Walling D.E., Meuserburger K., Iurian A.R., Bernard C., Tarján S., Owens P.N., Blake W.H., Alewell C. (2014) Fallout ^{210}Pb as a soil and sediment tracer in catchment sediment budget investigations: A review. *Earth-Sci. Rev.* (138), 335-351.
- Mamikhin S.V. (1995) Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil. *J. Environ. Radioact.* 28(2), 161-170.
- Mamikhin S.V., Golosov V.N., Paramonova T.A., E. N. Shamshurina E.N., Ivanov M.N. (2016) Vertical Distribution of ^{137}Cs in Alluvial Soils of the Lokna River Floodplain (Tula oblast) Long after the Chernobyl Accident and Its Simulation. *Eurasian Soil Sci.* (12), 1432-1442.
- Owens P.N, Walling D.E (1996) Spatial variability of Caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe. *Appl. Radiat. Isot.* (47), 699-707.
- Ramzaev V., Barkovsky A. (2018). Vertical distribution of ^{137}Cs in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.). *J. Environ. Radioact.* (184–185), 101-108.
- Shiozawa Sh. (2013) Vertical Migration of Radiocesium Fallout in Soil in Fukushima. *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident* (Eds. Nakanishi T.M., Tanoi K.), SpringerOpen, 49-60.
- Sikorski J., Bluszcz A. (2003). Testing applicability of ^{210}Pb method to date sediment of human-made lake Kozłowa Góra. *Geochronometria* (22), 63-66.
- Standring W.J.F., Brown J.E., Dowdall M., Korobova E.M., Linnik V.G., Volosov A.G. (2009) Vertical distribution of anthropogenic radionuclides in cores from contaminated floodplains of the Yenisey River. *J. Environ. Radioact.* (12), 1109-1120.
- Velasco R.H., Belli M., Sansone U., Menegon S. (1993) Vertical migration of radiocesium in surface soils: model implementation and dose-rate computation. *Health Phys.* 64(1), 37-44.
- Walling D.E., Golosov V.N., Panin A.V., He Q. (2000) *Use of radiocaesium to investigate erosion and sedimentation in areas with high levels of Chernobyl fallout. Tracers in Geomorphology.* John Wiley. Chichester, 183-200.
- Walling D.E. (1983). The sediment delivery problem. *J. Hydrol.* 65(1–3), 209-237.