

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МЕХАНИЗМЫ СЕЗОННЫХ КОЛЕБАНИЙ РАСТВОРЕННОГО ^{137}Cs В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ: ФУКУСИМА И ЧЕРНОБЫЛЬ

© 2023 г. А. В. Коноплев

*Институт радиоактивности окружающей среды Университета Фукусимы, Канаягава 1,
Фукусима, 960-1296 Япония
e-mail: alexeikonoplev@gmail.com*

Поступила в редакцию 05.09.2023, после доработки 20.10.2023, принята к публикации 23.10.2023

Анализ массива доступных данных мониторинга о сезонных колебаниях растворенного радиоцезия аварийного происхождения в водных объектах показывает, что существуют два основных физико-химических механизма, отвечающих за сезонные изменения концентрации растворенного радиоцезия в водных объектах в течение года – температурная зависимость десорбции радиоцезия с взвешенного материала и ионообменная ремобилизация радиоцезия катионами аммония, образующимися при разложении органического вещества в восстановительных условиях при недостатке кислорода. Получено уравнение, описывающее сезонный ход концентрации растворенного радиоцезия в водных объектах с учетом двух основных факторов – температуры воды и комбинированной концентрации основных конкурентных катионов.

Ключевые слова: Фукусима, Чернобыль, ^{137}Cs , реки, пруды, сорбция–десорбция, сезонные колебания.

DOI: 10.31857/S0033831123060126, **EDN:** NUFHYT

ВВЕДЕНИЕ

Изменение во времени концентрации радиоцезия в водных объектах представляет интерес как с точки зрения адекватной оценки доз радиации для населения и биоты, в частности рыб, так и с точки зрения прогнозирования его миграции в окружающей среде, поскольку водная среда является основным долговременным путем распространения радиоактивного загрязнения, включая трансграничный перенос [1]. После аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) в 1986 г. в ряде водных объектов, на которых проводился регулярный мониторинг загрязнения воды ^{137}Cs , были обнаружены регулярные колебания растворенного ^{137}Cs в воде [2–6]. В пределах года максимальные концентрации наблюдались летом, а минимальные – зимой. При этом отношение максимума концентрации растворенного ^{137}Cs к минимуму было в пределах 1.5–3.0. На рис. 1 приведена долговременная динамика растворен-

ного (с 1986 по 1992 г. суммарного – растворенного и взвешенного) ^{137}Cs в водоеме-охладителе (ВО) ЧАЭС в 1986–2014 гг. до начала спуска воды в ВО.

Видно, что отношение концентраций растворенного ^{137}Cs в максимуме и минимуме одного календарного года составляет, как правило, 2–3 раза. Аналогичный сезонный ход растворенного чернобыльского ^{137}Cs наблюдался в оз. Форзее в Германии и других водных объектах [2, 4, 7].

После аварии на АЭС Фукусима-1 (АЭС Ф-1) такие же регулярные сезонные вариации концентрации растворенного ^{137}Cs были зафиксированы не только для прудов [8, 9], озер [10] и водохранилищ [11], как в случае радиоцезия чернобыльского происхождения, но и для рек на загрязненной территории [12–15]. Так, на рис. 2 приведены зависимости концентрации растворенного ^{137}Cs в р. Укедо, протекающей по зоне отчуждения АЭС Ф-1 [14].

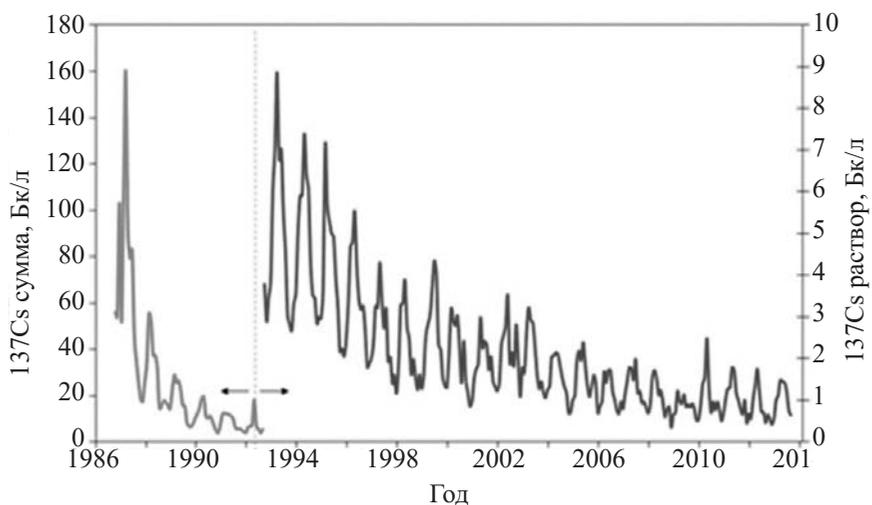


Рис. 1. Регулярные сезонные вариации растворенного ^{137}Cs в водоеме-охладителе (ВО) ЧАЭС в 1993–2014 гг. до начала спуска воды в ВО и суммарного ^{137}Cs (растворенного и на взвеси) в 1986–1992 гг. [5, 6].

Целью настоящего обзора является анализ доступных данных по сезонным вариациям растворенного ^{137}Cs в различных водных объектах загрязненных территорий для определения основных механизмов, отвечающих за это явление, и его параметризации посредством ключевых характеристик среды.

*Ремобилизация радиоцезия
в водоемах катионами аммония*

После аварии на ЧАЭС для объяснения сезонного хода растворенного радиоцезия в озерах и прудах была выдвинута гипотеза о том, что его ремобилизация летом происходит благодаря накоплению ам-

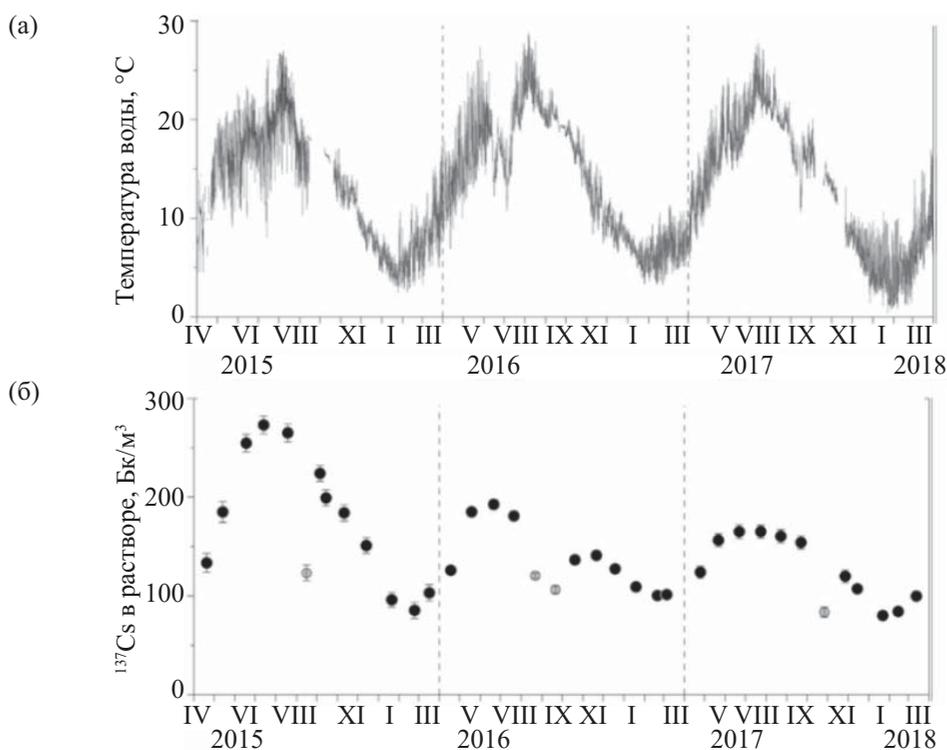


Рис. 2. Временной ход и сезонные вариации температуры воды (а) и растворенного ^{137}Cs (б) в р. Укедо в зоне аварии на АЭС Ф-1 в 2015–2018 гг. [14].

мония в придонной области стратифицированных водоемов в результате разложения органического вещества в восстановительных условиях, т.е. при низкой концентрации растворенного кислорода [2–5]. Сезонные вариации растворенного радиоцезия в озерах, прудах и водохранилищах территорий, загрязненных в результате аварии на АЭС Ф-1, были также объяснены его ремобилизацией катионами аммония, образующимися в результате разложения органического вещества в донных отложениях в восстановительных условиях [8–11]. Действительно, аммоний является наиболее сильным конкурентным ионом радиоцезия за селективные сорбционные места, расположенные в клиновидных краевых областях межпакетных пространств FES (от английского «Frayed Edge Sites») глинистых минералов с кристаллической решеткой 2 : 1. Эффективность аммония в замещении радиоцезия на FES в 5 раз превышает эффективность калия – другого важнейшего конкурентного иона по отношению к радиоцезию [16, 17]. Селективные сорбционные места FES составляют относительно небольшую долю общего количества ионообменных сорбционных мест (от 1 до 5%) для большинства почв и донных отложений [18]. Однако емкости FES большинства минеральных почв и наносов существенно превосходят содержание в почве стабильного и радиоактивного цезия, в том числе в зонах особо высокого загрязнения, поэтому обменный радиоцезий концентрируется на FES [18, 19].

Динамика растворенного радиоцезия в водных объектах определяется изменением его распределения между твердой и жидкой фазами. Наиболее распространенным параметром, используемым для количественного описания распределения радионуклидов в системе почва–вода, является коэффициент распределения K_d , равный отношению равновесных концентраций радионуклида в твердой $[R]_p$ и жидкой $[R]_d$ фазах системы [20,21]:

$$K_d = \frac{[R]_p}{[R]_d} \quad (1)$$

$[R]_p$ включает в себя радиоцезий, входящий в состав горячих частиц (R_h), обменно-сорбированный радиоцезий (R_{ex}) и радиоцезий, фиксированный глинистыми минералами (R_f).

Обменно-сорбированный радиоцезий в любой конкретный момент времени находится в ионооб-

менном квазиравновесии с растворенным радиоцезием, в то время как все формы необменного радиоцезия в обмене с раствором в текущий момент времени не участвуют. Поэтому целесообразно использовать понятие обменного коэффициента распределения K_d^{ex} , равного отношению текущей квазиравновесной концентрации обменного радиоцезия в твердой фазе $[R]_{ex}$ к его концентрации в растворе $[R]_d$ [6, 22, 23]:

$$K_d^{ex} = \frac{[R]_{ex}}{[R]_d} = \alpha_{ex} K_d, \quad (2)$$

где α_{ex} – доля обменной формы радиоцезия в почве или наносах, а K_d – его суммарный коэффициент распределения.

В соответствии с теорией ионного обмена обменный коэффициент распределения ^{137}Cs при постоянной температуре зависит от концентрации в растворе конкурентных по отношению к цезию обменных катионов калия и аммония следующим образом [16, 17, 24]:

$$K_d^{ex} = \frac{RIP^{ex}(K)}{[K^+] + K_c(NH_4/K)[NH_4^+]} \quad (3)$$

где $RIP^{ex}(K)$ – обменный потенциал связывания радиоцезия, свойство почв или наносов, характеризующее их способность селективно сорбировать радиоцезий на центрах FES глинистых минералов [16–19, 25]; $K_c(NH_4/K)$ – коэффициент селективности адсорбции аммония на FES по отношению к калию. Согласно работе [17], для более 100 изученных типов почв и наносов $K_c(NH_4/K) = 5 \pm 2$. Из уравнения (3) следует, что искать корреляции концентрации растворенного ^{137}Cs отдельно с концентрацией калия или аммония бессмысленно в тех случаях, когда оба эти конкурента ^{137}Cs присутствуют в растворе в значимых количествах и имеют сравнимый вклад в десорбцию ^{137}Cs . На рис. 3 приведена зависимость обменного коэффициента распределения ^{137}Cs в воде пруда Фуназава в ближней зоне АЭС Ф-1 от обратной эффективной концентрации конкурентных катионов $([K^+] K_c(NH_4/K)[NH_4^+])^{-1}$. Видно, что в целом эта зависимость подчиняется уравнению (3), хотя отклонение целого ряда экспериментальных точек от теоретической прямой достаточно велико. Две возможные причины таких отклонений достаточно очевидны: 1) нестабильность аммония в пробах воды ввиду его легкой окисляемости кислородом воздуха и 2) существование альтернативного

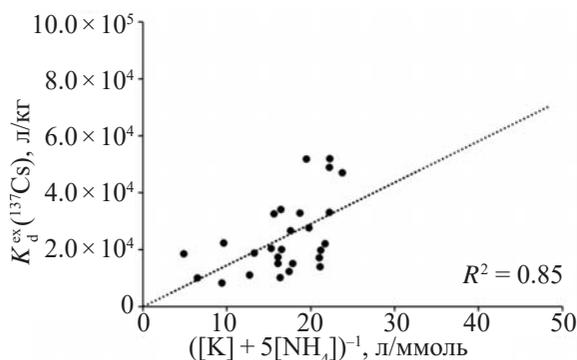


Рис. 3. Зависимость обменного коэффициента распределения ^{137}Cs K_d^{ex} от обратной эффективной концентрации основных конкурентных ионов по отношению к Cs $[\text{K}^+] + 5[\text{NH}_4^+]^{-1}$ для пруда Фуназава в ближней зоне АЭС Ф-1 в 2015–2019 гг. [6, 25].

фактора, влияющего на распределение ^{137}Cs между взвесью и раствором.

Температурная зависимость десорбции ^{137}Cs с взвешенных наносов в раствор

Другим важным фактором, определяющим распределение ^{137}Cs между взвесью и раствором является зависимость его адсорбционно-десорбционного равновесия от температуры воды. Данные, приведенные на рис. 2, указывают на то, что сезонные колебания концентрации растворенного ^{137}Cs в р. Укедо зоны аварии на АЭС Ф-1 происходят синхронно с изменениями температуры воды – с ростом температуры весной/летом наблюдается рост концентрации ^{137}Cs в растворе, а при уменьшении температуры воды осенью/зимой концентрация растворенного ^{137}Cs падает. Аналогичные данные были получены и для других рек зоны аварии на АЭС Ф-1 [12, 15] и водоемов [8–10].

При неизменном составе раствора и характеристик взвеси сезонные изменения температуры воды влияют на скорость ионообменной десорбции ^{137}Cs в соответствии с уравнением Гиббса–Гельмгольца, записанного для обменного коэффициента распределения ^{137}Cs – K_d^{ex} [12, 26]:

$$\frac{\partial \ln K_d^{\text{ex}}}{\partial \left(\frac{1}{T}\right)} = \frac{\Delta H}{R}, \quad (4)$$

где ΔH – энтальпия десорбции ^{137}Cs с взвеси в раствор при температуре T (К), R – газовая постоянная, равная 8.3 кДж/моль. $\Delta H = -E_A$, где E_A – энергия активации по Аррениусу [27, 28].

В лабораторных исследованиях сорбции–десорбции стабильного Cs на грунтах площадки Хэнфорд (США, штат Вашингтон), где расположены емкости высокоактивных радиоактивных отходов, было показано, что для FES этих грунтов энергия активации десорбции Cs составляет 18 ± 2 кДж/моль [26]. Если принять ряд упрощающих предположений о постоянстве состава воды и незначительности доли десорбированного радиоцезия от его общего содержания на взвеси, температурную зависимость растворенного ^{137}Cs в водоеме в пределах одного календарного года по Аррениусу можно представить в виде уравнения:

$$C(T) \sim (R_d^{\text{ex}})^{-1} = A e^{-\frac{E_A}{RT}}, \quad (5)$$

где $C(T)$ – концентрация ^{137}Cs в растворе при температуре T ; A – величина, не зависящая от температуры. В линеаризованном виде эта зависимость может быть записана как:

$$\ln C(T) = B - \frac{E_A}{R} \times \frac{1}{T}, \quad (6)$$

где B – не зависящая от температуры постоянная для заданного состава воды.

Такой подход был применен для анализа сезонных вариаций растворенного ^{137}Cs в реках Абукума и Хирай, протекающим по умеренно загрязненным районам Фукусимской префектуры после аварии на АЭС Ф-1 [12, 15]. Энергия активации десорбции ^{137}Cs с FES для взвеси р. Абукума оказалась равной 19.3 кДж/моль [12], а для взвеси р. Хирай – 34.7 кДж/моль [15]. Этот метод можно использовать и для других доступных данных мониторинга ^{137}Cs в реках загрязненной зоны аварии на АЭС Ф-1, и, в частности, для результатов, опубликованных в работе [29] по девяти рекам в течение года с 2017 по 2018 гг. На рис. 4 приведены зависимости логарифма концентраций растворенного ^{137}Cs в реках ближней зоны АЭС Ф-1 в 2017–2018 гг. от обратной абсолютной температуры воды по данным мониторинга [29].

В целом E_A для более десяти рек Фукусимской префектуры, мониторинг которых осуществлялся после аварии, варьирует в пределах от 16 до

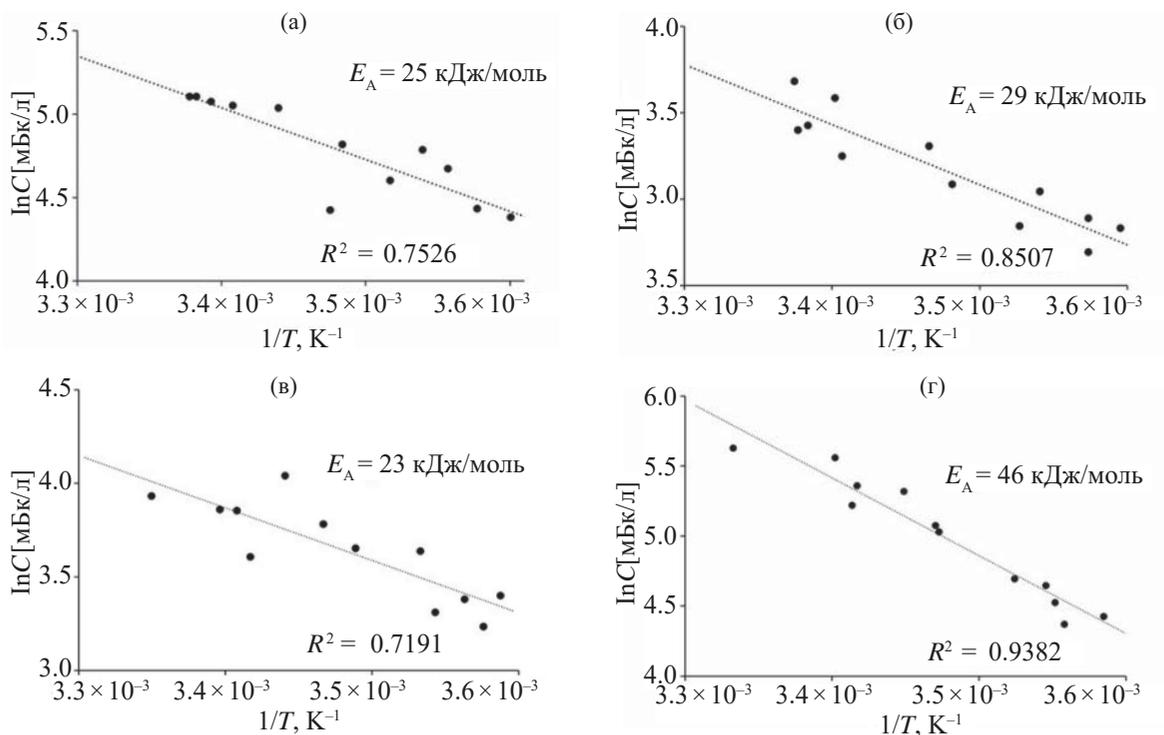


Рис. 4. Зависимости натурального логарифма удельной активности растворенного ^{137}Cs (мБк/л) от обратной абсолютной температуры воды (К) и соответствующие энергии активации десорбции ^{137}Cs с взвеси рек ближней зоны АЭС Ф-1 по данным мониторинга [29]. Реки: (а) Укедо, (б) Такасе, (в) Одака, (г) Маеда.

46 кДж/моль. Тот же подход использовали и для обработки ранее опубликованных данных длительного мониторинга прудов ближней зоны АЭС Ф-1 Инкиозака, Сузуучи и Фуназава [8, 9], E_A для которых получились близкими между собой и равными 16.6, 22.2 и 22.7 кДж/моль соответственно. Эти пруды находятся на незначительном удалении друг от друга (порядка 2–3 км), поэтому естественно предположить, что их наносы обладают близкими свойствами, в том числе в части сорбции радиоцезия [30]. Кроме того, эти значения оказались близки к величине, полученной в лабораторных экспериментальных исследованиях с наносами Хэнфорда [26] – географически достаточно удаленного от Фукусимы района.

Необходимо иметь в виду, что сезонные колебания удельной активности растворенного ^{137}Cs в водных объектах накладываются на долговременный тренд ее снижения за счет более медленных процессов поведения ^{137}Cs в окружающей среде, таких как вертикальная миграция радионуклида в почвах водосбора и донных отложениях, а также трансформа-

ции форм его нахождения, включающие выщелачивание из «горячих» частиц, фиксации («старения») и ремобилизации. Процессы трансформации форм нахождения могут приводить к долговременным изменениям квазиравновесной доли обменного ^{137}Cs в почвах и наносах [6, 8, 20, 22].

Комбинированный учет температурной зависимости десорбции радиоцезия и влияния изменения концентрации катиона аммония в растворе

Зависимости, представленные на рис. 3 и 4, характеризуются серьезным разбросом данных вокруг теоретических прямых. В случае температурной зависимости концентрации растворенного радиоцезия это особенно характерно для прудов, озер и водохранилищ [8–11, 31]. Это может быть обусловлено как вариациями сорбционных свойств взвешенного материала (в обоих случаях), так и изменением состава раствора (в случае температурной зависимости – рис. 4), т.е. взаимным влиянием

изменения состава раствора (концентрации катиона аммония) и температурной зависимости десорбции радиоцезия. Учет влияния обоих факторов на сезонный ход растворенного радиоцезия позволяет объединение или комбинация уравнений (3) и (5) в одно. В этом случае зависимость концентрации растворенного ^{137}Cs C может быть представлена следующим образом:

$$C = D([\text{K}^+] + 5[\text{NH}_4^+])e^{-\frac{E_A}{RT}}, \quad (7)$$

где D – постоянная величина, не зависящая ни от температуры воды, ни от гидрохимического состава воды. Или это уравнение может быть записано для температурной зависимости концентрации растворенного радиоцезия, нормированной на эффективную концентрацию конкурентных катионов $[\text{K}^+] + 5[\text{NH}_4^+]$, следующим образом:

$$\frac{C}{[\text{K}^+] + 5[\text{NH}_4^+]} = De^{-\frac{E_A}{RT}}. \quad (8)$$

Достоинством уравнения (8) является тот факт, что учитываются одновременно два основных фактора, определяющих сезонную ремобилизацию радиоцезия в природных водах – зависимость десорбции радиоцезия с взвеси в раствор от температуры воды и рост концентрации катионов аммония в растворе за счет разложения органического вещества в восстановительных условиях при недостатке кислорода.

Необходимо отметить, что реки загрязненной территории после аварии на АЭС Ф-1, как правило, достаточно быстрые и неглубокие. Вследствие этого концентрации аммония в их воде, как правило, пренебрежимо малы, так как он быстро окисляется растворенным в воде кислородом, насыщение которым в таких реках происходит достаточно быстро. Поэтому ярко выраженные сезонные колебания растворенного ^{137}Cs в фукусимских реках объясняются в основном температурной зависимостью десорбции радиоцезия [12]. Определение энергии активации десорбции E_A по температурной зависимости концентрации растворенного радиоцезия в непроточных или малопроточных водоемах может приводить к завышенным расчетным ее значениям вследствие дополнительного влияния концентрации катионов аммония. Такой же эффект может

наблюдаться для рек при отборе проб воды на их застойных участках. По всей видимости, такая ситуация наблюдалась для р. Хирай [12]. Предложенный метод параметризации по уравнениям (7) и (8) позволяет в будущем соотнести влияние описанных двух факторов на сезонный ход растворенного радиоцезия.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Радиоцезий различного происхождения в водных объектах демонстрирует регулярные сезонные вариации: рост его концентрации в растворе летом и падение зимой. Различие максимальных и минимальных концентраций в течение календарного года, как правило, составляет 2–3 раза.

Показано, что существуют два основных механизма, отвечающих за сезонные изменения концентрации растворенного радиоцезия в водных объектах в течение года – температурная зависимость десорбции радиоцезия с взвешенного материала и ремобилизация радиоцезия катионами аммония, образующимися при разложении органического вещества в восстановительных условиях при недостатке кислорода.

Предложены количественные зависимости растворенного радиоцезия в природных водах отдельно от температуры воды и эффективной концентрации основных конкурентных катионов $[\text{K}^+] + 5[\text{NH}_4^+]$.

Получено уравнение, описывающее сезонный ход концентрации растворенного радиоцезия в водных объектах с учетом двух основных факторов – температуры воды и комбинированной концентрации основных конкурентных катионов.

Рекомендовано в дальнейшем для анализа и прогнозирования сезонного хода радиоцезия в растворе водных объектов использовать его нормированную концентрацию на комбинированную концентрацию конкурентных катионов $\frac{C}{[\text{K}^+] + 5[\text{NH}_4^+]}$.

ФОНДОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Работа финансировалась Межуниверситетским центром радиоактивности окружающей среды Япо-

нии ERAN (Университет Цукубы), гранты I-23-11 и I-23-12.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Radiological Conditions in the Dnieper River Basin. Vienna: IAEA, 2006. 185 p.
2. Kaminski S., Richter N., Walser M., Lindner G. // *Radiochim Acta*. 1994. Vol. 66/67. P. 433–436.
3. Nasvit O. // Recent Research Activities about Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia. Kyoto: Research Reactor Inst., Kyoto Univ. 2002. P. 74–85.
4. Ries T., Putyrskaya V., Klemt E. // *J. Environ. Radioact*. 2019. Vol. 198. P. 893.
5. Kanivets V., Laptev G., Konoplev A., Lisovyi H., Derkach G., Voitsekhovich O. // Behavior of Radionuclides in the Environment II: Chernobyl / Eds A. Konoplev, K. Kato, S.N. Kalmykov. Singapore: Springer Nature, 2020. P. 349.
6. Konoplev A. // *Toxics*. 2022. Vol. 10. Article 578.
7. Kaminski S., Richter T., Walser M., Lindner G., Schink B. // Freshwater and Estuarine Radioecology: Proc. Int. Seminar. Lisbon, March 21–25, 1994 / Eds G. Desmet, R.J. Blust, R.N.J. Comans, J.A. Fernandez, J. Hilton, A. De Bettencourt. Amsterdam: Elsevier, 1997. P. 141.
8. Коноплев А.В., Вакияма Й., Вада Т., Иванов М.М., Комиссаров М.А., Нанба К. // *Метеорология и гидрология*. 2021. № 5. С. 38.
9. Konoplev A., Wakiyama Y., Wada T., Udy C., Kanivets V., Ivanov M., Komissarov M., Goto A., Nanba K. // *Chemosphere*. 2021. Vol. 265. Article 129058.
10. Matsuzaki S., Tanaka A., Kohzu A., Suzuki K., Komatsu K., Shinohara R., Nakagawa M., Nohara S., Ueno R., Satake K., Hayashi S. // *Sci. Total Environ*. 2021. Vol. 761. Article 143257.
11. Funaki H., Tsuji H., Nakanishi N., Yoshimura K., Sakuma K., Hayashi S. // *Sci. Total Environ*. 2022. Vol. 812. Article 152534.
12. Igarashi Y., Nanba K., Wada T., Wakiyama Y., Onda Y., Moritaka S., Konoplev A. // *J. Geophys. Res. Biogeosci*. 2022. Vol. 127, N 1. P. 1.
13. Tsuji H., Nishikiori T., Yasutaka T., Watanabe M., Ito S., Hayashi S. // *J. Geophys. Res. Biogeosci*. 2016. Vol. 121, N 10. P. 2588.
14. Nakanishi T., Sakuma K. // *Chemosphere*. 2019. Vol. 215. P. 272.
15. Nanba K., Moritaka S., Igarashi S. // Behavior of Radionuclides in the Environment III: Fukushima / Eds K. Nanba, A. Konoplev, T. Wada. Singapore: Springer Nature, 2022. P. 137.
16. Wauters J., Madruga M.J., Vidal M., Cremers A. // *Sci. Total Environ*. 1996. Vol. 187. P. 121.
17. Wauters J., Elsen A., Cremers A., Konoplev A., Bulgakov A., Comans R.N.J. // *Appl. Geochem*. 1996. Vol. 11. P. 589.
18. Коноплев А.В., Коноплева И.В. // *Геохимия*. 1999. N 2. С. 207.
19. Konoplev A., Kaminski S., Klemt E., Konopleva I., Miller R., Zibold G. // *J. Environ. Radioact*. 2002. Vol. 58. P. 1.
20. Коноплев А.В. // *Радиохимия*. 2015. Т. 57, № 5. С. 471.
21. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments: Tech. Rep. Ser. no. 472. Vienna: IAEA, 2010. 194 p.
22. Konoplev A.V., Bulgakov A.A., Popov V.E., Bobovnikova Ts.I. // *Analyst*. 1992. Vol. 117. P. 1041.
23. Коноплев А.В., Булгаков А.А. // *Атом. энергия*. 2000. Т. 88, № 2. С. 152.
24. Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A. // *Nature*. 1988. Vol. 335. P. 247.
25. Konoplev A., Wakiyama Y., Wada T., Igarashi Y., Kanivets V., Nanba K. // Behavior of Radionuclides in the Environment III: Fukushima / Eds K. Nanba, A. Konoplev, T. Wada. Singapore: Springer Nature, 2022. P. 33.
26. Liu C., Zachara J.M., Qafoku O., Smith S. // *Environ. Sci. Technol*. 2003. Vol. 37. P. 2640.
27. Семенов Н.Н. О некоторых проблемах химической кинетики и реакционной способности. М., 1954. 350 с.
28. Lee S.S., Fenter P., Nagy K.L., Sturchio N.C. // *Nature Commun*. 2017. Vol. 8. Article 15826.
29. Nakanishi T., Funaki H., Sakuma K. // *J. Radioanal. Nucl. Chem*. 2021. Vol. 38. P. 1243.
30. Коноплев А.В., Вакийяма Й., Вада Т., Голосов В.Н., Нанба К., Такасе Ц. // *Вод. ресурсы*. 2018. Т. 45, № 4. С. 433.
31. Funaki H., Sakuma K., Nakanishi T., Yoshimura K., Katengeza E.W. // *Sci. Total Environ*. 2020. Vol. 743. Article 140668.

Physicochemical Mechanisms of Dissolved ^{137}Cs Seasonal Variations in Freshwaters: Fukushima and Chernobyl

A. Konoplev*

*Institute of Environmental Radioactivity, Fukushima University,
Fukushima, 960-1296 Japan
e-mail: alexekonoplev@gmail.com

Received September 5, 2023; revised October 20, 2023; accepted October 23, 2023

Analysis of available monitoring data sets on concentrations of accidentally derived dissolved radiocesium in water bodies is indicative of two major physicochemical mechanisms responsible for their seasonal variations in water bodies in the course of the year: temperature dependence of radiocesium desorption from suspended material and ion-exchange remobilization of radiocesium by ammonium cations formed during decomposition of organic matter in anoxic conditions. An equation describing seasonal variations in concentration of dissolved radiocesium in water bodies has been derived accounting for two factors: water temperature and combined concentration of key competing cations.

Keywords: Fukushima, Chernobyl, ^{137}Cs , rivers, ponds, sorption–desorption, seasonal variations.