

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs В ПОЧВЕННО-МОХОВОМ ПОКРОВЕ ЭЛЕМЕНТАРНЫХ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ СИСТЕМ

© 2022 г. Д. И. Долгушин^а, *, Е. М. Коробова^а, **

^аИнститут геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, ул. Косыгина, 19, Москва, 119991 Россия

*e-mail: dolgu-denis@yandex.ru

**e-mail: korobova@geokhi.ru

Поступила в редакцию 11.05.2021 г.

После доработки 26.07.2021 г.

Принята к публикации 27.07.2021 г.

С целью поиска структурных закономерностей распределения вещества в элементарных ландшафтно-геохимических системах (ЭЛГС) типа: вершина–склон–замыкающее понижение–детально исследовано распределение ^{137}Cs в почвенно-моховом покрове тестового участка, характеризующего ненарушенные лесные ландшафты, подвергшиеся выпадению техногенных радионуклидов при аварии на ЧАЭС. Показано, что более чем за 30 лет, прошедших после первичного загрязнения одностороннего перемещения ^{137}Cs в ЭЛГС от вершины к понижению не произошло. Напротив, во всех исследованных ЭЛГС наблюдается четко выраженная циклическая изменчивость его содержания, которая прослеживается как в почвенном, так и в растительном покрове. Характер изменчивости содержания радиоизотопа ^{137}Cs в моховом покрове в целом аналогичен поверхностному загрязнению почвы, но в ряде случаев имеет специфические особенности. В настоящее время от 70% до 96% от общего количества ^{137}Cs в почвенном покрове фиксировано в верхнем слое почвы мощностью 8 см, а в слое 0–20 см – 89–99%. Это позволяет использовать данные полевой спектрометрии для изучения структуры поля загрязнения ^{137}Cs . Содержание ^{137}Cs в фотосинтезирующей части мха коррелировало в наибольшей степени с его запасом в слое почвы 2–4 см ($r_{0,01} = 0.747$, $n = 15$). Обнаруженная структурная неоднородность представляет собой результат вторичного перераспределения РН в ЭЛГС и, по нашему мнению, отражает общие закономерности миграции вещества в такого рода системах.

Ключевые слова: элементарная ландшафтно-геохимическая система, ^{137}Cs , вертикальная миграция, латеральное распределение, почва, моховой покров

DOI: 10.31857/S0016752522080027

ВВЕДЕНИЕ

Элементарная ландшафтно-геохимическая система (вершина–склон–замыкающее понижение) является первичным звеном в пространственной структуре любого ландшафта. Поэтому детальное изучение распределения химических элементов и/или их соединений представляет несомненный интерес. В силу существенной практической значимости наиболее детальные исследования миграции вещества в рельефе проведены с целью определения активности эрозии почв, причем для получения экспериментальных данных в качестве радиоактивной метки часто используется ^{137}Cs (Walling, He, 1999; Olson et al., 2008). В результате аварии на Чернобыльской АЭС 1986 г. в Российской Федерации наиболее пострадала Брянская область, западная часть которой характеризовалась плотностью загрязнения ^{137}Cs свы-

ше 40 Ки/км² (1480 кБк/м²), была отнесена к зоне отчуждения и выведена из эксплуатации (Израэль и др., 1998; Де Корт и др., 1998). Это позволило использовать метод полевой гамма-спектрометрии для изучения структуры формирующихся вторичных полей загрязнения ^{137}Cs , в т. ч. применительно к ЭЛГС. Из компонентов наземного покрова для мониторинга загрязнения растительности были выбраны мхи в силу их повсеместной распространенности и значительной продолжительности жизни (Нифонтова., 2003; Aleksiyaynak et al., 2013; Cevik, Celik, 2009; Florek et al., 2001; Steinnes, Njåstad, 1993; Gulan et al., 2020a; Malikova et al., 2019; Sawidis et al., 1997; Sawidis, 1984).

Целью нашего исследования явилось изучение особенностей пространственного распределения ^{137}Cs как трассера, позволяющего выявить закономерности миграции вещества в почвенном и

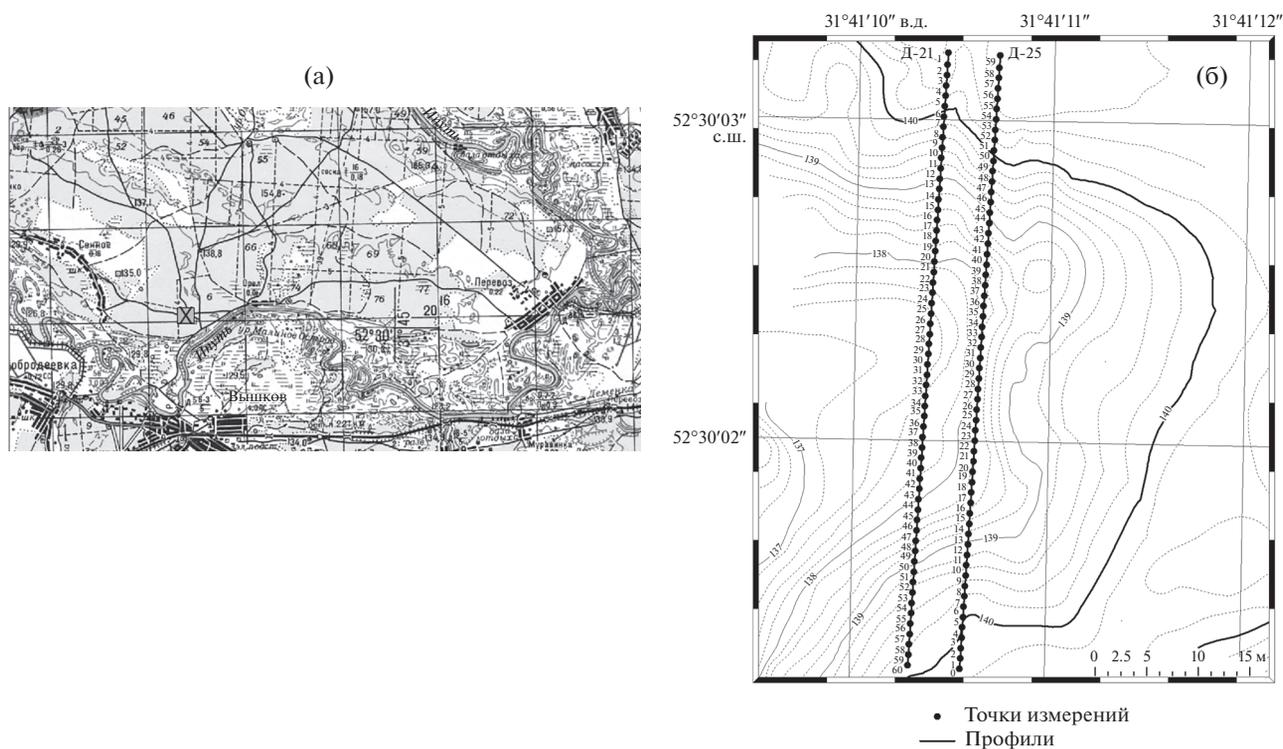


Рис. 1. Местоположение тестовой площадки “Вышков-2” (а) и расположение профилей Д-21 и Д-25 с точками измерения активности ^{137}Cs (б).

растительном покрове ЭЛГС через 30 лет после первичного загрязнения и более чем двукратной смены мохового покрова и хвой сосны как доминирующего вида местной древесной растительности.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В 1990 г. Российским научно-практическим и экспертно-аналитическим центром при Госкомчернобыле РФ в зоне отчуждения Брянской области было заложено 19 тестовых площадок для изучения и контроля миграции чернобыльских радионуклидов в различных ландшафтных условиях в пределах выделенного для этой цели радиоэкологического полигона (Линник и др., 1993). На одной из этих площадок под условным названием “Вышков-2” с 2005 ежегодно сотрудниками лаборатории биогеохимии окружающей среды ГЕОХИ РАН проводятся исследования с целью изучения особенностей вторичной миграции ^{137}Cs как техногенного трассера перераспределения загрязнителей в почвенно-растительном покрове элементарных ландшафтно-геохимических систем (ЭЛГС) (Коробова, 2006).

Данный участок расположен в 15 км ЮВ от г. Новозыбков на высокой террасе реки Ипать, занятой сосняком-зеленомошником на дерново-подзолистых иллювиально-железистых супесчаных почвах, сформированных на перемытых пес-

чаных отложениях. Перепад высот на площадке составляет порядка 4.5 м (рис. 1а). В почвенном покрове хорошо выражен слой подстилки и гумусовый горизонт, следов перепахивания нет.

Исследования пространственного распределения ^{137}Cs выполнены по двум параллельным ландшафтно-геохимическим профилям длиной 60 м, секущим логообразное понижение в северо-восточной части тестовой площадки (рис. 1б), в пределах которой моховой покров распространен повсеместно, причем преобладающим видом является *Pleurozium schreberi*, а вклад двух других видов (*Dicranum polysetum* и кукушкина льна *Polytrichum commune*) не превышает 10%.

Каждый профиль характеризовал специфику распределения РН в двух соседних ЭЛГС северной и южной экспозиции. Анализ четырех попарно сопряженных ЭЛГС позволял делать обоснованные выводы о наличии закономерностей миграции, свойственных именно системам исследуемого типа.

Структура распределения ^{137}Cs в почвенном покрове ЭЛГС исследовалась путем измерения активности с помощью модифицированного полевого гамма-спектрометра Violinist-III, снабженного сцинтилляционным коллимированным детектором, позволяющим определять интегральную активность радионуклида в полусфере радиусом 20 см (Романов и др., 2011).

Таблица 1. Статистические параметры содержания ^{137}Cs в образцах почвенного и мохового покрова по результатам полевых и лабораторных измерений ($n = 23$)

Статистические параметры	Активность ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове, имп/с	Запас в почвенном покрове, кБк/дм ²	Запас ^{137}Cs в моховом покрове, Бк/дм ²	Запас ^{137}Cs в моховом покрове, % от запаса в почве
Мин	115	3.20	19.27	0.33
Макс	218	9.11	85.45	2.37
Среднее	159	5.19	43.57	0.90
Ошибка среднего	5.5	1.11	9.29	0.19
Ст. отклонение	26	1.54	18.92	0.46
Коэф. вариации	16	29.7	43.4	51.2
Медиана	165	5.10	39.00	0.84

Абсолютная ошибка полевых измерений активности не превышала 5–10 имп/с. Измерению активности ^{137}Cs в ЭЛГС с шагом 1 м предшествовало геодезическое нивелирование с фиксацией превышений в каждой точке измерения (использован теодолит Воif DJD-20), что позволило анализировать изменение рельефа с точностью до 1 см. Последовательность нумерации точек измерения в разные годы велась в противоположных направлениях, поэтому точке 60 профиля Д-21 соответствовала точка 0 профиля Д-25 (рис. 16).

Для изучения распределения ^{137}Cs в наземном растительном покрове в каждой точке полевых измерений отбирались пробы растений с помощью металлического кольца диаметром 14 см. В лабораторных условиях образцы мха разбирались на фотосинтезирующую (зеленую) и нефотосинтезирующую (стеблевую + ризоидную, в дальнейшем именуемую просто ризоидной) части с предварительным отделением опада, который состоял преимущественно из хвои сосны.

Для верификации полевых измерений активности ^{137}Cs и оценки его вертикальной миграции в отдельных точках ЭЛГС отбирались почвенные керны. Пробоотбор осуществлялся с помощью маркированного тростьевого бура до глубины 40 см с последующим разделением ненарушенной колонки на слои мощностью 2 см (до глубины 20 см) и 5 см ниже 20 см. Все пробы помещались в полиэтиленовые пакеты и взвешивались для последующего определения их естественной влажности. Образцы хранились в темноте в холодных условиях до определения в них содержания ^{137}Cs в лаборатории на стационарном гамма-спектрометре Canberra (США). Ошибка измерения ^{137}Cs не превышала 1–5%, хотя иногда и достигала 30–40% в нижних горизонтах почвы.

Обработка данных выполнена с использованием программы EXCEL и STATISTICA. Определение периода варьирования параметров в почвенном и моховом покрове проведено с помощью спектрального анализа методом преобразования Фурье. Оценка активности накопления ^{137}Cs в мо-

ховом покрове проводилась путем расчета его накопления в биомассе как на единицу веса почвы (коэффициент накопления, Кн), так и на единицу плотности загрязнения почвы (коэффициент перехода, Кп, м²/кг).

Для возможности сопоставления измерений ^{137}Cs , выполненных в разные годы, все данные приведены к одной дате – 15 августа 2020 г.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 2 представлен рельеф заложенных профилей, который показывает, что они характеризуют четыре ЭЛГС: по две южной экспозиции протяженностью 26 м с относительными высотами 2.71 м (по профилю Д-21) и 2.43 м (по Д-25), и по две северной длиной по 17 м и высотами 1.52 м и 1.47 м соответственно (рис. 2).

При смещении профиля Д-21 на 2 м на север, относительно профиля Д-25 коэффициент корреляции между высотами точек измерений составил по ЭЛГС южной экспозиции – $r_{0.01} = 0.996$; $n = 26$, северной – $r_{0.01} = 0.995$; $n = 17$.

Отбор почвенных кернов в отдельных точках с разной поверхностной активностью ^{137}Cs позволил оценить сопоставимость результатов полевых и лабораторных измерений.

Сопоставление полевых и лабораторных измерений активности ^{137}Cs

Результаты статистического анализа лабораторных измерений содержания ^{137}Cs в образцах почвенного и мохового покрова и полевых измерений активности в точках одновременного отбора почвенных кернов и мха представлены в табл. 1. Общий запас радиоцезия в слое почвы 0–40 см по данным измерения кернов варьировал от 3.2 Бк/дм² до 9.11 кБк/дм² (в 2.8 раза), а активность, измеренная полевым гамма-спектрометром в точках отбора кернов – от 115 до 218 имп/с (в 1.9 раза).

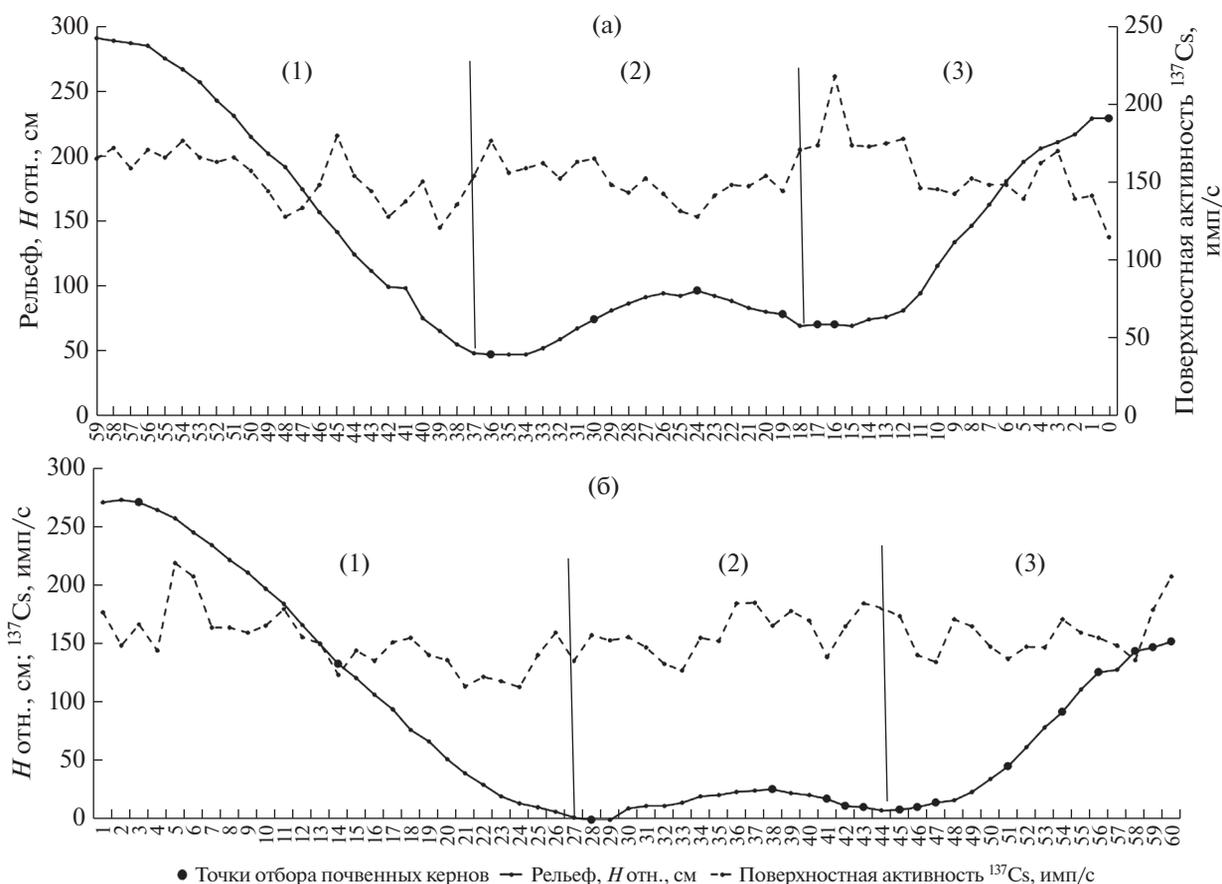


Рис. 2. Относительные высоты, точки измерения активности ^{137}Cs по двум профилям Д-25 (а), Д-21 (б), секущим ложбину с указанием ЭЛГС разной экспозиции (1, 3) и днища (2), а также точек отбора почвенных кернов.

Разный размах варьирования ^{137}Cs (в кернах шире, чем в измерениях на поверхности), очевидно, связан с большим усреднением активности по площади при полевом измерении по сравнению с керном.

Загрязнение мохового покрова изменялось в 1.5 раза больше, чем почвенного, что обусловлено спецификой перехода радиоцезия в биомассу. При этом загрязнение мохового покрова составляло в среднем 1% от плотности загрязнения почв и не превышало 2.4%, т.е. вклад растительности в суммарное загрязнение незначителен, и основной запас радионуклида к настоящему времени сосредоточен в почве (табл. 1).

Анализ вертикального распределения ^{137}Cs в кернах показал, что за 35-летний период после первичного загрязнения в ненарушенных ЭЛГС ^{137}Cs слабо мигрировал в нижние слои почвы: 70–96% его общего запаса фиксировано в 2020 г. в верхнем слое почвы мощностью 8 см, а в слое 0–20 см закреплено 89–99%. Этот факт подтверждается статистически значимой связью между запасом радионуклида в слое почвы мощностью 0–20 см и значениями полевых измерений его активности в точках отбора кернов, характеризующих ЭЛГС

наиболее полно (по ЭЛГС Д21_С, рис. 6): коэффициент корреляции составил $r_{0.01} = 0.738$; $n = 9$.

Оценка характера варьирования активности ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове ЭЛГС с помощью Фурье анализа и моделирования с использованием гармоник

Анализ данных полевых измерений показал, что активность ^{137}Cs в ЭЛГС варьировала практически двукратно, изменяясь в диапазоне от 113 до 219 имп/с, $n = 84$). При этом по средним величинам, диапазону и характеру колебаний исследованные ЭЛГС различались незначительно, хотя в ЭЛГС южной экспозиции профиля Д-21 размах колебаний активности составил 1.9 против 1.5 в остальных ЭЛГС (табл. 2), что, очевидно, связано с более активным перераспределением радионуклида с водой (данная ЭЛГС расположена практически вдоль линии стока, рис. 9).

При анализе характера варьирования активности ^{137}Cs в каждой ЭЛГС вне зависимости от экспозиции склона выявилась ее закономерно циклическая изменчивость в диапазонах, указанных в таблице 2, причем с разной амплитудой (рис. 3а, 3б).

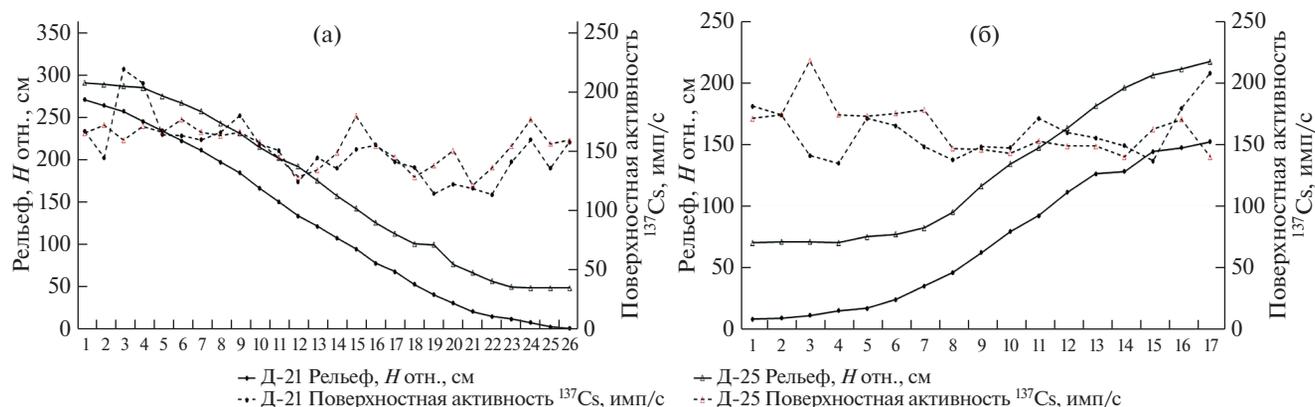


Рис. 3. Распределения активности ^{137}Cs в ЭЛГС южной (а) и северной (б) экспозиций (показано более низкое в рельефе положение точек ЭЛГС профиля Д-21 относительно точек ЭЛГС профиля Д-25).

Спектральный Фурье-анализ пространственного распределения активности ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове позволил определить периоды варьирования (гармоники), которые возрастали с ростом амплитуды (рис. 4).

Для ЭЛГС южных и северных экспозиций шаг варьирования поверхностной активности ^{137}Cs оказался с небольшими отличиями вполне сопоставим. Периодичность по всему профилю Д-21 соответствовала периодичности входящих в нее ЭЛГС. В профиле Д-25 такая связь наблюдалась только по интервалу порядка 4-х метров. Периодичность изменения поверхностной активности ^{137}Cs по всем точкам профиля Д-25 оказалась иной, чем по профилю Д-21 (табл. 3). Причина расхождения проявилась после решения обратной задачи – моделирования с использованием гармоник.

Обратная задача решена по результатам Фурье-анализа поверхностной активности ^{137}Cs по профилю Д-21, проведено ее моделирование по трем полученным основным гармоникам (2.85; 5.45 и 6 м). Исходное и смоделированное варьирование представлено в виде двух графиков на рис. 5.

Коэффициент корреляции между фактическим значением поверхностной активности и ее моделью ($r_{0,01} = 0.528, n = 60$).

Полученный результат, демонстрирует, что включение в профиль помимо измерений поверхностной активности ^{137}Cs по ЭЛГС также и данных по днищу балки приводит к заметному отклонению модельных значений от реальных на этом участке совмещенных гармоник. Данный факт позволяет утверждать, что при изучении миграции и распределения ^{137}Cs в почвенно-моховом покрове следует рассматривать ЭЛГС отдельно от других элементов рельефа, так как включение в наш случай днища балки дает значимую погрешность, влияющую на всю выборку (рис. 5).

Анализ вертикального распределения ^{137}Cs в почвенном покрове ЭЛГС

Запас ^{137}Cs в почвах, оцененный по данным лабораторных измерений ^{137}Cs в кернах, отобранных по ЭЛГС Д-21_С, варьировал в соответствии с плотностью загрязнения ^{137}Cs , полученной при полевых измерениях (рис. 6).

Таблица 2. Статистические параметры активности ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове ЭЛГС (имп/с)

Статистические параметры	Активность ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове ЭЛГС, имп/с				
	Все ЭЛГС	Д-21_Ю*	Д-21_С	Д-25_Ю	Д-25_С
Число точек набл.	84	26	16	26	16
Мин	113	113	135	121	115
Макс	219	219	208	180	178
Среднее	154	151	158	155	153
Ош. среднего	2	5	5	3	4
Ст. отклонение	20	25	20	16	17
Коэф. вариации	13	17	12	11	11
Медиана	153	151	152	157	149

* Здесь и далее индекс ЭЛГС указывает принадлежность к профилю и экспозицию склона.

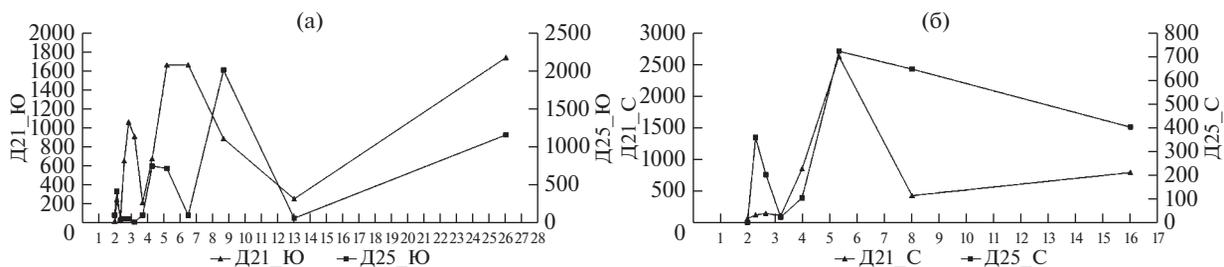


Рис. 4. Фурье-анализ пространственного распределения активности ¹³⁷Cs в почвенно-растительном покрове: а – ЭЛГС южной экспозиции, б – северной.

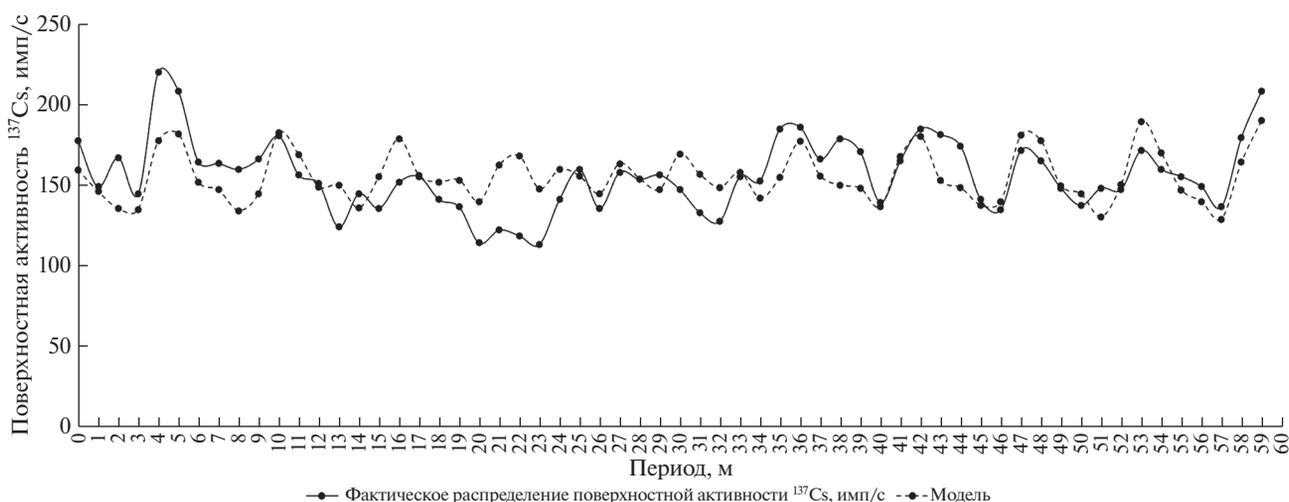


Рис. 5. Распределение поверхностной активности ¹³⁷Cs (фактические данные) и его модель, построенная по 3 основным гармоникам Фурье-анализа.

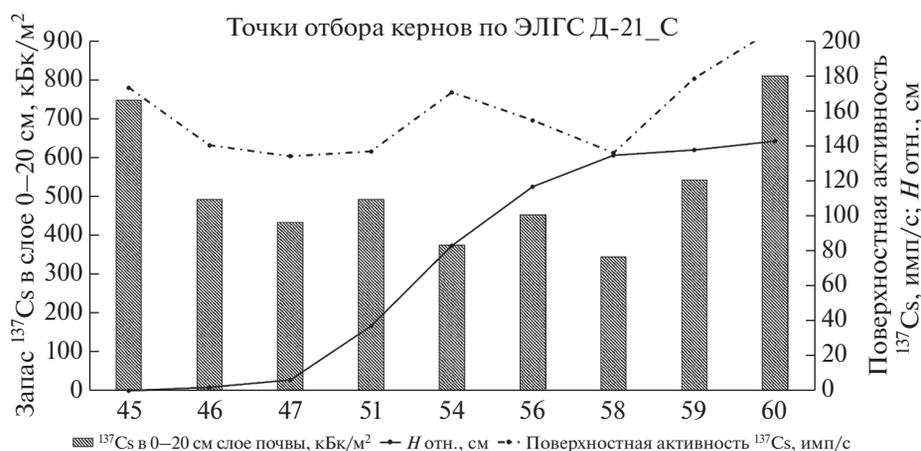


Рис. 6. Запас ¹³⁷Cs в почвенном слое 0–20 см ЭЛГС Д-21_С (по почвенным кернам).

Таблица 3. Оценка длины шага варьирования поверхностной активности ¹³⁷Cs

Параметр	Д-21, n = 60	Д-25, n = 60	Д21_Ю	Д-25_Ю	Д-21_С	Д-25_С
Поверхностная акт.	2.85; 5; 5.45; 6; 8	4.61; 10; 20	2.88; 3.25; 5.20; 6.50	2.16; 4.33; 5.20; 8.66	4; 5.33; 8	2.28; 5.33; 8

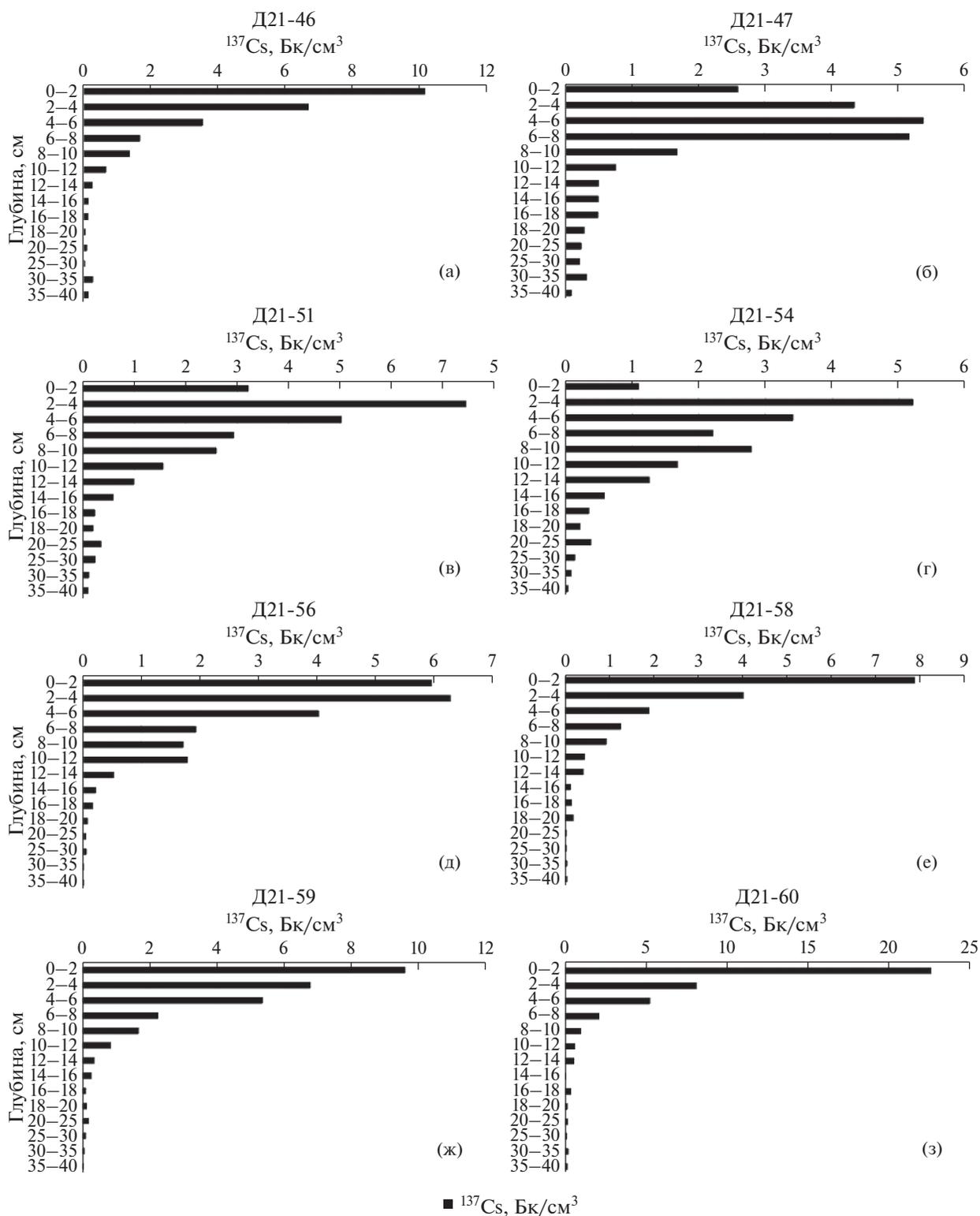


Рис. 7. Вертикальное распределение ^{137}Cs в почвенных кернах (а–з) северной ЭЛГС профиля Д-21 (расположение кернов в рельефе указано на рис. 2).

Это было связано с тем, что основная доля радионуклида приходится на верхние слои в диапазоне мощности 4–12 см (рис. 7). Отметим, что ха-

рактер вертикального распределения запаса РН в разных точках отбора кернов по ЭЛГС и в замыкающих понижениях существенно не различался.

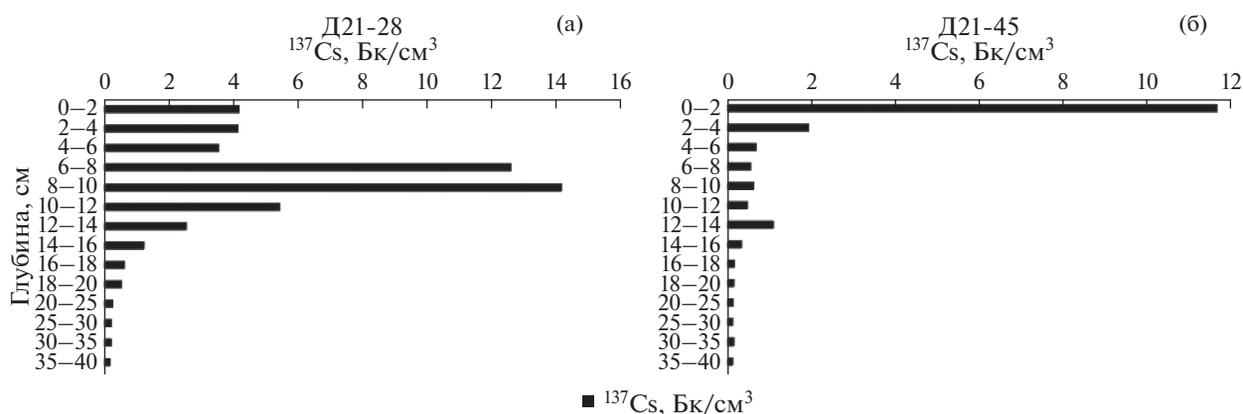


Рис. 8. Вертикальное распределение ^{137}Cs в кернах, расположенных в замыкающих понижениях ЭЛГС южной (а) и северной экспозиции (б).

Интересно отметить, что ниже 8–10 см наблюдалось некоторое возрастание содержания радиоцезия в слоях, где находится прослойка органического вещества.

Замыкающие понижения ЭЛГС южной и северной экспозиции профиля Д-21 существенно различались по общему запасу радионуклида в 40-см слое почвы: в керне Д21-28 он составил 49 Бк/см², а в керне Д21-45 – 78 Бк/см², причем в вертикальном профиле почвы в нижней части ЭЛГС весьма крутого южного склона практически весь запас сосредоточен в слое 0–2 см, в то время, как в нижней части ЭЛГС более пологого и влажного северного склона основной запас ^{137}Cs распределен в слое 4–12 см с максимальной активностью на глубине 8–10 см (рис. 8а, 8б).

Такое различие можно объяснить: 1) принципиально большей влажностью ЭЛГС северной экспозиции по сравнению с южной, о чем свидетельствует и более глубокая гумусированность профиля Д21-45, 2) расположением керна Д-21-28 на линии стока (рис. 9).

Общий запас и характер заглупления ^{137}Cs в замыкающих понижениях двух других ЭЛГС разной экспозиции (профиль Д-25) оказались также неодинаковыми. Здесь в ЭЛГС южной запас ^{137}Cs в слое мощностью 40 м ниже и сосредоточен в более тонком верхнем слое вертикального профиля (0–2 см против 2–6 см), что, очевидно, также обусловлено его расположением на линии стока (рис. 9, 10).

Таким образом, во всех изученных кернах однозначного возрастания запаса ^{137}Cs в замыкающих понижениях ЭЛГС не наблюдается. В вертикальном распределении ^{137}Cs в понижениях прослеживается влияние поверхностного стока. Например, в керне Д21-28 по сравнению с вышерасположенным по линии стока керне Д25-36 наблюдалась большая активность ^{137}Cs верхнего 0–2 см слоя (30

против 25 Бк/см²) и более резкий ее спад в ниже-расположенном слое 2–4 см (5 против 15 Бк/см², т.е. 6-кратный против двукратного, рис. 8, 10).

Характер распределения активности ^{137}Cs в растительном покрове ЭЛГС и его оценка с помощью Фурье анализа и моделирования с использованием гармоник

Распределение ^{137}Cs в растительном покрове отдельных ЭЛГС представлено на рис. 11 и 12.

Содержание радионуклида в растительном покрове всех ЭЛГС варьировало более значительно, чем в почвенном: коэффициент вариации составил 32–54% против 16–30% (табл. 4 и 5). Концентрация ^{137}Cs в изученных компонентах наземного растительного покрова снижалась в ряду: ризоидная часть мха > зеленая часть мха > хвойно-лиственный опад (табл. 4–6). В пределах отдельных ЭЛГС оно изменялось в фотосинтезирующей части мха в 2–5 раз, в ризоидной – в 3–6 раз, в опаде – до 13 раз.

Накопление ^{137}Cs в фотосинтезирующей части мха в целом соответствовало его содержанию в ризоидной, что подтверждается весьма высоким коэффициентом корреляции между концентрациями радионуклида в указанных частях, полученным по обоим профилям (по Д-21 – $r_{0.01} = 0.704$; $n = 60$, по Д-25 – $r_{0.01} = 0.519$; $n = 57$). Наибольшее значение коэффициента наблюдалось при его расчете по моховому покрову двух ЭЛГС: Д-25_С ($r_{0.01} = 0.839$, $n = 16$) и Д-21_Ю ($r_{0.01} = 0.790$, $n = 26$). Отметим, что первая располагается на более увлажняемом склоне северной экспозиции, а вторая относительно увлажнена благодаря расположению практически на линии стока, что дает основание считать, что корреляция запаса ^{137}Cs в зеленой и ризоидной частях мха опосредована активностью водообмена между ними.

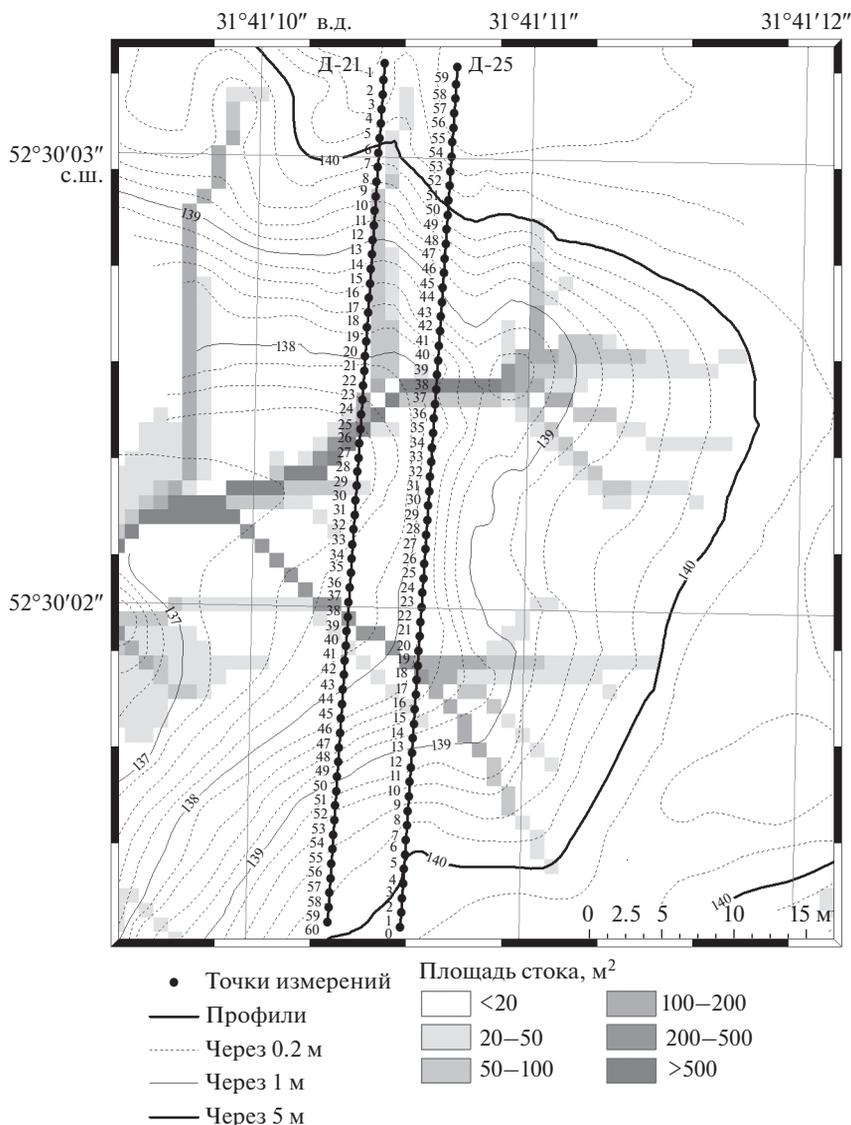


Рис. 9. Расположение линий стока на тестовом участке согласно рельефу (результаты моделирования в среде ArcGIS).

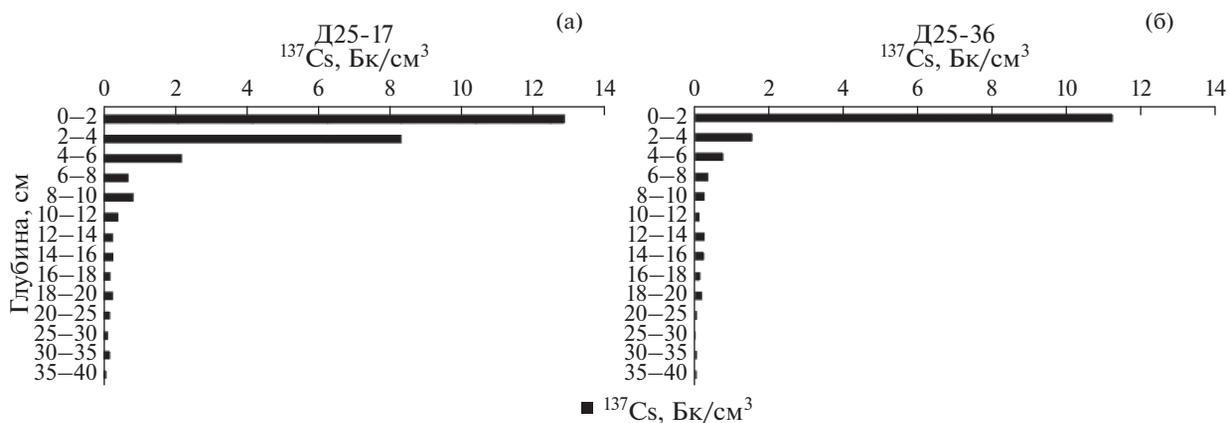


Рис. 10. Вертикальное распределение ^{137}Cs в ядрах, расположенных в замыкающих понижениях ЭЛГС северной (а) и южной (б) экспозиции по профилю Д-25.

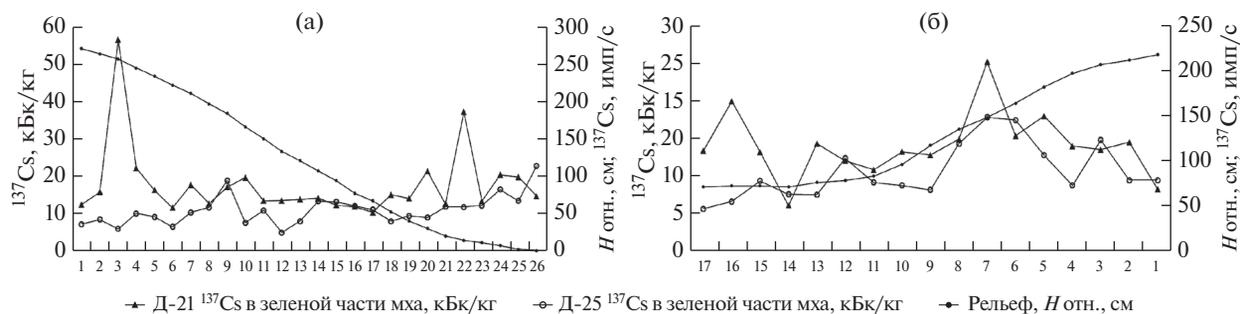


Рис. 11. Распределение ^{137}Cs в зеленой части мохового покрова ЭЛГС южной (а, Д-21_Ю, Д25_Ю) и северной (б, Д-21_С и Д-25_С) экспозиции. Рельеф по разным профилям приведен к одной высоте.

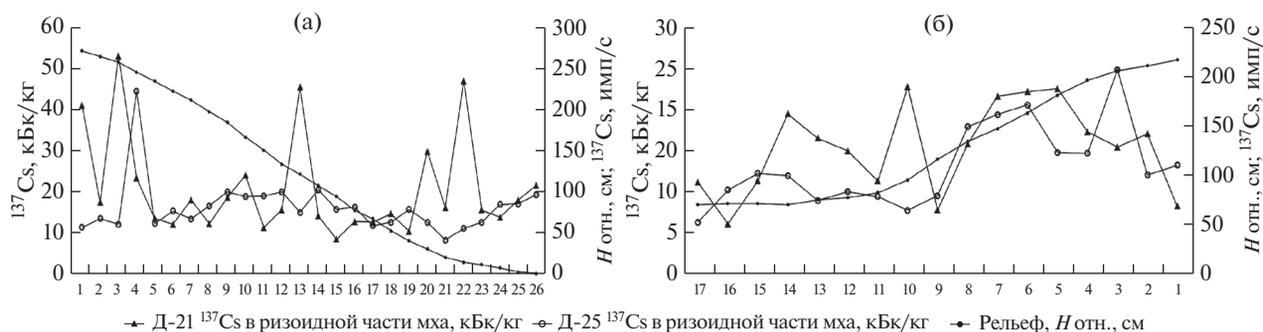


Рис. 12. Распределение ^{137}Cs в ризоидной части мохового покрова ЭЛГС южной (а, Д-21_Ю, Д25_Ю) и северной (б, Д-21_С и Д-25_С) экспозиции (рельеф по разным профилям приведен к одной высоте).

Таким образом, распределение ^{137}Cs в моховом покрове ЭЛГС носило тот же характер, что и в почвенном, хотя шаг и амплитуда варьирования в некоторых случаях различались. При этом во всех ЭЛГС накопления радиоцезия как в отдельных частях мохового покрова, так и в моховом покрове в целом, в замыкающих понижениях не произошло.

Для количественной оценки периодичности варьирования ^{137}Cs в моховом покрове также проведен Фурье-анализ данных как по ЭЛГС, так и по двум профилям в целом. Интервалы, полученные для растительного покрова ЭЛГС отличались от почвенного незначительно (табл. 3, 7).

В целом периодичность изменения содержания ^{137}Cs в моховом покрове оказалась сопоставимой и по ЭЛГС (от 2 до 6.50 м) и по всем точкам профилей (от 2 до 15 м), что скорее всего связано с большей значимостью и однотипностью перехода радионуклида в растение в каждой точке.

По профилю Д-21 проведено моделирование варьирования содержания ^{137}Cs в полной пробе мха также по трем основным гармоникам (2.3; 4.6 и 15.3 м). Для построения более достоверной модели была использована выборка из 45 последовательных измерений вследствие резко повышенного содержания ^{137}Cs в 4-х пробах, располо-

женных в разных позициях (не по порядку), что не позволяло построить модель непрерывного варьирования по всем 60 точкам. Исходные данные и модельные представлены в виде двух графиков на рис. 13. Коэффициент корреляции между фактическим значением поверхностной активности и ее моделью ($r_{0,01} = 0.739$, $n = 45$).

Т.о. показано, что и в растительном покрове наблюдается цикличность изменения ^{137}Cs , что позволяет оценивать ее периодичность с помощью Фурье-анализа.

Взаимосвязь распределения ^{137}Cs в моховом и почвенном покрове ЭЛГС

Присутствие ^{137}Cs в фотосинтезирующей части мохового покрова указывает на поступление радионуклида в растение из загрязненного субстрата. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в моховой покров (один килограмм массы) относительно его запаса в слое почвы 0–20 см, рассчитанные по точкам отбора кернов, варьировали значительно: от 0.009 до 0.048 м²/кг. В среднем величина перехода оказалась сопоставимой с полученной ранее для мохового покрова элювиального лесного ландшафта, обследованного в 1994 г. на тестовом участке “Барки-2”, также расположенного в зоне

Таблица 4. Cs-137 в моховом покрове ЭЛГС (фотосинтезирующая часть)

Статистические параметры	Содержание, кБк/кг				
	Все ЭЛГС	Д-21_Ю	Д-21_С	Д-25_Ю	Д-25_С
Число точек набл.	84	26	16	26	16
Мин	4.90	10.29	5.90	4.90	7.04
Макс	56.56	56.56	25.05	22.77	17.69
Среднее	13.52	17.65	13.98	10.87	10.64
Ошибка среднего	0.75	1.88	1.10	0.78	0.91
Ст. отклонение	6.89	9.58	4.42	3.99	3.62
Коэф. вариации	51.01	54.29	31.61	36.70	34.05
Медиана	12.62	14.37	13.58	10.55	9.14

Таблица 5. Cs-137 в моховом покрове ЭЛГС (ризоидная часть)

Статистические параметры	Содержание ^{137}Cs в ризоидной части мха, кБк/кг				
	Все ЭЛГС	Д-21_Ю	Д-21_С	Д-25_Ю	Д-25_С
Число точек набл.	84	26	16	26	16
Мин	6.06	8.37	6.06	8.20	7.13
Макс	52.91	52.91	22.76	44.40	24.82
Среднее	16.88	20.70	15.62	16.15	13.10
Ошибка среднего	0.95	2.41	1.36	1.30	1.30
Ст. отклонение	8.75	12.27	5.44	6.61	5.22
Коэф. вариации	51.84	59.26	34.80	40.95	39.81
Медиана	15.31	15.81	16.13	15.40	11.97

Таблица 6. Cs-137 в опаде ЭЛГС

Статистические параметры	Содержание ^{137}Cs в опаде, кБк/кг				
	Все ЭЛГС	Д-21_Ю	Д-21_С	Д-25_Ю	Д-25_С
Число точек набл.	84	26	16	26	16
Мин	1.92	1.92	5.35	4.00	3.62
Макс	25.86	25.86	18.48	22.51	14.27
Среднее	10.35	10.22	11.57	11.37	7.68
Ошибка среднего	0.47	0.90	0.92	0.88	0.83
Ст. отклонение	4.33	4.58	3.70	4.47	3.32
Коэф. вариации	41.87	44.82	31.93	39.29	43.25
Медиана	9.74	9.50	12.01	10.68	6.45

Таблица 7. Оценка длины шага варьирования ^{137}Cs в моховом покрове

Параметр	Д-21, $n = 60$	Д-25, $n = 60$	Д21_Ю	Д-25_Ю	Д-21_С	Д-25_С
Зеленая часть мха	2.22; 7.50; 15	2.14; 4.28; 6; 8.57; 15	2; 2.16; 3.71; 5.20	2.16; 4.33; 5.20; 6.50	2; 2.66; 5.33	2.66; 5.33
Ризоидная часть мха	2; 3.15; 15	2.06; 4; 5.45; 6.66; 12	2.16; 2.60; 3.25; 3.71	2.60; 3.71; 4.33; 5.20; 6.50	2; 2.28 2.66	2; 2.66; 5.33
Полная проба мха	2.22; 7.50; 15	4.28; 5.45; 6; 6.66; 12	2; 2.16; 3.25; 3.71	2.60; 3.71 4.33; 5.20; 6.50	2.28; 2.66; 5.33	2; 2.66; 5.33

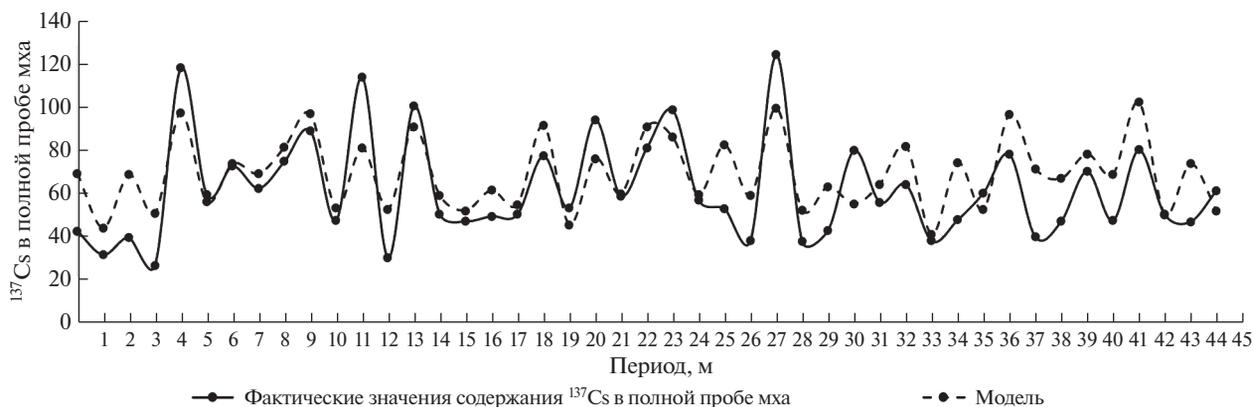


Рис. 13. Распределение содержания ^{137}Cs в полной пробе мха (фактические данные) и его модель, построенная по 3 основным гармоникам Фурье-анализа, по данным профиля Д-21.

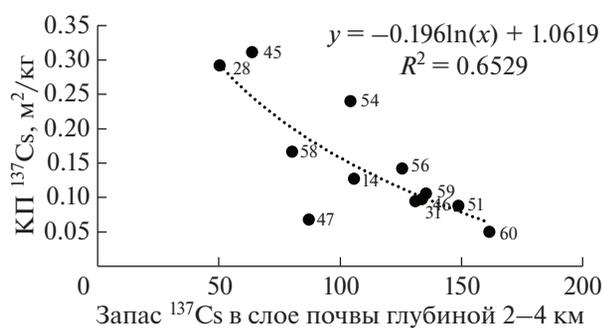


Рис. 14. Соотношение запаса ^{137}Cs в слое почвы глубиной 2–4 см ($\text{кБк}/\text{м}^2$) и его перехода в моховой покров ($\text{кБк}/\text{кг}$) в точках отбора кернов на ЭЛГС Д-21_Ю и Д-21_С.

отчуждения ЧАЭС (Коробова, 2006), что свидетельствует о постоянстве оборота РН в системе почва-растение на загрязненных территориях на протяжении не менее 25-летнего периода. При этом с ростом запаса ^{137}Cs в почвенном слое активность его накопления в моховом покрове ЭЛГС в целом снижалась (рис. 14).

Таблица 8. Коэффициенты перехода ^{137}Cs (расчет в 2-х вариантах) и накопления* по ЭЛГС Д25_Ю (отбор проб с площади кольца)

Статистические параметры	Д25_Ю, n = 21		
	Кп 1	Кп 2	Кн
мин	0.04	0.02	0.46
макс	0.41	0.49	2.58
среднее	0.14	0.10	1.32

* Кп 1 – отношение удельной активности ^{137}Cs в моховом покрове (зеленая+ризоидная части, $\text{Бк}/\text{кг}$) к ^{137}Cs почвенного покрова ($\text{Бк}/\text{м}^2$); Кп 2 – соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs ($\text{Бк}/\text{м}^2$) мохового покрова и слоя почвы 0–2 см; Кн – соотношение мохового и почвенного покрова по удельной активности ($\text{Бк}/\text{кг}$).

При сопоставлении содержания ^{137}Cs в воздушно-сухой массе растений и в образцах почвы, отобранных на разных глубинах (по данным кернов), значимая положительная корреляция была получена между ^{137}Cs в фотосинтезирующей части мха и в слоях почвы глубиной 8–10 и 10–12 см, т.е. теми, куда проникает наиболее подвижная фракция радионуклида ($r_{0.05} = 0.479$ и 0.592 соответственно, $n = 23$), что подтверждает вероятность поступление загрязнителя в растение в его наиболее подвижной форме, поскольку в нижние слои поступает растворенная форма.

Поглощение ^{137}Cs моховым покровом из почвенного оценивалось также по образцам растений и почв, отобранных кольцом по ЭЛГС Д25_Ю (табл. 8), причем Кп оценен по отношению содержания радиоцезия в растении на единицу его массы к плотности загрязнения радионуклидом. Варьирование Кп и Кн в ЭЛГС Д25_Ю представлено на рис. 15.

Как видно на рис. 15, и эти показатели изменяются в ЭЛГС циклически, но с разной амплитудой и не всегда совпадают по частотам в т. ч. в силу варьирования собственно биомассы. По найденным нами литературным данным коэффициент перехода ^{137}Cs в *Pleurozium schreberi*, отобранного на территории Сербии, варьировал в пределах от 0.001 до $0.058 \text{ м}^2/\text{кг}$ (Dołhańczuk-Śródka et al., 2011), что в целом соответствует нашим данным, приведенным в таблице 8. Коэффициент накопления ^{137}Cs мхом *Pleurozium schreberi* по данным тех же авторов также близок к нашим оценкам (от 0.11 до 3.28). По данным других авторов для *Hypnum cupressiforme*, отобранного на территории той же Сербии (Gulan et al., 20206), оказался выше и изменялся от 0.02–8.50, что выше наших данных, но ниже полученных для того же вида (Dragović et al., 2010) – 1.01–13.1. Повышенное накопление радионуклида в мхе *Hypnum cupressiforme* может быть связано с тем, что данный вид характеризу-

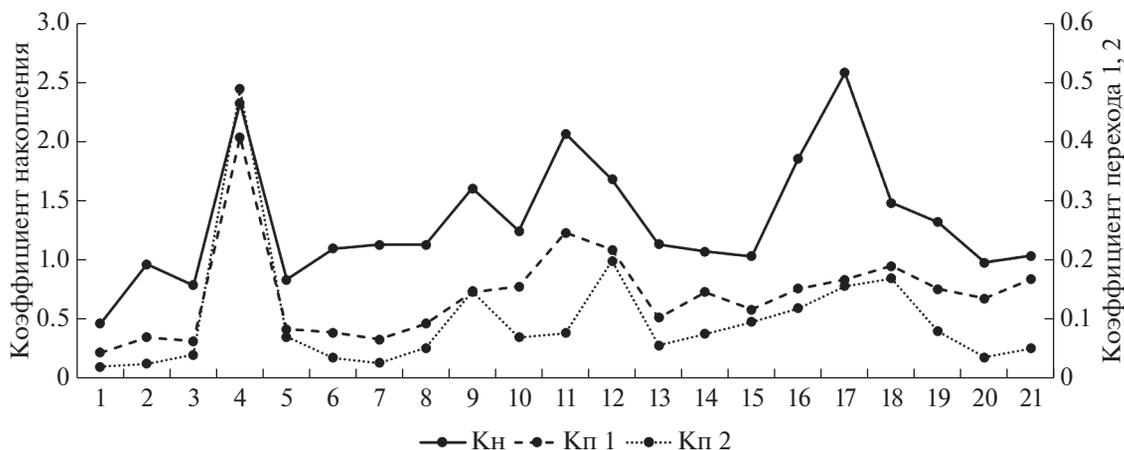


Рис. 15. Коэффициенты перехода и накопления ^{137}Cs , вниз по склону ЭЛГС Д25_Ю.

ется высоким влаголюбием и толерантностью к загрязнению.

Расчет коэффициентов корреляции подтвердил связь между Кп1 и Кн2 $r_{0,01} = 0.878$; $n = 21$. Также были получены значимые коэффициенты корреляции между Кп 1 и 2 и Кн ($r_{0,01} = 0.756$; $n = 21$ и $r_{0,01} = 0.701$; $n = 20$), что показывает их принципиальную сопоставимость.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты проведенного исследования показали, что однонаправленного перемещения, равномерно выпавшего ^{137}Cs вниз по склону как в почвенном, так и в моховом покрове ЭЛГС не происходит. Напротив, распределение радиомаркера носит закономерно упорядоченный (циклический) характер.

Проведенный анализ показывает необходимость дальнейших более детальных исследований ЭЛГС, причем техногенные радиоактивные изотопы позволяют исследовать специфику пространственного перераспределения поллютантов в подобных системах именно на высоком уровне детальности.

Изучение закономерностей миграции вещества в ЭЛГС является ключом к оптимизации решения целого ряда практических задач, в частности, задач геохимического мониторинга, прогноза последствий и определения мероприятий по снижению уровня техногенного загрязнения территории и сельскохозяйственной продукции, а также схем применения удобрений в сельском хозяйстве для снижения расходов при их использовании. Поэтому разработанный подход к изучению ЭЛГС и полученные закономерности, на наш взгляд, представляют несомненный интерес.

Авторы выражают глубокую благодарность сотрудникам лаборатории биогеохимии окружаю-

щей среды к. г.-м. н. В.Ю. Березкину, к. г.-м. н. Л.И. Колмыковой, м. н. с. В.С. Баранчукову за участие в полевых исследованиях в разные годы, а также к. г. н. С.Л. Романову за ценное сотрудничество в изучении структуры полей загрязнения техногенных радионуклидов.

Исследования выполнены в рамках бюджетной темы госзадания лаборатории биогеохимии окружающей среды. Полевые и лабораторные работы частично поддержаны грантом РФФИ № 19-05-00816.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Де Корт М., Дюбуа Г., Фридман Ш.Д., Герменчук М.Г., Израэль Ю.А. и др. (1998) Атлас радиоактивного загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. Люксембургское бюро для официальных изданий европейских сообществ, 73 с.
- Израэль Ю.А. (1998) Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины. Разработан в Институте глобального климата и экологии Росгидромета РАН под научным руководством академика Ю.А. Израэля. М.: Федеральная служба геодезии и картографирования России, 144 с.
- Коробова Е.М. (2006) Закономерности распределения радионуклидов цезия и стронция в почвенно-растительном покрове ландшафтов, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС. *Геохимия природных и техногенно измененных биогеосистем*. М.: Научный мир, 249-277.
- Линник В.Г., Кувьлин А.И., Кузьмичев В.Н., Коробова Е.М. (1993) Организация баз данных радиоэкологической информации на территории экспериментального полигона в Брянской области. *Радиация и риск*. 3, 121-128.
- Нифонтова М.Г., 2003 Лихено- и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды. Дис. доктора биологических наук. Пермь: ИЭРЖ УрО РАН, 50 с.
- Романов С.Л., Коробова Е.М., Самсонов В.Л. (2011) Опыт применения модернизированного прибора VIOLINIST-III в полевых радиоэкологических ис-

следованиях. *Ядерные измерительно-информационные технологии*. **3**(39), 56-61.

Aleksiyenak Yu.V., Frontasyeva M.V., Florek M., Sykora I., Holy K., Masarik J., Brestakova L., Jeskovsky M., Steinnes E., Faanhof A., Ramatlhape K.I. (2013) Distributions of ^{137}Cs and ^{210}Pb in moss collected from Belarus and Slovakia. *J. Environ Radioact.* **117**, 19-24.

Cevik U., Celik N. (2009) Ecological half-life of ^{137}Cs in mosses and lichens in the Ordu province, Turkey by Cevik and Celik. *J Environ Radioact.* **100**, 23-28.

Dołhańczuk-Śródka A., Ziembik Z., Wacławek M., Nyšplerová L. (2011) Transfer of cesium-137 from forest soil to moss *Pleurozium schreberi*. *J. Ecol. Chem. Eng. S.* **18**(4), 509-516.

Dragović S., Mihailović N., Gajić. B. (2010) Quantification of transfer of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in mosses of a semi-natural ecosystem. *J. Environ Radioact.* **101**, 159-164.

Florek M., Frontasyeva M., Mankovska B., Oprea K., Pavlov S., Steinnes E., Sykora I. (2001) Air pollution with heavy metals and radionuclides in Slovakia studied by the moss biomonitoring technique. *Ekologia Bratislava.* **22**, 157-162.

Gulan. L., Jakšić. T., Milenkovic B., Stajic J.M., Vasić P., Simić Z., Zlatić N. (2020) Mosses as bioindicators of radio-

nuclide and metal pollution in northern Kosovo and Metohija mountain region. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* **326**, 315-327.

Gulan. L., Jakšić. T., Milenkovic B., Stajic J. (2020) Elemental concentrations and soil-to-moss transfer factors of radionuclides in the environment of North Kosovo and Metohija. *Sci. Bull.* **10**(2), 59-64.

Malikova I.N., Strakhovenko V.D., Shcherbov B.L. (2019) Distribution of radionuclides in moss-lichen cover and needles on the same grounds of landscape-climatic zones of Siberia. *J Environ Radioact.* **198**, 64-78.

Olson K., Gennadiyev A., Golosov V. (2008) Comparison of fly-ash and radio-cesium tracer methods to assess soil erosion and deposition in Illinois Landscapes. *Soil Sci.* **173**(8), 575-586.

Sawidis Th., Heinrich G., Chettri M. (1997) Cesium-137 monitoring using mosses from Macedonia, N. Greece. *Water Air Soil Pollut.* **110**, 171-179.

Sumerling T.J. (1984) The use of mosses as indicators of airborne radionuclides near a major nuclear installation. *Sci. Total Environ.* **35**, 251-265.

Walling D.E., He Q. (1999) Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements. *J. Environ. Qual.* **28**(2), 611-622.