

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,  
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 546.36.02.137

К РЕКОНСТРУКЦИИ ОЧИЩЕНИЯ ВОД ОЗЕР  
ВОСТОЧНОЙ ФЕННОСКАНДИИ ОТ “ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО”  $^{137}\text{Cs}$

© 2021 г. Н. А. Бакунов<sup>a</sup>, Д. Ю. Большиянов<sup>a</sup>, \*, С. А. Правкин<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Арктический и антарктический научно-исследовательский институт,  
Санкт-Петербург, 199397 Россия

\*e-mail: bolshiyarov@aari.ru

Поступила в редакцию 09.06.2018 г.

После доработки 15.06.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

Выполнена реконструкция содержания  $^{137}\text{Cs}$  в водах озер за 12–19 лет его миграции с использованием в расчетах экспоненциальной и сорбционно-диффузионной моделей. Воды глубоких ( $H_{\text{ср}} > 7 \text{ м}$ ) озер Инари и Вялозеро очищались от  $^{137}\text{Cs}$  с полупериодами 3.6 и 5.6 лет, за которые содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде уменьшалось в два раза. Очищение вод глубоководного Ладожского озера от  $^{137}\text{Cs}$  реконструировано с применением двухкомпонентной экспоненциальной модели при полупериодах, равных 0.25 и 11 лет, и долевых вкладах компонент 0.85 и 0.15 соответственно. Для озер Инари и Вялозера применение сорбционно-диффузионной модели поглощения  $^{137}\text{Cs}$  донными отложениями в реконструкции загрязнения вод по  $^{137}\text{Cs}$  ограничилось 1987–1993 и 1987–1998 гг. соответственно, когда отмечалось удовлетворительное согласие между данными опыта и расчета. Запасы  $^{137}\text{Cs}$  в объеме вод озер Инари, Вялозеро, Ладожское в 1998 г. составили 1.1, 1.6, 4.3% от отложения на водоемы в 1986 г.

**Ключевые слова:**  $^{137}\text{Cs}$ , концентрация, озера, очищение вод, реконструкция очищения.

**DOI:** 10.31857/S0321059621030044

По сценариям запроектных аварий на реакторах европейских АЭС [21] северо-западный регион России находится на пути движения воздушных масс с радиоактивными продуктами аварий, включая  $^{137}\text{Cs}$  с полупериодом распада  $T_{\text{физ}} = 30$  лет. На следах радиационных аварий после распада короткоживущих радионуклидов элемента Cs остается  $^{137}\text{Cs}$ , радиационная значимость которого усугубляется накоплением в биоте наземных и водных экосистем.

Основной массив экспериментальных данных по миграции  $^{137}\text{Cs}$  в системе водосбор–водоем–сток получен после аварии на ЧАЭС для водоемов средних широт. Мониторинг “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  в 1986 г. на территории Кольского п-ова и Карельского перешейка ограничился констатацией факта наличия  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах в количествах, меньших санитарного регламента [1, 7]. Начальная фаза загрязнения водоемов этого региона “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$  была недостаточно исследованной из-за крайней ограниченности наблюдений. В соседней Финляндии мониторинг  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах был регулярным и долговременным [16, 17, 20, 23, 24]. Поэтому данные содержания  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах этой страны [17, 23] привлекались автором к верификации реконструкций

содержания  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах Кольского п-ова и Карельского перешейка. На водосборах этих регионов ландшафтные и климатические условия незначительно отличаются от таковых соседней Финляндии.

Оценки очищения поверхностных вод Восточной Фенноскандии от глобальных выпадений  $^{137}\text{Cs}$  [6] относятся к 1968–1985 гг. постепенного снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде рек и озер. Вопросы загрязнения водоемов и их естественного очищения от  $^{137}\text{Cs}$  на начальном этапе их контаминации (1961–1964 гг.) не рассматривались из-за крайней ограниченности опытных данных. Этот пробел в изучении миграции  $^{137}\text{Cs}$  частично компенсирован наблюдениями за “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$  в финском оз. Пяянне с 1986 по 2002 г. Результаты определений уровней  $^{137}\text{Cs}$  в воде были аппроксимированы суммой трех экспонент с полупериодами очищения вод  $T_1$ ,  $T_2$  и  $T_3$ , равными 50 дней, 1.0 и 4.0 года соответственно [17]. Каждый полупериод  $T$  характеризовал промежуток времени, в течение которого концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде снижалась в два раза. Ранее такая динамика изменений содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер отмечалась в натурных экспериментах с водоема-

ми Урала [11], полупериоды  $T$  очищения вод от  $^{137}\text{Cs}$  менялись от нескольких дней, месяцев, лет.

Эмпирический подход к описанию снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер не позволяет переносить полученные количественные характеристики миграции  $^{137}\text{Cs}$  на водоемы с иными природными свойствами. Требуется проверка применимости экспоненциальной модели с ее численными значениями параметров на иные условия миграции  $^{137}\text{Cs}$ .

Другое направление в прогнозировании миграции искусственных радионуклидов (ИРН) предложено В.М. Прохоровым, разработавшим сорбционно-диффузионную модель поглощения радионуклида донными отложениями (ДО), для условия длительного контакта радионуклида с донными отложениями водоема [13, 14]. С помощью модели прогнозировалась миграция в озерах  $^{90}\text{Sr}$ , позднее она применялась для определения в озерах “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  [3, 9]. Недостаточная изученность миграции  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах северо-западного региона послужила основанием для реконструкции загрязнения озер “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$  в целях проверки знания наиболее общих закономерностей его водной миграции.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Задача исследования сводилась к реконструкции концентраций “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  в воде субарктических озер Восточной Фенноскандии в целях количественной оценки естественного очищения их вод с течением времени. Выпадения “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  пришлись на период открытых вод в среднеширотном поясе Европы и закрытых льдом – на ее севере. Озера Кольского п-ова (Россия) и финской Лапландии освобождаются ото льда в начале июня или в конце мая. На юге Карельского перешейка весна в 1986 г. была ранней, выпадения  $^{137}\text{Cs}$  пришлись на время открытых вод до установления стратификации водных масс.

Объектами исследования были уровни “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  на водосборах глубоких озер Восточной Фенноскандии (Инари, Вялозеро, Ладожское), концентрации в воде и динамика их изменения с течением времени.

Отложение “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  на водосборах Кольского п-ова и Карельского перешейка в 1986 г. не было высоким ( $< 10 \text{ кБк}/\text{м}^2$ ), из-за чего мониторинг водоемов ограничился наблюдениями за  $^{137}\text{Cs}$  в воде с 1986 по 1989 г. [1, 7]. При повышенном от 10 до  $70 \text{ кБк}/\text{м}^2$  отложении  $^{137}\text{Cs}$  в Финляндии [16, 17, 20] мониторингу подлежали воды рек, озер, ДО и объекты ихтиофауны. Результаты отдельных наблюдений за  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах Финляндии [17, 20, 23] использовались в ка-

честве контрольных величин при реконструкции содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер.

При реконструкции загрязнения вод “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$  использовалось два независимых методических подхода, имеющих конечной целью определение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах в условиях многолетней миграции. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер рассчитывались с привлечением сорбционно-диффузионной модели поглощения радионуклида ДО [3, 9, 13] или же экспоненциальной модели уменьшения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах с течением времени [6, 11, 17].

В сорбционно-диффузионной модели поглощения радионуклида ДО [4, 13, 14] относительное изменение во времени концентрации радионуклида в водоеме зависит от средней глубины водоема и коэффициентов распределения радионуклида в системе вода–ДО и диффузии в грунте:

$$U_t/U_0 = H/K_d (\pi D t)^{-1/2}, \quad (1)$$

откуда

$$U_t = U_0 H / K_d (\pi D t)^{-1/2}, \quad (2)$$

где  $U_0$  и  $U_t$  – концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде (исходная и через отрезок времени  $t$  соответственно),  $H$  – средняя глубина водоема,  $K_d$  и  $D$  – коэффициенты распределения и диффузии  $^{137}\text{Cs}$  в ДО соответственно,  $t$  – время экспозиции.

Выражение (1) отвечает условию больших времен сорбции радионуклида ДО. Процедура его оценки [13] сводится к подстановке в выражение (3) разных отрезков времени  $t$  и определению величины безразмерного показателя  $y^2 \geq 10.5$ , отвечающего основному условию применения формулы (1):

$$y^2 = K_d^2 D t / H^2. \quad (3)$$

При определении  $U_t$  по (1) допускается, что начальная концентрация  $U_0$  отвечает условию быстрого распределения поступившего радионуклида на весь объем вод:

$$U_0 = Q/V, \quad (4)$$

где  $U_0$  – концентрация в воде радионуклида в  $t_0$ ,  $Q$  – запас радионуклида в объеме вод озера в  $t_0$ ,  $V$  – объем вод озера.

При определении  $U_0$  в озерах, загрязненных “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$ , учитывался суммарный запас  $^{137}\text{Cs}$  в объеме воды на 1986 г.:

$$U_0 = Q_1 + Q_2/V, \quad (5)$$

где  $Q_1$  и  $Q_2$  – запасы глобального и “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  в воде на 1986 г.

Уровень глобального  $^{137}\text{Cs}$  в воде северных рек Финляндии в 1985 г. составил  $3 \text{ Бк}/\text{м}^3$  [17]. Эта ве-

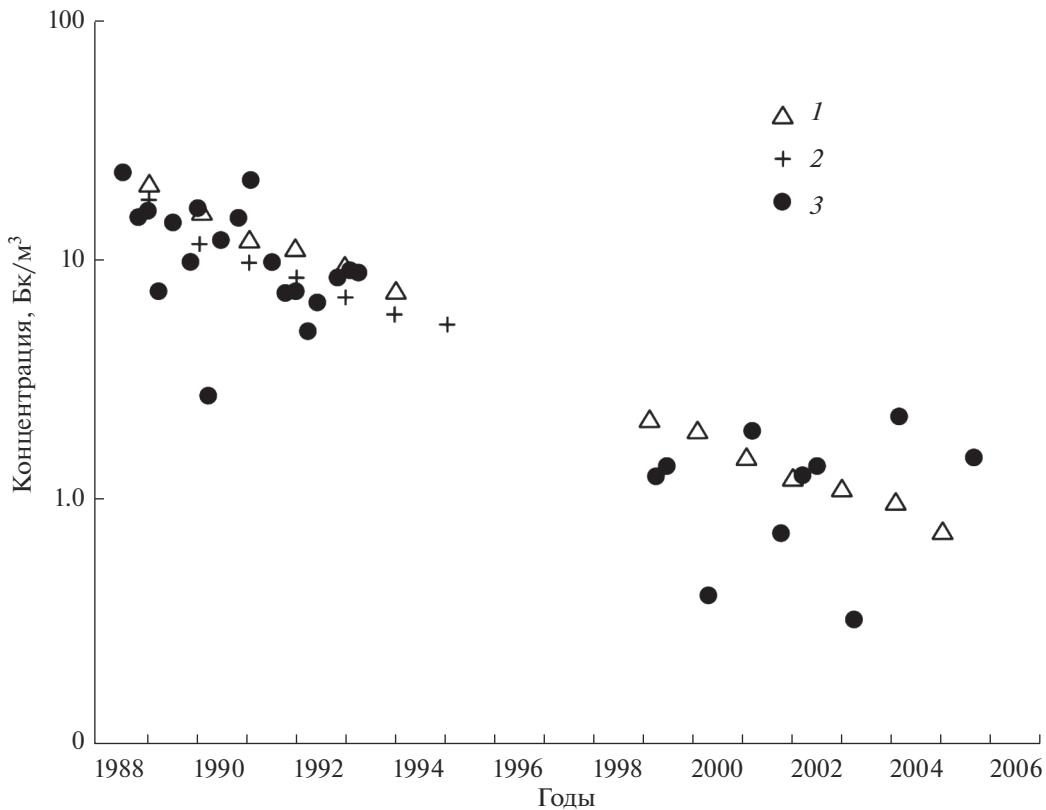


Рис. 1. Динамика  $^{137}\text{Cs}$  в воде оз. Инари,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ , по данным: 1, 2 – расчета по (6) и (2) соответственно; 3 – опыта [20].

личина используется при определении суммарного запаса  $^{137}\text{Cs}$  в объеме озерных вод.

Выбор модели при реконструкции содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде озер конкретизировался с учетом природного состояния водоемов (паводок, ледостав) на момент их загрязнения (конец апреля, май 1986 г.), их термики, глубины, особенностей питания и скорости обмена вод. К верификации реконструкций концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в водоемах привлекались данные как единичных экспериментальных наблюдений за  $^{137}\text{Cs}$  в водах озер [2, 3, 17, 23], так и по рекам с истоком из озер [1, 6, 7, 18].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на территорию финской Лапландии в 1986 г. составили  $1.7 \text{ кБк}/\text{м}^2$  [24]. Эта величина принята за отложение  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность оз. Инари. Это озеро имеет неполный ряд наблюдений (1987–2005 гг.) за  $^{137}\text{Cs}$  в воде [20] с пропуском 6 лет в середине временного ряда (рис. 1).

На рис. 1 приведены данные экспериментальных определений  $^{137}\text{Cs}$  в воде озера и расчетные величины его концентраций, полученные с применением сорбционно-диффузационной и экспоненциальной моделей.

Первая модель применялась для расчета концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде с 1987 по 1992 г., а вторая – на весь период миграции радионуклида. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде озера уменьшалось с  $\sim 25$  до  $0.3$ – $1.0 \text{ Бк}/\text{м}^3$  (рис. 1). Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде с 1987 по 1992 г. удовлетворительно рассчитывались по (2) при коэффициентах  $K_d$  и  $D$ , равных  $3000 \text{ л}/\text{кг}$  и  $1.0 \times (10^{-7}) \text{ см}^2/\text{с}$  соответственно и начальной (1986 г.) концентрации  $U_0 = 114 \text{ Бк}/\text{м}^3$ . На даты с 1987 по 1992 г. концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде, определенные по сорбционно-диффузационной модели, составили  $18.0, 12.4, 9.7, 8.5, 7.2, 6.4 \text{ Бк}/\text{м}^3$  – близкие к опытным данным (рис. 1). Однако с увеличением времени пребывания  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме с 7 до 12 лет нарушалась согласованность между данными опыта и расчета в сторону завышения рассчитанных величин. На 1998 г. рассчитанная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде равна  $3.9$ , а по экспериментальным данным  $\sim 2.0 \text{ Бк}/\text{м}^3$ . К 12-летней экспозиции  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме его концентрации в воде понизились быстрее, чем ожидалось по модели. По-видимому, сказалось влияние неучтенных факторов, воздействие которых на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  возросло с увеличением пребывания  $^{137}\text{Cs}$  в системе водосбор–водоем. В оз. Инари при мониторинге  $^{137}\text{Cs}$  пробы воды отбирались из при-

поверхностного слоя водоема [20, 23]. По-видимому, для глубоких и больших озер затруднения оценки средней концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде неизбежны без наблюдений за содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в придонном слое озерных вод. Расчеты  $^{137}\text{Cs}$  по (2) дают среднее для водоема значение концентрации.

Ряд опытных данных снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде оз. Инари (рис. 1) с 1988 по 2005 г. имеет тренд экспоненциального вида. Коэффициент корреляции ( $R$ ) времени и уровня  $^{137}\text{Cs}$  в воде составил  $-0.90$ . Данные наблюдений были аппроксимированы экспонентой

$$U_t = U_0 \exp(-0.693t/T), \quad (6)$$

где  $U_t$  — концентрация  $^{137}\text{Cs}$ ,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ , в воде на время  $t$ , год наблюдений;  $U_0$  — начальная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде в 1987 г.,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ ;  $T$  — полупериод очищения вод озера от  $^{137}\text{Cs}$ , годы;  $U_0 = 21.9 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ,  $T = 3.6$  лет.

Условный водообмен в оз. Инари —  $W = 3.3$  года. Принимаем полуобмен равным 1.7 года; находим, что воды озера сменялись в 2 раза быстрее, чем уменьшалось в них содержание  $^{137}\text{Cs}$ . Результаты расчета  $^{137}\text{Cs}$  по (6) удовлетворительно согласовывались с опытом (рис. 1). Для интервала 1986–1992 гг. расчеты по (2) и (6) показывали близкие результаты реконструкции содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде, благодаря чему повышалась объективность оценок загрязнения водоема в первые 6–7 лет после выпадения “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$ .

В 1998 г. в воде глубокого ( $H_{cp} = 7.7$  м) оз. Вялозеро [22], находящегося в южной части Кольского п-ова, содержалось  $4.5 \text{ Бк}/\text{м}^3$   $^{137}\text{Cs}$ . Эта концентрация в  $\sim 1.8$  раза больше наблюдавшейся в оз. Инари (рис. 1). Вялозеро — мезотрофный водоем [5] с  $W = 4.5$  лет. Замедленный обмен вод в этом озере, по сравнению с оз. Инари ( $W = 3.3$  года), и статус трофии способствовали сохранению загрязнения вод Вялозера на уровне  $4.5 \text{ Бк}/\text{м}^3$ . Такая концентрация  $^{137}\text{Cs}$  наблюдалась в оз. Имандре [15]. В [4] приведены результаты реконструкции загрязнения по  $^{137}\text{Cs}$  вод Вялозера с использованием сорбционно-диффузационной модели (2). По данным расчета на 1997, 1998, 1999 гг., концентрация  $^{137}\text{Cs}$  составила 4.70, 4.38 и 4.16, а, по опыту, в 1998 г. —  $4.5 \text{ Бк}/\text{м}^3$  соответственно. Полупериод  $T$  для Вялозера составил 5.6 лет.

Систематический мониторинг  $^{137}\text{Cs}$  в акватории Ладожского озера не проводился. Поэтому загрязнение вод Ладоги оценивается косвенно по определениям  $^{137}\text{Cs}$  в водах Невы, питающейся из мелководной бух. Петропрепость [1, 7, 18].

Изначально возможность применения сорбционно-диффузационной модели к определениям

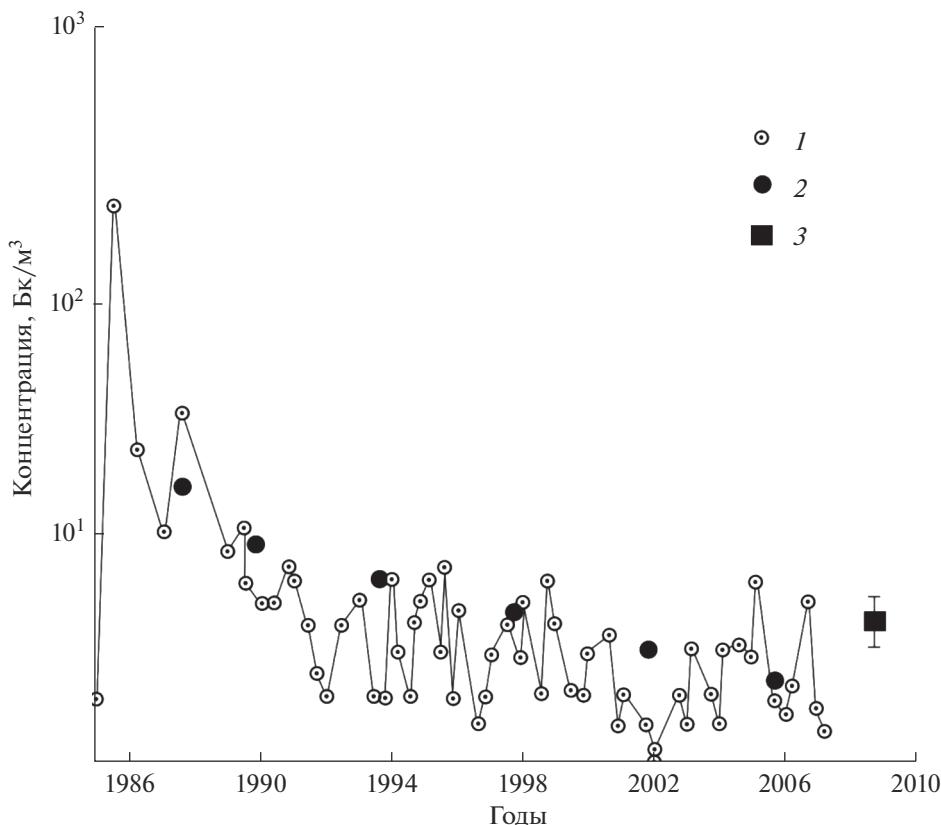
$^{137}\text{Cs}$  в воде Ладожского озера ограничена большими глубинами водоема ( $H_{cp} = 50$  м), которые препятствуют контакту загрязненных вод с отложениями на дне. Поэтому к реконструкции  $^{137}\text{Cs}$  в водах Ладоги привлекалась экспоненциальная модель снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде, а данные концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в водах Невы [18] рассматривались как контрольные, приближенные к средним в водной массе Ладоги. Данные редких наблюдений за  $^{137}\text{Cs}$  в акватории озера [6, 18] учитывались при оценке результатов реконструкции его содержания в водоеме. Прежде чем перейти к реконструкции содержания  $^{137}\text{Cs}$  в водах Ладожского озера, конспективно рассмотрим изменения в загрязнении вод Невы по  $^{137}\text{Cs}$ . На рис. 2, заимствованном из публикации [18], представлены концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в водах Невы с 1986 по 2008 г. Динамика  $^{137}\text{Cs}$  в воде Невы характеризуется наличием двух временных этапов очищения вод. Быстрый процесс очищения вод с 240 до  $22 \text{ Бк}/\text{м}^3$  захватывал период с конца апреля по декабрь 1986 г. [6]. На этот промежуток времени пришла смена зимней стратификации ладожских вод на летнюю и обратно, в результате чего произошло перемешивание загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  поверхностных вод с водами глубин. Выпадения  $^{137}\text{Cs}$  из атмосферы в конце апреля совпали с весенным паводком, когда в поверхностных водах многократно увеличивается количество минеральной взвеси сорбентов  $^{137}\text{Cs}$ .

В Ладоге с переходом температуры вод через  $4^\circ\text{C}$  наблюдается явление термобара, приводящее к обмену поверхностных и придонных вод [8, 10]. В 1986 г. термобар (весенний, осенний) способствовал контакту загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  поверхностных вод с ДО, благодаря чему ускорялся процесс поглощения  $^{137}\text{Cs}$  последними из ладожских вод.

Замедленный этап (1992–2008 гг.) очищения невских вод от  $^{137}\text{Cs}$  определялся внутриводными процессами озера, связанными с поступлением в него вод крупных притоков Вуоксы, Волхова, Свири, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  [1, 7, 18]. Их суммарный сток ( $56$ – $65 \text{ км}^3/\text{год}$ ) близок к стоку Невы. Наличие быстрого и замедленного процесса очищения невских вод от  $^{137}\text{Cs}$  учтено при реконструкции загрязнения вод Ладоги.

Реконструкция загрязнения вод озера проводилась в два этапа. На первом этапе устанавливался запас  $^{137}\text{Cs}$  (ТБк) в водной массе ладожских вод в 1986 г. и средняя концентрация  $^{137}\text{Cs}$   $U_0$ , рассчитываемая по условию (5) быстрого перемешивания  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме. На втором этапе использовалась экспоненциальная модель в расчетах динамики концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в водах Ладоги.

Запас “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  ( $Q_1$ ) в воде озера на 1986 г. составил 74.1 ТБк [2]. При глобальном



**Рис. 2.** Динамика  $^{137}\text{Cs}$  в воде Невы и Ладоги,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ , по данным: 1 – опыта, воды Невы [18]; 2 – расчета  $^{137}\text{Cs}$  в воде Ладоги по (7); 3 – опыта автора.

$^{137}\text{Cs}$  в воде озера  $2.5 \text{ Бк}/\text{м}^3$  его запас в объеме вод равен  $2.3 \text{ ТБк}$ , а суммарный ( $Q_1 + Q_2$ ) –  $76.4 \text{ ТБк}$ . По этому запасу концентрация  $U_0 = 84.1 \text{ Бк}/\text{м}^3$ . С учетом быстрого и замедленного процесса очищения невских вод от  $^{137}\text{Cs}$  выбрана двухэкспоненциальная модель снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в водах озера. При выборе численных значений ее параметров принимались во внимание природные особенности Ладоги – большая глубина водоема, питание из озер-доноров, замедленный обмен вод. На глубоководные районы Ладоги приходится  $\sim 10\%$  объема вод [10]. На севере озера из-за обособленности дна глубоководных впадин в них замедляется обмен вод. Питание Ладоги из трех озер-доноров также способствует замедлению процесса очищения ладожских вод от  $^{137}\text{Cs}$ .

Динамика  $^{137}\text{Cs}$  в воде Ладоги рассчитывалась из выражения:

$$U_t = U_0^{-\lambda t} \{ (K_1 \exp(-0.693t/T_1) + K_2 \exp(-0.693t/T_2)), \quad (7)$$

где  $U_t$  – концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде на время  $t$ ,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ ;  $U_0$  – начальная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде,  $\text{Бк}/\text{м}^3$ ;  $K_1$  и  $K_2$  – вклады (в долях) компонент, равные 0.85 и 0.15 соответственно;  $-\lambda t$  – поправка на

распад  $^{137}\text{Cs}$ ;  $T_1$  и  $T_2$  – полупериоды очищения вод 0.25 и 11 лет соответственно. Значения  $T_1$  и  $T_2$  выбирались с учетом накопленных знаний о динамике содержания  $^{137}\text{Cs}$  в озерно-речных системах северо-западного региона [6, 18, 20, 24]. Принято, что  $T_1 = 0.25$  года, потому что экспозиции  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме, равной году (1986–1987 гг.), оказалось достаточно, чтобы в основном завершилась фаза быстрого снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде озера.

Выбор численного значения  $T_2$  определялся принадлежностью  $^{137}\text{Cs}$  к лиофилам, а не к водным мигрантам. Его поступление в поверхностный сток сильно уменьшается после  $\sim 1$ –2-годичного пребывания в почвах водохранилищ. Поступление  $^{137}\text{Cs}$  в водоемы сокращается до сотых долей процента его запаса на водохранилище и далее остается почти без изменений в течение 10–15 лет [6]. Из-за низкого поступления  $^{137}\text{Cs}$  с водохранилища [6, 17] воды озер содержат  $^{137}\text{Cs}$  больше, чем речные, так как кумулятивный запас  $^{137}\text{Cs}$  в ДО озер поддерживает уровень загрязнения вод. В сопряженной по стоку системе водохранилище–озеро–река очищение озерных вод становится зависимым от скорости смены вод. Для Ладоги  $W = 11$  лет. Это значение

ние принято в качестве ожидаемого полупериода очищения вод  $T_2$ . Поскольку очищение вод озерно-речных систем Восточной Фенноскандии от глобального  $^{137}\text{Cs}$  протекало с полупериодом  $T = 6.5 - 10$  лет [6, 17, 21], то величина  $T_2 = 11$  лет для Ладоги представляется обоснованной.

Результаты расчета  $^{137}\text{Cs}$  в водах Ладоги с шагом в 4 года нанесены на график (рис. 2) в целях сопоставления тренда концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в воде озера с таковым вод Невы. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  на 1987, 1990, 1994, 1998, 2002, 2006, 2010 гг. составили 15.9, 8.8, 6.3, 4.4, 3.1, 2.2, 1.6  $\text{Бк}/\text{м}^3$  соответственно. По единичным наблюдениям за  $^{137}\text{Cs}$  в 1987 г. в водах Невы и Ладожского озера, его концентрация составила 9.7 и 16.0  $\text{Бк}/\text{м}^3$  [1, 7]. В этом же году концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде Ладоги была меньше, чем в оз. Инари ( $25 \text{ Бк}/\text{м}^3$ ), так как запас в Ладоге глубоководных масс, "чистых" по отношению к "чернобыльскому"  $^{137}\text{Cs}$ , способствовал разбавлению загрязнения поверхностных вод. Однако к 2002 г. ситуация с контаминацией  $^{137}\text{Cs}$  вод этих озер сменилась на противоположную, концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в Ладоге превысили таковые в оз. Инари. Из-за трехкратного различия скорости обмена вод озер очищение от  $^{137}\text{Cs}$  оз. Инари прошло быстрее.

Рис. 2 дополнен результатами определения  $^{137}\text{Cs}$  в водах Ладожского озера (5 проб), отобранных [2] зимой (со льда) в 2009 г. по периметру водоема с глубин 5–7 м. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде менялось в диапазоне 2–6 (в среднем  $4.0 \pm 1.4$ )  $\text{Бк}/\text{м}^3$ . Эти концентрации  $^{137}\text{Cs}$  относятся к загрязнению вод Ладоги в период гомотермии. При таком состоянии водоема наблюдаемые концентрации  $^{137}\text{Cs}$  наиболее объективно отражают загрязнение вод, так как влияние других факторов на вариабельность содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде (паводки, течения, взвеси) понижено. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  [18] в воде Ладоги (3 пробы) в июле 2007 г. менялись в диапазоне  $1.6 - 4.8 \text{ Бк}/\text{м}^3$ .

Флуктуации  $^{137}\text{Cs}$  от 1.5 до  $5 - 6 \text{ Бк}/\text{м}^3$  в водах Невы (рис. 2) после 1992 г. правомерно объяснить влиянием внутриводоемных процессов Ладоги на формирование загрязнения вод. В годовом цикле смена сезонов холодный–теплый сопровождается сменой стратификации вод и поступлением придонных вод к поверхности водоема. Сезонные изменения в стоке рек Вуокса, Волхов, Свирь также влияют на поступление  $^{137}\text{Cs}$  с речным стоком в Ладогу [2]. По-видимому, разные по своей природе процессы [8, 10, 20], влияющие на циркуляцию водных масс Ладожского озера, не в состоянии поддерживать в водоеме концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в границах более узких, чем наблюдаются в опыте. На 2008–2009 гг. запас  $^{137}\text{Cs}$  в объеме вод озера равен 3.4 ТБк, что составляет 4% от выпаде-

ния на водоем "чернобыльского"  $^{137}\text{Cs}$ . Запасы  $^{137}\text{Cs}$  в водах Инари и Вялозера на 1998 г. ниже – 1.1 и 1.6% соответственно. Тренд снижения уровней  $^{137}\text{Cs}$  в водах Ладоги, рассчитанный по (7), в целом согласуется с данными мониторинга  $^{137}\text{Cs}$  в водах Невы. При гипотетическом новом поступлении  $^{137}\text{Cs}$  в озеро в весенний период его концентрации в воде можно будет оценивать в течение 20–25 лет по двухэкспоненциальной модели со значениями  $T$  потерь  $^{137}\text{Cs}$  – 0.25 и 11 лет соответственно.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В глубоком ( $H_{\text{cp}} > 15$  м) оз. Инари с водосбором выше  $68^\circ$  с. ш. естественная дезактивация вод от "чернобыльского"  $^{137}\text{Cs}$  протекала с полупериодом очищения вод  $T = 3.6$  года при экспозиции  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме 18 лет. Определение  $^{137}\text{Cs}$  в воде озера по экспоненциальной модели удовлетворительно согласовывалось с данными опыта. Применение сорбционно-диффузационной модели поглощения  $^{137}\text{Cs}$  ДО в расчетах его содержания в воде оз. Инари ограничилось интервалом 1987–1992 гг., в течение которого данные расчета  $^{137}\text{Cs}$  в воде совпадали с опытом. Для оз. Вялозера ( $H_{\text{cp}} 7.7$  м) уровень  $^{137}\text{Cs}$  в воде корректно рассчитывался по сорбционно-диффузационной модели для интервала миграции 1987–1998 гг. Экспоненциальное снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде Ладожского озера ( $H_{\text{cp}} = 50$  м) аппроксимировано суммой двух экспонент с  $T$  очищения вод 0.25 и 11 лет соответственно. Вклады первой и второй компонент в общий процесс очищения вод от  $^{137}\text{Cs}$  составили 0.85 и 0.15 соответственно. Воды Ладожского озера с  $W = 11$  лет очищались от  $^{137}\text{Cs}$  медленнее, чем оз. Инари с  $W = 3.3$  года. Питание Ладоги из озер-доноров, содержащих  $^{137}\text{Cs}$ , способствует замедлению очищения ладожских вод от  $^{137}\text{Cs}$ .

Запасы  $^{137}\text{Cs}$  в объеме вод озер Инари и Ладожское в 1998 г. составили 1.1 и 4.3% от отложения в 1986 г. В целом данные реконструкции уровней "чернобыльского"  $^{137}\text{Cs}$  в воде субарктических озер Инари и Вялозера согласовывались с результатами натурных наблюдений. Выполненные исследования естественной дезактивации вод озер от "чернобыльского"  $^{137}\text{Cs}$  позволяют оценивать состояние загрязнения их вод в случае повторного поступления на водоемы  $^{137}\text{Cs}$  воздушным путем.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алексеенко В.А. Динамика выноса чернобыльского радиоцезия с речных водосборов Балтийского моря в 1986–1988 гг. // Радиохимия. 1997. № 2. С. 187–190.

2. *Бакунов Н.А., Большиянов Д.Ю., Макаров А.С.* К состоянию загрязнения глобальными  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  Ладожского озера // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 5. С. 521–529.
3. *Бакунов Н.А., Большиянов Д.Ю., Макаров А.С.* Сорбционно-диффузационная модель поглощения  $^{137}\text{Cs}$  дном водоема в оценках загрязнения вод // Радиохимия. 2014. Т. 56. № 3. С. 271–275.
4. *Бакунов Н.А., Саватюгин Л.М.* К вопросу устойчивости пресноводных водоемов Восточной Фенноскандии к отложению  $^{137}\text{Cs}$ : радиологический аспект // Арктика: экология и экономика. 2013. № 1 (9). Р. 24–35.
5. Большие озера Кольского полуострова. Л.: Наука, 1975. 350 с.
6. *Большиянов Д.Ю., Бакунов Н.А., Макаров А.С.* К вопросу миграции  $^{137}\text{Cs}$  в водных системах Восточной Фенноскандии // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 329–335.
7. *Гаврилов В.М., Гритченко З.Г., Иванова Л.М. и др.* Стронций-90, цезий-134 и цезий-137 в водоемах прибалтийского региона Советского Союза (1986–1988 гг.) // Радиохимия. № 3. 1990. С. 171–179.
8. *Кондратьев К.Я., Липатов В.Б., Тихомиров А.И.* Тонкая структура термобара // ДАН СССР. 1988. Т. 300. № 1. С. 216–219.
9. *Коноплев А.В., Булгаков А.А., Жирнов В.Г. и др.* Исследование поведения Sr-90 и Cs-137 в озерах Святое и Кожановское Брянской области // Метеорология и гидрология. 1998. № 11. С. 78–87.
10. Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. 327 с.
11. *Надеенко Ю.П., Семенов Г.В., Трейгер С.И. и др.* Распределение бета-активности в некоторых компонентах экспериментальных водоемов в природных условиях // Проблемы радиоэкологии водных организмов. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1971. С. 102–105.
12. *Никаноров А.М., Трунов Н.М.* Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод. СПб.: Гидрометеоиздат, 1999. 156 с.
13. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.
14. *Прохоров В.М.* Расчет уменьшения содержания стронция-90 в воде озер и прудов в результате поглощения его дном. М.: Атомиздат, 1969. 10 с.
15. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 г. Ежегодник / Под ред. С.М. Вакуловского. СПб.: Гидрометеоиздат, 2001. 225 с.
16. *Рахола Т., Саксен К., Костайнен Э., Пухкайнен М.* Техногенная радиоактивность в организме человека и окружающей среде // Радиохимия. 2006. Т. 48. № 6. С. 562–566.
17. *Саксен Р., Яаккола Т., Рантаваара А.* Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в южной части озера Пяянне // Радиохимия. 1996. Т. 38. № 4. С. 365–370.
18. *Степанов А.В., Тишков В.П., Пантелейев Ю.А., Гаврилов В.М.* Радиоактивное загрязнение Балтийского моря // Тр. Радиевого ин-та. 2009. Т. 4. С. 156–170.
19. *Тихомиров А.И.* Термика крупных озер. Л.: Наука, 1982. 232 с.
20. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. Oslo, 2010. P. 35–38.
21. *Mahura A., Baklanov A., Rigna O. Y. et al.* Statistical Analysis of Atmospheric Transport from the Nuclear Risk Sites in the Arctic Region // The 5<sup>th</sup> Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic and Antarctic. St. Petersburg, Russia, 2002. P. 119–123.
22. *Nikitin A. T., Tsaturov Yu. S., Chumichev V. B. et al.* Artificial radionuclides in components of freshwater and forest ecosystems in the south of Kola peninsula: Results of field investigations in the year 1998 // The 4<sup>th</sup> Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic. Edinburg, 1999. P. 181–183.
23. *Saxen R., Koskeleinen U.* Radioactivity of surface water and freshwater fish and Finland in 1988–1990 // Suppl. 6 to Annual Rep. STUK-A 89. Helsinki, 1991. 80 p.
24. *Smit J.T., Clarke R.T., Saxen R.* Comparing the mobility weaponstest and Chernobyl radiocaesium in Finland // The 4<sup>th</sup> Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic. Edinburg, 1999. P. 50–52.