

ГЕОГРАФИЯ И ЭКОЛОГИЯ

УДК 551.435:631.42:546.79

Н.Н. Иванова¹, Е.Н. Шамшурина², В.Н. Голосов³, В.Р. Беляев⁴,
М.В. Маркелов⁵, Т.А. Парамонова⁶, О. Эврар⁷

**ОЦЕНКА ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ ¹³⁷CS ЭКЗОГЕННЫМИ ПРОЦЕССАМИ
В ДНИЩЕ ДОЛИНЫ Р. ПЛАВА (ТУЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ) ПОСЛЕ АВАРИИ
НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС⁸**

Проанализированы результаты определения концентрации и запаса ¹³⁷Cs в отложениях пойменно-террасового комплекса на ключевых участках в долине малой реки, дренирующей территорию с разным уровнем чернобыльского загрязнения. Выявлены особенности и действующие факторы перераспределения радиоактивного изотопа цезия на разных уровнях поймы как в пределах исследованных площадок, так и вдоль долины реки, а также выноса загрязненного материала с речным стоком за пределы зоны первоначального чернобыльского загрязнения.

Ключевые слова: плотность радиоактивного загрязнения, пойменный комплекс, эрозионно-аккумулятивные процессы.

Введение. Речная пойма — полигенетический элемент рельефа, в формировании которого участвуют как непосредственно русловой поток, так и другие экзогенные процессы. Сток взвешенных и влекомых речным потоком наносов формируется за счет вовлечения в движение поверхностного слоя русловых отложений, поступления продуктов размыва пойменного и террасового аллювия, выноса вещества с вышележащих участков и притоков и непосредственного поступления продуктов эрозии почв со склонов [1]. Таким образом, речная пойма служит одновременно и аккумулятором и источником твердого материала, переносимого рекой [19], а скопления пойменного аллювия представляют собой одну из форм, в которой осуществляется сток речных наносов [13]. Соотношение вклада различных рельефообразующих агентов в формирование поймы во многом определяется масштабом речной долины; для малых рек, где ширина днища долины составляет несколько сотен метров, роль склоновых процессов в поставке материала часто сопоставима с значимостью флювиального фактора. В случае поступления в речной бассейн загрязняющих веществ,

перемещающихся с почвенно-грунтовыми частицами, в пойменных ландшафтах может происходить их аккумуляция, значительно влияющая на экологическую обстановку [14].

Постановка проблемы. Один из весьма опасных видов загрязнения природной среды — радиоактивное загрязнение, в частности, долгоживущим изотопом ¹³⁷Cs искусственного происхождения, появившимся в результате испытаний ядерного оружия в открытой атмосфере в начале 50-х гг. XX в. После запрета на проведение атмосферных ядерных испытаний поступление ¹³⁷Cs в природную среду происходит преимущественно вследствие эксплуатационных выбросов АЭС. Несмотря на то что в выбросах концентрация радиоактивных продуктов ниже допустимой, их локальное накопление в результате систематических выпадений и дальнейшего перераспределения экзогенными процессами может быть негативным для геосистемы. Однако наиболее опасно распространение радионуклидов в результате аварий. Оценка экологических и экономических последствий радиоактивного заражения, выработка правильной стратегии их минимизации не-

¹ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, научно-исследовательская лаборатория эрозии почв и русловых процессов имени Н.И. Маккавеева, ст. науч. с., канд. геогр. н.; *e-mail:* nadine_iv@mail.ru

² Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, научно-исследовательская лаборатория эрозии почв и русловых процессов имени Н.И. Маккавеева, мл. науч. с., канд. биол. н.; *e-mail:* shamshyr@mail.ru

³ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, научно-исследовательская лаборатория эрозии почв и русловых процессов имени Н.И. Маккавеева, Казанский (Приволжский) федеральный университет, Институт экологии и географии, вед. науч. с., докт. геогр. н.; *e-mail:* gollossov@rambler.ru

⁴ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, научно-исследовательская лаборатория эрозии почв и русловых процессов имени Н.И. Маккавеева, ст. науч. с., канд. геогр. н.; *e-mail:* valdemar_b@rambler.ru

⁵ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, географический факультет, научно-исследовательская лаборатория эрозии почв и русловых процессов имени Н.И. Маккавеева, науч. с., канд. геогр. н.; *e-mail:* m.v.markelov@mail.ru

⁶ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, факультет почвоведения, кафедра радиоэкологии и экотоксикологии, ст. преп., канд. биол. н.; *e-mail:* tapare@mail.ru

⁷ Лаборатория наук о климате и окружающей среде, Жиф-сюр-Иветт, Франция; *e-mail:* olivier.evrard@lsce.ipsl.fr

⁸ Работа выполнена при финансовой поддержке программы Президента РФ для поддержки ведущих научных школ (проект НШ-79.1012.5, НШ-1010.2014.5).

возможны без знания закономерностей перемещения загрязняющих веществ в ландшафте. В частности, в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, в пределах пойменных территорий дополнительно к первоначальному атмосферным выпадениям может накапливаться ^{137}Cs , поступивший с почвенно-грунтовыми частицами со склонов долин и из верхних звеньев гидрографической сети.

Использование ^{137}Cs для оценки темпа аккумуляции на поймах начато Д.Е. Уоллингом в конце 1980-х гг. [24]. В нашей стране особенности перераспределения радионуклидов в пределах речных пойм изучались в районах радиоактивного загрязнения в бассейнах рек Теча, Енисей, Ипуть и др. [6, 9, 11, 15]. Исследования радионуклидного загрязнения пойменных почв проводились и на отдельных участках долины р. Плава [10]. Однако сравнительный анализ загрязнения отложенной пойменно-террасового комплекса изотопом ^{137}Cs по всей длине долины Плавы выполнен впервые.

Цель работы — оценка перераспределения ^{137}Cs чернобыльского происхождения экзогенными процессами в пойменно-террасовом комплексе на всем протяжении долины реки Плавы в ареалах с разной степенью первоначального загрязнения, определение источников поступления и скорости накопления загрязненных этим изотопом почвенно-грунтовых частиц на разных элементах пойменного рельефа, а также выявление возможности их распространения за пределы зоны первоначальных чернобыльских выпадений.

Материалы и методы исследований. В качестве объекта исследований выбран бассейн р. Плава, расположенный в Тульской области в пределах северо-западной части Среднерусской возвышенности, характеризующейся холмисто-увалистым эрозионным рельефом с интенсивным долинно-балочным расчленением (рис. 1). Абсолютные отметки поверхности бассейна изменяются от 290 м в южной части до 137 м в северной, общая площадь бассейна 1856 км², длина главной реки около 90 км.

Значительная земледельческая освоенность региона (в периоды максимальной интенсивности сельскохозяйственного землепользования распаивалось до 80% площади бассейна), расчлененный рельеф (средняя величина вертикального расчленения 60–70 м) и сравнительно высокая периодичность выпадения стокоформирующих ливней (среднегодовой потенциал ливневых осадков 8,0 ед.) определяют активное проявление процессов эрозии на распаханых водосборных склонах [3, 4, 12].

Характер выпадения ^{137}Cs в апреле–мае 1986 г. определил неоднородность распределения радионуклида по площади бассейна. Ареалы с разной плотностью радиоактивного загрязнения имеют вид полос, вытянутых в субширотном направлении (рис. 1). Р. Плава, долина которой ориентирована субмеридионально, пересекает участки с разным уровнем загрязнения — от 0,5–1 Ки/км² в верховьях до 5–15 Ки/км² в сред-

ней, самой широкой части бассейна [2]. В предыдущих исследованиях перераспределения ^{137}Cs в пределах склонов [3, 4, 5, 23] и малых водосборов [20, 21] показано, что значительная часть загрязненных радионуклидами наносов, смываемых с пашни, переоткладывается непосредственно на склонах, бортах и в днищах балок разного порядка, а в речные долины выносятся не более 7% от всего объема смытого материала [16, 17, 20, 23].

Плава — типичная равнинная малая река. Наносы в ее долину поступают в результате размыва берегов и русла, со склонов долины и из притоков. Бассейновая составляющая стока наносов формируется за счет смыва с пахотных земель, размыва в основном линейных форм рельефа (ложбин, донных, береговых и склоновых оврагов), а также грунтовых дорог, плоскостного смыва с выбитых участков пастбищ и наносов, формирующихся в результате развития эрозионных процессов на селитебных территориях. На разных участках долины — в зависимости от ее морфологии, характеристик слагающих дно и берега русла пород, структуры балочно-долинной сети и интенсивности эрозии в пределах вышележащей части водосбора — соотношение каждого из источников может изменяться как во времени, так и в пространстве.

Для оценки современной плотности загрязнения ^{137}Cs и определения его источников в днище долины Плавы на основании анализа крупномасштабных топографических карт, космических снимков и рекогносцировочных обследований выбраны 5 ключевых площадок (рис. 1). Выбор их определялся типичной для данного участка долины морфологией пойменно-руслового комплекса, а также положением относительно границ зон с разным уровнем первоначального загрязнения территории ^{137}Cs чернобыльского происхождения.

Для определения содержания ^{137}Cs в отложениях в пределах каждой площадки было выбрано 9–11 точек на разных уровнях поймы в пределах характерных элементов пойменного рельефа. На каждом уровне в одном из разрезов проводился послойный (по глубине) отбор проб через 2–3 см с целью получения детальной эпюры вертикального распределения изотопа. В остальных разрезах пробы отбирали через 10 см. Это позволило приблизительно оценить заглубление слоя с максимальным содержанием ^{137}Cs для сопоставления с результатами детального отбора, а также определить суммарные запасы изотопа. В 2009–2010 гг. выполнено массовое определение удельной активности ^{137}Cs в различных отложениях (свежем пойменном наилке и русловых наносах) и в пахотных горизонтах почв на склонах в исследуемой части бассейна р. Плава, а также на пойме р. Упа выше и ниже устья Плавы.

В лабораторных условиях образцы почв высушивали до абсолютно сухого состояния при температуре 105 °С, затем размалывали и просеивали через сито

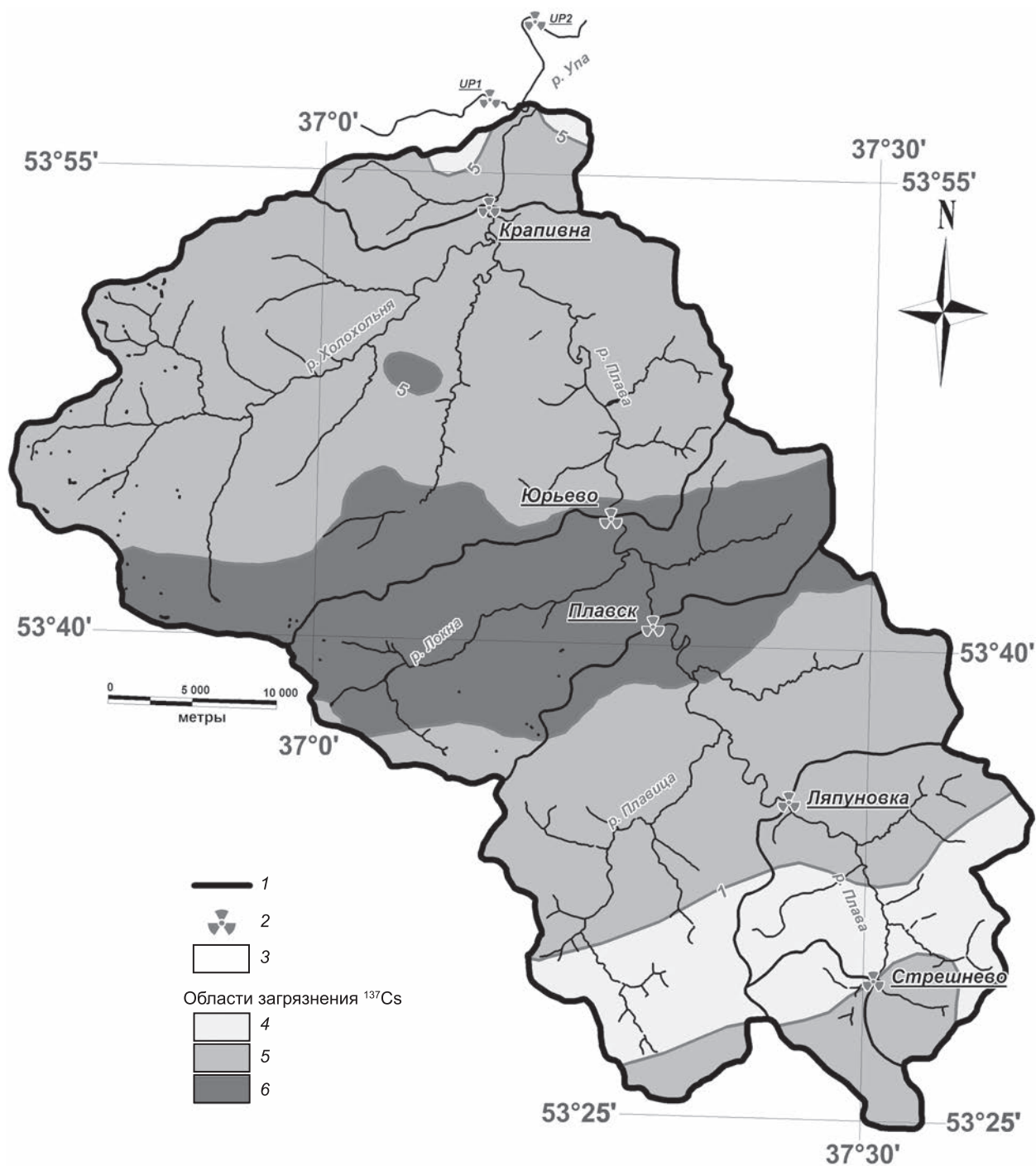


Рис. 1. Загрязнение чернoбыльским ^{137}Cs и положение участков пробоотбора в бассейне р. Плава: 1 — границы бассейна Плавy; 2 — участки пробоотбора; 3 — границы подбассейнов выше створов ключевых площадок. Плотность загрязнения ^{137}Cs (Ки/км²), по [2]: 4 — <math><1</math>, 5 — 1–5, 6 — 5–15

с диаметром отверстий 1 мм. Анализировали мелкозем проб, который служит концентратором техногенных радионуклидов. Подготовку (просушку, гомогенизацию) и гамма-спектрометрический анализ проб почвы проводили в научно-исследовательской лаборатории эрозии почв и русловых процессов имени Н.И. Маккавеева географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова на гамма-спектрометре (относительная погрешность определения удельной активности радионуклидов 5–10%).

Результаты исследований и их обсуждение. Сравнение удельной активности ^{137}Cs в пойменных и русловых отложениях площадок и свежем наилке на пойме после половодья 2010 г., а также в почвах распаханых склонов, расположенных выше ключевых створов, показало значительные различия как для разных частей бассейна, так и внутри каждой площадки (табл. 1). Максимальные значения поверхностной концентрации радионуклида отмечены для самых высоких пойменных уровней на всех площадках, ми-

Таблица 1

Удельная активность ¹³⁷Cs в отложениях на пойме Плавы и участках водосбора, прилегающих к ключевым площадкам

Ключевая площадка	Площадь водосбора выше створа площадки, % к общей	Плотность загрязнения на 1986 г., Ки/км ²	Удельная активность отложений, Бк/кг					
			пойма, слой 0—10 см			распаханные склоны, слой 0—30 см	наилок на пойме после половодья 2010 г.	русловые отложения
			низкая	средняя	высокая			
Стрешнево	3	<1	66	180	264	96—98	38	46
Ляпуновка	14	1—5	86	267	426	200—300	58—61	—
Плавск	38	5—15	583	1299	1460	658—665	150—220	525
Юрьево	54	5—15	378	759	1025	—	317—345	134
Крапивна	96	<1	282	313	57	125—131	—	—

нимальные — для уровня низкой поймы. При этом их величины хорошо коррелируют с пространственным положением ключевых площадок относительно ареалов с разным уровнем исходного загрязнения. В то же время вариабельность плотности загрязнения и вертикального распределения удельной активности изотопа в отложениях ключевых участков определяется локальными условиями и зависит от действующих процессов и особенностей их проявления как в пространстве, так и во времени.

Долина р. Плава в ее верхнем течении врезана относительно неглубоко, пойменный комплекс, представленный двумя уровнями, расположен симметрично по обеим сторонам русла. Глубина реки в межень составляет несколько десятков сантиметров, течение еле заметно, русло заросло водной растительностью. Ключевая площадка “Стрешнево” расположена на правом берегу реки в пределах пологонаклонной к руслу поверхности высокой и низкой поймы с четко выраженным прирусловым валом. На поверхность исследуемого пойменного сегмента наложен конус выноса склоновой ложбины; верховья ее водосбора распаханы, а нижележащий участок в настоящее время заброшен и занят залежью (рис. 2, А). Согласно данным [2], участок “Стрешнево” расположен в ареале с уровнем чернобыльского загрязнения 1—5 Ки/км² (рис. 1).

Участок высокой поймы вне зоны влияния склоновой ложбины и выше прируслового вала можно считать стабильной поверхностью с отсутствием привноса и выноса материала как со склоновым стоком, так и водами паводков в период после чернобыльской аварии. Здесь заложен разрез S-10 (превышение над меженным урезом 1,17 м). Плотность загрязнения по измерениям 2009 г. составила 0,6 Ки/км² (рис. 3, А). Таким образом, по нашим данным, площадка попадает в ареал с плотностью загрязнения <1 Ки/км². Все остальные элементы рельефа ключевой площадки характеризуются более высокой плотностью загрязнения, однако причиной этого послужило воздействие различных процессов.

Анализ запасов ¹³⁷Cs и эпюры его вертикального распределения в отложениях наложенного на высокую пойму конуса выноса склоновой ложбины (разрезы S-1, -2, -5, -6) показал, что здесь происходило накопление загрязненного материала. Удельная активность изотопа в верхних 10—15 см выше чернобыльского пика составляет 220—325 Бк/кг, что в 2—3 раза выше соответствующих показателей для пахотного горизонта почв на водосборе ложбины (табл. 1). Это позволяет предположить, что загрязненные почвенно-грунтовые частицы приносились сюда склоновым стоком в первые годы после аварии, а их источником была не пашня, где выпавший весной 1986 г. ¹³⁷Cs был в тот же год распределен по всему пахотному горизонту, а слабозадернованная залежь на месте бывших огородов.

Выявленные на периферии конуса выноса ложбины (разрез S-9) высокие значения плотности загрязнения (рис. 3, А) и удельной активности ¹³⁷Cs могут быть связаны с нанооудерживающей ролью растительности (разрез заложен вблизи границы косимого луга и зарослей ивняка). Приуроченность уровня максимального загрязнения ¹³⁷Cs к зарослям кустарников на пойме отмечена, например, для долины р. Ипуть [7].

Сравнение запаса и удельной активности ¹³⁷Cs в отложениях прируслового вала (разрезы S-3 и S-7) показывает наличие незначительной аккумуляции. Вероятно, начиная с 1986 г. поверхность с отметками 0,8—1 м над урезом несколько раз покрывалась полыми водами с отложением загрязненного материала. Периодическое затопление прируслового вала подтверждается и фитоиндикационными признаками, например здесь проходит верхняя граница зарослей гидрофильной растительности — камыша лесного (*Scirpus Silvaticus* L.).

Максимальная плотность загрязнения и концентрации ¹³⁷Cs выявлена на низкой пойме (разрезы S-8, -4, -11), причем в двух последних точках отбора загрязненные радионуклидом отложения отобраны не полностью из-за сильной обводненности нижних горизонтов, находящихся в настоящее время ниже уреза

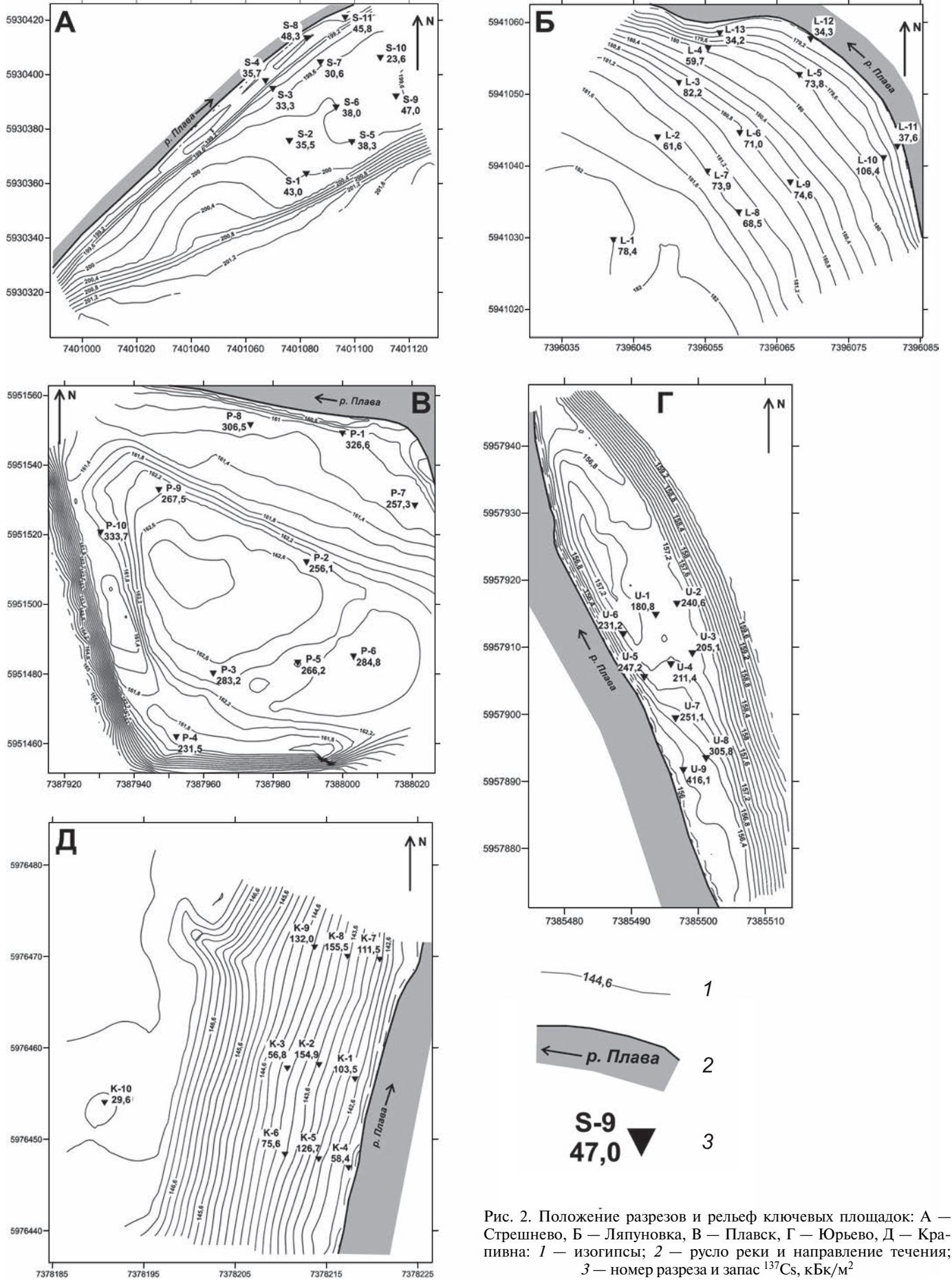


Рис. 2. Положение разрезов и рельеф ключевых площадок: А — Стрешнево, Б — Ляпуновка, В — Плавск, Г — Юрьево, Д — Крапивна: 1 — изогипсы; 2 — русло реки и направление течения; 3 — номер разреза и запас ^{137}Cs , $\text{кБк}/\text{м}^2$

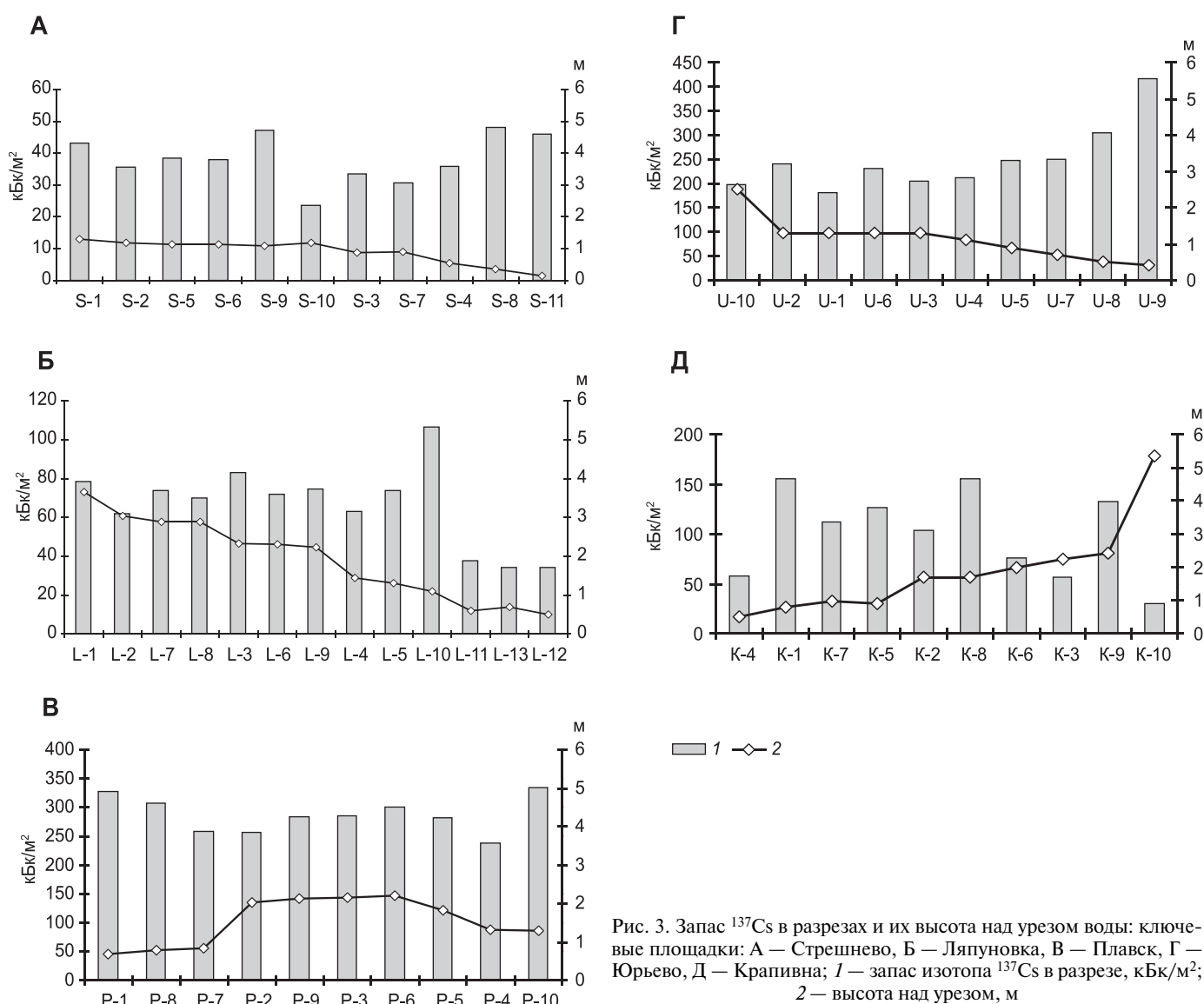


Рис. 3. Запас ¹³⁷Cs в разрезах и их высота над урезом воды: ключевые площадки: А — Стрешнево, Б — Ляпуновка, В — Плавск, Г — Юрьево, Д — Крапивна; 1 — запас изотопа ¹³⁷Cs в разрезе, кБк/м²; 2 — высота над урезом, м

воды в реке. Значительное снижение удельной активности ¹³⁷Cs к поверхности, а также его схожая концентрация в верхних слоях молодой поймы и русловом аллювии (табл. 1) свидетельствуют о том, что формирование низкой поймы после 1986 г. происходило за счет переотложения преимущественно русловых наносов и, возможно, продуктов размыва берегов. Темп накопления материала (21—24 см за 23 года) составляет около 1 см/год. Плотность загрязнения низкой поймы к 2009 г. достигла 1,3 Ки/км².

Ниже по течению долина р. Плава изменяет направление на северо-западное и приобретает выраженный асимметричный характер — правый коренной борт крутой, левый — более пологий. Ключевая площадка “Ляпуновка” расположена на левом борту р. Плава, здесь на выпуклом берегу излучины представлены пологонаклонный пойменный комплекс и одна надпойменная терраса (рис. 2, Б). Превышение верхнего пойменного уровня над меженным урезом составляет 1,8 м. Плотность радиоактивного загрязнения в 1986 г. в этой части бассейна составила 1—5 Ки/км² [2] (рис. 1).

Анализ запаса ¹³⁷Cs и эпюр вертикального распределения его удельной активности в разрезах 1-й надпойменной террасы и высокой поймы показал, что эти поверхности в течение всего прошедшего после аварии периода можно считать стабильными. Здесь не отмечен ни привнос, ни вынос материала, изменение запаса изотопа происходило только под влиянием полураспада, в 2009 г. плотность загрязнения составляла в среднем 72,7 кБк/м² (1,97 Ки/км²) (рис. 3, Б).

На поверхности средней поймы запас изотопа закономерно изменяется в соответствии с высотой над урезом. Плотность загрязнения на отметках 1,3—1,4 м (разрезы L-4, -5) сопоставима с таковой для высокой поймы и 1-й надпойменной террасы, а максимальный в пределах исследуемой площадки запас ¹³⁷Cs отмечен в разрезе L-10, заложенном в 1,1 м над меженным урезом (рис. 3, Б). По виду эпюр вертикального распределения изотопа можно утверждать, что в послечернобыльский период на поверхности средней поймы происходила аккумуляция загрязненных наносов, но мощность отложений и запас радиоизотопа в раз-

разрезах различаются, так как в зависимости от высоты половодий наиболее часто затапливалась только нижняя часть средней поймы.

В разрезах низкой поймы не все постчернобыльские отложения пройдены при отборе проб полностью из-за сильной обводненности субстрата. Однако нарастание содержания ^{137}Cs по глубине позволяет предположить, что средний темп аккумуляции на низкой пойме составляет не менее 1 см/год. Удельная активность поверхностных пачек отложений находится в диапазоне 85—150 Бк/кг, что в 2—3 раза ниже, чем в соответствующих слоях средней поймы (табл. 2).

Чуть ниже впадения крупного левого притока (р. Плавица) Плава пересекает южную границу центральной, наиболее загрязненной части цезиевого пятна с плотностью поверхностного загрязнения 5—15 Ки/км² (рис. 1). Ключевая площадка “Плавск” представляет собой пойменный массив, отчлененный от сегмента первой надпойменной террасы и вогнутого левого коренного берега старичным понижением (рис. 2, В). Максимальные отметки пойменной поверхности достигают 1,8 м над меженным урезом реки.

В центральной, наиболее возвышенной части пойменного массива (разрезы Р-2, -3, -5, -6, -9) средняя плотность загрязнения к лету 2009 г. составила 281,2 кБк/м² (7,6 Ки/км²). Наибольшие (и приблизительно одинаковые) значения концентрации ^{137}Cs (табл. 2) отмечены в верхних 10—12 см отложений, т.е. нет признаков аккумуляции материала. Весной 2010 г. после половодья на поверхности поймы была зафиксирована локальная аккумуляция, мощность свежего наилка составила несколько сантиметров. Удельная активность отобранных образцов наилка оказалась почти на порядок меньше, чем в нижележащем слое (табл. 1). В период после чернобыльской аварии воды паводков и половодий, вероятно, не достигали уровня высокой поймы, и затопление ее весной 2010 г. было единичным случаем в ряду маловодных лет.

В пределах низкой поймы максимальные значения концентрации ^{137}Cs находятся на глубине 12—18 см, что свидетельствует о наличии осадконакопления в постчернобыльский период (табл. 2). Наибольшая плотность загрязнения составляет 327 кБк/м² (8,8 Ки/км²) и отмечена на самых низких отметках над урезом (рис. 3, В). Наблюдается зависимость между гранулометрическим составом и удельной активностью отложений: наименьшая концентрация ^{137}Cs отмечена в пределах прируслового вала (разрез Р-7), где происходит отложение более крупных фракций взвешенных наносов. В настоящее время рост низкой поймы происходит преимущественно за счет переотложения руслового материала, что подтверждается близостью величин концентрации радионуклида в пробах донных отложений и в поверхностных слоях низкой поймы (табл. 1).

В старичном понижении привлекают внимание существенные различия в общем запасе ^{137}Cs и его удельной активности в поверхностных горизонтах в

разрезах Р-4 и Р-10 (рис. 3, В; табл. 2). На спаде половодья вода застаивается в притыловой низовой части пойменного сегмента, очень медленно сливаясь в русло по старичному понижению и откладывая в его наиболее глубокой части преимущественно илистые частицы [18], на которых сорбция ^{137}Cs происходит лучше, чем на более крупных фракциях [6].

Ключевая площадка “Юрьево” расположена ниже г. Плавск у северной границы наиболее загрязненной части бассейна (рис. 1) и представляет собой узкий участок правобережной поймы с низким и средним уровнями (рис. 2, Г). От высокой поймы прирусловая часть отделена искусственным валом, высота которого позволяет предполагать, что в последние десятилетия на этом участке долины в период прохождения половодья не происходило переливов воды на высокую пойму. Максимальная высота поймы над меженным урезом в верхней части площадки составляет 0,6 м, в нижней по течению части, отчлененной искусственным валом, — 1,6 м.

Запас ^{137}Cs в отложениях высокой поймы, не подвергавшейся затоплению (разрезы У-1, -2, -3, -4, -6), составляет в среднем 215 кБк/м² (5,8 Ки/км²). Плотность загрязнения на поверхности высокой поймы на левом берегу Плавы (разрез У-10) в 2,5 м над урезом близка к этим величинам (рис. 3, Г), 89% запаса изотопа здесь сосредоточено в верхних 15 см разреза.

На нижних пойменных уровнях запас ^{137}Cs в отложениях уменьшается с ростом высоты от разреза У-9 (0,4 м над урезом) до разреза У-5 (0,9 м) (рис. 3, Г). Плотность загрязнения самой низкой части поймы — 11,2 Ки/км², что почти в 2 раза превышает этот показатель для средней поймы. Слои с максимальной удельной активностью (~1900 Бк/кг) заглублены более чем на 30 см, к поверхности происходит снижение концентрации ^{137}Cs в 5 раз (табл. 2). Средний темп аккумуляции здесь составляет >1 см/год.

Ключевая площадка “Крапивна” расположена в нижнем течении р. Плава, в 7 км (по долине) выше устья и представляет собой узкий пойменный сегмент, отделенный от 1-й надпойменной террасы насыпью асфальтированной автомобильной дороги. Морфологически на исследованном участке поймы представлен небольшой фрагмент (верхняя часть сегмента) низкой поймы (до 1 м над урезом), узкая (до 10 м) наклоненная к руслу поверхность средней поймы (1,7—2,4 м над урезом) и более обширная и относительно плоская поверхность высокой поймы (5,0—6,0 м над урезом) (рис. 2, Д). Последняя затапливается только в экстремальные половодья, которые, судя по данным о расходе воды в р. Упа (гидропост Орлово), за последние 30 лет случались только 2 раза (в 1986 и 1999 гг.).

Исученный пойменный сегмент характеризуется значительной пространственной неоднородностью плотности загрязнения. Распределение удельной активности ^{137}Cs в толще наносов имеет существенные отличия от такового на ключевых площадках выше по течению реки.

Таблица 2

Удельная активность ¹³⁷Cs в пойменных отложениях р. Плава, Бк/кг

Форма рельефа, разрез	Глубина отбора образцов, см															Запас ¹³⁷ Cs, кБк/м ²
	0-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	18-21	21-24	24-27	27-30	30-33	33-36	36-39	39-42	42-45	
Высокая пойма, S-6	219	232	263	225	167	105	56	30	17	12	7	3	0	0	38	
Низкая пойма, S-8	64	61	72	68	80	116	324	495	302	80	28	6	12	12	48	
1 нпт, L-1	574	551	463	336	186	102	47	33	30	16	11	10	0	0	78	
Высокая пойма, L-7	436	433	439	314	213	172	98	68	53	29	27	27	13	14	74	
Средняя пойма, L-5	231	272	316	371	367	385	183	96	25	10	10	6	0	0	74	
Средняя пойма, P-2	1266	1354	1209	1225	746	452	157	101	62	51	58	29	21	10	256	
Низкая пойма, P-1	551	672	909	1255	1576	1984	675	259	79	46	16	9	6	6	327	
Старица, P-4	812	1072	1441	1825	1495	796	205	73	46	27	15	10	6	8	238	
Высокая пойма, U-10	1064	1094	917	515	320	152	102	51	47	44	22	23	26	21	199	
Средняя пойма, U-1	625	792	860	901	871	558	460	256	129	60	98	62	43	29	187	
Низкая пойма, U-9	368	389	408	466	513	579	866	1224	1919	1005	—	—	—	—	416	
Высокая пойма, K-10	77	53	61	69	110	111	79	70	48	27	14	4	2	14	28	
Средняя пойма, K-1	288	224	221	270	311	412	385	197	84	77	43	37	26	26	155	
Низкая пойма, K-2	258	266	—	302	330	347	438	437	493	579	338	175	88	36	104	

Примечание. Полу жирным выделены значения максимальной концентрации ¹³⁷Cs в разрезе, соответствующие черномыльским выпадениям.

Плотность загрязнения в пределах высокой поймы в 2009 г. составила $0,8 \text{ Ки/км}^2$. Сравнение запаса и удельной активности ^{137}Cs с более низкими пойменными уровнями и близлежащей пашней (табл. 1) показало, что эта поверхность в послечернобыльский период не подвергалась затоплению. Слой отложений мощностью 12–15 см над чернобыльским пиком (табл. 2) имеет, вероятнее всего, антропогенную природу.

Значительно более высокая плотность загрязнения низкой и большей части средней поймы (в среднем $3,4 \text{ Ки/км}^2$) (рис. 3, Д) свидетельствует об активном отложении поступающих с вышележащей части бассейна обогащенных ^{137}Cs наносов (темп аккумуляции составляет $\sim 1,2 \text{ см/год}$ за послечернобыльский период). Летом 2009 г. достоверные свидетельства половодья наблюдались до высоты 1,9 м над урезом. На низкой пойме в разрезе К-1 выявлено увеличение концентрации радионуклида в поверхностном горизонте (табл. 2) по сравнению с нижележащими. Разброс значений запаса ^{137}Cs в разрезах низкой и средней поймы также увеличивается по сравнению с данными, полученными на ключевых участках выше по течению. Вероятно, это связано с большим диапазоном уровня загрязнения в бассейне Плавы выше исследуемого створа.

Река Упа, в которую впадает р. Плава, протекает по слабозагрязненной территории (плотность загрязнения почв $< 1 \text{ Ки/км}^2$). На ее низкой пойме выше и ниже устья р. Плава опробованы разрезы Ур-2 и Ур-1 соответственно для выявления влияния выноса взвешенных наносов с сильно загрязненного водосбора Плавы на концентрацию ^{137}Cs в отложениях принимающей реки. Темп послечернобыльской аккумуляции наносов на этих участках одинаков и составляет $< 3 \text{ см/год}$. Однако при практически идентичной форме вертикального распределения изотопа концентрация его в отложениях разреза, расположенного ниже устья Плавы, на той же глубине существенно больше

(рис. 4), а запасы отличаются практически на порядок (16 кБк/м^2 выше устья против 150 кБк/м^2 ниже устья), т.е. в результате выноса со стоком Плавы радиоактивного материала плотность загрязнения на пойме р. Упа увеличивается до 4 Ки/км^2 и более, тогда как выше впадения Плавы не достигает $0,5 \text{ Ки/км}^2$.

Таким образом, на всех площадках в верхнем и среднем течении Плавы за послечернобыльский период вторичная аккумуляция ^{137}Cs происходила преимущественно на низкой пойме — запас изотопа увеличивался одновременно с уменьшением его концентрации к поверхности. Вероятно, при низком уровне воды и малом расходе в переносимом рекой материале велика доля малоактивной составляющей (русовые наносы и продукты размыва берегов). В приустьевой части отмечено вторичное загрязнение ^{137}Cs не только низкой, но и средней поймы (до 2 м над урезом), изменилась и тенденция к последовательному снижению удельной активности ^{137}Cs к поверхности.

Полученные данные позволяют предположить, что весной 1986 г. чернобыльские выпадения в бассейне Плавы происходили на спаде половодья, когда уровни средней и высокой поймы (в верхнем и среднем течении) вышли из режима затопления. Этот вывод согласуется с данными других исследований [8].

Сравнение формы эпюр вертикального распределения изотопа цезия для разных пойменных уровней показывает, что в сильнообводненных отложениях низкой поймы чернобыльский пик выражен чрезвычайно резко, а на более высоких гипсометрических уровнях активность почвенной мезофауны приводит к сглаживанию различий в концентрации изотопа между слоями.

Для площадок, находящихся в ареале с высоким уровнем чернобыльского загрязнения, увеличение плотности загрязнения низкой поймы за послечернобыльский период не привело к выходу за рамки значений, характерных для данного ареала в начальный

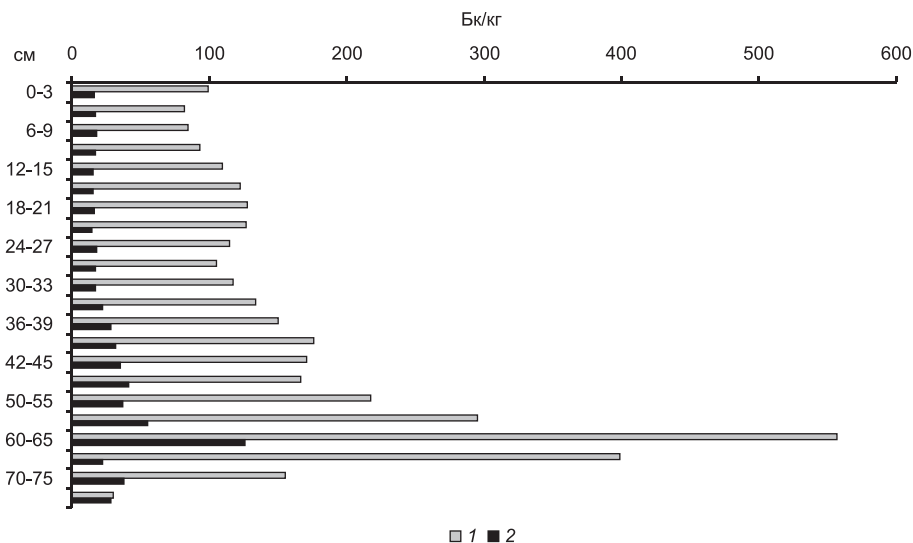


Рис. 4. Эпюры вертикального распределения удельной активности ^{137}Cs в пойменных отложениях р. Упа: 1 — разрез Ур-1 (ниже устья р. Плава); 2 — разрез Ур-2 (выше устья р. Плава)

период загрязнения (участки “Ляпуновка”, “Плавск”, “Юрьево”). Для площадок, расположенных в ареалах с низким уровнем начального радиоактивного загрязнения (“Стрешнево”, “Крапивна”, “Упа-1”), накопление цезийсодержащего материала на низкой пойме привело к превышению уровня загрязнения, характерного для данного ареала, причем в приустьевой части (участок “Крапивна”) более чем в 4 раза, а на пойме принимающей реки (участок “Упа-1”) в 8 раз.

Выводы:

— перераспределение ^{137}Cs чернобыльского происхождения в пойменном комплексе Плавы в период после аварии происходило в основном вследствие действия флювиальных процессов; латеральный привнос с бортов долины процессами склонового стока играл подчиненную роль;

— наиболее активно трансформация исходного поля загрязнения происходит на уровне низкой поймы. В верхнем и среднем течении р. Плава здесь про-

слеживается тенденция к увеличению общего запаса ^{137}Cs в пойменных отложениях за счет его вторичной аккумуляции, а также к снижению концентрации изотопа в поверхностных слоях вследствие отложения все менее активных наносов. В нижнем течении р. Плава и на пойме р. Упа в последние годы отмечается изменение этой тенденции, т.е. увеличение концентрации изотопа в самых верхах отложений;

— в связи с отсутствием в последние десятилетия значительного поступления наносов с водосбора плотность загрязнения на поверхности пойменно-террасового комплекса (исключая низкую пойму) в верхнем и среднем течении р. Плава изменяется в основном в соответствии с положением относительно границ ареалов чернобыльских выпадений. В нижнем течении и на пойме принимающей реки формируется ареал вторичного загрязнения с плотностью, значительно превышающей (в 4—8 раз) значения уровня загрязнения за пределами пойменных участков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеевский Н.И., Чалов Р.С. Перемещение твердого вещества водными потоками, их руслоформирующая деятельность и формы проявления // Тр. Академии проблем водохозяйственных наук. Русловедение и гидроэкология. 2001. Вып. 7. С. 9—36.

2. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Белоруссии. М.; Минск: АСПА Россия—Беларусь. 2009. 139 с.

3. Беляев В.Р., Маркелов М.В., Голосов В.Н. и др. Использование ^{137}Cs для оценки современной агрогенной трансформации почвенного покрова в районах чернобыльского загрязнения // Почвоведение. 2003. № 7. С. 876—891.

4. Иванова Н.Н., Голосов В.Н., Маркелов М.В. Сравнение методов оценки интенсивности эрозионно-аккумулятивных процессов на обрабатываемых почвах // Почвоведение. 2000. № 7. С. 876—887.

5. Квасникова Е.В., Стукин Е.Д., Голосов В.Н. Неравномерность загрязнения цезием-137 территорий, расположенных на большом расстоянии от Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1999. № 2. С. 5—11.

6. Коробова Е.М., Чижикова Н.П., Линник В.Г. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям в профиле аллювиальных почв поймы р. Ипать и ее притока р. Булдынка (Брянская область) // Почвоведение. 2007. № 4. С. 404—417.

7. Линник В.Г. Ландшафтно-гидрологические условия распределения ^{137}Cs в пойме р. Ипать (Брянская область) // Эрозия почв и русловые процессы. 2001. Вып. 13. С. 120—132.

8. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геoinформационные системы и модели: Автореф. докт. дисс. М., 2008.

9. Линник В.Г. Техногенные радионуклиды в поймах р. Теча и среднего течения р. Енисей // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2011. № 4. С. 24—30.

10. Линник В.Г., Говорун А.П., Волосов А.Г. Радионуклидное загрязнение пойменных почв реки Плава // Современные проблемы загрязнения почв: Мат-лы междунар. науч. конф. М., 2004. С. 63—65.

11. Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В., Белоус Н.М. Пространственное распределение Cs-137 в пойменных почвах р. Ипать // Устойчивость почв к антропогенным воздействиям. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. 448 с.

12. Литвин Л.Ф., Голосов В.Н., Добровольская Н.Г. и др. Перераспределение Cs-137 процессами водной эрозии почв // Водные ресурсы. 1996. Т. 23, № 3. С. 314—319.

13. Маккавеев Н.И. Эрозионные процессы на Русской равнине // Эрозионные и русловые процессы. 1974. Вып. 4. С. 6—14.

14. Маркелов М.В., Голосов В.Н., Беляев В.Р. Изменение скорости аккумуляции на поймах малых рек в центре Русской равнины // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2012. № 5. С. 70—76.

15. Носов А.В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология. 1997. № 12. С. 84—91.

16. Уоллинг Д.Е., Голосов В.Н., Квасникова Е.В., Вандеркастель К. Экологические проблемы радионуклидного загрязнения малых водосборных бассейнов // Почвоведение. 2000. № 7. С. 898—906.

17. Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В., Глушко О.В. и др. Миграция цезия-137 в сопряженных геоконструкциях Среднерусской возвышенности // Метеорология и гидрология. 1997. № 5. С. 45—55.

18. Чалов Р.С. Русловедение: теория, география, практика. Т. 2. Морфодинамика речных русел. М.: Изд-во URSS, 2011. 955 с.

19. Чернов А.В. Геоморфология пойм равнинных рек. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1983. 197 с.

20. Golosov V.N., Ivanova N.N. Sediment-associated Chernobyl ^{137}Cs redistribution in the small basins of Central Russia // Applied geomorphology: Theory and practice/ Ed. R.J. Allison, John Wiley & Sons Ltd. 2002. P. 165—181.

21. Golosov V.N., Panin A.V., Markelov M.V. Chernobyl ^{137}Cs redistribution in the small basin of the Lokna river, Central Russia // Phys. Chem. Earth. (A). 1999. Vol. 24, N 10. P. 881—885.

22. Golosov V.N., Panin A.V., Walling D.E. Post-fallout redistribution of Chernobyl-derived Cs-137 in small catchments within the Lokna river basin // The role of erosion and sediment

transport in nutrient and contaminant transfer. Canada, Waterloo, July 10—14. IAHS Publ. 2000. Vol. 263. P. 49—58.

23. *Panin A.V., Walling D.E., Golosov V.N.* The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl-derived caesium-137: a case study of the Lapki catchment, Central Russia // *Geomorphology*. 2001. Vol. 40. P. 185—204.

24. *Walling D.E., Bradley S.B.* Rates and patterns of contemporary floodplain sedimentation: a case study of the River Culm, Devon, UK // *GeoJournal*. 1989. Vol. 19. P. 53—62.

Поступила в редакцию
15.05.2013

**N.N. Ivanova, E.N. Shamshurina, V.N. Golosov, V.R. Belyaev,
M.V. Markelov, T.A. Paramonova, O. Evrard**

**ASSESSMENT OF ¹³⁷CS REDISTRIBUTION BY EXOGENIC PROCESSES IN THE PLAVA
RIVER VALLEY BOTTOM (TULA OBLAST) AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT**

¹³⁷Cs concentrations and total volumes are analyzed in the sediments of a floodplain-terrace complex sampled at four test sites in the valley of a small river which drains the area with the different levels of Chernobyl-induced contamination. Specific features and governing factors of the spatial pattern of ¹³⁷Cs contamination are identified both within the sampling sites and along the river course. The amount of ¹³⁷Cs-contaminated sediments taken away beyond the initial fallout zone is evaluated.

Key words: density of radioactive contamination, floodplain complex, erosion and accumulation processes.