

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

© 2021 г. Н. А. Бакунов^а, Д. Ю. Большиянов^{а, *}, С. А. Правкин^а

^аАрктический 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}Cs в водах озер за 12–19 лет его миграции с использованием в расчетах экспоненциальной и сорбционно-диффузионной моделей. Воды глубоких ($H_{\text{ср}} > 7$ м) озер Инари и Вялозеро очищались от ^{137}Cs с полупериодами 3.6 и 5.6 лет, за которые содержание ^{137}Cs в воде уменьшалось в два раза. Очищение вод глубоководного Ладожского озера от ^{137}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}Cs донными отложениями в реконструкции загрязнения вод по ^{137}Cs ограничилось 1987–1993 и 1987–1998 гг. соответственно, когда отмечалось удовлетворительное согласие между данными опыта и расчета. Запасы ^{137}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}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}Cs с полупериодом распада $T_{\text{физ}} = 30$ лет. На следах радиационных аварий после распада короткоживущих радионуклидов элемента Cs остается ^{137}Cs , радиационная значимость которого усугубляется накоплением в биоте наземных и водных экосистем.

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

содержания ^{137}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}Cs [6] относятся к 1968–1985 гг. постепенного снижения содержания ^{137}Cs в воде рек и озер. Вопросы загрязнения водоемов и их естественного очищения от ^{137}Cs на начальном этапе их контаминации (1961–1964 гг.) не рассматривались из-за крайней ограниченности опытных данных. Этот пробел в изучении миграции ^{137}Cs частично компенсирован наблюдениями за “чернобыльским” ^{137}Cs в финском оз. Пяйянне с 1986 по 2002 г. Результаты определений уровней ^{137}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}Cs в воде снижалась в два раза. Ранее такая динамика изменений содержания ^{137}Cs в воде озер отмечалась в натурных экспериментах с водоема-

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

Эмпирический подход к описанию снижения содержания ^{137}Cs в воде озер не позволяет перенести полученные количественные характеристики миграции ^{137}Cs на водоемы с иными природными свойствами. Требуется проверка применимости экспоненциальной модели с ее численными значениями параметров на иные условия миграции ^{137}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}Sr , позднее она применялась для определения в озерах “чернобыльского” ^{137}Cs [3, 9]. Недостаточная изученность миграции ^{137}Cs в водоемах северо-западного региона послужила основанием для реконструкции загрязнения озер “чернобыльским” ^{137}Cs в целях проверки знания наиболее общих закономерностей его водной миграции.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Задача исследования сводилась к реконструкции концентраций “чернобыльского” ^{137}Cs в воде субарктических озер Восточной Фенноскандии в целях количественной оценки естественного очищения их вод с течением времени. Выпадения “чернобыльского” ^{137}Cs пришлось 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}Cs пришлось на время открытых вод до установления стратификации водных масс.

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

Отложение “чернобыльского” ^{137}Cs на водосборах Кольского п-ова и Карельского перешейка в 1986 г. не было высоким (<10 кБк/м²), из-за чего мониторинг водоемов ограничился наблюдениями за ^{137}Cs в воде с 1986 по 1989 г. [1, 7]. При повышенном от 10 до 70 кБк/м² отложении ^{137}Cs в Финляндии [16, 17, 20] мониторингу подлежали воды рек, озер, ДО и объекты ихтиофауны. Результаты отдельных наблюдений за ^{137}Cs в водоемах Финляндии [17, 20, 23] использовались в ка-

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

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

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

откуда

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

где U_0 и U_t — концентрации ^{137}Cs в воде (исходная и через отрезок времени t соответственно), H — средняя глубина водоема, K_d и D — коэффициенты распределения и диффузии ^{137}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):

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

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}Cs , учитывался суммарный запас ^{137}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}Cs в воде на 1986 г.

Уровень глобального ^{137}Cs в воде северных рек Финляндии в 1985 г. составил 3 Бк/м³ [17]. Эта ве-

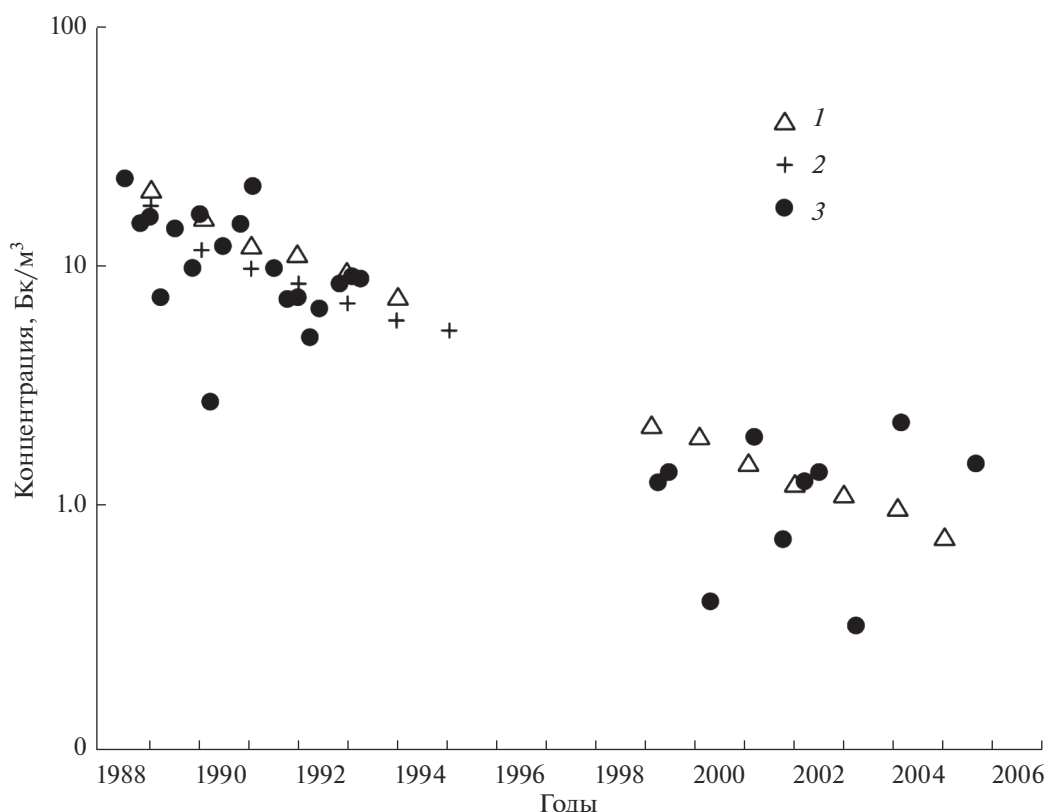


Рис. 1. Динамика ^{137}Cs в воде оз. Инари, Бк/м³, по данным: 1, 2 — расчета по (6) и (2) соответственно; 3 — опыта [20].

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

Выбор модели при реконструкции содержания ^{137}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}Cs в водоемах привлекались данные как единичных экспериментальных наблюдений за ^{137}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}Cs на территорию финской Лапландии в 1986 г. составили 1.7 кБк/м² [24]. Эта величина принята за отложение ^{137}Cs на поверхность оз. Инари. Это озеро имеет неполный ряд наблюдений (1987–2005 гг.) за ^{137}Cs в воде [20] с пропуском 6 лет в середине временного ряда (рис. 1).

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

Первая модель применялась для расчета концентрации ^{137}Cs в воде с 1987 по 1992 г., а вторая — на весь период миграции радионуклида. Содержание ^{137}Cs в воде озера уменьшалось с ~25 до 0.3–1.0 Бк/м³ (рис. 1). Концентрации ^{137}Cs в воде с 1987 по 1992 г. удовлетворительно рассчитывались по (2) при коэффициентах K_d и D , равных 3000 л/кг и $1.0 \times (10^{-7})$ см²/с соответственно и начальной (1986 г.) концентрации $U_0 = 114$ Бк/м³. На даты с 1987 по 1992 г. концентрации ^{137}Cs в воде, определенные по сорбционно-диффузионной модели, составили 18.0, 12.4, 9.7, 8.5, 7.2, 6.4 Бк/м³ — близкие к опытным данным (рис. 1). Однако с увеличением времени пребывания ^{137}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}Cs в воде равна 3.9, а по экспериментальным данным ~2.0 Бк/м³. К 12-летней экспозиции ^{137}Cs в водоеме его концентрации в воде понизились быстрее, чем ожидалось по модели. По-видимому, сказалось влияние неучтенных факторов, воздействие которых на миграцию ^{137}Cs возросло с увеличением пребывания ^{137}Cs в системе водосбор–водоем. В оз. Инари при мониторинге ^{137}Cs пробы воды отбирались из при-

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

Ряд опытных данных снижения содержания ^{137}Cs в воде оз. Инари (рис. 1) с 1988 по 2005 г. имеет тренд экспоненциального вида. Коэффициент корреляции (R) времени и уровня ^{137}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}Cs , Бк/м, в воде на время t , год наблюдений; U_0 — начальная концентрация ^{137}Cs в воде в 1987 г., Бк/м³; T — полупериод очищения вод озера от ^{137}Cs , годы; $U_0 = 21.9$ Бк/м³, $T = 3.6$ 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}Cs . Результаты расчета ^{137}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}Cs в воде, благодаря чему повышалась объективность оценок загрязнения водоема в первые 6–7 лет после выпадения “чернобыльского” ^{137}Cs .

В 1998 г. в воде глубокого ($H_{\text{ср}} = 7.7$ м) оз. Вялозеро [22], находящегося в южной части Кольского п-ова, содержалось 4.5 Бк/м³ ^{137}Cs . Эта концентрация в ~ 1.8 раза больше наблюдаемой 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 Бк/м³. Такая концентрация ^{137}Cs наблюдалась в оз. Имандра [15]. В [4] приведены результаты реконструкции загрязнения по ^{137}Cs вод Вялозера с использованием сорбционно-диффузионной модели (2). По данным расчета на 1997, 1998, 1999 гг., концентрация ^{137}Cs составила 4.70, 4.38 и 4.16, а, по опыту, в 1998 г. — 4.5 Бк/м³ соответственно. Полупериод T для Вялозера составил 5.6 лет.

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

Изначально возможность применения сорбционно-диффузионной модели к определениям

^{137}Cs в воде Ладожского озера ограничена большими глубинами водоема ($H_{\text{ср}} = 50$ м), которые препятствуют контакту загрязненных вод с отложениями на дне. Поэтому к реконструкции ^{137}Cs в водах Ладоги привлекалась экспоненциальная модель снижения содержания ^{137}Cs в воде, а данные концентраций ^{137}Cs в водах Невы [18] рассматривались как контрольные, приближенные к средним в водной массе Ладоги. Данные редких наблюдений за ^{137}Cs в акватории озера [6, 18] учитывались при оценке результатов реконструкции его содержания в водоеме. Прежде чем перейти к реконструкции содержания ^{137}Cs в водах Ладожского озера, конспективно рассмотрим изменения в загрязнении вод Невы по ^{137}Cs . На рис. 2, заимствованном из публикации [18], представлены концентрации ^{137}Cs в водах Невы с 1986 по 2008 г. Динамика ^{137}Cs в воде Невы характеризуется наличием двух временных этапов очищения вод. Быстрый процесс очищения вод с 240 до 22 Бк/м³ захватывал период с конца апреля по декабрь 1986 г. [6]. На этот промежуток времени пришлась смена зимней стратификации ладожских вод на летнюю и обратно, в результате чего произошло перемешивание загрязненных ^{137}Cs поверхностных вод с водами глубин. Выпадения ^{137}Cs из атмосферы в конце апреля совпали с весенним паводком, когда в поверхностных водах многократно увеличивается количество минеральной взвеси сорбентов ^{137}Cs .

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

Замедленный этап (1992–2008 гг.) очищения невских вод от ^{137}Cs определялся внутриводными процессами озера, связанными с поступлением в него вод крупных притоков Вуоксы, Волхова, Свири, загрязненных ^{137}Cs [1, 7, 18]. Их суммарный сток (56 – 65 км³/год) близок к стоку Невы. Наличие быстрого и замедленного процесса очищения невских вод от ^{137}Cs учтено при реконструкции загрязнения вод Ладоги.

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

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

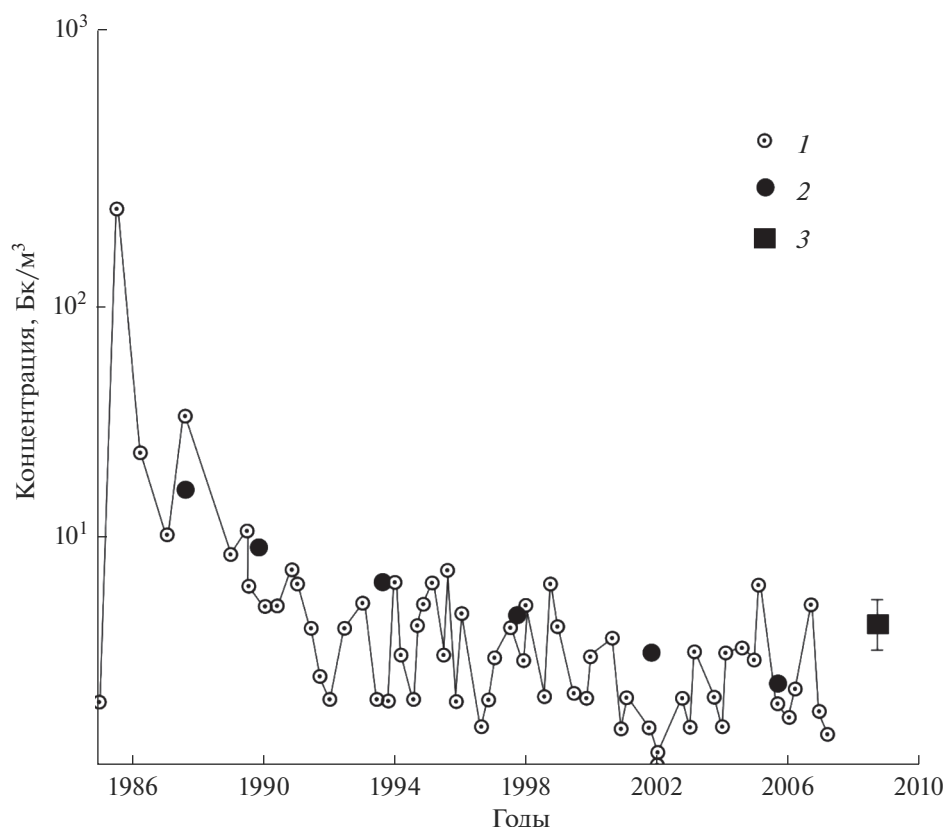


Рис. 2. Динамика ^{137}Cs в воде Невы и Ладоги, Бк/м³, по данным: 1 — опыта, воды Невы [18]; 2 — расчета ^{137}Cs в воде Ладоги по (7); 3 — опыта автора.

^{137}Cs в воде озера 2.5 Бк/м³ его запас в объеме вод равен 2.3 ТБк, а суммарный ($Q_1 + Q_2$) — 76.4 ТБк. По этому запасу концентрация $U_0 = 84.1$ Бк/м³. С учетом быстрого и замедленного процесса очищения невских вод от ^{137}Cs выбрана двухэкспоненциальная модель снижения содержания ^{137}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 ~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}Cs .

Динамика ^{137}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}Cs в воде на время t , Бк/м³; U_0 — начальная концентрация ^{137}Cs в воде, Бк/м³; K_1 и K_2 — вклады (в долях) компонент, равные 0.85 и 0.15 соответственно; $-\lambda t$ — поправка на

распад ^{137}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}Cs в озерно-речных системах северо-западного региона [6, 18, 20, 24]. Принято, что $T_1 = 0.25$ года, потому что экспозиции ^{137}Cs в водоеме, равной году (1986–1987 гг.), оказалось достаточно, чтобы в основном завершилась фаза быстрого снижения содержания ^{137}Cs в воде озера.

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

ние принято в качестве ожидаемого полупериода очищения вод T_2 . Поскольку очищение вод озера-речных систем Восточной Фенноскандии от глобального ^{137}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}Cs в водах Ладоги с шагом в 4 года нанесены на график (рис. 2) в целях сопоставления тренда концентраций ^{137}Cs в воде озера с таковым вод Невы. Концентрации ^{137}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 Бк/м³ соответственно. По единичным наблюдениям за ^{137}Cs в 1987 г. в водах Невы и Ладожского озера, его концентрация составила 9.7 и 16.0 Бк/м³ [1, 7]. В этом же году концентрация ^{137}Cs в воде Ладоги была меньше, чем в оз. Инари (25 Бк/м³), так как запас в Ладоге глубоководных масс, “чистых” по отношению к “чернобыльскому” ^{137}Cs , способствовал разбавлению загрязнения поверхностных вод. Однако к 2002 г. ситуация с контаминацией ^{137}Cs вод этих озер сменилась на противоположную, концентрации ^{137}Cs в Ладоге превысили таковые в оз. Инари. Из-за трехкратного различия скорости обмена вод озер очищение от ^{137}Cs оз. Инари прошло быстрее.

Рис. 2 дополнен результатами определения ^{137}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}Cs в воде менялось в диапазоне 2–6 (в среднем 4.0 ± 1.4) Бк/м³. Эти концентрации ^{137}Cs относятся к загрязнению вод Ладоги в период гомотермии. При таком состоянии водоема наблюдаемые концентрации ^{137}Cs наиболее объективно отражают загрязнение вод, так как влияние других факторов на вариабельность содержания ^{137}Cs в воде (паводки, течения, взвеси) понижено. Концентрации ^{137}Cs [18] в воде Ладоги (3 пробы) в июле 2007 г. менялись в диапазоне 1.6–4.8 Бк/м³.

Флуктуации ^{137}Cs от 1.5 до 5–6 Бк/м³ 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}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}Cs в границах более узких, чем наблюдаются в опыте. На 2008–2009 гг. запас ^{137}Cs в объеме вод озера равен 3.4 ТБк, что составляет 4% от выпаде-

ния на водоем “чернобыльского” ^{137}Cs . Запасы ^{137}Cs в водах Инари и Вялозеро на 1998 г. ниже – 1.1 и 1.6% соответственно. Тренд снижения уровней ^{137}Cs в водах Ладоги, рассчитанный по (7), в целом согласуется с данными мониторинга ^{137}Cs в водах Невы. При гипотетическом новом поступлении ^{137}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}Cs – 0.25 и 11 лет соответственно.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

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

Запасы ^{137}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}Cs в воде субарктических озер Инари и Вялозеро согласовывались с результатами натурных наблюдений. Выполненные исследования естественной дезактивации вод озер от “чернобыльского” ^{137}Cs позволяют оценивать состояние загрязнения их вод в случае повторного поступления на водоемы ^{137}Cs воздушным путем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеев 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., Большаинов Д.Ю., Макаров А.С. К состоянию загрязнения глобальными ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239, 240}\text{Pu}$ Ладожского озера // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 5. С. 521–529.
3. Бакунов Н.А., Большаинов Д.Ю., Макаров А.С. Сорбционно-диффузионная модель поглощения ^{137}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}Cs : радиологический аспект // Арктика: экология и экономика. 2013. № 1 (9). Р. 24–35.
5. Большие озера Кольского полуострова. Л.: Наука, 1975. 350 с.
6. Большаинов Д.Ю., Бакунов Н.А., Макаров А.С. К вопросу миграции ^{137}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.: Гидрометеиздат, 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.: Гидрометеиздат, 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}Cs и ^{90}Sr в южной части озера Пяйянне // Радиохимия. 1996. Т. 38. № 4. С. 365–370.
18. Степанов А.В., Тишков В.П., Пантелеев Ю.А., Гаврилов В.М. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря // Тр. Радиового 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., Rigina O.Y. et al. Statistical Analysis of Atmospheric Transport from the Nuclear Risk Sites in the Arctic Region // The 5th 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 4th 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 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic. Edinburg, 1999. P. 50–52.