

УДК 539.163:631.4:58.009:621:502.5

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ^{137}Cs В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ ГОРОДСКИХ ЭКОСИСТЕМ ВБЛИЗИ ЭЛЕКТРОСТАЛЬСКОГО ЗАВОДА ТЯЖЕЛОГО МАШИНОСТРОЕНИЯ

© 2023 г. Д. Н. Липатов^{1,*}, В. А. Вараченков¹, Д. В. Манахов¹, С. В. Мамихин¹, А. И. Щеглов¹

¹Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Москва, Россия

*E-mail: dlip@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 05.07.2022 г.

После доработки 20.12.2022 г.

Принята к публикации 21.12.2022 г.

В городских экосистемах к западу от Электростальского завода тяжелого машиностроения через 6 лет после радиационного инцидента выявлены локальные участки общей площадью 0.2 км² с повышенной мощностью эквивалентной дозы γ -излучения, составляющей 0.15–0.40 мкЗв/ч, и высокой удельной активностью ^{137}Cs , достигающей в верхних горизонтах почв 8328–8740 Бк/кг. Отмечены статистически значимые прямые корреляционные связи между удельной активностью ^{137}Cs в слое 0–10 см почв и мощностью эквивалентной дозы γ -излучения на поверхности и высоте 1 м. Определены типы вертикального распределения ^{137}Cs в почвах загрязненных урбоэкосистем, включая те, на которых проводились земляные дезактивационные работы. Рассчитанные коэффициенты перехода ^{137}Cs возрастают в ряду деревьев: ива белая < рябина обыкновенная < клен платановидный < яблоня домашняя < ольха серая < клен американский; и травянистой растительности: рогоз широколистный < полынь обыкновенная < мать-и-мачеха < бодяк полевой < крапива двудомная.

Ключевые слова: радиоцезий, радиационная обстановка, радиационный мониторинг, урбоэкосистемы, почвенный профиль, городские почвы, дезактивационные мероприятия, коэффициент перехода ^{137}Cs

DOI: 10.31857/S0869803123020066, EDN: EOYBRP

Радиоэкологические исследования городской среды чрезвычайно важны [1, 2]. Радиоактивное загрязнение урбанизированных ландшафтов может происходить вследствие аварий в атомной промышленности [3, 4], а также в результате инцидентов с источниками ионизирующего излучения [5, 6].

Результаты мониторинга в г. Припять в ближней зоне воздействия от Чернобыльской АЭС показали, что радиоактивное загрязнение урбандшафтов имеет специфические закономерности, не свойственные природным и аграрным экосистемам [3, 7]. Зоны аккумуляции радиоактивных осадков прослеживаются вокруг зданий, расположенных по основным направлениям ветрового поля города. На радиоактивно загрязненной территории г. Фукусима в парках отмечено увеличение уровней мощности эквивалентной дозы γ -излучения на ненарушенных участках почвы, тогда как на заасфальтированных этот показатель уменьшается, а на рекультивированных поверхностях снижен до фоновых значений [8].

Радиационные исследования на загрязненных городских территориях направлены на решение

следующих основных задач: определение дозиметрических показателей в отдельных микрорайонах; оценку степени загрязнения радионуклидами поверхности почв, растительного покрова, зданий и дорожных покрытий; контроль эффективности проводимых дезактивационных мероприятий [9, 10].

^{137}Cs является основным дозообразующим долгоживущим техногенным радионуклидом, поступавшим в окружающую среду в результате испытаний ядерного оружия (1950–1970-е гг.) и тяжелых радиационных аварий (Чернобыль, 1986 г. и Фукусима, 2011 г.). В радиоактивно загрязненных урбандшафтах происходят процессы техногенной миграции ^{137}Cs . В результате дождевого стока и гидрологического переноса растворенных и коллоидных форм ^{137}Cs отмечено формирование конечных депо аккумуляции этого радионуклида, приуроченные к мезо- и микропонижениям [11]. Значения удельной активности ^{137}Cs , повышенные до 165 Бк/кг, могут обнаруживаться в чердачной пыли зданий [12]. На радиоактивно загрязненных территориях возможна ресуспензия ^{137}Cs в урбоэкосистемах населенных пунктов [13].

При исследовании в г. Озерск вблизи предприятия ядерного топливного цикла выявлен различный характер пространственного распределения ^{137}Cs в почвах, принадлежащих к отдельным урбандишам [14]. Сравнительный анализ уровней загрязнения ^{137}Cs в различных урбоэкосистемах необходим для оценки радиационной обстановки, а также при обосновании и проектировании дезактивационных и рекультивационных мероприятий.

Согласно ежегодному отчету НПО «Тайфун» за 2018 г., среднегодовая величина мощности эквивалентной дозы γ -излучения (МЭДГИ), измеряемая на высоте 1 м, для территории Московской области составляет 0.12 мкЗв/ч [15]. Плотность загрязнения ^{137}Cs в почвах различных районов Московской области составляет 0.8–3.0 кБк/м², удельная активность этого радионуклида в верхних горизонтах почв варьирует от 2 до 15 Бк/кг, соответствуя уровням, обусловленным глобальными выпадениями [16]. В качестве верхней границы референтного фонового уровня удельной активности ^{137}Cs для почвогрунтов Московского региона рекомендована величина 40 Бк/кг [17]. Определение средних уровней и показателей пространственного варьирования ^{137}Cs в различных почвах является одной из основных задач радиологического мониторинга городской среды как на фоновых, так и на загрязненных территориях.

В г. Электросталь в апреле 2013 г. на заводе тяжелого машиностроения произошел радиационный инцидент: попадание источника ^{137}Cs в плавильную печь, его расплавление с выбросом радиоактивных аэрозолей из вентиляционной трубы в городскую среду. Активность расплавленного источника оценена на уровне 1000–7000 Ки (37–259 ТБк). Площадь загрязнения на территории завода составила 7500 м², и распространение радиоактивных аэрозолей происходило также в западном направлении в прилегающий микрорайон города [18]. В промышленной зоне на месте инцидента и на близлежащей городской территории в 2013 г. проводились дезактивационные мероприятия, включавшие снятие и вывоз загрязненной почвы с ее заменой на новый сертифицированный грунт [19].

Цель работы – проанализировать уровни мощности эквивалентной дозы γ -излучения и удельной активности ^{137}Cs в почвах и растениях урбандишам на радиоактивно загрязненной городской территории вблизи Электростальского завода тяжелого машиностроения (ЭЗТМ).

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Полевые исследования проводили в г. Электросталь Московской области в 2018–2019 гг., т.е.

через 5–6 лет после локальных выпадений ^{137}Cs вследствие радиационного инцидента. Обследованный район города вблизи завода тяжелого машиностроения включал улицы Красную, Первомайскую, Жулябина, Советскую, Рабочую и проспект Ленина, охватывая территорию в пределах географических координат: 55°47'35.5"–55°47'55.4" северной широты и 38°26'23.1"–38°27'21.7" восточной долготы (рис. 1). На 45 контрольных площадках (5 × 5 м), заложенных вблизи завода в основных типах урбандишам города, проведено измерение мощности эквивалентной дозы γ -излучения (МЭДГИ) на поверхности почвы и на высоте 1 м с помощью дозиметра-радиометра МКС-АТ6130С. На 22 исследованных площадках наряду с измерением МЭДГИ выполняли пробоотбор почв из слоя 0–10 см цилиндрическим пробоотборником в двух повторностях. На шести площадках (три – в прилегающих к ЭЗТМ промышленных урбоэкосистемах, три – в близлежащих селитебных) были заложены почвенные прикопки глубиной 30 см, и по этим вертикальным профилям проводили сплошной отбор проб из 5-сантиметровых слоев почв. В ходе полевого обследования на городской территории фиксировались характеристики урбандишам и морфологическое строение верхних горизонтов почв (табл. 1). На площадках с прикопками также были отобраны пробы древесной и травянистой растительности, произрастающей в исследованных экосистемах.

В лабораторных условиях после высушивания и гомогенизации во всех почвенных и растительных пробах выполняли определение удельной активности ^{137}Cs на сцинтилляционном гамма-спектрометре с детектором NaI(Tl) 63 × 63 «Мультирад» (ООО НТЦ «Амплитуда», Россия). Энергетическое разрешение по линии 662 кэВ составляет 9%. Минимальная детектируемая активность при экспозиции 3600 с составляет 3 Бк.

Для образцов, отобранных в прикопках, проводили взвешивание и расчет плотности сложения почвенных слоев. Результаты этих измерений были использованы для расчета значений плотности загрязнения ^{137}Cs и коэффициентов переноса этого радионуклида в растения.

При статистической обработке данных проводили проверку нормального закона распределения на основе критерия Уилка–Шапиро для исходных значений, и логнормального – после их преобразования с помощью вычисления десятичного логарифма. Для выявления взаимосвязей между мощностью эквивалентной дозы γ -излучения и удельной активностью ^{137}Cs рассчитывали коэффициенты корреляции Спирмена.



Рис. 1. Карта местоположения и номера контрольных площадок на исследованной территории вблизи Электростальского завода тяжелого машиностроения (ОАО ЭЗТМ).

Fig. 1. Map of the location and numbers of control sites in the studied area near the Elektrostal Heavy Machinery Plant (JSC EZTM).

РЕЗУЛЬТАТЫ

В почвенном покрове исследованных урбоэкосистем г. Электросталь преобладают стратоземы урбостратифицированные [20]. В ряде исследованных почв верхняя толща представлена серогумусовым горизонтом A_{Yug} с техногенными включениями, под которой залегает серия насыпных урбостратифицированных слоев $RY1_{Yug}$, $RY2_{Yug}$ (табл. 1), сформированных в 1940–1980 гг. при строительстве завода тяжелого машиностроения, транспортной инфраструктуры и зданий. В профиле почвы на площадке № 42 супесчаный урбостратифицированный горизонт отмечен в

поверхностном слое, который, по-видимому, был насыпан в 2013 г. в ходе выполнения дезактивационных земляных работ после радиационного инцидента. Профиль почвы на площадке № 21, заложенный в заболоченной экосистеме, включает горизонты торфяно-глеезема урбостратифицированного.

На основе выполненных измерений МЭДГИ построены картограммы, которые показывают конфигурацию участков с повышенным уровнем γ -излучения на исследованной территории вблизи ЭЗТМ (рис. 2). Значения МЭДГИ, измеренные на поверхности почвы, на обследованной город-

Таблица 1. Местоположение контрольных площадок с прикопками, характеристика урбоэкосистем и почв
Table 1. Location of control sites with digs, characteristics of urban ecosystems and soils

Расстояние до источника выброса ^{137}Cs , местоположение	Номер площадки на карте	Назначение урбоэкосистемы	Растительность	Тип почвы (горизонты)
Промышленные экосистемы (промзона ЭЗТМ)				
30 м, ул. Красная	№ 17	Полоса отвода вблизи надземного трубопровода	Рудерально-разнотравная, единично рябины, яблони	Стратозем урбо-стратифицированный оподзоленный (RYur-AYe,ur-BE1-BF)
60 м, ул. Красная	№ 42	Полоса отвода вблизи бетонного забора завода	Рудерально-разнотравная, поросль ольхи	Стратозем урбо-стратифицированный (RY1ur- RY2ur-RY3ur)
100 м, ул. Красная	№ 21	Участок складирования отходов	Ивняк рогозово-осоковый	Торфяно-глеезем урбо-стратифицированный (Tmr,ur-Bg,ur-G)
Селитебные экосистемы				
200 м, ул. Первомайская	№ 44	Пустырь	Заросли клена американского, поросль клена платановидного	Стратозем урбо-стратифицированный (AYur-RY1ur-RY2ur)
280 м, ул. Первомайская	№ 45	Двор пятиэтажного дома	Злаково-разнотравная, единично липы	Стратозем урбо-стратифицированный (RY1ur-RY2ur-RY3f)
410 м, ул. Жулябина	№ 39	Двор пятиэтажных домов, парк	Деревья ольхи серой, клена платановидного	Стратозем урбо-стратифицированный оподзоленный (RYur-AYe,ur-BE1)

ской территории вблизи ЭЗТМ составляют от 0.05 до 0.38 мкЗв/ч. Значения МЭДГИ, измеренные на высоте 1 м, варьируют от 0.04 до 0.41 мкЗв/ч (табл. 2). Фоновые уровни МЭДГИ на высоте 1 м, составляющие менее 0.10 мкЗв/ч, зафиксированы к северу, востоку и юго-западу от промышленной зоны ЭЗТМ. К северо-западу и западу от трубы плавильного цеха, являвшейся источником радиоактивных выпадений, выявлен ореол повышенного уровня МЭДГИ со значениями более 0.10 мкЗв/ч протяженностью (с востока на запад) 600–750 м и шириной (с севера на юг) 250–300 м. При этом наиболее высокие уровни МЭДГИ, составлявшие 0.15–0.40 мкЗв/ч, отмечены в промзоне ЭЗТМ и в близлежащих урбоэкосистемах на пустырях между улицами Красная и Первомайская. Вдоль самих этих улиц после радиационного инцидента в 2013 г. проводились дезактивационные мероприятия, благодаря которым значения МЭДГИ снижены до 0.10–0.15 мкЗв/ч на участках напротив промзоны по ул. Красной и вдоль пятиэтажных домов № 26, 28 по ул. Первомайской. Отдельный локальный участок с повышенным уровнем МЭДГИ отмечен на южной границе промзоны ЭЗТМ рядом с ул. Советской вдоль заводской железной дороги (площадка № 12).

В 31 из 45 исследованных контрольных площадок значения МЭДГИ на поверхности почвы были больше, чем на высоте 1 м.

Уровни удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое 0–10 см почв на обследованной территории вблизи ЭЗТМ варьируют от 6 до 8328 Бк/кг (табл. 2). Площадь ореола радиоактивного загрязнения с удельной активностью ^{137}Cs более 40 Бк/кг составляет около 0.2 км², включает не только локальные участки на прилегающей к заводу ул. Красной, но и на нескольких дворовых территориях по ул. Первомайской (д. 26, 28), ул. Жулябина (д. 3) и рядом с детским садом № 28 (рис. 1). По периферии исследованной городской территории на ул. Рабочей (площадка № 2), просп. Ленина (площадка № 8), ул. Советской (площадка № 11), ул. Первомайской, дом 30 (площадка № 33) и в сквере рядом с Электростальским политехническим институтом (площадки № 14, 29) в верхнем горизонте почв зафиксированы фоновые уровни удельной активности ^{137}Cs : от 6 до 40 Бк/кг.

В профилях почв загрязненных промышленных урбоэкосистем, расположенных в 30–100 м от источника выброса ^{137}Cs , выявлены разнотипные вертикальные распределения радионуклида

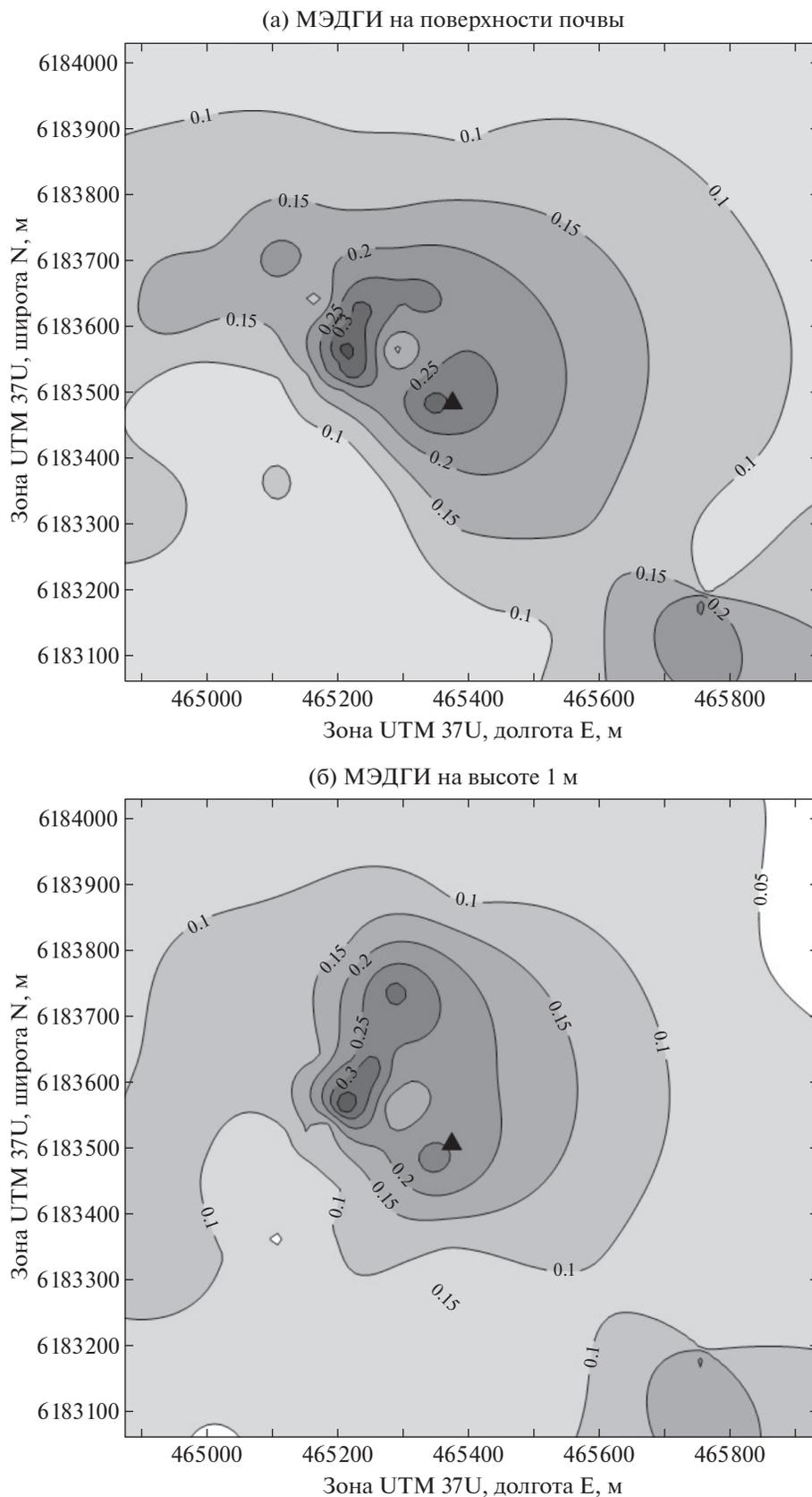


Рис. 2. Картограммы мощности эквивалентной дозы γ -излучения (мкЗв/ч) на исследованной территории вокруг Электростальского завода: измеренные на поверхности почвы (а), измеренные на высоте 1 м от поверхности (б).

Fig. 2. Cartograms of the equivalent dose rate of γ -radiation (mSv/hour) in the studied area around the Elektrostal plant: measured on the soil surface (a), measured at a height of 1 meter from the surface (b).

Таблица 2. Статистические характеристики варьирования мощности эквивалентной дозы γ -излучения и удельной активности ^{137}Cs в слое 0–10 см почв на территории вблизи Электростальского завода
Table 2. Statistical characteristics of the variation of the equivalent dose rate of γ radiation and the specific activity of ^{137}Cs in a layer of 0–10 cm of soil in the area near the Elektrostal plant

Показатели	МЭДГИ на поверхности, мкЗв/ч	МЭДГИ на высоте 1 м, мкЗв/ч	Удельная активность ^{137}Cs в слое 0–10 см, Бк/кг
Объем выборки	45	45	22
Среднее	0.16	0.14	1031
Медиана	0.13	0.12	392
Минимум	0.05	0.04	6
Максимум	0.38	0.41	8328
Стандартное отклонение	0.09	0.09	1901
Коэффициент вариации, %	58.8	62.7	184.4
Закон распределения	Логнормальный	Логнормальный	Логнормальный

(рис. 3, а). Плотность загрязнения ^{137}Cs , рассчитанная для почвенных профилей в исследованных промышленных урбоэкосистемах на западной границе ЭЗТМ, составляет 102–691 кБк/м² (2.8–18.7 Ки/км²). Исследованные селитебные экосистемы расположены на расстоянии 200–450 м от источника выброса ^{137}Cs , поэтому уровни загрязнения в их почвенных профилях меньше, чем в промышленных (рис. 3, б). Плотность загрязнения ^{137}Cs , рассчитанная для профилей почв в селитебных урбоэкосистемах к западу от ЭЗТМ, составляет 56–417 кБк/м² (1.5–11.3 Ки/км²).

Уровни удельной активности ^{137}Cs , зафиксированные в растениях, значительно повышены в загрязненных урбоэкосистемах вблизи ЭЗТМ (табл. 3). Самые большие значения удельной активности ^{137}Cs , составлявшие 9142–40170 Бк/кг, отмечены во внешней коре взрослых (25–30 лет) деревьев: яблони домашней, рябины обыкновенной, клена американского, произрастающих в 30–200 м в западном направлении от источника выброса. Повышенные уровни удельной активности радионуклида также выявлены в старых крупных ветвях этих деревьев. Во внешней коре 5-летней поросли ивы белой и ольхи серой, исследованной в урбоэкосистемах вблизи ЭЗТМ, значения удельной активности ^{137}Cs примерно в 100 раз ниже, чем у старых деревьев.

Уровни удельной активности ^{137}Cs , отмеченные в молодых ветках, листьях и древесине загрязненных деревьев, значительно ниже, чем в коре и старых ветвях. Наименее загрязненными ^{137}Cs являются плоды яблони и древесина различных пород деревьев: <40 Бк/кг (табл. 3). В моло-

дых ветках (побегах) исследованных деревьев на радиоактивно загрязненной территории вблизи ЭЗТМ уровни удельной активности ^{137}Cs составляют 33–113 Бк/кг. Более загрязненными являются листья этих деревьев, удельная активность ^{137}Cs в них достигает 446–459 Бк/кг для американского клена и яблони. Рассчитанные на основе выявленных уровней значения коэффициентов перехода ^{137}Cs из почвы в листья возрастают в следующем ряду исследованных деревьев: ива белая < рябина обыкновенная < клен платановидный < яблоня домашняя < ольха серая < клен американский. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в молодые ветки и древесину в несколько раз меньше, чем полученные для листьев.

В исследованной травянистой растительности наибольшая удельная активность ^{137}Cs отмечена для рудерального сообщества, произрастающего на сильно загрязненном участке в промышленной зоне ЭЗТМ (площадка № 17). Вместе с тем коэффициенты перехода радионуклида из почвы в травянистые растения на этой площадке не самые высокие (табл. 3). Наибольший коэффициент перехода ^{137}Cs был зафиксирован в селитебной урбоэкосистеме для листьев крапивы двудомной, составив 2.05 (Бк/кг)/(кБк/м²). Наименьший коэффициент перехода ^{137}Cs , равный 0.24 (Бк/кг)/(кБк/м²), отмечен для листьев рогоза широколистного, произрастающего в заболоченной урбоэкосистеме. Рассчитанные коэффициенты перехода ^{137}Cs увеличиваются в следующем ряду представителей травянистой растительности: рогоз широколистный < полынь обыкновенная < мать-и-мачеха < < бодяк полевой < крапива двудомная.

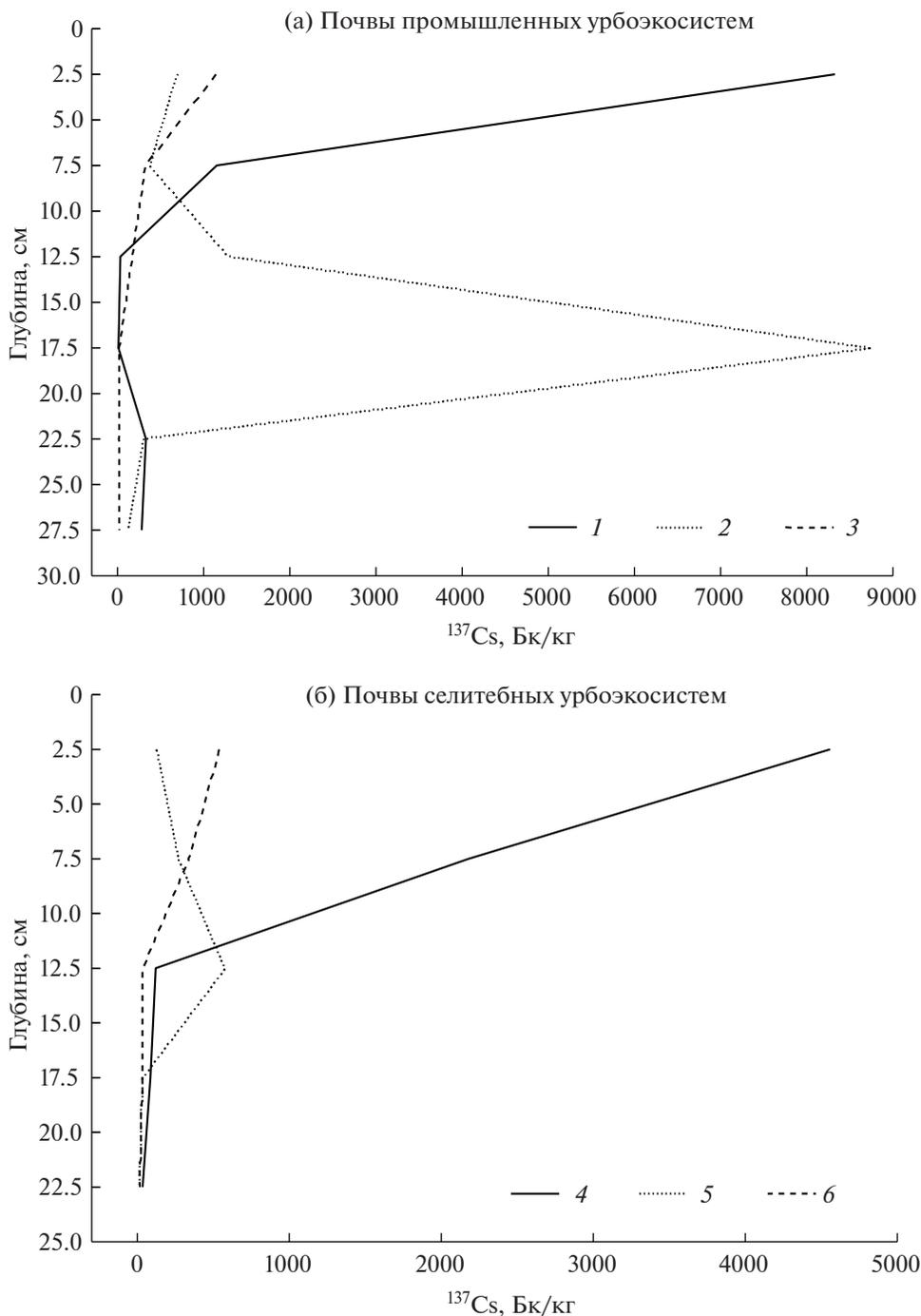


Рис. 3. Вертикальное распределение удельной активности ^{137}Cs в профилях почв промышленных урбозкосистем (а): 1 – на площадке № 21, 2 – на площадке № 17; 3 – на площадке № 42; в профилях почв селитебных урбозкосистем (б): 4 – на площадке № 44, 5 – на площадке № 45, 6 – на площадке № 39.

Fig. 3. Vertical distribution of the specific activity of ^{137}Cs in the soil profiles of industrial urban ecosystems (a): 1 – at site № 21, 2 – at site № 17; 3 – at site № 42; in the soil profiles of residential urban ecosystems (b): 4 – on site № 44, 5 – on site № 45, 6 – on site № 39.

ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты проведенных измерений МЭДГИ показывают, что площадь радиоактивного загрязнения к западу от ЭЗТМ составляет около 0.2 км^2

и охватывает не только прилегающую к заводу ул. Красную, но и включает отдельные участки вдоль улиц Первомайской, Жулябина и Советской (рис. 1, 2). Средний показатель МЭДГИ на высоте

Таблица 3. Удельная активность в компонентах растительности и коэффициенты перехода ^{137}Cs
Table 3. Specific activity in vegetation components and transfer coefficients ^{137}Cs

Площадка (плотность загрязне- нии ^{137}Cs , кБк/м ²)	Растение (лат.), возраст дерева	Компонент растения	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	Коэффициент перехода ^{137}Cs , (Бк/кг)/(кБк/м ²)
Древесные растения урбозкосистем				
№ 21 (590 кБк/м ²)	Ива белая (<i>Salix alba</i>), 5 лет	Внешняя кора	308	0.19
		Ветки молодые	113	
		Листья	143	
		Древесина	38	
№ 17 (691 кБк/м ²)	Яблоня домашняя (<i>Malus domestica</i>), 25–30 лет	Внешняя кора	40170	0.67
		Ветви старые	8656	
		Листья	459	
		Плоды	34	
№ 42 (102 кБк/м ²)	Ольха серая (<i>Alnus incana</i>), 5 лет	Внешняя кора	26240	0.36
		Ветви старые	6415	
		Листья	246	
№ 44 (417 кБк/м ²)	Клен американский (лат. <i>Ácer negúndo</i>), 25–30 лет	Внешняя кора	248	0.22
		Ветки молодые	61	
		Листья	92	
		Древесина	14	
№ 44 (417 кБк/м ²)	Клен платановидный (<i>Ácer platanoídes</i>), 4–5 лет	Ветви старые	9142	1.07
		Ветки молодые	3689	
		Листья	93	
№ 45 (60 кБк/м ²)	крапива двудомная (<i>Urtíca díóica</i>)	Ветви молодые	446	0.47
		Листья	40	
Травянистые растения урбозкосистем				
№ 21 (590 кБк/м ²)	Рогоз узколистный (<i>Týpha angustifólia</i>)	Все надземные части	142	0.24
№ 17 (691 кБк/м ²)	полынь обыкновенная (<i>Artemísia vulgáris</i>)	мать-и-мачеха (<i>Tussilágo fárfara</i>)	540	0.78
		Все надземные части	310	0.45
		бодяк полевой (<i>Cirsium arvense</i>)	1098	1.59
№ 45 (60 кБк/м ²)	крапива двудомная (<i>Urtíca díóica</i>)	Все надземные части	124	2.05

Примечание. Коэффициенты перехода не рассчитывались для внешней коры и старых ветвей, имеющих внешнее загрязнение от радиоактивных выпадений 2013 г.

1 м, составивший на исследованной территории 0.14 мкЗв/ч, лишь немного превышает среднегодовой уровень 0.12 мкЗв/ч, установленный для Московской области [15]. Однако максимальные значения МЭДГИ, выявленные вблизи промзо-

ны ЭЗТМ между улицами Красной и Первомайской в урбозкосистемах на площадках № 21 и № 44, где, по-видимому, не проводились дезактивационные мероприятия, выше этого контрольного уровня в 3.2–3.4 раза. Коэффициенты вариации

МЭДГИ на поверхности и высоте 1 м составляют около 60% (табл. 2), показывают высокую степень пространственного варьирования этого показателя. Распределение значений МЭДГИ не подчиняется нормальному закону, но удовлетворяет логнормальному ($p = 0.05$), отражая локальный характер участков с повышенным уровнем γ -излучения на исследованной городской территории вокруг ЭЗТМ.

Среднее значение удельной активности ^{137}Cs в поверхностном почвенном слое 0–10 см на исследованной городской территории вокруг ЭЗТМ составляет 1031 Бк/кг (табл. 2), превышая в 25 раз верхнюю границу референтного фонового уровня 40 Бк/кг, рекомендованную для почвогрунтов Московского региона [17]. Фоновые значения удельной активности ^{137}Cs (< 40 Бк/кг) отмечены в урбопочвах к востоку, северу и юго-западу от ЭЗТМ, а также в западном направлении в районе просп. Ленина. Максимальные величины загрязнения ^{137}Cs выявлены в верхнем слое почв пустыря (площадка № 44) и заболоченной урбоэкосистемы (площадка № 21), в которых не проводились дезактивационные и рекультивационные мероприятия, между улицами Красной и Первомайской. Коэффициент вариации удельной активности ^{137}Cs в верхнем горизонте почв составил 184.4%, отражая очень высокую степень варьирования этого показателя. Медиана в 2.5 раза меньше среднего арифметического, распределение значений удельной активности ^{137}Cs в слое 0–10 см исследованных городских почв удовлетворяет логнормальному закону ($p = 0.05$). Такие особенности пространственного распределения указывают на малую площадь участков с экстремально высоким уровнем загрязнения, тогда как во многих городских урбоэкосистемах вокруг ЭЗТМ почвы характеризуются более низкими и фоновыми значениями удельной активности ^{137}Cs .

Увеличение значений МЭДГИ на поверхности почвы на 0.02–0.10 мкЗв/ч по сравнению с измеренными на высоте 1 м связано с тем, что почвы, загрязненные радиоактивными выпадениями, выступают источником γ -излучения. Коэффициент корреляции Спирмена между значениями МЭДГИ на поверхности почвы и высоте 1 м составляет +0.77 и является статистически значимым ($p = 0.05$). Коэффициенты корреляции Спирмена для значений удельной активности ^{137}Cs в слое 0–10 см почв с дозиметрическими показателями также статистически значимы ($p = 0.05$) и составляют с МЭДГИ на поверхности почвы: +0.84, с МЭДГИ на высоте 1 м: +0.82. Эта корреляция указывает прямые связи между показателями. Пространственное варьирование МЭДГИ обусловлено уровнями загрязнения ^{137}Cs в почвах на исследованной территории вблизи ЭЗТМ.

В исследованных профилях почв загрязненных промышленных урбоэкосистем отмечено несколько типов вертикального распределения ^{137}Cs (рис. 3, а). На площадке № 21 в заболоченной урбоэкосистеме, используемой для складирования строительных, промышленных и бытовых отходов, распределение ^{137}Cs в верхней части профиля торфяно-глеезема является регрессивно-аккумулятивным с максимумом в поверхностном слое 0–5 см, сформированном радиоактивными выпадениями в 2013 г. Кроме того, в этом профиле почвы при переходе к глеевому горизонту G (25–30 см), в котором были вскрыты почвенно-грунтовые воды, прослеживается слабо выраженный максимум, указывающий на прогрессивно-грунтово-аккумулятивный тип распределения ^{137}Cs и возможную латеральную внутрпочвенную миграцию радионуклида.

В профиле стратозема урбостратифицированного оподзоленного на площадке № 17 выявлен резко выраженный максимум удельной активности ^{137}Cs в горизонте AYe₁ur на глубине 15–20 см, составлявший 8740 Бк/кг, тогда как в вышележащем RY₁ur уровень загрязнения в 12 раз меньше. Такое вертикальное распределение техногенного радионуклида, по-видимому, обусловлено насыпным происхождением верхнего слоя, привезенного в ходе проводившихся земляных дезактивационных работ в 2013 г., и погребенным состоянием горизонта AYe₁ur, который в момент радиоактивных выпадений был поверхностным и оказался наиболее загрязненным. В другом профиле стратозема на площадке № 42 отмечается равномерно-аккумулятивный тип распределения ^{137}Cs при значительном уменьшении уровня загрязнения всех горизонтов (рис. 3, а). Подобная очистка почвы вблизи источника радиоактивных выпадений происходила вследствие снятия и вывоза загрязненного поверхностного слоя в ходе проведенных дезактивационных работ на этом участке.

В почвах селитебных экосистем на исследованной загрязненной территории отмечены типы распределения ^{137}Cs , сходные с выявленными для промышленных участков. Регрессивно-аккумулятивный тип распределения радионуклида зафиксирован в почве урбоэкосистемы пустыря, заросшего американским кленом, на площадке № 44 (рис. 3, б). В этой селитебной экосистеме земляные дезактивационные работы не проводились, поэтому ^{137}Cs по-прежнему сосредоточен в поверхностном горизонте AY₁ur (0–10 см). В профиле стратозема, исследованного на площадке № 45 во дворе пятиэтажного дома № 28 по ул. Первомайской, распределение ^{137}Cs проявляет максимум в горизонте RY₂ur на глубине 10–15 см, тогда как в вышележащем RY₁ur уровень загрязнения в 4 раза меньше. Такое вертикальное распределе-

ние техногенного радионуклида обусловлено насыпным характером верхнего слоя, завезенного в ходе проведения земляных дезактивационных работ в 2013 г., и погребенным состоянием горизонта RY2иг, который в момент радиоактивных выпадений был поверхностным и остается наиболее загрязненным. В профиле стратозема в соседнем дворе пятиэтажных домов на площадке № 39 отмечается равномерно-аккумулятивный тип распределения ^{137}Cs при сходном уровне загрязнения (рис. 3, б). На этой дворовой территории, включающей детский сад № 28, в 2013 г. проводились снятие и вывоз загрязненного поверхностного слоя почв, эти дезактивационные мероприятия позволили значительно снизить удельную активность ^{137}Cs и дозиметрические показатели.

Таким образом, в почвах загрязненных урбоэкосистем к западу от ЭЗТМ, в которых не проводились дезактивационные мероприятия, сохраняется регрессивно-аккумулятивный тип профильного распределения ^{137}Cs . В урбопочвах, которые подвергались земляным дезактивационным работам, могут формироваться специфичные типы распределения ^{137}Cs , включающие максимумы в погребенных загрязненных горизонтах и низкие уровни в поверхностных насыпных слоях.

Очень высокие уровни удельной активности ^{137}Cs , зафиксированные в коре и крупных ветвях старых деревьев яблони, рябины и американского клена, произрастающих в урбоэкосистемах к западу от ЭЗТМ (табл. 3), объясняются тем, что они были загрязнены непосредственно в момент радиоактивных выпадений в 2013 г., их биологическое обновление весьма долгое, а дезактивация этого древостоя не проводилась. Зафиксированное значение удельной активности ^{137}Cs в старых ветвях клена американского, равное 3689 Бк/кг, сходно с уровнями в этом компоненте древостоя клена трехраздельного, отмеченными японскими радиоэкологами после фукусимских выпадений в 200 км от места аварии на АЭС [21]. Длительному накоплению радионуклида в коре яблони домашней может способствовать сильная шероховатость ее внешней поверхности, а также слабо выраженные процессы самоочистения. Сниженные в 100 раз значения удельной активности ^{137}Cs в коре 5-летней поросли ивы белой и ольхи серой объясняются тем, что эти молодые деревья выросли уже после выпадений и не подвергались внешнему загрязнению. Дополнительная аккумуляция ^{137}Cs во внешних органах деревьев может происходить в результате процессов ресуспензии, пылепереноса и осадения загрязненных частиц почвы на поверхности ствола и кроны в течение многих лет после радиоактивных выпадений. В урбоэкосистемах факторами, инициирующими ресуспензию ^{137}Cs , могут являться различные

земляные, строительные работы и движение автотранспорта на загрязненных участках.

Низкие уровни удельной активности ^{137}Cs в древесине, молодых ветках и плодах деревьев, исследованных в загрязненных урбоэкосистемах вблизи ЭЗТМ, обусловлены поступлением радионуклида в эти органы только за счет корневого поглощения из загрязненной почвы. Выявленные минимальные уровни удельной активности ^{137}Cs в древесине по сравнению с другими структурными компонентами деревьев отмечались и в условиях лесных экосистем на территориях чернобыльских радиоактивных выпадений [22]. Повышенные уровни удельной активности ^{137}Cs , зафиксированные в листьях яблони и американского клена, часто обнаруживаются в физиологически активных компонентах фитомассы различных пород деревьев [23]. Рассчитанные коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесину (0.06–0.14 (Бк/кг)/(кБк/м²)), ветки молодые (0.08–0.60) и листья (0.24–1.07) в исследованных загрязненных урбоэкосистемах соответствуют нижней границе диапазонов варьирования этого показателя, описанных для древостоев на территориях чернобыльских выпадений. По-видимому, в условиях локальных выпадений ^{137}Cs и проведенных дезактивационных мероприятий вблизи ЭЗТМ не произошло сплошного загрязнения корнеобитаемой толщи почв, поэтому накопление этого радионуклида в растущих тканях деревьев происходило менее интенсивно, чем в большинстве лесных экосистем в районах чернобыльских выпадений.

Накопление ^{137}Cs отмечено в отдельных видах травянистой растительности исследованных урбоэкосистем (табл. 3). Повышенные значения коэффициентов перехода ^{137}Cs , выявленные для крапивы двудомной и бодяка полевого (табл. 3), указывают на то, что эти представители рудеральной растительности могут являться концентраторами радионуклида. Увеличение коэффициентов накопления ^{137}Cs для крапивы двудомной отмечалось и в исследованиях радиоактивного загрязнения лекарственных растений [24]. Низкий коэффициент перехода ^{137}Cs зафиксирован для рогоза широколистного, поэтому его можно отнести к видам-дискриминаторам радионуклида, аналогичный статус этого растения отмечался в экосистемах влажных пойменных лугов [25]. Еще одним фактором, определяющим коэффициенты перехода радионуклида в растения, является тип и глубина их корневых систем. В урбоэкосистемах наблюдается неравномерная локализация ^{137}Cs в почвах, и интенсивность поглощения радионуклида связана с распределением корней в загрязненных и незагрязненных слоях.

В целом проведенные радиационные исследования показывают, что на загрязненных территориях в урбоэкосистемах пространственные

параметры радиационной обстановки проявляют большую неоднородность, чем в природных ландшафтах. Это необходимо учитывать при планировании радиационного мониторинга и проектировании рекультивационных мероприятий в загрязненных городских экосистемах.

ВЫВОДЫ

1. На городской территории к западу от Электростальского завода тяжелого машиностроения через 6 лет после инцидента с расплавлением источника ионизирующего излучения сохраняются отдельные урбоэкосистемы с неблагоприятной радиационной обстановкой: повышенной мощностью эквивалентной дозы γ -излучения, составляющей 0.15–0.40 мкЗв/ч, и высокой удельной активностью ^{137}Cs в верхних горизонтах почв, достигающей 8328–8740 Бк/кг.

2. Логнормальный закон распределения мощности эквивалентной дозы γ -излучения и удельной активности ^{137}Cs в исследованных почвах указывает на малую площадь локальных участков с сильным загрязнением, при этом урбоэкосистемы к северу, востоку и юго-западу от Электростальского завода тяжелого машиностроения характеризуются низкими и фоновыми параметрами радиационной обстановки.

3. Пространственное распределение мощности эквивалентной дозы γ -излучения на высоте 1 м от поверхности обусловлено уровнями удельной активности ^{137}Cs в слое 0–10 см почв, это подтверждается статистически значимым коэффициентом корреляции Спирмена между ними, равном +0.82 ($p = 0.05$), на исследованной загрязненной городской территории.

4. Регрессивно-аккумулятивный тип вертикального распределения ^{137}Cs характерен для профилей почв загрязненных урбоэкосистем, в которых не проводились дезактивационные мероприятия. В урбопочвах, которые подвергались земляным дезактивационным работам, сформированы специфичные типы распределения с низкими уровнями удельной активности ^{137}Cs в поверхностных насыпных слоях и максимумами в погребенных загрязненных горизонтах.

5. Высокие уровни удельной активности ^{137}Cs , зафиксированные в коре и крупных ветвях старых деревьев яблони домашней, рябины обыкновенной и клена американского, произрастающих в урбоэкосистемах к западу от завода, обусловлены их внешним загрязнением, произошедшем в момент радиоактивных выпадений в 2013 г. Сформированные за счет поглощения корнями из загрязненных урбопочв, коэффициенты перехода ^{137}Cs значительно различаются для отдельных компонентов деревьев: для древесины – низ-

кие (0.06–0.14 (Бк/кг)/(кБк/м²)), для листьев – наиболее высокие (0.24–1.07 (Бк/кг)/(кБк/м²)).

6. В травянистом покрове городских экосистем повышенные коэффициенты перехода ^{137}Cs отмечены для крапивы двудомной и бодяка полевого, эти представители рудеральной растительности относятся к видам-концентраторам радионуклида. Рогоз широколистный имеет низкий коэффициент перехода ^{137}Cs , поэтому является видом-дискриминатором этого радионуклида.

БЛАГОДАРНОСТИ

Исследование выполнено в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № АААА-А21-121012290189-8) и при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. 512 с. [Biogeochemical pathways of artificial radionuclides / Eds F. Warner, R. Harrison. M.: Mir, 1999. 512 p. (In Russ.)]
2. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. 286 с. [Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Radioactivity of the environment. Theory and practice. 2006. М.: BINOM, Laboratoriya znanii. 286 p. (In Russ.)]
3. Гащак С.П., Бондарьков М.Д., Иванов Ю.А. и др. Радиоэкология урбанизированного ландшафта на примере г. Припять // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. 2009. № 9. С. 40–56. [Gashchak S.P., Bondarkov M.D., Ivanov Yu.A. et al. Radioecology of urbanized landscape on the example of Pripyat // Problems of the Chernobyl exclusion zone. 2009. № 9. P. 40–56 (In Ukr.)]
4. Tsuboi T., Wada H., Yanaga M. Distribution of ^{134}Cs and ^{137}Cs radioactivity of surface soil originated in the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident at Shizuoka city, Japan // Radiat. Safety Managem. 2012. V. 11. № 1. P. 11–18. [https://doi.org/10.12950/rsm.11.11]
5. The Radiological Accident in Goiania. STI/PUB/815. Vienna: IAEA, 1988. 157 p.
6. Волков В.Г., Волкович А.Г., Данилович А.С. и др. Подготовка объектов Подольского завода цветных металлов к реабилитации // Атомная энергия. 2010. Т. 109. № 2. С. 89–94. [Volkov V.G., Volkovich A.G., Danilovich A.S. et al. Preparation of objects at the Podolsk nonferrous metals works for rehabilitation // Atomic Energy. 2010. V. 109. № 2. P. 113–120. (In Russ.)] [https://doi.org/10.1007/s10512-010-9332-x]

7. *Бондарьков М.Д.* Научное обоснование и оптимизация методов обеспечения радиэкологического мониторинга окружающей среды и контроля РАО АЭС: Автореф. дис. ... д-ра техн. наук. Киев, 2012. 50 с. [*Bondarkov M.D.* Scientific substantiation and optimization of methods for ensuring radioecological monitoring of the environment and control of radioactive waste of nuclear power plant: Abstr. Diss. doct. techn. sci. Kiev, 2012. 50 p. (In Ukr.)]
8. *Hohara S., Inagaki M., Yamanishi H. et al.* Survey of radioactive contamination in Fukushima Naka-Dori region, Fukushima, Japan // *Progr. Nucl. Sci. Technol.* 2014. V. 4. P. 39–42. <https://doi.org/10.15669/pnst.4.39>
9. *Иванов Ю.А., Бондарьков М.Д.* Нерешенные радиэкологические проблемы зоны отчуждения Чернобыльской АЭС на поздней фазе аварии // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2009. № 3. С. 302–310. [*Ivanov Yu.A., Bondarkov M.D.* Unsolved radioecological problems of Chernobyl NPP exclusion zone at late phase of the accident // *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya.* 2009. № 3. P. 302–310 (In Russ.)]
10. Decontamination Projects for Radioactive Contamination Discharged by Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident. Japan, Tokyo: Ministry of the Environment, 2018. 461 p.
11. *Селезнев А.А.* Поверхностная локальная миграция ¹³⁷Cs в условиях экосистемы города // *Вопр. радиац. безопасности.* 2009. № 3. С. 70–76. [*Seleznev A.A.* Surface local migration of ¹³⁷Cs in the conditions of the ecosystem city // *Radiation safety issues.* 2009. № 3. P. 70–76. (In Russ.)]
12. *Tserendorj D., Szabó K.Z.S., Völgyesi P.V. et al.* Comparative study of Cs-137 activity concentration between attic dust and urban soil from Salgotarjan city, Hungary. EGU General Assembly 2021, online, 19–30 Apr 2021, EGU21-16233. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-16233>
13. *Лошилов Н.А., Кашпаров В.А., Процак В.П.* Влияние вторичного пылепереноса радиоактивных веществ на загрязнение населенных пунктов в зоне Чернобыльской аварии // *Гигиена и санитария.* 1993. № 5. С. 39–41. [*Loshilov N.A., Kashparov V.A., Protsak V.P.* The influence of secondary dust transfer of radioactive substances on the pollution of settlements in the Chernobyl accident zone // *Gigiena i sanitariya.* 1993. № 5. P. 39–41. (In Russ.)]
14. *Тимофеев И.В., Кузьменкова Н.В.* Пространственное распределение ¹³⁷Cs в почвах г. Озерск (Челябинская область) // *Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 5. География.* 2013. № 6. С. 23–29. [*Timofeyev I.V., Kuz'menkova N.V.* Spatial distribution of ¹³⁷Cs in the soils of Ozersk (Chelyabinsk region) // *Bulletin of Moscow University. Series 5. Geography.* 2013. № 6. P. 23–29 (In Russ.)]
15. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”. Росгидромет, 2019. 324 с. [Radiation situation in Russia and neighboring countries in 2018. Yearbook.) Obninsk: FGBU “NPO “Tajfun”. Rosgidromet, 2019. 360 p. (In Russ.)]
16. *Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Мамихин С.В., Агапкина Г.И.* Распределение естественных радионуклидов и ¹³⁷Cs в профилях почв лесных, агро- и урбоэкосистем Московской области // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 2020. Т. 60. № 4. С. 426–438. [*Lipatov D.N., Manakhov D.V., Mamikhin S.V., Agapkina G.I.* Distribution of natural radionuclides and ¹³⁷Cs in soil profiles of forest, agricultural and urban ecosystems of the Moscow Region // *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya.* 2020. V. 60. № 4. P. 426–438 (In Russ.)]
17. *Петрова Т.Б.* Особенности формирования радиационного фона г. Москвы, обусловленного гамма-излучающими радионуклидами природного и техногенного происхождения: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. М.: ФМБЦ им. А.И. Бурназяна, 2011. 32 с. [*Petrova T.B.* Features of the formation of the radiation background of Moscow caused by gamma-emitting radionuclides of natural and man-made origin: Abstr. Diss. ... kand. techn. sci. Moscow: FMBC named after A.I. Burnazyan, 2011. 32 p. (In Russ.)]
18. *Романович И.К., Брук Г.Я., Громов А.В., Рамзаев В.П.* Радиационная обстановка на Электростальском заводе тяжелого машиностроения и прилегающей территории г. Электросталь, связанная с расплавлением радионуклидного источника // *Актуальные вопросы радиационной гигиены: Сб. тез. конф. СПб., 2014. С. 165–167.* [*Romanovich I.K., Brook G.Ya., Gromov A.V., Ramzaev V.P.* Radiation situation at the Elektrostal heavy Engineering plant and the adjacent territory of Elektrostal associated with the melting of a radionuclide source // *Topical issues of radiation hygiene: Coll. of conference abstracts.* St. Petersburg, 2014. P. 165–167. (In Russ.)]
19. Информационно-аналитический сайт AtomInfo.Ru (Электронный ресурс). Ликвидацию последствий радиоактивного излучения завершили на заводе в Подмоскowie. URL: <http://atominfo.ru/newse/10199.htm> (дата обращения 5.07. 2022) [Information and analytical website AtomInfo.Ru (Electronic resource). The elimination of the consequences of radioactive radiation was completed at a plant in the Moscow region. URL: <http://atominfo.ru/newse/10199.htm> (accessed 5.07. 2022) (In Russ.)]
20. *Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И.* Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена. 2004. 342 с. [*Shishov L.L., Tonkonogov V.D., Lebedeva I.I., Gerasimova M.I.* Classification and Diagnostic System of Russian Soils. 2004. Smolensk: Oikumena, 342 p. (In Russ.)]
21. *Yoshihara T., Matsumura H., Hashida S., Nagaoka T.* Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident // *J. Environ. Radioact.* 2013. V. 115. P. 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.07.002>
22. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999. 268 с. [*Shcheglov A.I.* Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems. Moscow: Nauka, 1999. 268 p. (In Russ.)]

23. *Переволоцкий А.Н.* Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с. [*Perevolotsky A.N.* Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocenoses. Gomel: RNRIUP “Institute of Radiology”, 2006. 255 p. (In Belarus)]
24. *Дьякова Н.А., Сливкин А.И., Гапонов С.П.* Изучение радионуклидного загрязнения лекарственного сырья Воронежской области на примере листьев подорожника большого и листьев крапивы двудомной // Вестн. ВГУ. Серия: Химия, Биология, Фармация. 2017. № 2. С. 118–123. [*Dyakova N.A., Slivkin A.I., Gaponov S.P.* Study of radionuclide contamination of medicinal raw materials of the Voronezh region on the example of the leaves of plantain large and leaves of nettle dioecious // Bulletin of VSU. Series: Chemistry, Biology, Pharmacy. 2017. № 2. P. 118–123. (In Russ.)]
25. *Цветнова О.Б., Щеглов А.И.* ^{137}Cs в компонентах природных комплексов 30-километровой зоны Смоленской АЭС // Вестн. Моск. Ун-та. Серия 17. Почвоведение. 2009. № 3. С. 3–8. [*Tsvetnova O.B., Shcheglov A.I.* ^{137}Cs in natural ecosystem components within the 30-km impact zone of the Smolensk nuclear power plant // Moscow University Soil Science Bulletin. 2009. V. 64. № 3. P. 99–104 (In Russ.)]

^{137}Cs Pollution in Soils and Plants of Urban Ecosystems Near the Elektrostal Heavy Machinery Plant

D. N. Lipatov^{a,#}, V. A. Varachenkov, D. V. Manakhov^a, S. V. Mamikhin^a, A. I. Shcheglov^a

^a *Lomonosov Moscow State University, Soil Science Faculty, Moscow, Russia*

[#] *E-mail: dlip@soil.msu.ru*

In urban ecosystems to the west of the Elektrostal Heavy Machinery Plant, 6 years after the radiation incident, local areas with a total area of 0.2 km² with an increased equivalent dose rate of γ radiation of 0.15–0.40 $\mu\text{Sv}/\text{hour}$ and a high specific activity of ^{137}Cs reaching 8328–8740 Bq/kg in the upper soil horizons were identified. Statistically significant direct correlations were noted between the specific activity of ^{137}Cs in a layer of 0–10 cm of soil and the equivalent dose rate of γ radiation at the surface and height of 1 meter. The types of vertical distribution of ^{137}Cs in soils of polluted urban ecosystems, including those on which earth decontamination works were carried out, have been determined. The calculated ^{137}Cs transfer coefficients increase in row of tree: *Salix alba* < *Sórbus aucupária* < *Ácer platanoídes* < *Malus domestica* < *Alnus incana* < *Ácer negúndo*; and grassy vegetation: *Týpha angustifólia* < *Artemísia vulgáris* < *Tussilágo fárfara* < *Cirsium arvense* < *Urtica dióica*.

Keywords: radiocesium, radiation situation, radiation monitoring, urban ecosystems, soil profile, urban soils, decontamination measures, transfer coefficient of ^{137}Cs