

ПОЛУЭМПИРИЧЕСКАЯ ДИФФУЗИОННАЯ МОДЕЛЬ СМЫВА РАДИОНУКЛИДОВ С ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОДОСБОРОВ И ЕЕ ПРОВЕРКА НА ОСНОВЕ ДАННЫХ МОНИТОРИНГА РЕК ФУКУСИМЫ И ЧЕРНОБЫЛЯ

© 2021 г. А. В. Коноплев^{а, *}, В. И. Канивец^б, О. М. Жукова^с, М. Г. Герменчук^д, Г. А. Деркач^б

^аИнститут радиоактивности окружающей среды Фукусимского Университета,
Канаягава 1, Фукусима, 960-1296 Япония

^бУкраинский гидрометеорологический институт, просп. Науки 37, Киев, Украина

^сНаучно-практический центр гигиены, Министерство здравоохранения Республики Беларусь,
Минск, Республика Беларусь

^дМеждународный государственный экологический институт имени А.Д. Сахарова
Белорусского государственного университета, ул. Долгобродская 23/1, Минск, 220070 Республика Беларусь

*e-mail: alexeiikonoplev@gmail.com

Поступила в редакцию 03.06.2020 г.

После доработки 25.11.2020 г.

Принята к публикации 28.11.2020 г.

Целью работы является анализ долговременного смыва радиоцезия с загрязненных водосборов в результате крупных ядерных аварий на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) в 1986 г. и АЭС Фукусима-1 (АЭС Ф-1) в 2011 г. Предложена полуэмпирическая “диффузионная” модель смыва радионуклидов позволяющая оценить коэффициенты “твердого” и “жидкого” смыва ^{137}Cs с загрязненных водосборов как после аварии на ЧАЭС, так и после аварии на АЭС Ф-1, объяснить различия между ними, а также описать и спрогнозировать их долговременный тренд. Модель основана на том, что источником взвеси в реки является эрозия верхнего слоя почвы водосбора, а концентрация радионуклида в почве описывается простым уравнением диффузии. Нормированные коэффициенты “твердого” смыва ^{137}Cs с водосборов рек зоны АЭС Ф-1 несущественно отличаются от их значений для рек зоны ЧАЭС, соответствуя нижнему краю типичных величин Чернобыльской зоны. Нормированные коэффициенты “жидкого” смыва, т.е. растворенного ^{137}Cs с водосборов Фукусимы как минимум на порядок величины меньше соответствующих величин для водосборов Чернобыля, главным образом, за счет соответствующего отличия на порядок величины коэффициента распределения ^{137}Cs в реках Фукусимы и Чернобыля. Предложенная полуэмпирическая “диффузионная” модель смыва радионуклидов удовлетворительно описывает временные тренды изменения коэффициентов смыва ^{137}Cs как в зоне ЧАЭС, так и в зоне АЭС Ф-1 и может быть использована для прогнозирования смыва ^{137}Cs после ядерной аварии.

Ключевые слова: Чернобыль, Фукусима, АЭС, радиоцезий, реки, раствор, взвесь

DOI: 10.31857/S0016752521060029

ВВЕДЕНИЕ

После крупной ядерной аварии особую важность представляет проблема радиоактивного загрязнения водоемов и рек, протекающих по загрязненной территории, поскольку они, как правило, являются источником для населения питьевой воды, продуктов рыболовства и воды для орошаемого земледелия. Так, в результате аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) в 1986 г. значительные территории бассейна р. Днепр, включая водосбор ее правого притока р. Припять, были загрязнены долгоживущими радионуклида-

ми ^{137}Cs и ^{90}Sr , периоды полураспада которых около 30 лет (Борзилов и др., 1988; Герменчук, 2020; Израэль и др., 1990). Аналогично, в случае аварии на АЭС Фукусима-1 (АЭС Ф-1) в 2011 г. произошло загрязнение ^{137}Cs бассейнов речных систем Абукумы, Мано, Нитта, Ота, Укедо, Маеда, Кума и др. (Коноплев, 2016; Evgard et al., 2015; Yoshimura et al., 2015), которые все впадают в Тихий Океан, выноса туда радиоцезий как в растворе, так и на взвеси. Миграция радионуклидов по речным системам приводит к их выносу за пределы изначально загрязненных территорий, включая трансграничный перенос (Жукова и др., 2020; IAEA, 2006).

Основным долговременным процессом, приводящим к вторичному загрязнению природных вод, является смыв радионуклидов с загрязненной территории поверхностным стоком (Борзилов и др., 1988; Konoplev, Bobovnikova, 1991; Konoplev et al., 1992; Konoplev et al., 1996; Konoplev et al., 2002; Konoplev et al., 2016). В работе (Коноплев, 2016) был проведен сравнительный анализ характеристик смыва радиоцезия с загрязненных водосборов после Чернобыльской и Фукусимской аварий в первые годы после формирования зоны загрязнения, где было показано, что переход радиоцезия из почвы в раствор поверхностного стока в Фукусиме происходит в существенно меньшей степени, чем в Чернобыле. Настоящая работа посвящена изучению и моделированию долговременной динамики характеристик смыва ^{137}Cs с загрязненных водосборов в результате двух тяжелых ядерных аварий на ЧАЭС и АЭС Ф-1 и их сравнительному анализу.

Климат и географические условия префектуры Фукусима в Японии и зоны аварии на Чернобыльской АЭС существенно различаются. Так, ландшафты на водосборах Чернобыльской зоны равнинные и характеризуются небольшими уклонами в то время, как ландшафты на водосборах Фукусимы являются, в основном, горными с большими уклонами, при этом также отмечаются и геохимические особенности почвенного покрова. Среднегодовые суммы осадков также сильно различаются: для Чернобыльской зоны она составляет порядка 600 мм, а для зоны АЭС Ф-1 – 1200–1800 мм, т.е. в 2–3 раза больше (Коноплев, 2016; Коноплев и др., 2016; Konoplev et al., 2016; Konoplev et al., 2018).

Помимо геохимических и геохимических различий районов радиоактивного загрязнения Фукусимы и Чернобыля отличаются также начальные формы нахождения радионуклидов. В случае аварии на ЧАЭС радиоцезий был выброшен в атмосферу, в значительной мере (до 75%), в составе топливных частиц, нерастворимых в воде (Konoplev, Bobovnikova, 1991; Бобовникова и др., 1991; Konoplev, 2020). При этом формы выпадений радиоцезия в результате аварии на ЧАЭС существенным образом зависели от расстояния до ЧАЭС, поскольку топливные частицы выпадали, в основном, вблизи от аварийного реактора, а на большие расстояния переносился радиоцезий в составе конденсационных мелких частиц (Коноплев, Булгаков, 1999). С течением времени происходит постепенное выщелачивание радиоцезия из топливных частиц в результате их разрушения и окисления (Коноплев, Булгаков, 1999; Konoplev, 2020).

В первое время после аварии на АЭС Ф-1 полагали, что радиоцезий в выпадениях находился, в основном в виде сульфатов в подвижном состо-

янии, т.е. в растворимых и обменных формах (Kaneyasu et al., 2012). Однако, позднее были получены данные о том, что значительная доля радиоцезия выпала в составе стекловидных горячих частиц нерастворимых в воде (Ikehara et al., 2018). Выщелачивание радиоцезия из этих частиц происходит в окружающей среде значительно медленнее, чем из топливных частиц Чернобыльского происхождения (Okumura et al., 2019). Таким образом, различие начальных форм радиоцезия в выпадениях в Чернобыле и Фукусиме, а кроме того, различие в содержании глинистых минералов в почве и других геохимических характеристик, определяющих процессы его селективной сорбции и фиксации почвами, могут оказывать существенное влияние на характеристики смыва радиоцезия с загрязненных водосборов (Коноплев, 2016).

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ

Количественные характеристики смыва радионуклидов и их параметризация

Основной количественной характеристикой смыва радионуклидов, использовавшейся при прогнозировании вторичного загрязнения водных объектов, является коэффициент смыва, представляющий собой долю запаса радионуклида на водосборе, поступившего с поверхностным стоком в водоем (Писарев и др., 1972; Махонько и др., 1977; Борзилов и др., 1988; Konoplev et al., 1992). В воде стока радионуклиды могут находиться как в растворе, так и на взвешенных частицах. Поскольку исходное физико-химическое состояние во многом определяет дальнейшее поведение радионуклида в поверхностных водах, необходим отдельный учет его поступления в водоемы в растворе и на взвезях.

Коэффициенты “твердого” (W_p) и “жидкого” (W_d) смыва отражают долю радионуклида, смытого на частицах и в растворе, соответственно, от общего запаса радионуклида на водосборе за рассматриваемый период или индивидуальное событие стока и выражаются формулами (Борзилов и др., 1988; Коноплев, 2016; Konoplev et al., 1992; Konoplev et al., 2016):

$$W_p = \frac{\int_0^T c_p(t)m(t) dt}{\int_s \sigma(s) ds} = \frac{c_p M}{\sigma S}; \quad (1)$$

$$W_d = \frac{\int_0^T c_d(t)Q(t) dt}{\int_s \sigma(s) ds} = \frac{c_d V}{\sigma S},$$

где $c_p(t)$, $\overline{c_p}$ – соответственно, мгновенная и средневзвешенная удельные активности радионуклида на взвешенных частицах, Бк/г; $m(t)$ и M – интенсивность (г/с) и общая масса смыва твердого материала (г) за период или индивидуальное событие стока; $c_d(t)$, $\overline{c_d}$ – соответственно, мгновенная и средневзвешенная концентрации радионуклида в растворе, Бк/л; $Q(t)$ – интенсивность стока, л/с; V – общий объем стока, л; $\sigma(s)$ – локальная поверхностная плотность загрязнения для участка водосбора ds , Бк/м²; $\overline{\sigma}$ – поверхностная плотность загрязнения, усредненная по площади всего водосбора, Бк/м²; S – площадь водосбора, м²; 0 и T – соответственно, время начала и конца события стока или периода наблюдений, с; t – время, с.

Величина определенного таким образом коэффициента смыва определяется гидрологическими характеристиками события стока или периода наблюдений, прежде всего объемом стока с единицы площади водосбора (слоем стока) и выносом твердого материала с единицы площади. Обычно в литературе приводят годовое значение коэффициента смыва, т.е. долю радионуклида, смытую с водосбора за 1 год (Бобовникова и др., 1977; Махонько и др., 1977). Между тем для исследовательских и прогностических целей необходимы величины коэффициентов смыва для событий различного временного масштаба: от индивидуального стокообразующего ливня или весеннего паводка во время снеготаяния до долговременных многолетних наблюдений. Поэтому для практического использования в моделировании и прогнозировании целесообразно использовать коэффициенты, нормированные на характеристики стока, определяющие смыв радионуклидов. Для растворенного радионуклида такой величиной является объем стока с единицы площади водосбора или слой стока (Борзилов и др., 1988). Коэффициент твердого смыва должен быть прямо пропорционален массе твердого материала, смытого с единицы площади (Борзилов и др., 1988). Поделив W_d на слой стока, а W_p – на массу взвеси, смытую с единицы площади водосбора, получим нормированные коэффициенты “жидкого” и “твердого” смыва, которые в соответствии с (1) равны отношению соответствующей средневзвешенной концентрации и средней плотности загрязнения на водосборе:

$$N_d = \frac{W_d}{h} = \frac{W_d S}{V} = \frac{\overline{c_d}}{\overline{\sigma}}; \quad N_p = \frac{W_p}{q} = \frac{W_p S}{M} = \frac{\overline{c_p}}{\overline{\sigma}}, \quad (2)$$

где h – слой стока с водосбора, м; q – масса взвеси, смытая с единицы площади водосбора, г/м²; N_d – нормированный коэффициент жидкого смыва, м⁻¹; N_p – нормированный коэффициент твердого смыва, м²/г.

На пропорциональность коэффициента “жидкого” смыва и слоя стока указывалось еще в исследованиях смыва радионуклидов глобальных выпадений (Ровинский и др., 1976, 1979).

Для изучения изменения характеристик смыва во времени удобно использовать понятия текущих нормированных коэффициентов смыва (Булгаков и др., 1990а):

$$n_d = \frac{c_d(t)}{\sigma}; \quad n_p = \frac{c_p(t)}{\sigma}. \quad (3)$$

Существенным преимуществом нормированных коэффициентов смыва является то, что на их основе может быть выполнен прогноз смыва радионуклидов с загрязненных водосборов и их концентрации в реках и водоемах (Седунов и др., 1988; Борзилов и др., 1989; Borzilov et al., 1993). Для оценки доли смытого радионуклида в растворе достаточно умножить нормированный коэффициент “жидкого” смыва на ожидаемую величину слоя стока рассматриваемого события или периода стока. Для получения доли смытого радионуклида на взвеси необходимо умножить нормированный коэффициент “твердого” смыва на прогнозную величину выноса твердого материала рассматриваемым событием стока (Борзилов и др., 1988; Konoplev, Bobovnikova, 1991; Konoplev et al., 1992). Именно таким образом осуществлялся прогноз загрязнения поверхностных вод на загрязненных территориях сразу после аварии на ЧАЭС в результате весенних и дождевых паводков (Седунов и др., 1988; Борзилов и др., 1989; Borzilov et al., 1993).

Полуэмпирическое моделирование долговременной динамики характеристик смыва радионуклидов с загрязненных водосборов

Основным источником взвешенных частиц в поверхностном стоке является верхний слой почвы водосбора. Многочисленные исследования смыва загрязняющих веществ различной природы показали, что эффективная толщина слоя почвы, вступающего во взаимодействие с поверхностным стоком, составляет несколько миллиметров (до 1 см) (Donigian et al., 1977; Knisel, 1980; Ahuja et al., 1981; Борзилов и др., 1989; Булгаков и др., 1990а; Булгаков и др., 2000). Концентрация радионуклида в верхнем слое почвы уменьшается со временем вследствие его вертикальной миграции в более глубокие слои. Анализ вертикального распределения сильно-связанных с частицами почвы радионуклидов, таких как ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am, показывает, что даже более чем через 30 лет после аварии на ЧАЭС их максимальные концентрации находятся в верхнем слое невозмущенных луговых и лесных почв (Konoplev et al., 2020). Поэтому, в известном приближении, вертикальная миграция

радиоцезия в почве после кратковременного выпадения из атмосферы, как это происходит в случае ядерной аварии, может с существенными упрощениями аппроксимироваться полуэмпирическим квази-диффузионным уравнением (Булгаков и др., 1990б; Ivanov et al., 1997; Булгаков и др., 2000; Shaw et al., 2005; Konoplev et al., 2016; Konoplev et al., 2020):

$$c_s(x, t) = \frac{\sigma}{\rho\sqrt{\pi D_{\text{eff}} t}} e^{-\left(\frac{x^2}{4D_{\text{eff}} t} + \lambda t\right)}, \quad (4)$$

где D_{eff} – эффективный коэффициент суммарной дисперсии, λ – константа скорости радиоактивного распада радионуклида; ρ – средняя по водосбору плотность почвы; x – глубина от поверхности почвы; t – время.

В этом случае изменение во времени концентрации радионуклида в верхнем слое почвы (при $x = 0$) и соответственно во взвешенных частицах, захватываемых поверхностным стоком, будет приближенно описываться уравнением (Konoplev et al., 2020; Konoplev et al., 2021):

$$c_p(t) = \frac{\sigma}{\rho\sqrt{\pi D_{\text{eff}} t}} e^{-\lambda t}. \quad (5)$$

При этом принимается, что плотность загрязнения радионуклида и типы землепользования равномерно распределены по площади водосбора.

Концентрация радионуклида в растворе поверхностного стока или реки связана с его концентрацией на взвеси через коэффициент распределения K_d , который по определению равен отношению этих концентраций в условиях равновесия (IAEA, 2010; Коноплев, 2015):

$$K_d(t) = \frac{c_p(t)}{c_d(t)}. \quad (6)$$

Более чем 30-летние наблюдения ^{137}Cs в больших реках Припять и Днепр зоны аварии на ЧАЭС показывают, что по прошествии начального периода после аварии (1–2 года) $K_d(^{137}\text{Cs})$ подвержен вариациям в определенных пределах, но не проявляет статистически значимого тренда (Konoplev et al., 2020). Тогда с учетом (5) и (6) изменение во времени концентрации в реке растворенного ^{137}Cs можно приближенно описать уравнением (Konoplev et al., 2020; Konoplev et al., 2021):

$$c_d(t) = \frac{\sigma}{\rho K_d \sqrt{\pi D_{\text{eff}} t}} e^{-\lambda t}. \quad (7)$$

Подставляя (5) и (7) в (3), и считая, что запас ^{137}Cs на водосборе уменьшается со временем только за счет радиоактивного распада, т.е. пренебрегая потерями за счет смыва, ветрового под-

хвата и атмосферного переноса, которые несущественны, получим:

$$n_p(t) = \frac{1}{\rho\sqrt{\pi D_{\text{eff}} t}} = \frac{n_p^0}{\sqrt{t}}; \quad n_p^0 = (\rho\sqrt{\pi D_{\text{eff}}})^{-1}, \quad (8)$$

$$n_d(t) = \frac{1}{\rho K_d \sqrt{\pi D_{\text{eff}} t}} = \frac{n_d^0}{\sqrt{t}}; \quad n_d^0 = (\rho K_d \sqrt{\pi D_{\text{eff}}})^{-1}. \quad (9)$$

Уравнения (8) и (9) позволяют оценить нормированные коэффициенты смыва радионуклидов после ядерной аварии и спрогнозировать их среднесрочный и долговременный временной ход по прошествии начального периода после аварии. Вместе с тем они не могут быть применены для первых дней, недель или даже месяцев после аварии. При $t \rightarrow 0$ выражения (8)–(9) теряют смысл.

Необходимо отметить, что предложенная модель справедлива для долгоживущих радионуклидов, прочно связанных с частицами почвы, таких как ^{137}Cs и ^{241}Am и др. и не может быть использована для короткоживущих изотопов и радионуклидов, легко переходящих в раствор, поскольку в этих случаях не выполняются условия использованных упрощений.

Несомненным достоинством этого полуэмпирического “диффузионного” подхода является возможность оценки и прогнозирования смыва радионуклидов и вторичного загрязнения поверхностных вод на дальнюю перспективу, используя всего два ключевых физико-химических параметра миграции и распределения конкретного радионуклида в системе взвесь–вода. Основным параметром, определяющим смыв радионуклида на взвеси, является эффективный коэффициент дисперсии в почве водосбора D_{eff} , который, в свою очередь, зависит от химической природы радионуклида, сорбционной и фиксирующей способности почв водосбора, а также климатических условий (нормы осадков, среднегодовой температуры воздуха и т.д.). Основным параметром, определяющим смыв радионуклида в растворе кроме D_{eff} является его коэффициент распределения K_d в системе взвесь–вода.

Эти параметры, в том числе, могут быть оценены по литературным данным о вертикальной миграции радионуклидов в почве и распределении в системе взвесь–вода (Булгаков и др., 1990б; Ivanov et al., 1997; Булгаков и др., 2000; Коноплев и др., 2016).

Кроме того, величины n_p^0 и n_d^0 могут быть получены на основе данных мониторинга в первые годы после аварии и затем использованы для прогнозирования на среднюю и дальнюю перспективу.

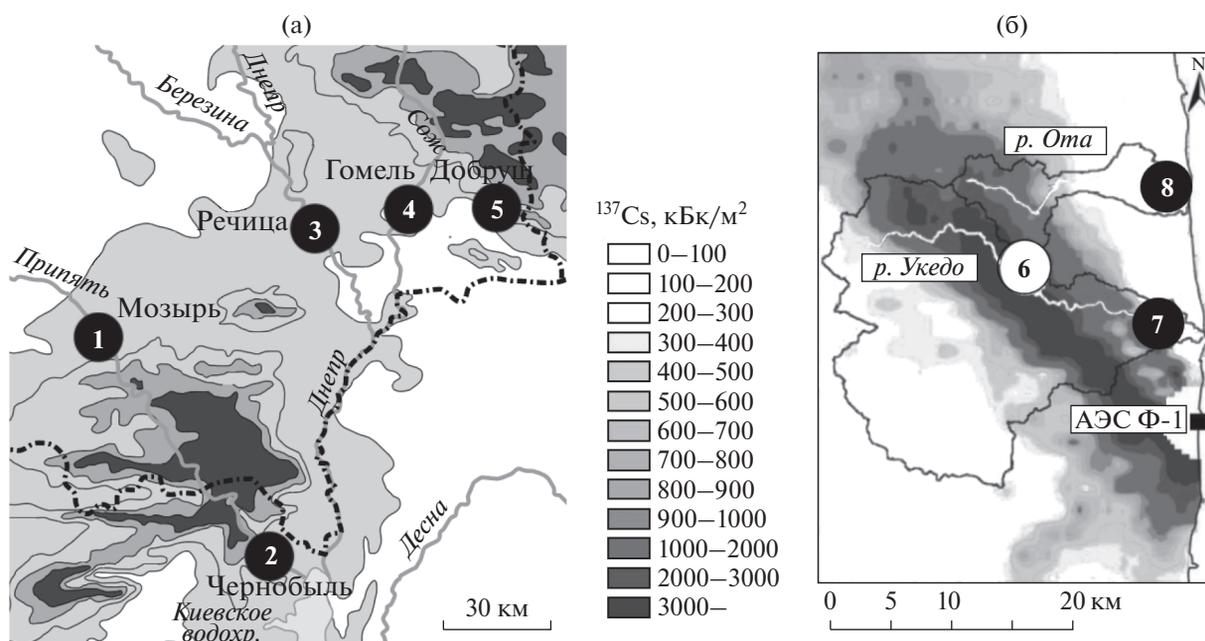


Рис. 1. Расположение створов на реках зоны ЧЭЗ (а) и створов рек зоны АЭС Ф-1 (б) на основе карты плотности загрязнения ^{137}Cs по данным (Nakanishi & Sakuma, 2019; Funaki et al., 2020), выбранных для сравнительного анализа; (а) – створы в зоне ЧЭЗ: 1 – р. Припять (Мозырь); 2 – р. Припять (Чернобыль); 3 – р. Днепр (Речица); 4 – р. Сож (Гомель); 5 – р. Ипуть (Добруш); (б) – створы в зоне АЭС Ф-1: 6 – наблюдательный створ на Огаки вдхр. (р. Укедо); 7 – наблюдательный створ в нижнем течении р. Укедо; 8 – наблюдательный створ в нижнем течении р. Ота.

ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для проверки предложенной полуэмпирической “диффузионной” модели смыва радионуклидов использовались данные мониторинга ^{137}Cs в реках загрязненных территорий после аварий на ЧЭЗ и АЭС Ф-1. В случае зоны ЧЭЗ проводили сбор данных для рек Припять и Днепр с притоками Сож и Ипуть. В случае р. Припять анализировали данные по створам – Мозырь, Беларусь (1987–2017 гг.) и Чернобыль, Украина (1987–2019 гг.). В случае р. Днепр – по створу Речица (Беларусь), р. Сож – по створу Гомель, р. Ипуть – по створу Добруш (рис. 1а). При этом данные по удельной активности ^{137}Cs на взвеси были доступны только для створа Чернобыль на р. Припять, в остальных случаях использовали только данные для растворенного ^{137}Cs .

В 1987–1999 гг. для всех створов зоны ЧЭЗ использовались данные БД “RUNOFF”, подготовленной в рамках Проекта № 2 “Радиоэкология” Франко-Германской Инициативы по Чернобылю (Konoplev et al., 2002; FGI, 2006). В 2000–2019 гг. по створу Чернобыль использованы данные Государственного специализированного предприятия (ГСП) “Экоцентр” и Украинского гидрометеорологического института (УкрГМИ). Для всего периода наблюдений (1987–2017 гг.) по створам в Беларуси (Мозырь, Речица, Гомель и Добруш) использовались данные Белгидромета (Ежегодник, 2020; Konoplev et al., 2020). На основе дан-

ных мониторинга определяли среднегодовые удельные активности ^{137}Cs в реках. В табл. 1 представлены основные характеристики выбранных водосборов зоны аварии на ЧЭЗ.

Необходимо отметить, что в случае зоны ЧЭЗ основное внимание было сосредоточено на мониторинге содержания радионуклидов в растворе, поскольку основной вынос радионуклидов происходил там в растворенном состоянии (Коноплев, 2016). Поэтому для многих рек и створов надежные данные по содержанию ^{137}Cs на взвеси недоступны. Зачастую измерялись удельные активности радионуклидов на взвеси в Бк/л, которые не позволяют получить достоверные оценки характеристик твердого смыва. Можно сказать, что наиболее надежные данные долговременного мониторинга ^{137}Cs на взвеси существуют только для створа Чернобыль на р. Припять.

В случае зоны АЭС Ф-1 ситуация принципиально иная. Во-первых, в случае Фукусимы, особенно в первые годы после аварии вклад ^{137}Cs , связанного с взвешенным материалом, в его вынос большим количеством рек зоны загрязнения значительно превышал вклад растворенного ^{137}Cs . Во-вторых, с первых месяцев после аварии в организацию и проведение мониторинга были вовлечены специалисты в области эрозии почв, заинтересованные прежде всего в измерении удельной активности ^{137}Cs на взвеси (Evrard et al., 2015; Yoshimura et al., 2015).

Таблица 1. Характеристики водосборов Чернобыльской зоны и зоны аварии на АЭС Фукусима-1, выбранных для сравнительного анализа

Река	Створ	Площадь водосбора, км ²	Средняя плотность ¹³⁷ Cs, кБк/м ²
Чернобыльская зона			
Припять	Мозырь (1)	101000	35
	Чернобыль (2)	109400	97
Днепр	Речица (3)	58200	39
Сож	Гомель (4)	38900	148
Ипуть	Добруш (5)	10100	222
Зона АЭС Фукусима-1			
Укедо	Огаки вдхр. (6)*	110	2400
Укедо	Нижнее течение (7)**	153	3000
Ота	Нижнее течение (8)**	50	1700

* По данным (Funaki et al., 2020); ** по данным (Nakanishi, Sakuma, 2019).

Для сравнительного анализа рассчитывали характеристики смыва ¹³⁷Cs с водосборов наиболее загрязненных рек зоны аварии АЭС Ф-1 р. Укедо и р. Ота на основе данных мониторинга ¹³⁷Cs на взвеси и в растворе (рис. 16) (Yoshimura et al., 2015; Nakanishi, Sakuma, 2019; Taniguchi et al., 2019; Funaki et al., 2020). Основные характеристики водосборов зоны АЭС Ф-1, использованные для сравнительного анализа, также приведены в табл. 1 (Nakanishi, Sakuma, 2019; Funaki et al., 2020).

Из рис. 16 и табл. 1 видно, что водосборы рек Укедо и Ота можно отнести к сильно загрязненным. Средние плотности загрязнения ¹³⁷Cs их водосборов более, чем на порядок величины превосходят средние плотности загрязнения рек Припять и Днепр (табл. 1). Среди рек зоны отчуждения ЧАЭС по уровням загрязнения водосбора приближается только р. Сахан (Коноплев, 2016).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В целом, поведение радиоцезия аварийного происхождения в окружающей среде определяется формами его нахождения в атмосферных выпадениях и свойствами окружающей среды, определяющими его связывание почвами и отложениями (Коноплев, 2016; Коноплев и др., 2018; Konoplev, 2020; Shaw et al., 2005). Существенно больший вклад стока ¹³⁷Cs с твердым материалом в Фукусиме по сравнению с Чернобылем связан с двумя принципиальными факторами. Во-первых, как оказалось, ¹³⁷Cs в Фукусиме значительно более прочно связан с частицами почвы и наносами по сравнению с Чернобылем. Типичные значения коэффициента распределения K_d радиоцезия в реках Фукусимы примерно на порядок величины превосходят соответствующие значения в реках Чернобыльской зоны (Коноплев, 2015; Konoplev et al., 2016; Konoplev et al., 2021). Кроме

того, необходимо отметить, что долговременный мониторинг и в случае Чернобыля, и в случае Фукусимы демонстрирует отсутствие тренда изменения K_d во времени, хотя и при значительных сезонных вариациях (Nakanishi, Sakuma, 2019; Taniguchi et al., 2019; Konoplev et al., 2020; Konoplev et al., 2021) (рис. 2). Во-вторых, существенно большая годовая норма осадков с экстремальными паводками в период тайфунов, а также значительно более высокие средние углы наклона типичных водосборов в Фукусиме по сравнению с Чернобылем, приводят к более значительной эрозии верхнего слоя почв и выносу прочно связанного с ним радиоцезия (Коноплев, 2016; Konoplev et al., 2016; Konoplev et al., 2018; Konoplev et al., 2021).

На рис. 3 представлены результаты расчетов среднегодовых нормированных коэффициентов “твердого” смыва $N_p(^{137}\text{Cs})$ с водосбора р. Припять в створе Чернобыль зоны ЧАЭС на основе данных мониторинга (Konoplev et al., 2020) после 1986 г. Там же для сравнения приведены соответствующие результаты расчетов для рек зоны АЭС Ф-1 после 2011 г. – р. Укедо в створах Огаки вдхр. по данным (Funaki et al., 2020) и его нижнего течения, а также р. Ота зоны АЭС Ф-1 по данным (Yoshimura et al., 2015; Nakanishi, Sakuma, 2019; Taniguchi et al., 2019). При этом среднегодовые нормированные коэффициенты “твердого” смыва $N_p(^{137}\text{Cs})$ рассчитывали по формулам (2) с корректировкой на изменение среднего запаса на водосборе, принимая, что он меняется со временем только благодаря радиоактивному распаду и пренебрегая вкладом смыва и ветрового переноса. Там же приведены результаты расчетов по предложенной выше полуэмпирической модели смыва ¹³⁷Cs на взвеси для двух значений $D_{\text{eff}} = 0.5 \text{ см}^2/\text{год}$ и $5 \text{ см}^2/\text{год}$. Для почв Чернобыльской зоны характерное значение эффективного коэффициента дис-

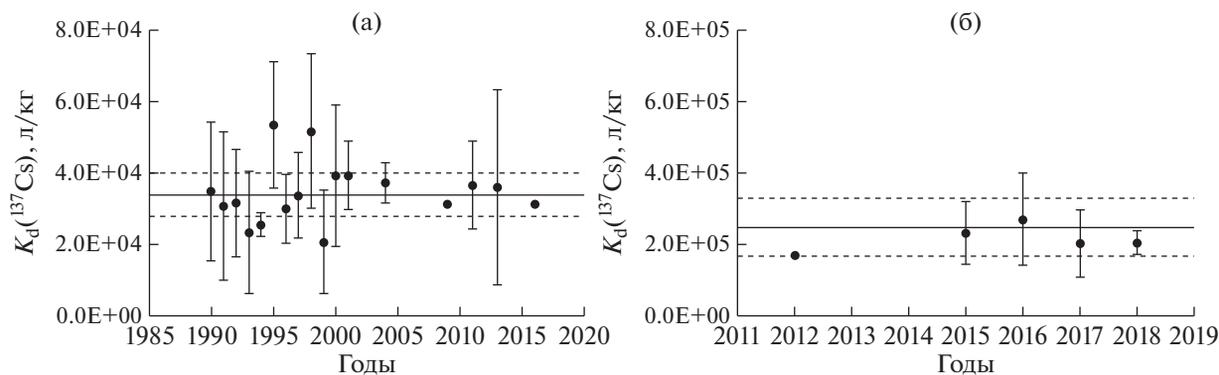


Рис. 2. Временной ход коэффициента распределения ^{137}Cs в р. Припять (Чернобыль) после аварии на ЧАЭС (Konoplev et al., 2020) (а) и в р. Укедо после аварии на АЭС Ф-1 (б) по данным (Yoshimura et al., 2015; Nakanishi, Sakuma, 2019). Сплошная линия соответствует среднему многолетнему значению, пунктир – доверительный интервал.



Рис. 3. Сравнение временного хода среднегодовых нормированных коэффициентов “твёрдого” смыва ^{137}Cs с водосборов р. Припять (Чернобыль) зоны ЧАЭС по данным (Konoplev et al., 2020), а также р. Укедо в створе Огаки вдхр. по данным (Funaki et al., 2020) и в нижнем течении рек Укедо и Ота по данным (Yoshimura et al., 2015; Nakanishi, Sakuma, 2019; Taniguchi et al., 2019), между собой и с расчетами по полупырической “диффузионной” модели при $D_{\text{eff}} = 0.5 \text{ см}^2/\text{год}$ и $D_{\text{eff}} = 5 \text{ см}^2/\text{год}$.

персии $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs})$ варьирует в пределах $0.1\text{--}1 \text{ см}^2/\text{год}$ (Булгаков и др., 1990б; Ivanov et al., 1997; Коноплев и др., 2016). Для условий зоны АЭС Ф-1 характерны более высокие значения D_{eff} в диапазоне $1\text{--}10 \text{ см}^2/\text{год}$ (Коноплев и др., 2016; Konoplev et al., 2016). Безусловно, вариабельность D_{eff} в почвах значительна, и это, естественно приводит к существенной неопределенности оценки и прогнозирования смыва ^{137}Cs с конкретных водосборов. Однако, эта неопределенность может быть существенно уменьшена при проведении масштабного обследования вертикального распределения радионуклида в рамках водосбора в зависимости от геохимических характеристик, в первую оче-

редь, типов почв и ландшафтов. В рамках данной работы мы преследовали цель качественного описания временного хода характеристик смыва ^{137}Cs и оставляем на будущее вопросы уточнения оценок и прогнозов.

Из рис. 3 видно, что для створа Огаки вдхр. г. Укедо значения N_p сравнимы с соответствующими значениями для р. Припять в створе Чернобыль, в то время как для створов в нижнем течении рек зоны аварии на АЭС Ф-1 Укедо и Ота характерны N_p в 2–3 раза меньше по сравнению с соответствующими значениями для р. Припять (Чернобыль). Более высокие значения N_p в створе на входе в водохранилище Огаки (б) может быть

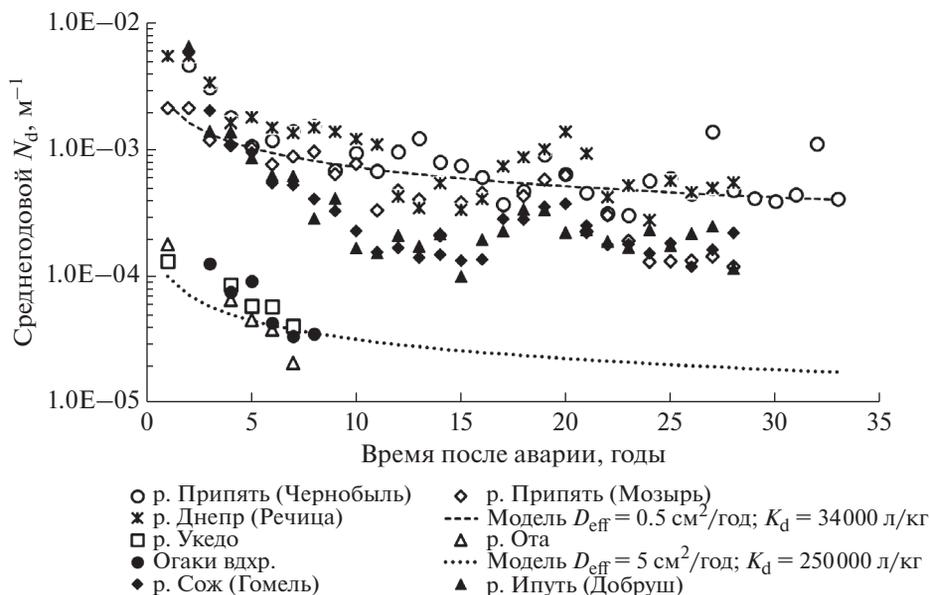


Рис. 4. Сравнение временного хода среднегодовых нормированных коэффициентов “жидкого” смыва ^{137}Cs с водосборов р. Припять в створах Мозырь (1) и Чернобыль (2), р. Днепр в створе Речица (3), р. Сож в створе Гомель (4) и р. Ипуть в створе Добруш (5) зоны ЧАЭС по данным (Konoplev et al., 2020; Ежегодник, 2020), а также рек Укело в створе Огаки вдхр. и в нижнем течении и р. Ота в нижнем течении зоны АЭС Ф-1 по данным (Funaki et al., 2020; Yoshimura et al., 2015; Nakanishi, Sakuma, 2019), между собой и с расчетами по полуэмпирической “диффузионной” модели при $D_{\text{eff}} = 0.5 \text{ см}^2/\text{год}$, $K_d = 34\,000 \text{ л/кг}$ и $D_{\text{eff}} = 5 \text{ см}^2/\text{год}$, $K_d = 250\,000 \text{ л/кг}$.

связано с обогащением взвеси в этом створе ^{137}Cs за счет взмучивания наносов, накопившихся до этого в донных отложениях. Соотношение N_p для створов в нижнем течении рек Укело и Ота Фукусимы с этими величинами для р. Припять в зоне Чернобыля соответствует обнаруженным ранее более высоким значениям $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs})$ в почвах в условиях зоны аварии АЭС Ф-1 по сравнению с типичными значениями $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs})$ в почвах зоны ЧАЭС, что связано с большей годовой нормой осадков, более высокой среднегодовой температурой воздуха и биологической активностью в почвах Фукусимы (Коноплев и др., 2016; Konoplev et al., 2016). $N_p(^{137}\text{Cs})$ и его зависимость от времени для водосборов рек Укело и Ота в нижнем течении зоны аварии на АЭС Ф-1 неплохо согласуется с расчетами по предложенной полуэмпирической модели при $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs})$ около $5 \text{ см}^2/\text{год}$.

На рис. 4 приведены результаты расчетов среднегодовых нормированных коэффициентов “жидкого” смыва ^{137}Cs для водосборов пяти речных створов зоны аварии на ЧАЭС (табл. 1) и трех створов зоны аварии на АЭС Ф-1 (табл. 1). Ось ординат на рис. 4 представлена в логарифмическом масштабе.

Из рис. 4 видно, что временной ход нормированных коэффициентов смыва $N_d(^{137}\text{Cs})$ для рек Чернобыльской зоны в створах Чернобыль (р. Припять), Мозырь (р. Припять), Речица (р. Днепр), Гомель (р. Сож) и Добруш (р. Ипуть) с некоторым раз-

бросом, но группируется вокруг расчетной кривой полуэмпирической “диффузионной” модели (9) при следующих значениях параметров $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs}) = 0.5 \text{ см}^2/\text{год}$ (Булгаков и др., 1990б; Ivanov et al., 1997; Коноплев и др., 2016) и $K_d(^{137}\text{Cs}) = 34\,000 \text{ л/кг}$ (Konoplev et al., 2020). Заметный разброс значений $N_d(^{137}\text{Cs})$ для разных рек региона можно отнести к изменчивости $K_d(^{137}\text{Cs})$ в системе “взвесь–вода”, а отклонение временного хода $N_d(^{137}\text{Cs})$ для рек Ипуть и Сож через 10 лет после аварии и реки Припять в створе Мозырь через 20 лет после аварии можно объяснить происходящими на водосборах изменениями землепользования. Кроме того, важным источником изменчивости значений $N_d(^{137}\text{Cs})$ и их временного хода для разных рек является резкая неоднородность загрязнения водосборов ^{137}Cs и связанное с этим расположение наиболее загрязненных участков водосбора по отношению к наблюдательному створу. Так, створ Чернобыль находится на выходе р. Припять из наиболее загрязненного участка водосбора – ближней зоны отчуждения ЧАЭС, где уровни загрязнения достигают и даже превосходят 3000 кБк/м^2 . Сток с этого участка, включая высоко-загрязненные под-водосборы таких малых рек, как р. Сахан, р. Глинница и др. (Konoplev et al., 2002) поступает напрямую в створ Чернобыль. В то же время в случае створов Гомель (р. Сож) и Добруш (р. Ипуть) участки водосборов с максимальными уровнями

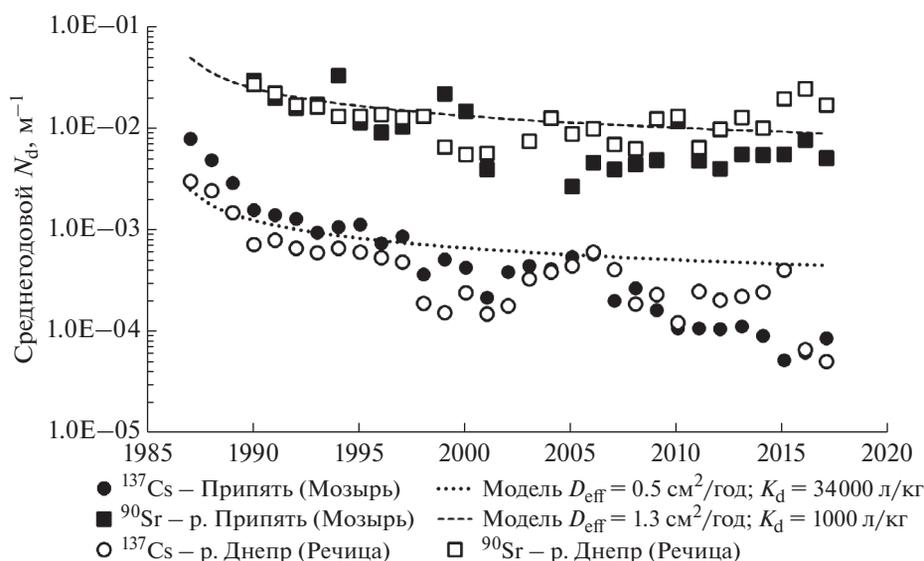


Рис. 5. Сравнение среднегодовых значений нормированных коэффициентов “жидкого” смыва ^{137}Cs и ^{90}Sr с водосборов р. Припять в створе Мозырь (1) и р. Днепр в створе Речица (3) и их временного хода после аварии на ЧАЭС по данным (Konoplev et al., 2020) между собой и с расчетами по полуэмпирической “диффузионной” модели при $D_{\text{eff}} = 0.5 \text{ см}^2/\text{год}$, $K_d = 34\,000 \text{ л/кг}$ для и $D_{\text{eff}} = 1.3 \text{ см}^2/\text{год}$, $K_d = 1000 \text{ л/кг}$.

загрязнения находятся на значительном удалении от наблюдательного створа.

Водосборы рек зоны аварии на АЭС Ф-1 Укедо и Ота во всех трех створах (6–8) характеризуются близкими значениями $N_d(^{137}\text{Cs})$ и одинаковым временным трендом снижения. Среднегодовые значения нормированных коэффициентов смыва $N_d(^{137}\text{Cs})$ для рек Фукусимы примерно на порядок величины меньше соответствующих значений для водосборов зоны аварии на ЧАЭС (рис. 4), что подтверждает результаты работ (Коноплев, 2016; Konoplev et al., 2016) для первых лет после аварии на АЭС Ф-1. Это различие, главным образом, объясняется как минимум на порядок величины более высокими значениями $K_d(^{137}\text{Cs})$ для большинства рек зоны АЭС Ф-1 по сравнению с реками зоны ЧАЭС (Коноплев, 2015) (рис. 2). Временной ход $N_d(^{137}\text{Cs})$ для всех трех водосборов рек Укедо (створы 6 и 7 на рис. 1б) и Ота (створ 8 на рис. 1б) удовлетворительно описывается предложенной “диффузионной” моделью смыва радионуклидов со следующими значениями параметров: средний по площади водосбора $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs}) = 5 \text{ см}^2/\text{год}$ (Коноплев и др., 2016) и средний $K_d(^{137}\text{Cs}) = 2.5 \times 10^5 \text{ л/кг}$ (Коноплев, 2015; Konoplev et al., 2016; Nakanishi, Sakuma, 2019; Taniguchi et al., 2019).

В случае аварии на АЭС Ф-1 поступление ^{90}Sr в окружающую среду было несущественным и пренебрежимо малым по отношению к радиостронцию глобальных выпадений в результате

ядерных испытаний (Steinhouser et al., 2014). В то же время в случае аварии на ЧАЭС ^{90}Sr является одним из наиболее экологически значимых радионуклидов и поэтому на протяжении более 30 лет после аварии проводился мониторинг загрязнения рек этим радионуклидом. Уже в первые годы после аварии на ЧАЭС было показано, что нормированный коэффициент “жидкого” смыва ^{90}Sr в несколько раз больше соответствующей величины для ^{137}Cs (Борзилов и др., 1988; Konoplev et al., 1992; Konoplev et al., 1999). В дальнейшем это различие увеличивалось, особенно в ближней зоне, вследствие разрушения топливных частиц и выщелачивания радионуклидов (Коноплев, Булгаков, 1999). При этом ^{137}Cs , высвобожденный из топливных частиц относительно быстро фиксировался глинистыми минералами почв и наносов, в то время как ^{90}Sr переходил в обменную форму, доступную для перехода в раствор. (Коноплев, Булгаков, 2000). Ранее было показано, что полуэмпирическое “диффузионное” моделирование динамики загрязнения поверхностных вод радионуклидами применимо не только к радиоцезию, но и к радиостронцию (Konoplev et al., 2020).

На рис. 5 приведены среднегодовые значения нормированных коэффициентов “жидкого” смыва ^{137}Cs и ^{90}Sr с водосборов р. Припять в створе Мозырь и р. Днепр в створе Речица, рассчитанных по данным (Konoplev et al., 2020) и их временной ход после аварии на ЧАЭС. Там же приведены результаты расчетов по предлагаемой “диффузионной” модели для двух наборов основных пара-

метров: при $D_{\text{eff}} = 0.5 \text{ см}^2/\text{год}$, $K_d = 34000 \text{ л/кг}$ (характерные величины для ^{137}Cs) и $D_{\text{eff}} = 1.3 \text{ см}^2/\text{год}$, $K_d = 1000 \text{ л/кг}$ (характерные величины для ^{90}Sr). Видно, что нормированные коэффициенты “жидкого” смыва ^{90}Sr , как минимум, на порядок величины превосходят соответствующие значения для ^{137}Cs для этих двух основных рек зоны аварии на ЧАЭС. Это, главным образом, обусловлено различием в значениях коэффициентов распределения (K_d) этих радионуклидов. “Диффузионная” модель в целом правильно описывает временной тренд характеристик смыва и ^{137}Cs и ^{90}Sr в растворенном состоянии с загрязненных водосборов после аварии на ЧАЭС.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предложенная полуэмпирическая “диффузионная” модель смыва радионуклидов позволяет оценить коэффициенты “твердого” и “жидкого” смыва ^{137}Cs с загрязненных водосборов как после аварии на ЧАЭС, так и после аварии на АЭС Ф-1, объяснить различия между ними, а также описать и спрогнозировать их долговременный тренд. Модель основана на том, что источником взвеси в реки является эрозия верхнего слоя почвы водосбора, а концентрация радионуклида в почве описывается простым уравнением диффузии.

Нормированные коэффициенты “твердого” смыва ^{137}Cs с водосборов рек зоны АЭС Ф-1 существенно отличаются от их значений для рек зоны ЧАЭС, соответствуя нижнему краю типичных величин Чернобыльской зоны. Несколько меньшие значения $N_p(^{137}\text{Cs})$ в Фукусиме объясняются более высокими значениями эффективного коэффициента дисперсии $D_{\text{eff}}(^{137}\text{Cs})$ в типичных почвах Фукусимы.

Нормированные коэффициенты “жидкого” смыва, т.е. растворенного ^{137}Cs , с водосборов Фукусимы примерно на порядок величины меньше соответствующих величин для водосборов Чернобыля, главным образом, за счет соответствующего отличия на порядок величины коэффициента распределения ^{137}Cs в реках Фукусимы и Чернобыля.

Предложенная полуэмпирическая “диффузионная” модель смыва радионуклидов удовлетворительно описывает временные тренды изменения коэффициентов смыва ^{137}Cs как в зоне ЧАЭС, так и в зоне АЭС Ф-1 и может быть использована для прогнозирования смыва ^{137}Cs после ядерной аварии.

Долговременная динамика смыва ^{90}Sr в растворе с водосборов зоны ЧАЭС также следует “диффузионной” модели, при этом нормированные коэффициенты его смыва, как минимум, на

порядок превосходят соответствующие величины для ^{137}Cs , главным образом, благодаря существенно более низким значениям коэффициента распределения ^{90}Sr в системе “взвесь–вода” (K_d).

Неоднородность загрязнения водосбора, особенно удаленность основного “пятна” загрязнения от наблюдательного створа, а также отличия в землепользовании на территории водосбора могут приводить к заметным вариациям наблюдаемых коэффициентов смыва и отличиям от расчетных величин по предложенной модели.

Настоящая работа была выполнена при частичной поддержке Японского общества поддержки фундаментальных исследований (JSPS, Грант КАКЕННІ 18Н03389) и в рамках проекта Японского фонда научно-технического партнерства для устойчивого развития SATREPS в рамках проекта JPMJSA1603.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бобовникова Ц.И., Авраменко А.С., Махонько К.П., Дибцева А.А., Волокитин А.А., Чумичев В.Б. (1977) Концентрация стронция-90 в поверхностных водах суши на территории СССР. *Метеорология и гидрология*. (9), 56-61.
- Бобовникова Ц.И., Махонько К.П., Сиверина А.А., Работнова Ф.А., Гутарева В.П., Волокитин А.А. (1991) Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве. *Атомная энергия*. 71(5), 449-454.
- Борзилов В.А., Коноплев А.В., Ревина С.К., Бобовникова Ц.И., Лютик П.М., Швейкин Ю.В., Щербак А.В. (1988) Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции. *Метеорология и гидрология*. (11), 43-53.
- Борзилов В.А., Седунов Ю.С., Новицкий М.А., Возженников О.И., Коноплев А.В., Драголюбова И.В. (1989) Физико-математическое моделирование процессов, определяющих смыв долгоживущих радионуклидов с водосборов тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС. *Метеорология и гидрология*. (1), 5-13.
- Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е., Щербак А.В. (1990а) Динамика вымывания поверхностным стоком долгоживущих радионуклидов в районе Чернобыльской АЭС. *Почвоведение*. (4), 47-54.
- Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е., Бобовникова Ц.И., Сиверина А.А., Шкуратова И.Г. (1990б) Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС. *Почвоведение*. (10), 14-19.
- Булгаков А.А., Коноплев А.В., Шкуратова, И.Г. (2000) Динамика содержания ^{137}Cs в поверхностном слое почв 30-километровой зоны Чернобыльской атомной электростанции. *Почвоведение*. (9), 1149-1152.
- Герменчук М.Г. (2020) Современная парадигма радиоэкологии и система радиационного мониторинга окружающей среды. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. (2), 26-35.

- Ежегодник (2020). Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году (Под ред. Шершакова В.М., Булгакова В.В., Крышева И.И., Вакуловского С.М., Катковой М.Н., Крышева А.И.). Обнинск: Росгидромет/ФГБУ "НПО "Тайфун", 340 с.
- Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д. (1990) Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеоздат, 296 с.
- Коноплев А.В. (2015) Распределение радиоцезия аварийного происхождения между взвешенными наносами и раствором в реках: сравнение Фукусимы и Чернобыля. *Радиохимия*. **57**(5), 471-474.
- Коноплев А.В. (2016) Сравнительный анализ смыва радиоцезия с загрязненных водосборов в результате аварий на АЭС Фукусима-1 и Чернобыльской АЭС. *Геохимия*. (6), 536-542.
- Konoplev A.V. (2016) Comparative Analysis of Radioactive Cesium Wash-off from Contaminated Catchment Areas after Accidents at the Fukushima Dai-ichi and Chernobyl Nuclear Power Plants. *Geochem. Int.* **54**(6) 522-528.
- Коноплев А.В., Булгаков А.А. (1999) Кинетика выщелачивания ^{90}Sr из топливных частиц в почве ближней зоны Чернобыльской АЭС. *Атомная энергия*. **86**(2), 129-134.
- Коноплев А.В., Булгаков А.А. (2000) Трансформация форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и донных отложениях. *Атомная энергия*. **88**(1), 55-60.
- Коноплев А.В., Голосов В.Н., Йошенко В.И., Нанба К., Онда Ю., Вакияма Й. (2016) Вертикальное распределение радиоцезия в почвах зоны аварии на АЭС Фукусима-1. *Почвоведение*. (5), 620-632.
- Коноплев А.В., Вакияма Й., Вада Т., Голосов В.Н., Нанба К., Такасе Ц. (2018) Радиоцезий в прудах ближней зоны АЭС Фукусима-1. *Водные ресурсы*. **45**(4), 433-442.
- Махонько К.П., Авраменко А.С., Бобовникова Ц.И., Чумичев В.Б. (1977) Коэффициент стока стронция-90 и цезия-137 с поверхности почв речного бассейна. *Метеорология и гидрология*. (10), 62-66.
- Писарев В.В., Колосков И.А., Кузнецова В.М., Цыбизов И.С. (1972) Вымывание стронция-90 из почвенного покрова поверхностными водами. *Почвоведение*. (3), 66-75.
- Ровинский Ф.Я., Синицина З.Л., Черханов Ю.П. (1976) К вопросу миграции стронция-90 из почвы с поверхностными водами. *Почвоведение*. (8), 52-55.
- Ровинский Ф.Я., Синицына З.Л. (1979) Прогноз качества речной воды в период весеннего половодья. *Метеорология и гидрология*. (6), 74-77.
- Седунов Ю.С., Борзилов В.А., Коноплев А.В., Новицкий М.А. (1988) Моделирование и прогноз вторичного радиоактивного загрязнения рек аварийной зоны Чернобыльской АЭС долгоживущими радионуклидами. *Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной станции. 3. Модели переноса радиоактивности в атмосфере. Гидрологические и гидрогеологические аспекты загрязнений*. М.: Гидрометеоздат, 16-29.
- Ahuja L.R., Sharpley A.N., Yamamoto M., Menzel R.G. (1981) The depth of rainfall-runoff-soil interaction as determined by ^{32}P . *Water Resources. Res.* **17**, 969-974.
- Borzilov V.A., Novitsky M.A., Konoplev A.V., Voszhennikov O.I., Gerasimenko A.C. (1993) A model for prediction and assessment of surface water contamination in emergency situations and methodology of determining its parameters. *Radiation Protection Dosimetry*. **50**(2-4), 349-351.
- Donigian A.S., Jr., Beyerlein D.C., Davis H.H., Crawford N.H. (1977) *Agricultural runoff management (ARM) model, version II: refinement and testing*. EPA 600/3-77-098, Environ. res. lab., US EPA, Athens, GA, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Evrard O., Lacey J.P., Lapage H., Onda Y., Cerdan O., Ayrault S. (2015) Radiocesium transfer from hillslopes to the Pacific Ocean after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A review. *J. Environ. Radioact.* **148**, 92-110.
- FGI (2006). *The French-German Initiative for Chernobyl. Program 2: Study of the radioecological consequences*. GRS/IRSN. 109 p.
- IAEA (2006). Radiological conditions in the Dnieper river basin. Assessment by an international expert team and recommendations for an action plan. Vienna, 185 p.
- IAEA (2010). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series No. 472. Vienna, 194 p.
- Ikehara R., Suetake M., Komiya T., Furuki G., Ochiai A., Yamasaki S., Bower W.R., Law G.T.W., Ohnuki T., Grambow B., Ewing R.C., Utsunomiya S. (2018) Novel method of quantifying radioactive cesium-rich microparticles (CsMP) in the environment from the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 6390-6398.
- Ivanov Y.A., Lewyckyj N., Levchuk S.E., Prister B.S., Firsakova S.K., Arkhipov N.P., Kruglov S.V., Alexakhin R.M., Sandalls J., Askbrant S. (1997) Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian, and Russian soils. *J. Environ. Radioact.* **35**, 1-21.
- Kaneyasu N., Ohashi H., Suzuki F., Okuda T., Ikemori F. (2012) Sulfate Aerosol as a Potential Transport Medium of Radiocesium from the Fukushima Nuclear Accident. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 5720-5726.
- Knisel W.G. (Ed.) (1980). CREAMS: A field-scale model for chemicals runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. US DA Conservation Research Report No. 26, 643 p.
- Konoplev A. (2020) Mobility and bioavailability of the Chernobyl-derived radionuclides in soil-water environment: Review. In *Behavior of radionuclides in the environment II: Chernobyl* (Eds. Konoplev A., Kato K., Kalmykov S.). Tokyo: Springer Nature, 157-193.
- Konoplev A.V., Bobovnikova Ts.I. (1991) Comparative analysis of chemical forms of long-lived radionuclides and their migration and transformation in the environment following the Kyshtym and Chernobyl accidents. In Proceedings of the Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. CEC, Luxembourg, 371-396.
- Konoplev A.V., Bulgakov A.A., Popov V.E., Bobovnikova Ts.I. (1992) Behaviour of long-lived radionuclides in a soil-water system. *Analyst*. **117**, 1041-1047.
- Konoplev A.V., Bulgakov A.A., Popov V.E., Popov O.F., Scherbak A.V., Shveikin Yu.V., Hoffman F.O. (1996) Model testing using Chernobyl data: I. Wash-off of Sr-90 and

- Cs-137 from two experimental plots established in the vicinity of Chernobyl reactor. *Health Physics*. **70**(1), 8-12.
- Konoplev A.V., Bulgakov A.A., Hoffman F.O., Kanyar B., Lyashenko G., Nair S.K., Popov A., Raskob W., Thiesen K.M., Watkins B., Zheleznyak M. (1999) Validation of models of radionuclide wash-off from contaminated watersheds using Chernobyl data. *J. Environ. Radioact.* **42**, 131-141.
- Konoplev, A.V., Deville-Cavelin, G., Voitsekhovich, O., Zhukova, O.M. (2002) Transfer of Chernobyl ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr by surface run-off. *Radioprotection*. **37**(C1), 315-318.
- Konoplev A., Golosov V., Laptev G., Nanba K., Onda Y., Takase T., Wakiyama Y., Yoshimura K. (2016) Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. *J. Environ. Radioactivity*. 151, 568-578.
- Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y., Takase T., Yoschenko V., Yoshihara T., Parenjuk O., Cresswell A., Ivanov M., Carradine M., Nanba K., Onda Y. (2018) Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration. *J. Environ. Radioact.* **186**, 23-33.
- Konoplev A., Kanivets V., Laptev G., Voitsekhovich O., Zhukova O., Germenchuk M. (2020) Long-term dynamics of the Chernobyl-derived radionuclides in rivers and lakes. In *Behavior of Radionuclides in the Environment II: Chernobyl* (Eds. Konoplev A., Kato K., Kalmykov S.). Tokyo: SPRINGER, 323-348.
- Konoplev A., Kanivets V., Zhukova O., Germenchuk M., Derkach H. (2021) Mid- to long-term radiocesium wash-off from contaminated catchments at Chernobyl and Fukushima. *Water Res.* **188**, 116514.
- Nakanishi T., Sakuma K. (2019) Trend of ¹³⁷Cs concentration in river water in the medium term and future following the Fukushima nuclear accident. *Chemosphere*. **215**, 272-279.
- Okumura T., Yamaguchi N., Dohi T., Iijima K., Kogure T. (2019) Dissolution behaviour of radiocaesium-bearing microparticles released from the Fukushima nuclear power plant. *Sci. Rep.* **9**: 3520.
- Shaw G., Venter A., Avila R., Bergman R., Bulgakov A., Calmon P., Fesenko S., Frissel M., Goor F., Konoplev A., Linkov I., Mamikhin S., Moberg L., Orlov A., Rantavaara A., Spiridonov S., Thiry Y. (2005). Radionuclide migration in forest ecosystems – results of a model validation study. *J. Environ. Radioact.* **84**, 285-296.
- Steinhouser G., Brandl A., Johnson T.E. (2014) Comparison of the Chernobyl and Fukushima accidents: A review of the environmental impacts. *Sci. Total Environ.* **470–471**, 800-817.
- Taniguchi K., Onda Y., Smith H.G., Blake W., Yoshimura K., Yamashiki Y., Kuramoto T., Saito K. (2019) Transport and redistribution of radiocesium in Fukushima fallout through rivers. *Environ. Sci. Technol.* **53**, 12339-12347.
- UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation (Report to the General Assembly), Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, N.Y., 566 p.
- Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M., Matsuura, Y. (2015) An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory. *J. Environ. Radioactivity*. **139**, 370-378.