

УДК [504.42.054:546.36](265.5)

**ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ  $^{137}\text{Cs}$   
В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ  
ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ЭКСПЕДИЦИОННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ 2018 ГОДА\***

© 2020 г. **О. Н. Мирошниченко, А. А. Параскив**

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей  
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация  
E-mail: [oksaniya\\_89@mail.ru](mailto:oksaniya_89@mail.ru)

Поступила в редакцию 30.12.2019; после доработки 18.09.2020;  
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

По результатам экспедиционных исследований в 82-м рейсе НИС «Академик М. А. Лаврентьев» (01.06.2018–20.07.2018) выполнена оценка современных уровней объёмной активности техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах морей Дальнего Востока. Исследования проводили в северо-западной части Японского моря, южной части Охотского моря, прибрежной акватории Тихого океана в районе полуострова Камчатка, а также в западной части Берингова моря. Концентрацию  $^{137}\text{Cs}$  в пробах морской воды определяли сорбционным методом с использованием двух последовательно соединённых адсорберов с последующим измерением содержания  $^{137}\text{Cs}$  по гамма-излучению дочернего радионуклида  $^{137\text{m}}\text{Ba}$ . Эффективность сорбции оценивали по разнице активностей на первом и втором адсорберах. Проведён сравнительный анализ уровней загрязнения исследуемых акваторий. Установлено, что объёмная активность  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностной воде Японского моря варьировала в пределах от  $(2,9 \pm 0,1)$  до  $(5,1 \pm 0,3)$  Бк·м<sup>-3</sup>, в Охотском море — от  $(1,8 \pm 0,1)$  до  $(2,3 \pm 0,1)$  Бк·м<sup>-3</sup>, в Беринговом море — от  $(1,7 \pm 0,1)$  до  $(3,1 \pm 0,1)$  Бк·м<sup>-3</sup>. Максимальные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  отмечены в Японском море, что может быть связано с его изолированностью от других акваторий и с наличием вторичных источников поступления радионуклидов. В целом загрязнение прилегающих акваторий незначительно; флуктуации концентраций происходят в пределах глобального фона техногенных изотопов в окраинных морях Тихого океана.

**Ключевые слова:**  $^{137}\text{Cs}$ , концентрация, морская вода, дальневосточные моря

Одним из ключевых маркеров радиоактивного загрязнения биосферы, включая водные экосистемы, в современный период является долгоживущий радионуклид  $^{137}\text{Cs}$  с периодом полураспада 30,17 года [10 ; 14]. Основными источниками поступления техногенных радионуклидов, в том числе  $^{137}\text{Cs}$ , в северную часть Тихого океана и в его окраинные моря были глобальные выпадения после испытаний ядерного оружия в открытых средах в 1950–1960-е гг., а также авария на Чернобыльской атомной электростанции (далее — АЭС) в 1986 г. По оценкам исследователей, на акваторию северной части Тихого океана в результате ядерных испытаний выпало около 104 ПБк  $^{137}\text{Cs}$  [10 ; 13].

\* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБЮМ, 2019 г.).

В XXI веке дальневосточные моря подверглись радиоактивному загрязнению после аварии на АЭС «Фукусима-1». Она произошла 11.03.2011 в результате землетрясения магнитудой 9, которое вызвало сокрушительное цунами, прервавшее электроснабжение АЭС «Фукусима-1» на восточном побережье Японии (остров Хонсю). Разрушение энергоблоков привело к выбросу в атмосферу таких радиоактивных продуктов, как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{131}\text{I}$ ; они распространялись путём переноса воздушных масс на большие расстояния, а именно в восточном направлении в сторону Тихого океана, так как в зоне аварии преобладали западные ветры. Кроме того, для охлаждения разрушенных реакторов использовали морскую воду, которую затем сбрасывали в прилегающую морскую акваторию [5]. В итоге воды Тихого океана были загрязнены техногенными радионуклидами. По разным оценкам, из-за аварийных сбросов в морскую среду поступило от 4 до 41 ПБк радиоактивного цезия [12 ; 15 ; 21]. Для сравнения приведём данные о поступлении  $^{137}\text{Cs}$  в Мировой океан в результате других ядерных событий: глобальные выпадения — 600 ПБк; радиохимические сбросы Селлафилда — 39 ПБк; Чернобыльские выпадения — 18 ПБк [13]. Масштабы катастрофы по количеству выбросов  $^{137}\text{Cs}$  в результате аварии на АЭС «Фукусима-1» сопоставимы с таковыми после аварии на Чернобыльской АЭС.

Изменение концентраций техногенных изотопов в загрязнённых выбросами АЭС «Фукусима-1» водах дальневосточных морей происходит в результате гидродинамических процессов — переноса течениями и водообмена [5 ; 18]. Тихоокеанские течения, омывающие побережье о-ва Хонсю, переносят водные массы в северном и восточном направлениях в сторону открытого океана, тем самым предотвращая перенос аварийных радионуклидов в моря Дальнего Востока [14]. В связи с этим радиоактивные сбросы после аварии оказали малое влияние на радиоэкологическую обстановку дальневосточных морей, в частности на таковую прибрежных акваторий России; это подтвердили многочисленные исследования [1 ; 4 ; 6]. Между тем в поверхностной воде и воде на глубине до 200 м западной субарктической зоны Тихого океана в 2017 г. был обнаружен  $^{134}\text{Cs}$ , а значит, радиоизотопы цезия продолжают попадать в данный регион [19]. Потенциальными источниками поступления  $^{137}\text{Cs}$  в морскую среду дальневосточных морей являются захоронения реакторов атомного флота в бухтах Японского моря и на побережье Камчатки [7 ; 8].

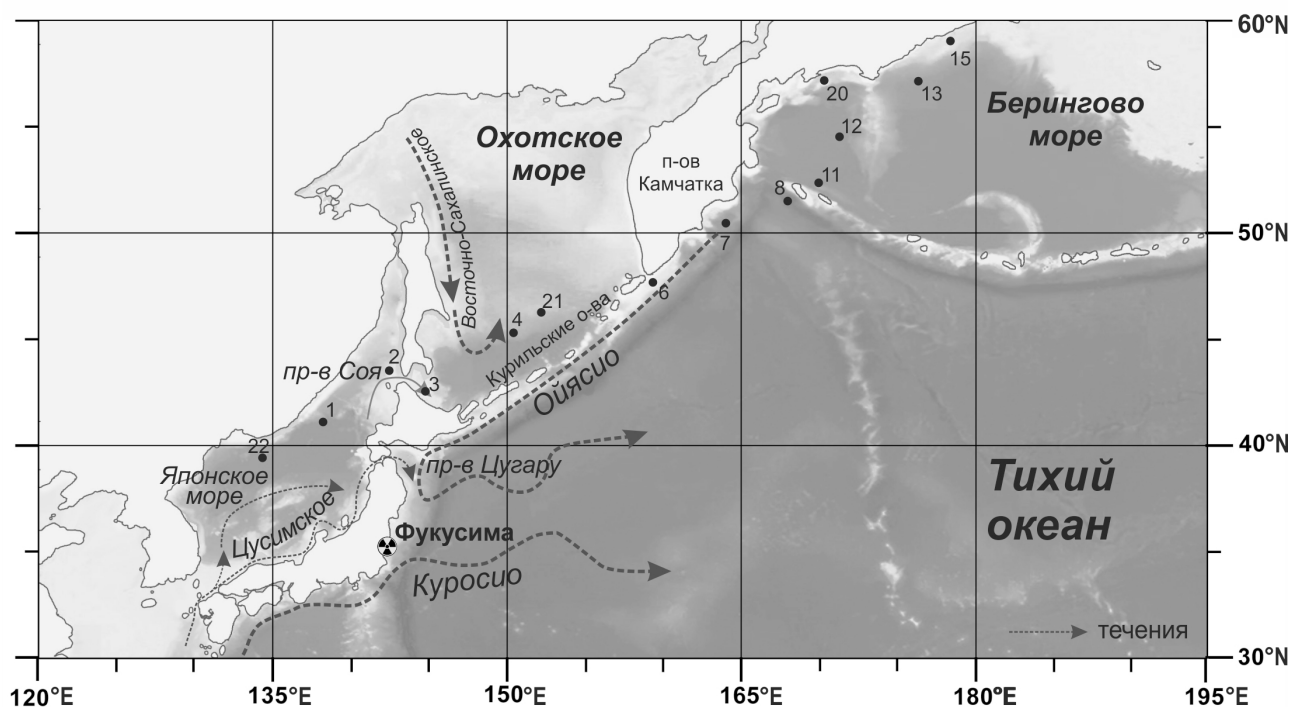
Таким образом, изучение радиоэкологической обстановки в дальневосточных морях не теряет актуальности. Риск попадания техногенных изотопов в морскую среду от перечисленных выше источников требует выполнения регулярного мониторинга. Цель настоящего исследования — оценить современные концентрации техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах морей Дальнего Востока и провести сравнительный анализ уровней загрязнения изучаемых акваторий.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал для исследования отбирали в 82-м рейсе НИС «Академик М. А. Лаврентьев» (01.06.2018–20.07.2018) в северо-западной части Японского моря, южной части Охотского моря, прибрежных регионах Тихого океана в районе п-ва Камчатка и западной части Берингова моря (рис. 1). Для анализа содержания техногенного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  пробы поверхностной воды отбирали с помощью проточной системы судна.

Всего отобрано: 3 пробы морской воды в Японском море; 3 пробы в Охотском море; 3 пробы в прибрежной части Тихого океана у п-ва Камчатка; 5 проб в Беринговом море.

Объёмную активность  $^{137}\text{Cs}$  в пробах морской воды (100 л) определяли сорбционным методом с использованием двух последовательно соединённых адсорберов с последующим измерением содержания  $^{137}\text{Cs}$  по гамма-излучению дочернего радионуклида  $^{137\text{m}}\text{Ba}$  [20].



**Рис. 1.** Карта-схема станций 82-го рейса НИС «Академик М. А. Лаврентьев»

**Fig. 1.** Station map of the 82<sup>nd</sup> cruise of the RV “Akademik M. A. Lavrentyev”

Отобранный объём воды предварительно фильтровали через полипропиленовый фильтр с номинальным размером пор 0,5 мкм для удаления взвешенного вещества. Затем фильтрат пропускали через пластиковые 10-миллилитровые адсорберы, заполненные сыпучим сорбентом. Данный неорганический композиционный сорбент представляет собой полученную химическим методом из водных растворов тонкую плёнку смешанного ферроцианида никеля-калия на носителе — делигнифицированной древесной муке. Примерный состав плёнки —  $\text{K}_{1.33}\text{Ni}_{1.33}[\text{Fe}(\text{CN})_4]$ ; марка — НКФ-Ц [2]. Масса сорбента в одном адсорбере — 2,5 г; высота сорбента в колонке — 7 см; диаметр колонки — 1,5 см. Отфильтрованную воду пропускали через адсорберы с помощью перистальтического насоса (Erap 372.C, Польша) со скоростью  $0,07 \text{ л}\cdot\text{мин}^{-1}$ , при которой эффективность извлечения  $^{137}\text{Cs}$  составляла от 46 до 94 %. Для уменьшения объёма сорбентов их сжигали в муфельной печи при температуре  $+400 \text{ }^\circ\text{C}$ ; масса сорбента после озонирования составляла около 0,8 г. Далее озонированный сорбент переносили во флаконы для гамма-спектрометрических измерений. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в пробах определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре 1282-CompuGamma (LKB Wallac, Финляндия), имеющем геометрию счёта, близкую к  $4\pi$  (well-type detector), с учётом радиоактивного фона и эффективности регистрации излучения  $^{137}\text{Cs}$ . Эффективность сорбции определяли по разнице активности в первом и втором адсорберах. После этого рассчитывали объёмную активность  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ ) в исследуемой пробе воды [20].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Результаты определения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностной воде исследуемых акваторий представлены в табл. 1.

**Таблица 1.** Станции отбора проб и концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в морской воде по итогам 82-го рейса НИС «Академик М. А. Лаврентьев»

**Table 1.** Sampling stations and  $^{137}\text{Cs}$  concentration in seawater based on the results of the 82<sup>nd</sup> cruise of the RV “Akademik M. A. Lavrentyev”

| № станции | Акватория      | Координаты                     | Дата       | Глубина, м | Концентрация $^{137}\text{Cs}$ , Бк·м <sup>-3</sup> |
|-----------|----------------|--------------------------------|------------|------------|---|
| 1         | Японское море  | 43°34'15.6"N,<br>136°03'21.6"E | 03.06.2018 | 3288       | 3,9 ± 0,2   |
| 2         | Японское море  | 45°33'40.8"N,<br>140°20'47.4"E | 04.06.2018 | 446        | 5,1 ± 0,3   |
| 3         | Охотское море  | 45°50'27"N,<br>143°10'42.6"E   | 04.06.2018 | 102        | 2,1 ± 0,1   |
| 4         | Охотское море  | 48°03'45.6"N,<br>149°07'10.2"E | 05.06.2018 | 2820       | 2,3 ± 0,1   |
| 6         | Тихий океан    | 50°19'23.4"N,<br>157°02'11.4"E | 07.06.2018 | 431        | 2,7 ± 0,1   |
| 7         | Тихий океан    | 53°08'22.2"N,<br>161°27'45.6"E | 08.06.2018 | 3720       | 3,4 ± 0,2   |
| 8         | Тихий океан    | 55°20'35.4"N,<br>165°54'25.8"E | 09.06.2018 | 40         | 2,9 ± 0,1   |
| 11        | Берингово море | 55°21'27.6"N,<br>167°16'08"E   | 18.06.2018 | 1226       | 2,3 ± 0,1   |
| 12        | Берингово море | 58°18'40.8"N,<br>169°50'25.8"E | 22.06.2018 | 1586       | 2,2 ± 0,1   |
| 13        | Берингово море | 60°49'31.8"N,<br>174°24'31.2"E | 23.06.2018 | 729        | 3,1 ± 0,1   |
| 15        | Берингово море | 62°01'06"N,<br>175°20'33"E     | 26.06.2018 | 30         | 1,7 ± 0,1   |
| 20        | Берингово море | 60°23'59.4"N,<br>167°30'08"E   | 07.07.2018 | 20         | 2,0 ± 0,1   |
| 21        | Охотское море  | 49°09'46.2"N,<br>151°40'47.4"E | 11.07.2018 | 1527       | 1,8 ± 0,1   |
| 22        | Японское море  | 42°43'06"N,<br>132°17'49.8"E   | 15.07.2018 | 70         | 2,9 ± 0,2   |

## ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  на исследуемых станциях в Японском море варьировала в пределах от (2,9 ± 0,1) до (5,1 ± 0,3) Бк·м<sup>-3</sup> (табл. 1).

Японское море отделено от других тихоокеанских морей и от Тихого океана Японскими островами [3]. Водообмен с прилегающими акваториями осуществляется через проливы: Корейский, Цугару, Соя и Невельского [3]. Течения, проходящие через пролив Цугару, который соединяет Японское море с Тихим океаном, направлены преимущественно с запада на восток, что препятствует попаданию аварийных сбросов АЭС «Фукусима-1» в Японское море.

С другой стороны, в первые месяцы после аварии на АЭС «Фукусима-1» в поверхностных водах Японского моря был обнаружен короткоживущий радионуклид  $^{134}\text{Cs}$  (период полураспада — 2,06 года), поступивший в воды с атмосферными осадками непосредственно после катастрофы [14 ; 17]. Содержание радиоактивного цезия может повышаться, особенно в прибрежье, за счёт его поступления в морскую среду с осадками и с площади водосборного бассейна Японского моря.

Особенности водообмена и изолированность Японского моря от соседних морей и океанов также могут способствовать накоплению техногенных радионуклидов в воде [3]. В настоящей работе максимальная объёмная активность  $^{137}\text{Cs}$  [ $(5,1 \pm 0,3)$  Бк·м<sup>-3</sup>] отмечена в северо-восточной части Японского моря (см. табл. 1) в районе мелководного пролива Соя (ст. 2). Полученные данные согласуются с результатами экспедиции, проведённой в апреле — мае 2011 г., в ходе которой уровень  $^{137}\text{Cs}$  в прибрежном регионе Японского моря был оценён в 1,5–2,0 Бк·м<sup>-3</sup> [1 ; 4]. В 2014 г. объёмная активность  $^{137}\text{Cs}$  в прибрежной и центральной частях Японского моря составляла 4,2 и 5,0 Бк·м<sup>-3</sup> соответственно [1]. По данным исследований 2018 г., значения объёмной активности  $^{137}\text{Cs}$  в северо-западной части Японского моря находились в пределах от  $(2,1 \pm 0,4)$  до  $(7,8 \pm 1,1)$  Бк·м<sup>-3</sup> [22]. Кроме того, зафиксировано относительно высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в прибрежной акватории, прилегающей к бухте Чажма [ $(46,0 \pm 3,4)$  Бк·м<sup>-3</sup>], что объясняется последствиями взрыва на атомной подводной лодке К-431 в 1985 г. [22]. Таким образом, после аварии на АЭС «Фукусима-1» объёмная активность  $^{137}\text{Cs}$  к 2014 г. увеличилась в два раза и к 2018 г. практически не изменилась. Это может свидетельствовать о стабилизации процессов поступления радионуклидов в водоём. Уровни концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде определяются такими факторами, как вторичное поступление радионуклидов с материковым стоком, десорбция из донных отложений и перенос течениями [9].

Охотское море отделено от Тихого океана Курильскими островами и связано с Японским морем через проливы Соя и Татарский [3]. В 2009 г. концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в районе пролива Соя лежали в диапазоне 1,0–1,6 Бк·м<sup>-3</sup>, а в июне 2011 г. уровень радиоактивного цезия в регионе увеличился до 3,4 Бк·м<sup>-3</sup> [17]. В 2018 г. объёмная активность  $^{137}\text{Cs}$  в водах Охотского моря от пролива Соя к северу, вдоль Курильской гряды, снизилась до пределов от  $(1,8 \pm 0,1)$  до  $(2,3 \pm 0,1)$  Бк·м<sup>-3</sup> (табл. 1). При этом максимум наблюдался на ст. 3 непосредственно на выходе пролива Соя.

Этот пролив показателен при оценке переноса водных масс между смежными акваториями [17]. Было определено, что через пролив Соя, несмотря на его мелководность, выносятся водные массы с более высоким содержанием  $^{137}\text{Cs}$ . В свою очередь, с водами Восточно-Сахалинского течения в этот район поступают водные массы с меньшим содержанием  $^{137}\text{Cs}$ , за счёт чего и снижается его концентрация на границе двух морей. Наши исследования подтверждают данный вывод. Стоит отметить, что, по результатам определения объёмной активности  $^{137}\text{Cs}$ , полученным в 2018 г. другой группой исследователей, в южной части Охотского моря зарегистрированы концентрации от  $(1,2 \pm 0,5)$  до  $(38,3 \pm 3,5)$  Бк·м<sup>-3</sup> [22]. Авторы объясняют наличие относительно высоких значений содержания  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах данного региона последствиями аварии на АЭС «Фукусима-1», однако очевидно, что этот факт требует дальнейших, более детальных исследований.

В Тихом океане на ст. 6, 7 и 8 концентрация  $^{137}\text{Cs}$  находилась в пределах от  $(2,7 \pm 0,1)$  до  $(3,4 \pm 0,2)$  Бк·м<sup>-3</sup> (табл. 1). По состоянию на 2000 г., уровень  $^{137}\text{Cs}$  в северной части Тихого океана и в его окраинных морях составлял около 1,0–2,0 Бк·м<sup>-3</sup> [11 ; 23] (по другим оценкам — 1,7–2,8 Бк·м<sup>-3</sup> [16]). В 2011 г. значения объёмной активности  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностной воде вдоль Курильской гряды Тихого океана находились в пределах 1,4–3,6 Бк·м<sup>-3</sup> [4]. Таким образом, в изучаемых водах уровни загрязнения радиоцезием сопоставимы с таковыми в прилегающих акваториях.

Результаты исследований 2018 г. [22] показали, что значения объёмной активности  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах около п-ва Камчатка находились в диапазоне от  $(3,2 \pm 0,8)$  до  $(12,2 \pm 2,4)$  Бк·м<sup>-3</sup>. В Беринговом море средняя концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в прибрежных водах составила  $(1,85 \pm 0,1)$  Бк·м<sup>-3</sup> (ст. 15 и 20); в открытых акваториях —  $(2,7 \pm 0,1)$  Бк·м<sup>-3</sup>. На границе Берингово море — Тихий океан зарегистрированы концентрации  $^{137}\text{Cs}$   $(2,3 \pm 0,1)$

и  $(2,9 \pm 0,1)$  Бк·м<sup>-3</sup> (ст. 8 и 11) соответственно (табл. 1). Данные согласуются с результатами, полученными в этом регионе другой группой учёных, — от  $(2,8 \pm 0,4)$  до  $(6,3 \pm 1,5)$  Бк·м<sup>-3</sup> [22]. До аварии на АЭС «Фукусима-1» в Беринговом море были зафиксированы сходные концентрации — 1,0–2,0 Бк·м<sup>-3</sup> [11]. Течения, переносящие аварийные сбросы АЭС «Фукусима-1», не попадают в акваторию Берингова моря (рис. 1).

Таким образом, установлено, что уровни содержания <sup>137</sup>Cs в поверхностных водах Японского моря выше (в среднем в 1,65 раза) значений в водах Охотского и Берингова морей. Сравнение уровня загрязнения 2018 г. с данными до и после аварии на АЭС «Фукусима-1» показало, что в изолированном относительно других акваторий Японском море увеличивается объёмная активность <sup>137</sup>Cs в поверхностных водах. Рост концентраций связан, вероятно, не только с гидрологическими особенностями водоёма, но и с поступлением изотопа в море с материковыми водами. Сравнительный анализ наших результатов с данными 2018 г., полученными другой группой учёных по другой методике [22], позволяет сделать выводы о достоверности результатов настоящей работы. По утверждению авторов [22], источником относительно высоких значений объёмной активности <sup>137</sup>Cs в Японском море около бухты Чажма были последствия аварии 1985 г. Для объяснения более высоких точечных значений в южной части Охотского моря, а также около п-ва Камчатка необходимы дальнейшие исследования. Нами высокие концентрации не обнаружены в связи с отсутствием материала в указанных районах.

Анализ литературных и собственных данных показал, что объёмная активность <sup>137</sup>Cs в исследуемых морях в 2000–2018 гг., включая период после аварии на АЭС «Фукусима-1», находится в диапазоне 1,0–5,1 Бк·м<sup>-3</sup>, что соответствует техногенному фону для этого радионуклида. Для изучения закономерностей распределения <sup>137</sup>Cs в акваториях дальневосточных морей необходимы дополнительные исследования.

**Заключение.** Получены данные о содержании техногенного радионуклида <sup>137</sup>Cs в поверхностных водах Японского, Охотского и Берингова морей. Установлено, что максимальные уровни загрязнения радиоцезием характерны для поверхностных вод Японского моря. Слабый водообмен обуславливает постепенное накопление радионуклида в водоёме. Загрязнение прилегающих акваторий незначительно; флуктуации концентраций происходят в пределах глобального фона техногенных изотопов в окраинных морях Тихого океана. Для выявления более полных сведений о распределении радионуклида <sup>137</sup>Cs в дальневосточных морях необходимы дополнительные исследования с большим количеством исходных данных.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Молекулярно-биологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Анисович К. В., Бондаренко Л. Г., Важенина Е. В., Изотова А. В., Большаков В. А., Душин В. Н., Захаров Г. А., Осипов В. В., Осokin В. М., Перов А. В., Савоненков В. Г., Садькин А. Г., Струков В. Н., Тишков В. П., Шабалев С. И. *Радиоактивность морской воды в переходной зоне течений Куро시오 и Курильского через три года после аварии на АЭС Фукусима-1*. Санкт-Петербург : Радиевый институт им. В. Г. Хлопина, 2015. 32 с. [Anisovich K. V., Bondarenko L. G., Vazhenina E. V., Izotova A. V., Bol'shakov V. A., Dushin V. N., Zakharov G. A., Osipov V. V., Osokin V. M., Perov A. V., Savonenkov V. G., Sadykin A. G., Strukov V. N., Tishkov V. P., Shabalev S. I. *Radioaktivnost' morskoi vody v perekhodnoi zone techenii Kuro시오 i Kuril'skogo cherez tri goda после аварии на AES Fukusima-1*. Saint Petersburg : Radievyi institut im. V. G. Khlopina, 2015, 32 p. (in Russ.)].
2. А. с. 526379 А1 СССР, МПК В011 1/22, В01D 15/04. *Способ получения тонкослойного*

- сорбента : № 2045360/26 : заявл. 16.07.74 : опубл. 30.08.76, Бюл. № 32 / Н. Д. Бетенков, Ю. В. Егоров, В. И. Попов, В. Д. Пузако, Ю. Г. Черемухин ; заявитель Урал. политехн. ин-т им. С. М. Кирова. [A. s. 526379 A1 SSSR, МРК В011 1/22, В01D 15/04. *Sposob polucheniya tonkosloinogo sorbenta* : no. 2045360/26 : zayavl. 16.07.74 : opubl. 30.08.76, Byul. № 32 / N. D. Betenekov, Yu. V. Egorov, V. I. Popov, V. D. Puzako, Yu. G. Cheremukhin ; zayavitel' Ural. politekhn. in-t im. S. M. Kirova. (in Russ.)]
3. *Гидрометеорология и гидрохимия морей. Том 8. Японское море. Выпуск 1. Гидрометеорологические условия* / ред.: А. С. Васильев, А. Н. Косарев, Ф. С. Терзиев. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 2003. 394 с. [*Gidrometeorologiya i gidrokimiya morei. Vol. 8. Yaponskoe more. Iss. 1. Gidrometeorologicheskie usloviya* / A. S. Vasil'ev, A. N. Kosarev, F. S. Terziev (Eds). Saint Petersburg : Gidrometeoizdat, 2003, 394 p. (in Russ.)]
  4. Никитин А. И., Рамзаев В. П., Осокин В. М., Сергеев А. С., Севастьянов А. В., Алиев Р. А., Артемьев Г. Б., Брук Г. Я., Ваганов П. С., Вехов Е. Н., Вяхирев А. Ю., Титов И. Н., Федорова А. В., Филиппов И. Ю. Экспедиционные радиоэкологические исследования в Японском море и северо-западной части Тихого океана после аварии на японской АЭС «Фукусима-1»: предварительные результаты // *Радиационная гигиена*. 2015. Т. 4, № 3. С. 14–35. [Nikitin A. I., Ramzaev V. P., Osokin V. M., Sergeev A. S., Sevast'yanov A. V., Aliev R. A., Artem'ev G. B., Bruk G. Ya., Vaganov P. S., Vekhov E. N., Vyakhirev A. Yu., Titov I. N., Fedorova A. V., Filippov I. Yu. Radioecological investigations in the Sea of Japan and the north-west part of the Pacific Ocean after the accident at the NPP Fukushima-1 in Japan: Preliminary results. *Radiatsionnaya gigiena*, 2015, vol. 4, no. 3, pp. 14–35. (in Russ.)]
  5. Онищенко Г. Г., Романович И. К., Балон М. И., Барковский А. Н., Горский А. А. Авария на АЭС «Фукусима-1»: первые итоги аварийного реагирования. Сообщение 1: общие сведения об аварии и радиационной обстановке // *Радиационная гигиена*. 2011. Т. 4, № 2. С. 5–12. [Onischenko G. G., Romanovich I. K., Balonov M. I., Barkovsky A. N., Gorsky A. A. Accident at Fukushima-1 NPP: First results of emergency response. Report 1: General information about the accident and radiation situation. *Radiatsionnaya gigiena*, 2011, vol. 4, no. 2, pp. 5–12. (in Russ.)]
  6. Репин В. С. Радиационно-гигиеническая оценка возможных уровней загрязнения дальневосточных морепродуктов долгоживущими радионуклидами в связи с аварией на АЭС «Фукусима-1» // *Радиационная гигиена*. 2015. Т. 5, № 2. С. 61–70. [Repin V. S. Radiation-hygienic estimation of the possible levels of Far East sea fruits contamination with long living radionuclides due to the accident on Fukushima-1 NPP. *Radiatsionnaya gigiena*, 2015, vol. 5, no. 2, pp. 61–70. (in Russ.)]
  7. Саркисов А. А., Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Никитин В. С. Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. Радиоэкологические и технико-экономические проблемы радиационной реабилитации морей. Москва : Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2015. 699 с. [Sarkisov A. A., Sivintsev Yu. V., Vysotskii V. L., Nikitin V. S. *Atomnoe nasledie kholodnoi voyny na dne Arktiki. Radioekologicheskie i tekhniko-ekonomicheskie problemy radiatsionnoi rehabilitatsii morei*. Moscow : In-t problem bezopasnogo razvitiya atomnoi energetiki RAN, 2015, 699 p. (in Russ.)]
  8. Сивинцев Ю. В., Кикнадзе О. Е. Оценки активности и выхода радионуклидов из радиоактивных отходов, затопленных в дальневосточных морях. Москва : РНЦ «Курчат. ин-т», 1998. 104 с. [Sivintsev Yu. V., Kiknadze O. E. *Otsenki aktivnosti i vykhoda radionuklidov iz radioaktivnykh otkhodov, zatoplennykh v dal'nevostochnykh moryakh*. Moscow : RNTs "Kurchat. in-t", 1998, 104 p. (in Russ.)]
  9. Чайковская Э. Л., Карасев Е. В., Лишавская Т. С. Антропогенные радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в донных отложениях Японского моря // *Труды ГУ Дальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт*. 2010. № 1. С. 125–133. [Chaikovskaya E. L., Karasev E. V., Lishavskaya T. S. Antropogennye radionuklidy  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{239,240}\text{Pu}$  v donnykh otlozheniyakh Yaponskogo morya. *Trudy GU Dal'nevostochnyi regional'nyi nauchno-issledovatel'skii gidrometeorologicheskii institut*, 2010, no. 1, pp. 125–133. (in Russ.)]

10. Aarkrog A. Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2003, vol. 50, iss. 17–21, pp. 2597–2606. [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645\(03\)00137-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645(03)00137-1)
11. Aoyama M., Fukasawa M., Hirose K., Hamajima Y., Kawano T., Povinec P. P., Sanchez-Cabeza J. A. Cross equator transport of  $^{137}\text{Cs}$  from North Pacific Ocean to South Pacific Ocean (BEAGLE2003 cruises). *Progress in Oceanography*, 2011, vol. 89, iss. 1–4, pp. 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.12.003>
12. Bailly du Bois P., Laguionie P., Boust D., Korsakissok I., Didier D., Fievet B. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2012, vol. 114, pp. 2–9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.11.015>
13. Buesseler K. O. Fukushima and ocean radioactivity. *Oceanography*, 2014, vol. 27, no. 1, pp. 92–105. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2014.02>
14. Buesseler K., Dai M., Aoyama M., Benitez-Nelson C., Charmasson S., Higley K., Maderich V., Masque P., Morris P. J., Oughton D., Smith J. N. Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: Transport, fate, and impacts. *Annual Review of Marine Science*, 2017, vol. 9, pp. 173–203. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060733>
15. Charett M. A., Breier C. F., Henderson P. B., Pike S. M., Rypina I. I., Jayne S. R., Buesseler K. O. Radium-based estimates of cesium isotope transport and total direct ocean discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences Discussions*, 2012, vol. 9, no. 11, pp. 16139–16160. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2159-2013>
16. Hirose K., Aoyama M. Present background levels of surface  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  concentrations in the Pacific. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2003, vol. 69, no. 1–2, pp. 53–60. [http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00086-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00086-9)
17. Inoue M., Yoshida K., Minakawa M., Kofuji H., Nagao S., Hamajima Y., Yamamoto M. Spatial variations of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , and  $^{228}\text{Th}$  activities in the southwestern Okhotsk Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2012, vol. 104, pp. 75–80. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.09.007>
18. Kumamoto Y., Yamada M., Aoyama M., Hamajima Y., Kaeriyama H., Nagai H., Yamagata T., Murata A., Masumoto Y. Radiocesium in North Pacific coastal and offshore areas of Japan within several months after the Fukushima accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2019, vol. 198, pp. 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.12.015>
19. Kumamoto Y., Aoyama M., Hamajima Y., Murata A. Activity concentration of Fukushima-derived radiocesium in the western subarctic area of the North Pacific Ocean in summer 2017. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2020, vol. 325, pp. 263–270. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07203-8>
20. Miroshnichenko O. N., Paraskiv A. A., Gulin S. B. Cesium-137 concentration in the surface waters of Eurasian seas: Evidence from the expedition research of 2017. *Geochemistry International*, 2019, vol. 57, no. 12, pp. 1349–1354. <https://doi.org/10.1134/S0016702919120073>
21. Miyazawa Y., Masumoto Y., Varlamov S. M., Miyama T., Takigawa T., Honda M., Saino T. Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, 2012, vol. 10, no. 4, pp. 2349–2363. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2349-2013>
22. Tokar' E., Zemskova L., Tutov M., Tananaev I., Dovhi I., Egorin A. Development and practical evaluation of the scheme for  $^{137}\text{Cs}$  concentrating from seawater using chitosan and mixed ferrocyanides of Zn-K and Ni-K. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2020, vol. 325, iss. 2, pp. 567–575. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07248-9>
23. *Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS). Radionuclide Levels in Oceans and Sea : Final Report of a Coordinated Research Project.* Vienna : IAEA, 2005, 187 p. (IAEA-TECDOC-1429).



**$^{137}\text{CS}$  CONCENTRATION  
IN SURFACE WATERS OF FAR EASTERN SEAS:  
RESULTS OF EXPEDITIONARY RESEARCH IN 2018\***

**O. N. Miroshnichenko and A. A. Paraskiv**

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation  
E-mail: [oksaniya\\_89@mail.ru](mailto:oksaniya_89@mail.ru)

Based on the results of expeditionary research carried out during the 82<sup>nd</sup> cruise of the RV “Akademik M. A. Lavrentyev” (01.06.2018–20.07.2018), the assessment of current levels of concentration activity of technogenic radionuclide  $^{137}\text{Cs}$  in surface waters of Far Eastern seas is given. The studies were carried out in the northwestern part of the Sea of Japan, the southern part of the Sea of Okhotsk, the coastal waters of the Pacific Ocean near the Kamchatka Peninsula, and the western part of the Bering Sea. Activity of  $^{137}\text{Cs}$  in seawater samples was determined by sorption method using two series-connected adsorbers with subsequent measurement of  $^{137}\text{Cs}$  content *via* its gamma-emitting daughter radionuclide  $^{137\text{m}}\text{Ba}$ . Sorption efficiency was assessed by the difference in activity on the first and second adsorbers. A comparative analysis of contamination levels of water areas studied was made. It was revealed that  $^{137}\text{Cs}$  volumetric activity in surface water of the Sea of Japan varied from  $(2.9 \pm 0.1)$  to  $(5.1 \pm 0.3) \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ , in the Sea of Okhotsk – from  $(1.8 \pm 0.1)$  to  $(2.3 \pm 0.1) \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ , and in the Bering Sea – from  $(1.7 \pm 0.1)$  to  $(3.1 \pm 0.1) \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . The maximum  $^{137}\text{Cs}$  concentrations were registered in the Sea of Japan, which might be due to its isolation from other water areas and presence of secondary sources of radionuclide intake. In general, contamination of adjacent water areas is insignificant, and fluctuations in concentrations occur within technogenic isotopes global background in the marginal seas of the Pacific Ocean.

**Keywords:**  $^{137}\text{Cs}$ , concentration, seawater, Far Eastern seas

---

\*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).