

УДК 551.46:504.054  
DOI: 10.7868/S25000640210202

## РОЛЬ ИСТОЧНИКОВ РАДИАЦИОННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ДИНАМИКЕ $^{134}\text{Cs}$ В АТОМНУЮ ЭПОХУ

© 2021 г. Академик Г.Г. Матишов<sup>1,2</sup>, Г.В. Ильин<sup>1</sup>,  
И.С. Усягина<sup>1</sup>, В.В. Титов<sup>2</sup>, Е.Э. Кириллова<sup>2</sup>

**Аннотация.** Дана оценка роли короткоживущих радиоизотопов в формировании радиоэкологического фона в морях Арктики и юга России. Проанализированы материалы многолетних наблюдений Мурманского морского биологического института Российской академии наук и открытых литературных источников по содержанию радиоизотопа  $^{134}\text{Cs}$  в морской среде и биоте. Показаны уровни его концентрации в почве, лишайниках, водорослях, рыбе, морской воде и донных отложениях. Обсуждаются географические особенности его распространения в морской и прибрежной среде. Указаны очевидные и потенциальные источники поступления этого радиоизотопа в морские экосистемы полярных и южных морей России. Короткий период полураспада делает  $^{134}\text{Cs}$  маркером недавних атмосферных выпадений. Его включения в спектр радиоактивного загрязнения редки, а концентрации незначительны. Однако жесткое гамма-излучение делает его одним из наиболее опасных элементов при радиационных авариях. Пример атмосферного трансграничного переноса  $^{134}\text{Cs}$  в северном полушарии после аварий на Чернобыльской АЭС и на АЭС «Фукусима-1» определяет актуальность изучения современного фона этого радионуклида в морской среде и биоте.

В арктических морях сохраняется устойчивая тенденция к снижению техногенных изотопов. Однако на участках разгрузки выводных ледников материковых оледенений Новой Земли, Земли Франца-Иосифа, Шпицбергена, Северной Земли нельзя исключать локализацию слабого загрязнения морской среды этим изотопом.

Современные включения радиоизотопа в среду высокоширотной Арктики вызваны таянием ледников, аккумулировавших ранние атмосферные выпадения, и местными локальными источниками. В морях юга России включения  $^{134}\text{Cs}$  в современные слои обусловлены переотложением донных осадков и эпизодическими смывами с территории водосбора.

В данном исследовании показан современный фон радиоактивного  $^{134}\text{Cs}$  в экосистемах Азовского моря и морей арктического шельфа, превышение которого требует незамедлительных исследований и поиска источников эмиссии.

**Ключевые слова:** радиоактивность, морская среда, донные осадки, источники радиации.

### THE SIGNIFICANCE OF RADIOACTIVE SOURCES IN THE LONG-TERM DYNAMICS OF $^{134}\text{Cs}$ IN THE ATOMIC EPOCH

Academician RAS G.G. Matishov<sup>1,2</sup>, G.V. Ilyin<sup>1</sup>,  
I.S. Usyagina<sup>1</sup>, V.V. Titov<sup>2</sup>, E.E. Kirillova<sup>2</sup>

**Abstract.** The role of short-lived radioisotopes in the formation of the radioecological background in the seas of the Arctic and southern Russia is evaluated. The materials of long-term observations of the Murmansk Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences and open literature sources on the content of the radioisotope  $^{134}\text{Cs}$  in the marine environment and biota are analyzed. The levels of its concentration in soil,

<sup>1</sup> Мурманский морской биологический институт Российской академии наук (Murmansk Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences, Murmansk, Russian Federation), Российская Федерация, 183010, г. Мурманск, ул. Владимирская, 17

<sup>2</sup> Федеральный исследовательский центр Южный научный центр Российской академии наук (Federal Research Centre the Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don, Russian Federation), Российская Федерация, 344006, г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41, e-mail: matishov\_ssc-ras@ssc-ras.ru

lichens, algae, fish, seawater and bottom sediments are shown. The geographical features of its distribution in the marine and coastal environment are discussed. The obvious and potential sources of this radioisotope entering the marine ecosystems of the polar and southern seas of Russia are indicated. The short half-life makes  $^{134}\text{Cs}$  a marker of recent atmospheric precipitation. Its inclusion in the spectrum of radioactive contamination is rare, and the concentrations are insignificant. However, the harsh gamma radiation makes it one of the most dangerous elements in radiation accidents. The example of atmospheric transboundary transport of  $^{134}\text{Cs}$  in the northern hemisphere after the Chernobyl and Fukushima-1 accidents determines the relevance of studying the current background of this radionuclide in the marine environment and biota.

It is emphasized that in the Arctic seas there is a steady tendency to reduce man-made isotopes. However, in the areas of discharge of outflow glaciers of the continental glaciations of Novaya Zemlya, Franz Josef Land, Svalbard, and Severnaya Zemlya, it is impossible to exclude the localization of weak marine pollution with this isotope.

It is stated that the current radioisotope inclusions in the environment of the high-latitude Arctic are caused by the melting of glaciers that accumulated early atmospheric precipitation and local sources. In the seas of southern Russia, the inclusion of  $^{134}\text{Cs}$  in modern layers is due to the re-deposition of bottom sediments and occasional washouts from the catchment area.

This study shows the current background of radioactive  $^{134}\text{Cs}$  in the ecosystems of the Sea of Azov and the seas of the Arctic shelf, the excess of which requires immediate research and search for sources of emission.

**Keywords:** radioactivity, marine environment, bottom sediments, radiation sources.

## ВВЕДЕНИЕ

В эпоху развития ядерного оружия, атомной энергетики, подводного флота северные и южные моря подвергались влиянию радиоактивного загрязнения. Однако экологические последствия, в частности вред морским и наземным животным, рыбным ресурсам, предпосылки для облучения населения, не стали очевидными. В спектре техногенной радиоактивности основной потенциал загрязнения и рисков закономерно связывается с относительно долгоживущими и наиболее распространенными радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . В то же время роль короткоживущих изотопов ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$  и т.д.) в жизнедеятельности экосистем арктических и южных морей остается не до конца ясной. В одних случаях изучение данного вопроса затрудняли относительно низкие концентрации и локальность распространения этих радионуклидов. В других случаях с момента отбора образцов до проведения анализов проходит время, иногда равное периоду полураспада этих элементов. С 1989 г. Мурманский морской биологический институт Российской академии наук (ММБИ) проводит исследования по радиационной экологии океана в Баренцевом, Белом, Норвежском, Карском, Азовском и других морях [1–11].

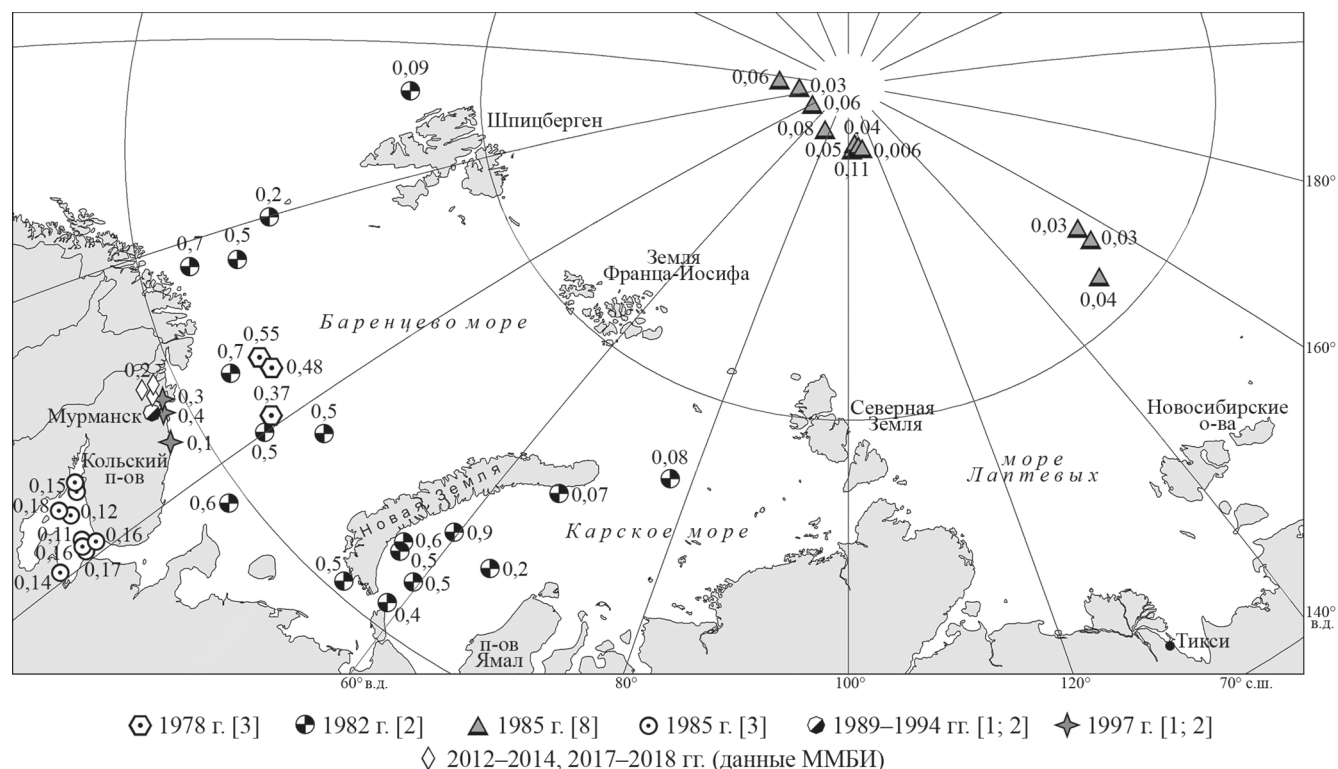
$^{134}\text{Cs}$ , период полураспада которого составляет около двух лет, другие короткоживущие радиоактивные элементы в среде и биоте арктических морей имеют ограниченное распространение, ре-

гистрируются эпизодически и привязаны к определенным отрезкам истории атомных испытаний или к инцидентам. Эмиссия радиоактивности от локальных и региональных источников прослеживается на расстоянии от нескольких до 60–70 км [1; 5; 11]. Вследствие быстрого полураспада концентрации короткоживущих радионуклидов в грунтах, макрофитах и моллюсках вблизи мест сброса на порядок выше, чем в аккумулирующих желобах ближайших участков шельфа Баренцева и Карского морей.

Закономерно, что  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , у которых период полураспада составляет около 30 лет, получили глобальное распространение и встречаются в постядерную эпоху повсеместно. Напротив, короткоживущий  $^{134}\text{Cs}$  – крайне редкий элемент в морской и наземной среде Арктики. Его концентрации малы, и в наблюдениях 1978–2015 гг. чаще всего были ниже предела обнаружения при измерениях. Это обстоятельство затрудняет определение источников и объемов его эмиссии.

Цель работы – дать оценку роли короткоживущих радионуклидов в формировании общего радиоэкологического фона в среде и биоте арктических и южных морей России, проанализировать географические особенности распространения  $^{134}\text{Cs}$ , показать источники этого редко встречающегося в морской и прибрежной среде радионуклида.

Задачей исследования является обобщение материалов за 30-летний период экспедиций ММБИ на высокоширотные архипелаги Новой Земли, Зем-



**Рис. 1.** Содержание  $^{134}\text{Cs}$  в водах Баренцево-Карского региона ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ), 1978–2018 гг.  
**Fig. 1.** The  $^{134}\text{Cs}$  activity in the water of the Barents-Kara seas region ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ), 1978–2018.

ли Франца-Иосифа, Шпицбергена, заливов и губ Кольского полуострова и побережья Западной Сибири, во все ключевые районы шельфа Баренцева, Белого, Карского морей и Азовского моря (рис. 1–3; табл. 1). Другая задача исследования – понять и показать трансграничные миграции радиоактивного вещества, базируясь на результатах анализов образцов почвы, лишайников, водорослей, зообентоса, рыб, морской воды, донных отложений. Появление изотопов, типичных для выбросов при аварии на японской АЭС «Фукусима-1», в аэрозолях высокоширотных областей Европы (архипелаг Шпицберген, Кольский полуостров) определило актуальность изучения среды и биоты.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследование проведено на основе обширных наблюдений ММБИ (более 4 тыс. измерений за период с 1990-х гг. по 2020 г.) и литературных данных. Специфика местных источников  $^{134}\text{Cs}$  исследована на пробах, отобранных в непосредственной близости от радиационно опасных объектов.

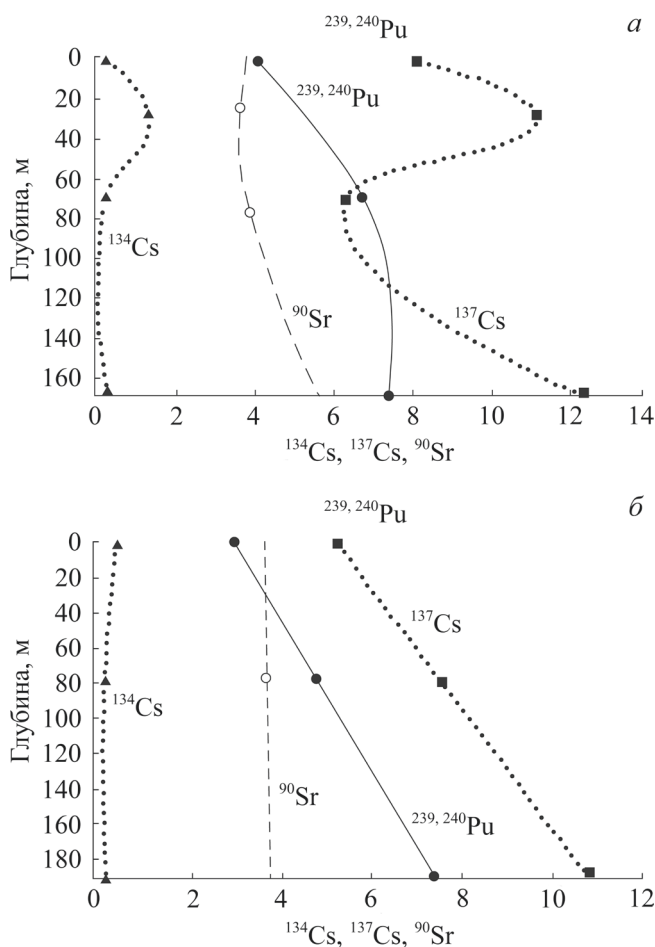
Радиометрический анализ проб выполнен в лаборатории ММБИ. Удельная (объемная) актив-

ность радиоактивных изотопов цезия измерена на спектрометрах  $\gamma$ -излучения «InSpector-2000»,  $\gamma$ - и рентгеновского излучения «b13237» («Canberra», США). Спектры проанализированы с помощью программного обеспечения Genie-2000.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Ядерные взрывы.** Долгоживущие (30 лет и более) искусственные радионуклиды, такие как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{139,240}\text{Pu}$ , появились после ядерных испытаний в воздушной и морской среде, сбросов радиоактивных отходов в море, переноса их морскими течениями и стоками сибирских рек. Максимум испытаний приходился на 1954–1958 и 1961–1962 гг. [1; 6]. Часть радиоактивных частиц выпала недалеко от мест испытаний (в частности, на Новой Земле), другая часть задержалась в высоких слоях атмосферы. Затем ветром и морскими течениями этот материал переносился на большие расстояния.

В морские донные отложения радиоизотопы попадают из водной среды с задержкой, определяемой глубиной места и физическим состоянием водной массы [1; 2]. Трансграничный атмосферный перенос взвешенных частиц в высоких слоях атмосфе-



**Рис. 2.** Вертикальное распределение  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  (Бк/м<sup>3</sup>) и  $^{239,240}\text{Pu}$  (мБк/м<sup>3</sup>) в воде Карского моря [19]: *a* – станция 1 (72°38' с.ш., 58°45' в.д.); *б* – станция 2 (76°08' с.ш., 62°30' в.д.).  
**Fig. 2.** The  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/m<sup>3</sup>) and  $^{239,240}\text{Pu}$  (mBq/m<sup>3</sup>) activity profile in the water of the Kara Sea [19]: *a* – Station 1 (72°38'N, 58°45'E); *б* – Station 2 (76°08'N, 62°30'E).

ры осуществляется в короткий период. К примеру, уже через четыре дня после аварии на АЭС «Фукусима-1» на расстоянии более 7000 км от места эмиссии, в США, в воздухе был зарегистрирован  $^{133}\text{Xe}$ . В Северном полушарии, где проводилась большая часть испытаний, выпала и большая часть радиоактивных осадков. Максимальные атмосферные выпадения искусственных радионуклидов на морской акватории Западной Арктики наблюдали в 1960-е гг. и в 1986 г. В 1980–1990-е гг. появилось множество публикаций, посвященных исследованию уровней концентрации и путей миграции изотопов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$  в морях Евро-Арктического региона (рис. 1) [3–13]. После запрета в 1963 г. ядерных испытаний в атмосфере содержание радиоактивных веществ в Баренцевом и Карском морях приобрело тенденцию к сниже-

нию. Однако и в 1991 г. в донных отложениях губы Черной после испытания ядерного оружия в 1955–1961 гг. концентрации  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  сохранялись на высоком уровне – 11,148; 3000, 618 и 1450 Бк/кг соответственно [1; 2].

**Стоки западноевропейских и сибирских радиохимических заводов.** Следующий после ограничения испытаний ядерного оружия пик поступления антропогенных радионуклидов в морскую Арктику пришелся на 1970–1980-е гг. вместе с пиком загрязнения вод Норвежского и Баренцева морей. Это повышение определялось переносом стоков западноевропейских заводов «Селлафилд» и «Ла-Хаг» [3–9; 14]. В Ирландском море в 1960–1990 гг. вблизи «Селлафилда» концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах достигала 200–210 Бк/кг [5; 6]. В 1993–1994 гг. донные отложения в районе «Селлафилда» содержали до 400 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$  и 250 Бк/кг  $^{90}\text{Sr}$ . Радиоактивное загрязнение района характеризуется также присутствием изотопа  $^{134}\text{Cs}$ , постоянно поступающего со сбросами предприятия. В отличие от этого вблизи новоземельских полигонов, в частности губы Черной, этот радионуклид практически не встречается. Радионуклид  $^{134}\text{Cs}$  был выбран в качестве трассера трансграничного переноса радиоактивных отходов «Селлафилда» в Арктический бассейн в воде [8].

Шлейф радиоактивных загрязнений из Западной Европы пересекал шельф Баренцева моря и через 6 лет достигал Центрального Полярного бассейна (рис. 1). Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в водах этого бассейна поднималось до 10–50 Бк/м<sup>3</sup> [16]. Осенью 1979 г. на Медвежинской банке вода содержала 8–15 Бк/м<sup>3</sup>  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  [9]. Максимальная концентрация радиоцезия была характерна для прибрежных струй Норвежского течения. В 1979 г. содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  в поверхностных водах и на глубине 100 м варьировалось от 40 до 80 Бк/м<sup>3</sup>. В эти же годы в водах Мурманского прибрежного течения присутствовал  $^{134}\text{Cs}$  на уровне 0,2–0,7 Бк/м<sup>3</sup>. Этот радионуклид практически отсутствовал в радиоактивных атмосферных выпадениях вплоть до аварии на Чернобыльской АЭС. Атмосферные выпадения продуктов аварийного выброса привели к загрязнению им морских акваторий. В середине 1980-х гг. в водах Центрального Полярного бассейна (рис. 1)  $^{134}\text{Cs}$  отмечался в малых количествах – 0,03–0,11 Бк/м<sup>3</sup> [3; 8]. Его содержание в поверхностных водах Баренцева, Карского и Гренландского морей составляло 0,07–0,7 Бк/м<sup>3</sup>.



Рис. 3. Содержание  $^{134}\text{Cs}$  в водах Азовского моря (Бк/м<sup>3</sup>), 1987 г. [17].

Fig. 3.  $^{134}\text{Cs}$  activity in water of the Sea of Azov (Bq/m<sup>3</sup>), 1987 [17].

Радиохимические комбинаты «Маяк», «Томск-7» и другие в 1950–1990 гг., сбрасывая отходы в Енисей и Обь, являлись источником техногенных радионуклидов в Карском море [1; 2; 10; 15]. В грунтах Енисейской и Обской губ отмечалось значительное радиационное загрязнение.

Основные пути переноса радионуклидов в Западно-Арктическом регионе впервые показаны ММБИ в 1994 г. на карте «Уровни и основные направления переноса радионуклидов в Баренцевом и Карском морях» [14]. Анализ глубинных профилей из Новоземельского желоба (рис. 2) показывает, что под распресненным поверхностным слоем залегали воды со сравнительно высоким содержанием  $^{137}\text{Cs}$  – 20 Бк/м<sup>3</sup>, а  $^{134}\text{Cs}$  в воде было относительно мало – от 0,1 до 0,7 Бк/кг. Соотношение  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  находилось в пределах 0,019 : 0,034. Происхождение  $^{134}\text{Cs}$  может быть связано не с английскими, а с местными источниками [11].

### Выбросы при авариях на ядерных объектах.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС с атмосферными и речными потоками в северные моря поступило огромное количество  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и других радиоизотопов. До взрыва на Чернобыле воды Балтики содержали  $^{137}\text{Cs}$  примерно 20–45 Бк/м<sup>3</sup>, но  $^{134}\text{Cs}$  не обнаруживался.

После аварии концентрация  $^{134}\text{Cs}$  в воде и планктоне Финского залива в 1986 г. достигала соответственно 5900 Бк/м<sup>3</sup> и 1500 Бк/кг сухой массы [3–7; 10–13]. В донных отложениях Балтики  $^{134}\text{Cs}$  накопился до 100–400 Бк/кг. В 1986–1987 гг. в балтийской сельди и окунях содержание  $^{134}\text{Cs}$  варьировало от 3 до 96 Бк/кг [12]. В проливе Скагеррак в треске  $^{134}\text{Cs}$  обнаружен в количестве около 0,3 Бк/кг [13]. Уровни объемной активности радиоцезия в морской воде 50–90 Бк/м<sup>3</sup> стали для Балтийского моря в 1990-е гг. фоновыми. Аномально высокая (50–100 Бк/м<sup>3</sup>) концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в водах пролива Ска-

**Таблица 1.** Концентрация  $^{134}\text{Cs}$  в воде (Бк/м<sup>3</sup>, поверхностный слой) и донных отложениях (0–3 см, Бк/кг сухой массы) в 1978–2018 гг. в Арктическом регионе

**Table 1.** Concentration of  $^{134}\text{Cs}$  in water (Bq/m<sup>3</sup>, surface layer) and bottom sediments (0–3 cm, Bq/kg of dry weight) in 1978–2018 in the Arctic region

Координаты Coordinates		Концентрация $^{134}\text{Cs}$ $^{134}\text{Cs}$ concentration	Год наблюдения Year of observation
N	E		
Вода, открытое море Water, open sea			
72,33333	33,50000	0,55	1978
72,50000	35,00000	0,48	1978
71,83333	39,00000	0,37	1978
69,53533	43,16217	0,6	1982
70,37183	54,79700	0,5	1982
70,65683	58,84617	0,4	1982
73,01283	64,56800	0,2	1982
71,53983	59,53967	0,5	1982
71,97150	56,80000	0,6	1982
72,22900	56,48950	0,5	1982
77,44250	77,25450	0,08	1982
75,75683	66,24800	0,07	1982
71,41583	22,42517	0,7	1982
72,72950	43,45917	0,5	1982
71,43133	39,96517	0,5	1982
71,44083	33,48567	0,7	1982
73,28683	59,64117	0,9	1982
72,73050	23,40083	0,5	1982
73,86400	20,12150	0,2	1982
78,04433	7,33300	0,09	1982
64,68600	39,45733	0,14	1985
65,66433	38,45017	0,11	1985
65,59083	39,31567	0,17	1985
65,75017	36,52700	0,12	1985
66,21117	35,30650	0,15	1985
65,58733	38,91800	0,16	1985
65,97017	39,17500	0,16	1985
65,53133	35,77067	0,18	1985
66,29183	34,66233	0,15	1985
81,17350	150,67383	0,04	1985
82,02283	155,75083	0,03	1985
82,49050	156,22033	0,03	1985
88,02433	103,27867	0,11	1985
88,20450	105,53917	0,006	1985
88,12217	108,55683	0,05	1985
88,02400	111,30183	0,04	1985
88,51283	75,26917	0,08	1985

Окончание табл. 1

Координаты Coordinates		Концентрация $^{134}\text{Cs}$ $^{134}\text{Cs}$ concentration	Год наблюдения Year of observation
N	E		
88,87683	40,55200	0,06	1985
88,68417	11,54167	0,06	1985
88,13517	3,52817	0,03	1985
Вода, район ФГУП «Атомфлот» Water, district of the Federal State Unitary Enterprise "Atomflot"			
69,03455	33,05890	6,3	1997
69,03765	33,05812	9,2	1997
69,04040	33,06292	3,3	1997
69,05520	33,08157	0,3	1997
Вода, губа Андреева Water, Andreev Bay			
69,451167	32,354833	следы trace amounts	2014
69,442833	32,354667	следы trace amounts	2014
69,443167	32,352667	следы trace amounts	2014
Вода, губа Западная Лица Western Litsa Bay			
69,12083	36,04200	0,1	1997
69,32967	33,55233	0,4	1997
69,47333	32,50833	0,3	1997
Донные отложения, губа Андреева Bottom sediments, Andreev Bay			
69,4618	32,6089	0,2	2013
Донные отложения, шельф Шпицбергена Bottom sediments, Shpitsbergen shelf			
78,4983	33,5067	1,4	2015
77,5017	26,9850	1,8	2015
76,0867	18,6667	0,7	2015
Донные отложения, Исфьод Bottom sediments, Isfjord			
78,6583	16,6767	1,6	2015

геррак в течение 1990-х гг. поддерживалась постоянной адвекцией балтийских вод на запад [7]. В поверхностных водах проливов Скагеррак и Каттегат отношение объемной активности  $^{134}\text{Cs}$  к объемной активности  $^{137}\text{Cs}$  варьировало в 1996, 1997, 1998 гг. в пределах 0,023; 0,017 и 0,013 соответственно.

В Баренцево-Карском бассейне чернобыльский шлейф формировался за счет адвекции загрязненных балтийских вод и за счет смыва с водосборов северных рек. В начале 1990-х гг. в донных отложениях Печорской губы концентрации  $^{134}\text{Cs}$  колеба-

лись от 0,4 до 1,13 Бк/кг, а в Чёшской губе составляли 0,6 Бк/кг [1]. Вероятно, происхождение  $^{134}\text{Cs}$  связано с глобальными выпадениями в водосборных бассейнах рек (рис. 1).

В бассейне Азовского моря, включая Цимлянское водохранилище, в 1987 г. и позже в воде и донных отложениях четко прослеживается  $^{134}\text{Cs}$  – индикатор поступления продуктов аварийного выброса Чернобыльской АЭС в 1986 г. [1; 16–18]. Содержание этого изотопа в Азовском море в 1986 и 1987 гг. в среднем составляло  $8,5 \pm 2,0$  Бк/м<sup>3</sup> и  $9,2 \pm 2,5$  Бк/м<sup>3</sup> соответ-

**Таблица 2.** Отношение объемных (удельных) активностей  $^{134}\text{Cs}$  к  $^{137}\text{Cs}$  в воде и донных осадках Азовского моря, 1987 г. [17]  
**Table 2.** Ratio of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  radioisotope concentrations in water and bottom sediments of the Sea of Azov, 1987 [17]

№ станции Station number	Координаты Coordinates		Горизонт Horizon	Содержание $^{134}\text{Cs}$ в воде, Бк/м <sup>3</sup> / $^{134}\text{Cs}$ concentration in water, Bq/m <sup>3</sup>	Отношение $^{137}\text{Cs}$ к $^{134}\text{Cs}$ Ratio of $^{137}\text{Cs}$ to $^{134}\text{Cs}$		
	N	E			Растворенные формы / Dissolved forms	Взвешенные формы / Suspended forms	Донные отложения / Bottom sediments
74	46,6370	37,4304	поверхностный surface	13,1	3,5	2,1	–
			придонный bottom	8,9	3,8	2,3	–
20	46,4736	36,7585	поверхностный surface	15,5	3,5	2,0	–
			придонный bottom	10,2	3,7	–	3,6
47	46,0490	37,9174	поверхностный surface	12,6	2,8	1,6	–
			придонный bottom	12,2	2,7	1,3	1,1
9	46,3625	35,7785	поверхностный surface	9,6	3,2	0,8	–
			придонный bottom	11,4	2,9	–	5,5
1	45,9488	35,011	поверхностный surface	9	2,9	1,3	–
			придонный bottom	7,4	3,0	–	–
4a	45,5744	35,4432	поверхностный surface	6,1	3,2	–	–
			придонный bottom	5,4	3,9	3,0	10,8
13	45,7015	35,9933	поверхностный surface	8,8	3,7	–	–
			придонный bottom	8,2	3,5	1,3	4,4
15	46,0242	36,0530	поверхностный surface	8,9	3,0	–	–
			придонный bottom	10,5	2,9	–	4,6
23	45,9938	36,8304	поверхностный surface	8,9	3,2	2,6	–
			придонный bottom	8,8	3,7	3,2	3,9
26	45,4937	36,7901	поверхностный surface	6,2	3,8	–	–
			придонный bottom	6,9	4,0	2,8	4,8
31	45,5424	37,0391	поверхностный surface	7,6	3,4	–	–
			придонный bottom	7,8	3,3	–	4,2



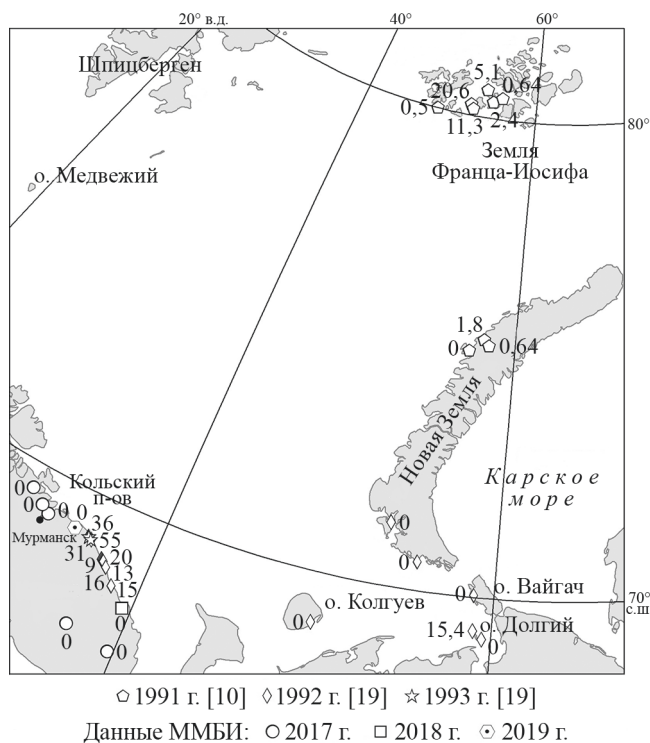
**Таблица 3.** Удельная активность техногенных и природных радионуклидов в воде (поверхностный слой, Бк/м<sup>3</sup>) и донных отложениях (0–3 см, Бк/кг сухой массы) Азовского моря в 2019 г.  
**Table 3.** Specific activity of technogenic and natural radionuclides in water (Bq/m<sup>3</sup>, surface layer) and bottom sediments (0–3 cm, Bq/kg of dry weight) of the Sea of Azov in 2019

№ станции / Station number	Координаты / Coordinates		Глубина, м / Depth, m	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>40</sup> K	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th
	N	E						
Морская вода / Sea water								
1	38,86550	47,03782	4,6	1,1 ± 0,2	–	–	–	–
6	37,57163	46,81902	6,3	4,1 ± 0,9	–	–	–	–
12	38,12870	46,23722	4,8	<0,2	–	–	–	–
41	37,29838	45,47427	6	5,3 ± 0,9	–	–	–	–
59	36,67503	45,47267	11	3,1 ± 1,1	–	–	–	–
70	35,24525	45,63443	6	7,2 ± 1,5	–	–	–	–
77	36,60897	46,02643	11,9	5,8 ± 1,4	–	–	–	–
Донные отложения / Bottom sediments								
1	38,86550	47,03782	4,6	25,9 ± 5,2	<0,2	518 ± 34	21,9 ± 4,7	32,4 ± 4,2
2	3822,48	4659,54	6	45,5 ± 7,8	–	1081 ± 92	34,9 ± 5	57,7 ± 5,9
3	3809,20	4650,56	5,2	29,9 ± 5,2	0,51 ± 0,04	841 ± 75	35,5 ± 4,6	35,5 ± 4,6
4	3750,69	4652,34	6,6	21,2 ± 3,8	<0,2	655 ± 59	32,9 ± 4,3	39,8 ± 3,9
12	3807,72	4614,23	4,8	11,6 ± 2,8	<0,2	253 ± 5,1	21,0 ± 3,5	22,8 ± 3
15	3711,85	4556,55	12,6	60,9 ± 10,6	1,57 ± 0,33	1034 ± 74	19,9 ± 4,7	32,7 ± 6,1
21	3729,97	4543,77	11,6	66,5 ± 10,7	5,37 ± 0,26	1110 ± 83	22,2 ± 3,5	46,7 ± 5,1
26	3633,79	4530,65	7	24,5 ± 5,2	7,26 ± 0,33	391 ± 74	28,3 ± 4,7	32,4 ± 4,2
41	3717,96	4528,46	6	65,4 ± 10,2	2,98 ± 0,53	1086 ± 69	29,7 ± 2,9	49,8 ± 4,3
59	3640,50	4528,36	10,6	49,1 ± 9,3	<0,2	703 ± 119	24,5 ± 5,7	43,4 ± 6,4
59	3640,50	4528,36	11	<0,2	–	904 ± 57	34,7 ± 2,5	47,8 ± 4,2
63	3621,41	4530,91	11,6	54,2 ± 9,1	–	857 ± 79	27,8 ± 4,4	44,7 ± 4,7
66	3536,22	4542,21	10,2	28,9 ± 4,9	3,71 ± 0,63	724 ± 60	24,1 ± 3,8	37,6 ± 3,2
68	3534,90	4524,88	8,6	58,4 ± 9,1	<0,2	1119 ± 71	28,8 ± 2,8	50,4 ± 4,3
75	3611,56	4603,35	12,6	53,1 ± 8,3	<0,2	947 ± 61	24,2 ± 2,5	31,1 ± 2,7
76	3630,49	4553,36	12	64,8 ± 10,8	<0,2	1146 ± 104	33,8 ± 4,5	63,5 ± 6,5
80	3702,62	4618,16	12	63,8 ± 11,7	<0,2	1248 ± 116	30,9 ± 5,3	58,3 ± 6,5

ственно [17], а диапазон изменения – 5,4–13,6 Бк/м<sup>3</sup>. Отмечалась дифференциация концентраций по глубине. В поверхностных азовских водах объемная активность <sup>134</sup>Cs варьировалась от 6,1–10 до 13,1 Бк/м<sup>3</sup>, а в придонном слое на глубинах 8–13 м – от 5,4–7 до 13 Бк/м<sup>3</sup> (рис. 3, табл. 2). Отношение объемной активности <sup>134</sup>Cs к объемной активности <sup>137</sup>Cs в 1987 г. составило 0,31 ± 0,03. За счет меньшего периода полураспада <sup>134</sup>Cs в 1992 г. его содержание в воде фактически находилось на уровне минимально определяемой величины, а отношение к содержанию <sup>137</sup>Cs уменьшилось более чем в 3 раза [17]. Результаты анализа проб воды, отобранных сотрудниками Южного научного центра Российской академии наук (ЮНЦ РАН) в экспедиции 2020 г., показали, что в азовской воде

присутствовал <sup>137</sup>Cs в пределах 0,2–7,2 Бк/м<sup>3</sup>. Радиоизотоп <sup>134</sup>Cs в среде отсутствовал (табл. 3).

Средняя концентрация <sup>134</sup>Cs в донных отложениях Азовского моря в 1987 г. равнялась 22,1, а в 1988 г. – 14,4 Бк/кг сухой массы. В Цимлянском водохранилище в большинстве проб (75%), в которых выявлен <sup>137</sup>Cs (17 ± 2 Бк/кг), <sup>134</sup>Cs не был обнаружен. В остальных пробах содержание <sup>134</sup>Cs и <sup>137</sup>Cs составляет в среднем 8 ± 2 и 62 ± 2 Бк/кг соответственно [16]. Анализ образцов грунта, отобранных в экспедиции ЮНЦ РАН в Азовском море на научно-исследовательском судне «Денеб» в июле 2019 г., выявил концентрации <sup>137</sup>Cs в пределах 10–65 Бк/кг (табл. 3). Короткоживущие радиоизотопы не были обнаружены.



**Рис. 4.** Содержание  $^{134}\text{Cs}$  в лишайниках прибрежных наземных экосистем Баренцево-Карского региона (Бк/кг сухой массы), 1978–2018 гг.

**Fig. 4.**  $^{134}\text{Cs}$  activity in lichens of coastal terrestrial ecosystems of the Barents-Kara seas region (Bq/kg, dry weight), 1978–2018.

На Кольском полуострове и на островах Баренцева моря концентрация  $^{134}\text{Cs}$  в лишайниках была выше, чем на высокоширотных архипелагах – от 0 до 32 Бк/кг сухой массы (рис. 4, табл. 1). В 1991 г. на архипелаге Земля Франца Иосифа и на севере Новой Земли концентрация  $^{134}\text{Cs}$  в лишайниках изменялась от 0,5 до 20,6 Бк/кг, в частности на острове Гукера – до 20,6 Бк/кг, на острове Скатт-Келти – 2,4 Бк/кг, на острове Мейбелл – 0,5 Бк/кг [1; 2; 10]. Новые, «свежие», включения  $^{134}\text{Cs}$  в количестве 0,4–1,2 Бк/кг в 2015 г. отмечены в донных отложениях фьордов и шельфа Западного Шпицбергена. Включения  $^{134}\text{Cs}$  отмечаются в осадках Исфьорда. В донных отложениях на дне Зюйдкапского желоба присутствовал  $^{134}\text{Cs}$  – от 0,7 до 1,8 Бк/кг (табл. 1). На станциях разреза через Баренцево море вдоль «Кольского меридиана» (33°30' в.д.) этот радионуклид не был обнаружен.

В районе Кировск – Апатиты короткоживущий  $^{134}\text{Cs}$  ( $1,9 \pm 1,0$  Бк/кг) был выявлен в пробе лишайников. Его присутствие может свидетельствовать о наличии в атмосферных осадках осколочных радионуклидов, связанных с аварией в Японии, либо с эпизодическими утечками с Кольской АЭС (рис. 4, табл. 1).

Требуют учета современные инциденты на атомных подводных лодках Военно-морского флота РФ («Комсомолец», 1989 г., «Курск», 2000 г., АС-12 «Лошарик», 2019 г.), деятельность атомного флота и плавучих атомных электростанций. Экспедиция ММБИ в 2000 г. в акваторию гибели атомной подводной лодки «Курск» не обнаружила свидетельств эмиссии короткоживущих изотопов ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ), связанных с утечкой ядерного топлива реакторов. В обследованной акватории во всех элементах морской экосистемы уровень  $^{137}\text{Cs}$ , а также  $^{90}\text{Sr}$  имел фоновые значения, такие же, как до аварии.

После обнаружения в аэрозолях в районе архипелага Шпицберген и на Кольском полуострове изотопов, типичных для выбросов АЭС «Фукусима-1», в марте – ноябре 2011 г. сотрудниками ММБИ были выполнены исследования по оценке загрязнения прибрежных и наземных экосистем Баренцева моря. Изотопы, по которым можно было бы надежно идентифицировать «след» аварийных выбросов АЭС «Фукусима-1», в исследованных пробах отсутствовали.

**Местные источники.** Эмиссия с баз атомных флотов охватывает конец XX и начало XXI века, когда шло стремительное развитие атомного подводного и надводного флота, его заводской, складской и ремонтной баз в губах Кольского и Мотовского заливов [1; 9]. В губе Западная Лица, где находится база атомных подводных лодок, и в губе Андреева с хранилищем отработанного ядерного топлива, имели место аварии с неконтролируемыми выбросами радиоактивных веществ в акваторию и атмосферу. Локальное поступление радиоизотопов в губу Андреева в 1982 г. было вызвано аварийной утечкой отходов из хранилища [1; 9]. В начале 2000-х гг. радиоизотопы  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в осадках губ Андреева, Малая Андреева обнаруживали фрагментарно в очень низкой концентрации, <1,5 Бк/кг сухой массы. В осадках Мотовского залива данные радионуклиды не встречены.

В пробах алевритовых осадков, отобранных в 1996–1997 гг. в губе Западная Лица, присутствовали  $^{137}\text{Cs}$  (от 0,7 до 50 Бк/кг),  $^{60}\text{Co}$  (от 0,5 до 4,0 Бк/кг) и  $^{239, 240}\text{Pu}$  (около 2 Бк/кг).  $^{134}\text{Cs}$  обнаруживался только в поверхностном слое воды в концентрации 0,1–0,4 Бк/м<sup>3</sup> (табл. 1). При более поздних и расширенных исследованиях 2013 г. радиоизотоп  $^{134}\text{Cs}$  в донных осадках также практически отсутствовал. В единичных пробах обнаруживалась его остаточная (следовая) концентрация на уровне <0,2 Бк/кг. В Кольском заливе в 1998 г. вблизи баз атомного

флота в губах Пала и Екатерининская гавань были установлены ощутимые уровни  $^{60}\text{Co}$  – до 74 Бк/кг и до 28 Бк/кг соответственно. В некоторых образцах грунта зафиксированы изотопы  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ . Вероятно, короткоживущий  $^{134}\text{Cs}$  на дне залива имеет местное происхождение [1; 9]. В одном образце ламинарии (Кольский залив близ мыса Мишуков) обнаружены следовые количества  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{152}\text{Eu}$ , что связано также с влиянием местных источников.

С 1989 г. источником техногенных радионуклидов являлась установка по очистке жидких радиоактивных отходов, расположенная на территории ремонтно-технологического предприятия «Атомфлот» (ныне Федеральное государственное унитарное предприятие «Атомфлот», г. Мурманск). В 1997 г. в воде рядом с предприятием фиксировался  $^{134}\text{Cs}$  в количестве от 0,3–3,3 до 27 Бк/м<sup>3</sup>. В среднем за период с 1989 по 1994 г., когда осуществлялся слив отходов, объем  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , поступающих с предприятия, составил  $1,6 \times 10^7$  и  $7,6 \times 10^7$  Бк/год соответственно [1]. Наибольшее количество  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  ( $2,1 \times 10^8$  и  $2,6 \times 10^7$  Бк/год) поступило в залив в 1992 г.

В пробах почв Кольского полуострова, взятых в 20 экспедициях в течение 2010–2018 гг., содержание  $^{134}\text{Cs}$  оказалось ниже минимально детектируемой активности (<0,2 Бк/кг). Лишь в одном случае на востоке региона, у пос. Каневка, уровень  $^{134}\text{Cs}$  составил 1,2 Бк/кг. Вероятно, этот радионуклид был занесен местными воздушными потоками.

В донных отложениях Кандалакшского залива  $^{134}\text{Cs}$  обнаруживался эпизодически. Его средняя объемная активность в верхних и глубинных слоях водоема составляла 0,14–0,17 Бк/м<sup>3</sup>.

Захоронения радиоактивных материалов в заливах Новой Земли – Абросимова, Степового, Цивольки – являются потенциальными источниками загрязнения.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При анализе хронологии обнаружений  $^{134}\text{Cs}$  в воде, донных отложениях, биоте, почве с учетом местоположения складываются представления о его роли в разные годы в загрязнении Арктики. Этот

изотоп редко присутствует в глобальных источниках загрязнения. Он образуется исключительно в процессе цепной реакции в атомных реакторах и при испытании ядерного оружия. По сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  данный радиоизотоп обладает существенно более коротким периодом полураспада ( $T_{1/2} = 2,062$  года). Жесткое гамма-излучение делает его одним из наиболее опасных элементов при радиационных авариях. Соответственно, поступления в среду  $^{134}\text{Cs}$  были возможны в относительно короткий период после выбросов во внешнюю среду. Известно, что этот радиоизотоп был маркером атмосферных выбросов в период аварии в 2011 г. на АЭС «Фукусима-1».

Ледники Шпицбергена рассматриваются как зоны ледовой аккумуляции атмосферных выпадений, в том числе аэрозолей, возникших при аварии на АЭС «Фукусима-1». Включение  $^{134}\text{Cs}$  в осадки внешнего шельфа и фьордов Шпицбергена произошло в результате выноса радионуклидов при таянии выводных ледников. Этот факт косвенно свидетельствует о радиусе воздушного переноса радиоактивной пыли от источника.

В XXI веке в арктических морях сохраняется тенденция к снижению техногенных изотопов. Современные источники искусственной радиации, включая радиоизотоп  $^{134}\text{Cs}$ , в Заполярье неочевидны, но они есть: ледники, воздушный перенос и глобальные выпадения, местные выбросы. На участках разгрузки выводных ледников материковых оледенений Новой Земли, Земли Франца-Иосифа, Шпицбергена, Северной Земли нельзя исключать локализацию слабого загрязнения морской среды этим изотопом. В случае нахождения на побережье или в морской среде Баренцево-Карского региона  $^{134}\text{Cs}$  необходимы незамедлительные исследования и поиск источников эмиссии.

Публикация подготовлена в рамках научного проекта РФФИ № 18-05-60249 (Г.Г. Матишов, Г.В. Ильин, И.С. Усягина) и по госзаданию ММБИ РАН (Г.Г. Матишов, Г.В. Ильин, И.С. Усягина), а также в рамках выполнения темы НИР ГЗ ЮНЦ РАН № 01201363186 и проекта № 19-05-50099 «Микромир» (Г.Г. Матишов, В.В. Титов, Е.Э. Кириллова).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г. 2001. *Радиационная экологическая океанология*. Апатиты, изд-во КНЦ РАН: 417 с.
2. Matishov G., Weslawski S. 1991. *Barents Sea biological resources and human impact. Map Scale: 1 : 3000 000*. Oslo, Norwegian Polar Institute.
3. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. 1985. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов. *Атомная энергия*. 58(6): 445–449.
4. Kautsky N. 1986. Distribution and content of  $^{137} + ^{134}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the water of the North Sea during the years 1982 to 1984. *Deutsche Hydrografische Zeitschrift*. 39: 139–159. doi: 10.1007/BF02307875

5. Hunt G.J., Kershaw P.J. 1990. Remobilization of artificial radionuclides from the sediment of the Irish Sea. *Journal of Radiological Protection*. 10(2): 147–151. doi: 10.1088/0952-4746/10/2/009
6. Kershaw P. J., Pentreath R.J., Woodhead D.S., Hunt G.J. 1992. *A review of radioactivity in the Irish Sea*. Lowestoft, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food: 65 p.
7. Nies H., Harms I.H., Bahe C., Karcher M.J., Dethleff D., Kuhlmann G., Oberhuber J.O., Backhaus E., Kleine E., Loewe P., Matishov D., Stepanov A., Vasiliev O.F. 1998. Anthropogenic radioactivity in the Nordic Seas and the Arctic Ocean: Results from a joint project. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*. 50(4): 313–343. doi: 10.1007/BF02764228
8. Никитин А.И., Катрич И.Ю., Кабанов А.И., Чумичев В.Б., Смагин В.М. 1991. Радиоактивное загрязнение Северного Ледовитого океана по результатам наблюдений в 1985–1987 гг. *Атомная энергия*. 71(2): 169–172.
9. Ильин Г.В., Усягина И.С., Касаткина Н.Е. 2015. Радиоэкологическое состояние морской и наземной среды в районе губы Андреева. *Атомная энергия*. 118(3): 168–174.
10. Rissanen K., Matishov G., Matishov D. 1995. Radioactivity level in Barents, Petshora, Kara, Laptev and White Seas. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*. Rundels, Finnish Center for Radiation and Nuclear Safety: 208–214.
11. Foyn L., Nikitin A. 1993. The joint Norwegian-Russian expedition to the dumpsites for radioactive waste in the open Kara Sea, Tsivolki fjord and the Stepovogo fjord. September–October 1993. Report from the Expedition on Board R/V Victor Buinitski, with some preliminary results. 29 p.
12. Plus E., Sjöblom K.-L., Ikäheimonen T.K., Saxen R., Klemola S. 1993. *Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 1989–1990. Supplement 10 to Annual Report STUK-A89. STUK-A.103*. Helsinki, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety: 35 p.
13. Sickel M.A., Selnas T.D., Christensen G.C., Strand P. 1995. Radioactivity in the Marine Environment. In: Report from the National surveillance program Strallvern Rapport. Østerås, Norwegian Radiation Protection Authority: 23–24.
14. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Назимов В.В. 1994. *Уровни и основные направления переноса радионуклидов в Баренцевом и Карском морях. Карта. Масштаб 1 : 4704075*. Рованиemi, изд-во ММБИ КНЦ РАН.
15. Мирошников А.Ю., Флинт М.В., Асадулин Э.Э., Комаров В.Б. 2020. Радиационно-геохимическая устойчивость донных осадков в эстуариях Оби и Енисея и на прилегающем мелководье Карского моря. *Океанология*. 60(6): 930–944. doi: 10.31857/S0030157420060088
16. Бессонов О.А., Давыдов М.Г., Марескин С.А., Малаева Т.Ю., Страдомская Е.А. 1994. Содержание радионуклидов в донных отложениях Цимлянского водохранилища. *Атомная энергия*. 77(1): 48–51.
17. Рябинин А.И., Белявская В.Б., Долотова И.С. 1992. Техногенные радионуклиды и стронций в Азовском море в 1987–1988 гг. *Труды государственного океанографического института*. 205: 96–105.
18. Буфетова М.В., Гаргона Ю.М., Громов В.В., Ильин Г.В., Кавцевич Н.Н., Кренева К.В., Ларионов В.В., Лебедева Н.В., Макаревич П.Р., Маркитан Л.В., Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А., Савинова Т.Н., Фуштей Т.В. 2000. *Закономерности океанографических и биологических процессов в Азовском море*. Апатиты, изд-во КНЦ РАН: 434 с.
19. Strand P., Nikitin A., Rudjord A.L., Salbu B., Christensen G., Foyn L., Kryshev I.I., Chumichev V.B., Dahlgard H., Holm E. 1994. Survey of artificial radionuclides in the Barents Sea and the Kara Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*. 25(1–2): 99–112. doi: 10.1016/0265-931X(94)90010-8

## REFERENCES

1. Matishov G.G., Matishov D.G. 2001. *Radiatsionnaya ekologicheskaya okeanologiya*. [Radiation Ecological Oceanology]. Apatity, Kola Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences: 417 p. (In Russian).
2. Matishov G., Weslawski S. 1991. *Barents Sea biological resources and human impact. Map Scale: 1 : 3000 000*. Oslo, Norwegian Polar Institute.
3. Vakulovskii S.M., Nikitin A.I., Chumichev V.B. 1985. Pollution of arctic seas by radioactive wastes from west European nuclear reprocessing plants. *Soviet Atomic Energy*. 58: 509–514. doi: 10.1007/BF01130862
4. Kautsky N. 1986. [Distribution and content of  $^{137} + ^{134}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the water of the North Sea during the years 1982 to 1984]. *Deutsche Hydrografische Zeitschrift*. 39: 139–159. doi: 10.1007/BF02307875
5. Hunt G.J., Kershaw P.J. 1990. Remobilization of artificial radionuclides from the sediment of the Irish Sea. *Journal of Radiological Protection*. 10(2): 147–151. doi: 10.1088/0952-4746/10/2/009
6. Kershaw P. J., Pentreath R.J., Woodhead D.S., Hunt G.J. 1992. *A review of radioactivity in the Irish Sea*. Lowestoft, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food: 65 p.
7. Nies H., Harms I.H., Bahe C., Karcher M.J., Dethleff D., Kuhlmann G., Oberhuber J.O., Backhaus E., Kleine E., Loewe P., Matishov D., Stepanov A., Vasiliev O.F. 1998. Anthropogenic radioactivity in the Nordic Seas and the Arctic Ocean: Results from a joint project. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*. 50(4): 313–343. doi: 10.1007/BF02764228
8. Nikitin A.I., Katrich I.Yu., Kabanov A.I., Chumichev V.B., Smagin V.M. 1991. [Results of observations of radioactive contamination of the Arctic Ocean in 1985–1987]. *Atomnaya energiya*. 71(2): 169–172. (In Russian).
9. Il'in G.V., Usyagina I.S., Kasatkina N.E. 2015. Radioecological state of marine and land environments in the region of Guba Andreeva. *Atomic Energy*. 118(3): 215–221. doi: 10.1007/s10512-015-9981-x
10. Rissanen K., Matishov G., Matishov D. 1995. Radioactivity level in Barents, Petshora, Kara, Laptev and White Seas. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*. Rundels, Finnish Center for Radiation and Nuclear Safety: 208–214.
11. Foyn L., Nikitin A. 1993. The joint Norwegian-Russian expedition to the dumpsites for radioactive waste in the open Kara Sea, Tsivolki fjord and the Stepovogo fjord. September–October 1993. Report from the Expedition on Board R/V Victor Buinitski, with some preliminary results. 29 p.
12. Plus E., Sjöblom K.-L., Ikäheimonen T.K., Saxen R., Klemola S. 1993. *Monitoring of radionuclides in the Baltic Sea in 1989–1990. Supplement 10 to Annual Report STUK-A89*.

- STUK-A.103. Helsinki, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety: 35 p.
13. Sickel M.A., Selnas T.D., Christensen G.C., Strand P. 1995. Radioactivity in the Marine Environment. In: Report from the National surveillance program Strallvern Rapport. Østerås, Norwegian Radiation Protection Authority: 23–24.
14. Matishov G.G., Matishov D.G., Nazimov V.V. 1994. [Levels and main directions of radionuclide transport in the Barents and Kara seas. Map. Scale 1: 4704075]. Rovaniemi, Murmansk Marine Biological Institute of the Kola scientific Centre of the Russian Academy of Sciences. (In Russian).
15. Miroshnikov A.Yu., Flint M.V., Asadulin E.E., Komarov V.B. 2020. Radiation-Geochemical Stability of Bottom Sediments in the Ob and Yenisei Estuaries and Adjacent Shoal Area of the Kara Sea. *Oceanology*. 60(6): 817–830. doi: 10.1134/S0001437020060065
16. Bessonov O.A., Davydov M.G., Mareskin S.A., Malaeva T.Yu., Stradomskaya E.A. 1994. [The content of radionuclides in the bottom sediments of the Tsimlyansk reservoir]. *Atomnaya energiya*. 77(1): 48–51. (In Russian).
17. Ryabinin A.I., Belyavskaya V.B., Dolotova I.S. 1992. [Technogenic radionuclides and strontium in the Sea of Azov in 1987–1988]. *Trudy gosudarstvennogo okeanograficheskogo instituta*. 205: 96–105. (In Russian).
18. Bufetova M.V., Gargopa Yu.M., Gromov V.V., Ilyin G.V., Kavtsevich N.N., Kreneva K.V., Larionov V.V., Lebedeva N.V., Makarevich P.R., Markitan L.V., Matishov G.G., Matishov D.G., Namyatov A.A., Savinova T.N., Fushtei T.V. *Zakonomernosti okeanograficheskikh i biologicheskikh protsessov v Azovskom more*. [Patterns of oceanographic and biological processes in the Sea of Azov]. Apatity, Kola Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences: 434 p. (In Russian).
19. Strand P., Nikitin A., Rudjord A.L., Salbu B., Christensen G., Foin L., Kryshev I.I., Chumichev V.B., Dahlgaard H., Holm E. 1994. [Survey of artificial radionuclides in the Barents Sea and the Kara Sea]. *Journal of Environmental Radioactivity*. 25(1–2): 99–112. doi: 10.1016/0265-931X(94)90010-8

Поступила 18.02.2021