

ДИФФУЗИЯ $^{239,240}\text{Pu}$ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОЕМОВ

© 2022 г. Н. А. Бакунов, Д. Ю. Большианов, С. А. Правкин*, А. С. Макаров

*Арктический и антарктический научно-исследовательский институт,
199397, Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38
e-mail: *s.pravkin@aari.ru*

Поступила в редакцию 29.12.2020, после доработки 19.10.2021, принята к публикации 26.10.2021

Вид профиля $^{239,240}\text{Pu}$ глобальных выпадений в донных отложениях (ДО) водоемов, наличие градиента концентрации между слоями ДО и медленная миграция плутония позволяли допустить его перенос в толщу грунта по механизму диффузии. Результаты послойного анализа уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в кернах ДО стали объектом исследования, позволившего определить механизм миграции $^{239,240}\text{Pu}$ и численные характеристики его переноса в толщу ДО. Низкие температуры дна и придонных вод изучаемых водоемов замедляли диффузию $^{239,240}\text{Pu}$. Коэффициенты диффузии (D) при миграции $^{239,240}\text{Pu}$ увеличивались от приповерхностного слоя ДО (0–2 см) в глубь грунта в диапазоне $n \cdot (10^{-9} - 10^{-8}) \text{ см}^2/\text{с}$. $^{239,240}\text{Pu}$ мигрировал в толщу ДО Ладожского озера на глубину 8–12 см. Диффузия $^{239,240}\text{Pu}$ (1964–1992 гг.) в ДО залива Цивольки Карского моря характеризовалась близкими значениями D : $(3.4 - 4.6) \times 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$. За ~28 лет миграции не произошло значительной дезактивации поверхностного слоя 0–1 см грунта от $^{239,240}\text{Pu}$. В нем находилось 28% общего содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в керне. Низкие температуры дна и придонных вод залива (–1.0 и –1.2°C) замедляли дезактивацию грунта от $^{239,240}\text{Pu}$. Выполнен прогноз миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО залива Цивольки на экспозицию 5 и 60 лет.

Ключевые слова: плутоний-239,240, миграция, водоемы, донные отложения, коэффициент диффузии.

DOI: 10.31857/S0033831122010099

Все изотопы искусственного элемента Pu радиоактивны и обладают высокой токсичностью [1]. Периоды полураспада $T^{239}\text{Pu}$ и ^{240}Pu равны 2.4×10^4 и 6.5×10^3 лет соответственно. В лито- и гидросфере Земли, за исключением локальных районов, плутоний представлен радионуклидами $^{239,240}\text{Pu}$ глобальных выпадений [1–3]. Кумулятивный запас $^{239,240}\text{Pu}$ в лито- и гидросфере Земли сформировался к 1963–1965 гг., так как более поздние ядерные испытания Франции и Китая в атмосфере (1964–1980 гг.) были по мощности на порядок меньше проведенных США и СССР (США и СССР суммарно 400.1 против 30.8 Мт Франции и Китая) [4].

Большая продолжительность жизни $^{239,240}\text{Pu}$ создает радиологические проблемы с безопасностью хранения отходов, содержащих $^{239,240}\text{Pu}$, и с последствиями аварийных ситуаций с выходом плутония в окружающую среду [1–3, 5]. Ближняя зона ЧАЭС после аварии 1986 г. стала непригодной

для проживания населения по показаниям радиационной безопасности.

В радиологических исследованиях основное количество работ посвящено радионуклидам иода, стронция, цезия из-за большего их вовлечения в биогеохимические циклы миграции и в пищевую цепь человека. $^{239,240}\text{Pu}$ не является водным мигрантом. В водной среде у $^{239,240}\text{Pu}$ в отличие от радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs нет химических аналогов – неизотопных носителей радионуклида, способствующих удержанию плутония в водной фазе водоемов. Поэтому плутоний быстрее, чем ^{90}Sr и ^{137}Cs , мигрировал из поверхностных вод океана в грунты дна [1, 2]. Грунты водоемов стали вековым депо радионуклидов плутония и источником загрязнения придонных вод и организмов биоты. Крайняя ограниченность числа публикаций [5–12], посвященных изучению миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в толщу донных отложений, затрудняет оценки состояния их

загрязнения и изменений в таковом с течением времени. Имеющиеся публикации [3, 9–12] чаще всего характеризуют загрязнение плутонием поверхностного слоя (0–2 см) грунтов на даты мониторинга. Вопросы количественной оценки миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в системе вода–дно и механизмов переноса $^{239,240}\text{Pu}$ в толщу донных отложений остаются недостаточно изученными. Высокая токсичность плутония и большое время жизни – тысячи лет – априорно определяют актуальность изучения закономерностей его поведения в водной среде в целях получения эмпирических данных, необходимых для радиологических прогнозов и обоснования контрмер на загрязненных водоемах.

Задача исследования состояла в изучении распределения $^{239,240}\text{Pu}$ глобальных выпадений в профиле донных отложениях водоемов с целью определения количественной характеристики скорости миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах дна. В методологии исследования миграция $^{239,240}\text{Pu}$ в толщу грунтов дна рассматривалась как медленный диффузионный процесс. В кернах (~0–14 см) донных отложений [5–8] основной запас $^{239,240}\text{Pu}$ находился в верхней части керна. Низкая линейная скорость миграции $^{239,240}\text{Pu}$ – менее 0.3 см/год – в ДО Ладожского озера и Белого моря за экспозицию 45 и 30 лет позволила исключить конвективный перенос из предполагаемого механизма миграции плутония в толщу ДО. Объектом исследования стали колонки грунтов из пресноводных и морских водоемов, содержащих $^{239,240}\text{Pu}$ глобальных выпадений.

Материал и методика исследования. Для исследования брали колонки донных отложений из пресноводных озер [6, 7], Белого моря [8] и залива архипелага Новая Земля [5, 10–12]. $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях определяли после радиохимического анализа с последующим измерением препаратов $^{239,240}\text{Pu}$ на α -спектрометре. Определения $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах северных морей, выполненные разными организациями [5, 8, 9, 12], показали при сверке данных [3] близкие уровни $^{239,240}\text{Pu}$ в объектах контроля. В грунтах из Ладожского озера $^{239,240}\text{Pu}$ определяли в НПО «Тайфун» с использованием лицензированной методики [13]. Время измерения препаратов $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах Ладожского озера достигало 99 ч. Относительная ошибка измерения $^{239,240}\text{Pu}$ в образцах ДО изучаемых водоемов не превышала 40%.

Профили уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах пресноводных и морских водоемов при многолетней миграции радионуклида характеризовались трендом снижения концентрации от верхних слоев керна к нижним [5–8]. В условиях низкой скорости миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО менее 0.3 мм/год и значительном градиенте концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ между слоями керна диффузия рассматривалась в качестве основного механизма переноса радионуклида в толщу донного грунта. Коэффициенты диффузии D $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах рассчитывали [14] с использованием выражения

$$D = b / [(\ln \varepsilon) \cdot 4t], \quad (1)$$

где $b = (x_2)^2 - (x_1)^2$; $\varepsilon = C_1/C_2$; D – коэффициент диффузии, $\text{см}^2/\text{с}$; x_1 и x_2 – произвольно взятые слои профиля концентраций $^{239,240}\text{Pu}$ с отметками слоя, см; C_1 и C_2 – концентрации $^{239,240}\text{Pu}$, соответствующие слоям x_1 и x_2 ; t – время миграции, с. С целью характеристики диффузии на всем пути миграции $^{239,240}\text{Pu}$ индивидуальные значения D для слоев грунта усредняли.

К датам мониторинга время миграции глобального $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах водоемов изменялось от ~28 до 44 лет. Для короткой экспозиции 5 лет была выполнена реконструкция миграции плутония в грунт морского залива с использованием коэффициента диффузии, что позволило сравнить распределение запаса плутония в грунте при миграции 5 и 28 лет. Реконструкцию уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО проводили с привлечением известного решения уравнения второго закона Фика для диффузии из бесконечно тонкого слоя

$$C(x, t) = \frac{Q}{\sqrt{(\pi Dt)}} e^{-\frac{x^2}{4Dt}}, \quad (2)$$

где C – концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в слое x , Бк/кг; Q – концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в грунте на t_0 ; D – коэффициент диффузии, $\text{см}^2/\text{с}$; t – время миграции, с; x – расстояние, пройденное $^{239,240}\text{Pu}$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 приведены профили уровней глобального $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО пресных и морских водоемов [5–8], сложившиеся за ~28–44 лет его

Таблица 1. Значения коэффициентов диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО, рассчитанные по данным работ [5–7, 10, 12]

Номер станции, (колонка, см)	Верхний слой, см	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг (верхний слой)	Коэффициент диффузии, $\text{см}^2/\text{с}$
Ладожское озеро, 2009 [7]			
56 (12)	0–2	4.2	$(6.8 \pm 6.5) \times 10^{-9}$
86 (11)	0–2	1.65	$(1.1 \pm 1.7) \times 10^{-8}$
Оз. Горное, п-ов Таймыр, 1996 [6]			
(4)	0–2	0.88	$(1.5 \pm 0.4) \times 10^{-9}$
Белое море, 1994 [8]			
22 (15)	0–2	3.3	$(1.9 \pm 0.4) \times 10^{-8}$
32 (10)	0–2	2.6	$(6.9 \pm 3.5) \times 10^{-9}$
Залив Цивольки архипелага Новая Земля, 1993 [5, 10, 12]			
1a (10)	0–2	2.5	$(3.4 \pm 2.1) \times 10^{-9}$
3 (8)	0–2	1.4	$(4.5 \pm 2.9) \times 10^{-9}$
4б (8)	0–2	0.7	$(4.6 \pm 2.9) \times 10^{-9}$

миграции в грунтах дна. Независимо от среды (пресные, морские воды) в профиле грунтов отчетливо прослеживается тренд снижения уровней $^{239,240}\text{Pu}$ от поверхностного слоя керна к нижележащим слоям. Грунты с Ладожского озера [7] и Белого моря [8] имели более высокое загрязнение $^{239,240}\text{Pu}$, чем грунты залива Цивольки архипелага Новая Земля [5, 10, 12]. Миграция $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО водоемов на глубину 8–12 см протекала в условиях отсутствия резкой смены иловых отложений на

другой тип грунта (глина, песок). Поэтому тренд уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в профиле ДО не нарушался.

Коэффициенты диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах водоемов приведены в табл. 1. Обозначение станций, районов наблюдений, уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в верхнем слое грунта водоемов соответствуют первоисточникам [5–8, 10, 12], а коэффициент диффузии D $^{239,240}\text{Pu}$ рассчитан авторами статьи.

Уровни глобального $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностном слое донных отложений водоемов изменялись от 0.39 до 4.2 Бк/кг сухой массы. В кернах с Ладожского озера (станция 56) уровни $^{239,240}\text{Pu}$ в слоях 0–2, 2–4, 4–6, 6–8, 8–10 и 10–12 см составили 4.2, 1.5, 0.32, 0.080, 0.054 и 0.031 Бк/кг соответственно [7]. Для этих уровней $^{239,240}\text{Pu}$ рассчитанные по уравнению (1) коэффициенты диффузии изменялись от 1.4×10^{-9} до 1.3×10^{-8} при среднем $(6.8 \pm 6.5) \times 10^{-9}$. Экстремумы коэффициента D относятся к слоям 0–2 и 10–12 см соответственно. Линейная скорость миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО Ладоги не превысила 0.3 см/год. Запас $^{239,240}\text{Pu}$ в верхнем слое грунта 0–2 см от общего в кернах составил ~68% при экспозиции 44 года. $^{239,240}\text{Pu}$ мигрировал в грунт при низкой температуре дна 3–4°C, свойственной глубоким районам Ладожского озера. Коэффициенты D для других водоемов определяли аналогично.

Коэффициенты диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО арктического оз. Горное из Центрального Таймыра [6] составили $(1.0–1.9) \times 10^{-9}$ при среднем $(1.5 \pm 0.4) \times 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$. Диффузия $^{239,240}\text{Pu}$ в грунте оз. Горное незначительно отличалась от Ладожского

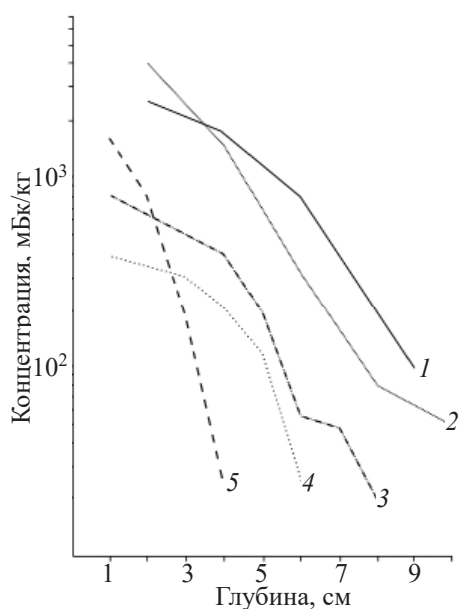


Рис. 1. Профили $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях Ладожского озера и морских водоемах. 1 – Белое море, станция 32 [8]; 2 – Ладожское озеро [7]; 3, 4 – залив Цивольки, Карское море [5, 10], станции 3 и 4а; 5 – станция 3 залива с временем миграции 5 лет (данные расчета).

озера для слоя 0–4 см ($D = (1.6 \pm 0.3) \times 10^{-9}$ см²/с). В озерах Таймыра летние температуры придонных вод не выше 3°C [15]. Низкие среднегодовые температуры придонных вод и грунтов дна озер замедляли миграцию $^{239,240}\text{Pu}$. В модельных опытах с грунтами водоемов [16] повышение температуры на 10°C при прочих равных условиях (влажность, состав грунта) сопровождалось 2–3-кратным увеличением коэффициента диффузии радионуклидов. Низкие температуры дна глубоких озер замедляют скорость химических реакций и обмена ионов в системе грунт–поровые растворы.

Диффузия $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО арктических морей протекает при крайне низкой температуре и высоком содержании солей поровых растворов. В Белом море [8] колонки 22 и 32 взяты с глубин 290 и 127 м, где в грунтах дна доминируют алевритовые илы с примесью глины и песчаных фракций. Коэффициент диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО Кандалакшского залива (станция 22) в 3 раза выше коэффициента, рассчитанного для грунта из центральной части Белого моря. В поверхностном слое грунта 0–2 см станций 22 и 32 коэффициенты диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ составили 2.0×10^{-8} и 5.8×10^{-9} см²/с соответственно. Эти величины D $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах моря больше коэффициента D для верхнего слоя ДО (1.4×10^{-9} см²/с) из Ладожского озера. Между сравниваемыми объектами нет значительных различий по температуре дна и придонных вод. По-видимому, более высокие коэффициенты D в донных отложениях Белого моря по сравнению с Ладогой обусловлены свойствами морских грунтов и миграцией $^{239,240}\text{Pu}$ при иной минерализации поровых растворов. Илы обладают свойствами коллоидной системы, в которой на вещественный состав влияют условия формирования илов. Органическая компонента илов состоит из высоко- и низкомолекулярных соединений, которых обладают неодинаковой способностью к поглощению ионов химических элементов. По-видимому, различия в свойствах илов и минерализации вод обусловили меньшую скорость диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в алевритовых илах Ладоги, чем в грунтах Белого моря.

В Карском море выполнены наблюдения за содержанием $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностном слое (0–2 см) донных отложений [9], что позволяет оценить вариабельность уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах дна.

Диапазон $^{239,240}\text{Pu}$ по 22 наблюдениям составил 0.6–12.4 Бк/кг сухой массы. Основной массив данных (55%) приходится на интервал 0.6–1.2 Бк/кг. Его экстремумы стали ориентиром ожидаемых уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО заливов Карского моря архипелага Новая Земля. Конспективно остановимся на характеристике залива Цивольки, мониторинг которого проводился в 1992–1994 гг. На дне залива радиоактивные отходы РАО содержат 1579 ТБк радиоактивности [3, 17]. Защитные барьеры у объектов с РАО не вечны. С их разрушением неизбежны утечки радионуклидов в воду и грунты залива.

Анализ содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в колонках донного грунта и воде залива Цивольки [5, 10, 11] показал, что загрязнение этих сред $^{239,240}\text{Pu}$ можно рассматривать как обусловленное $^{239,240}\text{Pu}$ глобальных выпадений. Даже максимальное содержание $^{239,240}\text{Pu}$ (390–1020 мБк/кг) в поверхностном слое ДО станций залива Цивольки ниже среднего 3.36 Бк/кг для грунта 0–2 см с Карского моря [9] и уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО Белого моря и Ладожского озера (табл. 1).

В головной части залива Цивольки сформировались глинистые отложения из-за привноса тонкодисперсных взвесей от тающего ледника Серп и Молот. Есть глинистые отложения в средней части залива, но глубже 40 м находятся илы. В летний период 2000 г. [18] температура придонных вод залива не превышала –1.1 и –1.2°C. Пункты наблюдений в заливе Цивольки [4, 10, 11] располагались следующим образом: станция 1а – в головной части залива, станция 3 – близко к выходу, 4а – на выходе из залива. Запас $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах залива сформировался к 1963–1965 гг. до захоронения в нем объектов с РАО. После 1964 г. ядерные испытания в атмосфере Франции и Китая [4] по мощности составили менее 8% от суммарной мощности испытаний США и СССР. Эти выпадения не определяли запас плутония в северном полушарии. В расчетах коэффициентов диффузии экспозиция $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО залива принята 28 годам, осредненное значение D составило $(4.2 \pm 0.7) \times 10^{-9}$ см²/с. В профиле ДО коэффициенты D плутония увеличивались с глубиной керна. Коэффициенты D в грунтах залива (табл. 1) привлекались к реконструкции загрязнения $^{239,240}\text{Pu}$ донных отложений при 5- и 60-летней экспозиции радионуклида на дне водоема. Цель реконструкции

Таблица 2. Распределение $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО залива Цивольки: опыт и расчет при $D = n \times 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$ и времени миграции 28 лет

Слой грунта, см	Станция 1а			Станция 3		
	опыт [5, 10], мБк/кг	расчет, $D = 3.4 \times 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$		опыт [5, 10], мБк/кг	расчет, $D = 4.5 \times 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$	
		мБк/кг	% запаса		мБк/кг	мБк/кг
0–1	1024	1497	32.0	820	758	28.1
1–2	1582	1267	27.1	610	668	24.8
2–3	1328	908	19.4	517	518	19.2
3–4	249	551	11.8	422	355	13.2
4–5	280	283	6.0	202	214	7.9
5–6	136	123	2.6	55	114	4.2
6–7	31	45	1.0	48	53	2.0
7–8	9	14	0.3	20	22	0.8
8–9	20	4				
9–10	20	1				

сводилась к количественной оценке естественной дезактивации поверхностного слоя грунта залива от $^{239,240}\text{Pu}$ к обозначенным датам его экспозиции – 5 и 60 лет. Этому этапу работы предшествовала проверка согласия между расчетной оценкой уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в слоях керна по уравнению (2) и опытом (табл. 2) на время миграции 28 лет.

Данные послойного расчета $^{239,240}\text{Pu}$ в кернах станций из головной части залива (станция 1а) и на выходе из него (станция 3) согласуются с опытом (табл. 2). По-видимому, диффузия $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО на глубину 8–10 см осуществлялась в относительно однородных условиях среды, исключающих резкие изменения коэффициентов D $^{239,240}\text{Pu}$. В слое ДО 0–1 см станций 1а и 3 после 28 лет миграции оставалось ~32 и 28% $^{239,240}\text{Pu}$ от запаса в кернах. В слое 0–5 см значение запаса ~95%. Замедление миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО станции 1а ожидалось, так как ее донные отложения обогащены тонкодисперсной фракцией взвесей, поступающих с ложа тающего ледника Серп и Молот.

В табл. 3 приведены данные ожидаемого распределения $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО станции 3 при экспозиции радионуклида 5 и 60 лет. Глубина миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО за 5 лет не превысила 6 см (рис. 1), около 60% плутония осталась в поверхностном слое керна 0–1 см. Пятилетнего срока диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ с $D = n \times 10^{-9} \text{ см}^2/\text{с}$ оказалось недостаточно для значительной дезактивации поверхностного слоя ДО станции 3. По данным расчета, в ДО станции 3 на экспозицию 60 лет (1964–2024 гг.) в слое 0–1 см останется

Таблица 3. Изменение запаса $^{239,240}\text{Pu}$ в профиле ДО залива Цивольки: прогноз на время миграции 5 и 60 лет

Станция 3, слой. см	Экспозиция 1964–1969 гг.		Экспозиция 1964–2024 гг.	
	мБк/кг	% запаса	мБк/кг	% запаса
0–1	1655	61.4	518	19.2
1–2	814	30.2	488	18.1
2–3	197	7.3	434	16.2
3–4	24	0.9	364	13.5
4–5	1.4	0.1	287	10.6
5–6	0.04		214	7.9
6–7			150	5.6
7–8			99	3.7
8–9			62	2.3
9–10			36	1.3

19% от общего содержания плутония в кернах. Концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в этом слое составит 518 мБк/кг. Глубина миграции $^{239,240}\text{Pu}$ в грунт превысит 12 см. Распределение $^{239,240}\text{Pu}$ в профиле ДО (табл. 3) отличается от наблюдаемого экспериментально (табл. 2) с временем миграции 28 лет. При 60-летней экспозиции $^{239,240}\text{Pu}$ между слоями ДО (табл. 3) сохранялся градиент концентрации плутония, но эти изменения концентрации были выражены более слабо, чем при экспозиции 28 лет. В расчетах миграции $^{239,240}\text{Pu}$ на срок 60 лет использовали значение коэффициента диффузии D , найденного для 28-летней миграции. Правомерно для 60-летней экспозиции ожидать несколько большей потери $^{239,240}\text{Pu}$ из верхнего слоя ДО по сравнению с

расчетной величиной (19%) из-за тенденции увеличения значений D $^{239,240}\text{Pu}$ с глубиной грунта.

Другие механизмы (седиментация, бифуркация), способные повлиять на формирование профиля $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО залива Цивольки, не могут реализовываться из-за отсутствия соответствующих условий. Низкая температура вод -1°C ограничивает развитие в заливе бентоса, роющее действие которого приводит к перемещению радионуклидов из поверхностного слоя грунта в глубь ДО; коэффициент бифуркации (cm^2/c) снижается с глубиной грунта из-за уменьшения численности организмов бентоса. Коэффициент диффузии (cm^2/c) $^{239,240}\text{Pu}$ увеличивался с глубиной ДО от $n \times 10^{-9}$ до $n \times 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{c}$.

Седиментация в заливе зависит от поступления в залив взвешенных веществ с побережья. Залив в течение 10 месяцев закрыт льдом. При седиментации в заливе со скоростью менее $0.3 \text{ mm}/\text{год}$ за 28 лет над слоем грунта с $^{239,240}\text{Pu}$ очень медленно наращивался новый слой ДО. По этой причине подповерхностный максимум концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ в профиле ДО еще не успел к дате наблюдений 1992 г. сформироваться.

Коэффициенты D $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО залива Цивольки будут востребованы при анализе радиоактивного загрязнения $^{239,240}\text{Pu}$ других заливов архипелага Новая Земля – Степового, Абросимова, Ога, на дне которых размещены объекты, содержащие РАО. Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в илах Ладожского озера, глубина миграции в грунт и коэффициенты диффузии служат ориентиром поведения $^{239,240}\text{Pu}$ в ДО глубоководных озер Алтая, Сибири и Камчатки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Глобальный $^{239,240}\text{Pu}$ за ~ 30 – 44 лет мигрировал в ДО северных водоемов на глубину 10 – 12 cm по механизму диффузии с коэффициентами $n \cdot (10^{-8} - 10^{-9}) \text{ cm}^2/\text{c}$ при низкой (3 – 4°C) и ультранизкой (-1.0°C) температуре вод. В Ладожском озере при среднем коэффициенте диффузии $8.9 \times 10^{-9} \text{ cm}^2/\text{c}$ $^{239,240}\text{Pu}$ медленно в течение 44 лет мигрировал в толщу ДО; в верхнем слое грунта 0 – 2 cm оставалось $\sim 68\%$ Pu от содержания в керне. По-видимому, в Ладоге при рН придонных вод теплого сезона 6.9 –

7.8 наблюдается купирование подвижных форм $^{239,240}\text{Pu}$ в илах озера.

Диффузия $^{239,240}\text{Pu}$ в илах Белого моря и залива Цивольки Карского моря (архипелаг Новая Земля) осуществлялась в условия низкой температуры и высокой минерализации поровых растворов. Естественная дезактивация верхнего слоя илов в заливе Цивольки протекала медленно; через ~ 28 лет после загрязнения грунта в слое 0 – 1 cm оставалось 28 – 32% от запаса в керне. Коэффициенты диффузии $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях увеличивались от верхнего слоя керна к глубже лежащим слоям. Коэффициенты D $^{239,240}\text{Pu}$ в илах будут востребованы в моделях радиологической оценки состояния загрязненных водоемов и прогнозах его миграции при утечке из радиоактивных отходов, захороненных на морском дне.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Трансурановые элементы в окружающей среде // Под ред. У.С. Хенсона. М.: Энергоатомиздат, 1985. 344 с.
2. Громов В.В., Москвин А.И., Сапожников Ю.А. Техногенная радиоактивность Мирового океана. М.: Атомэнергоиздат, 1985. 272 с.
3. Strand P. Radioactive Contamination in the Arctic Seas // Marine Pollution: Proc. Symp. Held in Monaco, 5–9 October 1998: IAEA TECDOC-1094. Vienna: IAEA, 1999. P. 690.
4. Логачев В.А., Логачева Л.А. Оценка радиационных последствий ядерных испытаний, проведенных на полигонах мира // Труды междунар. конф. "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях", Москва, 24–26 апреля 2000 г. СПб., 2000. Т. 1. С. 218–230.
5. Foin L., Nikitin A. The Joint Norwegian-Russian Expedition to the Dumpsites for Radioactive Waste in the Open Kara Sea, the Tsvolki Fiord and Stepovogo Fiord. Sept.–Oct. 1993: Report from the Expedition on Board R/V Victor Buinitskiy, with Some Preliminary Results. October 3, 1993. 37 p.

6. Кузнецов В.Ю., Большаинов Д.Ю., Струков В.И. // Радиохимия. 2002. Т. 44, № 2. С. 180–184.
7. Большаинов Д.Ю., Бакунов Н.А, Макаров А.С. // Литология и полезные ископаемые. 2014. № 2. С. 178–185.
8. Rissanen K., Ikaheimonen T. K., Nielson S.P. et al. // Third Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic. Tromse, Norway, June 1–5, 1997. Vol. 2. P. 222–224.
9. Горяченкова Т.Ф., Емельянов В.В., Казинская И.Е., Барсукова К.В., Степанец О.В., Мясоедов Б.Ф. // Радиохимия. 2000. Т. 42, № 3. С. 264–267.
10. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Щипа Е., Риссанен К. Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ, 1994. 238 с.
11. Никитин А.И. Натурные исследования последствий сброса и захоронения радиоактивных отходов в моря северного и дальневосточного регионов Российской Федерации: Автореф. дис. ... д.географ.н. Обнинск, 2009. 49 с.
12. A Survey of Artificial Radionuclides in the Kara Sea. Results from the Russian-Norwegian 1992 Expedition to the Barents and Kara Seas. Joint Russian-Norwegian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination of the Northern Seas. Moscow: Rosgidromet, 1993. 20 p.
13. Методика определения содержания плутония-239,240 в пробах и материалах окружающей среды с радиохимической концентрацией на альфа-спектрометре (МВИ.01-5/95). Обнинск: НПО «Тайфун», 1995.
14. Поляков Ю.А. Радиоэкология и дезактивация почв. М.: Атомиздат, 1970. 303 с.
15. География озер Таймыра // Под ред. В.Н. Адаменко, А.Н. Егорова. Л.: Наука, 1985. 221 с.
16. Сафронова Н.Г., Питкянен Г.Б., Погодин Р.И. // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск: УрО АН СССР, 1978. С. 95–98.
17. Сивинцев Ю.В., Вакуловский С.М., Васильев А.П. и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию: Белая книга 2000 г. М.: ИздАт, 2005. 625 с.
18. Чава А.И., Удалов А.А., Веденин А.А. и др. // Океанология. 2017. Т. 57, № 1. С. 160–170.