

УДК 631.459

ЭРОЗИЯ КАК ФАКТОР ТРАНСФОРМАЦИИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ НА ВОДОСБОРЕ ШЕКИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (ТУЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ)¹

© 2021 г. В. Н. Голосов^{a, b}, М. М. Иванов^{a, b}, А. С. Цыпленков^a, М. А. Иванов^c, Ю. Вакияма^d, А. В. Коноплев^d, Е. А. Константинов^b, Н. Н. Иванова^{a, *}

^a МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^b Институт географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

^c Казанский (Приволжский) федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, Казань, 420008 Россия

^d Институт радиоактивности природной среды, Университет г. Фукусимы, Канаягава, Фукусима, 1960–1296 Япония

*e-mail: nadine_iv@mail.ru

Поступила в редакцию 30.04.2020 г.

После доработки 16.06.2020 г.

Принята к публикации 13.07.2020 г.

На основе использования комплекса полевых методов и расчетов по эрозионным моделям выполнена оценка перераспределения наносов и транспортируемого совместно с ними ¹³⁷Cs на водосборе Шекинского водохранилища (Тульская область) и определено изменение содержания ¹³⁷Cs в почвах различных типов, произошедшее за период 1986–2018 гг. Темпы смыва почв на пашне в период снеготаяния снизились примерно в два раза по сравнению с периодом 1960–1985 гг. из-за сокращения глубины промерзания почв в зимнее время. Темпы ливневого смыва выросли примерно на треть в период 1986–2003 гг. в связи с ростом эрозионного индекса осадков, а затем несколько сократились синхронно с его уменьшением. Суммарные среднегодовые потери почв за счет водной эрозии в зависимости от типа почв меняются в интервале 1.3–1.6 т/га. Установлено, что на пашне сокращение суммарных запасов ¹³⁷Cs вследствие смыва в среднем составило 1.5–2% от его фактического запаса, уменьшившегося более чем в два раза по сравнению с запасом в мае 1986 г. за счет естественного распада. На 0.4% площади пашни, где темпы смыва максимальны, сокращение запасов ¹³⁷Cs достигало 12–40%. Более 90% смытого вместе с наносами ¹³⁷Cs переотложилось по пути транспортировки с пашни в постоянные водотоки. В днищах склоновых ложбин на участках от нижнего края пашни и до истоков сухих долин первого порядка суммарные запасы ¹³⁷Cs в почве превышают его запасы на момент выпадения из атмосферы в мае 1986 г. из-за высоких темпов аккумуляции. В днищах сухих долин (балок), у подножий распахиваемых склонов и на низкой пойме рек суммарные запасы ¹³⁷Cs превышают нижний порог допустимого радиоактивного загрязнения почв (37 кБк/м²) также в связи с накоплением загрязненных наносов.

Ключевые слова: талый и ливневой смыв, запас ¹³⁷Cs, перераспределение наносов, Luvic Chernic Phaeozems, Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems, Luvic Retic Greyzemic Phaeozems, Stagnic Phaeozems (Colluvic, Pachic)

DOI: 10.31857/S0032180X21020064

ВВЕДЕНИЕ

Почвы части Европы были загрязнены после аварии на Чернобыльской АЭС в конце апреля 1986 г. преимущественно ¹³⁷Cs [28]. На большей части территорий уровни радиоактивного загрязнения почв не превышали допустимых значений и были сопоставимы по величине с загрязнением ¹³⁷Cs глобального происхождения, которое про-

исходило вследствие проведения ядерных взрывов в открытой атмосфере с начала 1950-х гг. и до 1963 г. Но локально, в том числе на европейской части России, сформировались пятна с начальными уровнями загрязнения, превышающими предельно-допустимые. Одна из таких территорий — южная половина Тульской области, где максимум выпадений ¹³⁷Cs и других радионуклидов наблюдался в полосе, протягивающейся от Чернского к Богородицкому району, получившей название “Плавского цезиевого пятна” (рис. 1). Это аграрная часть области с высокой долей па-

¹ К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизованных пользователей по doi 10.31857/S0032180X21020064.

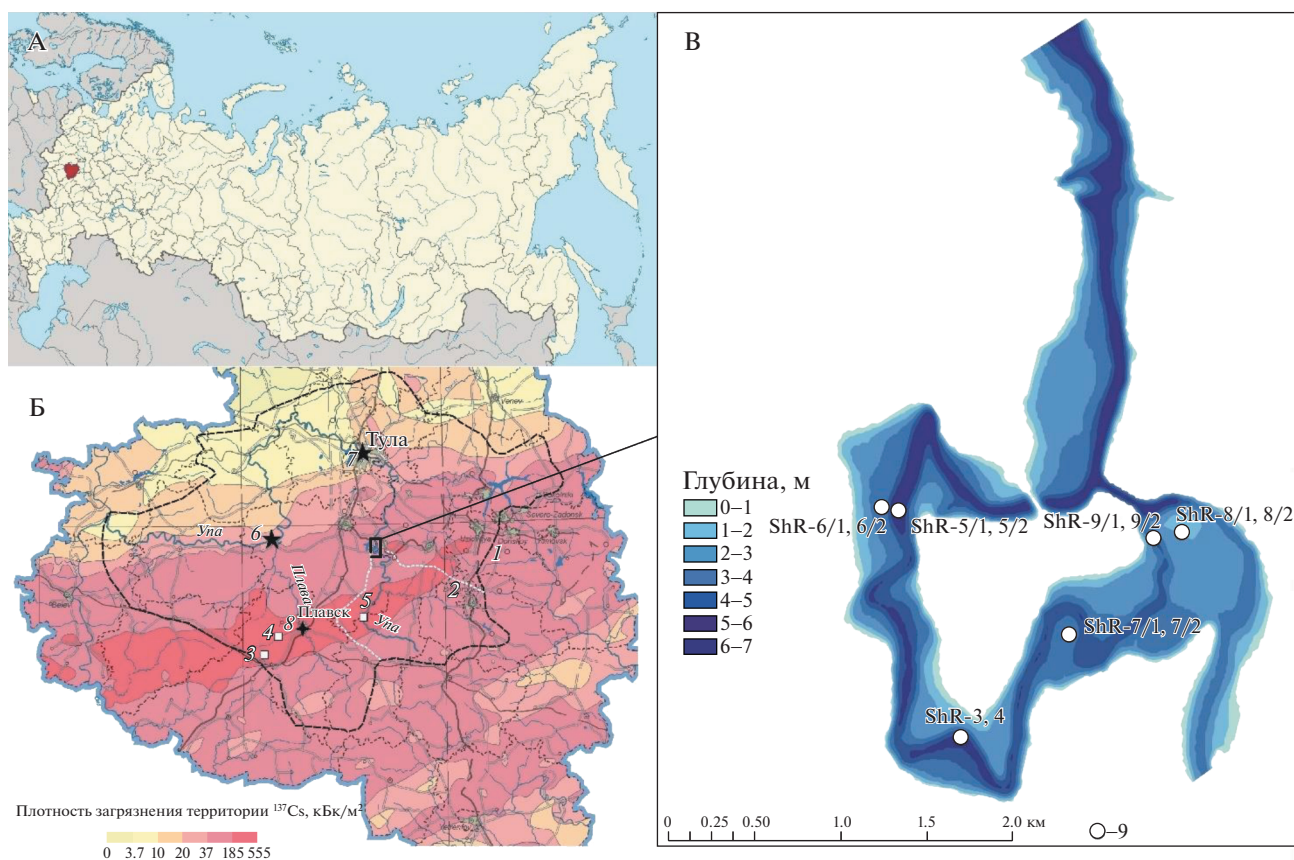


Рис. 1. Район проведения работ, местоположение гидропостов, метеостанции и расположение точек отбора проб почв и донных отложений: А – расположение Тульской области; Б – карта радиоактивного загрязнения Тульской области на 1986 г. [4]: 1 – граница бассейна р. Упы, 2 – водосбор Шекинского водохранилища; точки отбора проб почв: 3 – залуженное днище ложбины и распаханый склон, 4 и 5 – поймы рек Локны и Упы; гидрологические посты на р. Упе: 6 – Орлово, 7 – Тула; 8 – метеостанция в г. Плавск; В – батиметрическая карта Шекинского водохранилища: 9 – точки отбора колонок донных отложений.

хотных земель. При этом именно содержание ^{137}Cs , который быстро и прочно фиксируется на почвенных частицах, определяет уровень радиоактивного загрязнения почв [3, 32]. В регионах с высокой долей пашни эрозионно-аккумулятивные процессы являются основным механизмом последующего перераспределения радионуклидов в пределах речных бассейнов [31]. На севере лесостепной зоны европейской части России ветровая эрозия не развита [12], поэтому основную роль в латеральной миграции ^{137}Cs играют процессы водной эрозии, которые наблюдаются здесь в период весеннего снеготаяния и при выпадении стокоформирующих ливней. За более чем 30 лет, прошедших с момента аварии на ЧАЭС, содержание ^{137}Cs в почве уже сократилось вдвое благодаря естественному распаду (период полураспада ^{137}Cs составляет 30.2 года). Процессы водной эрозии способствуют перераспределению смываемых частиц почвы и зафиксированного на них ^{137}Cs по площади речных водосборов. В результате возникают вторичные пятна загрязнения, где суммарные запасы ^{137}Cs превышают уровни его

начального выпадения [22, 45]. К таким участкам относятся нераспаханые нижние части склонов, днища сухих долин, поймы рек и водоемы, где происходит переотложение наносов и транспортируемого совместно с ними ^{137}Cs [36, 37, 39, 41, 47].

Имеющиеся к настоящему времени оценки перераспределения ^{137}Cs в основном базируются либо на использовании расчетных эрозионных моделей, либо на их применении совместно с фактическими измерениями суммарных запасов ^{137}Cs на участках сноса и аккумуляции [31]. В отдельных случаях для водосборов малых прудов выполнены оценки баланса ^{137}Cs с учетом его накопления в донных отложениях [35]. При этом количественных оценок перераспределения ^{137}Cs для водосборов крупных водохранилищ до настоящего времени не проводилось.

Цель исследования – количественная оценка трансформации поля радиоактивного загрязнения почв за 32 года после аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) на водосборе Шекинского во-

дохранилища вследствие деятельности эрозионно-аккумулятивных процессов.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Водосбор Щекинского водохранилища, созданного в 1950 г. в верхнем течении р. Упы как пруд-охладитель Щекинской ГРЭС, общей площадью 1350 км², располагается к юго-востоку от центра Тульской области (рис. 1). Это сельскохозяйственный регион с преобладанием пахотных земель и отсутствием крупных населенных пунктов.

Исследуемая часть бассейна р. Упы, согласно классификации климата Кёппен-Гейгера, располагается в зоне Dfb и характеризуется холодным климатом без сухого сезона и с теплым летом. Годовой слой осадков несколько уменьшается с северо-запада на юго-восток с 630 до 592 мм, при этом в теплое время года выпадает порядка 460 мм. Верховья р. Упы расположены у главного водораздела бассейнов рек Волги и Дона. Эта территория является частью восточного склона Среднерусской возвышенности и характеризуется сравнительно слабым расчленением с обширными выложенными приводораздельными пространствами. Максимальных значений относительные высоты рельефа достигают в западной части бассейна, где долина р. Упы делает резкий поворот на северо-восток по направлению к Щекинскому водохранилищу. Именно эта часть бассейна была наиболее сильно загрязнена после аварии на ЧАЭС (рис. 1, Б). Сеть постоянных водотоков включает саму р. Упу, ее крупный правобережный приток р. Уперту и их притоки. Почвенный покров бассейна представлен в пределах междуречных пространств черноземами выщелоченными (Luvic Chernic Phaeozems) и оподзоленными (Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems), а также темно-серыми лесными почвами (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems). Почвообразующей породой являются карбонатные лёссовидные суглинки [16]. В днищах долин флювиальной сети доминируют лугово-черноземные выщелоченные почвы (Stagnic Phaeozems (Colluvic, Pachic)), сформированные на делювиальных, коллювиальных и аллювиальных отложениях. Аллювиальные дерновые почвы (Umbric Fluvisol) протягиваются узкими, местами прерывающимися полосами вдоль рек.

Ранее выполненные крупномасштабные исследования трансформации поля начального радиоактивного загрязнения в пределах Плавского цезиевого пятна показали его высокую пространственную вариабельность [19], которая скрадывается за счет генерализации на карте радиоактивного загрязнения Тульской области. В работе не учитываются пространственные различия начального загрязнения почв по площади бассейна, так как на всем водосборе Щекинского водохра-

нилища исходный уровень превышал предельно допустимые значения и был выше 37 кБк/м² [2].

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Для оценки изменения загрязнения почв водосбора Щекинского водохранилища за период с 1986 по 2018 гг. использовали подход, позволяющий оценить динамику суммарных запасов ¹³⁷Cs в пределах основных типов почв и на разных элементах флювиального рельефа. Достоверность полученных оценок обеспечивается возможностью проверки расчетных величин изменений суммарных запасов ¹³⁷Cs в почвах различных типов на основе их сопоставления с приростом запаса ¹³⁷Cs в замыкающем створе — донных отложениях Щекинского водохранилища.

На начальном этапе исследований проводили оценку динамики изменения площади пашни. Для этого выполняли дешифрирование космических снимков высокого разрешения для трех интервалов времени: 1985, 2003 и 2018 гг. В качестве исходных данных использовали снимки Level-2 Data Products — Surface Reflectance Landsat 5 (Thematic Mapper, TM), Landsat 7 (Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)) и Landsat 8 (Operational Land Imager, OLI). Для всего водосбора подобрали разнотемпературные снимки в бесснежное время. За основу взяли методику дешифрирования, используемую в проекте CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) [25, 26], скорректированную с учетом региональных особенностей и целей нашего исследования. При картографировании использовали метод визуального дешифрирования и последующей ручной оцифровки. Для других углов применяли автоматическую классификацию методом Random Forest с количеством деревьев равным 100. Таким образом, было получено три векторных слоя карт землепользования. Наложение этих слоев показало участки сокращения и прироста пашни и других угодий за оцениваемые интервалы времени. Расчет площадей используемой и заброшенной пашни проводили в программе MapInfo. Более детально используемая методика дешифрирования изложена в работе [10].

Для расчета ливневого смыва использовали переработанную версию универсального уравнения эрозии почв (RUSLE) [45]:

$$Y = R \times K \times LS \times C \times P, \quad (1)$$

где Y — смыв почвы с единицы площади в т/г; R — эрозионный индекс осадков, МДж мм/(ч га год); K — фактор смываемости почвы, т ч/(МДж мм); LS — фактор рельефа, безразмерный; C — агро-эрозионный индекс для дождевого стока, безразмерный; P — фактор эффективности противоэрозионных мер, безразмерный.

Так как противоэрозионные мероприятия на пахотных склонах на водосборе Шекинского водохранилища не проводятся, фактор P в расчетах принят за 1. Для всех расчетных моделей использовали глобальную цифровую модель рельефа (ГЦМР) ALOS World 3D (AW3D30) Version 2.2 [54] с пространственным разрешением 1×1 с, что эквивалентно 30×30 м, для которой была выполнена гидрологическая коррекция при помощи алгоритма Fill Sinks [49], реализованного в QGIS 3.6.2. Минимальный уклон, при котором возможен сток, был оставлен по умолчанию равным 0.01° . ЦМР данного разрешения считается достаточной для моделирования эрозии почв [38, 52].

Расчет фактора рельефа LS производили в QGIS 3.6.2 с использованием модуля LS field-based из SAGA GIS [27], в соответствии с рекомендациями [43]. Данный алгоритм основан на уравнении, предложенном [30]:

$$LS = (m + 1) \left(\frac{U}{L_0} \right)^m \left(\frac{\sin \beta}{S_0} \right)^n, \quad (2)$$

где LS — фактор рельефа, безразмерный; U — вышележащая водосборная площадь, отнесенная к ширине потока, $\text{м}^2/\text{м}$; L_0 , S_0 — длина и крутизна стандартной стоковой площадки Уишмейера—Смита [51]; β — крутизна склона, град; m (0.4–0.6) и n (1.0–1.3) — эмпирические параметры, зависящие от преобладающего типа эрозии (плоскостной или ручейковой). Из расчетов были исключены склоны с уклонами $> 26.6^\circ$, так как они связаны с артефактами ГЦМР.

Значения фактора C изменяются во времени в зависимости от набора культур, высеваемых на пахотных землях в конкретный период времени. Для бассейна Шекинского водохранилища не представлялось возможным определить фактические севообороты за период времени с 1986 г. Наиболее достоверные данные о соотношении посевных площадей с разными культурами были доступны только для Тульской области в целом. В многолетнем разрезе средние значения расчетных величин коэффициента C для пашен варьируют очень слабо в интервале 0.32–0.33. Для остальных типов землепользования значения агроэрозионного индекса C взяты из сводных данных [23, 43] (табл. S1).

Для расчета коэффициента эродированности почв и его распределения по площади бассейна Шекинского водохранилища использовали почвенную карту масштаба 1 : 2 500 000 и табличные данные из [9]. Расчет коэффициента эродированности почвы производили при помощи уравнений, предложенных Уильямсом [50] (приложение).

Для оценки распределения эрозионного потенциала осадков (ЭПО) для водосбора Шекинского водохранилища использовали глобальную базу данных ЭПО, созданную для территории России по 30-минутным данным об осадках с 1961

по 1983 гг. [42]. Средневзвешенное значение ЭПО для водосбора составляет 306 МДж мм/(ч га год) ($SD = 4.02$), минимальные величины наблюдаются в юго-восточной части, где ЭПО понижается до 294 МДж мм/(ч га год), максимальные — на западе бассейна ($R_{\max} = 319$ МДж мм/(ч га год)). Учитывая тот факт, что пространственная вариабельность данного показателя низка и, в целом, находится в пределах погрешности его определения, данную величину принимали постоянной в пространстве, но учитывали изменения ЭПО во времени.

На территории водосбора нет метеостанций, ближайшая располагается в г. Плавск к западу от водохранилища. Ежесуточную информацию об осадках и температуре воздуха собирали за период 1986–2018 гг. в базе данных АИСОРИ [1]. Для расчета ЭПО за период после 1986 г. использовали эмпирические формулы [40], выведенные для каждого типа климата Коппен—Гейгера [45]:

$$\lg R = -0.5 + 0.266 \lg P + 3.1 \lg SDII - 0.131 \lg Z, \quad (3)$$

где R — эрозионный потенциал осадков, МДж мм/(ч га год); P — годовая сумма осадков, мм; $SDII$ — элементарный индекс интенсивности осадков, равный отношению годовой суммы осадков P к количеству дней с жидкими осадками > 1 мм, мм/сут; Z — абсолютная высота метеостанции, м. Для разделения осадков на жидкие и твердые использовали граничное значение температуры воздуха в $+2^\circ\text{C}$ в соответствии с рекомендациями [18].

Для оценки перераспределения смытых с пашни наносов и транспортируемого совместно с ними ^{137}Cs в верхних звеньях флювиальной сети вплоть до русел постоянных водотоков провели расчеты коэффициента доставки наносов, предложенного [24], с использованием данных ЦМР для каждой i -ой ячейки:

$$SDR_i = \frac{SDR_{\max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}, \quad (4)$$

где $SDR_{\max}$ — теоретический максимум коэффициента доставки наносов; IC_0 и k — калибровочные коэффициенты, определяющие форму связи $SDR = f(IC)$; IC_i — индекс связности верховьев и низовьев склона, рассчитываемый для водосбора каждого элемента гидрографической сети по формуле:

$$IC = \lg_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right), \quad (5)$$

где D_{up} — параметр, характеризующий потенциально возможное количество наносов, которые могут переноситься из зоны эрозии в зону транспорта на склоне. D_{dn} — взвешенная длина зоны транспорта на склоне, включает в себя все факторы, которые могут влиять на задержание элементарной части-

цы [48]. Эти составляющие уравнения зависят от среднего уклона склона, площади верхней части рассматриваемого частного водосбора и значения фактора C (из уравнения RUSLE).

$$D_{up} = \bar{C}\bar{S}\sqrt{A}, \quad (6)$$

где C — среднее значение агроэрозионного индекса из уравнения RUSLE для верхней части водосбора; S — средний уклон верхней части склона, м/м; A — площадь зоны эрозии на склоне, м².

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i}, \quad (7)$$

где d_i — длина тальвега потока внутри каждой i -ой ячейки раstra, м; C_i и S_i — значение агроэрозионного индекса и крутизна склона для каждой i ячейки.

В отличие от ливневого смыва, данные мониторинговых наблюдений за которым в пределах центра европейской части России отсутствуют, для оценок среднесуточных темпов талого смыва использовали результаты стационарных наблюдений продолжительностью 9–12 лет, выполненных на распаханых склоновых водосборах центра Русской равнины [5, 8, 14]. Согласно данным, полученным на Курской биосферной станции (центр Среднерусской возвышенности, черноземы выщелоченные и типичные), среднесуточный смыв в период снеготаяния составил 0.5 т/(га год) [8]. Исследования стока талых вод на ложбинных распаханых водосборах стационара Почвенного института (север Среднерусской возвышенности, серые лесные почвы) с уклонами преимущественно выпуклых склонов южной экспозиции 1°–5° позволили оценить среднесуточный смыв в 5.4 т/(га год) [5]. Надо отметить, что результаты наблюдений за талым смывом на севере Среднерусской возвышенности [5] отражают величины потерь почвы со склонов теплых экспозиций, которые вдвое выше темпов смыва со склонов холодных экспозиций [6, 13]. Следует учитывать, что с 1990-х гг. происходит снижение коэффициента поверхностного стока, которое обусловлено повышением зимних температур воздуха и уменьшением глубины промерзания почв. С начала 2000-х гг. годы с отсутствием поверхностного стока со склонов в период снеготаяния стали доминировать [15, 20]. Это подтверждается и динамикой изменения глубины промерзания почвы и максимальных уровней половодья в бассейне р. Упы (рис. S3). Наконец, анализ данных наблюдений, имеющихся на середину 1980-х гг., включая наблюдения за стоком воды и смывом в период снеготаяния на стоковых площадках, позволил оценить среднегодовой смыв в центре Восточно-Европейской равнины в 1–1.5 т/(га год) [6]. В итоге, с учетом фактически произошедших начиная с 1990 г. из-

менений климата, понизивших повторяемость формирования поверхностного талого стока на пашне, при расчетах суммарных потерь почвы в период снеготаяния использовались два варианта. Первый предполагал смыв 1 т/(га год), но только в годы с формированием поверхностного стока на склонах, число которых, согласно гидрометеорологическим данным в период 1987–2003 гг., составило 11 лет, в период 2004–2018 гг. — 6 лет. Во втором варианте использовали величину среднегодового смыва 0.5 т/(га год) за весь период с 1987 г.

Для определения темпов аккумуляции наносов и изменения запасов ¹³⁷Cs в зонах переотложения материала (днища ложбин и сухих долин, поймы рек) проводили послойный отбор проб с площади 15 × 15 см с шагом в 3 см до глубины 60–80 см. Также на пойме после прохождения весеннего половодья отбирали пробы свежих наносов для определения содержания в них ¹³⁷Cs. В лабораторных условиях образцы почв высушивали при температуре 105°C, затем размалывали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм.

Для определения суммарных объемов накопления наносов и ¹³⁷Cs в Шекинском водохранилище на основе карты глубин выбрали точки и провели отбор донных отложений поршневым пробоотборником [11]. В верхней части водохранилища со льда было отобрано 12 колонок. Отбор в нижней части водохранилища, расположенной рядом с ГРЭС, не проводили из-за соображений безопасности из-за малой толщины льда. Отбранные колонки упаковывали в целлофановую пленку, замораживали и доставляли в лабораторию. В лаборатории колонки отложений делили на 2 см образцы для консолидированных и 5 см для слабоконсолидированных осадков. Затем пробы взвешивали, сушили при температуре 105°C в течение 8 ч и взвешивали повторно для определения содержания влаги и расчета плотности сухого осадка. После этого их перетирали и просеивали через сито с размером ячейки 2 мм.

Измерения концентраций ¹³⁷Cs в подготовленных пробах почв, наносов и донных отложений проводили на коаксиальном германиевом гамма-спектрометре фирмы ООО НИИП “Грин Стар Инструментс” (СКС-07(09) П-Г-Р, Россия) с относительной погрешностью определения удельной активности 5–10%. Подготовка (просушка, гомогенизация) и гамма-спектрометрический анализ проб почвы выполнены в Научно-исследовательской лаборатории эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева Географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова.

Дополнительно проводили гранулометрический анализ донных отложений лазерно-дифрактометрическим методом на анализаторе размеров частиц Malvern Mastersizer 3000. Распределение

Таблица 1. Процентное соотношение почв различных типов, средние (LS_{mean}) и медианные (LS_{med}) значения фактора рельефа для них на водосборе Щекинского водохранилища

Тип почв	Площадь, км ²	Доля от общей площади водосбора, %	LS_{mean}	LS_{med}
Лугово-черноземные выщелоченные	48	3.6	1.82	0.68
Темно-серые лесные	242	18.4	3.29	1.33
Черноземы выщелоченные	410	30	2.41	0.86
Черноземы оподзоленные	650	48	3.05	1.07

Таблица 2. Площадь пашни и значения фактора рельефа для участков пашни с различными типами почв и их изменения за 3 временных среза для водосбора Щекинского водохранилища

Год	Тип почв	LS_{mean}	LS_{med}	Площадь пашни, км ²	Доля пашни от общей площади, %
1985	Лугово-черноземные выщелоченные	1.09	0.60	962	71.3
	Темно-серые лесные	2.00	1.16		
	Черноземы выщелоченные	1.31	0.70		
	Черноземы оподзоленные	1.70	0.89		
2003	Лугово-черноземные выщелоченные	1.13	0.60	920	65.4
	Темно-серые лесные	2.17	1.19		
	Черноземы выщелоченные	1.53	0.76		
	Черноземы оподзоленные	1.80	0.91		
2018	Лугово-черноземные выщелоченные	1.05	0.59	846	61.2
	Темно-серые лесные	1.98	1.18		
	Черноземы выщелоченные	1.34	0.73		
	Черноземы оподзоленные	1.67	0.90		

частиц по размерным фракциям вычисляли на основе дифракционной модели Фраунгофера.

Также собирали данные по глубине промерзания почвы по метеостанции Плавск и данные по максимальным уровням и расходам воды за половодье и стоку наносов на р. Упе по гидрологическим постам Тула и Орлово за период 1987–2018 гг.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В целом в пределах водосбора Щекинского водохранилища преобладают почвы черноземного типа почвообразования, на долю которых приходится 78% от общей площади бассейна. Темно-серые лесные почвы распространены фрагментарно и тяготеют к северо-западной, более расчлененной части водосбора. Лугово-черноземные выщелоченные почвы занимают участки днищ речных долин, днища балок, а также локально развиты на склонах междуречий. Их доля минимальна по сравнению с другими типами почв.

Начиная с 1990-х гг., распаханность водосбора Щекинского водохранилища постепенно снижалась. За период 1985–2018 гг. пашня сократилась с 71.3 до 61.2% от его общей площади с одновре-

менным ростом залуженных земель (табл. 2). Судя по изменению во времени значений фактора рельефа для разных типов почв, забрасывание земель было обусловлено не исключением из состава пашни наиболее крутых склонов, а другими причинами (возможно, транспортной доступностью полей). В меньшей степени забрасывались пашни на черноземах оподзоленных и лугово-черноземных почвах. Одновременно примерно на 9% за этот же период возросла доля лугов.

Согласно расчетам по эрозионной модели, ливневой смыв на пашне вырос с 0.65 т/(га год) в 1985 г. до 1.15 т/(га год) к началу 2000-х гг. благодаря росту ЭПО более чем в 1.5 раза. Но к 2018 г. смыв сократился до 0.95 т/(га год) в связи с уменьшением ЭПО (табл. S4).

Рост ЭПО связан с увеличением годовой суммы жидких осадков (рис. S4). Подобная тенденция характерна для центра Среднерусской возвышенности [34]. При этом на изменениях темпов смыва почвы в целом для черноземов выщелоченных (табл. 3), в пределах распространения которых к 2003 г. отмечены максимальные площади залежей, сказались и более высокие значения фак-

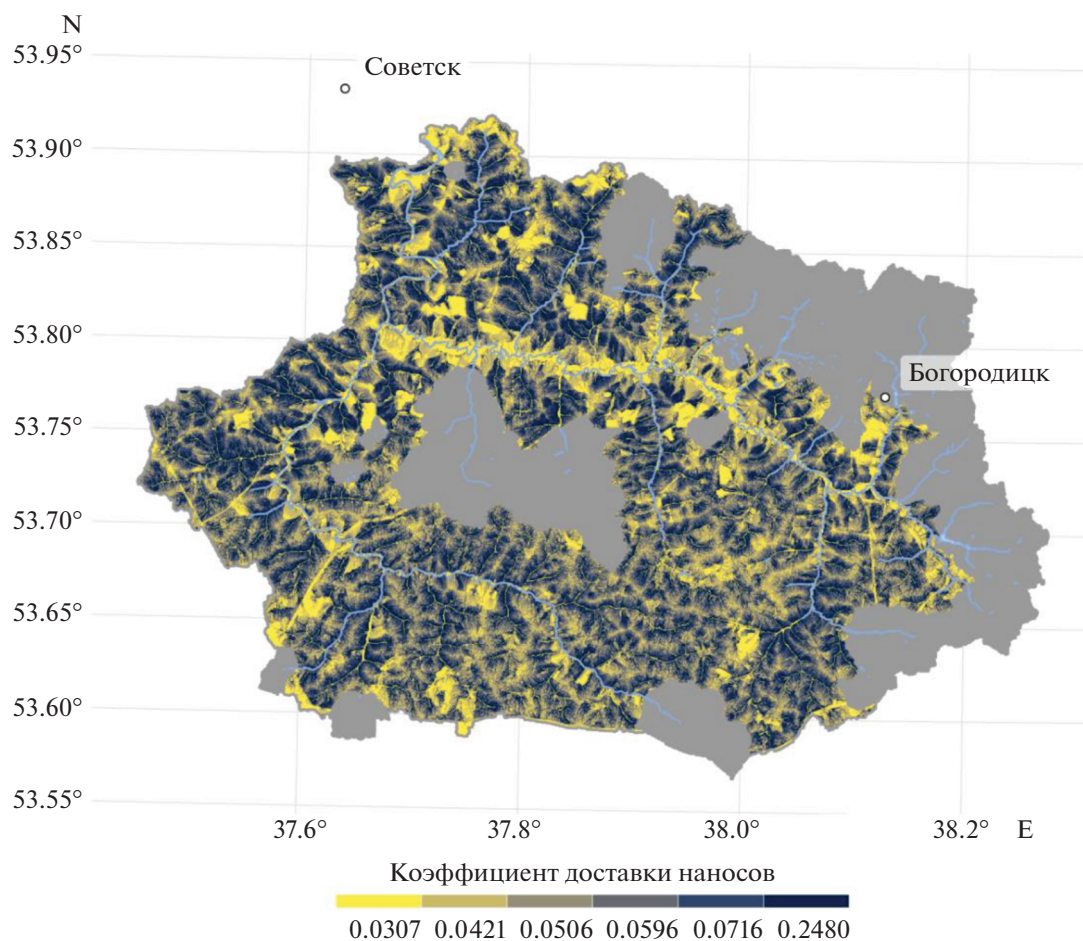


Рис. 2. Карта-схема расчетных значений коэффициента доставки наносов, сформировавшихся при ливневом смыве, в постоянные водотоки бассейна Шекинского водохранилища. Серым цветом выделены водосборы прудов, перехватывающих сток наносов, поступающих со склонов.

тора рельефа на оставшихся под пашней участках (табл. 2).

При оценке доли смытых при ливневом стоке с пашни наносов, доставленных временными водотоками в постоянные водотоки, учитывалось, что часть наносов перехватывается прудами, расположенными в верхних звеньях флювиальной сети (рис. 2). Согласно выполненным оценкам, только 3% смытых с пашни при выпадении сто-

коформирующих ливней наносов поступило в постоянные водотоки (табл. 4), что соответствует величинам коэффициента доставки продуктов ливневого смыва для речных бассейнов равнинных территорий [29].

Суммарные потери почвы от смыва талых вод более чем вдвое меньше, чем от ливневого (табл. 4). Это связано с сокращением поверхностного стока со склонов в период снеготаяния из-за умень-

Таблица 3. Среднегодовые темпы ливневого смыва на водосборе Шекинского водохранилища для разных типов почв за три временных среза (в среднем для всех типов землепользования)

Тип почвы	Площадь, км ² (%)	Средневзвешенные расчетные потери, т/(га год)		
		1985	2003	2018
Черноземы оподзоленные	410 (30)	0.57	0.93	0.8
Темно-серые лесные	242 (18.4)	0.62	0.97	0.81
Лугово-черноземные выщелоченные	48 (3.6)	0.78	1.12	1.18
Черноземы выщелоченные	650 (48)	0.42	0.75	0.51

Таблица 4. Количественные оценки перераспределения наносов, смытых со склонов и переотложившихся по пути транспортировки в постоянные водотоки в бассейне Щекинского водохранилища за постчернобыльский период

Период, годы	Масса наносов, 10 ³ т		
	смытых с водосбора	отложившихся по пути транспортировки от пашни до водотоков	поступивших в постоянные водотоки
Ливневой смыв			
1986–2003	1676.7	1626.4	50.3
2004–2018	1550	1509.5	46.5
Всего 1986–2018	3226.7	3135.9	96.8
Талый смыв			
1987–2003	1012/782*	769.1/594.3	242.9/187.7
2004–2018	552/634.5	419.5/482.2	132.5/152.3
Всего 1986–2018	1564/1416.5	1188.8/1076.5	375.4/340
Суммарный смыв (талый + ливневой)			
1987–2003	2686/2458.7	2595.5/2220.7	293.2/238
2004–2018	2102/2184.5	1929/1991.7	179/198.8
Всего	4780/4643.2	4525.5/4212.4	472.2/436.8

* Над чертой – расчет потерь почвы в период снеготаяния с учетом данных по промерзанию почв и максимальным уровням воды в половодье; под чертой – расчет потерь почвы в период снеготаяния со средними темпами талого смыва за период 1987–2018 гг. 0.5 т/(га год).

шения глубины промерзания почв и ростом числа зимних оттепелей [15]. Для оценки объема наносов, эродированных при формировании талого стока на обрабатываемых землях, и поступивших в постоянные водотоки, использовали эмпирические данные, полученные для водосбора р. Протвы (бассейн р. Оки) на основе сочетания прямых наблюдений за стоком наносов в период снеготаяния и анализа структуры верхних звеньев флювиальной сети в бассейне [7]. Согласно этим данным, в постоянные водотоки поступает 24% от общего объема наносов, вынесенных за пределы пашни при формировании талого стока.

Масса отложений, накопившихся в Щекинском водохранилище за период 1986–2018 гг., согласно результатам расчетов, полученных на основе оценок фактических объемов и плотности донных отложений, составила 410000 т. В расчетах не учтены наносы, отложившиеся в нижней трети водохранилища ниже прорези (рис. 1, В), и часть взвешенных наносов, вынесенных за пределы водохранилища при регулярном сбросе воды, который выполняется для поддержания уровня воды на водозаборе. Средняя концентрация ¹³⁷Cs в донных наносах, накопившихся после 1986 г., составила 463 Бк/кг.

ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные независимые оценки объемов аккумуляции донных наносов в Щекинском водохранилище (410000 т) и объемов продуктов смы-

ва, поставляемых временными водотоками в реки и ручьи бассейна за период 1986–2018 гг. (454000 т) сопоставимы по величине, что свидетельствует об удовлетворительной точности расчетов перераспределения наносов по пути их транспортировки с пахотных склонов в днища речных долин. Известно, что основным источником речных наносов в бассейнах рек с высокой долей пахотных земель являются именно продукты смыва с площади водосбора [17]. Надо отметить, что в наших оценках не учтены русловая эрозия и аккумуляция наносов на пойме, которые являются составляющими баланса наносов на речных водосборах [7]. Можно предположить, что их вклад в общий баланс вещества близок по величине, и, будучи разным по знаку, частично взаимно компенсируется. Результаты дешифрирования космических снимков и полевые обследования ряда рек водосбора Щекинского водохранилища указывают на небольшое число участков активных размывов речных берегов. Темпы аккумуляции наносов на пойме, согласно данным для низкой поймы р. Упы (рис. 3, А), сопоставимы с темпами аккумуляции на р. Локне (рис. 3, Б), бассейн которой также расположен в пределах “Плавского цезиевого пятна” [39] (рис. 1, Б). Основная масса наносов аккумулируется на поверхности узких (2–5 м) фрагментов низкой поймы, тогда как темпы отложения материала и накопления ¹³⁷Cs на средней и высокой пойме рек бассейна Упы после 1986 г. ничтожно малы [22, 39]. С учетом протяженности постоянных водотоков на водосборе Щекинского

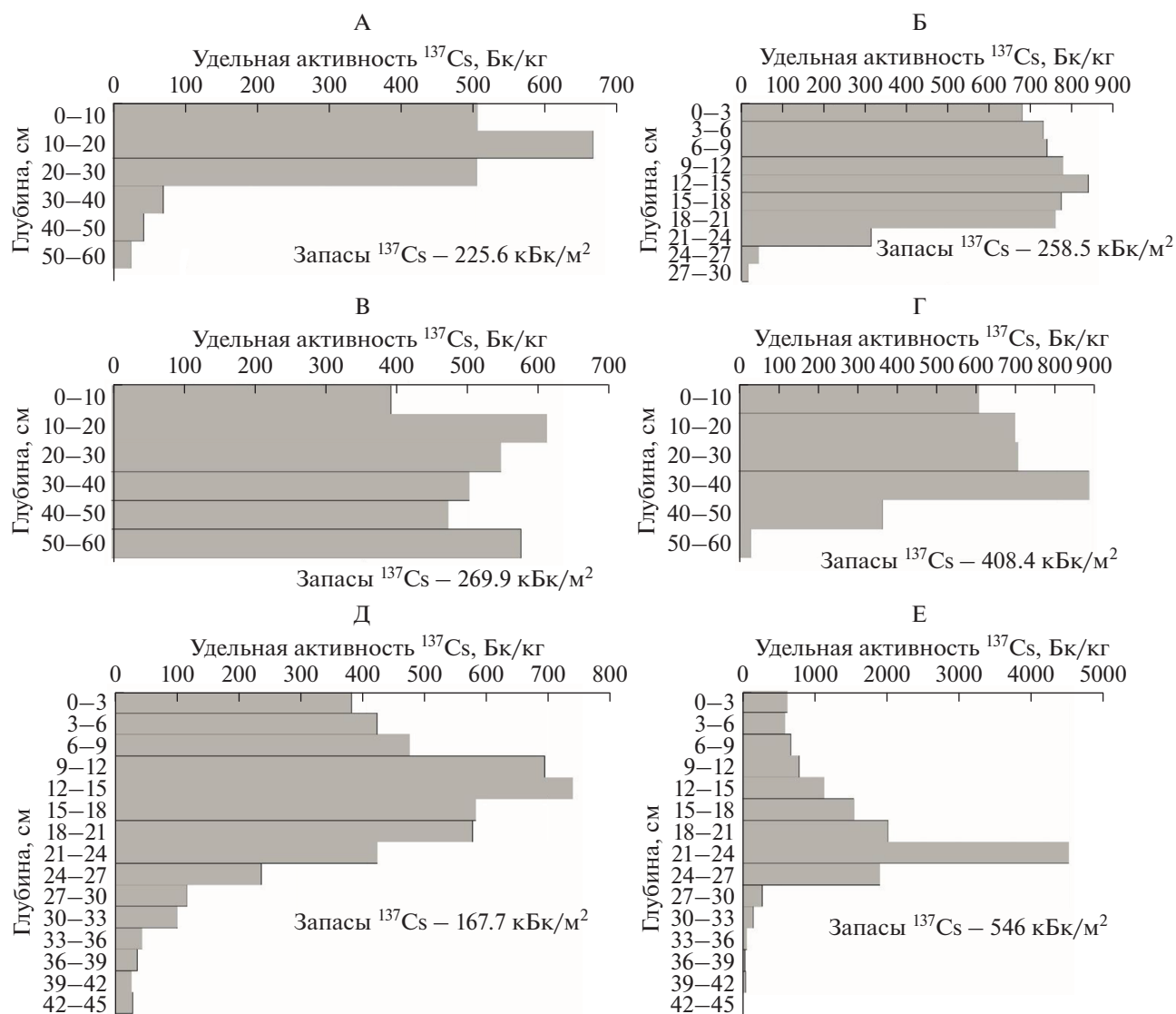


Рис. 3. Эпюры вертикального распределения и суммарные запасы ^{137}Cs на участках эрозии (склон) и аккумуляции: А – приводораздельная часть склона, пашня, бассейн р. Локны, отбор пробы 2011 г.; Б – средняя часть склона, пашня, бассейн р. Локны, отбор пробы 2011 г.; В, Г – залуженная часть ложбины в вершине балки в верховьях бассейна р. Локны (см. точка 2, рис. 1, Б), отбор проб 2010 г.; Д – пойма р. Упы (см. точка 4, рис. 1, Б), отбор пробы 2018 г.; Е – пойма р. Локны (см. точка 3, рис. 1, Б), отбор пробы 2014 г. Суммарные запасы ^{137}Cs приведены на момент отбора проб.

водохранилища в 160 км и среднего слоя аккумуляции на пойме, общая масса отложившихся за период 1986–2018 гг. наносов составила не более 65000–75000 т. Это в целом согласуется с оценками приходной (поступление наносов со склонов) и расходной (донные отложения водохранилища) статей баланса наносов.

Несмотря на то, что за счет распада изотопа за прошедшие 30 лет его содержание сократилось практически вдвое, суммарные запасы ^{137}Cs в аллювиальных почвах низкой поймы на момент отбора проб сохранились на уровне 1986 г. за счет накопления загрязненных частиц, смытых с пашни (рис. 1, Б и рис. 3, Д, Е), и по-прежнему превышают

ПДК. Доминирующая роль наносов, поступающих в реки бассейна с пахотных земель, подтверждается высоким содержанием ^{137}Cs в свежих отложениях половодья 2018 г. на пойме р. Упы рядом с местом отбора проб (рис. 1, Б, точка 4). Концентрация ^{137}Cs в двух пробах составляет 353–368 кБк/кг, что соответствует средним запасам изотопа в пахотном слое почв на водосборе Щекинского водохранилища.

В связи с отсутствием высоких половодий и поступления загрязненного материала с наилком запасы ^{137}Cs в аллювиально-луговых почвах средней и высокой пойм рек бассейна Щекинского водохранилища сократились вдвое по отноше-

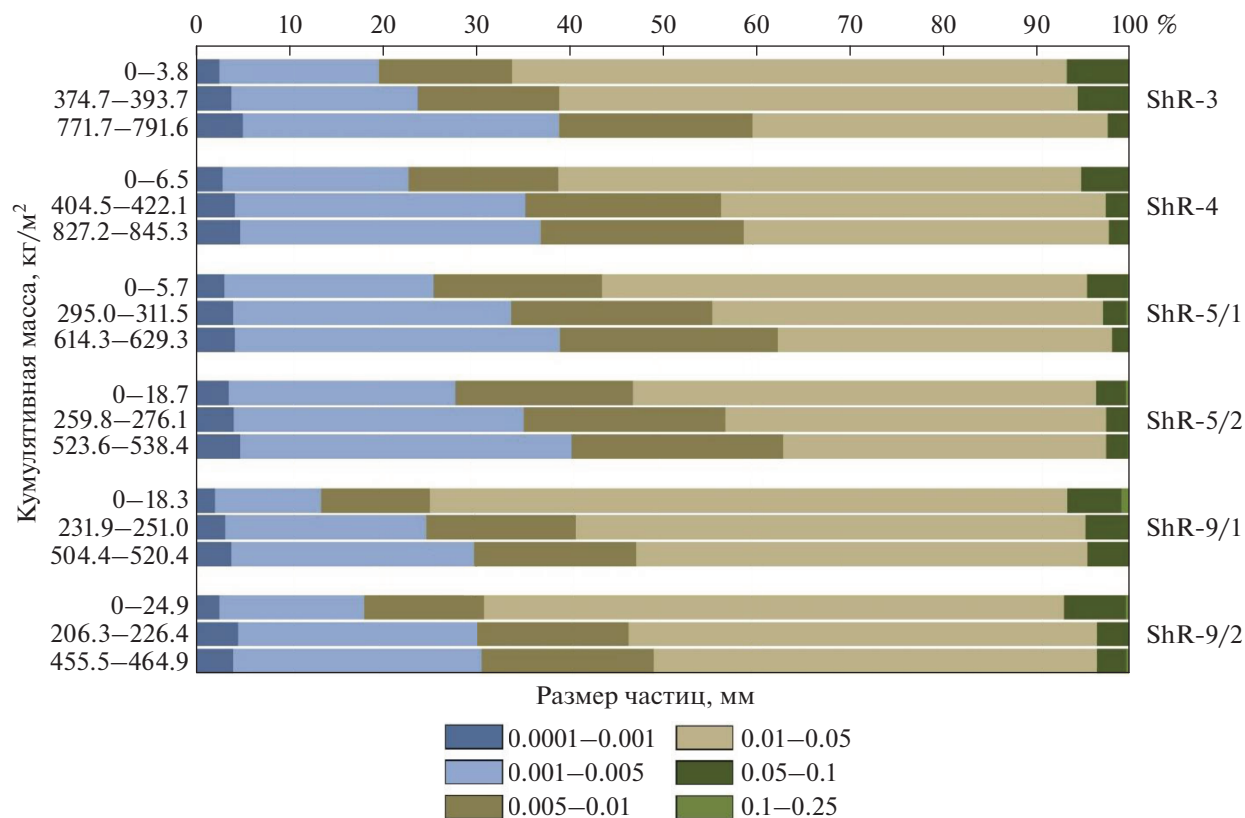


Рис. 4. Изменение гранулометрического состава донных отложений по глубине (кумулятивной массе) в точках отбора в разных частях Щекинского водохранилища (см. рис. 1, В).

нию к 1986 г. вследствие радиоактивного распада ¹³⁷Cs. Такая же тенденция выявлена и на других реках, дренирующих территорию Плавского цезиевого пятна [39]. Исключением являются относительно редкие ситуации, когда борт речной долины распахан, и смываемые с него наносы переотлагаются в тыловой части поймы реки, формируя делювиальный шлейф, перекрывающий аллювиальные отложения [22].

Из-за невысоких значений среднегодового суммарного смыва с пашни, который в зависимости от типа почв изменяется в интервале 1.3–1.6 т/(га год), снижение в пахотных горизонтах суммарных запасов ¹³⁷Cs за счет эрозионных потерь составило в среднем 1.5% от запасов на момент его выпадения из атмосферы в мае 1986 г. Для разных типов почв оно колеблется от 2% (лугово-черноземные почвы) до 1.3% (черноземы). На крутых участках пахотных склонов и днищ склоновых ложбин, где среднегодовые темпы смыва и размыва превышают 10 т/(га год), а в ряде случаев могут составлять до 40 т/(га год), сокращение запасов ¹³⁷Cs за счет смыва почв достигает 12–50%. Доля таких земель составляет не более 0.4% от общей площади пашни на водосборе Щекинского водохранилища.

Следует отметить, что среднегодовой смыв с пашни за период 1986–2018 гг., полученный для водосбора Щекинского водохранилища, более чем втрое меньше ранее опубликованных расчетных данных для этой части Тульской области [38]. В пользу общего снижения темпов водной эрозии почв на пахотных землях бассейна р. Упы в последние десятилетия говорит сокращение модуля стока наносов (в/п Орлово) с 20 т/(км² год) в середине 1980-х гг. [33] до 6.1 т/(км² год) в период 2008–2015 гг. по данным АИС ГМВО [53]. Среднегодовое (1986–2018 гг.) сокращение модуля стока наносов, рассчитанный на основе объема донных отложений, для водосбора Щекинского водохранилища составил 9.5 т/(км² год).

О тенденции сокращения в период с 1986 по 2018 гг. доли наносов бассейнового происхождения, которая выявлена нами при оценках суммарных потерь почвы с пашни (табл. 4), и увеличении доли русловых наносов свидетельствует и огрубление механического состава донных отложений в Щекинском водохранилище от более глубоких горизонтов к приповерхностным во всех точках отбора (рис. 4).

Основная часть материала, смытого с пашни при ливневой эрозии, переоткладывается в шлей-

фах на нераспахиваемых нижних частях склонов. При этом максимальные темпы аккумуляции наносов отмечаются в днищах ложбин (рис. S5), расположенных за пределами пашни, где суммарные запасы ^{137}Cs в отдельных случаях превышают запасы, сформировавшиеся при его начальном выпадении в 1986 г. (рис. 3, В, Г). Следует учитывать, что вследствие высокой пространственной неравномерности ливневого смыва подобные участки могут быть выявлены только при проведении полевых и последующих аналитических исследований, и их доля составляет не более 1% от общей площади водосбора Щекинского водохранилища.

Только при экстремально сильных ливнях, которые способствуют формированию временных водотоков в сухих долинах, как это наблюдалось нами в балке Часовенков Верх (бассейн р. Локны) [21], достаточно значительная часть смытых наносов переоткладывается в их днищах, а также доставляется в постоянные водотоки.

В то же время при формировании талого стока и смыва переотложение наносов по пути их транспортировки с пашни в постоянные водотоки происходит более равномерно за счет большей водности и меньшей мутности временных водотоков [14]. В результате большая часть наносов из тех, что были смыты с пашни в период снеготаяния, но не поступили в русла рек, переоткладывается в днищах сухих долин (балок). Темпы аккумуляции наносов в днище каждой балки контролируются его морфологией (наличие вторичного вреза, ширина, уклон) и водностью потока. Тем не менее, имеющиеся данные свидетельствуют об общем снижении темпов переотложения наносов в днищах суходольной сети Среднерусской возвышенности после 1986 г. почти на порядок по сравнению с периодом 1963–1986 гг. [34]. Таким образом, увеличение запасов ^{137}Cs в стратоземах днищ сухих долин (балок) за счет отложения поступивших с пашни загрязненных наносов не компенсирует их сокращения в результате процесса радиоактивного распада. При этом суммарные запасы ^{137}Cs в балочных днищах остаются на 25–40% выше, чем в почвах пашен и необрабатываемых участков на междуречьях водосбора Щекинского водохранилища (залежи, леса, кустарники и т. д.).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования перераспределения смытых с пашни при формировании талого и ливневого смыва почвенных частиц по пути их транспортировки в постоянные водотоки и водоемы водосбора Щекинского водохранилища за период, прошедший с момента выпадения ^{137}Cs Чернобыльского происхождения в начале мая 1986 г. и до конца 2018 г., позволили количественно оценить

изменения содержания ^{137}Cs в почвах различных типов на участках смыва и аккумуляции наносов. Установлено, что на пашне сокращение суммарных запасов ^{137}Cs за счет смыва в среднем составило 1.5–2% от его фактического запаса, уменьшившегося более чем в два раза по сравнению с запасом в мае 1986 г. за счет естественного распада. Однако на 0.4% площади пашни, где темпы смыва максимальны из-за сравнительно больших уклонов и концентрации стока по ложбинам, сокращение запасов ^{137}Cs достигало 12–40%. Более 90% смытых с пашни почвенных частиц и перемещенного с ними ^{137}Cs переотложилось по пути транспортировки со склонов в постоянные водотоки.

Максимальные темпы аккумуляции отмечаются в днищах склоновых ложбин на участках от нижнего края пашни и до истоков сухих долин первого порядка. За счет высоких темпов аккумуляции суммарные запасы ^{137}Cs в почве здесь часто даже превышают величины, отмеченные на момент выпадения ^{137}Cs в мае 1986 г. Другими участками накопления ^{137}Cs являются днища сухих долин (балок) — области формирования стратоземов, а также подножия распахиваемых склонов и участки низкой поймы рек. Здесь суммарные запасы ^{137}Cs все еще превышают нижний порог допустимого радиоактивного загрязнения почв, который составляет 37 кБк/м² [2]. Это происходит за счет регулярного отложения смытого с пашни загрязненного почвенного материала, что компенсирует снижение суммарных запасов ^{137}Cs за счет распада. Таким образом, участки распространения стратоземов наряду с аллювиальными дерновыми почвами, формирующимися на низкой пойме, являются областями максимального накопления ^{137}Cs в пределах водосбора Щекинского водохранилища.

Полученные оценки перераспределения наносов и ^{137}Cs при их транспортировке с пашни в русла постоянных водотоков в целом хорошо согласуются с данными о накоплении наносов в чаше Щекинского водохранилища. Причем выявленный для периода 1986–2018 гг. тренд снижения общих темпов смыва за счет сокращения талой составляющей, а, следовательно, и уменьшение доли бассейновых наносов, подтверждается огрублением гранулометрического состава верхних слоев толщи донных отложений водохранилища, а также более чем трехкратным сокращением модуля стока наносов в бассейне р. Упы в период после 2008 г по сравнению с среднегодовыми величинами до 1985 г.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы статьи выражают признательность генеральному директору ООО “Щекинская ГРЭС” А.В. Карпу-

нину за предоставление батиметрической карты Шекинского водохранилища, к. г. н. А.Л. Гуринову и к. г. н. Н.В. Кузьменковой за участие в полевых работах по отбору проб донных отложений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено по госзаданию НИЛ эрозии почв и русловых процессов географического ф-та МГУ, номер АААА-А16-116032810084-0 и при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-55-50002 яф.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Значения агроэрозионного индекса (фактор С) для различных типов землепользования и подстилающей поверхности [15, 23, 44].

Уравнения для расчета коэффициента эродированности почв.

Таблица S2. Основные почвы территории бассейна р. Верхней Упы, их механический состав и эродированность (фактор К).

Рис. S3. Тренды изменений максимальных уровней воды в период весеннего половодья (гидрологический пост Тула) и глубины промерзания почв на пашне (метеостанция Плавск) за период 1987–2018 гг.

Рис. S4. Изменение количества жидких осадков и эрозионного потенциала осадков по данным метеостанции Плавск с 1963 по 2018 гг. (по [1]).

Таблица S4. Основные статистические характеристики ЭПО МДж мм/(ч га год), рассчитанного по формуле [40] по данным м/с Плавск [1].

Рис. S5. Схема расположения зон аккумуляции в пределах малого распаханного водосбора.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автоматизированная информационная система обработки режимной информации (АИСОРИ) [Электронный ресурс] / О.Н. Булыгина, В.Н. Разуваев, Н.Н. Коршунова, Н.В. Шведа. <http://aisori.meteo.ru/ClimateR>
2. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1487–1498.
3. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. О формах нахождения и вертикальном распределении ¹³⁷Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31–40.
4. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Белоруссии. М.—Минск: АСПА Россия—Беларусь, 2009. 139 с.
5. Брауде И.Д. Природа пятнистости пахотных почв на склонах и их мелиорация // Почвоведение. 1991. № 12. С. 89–97.
6. Герасименко В.П. Водная эрозия почв в различных регионах Европейской части СССР // Почвоведение. 1987. № 12. С. 96–109.
7. Голосов В.Н. Эрозионно-аккумулятивные процессы и баланс наносов в бассейне р. Протвы // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 1988. № 6. С. 19–25.
8. Грин А.М. Опыт стационарного изучения процессов стока и смыва // Современные экзогенные процессы рельефообразования. М.: Наука, 1970. С. 89–95.
9. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России [Электронный ресурс]. <http://atlas.mcx.ru/materials/egrpr/content/1sem.html>
10. Иванов М.А., Прищепов А.В., Голосов В.Н., Залялиев Р.Р., Ефимов К.В., Кондратьева А.А., Киняшова А.Д., Ионова Ю.К. Методика картографирования динамики пахотных угодий в бассейнах рек Европейской территории России за период 1985–2015 гг. // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2017. Т. 14. № 5. С. 161–171.
11. Иванов М.М., Гуринов А.Л., Иванова Н.Н., Коноплев А.В., Константинов Е.А., Кузьменкова Н.В., Терская Е.В., Голосов В.Н. Динамика накопления ¹³⁷Cs в донных осадках Шекинского водохранилища за постчернобыльский период // Радиационная биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 6. С. 651–663.
12. Ларионов Г.А. Эрозия и дефляция почв: основные закономерности и количественные оценки. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 200 с.
13. Литвин Л.Ф. География эрозии почв сельскохозяйственных земель России. М.: ИКЦ Академкнига, 2002. 255 с.
14. Литвин Л.Ф., Голосов В.Н., Добровольская Н.Г., Иванова Н.Н., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф. Стационарные исследования эрозии почв при снеготаянии в центральном Нечерноземье // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. Т. 11. С. 57–76.
15. Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добровольская Н.Г. География динамики сельскохозяйственной эрозии почв на европейской территории России // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1390–1400.
16. Ратников А.И. Геоморфологические и агропочвенные районы Тульской области // Почвенное районирование СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1960. С. 92–115.
17. Сидорчук А.Ю. Баланс наносов в эрозионно-русловых системах // Геоморфология. 2015. № 1. С. 14–21.
18. Христофоров А.В., Юмина Н.М., Белякова П.А. Прогноз паводкового стока рек Черноморского побережья Кавказа с заблаговременностью одни сутки // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2015. № 3. С. 50–57.
19. Шашируина Е.Н., Голосов В.Н., Иванов М.М. Пространственно-временная реконструкция поля выпадения чернобыльского ¹³⁷Cs на почвенный покров в верховьях бассейна реки Локны // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. № 4. С. 414–425.

20. Barabanov A.T., Dolgov S.V., Koronkevich N.I., Panov V.I., Petel'ko A.I. Surface runoff and snowmelt infiltration into the soil on plowlands in the forest-steppe and steppe zones of the East European Plain // *Eurasian Soil Science*. 2018. V. 1. P. 66–72.
21. Belyaev V.R., Golosov V.N., Kislenko K.S., Kuznetsova J.S., Markelov M.V. Combining direct observations, modeling, and ^{137}Cs tracer for evaluating individual event contribution to long-term sediment budgets // *Sediment Dynamics in Changing Environments*. IAHS Press Wallingford, UK, 2008. V. 325. P. 114–122.
22. Belyaev V.R., Golosov V.N., Markelov M.V., Evrard O., Ivanova N.N., Paramonova T.A., Shamshurina E.N. Using Chernobyl-derived ^{137}Cs to document recent sediment deposition rates on the River Plava floodplain (Central European Russia) // *Hydrological Processes*. 2013. V. 27. P. 807–821.
23. Benavidez R., Jackson B., Maxwell D., Norton K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates // *Hydrology and Earth System Sciences*. 2018. V. 22. № 11. P. 6059–6086.
<https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>
24. Borselli L., Cassi P., Torri D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment // *Catena*. 2008. V. 75. № 3. P. 268–277.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>
25. Bossard M., Feranec J., Otahel J. CORINE Land Cover Technical Guide – Addendum 2000. Technical report No. 40. Copenhagen (EEA). 2000. URL: <http://terrestrial.eionet.eu.int>
26. Buttner G., Feranec J., Jaffrain G., Mari L., Maucha G., Soukup T. The CORINE land cover 2000 project // *EARSeL Proceedings* / Ed. R. Reuter. 2004. V. 3(3). Paris (EARSeL). P. 331–346.
27. Conrad O., Bechtel B., Bock M., Dietrich H., Fischer E., Gerlitz L., Wehberg J., Wichmann V., Böhner J. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4 // *Geoscientific Model Development*. 2015. V. 8. № 7. P. 1991–2007.
<https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
28. De Cort M., Dubois G., Fridman S.D., Germenchuk M.G., Izrael Y.A., Jones A.R., Kelly, Kvasnikova E.V., Matveenko I.I., Nazarov I.M., Sitak V.A., Stukin E.D., Tabachny L.Y., Tsaturov Y.S., Avdyushin S.I. Atlas of cesium deposition on Europe after the Chernobyl accident, European Commission Report EUR 16733. Luxembourg: European Commission. 1998.
29. Delmas M., Pak L.T., Cerdan O., Souchère V., Le Bissonnais Y., Couturier A., Sorel L. Erosion and sediment budget across scale: A case study in a catchment of the European loess belt // *J. Hydrol.* 2012. V. 420–421. P. 255–263.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.008>
30. Desmet P., Govers G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units // *J. Soil Water Conservation*. 1996. V. 51. № 5. P. 427–433.
31. Evrard O., Laceyby J.P., Lepage H., Onda Y., Cerdan O., Ayrault S. Radiocesium transfer from hillslopes to the Pacific Ocean after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: a review // *J. Environ. Radioact.* 2015. V. 148. P. 92–110.
32. Golosov V.N. Special considerations for areas affected by chernobyl fallout // *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 2002. P. 165–183.
33. Golosov V.N. Influence of different factors on the sediment yield of the Oka basin rivers (central Russia) // *Sediment Dynamic and the Hydromorphology of Fluvial Systems*. IAHS Publ. V. 306 of IAHS Publ. Wallingford UK. 2006. P. 28–36.
34. Golosov V.N., Ivanova N.N., Gusarov A.V., Sharifullin A.G. Assessment of the trend of degradation of arable soils on the basis of data on the rate of stratozem development obtained with the use of ^{137}Cs as a Chronomarker // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50. № 10. P. 1195–1208.
35. Komissarov M.A., Ogura S. Distribution and migration of radiocesium in sloping landscapes three years after the Fukushima-1 nuclear accident // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50(7). P. 861–871.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317070043>
36. Konoplev A., Wakiyama Y., Wada T., Golosov V., Nanba K., Takase T. Radiocesium in ponds of the proximity to the Fukushima Dai-ichi NPP // *Water Res.* 2018. V. 45. P. 589–597.
37. Linnik V.G., Mironenko I.V., Volkova N.I., Sokolov A.V. Landscape–Biogeochemical Factors of Transformation of the Cs-137 Contamination Field in the Bryansk Region // *Geochem. Int.* 2017. V. 55(10). P. 87–92.
38. Maltsev K.A., Yermolaev O.P. Potential Soil Loss from Erosion on Arable Lands in the European Part of Russia // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52. P. 1588–1597.
39. Mamikhin S.V., Golosov V.N., Paramonova T.A., Shamshurina E.N., Ivanov M.M. 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 Science*. 2016. V. 49(12). P. 1432–1442.
<https://doi.org/10.1134/S1064229316120103>
40. Naipal V., Reick C., Pongratz J., Van Oost K. Improving the global applicability of the RUSLE model – Adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors // *Geoscientific Model Development*. 2015. V. 8. № 9. P. 2893–2913.
<https://doi.org/10.5194/gmd-8-2893-2015>
41. Paller M.H., Jannik G.T., Fledderman P.D. Changes in ^{137}Cs concentrations in soil and vegetation on the floodplain of the Savannah River over a 30 year period // *J. Environ. Radioact.* 2008. V. 99. P. 1302–1310.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.001>
42. Panagos P., Borelli P., Meusburger K., Yu B., Klik A., Jae Lim K., Yang J.E. et al. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records // *Scientific Reports*. 2017. V. 7. Article number 4175. P. 1–12.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>
43. Panagos P., Borrelli P., Meusburger K. A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water // *Geosciences*. 2015. V. 5. P. 117–126.
<https://doi.org/10.3390/geosciences5020117>

44. Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., Alewell C., Lugato E., Montanarella L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale // *Land Use Policy*. 2015. V. 48. P. 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
45. Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2007. V. 11. P. 1633–1644.
46. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) // *Agricultural Handbook*. 1997. № 703. P. 404. <https://doi.org/DC0-16-048938-5> 65–100
47. Varley A., Tyler A., Bondar Y., Hosseini A., Zabrotsky V., Dowdall M. Reconstructing the deposition environment and long-term fate of Chernobyl ^{137}Cs at the floodplain scale through mobile gamma spectrometry // *Environ. Pollut.* 2018. V. 240. P. 191–199.
48. Vigiak O., Borselli L., Newham L.T.H., McInnes J., Roberts A.M. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio // *Geomorphology*. 2012. V. 138. № 1. P. 74–88. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>
49. Wang L., Liu H. An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling // *Int. J. Geograph. Inform. Sci.* 2006. V. 20. № 2. P. 193–213. <https://doi.org/10.1080/13658810500433453>
50. Williams J.R. Chapter 25: The EPIC model // *Computer models of watershed hydrology*. ed. Singh V.P. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, 1995. P. 909–1000.
51. Wischmeier W.H., Smith D.D., Uhland R.E. Evaluation of factors in the soil loss equation // *Agricultural Engineering*. 1958. V. 39. № 8. P. 458–462.
52. Wu S., Li J., Huang G. An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modeling with digital elevation models // *Environmental Modeling & Assessment*. 2005. V. 10. № 1. P. 33–42.
53. <https://gmvo.skniivh.ru>
54. <https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/aw3d30/index.htm>

Erosion as a Factor of Transformation of Soil Radioactive Contamination in the Basin of the Schekino Reservoir (Tula Region)

V. N. Golosov^{1,2}, M. M. Ivanov^{1,2}, A. S. Tsyplenkov¹, M. A. Ivanov³, Y. Wakiyama⁴,
A. V. Konoplev⁴, E. A. Konstantinov², and N. N. Ivanova^{1,*}

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

²Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

³Kazan Federal University, Kazan, 420008 Russia

⁴Institute of Environment Radioactivity, Fukushima University, Kanayagawa, Fukushima, 1960–1296 Japan

*e-mail: nadine_iv@mail.ru

The sediment and Chernobyl-derived ^{137}Cs redistribution were estimated based on the use of a set of field methods and erosion model calculations on the catchment of the Schekino reservoir (Tula region), and a change in the content of ^{137}Cs in soils of various types that occurred over the time window 1986–2018 was determined. The rate of soil erosion on arable land during the period of snowmelt has decreased by about half compared with the time window 1960–1985 due to a reduction in the frozen soil depth in winter. The rain-storm erosion rate increased by about a third between 1986–2003 due to an increase in the erosion index of precipitation, and then somewhat decreased synchronously with its decrease. The total average annual soil loss due to water erosion varies in the range of 1.3–1.6 t ha⁻¹ depending on the soil type. It was established that the reduction in total ^{137}Cs inventory on arable land due to washout averaged 1.5–2% of its total inventory at the moment of sampling, which more than halved compared to the initial inventory in May 1986 due to natural decay. The reduction in ^{137}Cs inventory reached 12–40% from initial values on 0.4% of the area of arable land, where the erosion rates is highest. More than 90% of ^{137}Cs washed away with sediments from arable lands was redeposited along the transportation pathway from cultivated fields to permanent watercourses. The total inventories of ^{137}Cs in the soil exceed its initial inventories at the time of fallout from the atmosphere in May 1986 in the bottoms of hollows in areas from the lower edge of the arable land to the upper reach of dry first-order valleys due to high sedimentation rates. The ^{137}Cs inventories exceed the lower threshold of permissible radioactive contamination of soils (37 kBq m⁻²) also in the some other sediment sinks (bottoms of dry valleys, foot of ploughed slopes and a low floodplain of rivers) due to the accumulation of contaminated sediments.

Keywords: erosion during the period of snowmelt, rain-storm erosion, ^{137}Cs inventory, sediments redistribution, Luvic Chernic Phaeozems, Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems, Luvic Retic Greyzemic Phaeozems, Stagnic Phaeozems (Colluvic, Pachic)