

УДК [504.5:620.267](268.45)

**ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr
НА БИОТУ БАРЕНЦЕВА МОРЯ
ВБЛИЗИ ИСТОЧНИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ПРИ ГИПОТЕТИЧЕСКОЙ АВАРИИ
С ЗАТОНУВШЕЙ АТОМНОЙ ПОДВОДНОЙ ЛОДКОЙ К-159**

© 2023 г. Т. Г. Сазыкина, А. И. Крышев

Научно-производственное объединение «Тайфун», Обнинск, Российская Федерация
E-mail: ecomod@yandex.ru

Поступила в редакцию 30.11.2022; после доработки 18.01.2023;
принята к публикации 04.08.2023; опубликована онлайн 01.12.2023.

Выполнено моделирование воздействия излучения ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr на морскую биоту для гипотетической аварии с самопроизвольной цепной реакцией на затонувшей подводной лодке К-159 при её подъёме и транспортировке в Баренцевом море. Для описания загрязнения морской воды в острый период аварии использована двумерная модель рассеивания радионуклидов в морской воде от мгновенного источника. Рассчитано радиоактивное загрязнение ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr морской воды и донных отложений на расстояниях от 200 м до 30 км от источника. Доза острого облучения придонной рыбы от ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr на расстоянии 200 м от места аварии за первые 10 дней составляет почти 100 мГр. Согласно оценке, вероятность летальных эффектов для придонной рыбы при такой поглощённой дозе — менее 1 %. Мощность дозы хронического облучения морской биоты ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr в течение первого года с момента аварии на расстоянии 200 м от источника загрязнения оценена в 9,7 мГр·сут⁻¹ для придонной рыбы, 11 мГр·сут⁻¹ для моллюсков и 6,3 мГр·сут⁻¹ для водных растений. Эти уровни выше референтного значения мощности дозы хронического облучения, обеспечивающего безопасность морской биоты, поэтому нельзя рассматривать такие дозовые нагрузки как безопасные для развития популяций придонной рыбы, моллюсков и водных растений в непосредственной близости от места аварии. При удалении от источника загрязнения на 500 м и более мощность дозы хронического облучения морской биоты значительно ниже референтного уровня. Дозовые нагрузки на биоту Баренцева моря для аварийного сценария обусловлены преимущественно внешним облучением от донных отложений, а также переходом долгоживущих радионуклидов из донных отложений в придонные организмы.

Ключевые слова: Арктика, Баренцево море, радиационная авария, моделирование, морская биота, доза, острое облучение, хроническое облучение

В морях Арктики находится значительное число радиационно опасных объектов — контейнеры с радиоактивными отходами, затопленные/затонувшие атомные подводные лодки, атомный ледокол и др. Были разработаны различные сценарии аварий при подъёме для транспортировки и утилизации затопленных радиационно опасных объектов [Саркисов и др., 2015]. Для расчётов распространения радионуклидов в морской среде Арктики от их точечного источника были использованы несколько моделей:

- сеточная океаническая модель NAOSIM с сеткой 28 × 28 км [Hosseini et al., 2017];
- сеточная региональная модель с сеткой 3 × 3 км [Антипов и др., 2015];

- отечественная боксовая модель ECOMOD-ARCTIC [Kryshch et al., 2022b; Sazykina, 1998];
- европейская боксовая модель ARCTICMAR [Iosjpe et al., 2020].

Во всех перечисленных моделях размеры пространственной сетки и камер-боксов оказывались слишком большими и не давали возможности непосредственного рассмотрения ближней зоны радиоактивного загрязнения с наибольшими уровнями облучения морских организмов. Методологической задачей данного исследования является отработка методов оценки острого радиационного воздействия на морскую биоту в ранний период морской радиационной аварии. Анализ радиоэкологических последствий морской аварии, в том числе накопления радионуклидов в донных отложениях и гидробионтах, выполнен с помощью динамических моделей, поскольку в острый период аварии некорректно использовать равновесные коэффициенты перехода из воды в донные отложения и рыбу [Крышев и др., 2022a; Сазыкина и др., 2022; Kryshch et al., 2022b].

Моделирование радиационного воздействия на морскую биоту проводили для сценария гипотетической аварии с самопроизвольной цепной реакцией на затонувшей подводной лодке К-159 при её транспортировке в Баренцевом море к месту утилизации. Атомная подводная лодка К-159 проекта 627А (ныне Б-159) затонула 30 августа 2003 г. в южной части Баренцева моря в результате нештатной ситуации при транспортировке на утилизацию. Место затопления находится на расстоянии около 6 км от острова Кильдин, на склоне кильдинской части Мурманского жёлоба, перед входом в Кольский залив, на глубине 246 м [Саркисов и др., 2015]. Для этого ядерно и радиационно опасного объекта существует гипотетическая возможность радиационной аварии с самопроизвольной цепной реакцией как при нахождении лодки на дне, так и при подъёме для её транспортировки, что может привести к поступлению долгоживущих техногенных радионуклидов в морскую среду [Антипов и др., 2015; Саркисов и др., 2018; Hosseini et al., 2017]. Существуют прогнозные оценки распространения радиоактивности в морской воде при разных сценариях аварии, полученные с использованием модели с разрешением по горизонтальной сетке около 3 км [Антипов и др., 2015].

В настоящей работе моделируется вклад долгоживущих радионуклидов (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr) в облучение морской биоты в начальный период радиоактивного загрязнения морской среды в ближней зоне аварии — от 200 м до 30 км от источника. За основу взяты оценки поступления долгоживущих радионуклидов в морскую среду, полученные в рамках сценария самопроизвольной цепной реакции в реакторе К-159 после подъёма лодки на поверхность для транспортировки. Предполагается поступление в морскую воду долгоживущих радионуклидов: ^{137}Cs — $2,48 \cdot 10^{13}$ Бк; ^{134}Cs — $1,4 \cdot 10^9$ Бк; ^{90}Sr — $5,72 \cdot 10^{12}$ Бк [Саркисов и др., 2015]. Поступление в морскую воду короткоживущих радионуклидов в указанном сценарии не оценено. Определение их потенциального вклада в облучение морской биоты требует дополнительного исследования.

Уровни радиоактивного загрязнения морской воды и донных отложений при движении и рассеивании первичного пятна радиоактивного загрязнения были рассчитаны с помощью аналитической модели для расстояний до 30 км от источника. Модель аварийного загрязнения морской среды позволила определить величины мощности дозы и поглощённой дозы за 10 дней облучения морской биоты и оценить вероятность гибели морских организмов в острый период радиационной аварии от воздействия ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr вблизи источника загрязнения. Радиоактивное загрязнение донных отложений в непосредственной близости от места аварии может сохраняться в течение длительного времени. Именно поэтому, наряду с дозой острого облучения, оценена мощность дозы хронического облучения донных организмов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

При подъёме затонувшего радиационно опасного объекта возможно возникновение нештатной ситуации, связанной с поступлением радионуклидов в морскую среду. Сценарий гипотетической аварии при подъёме затонувшей атомной подводной лодки К-159 для транспортировки

и утилизации описан в работе [Саркисов и др., 2015]. После аварии вблизи объекта появляется пятно радиоактивно загрязнённой морской воды, которое распространяется с морскими течениями. Объёмная активность радионуклидов в пятне загрязнения снижается по мере удаления от места аварии.

Для описания загрязнения морской воды в острый период радиационной аварии использована двумерная модель рассеивания радионуклидов в морской воде от мгновенного источника. Динамика усреднённой по глубине объёмной активности радионуклида в морской воде, Бк·м⁻³, рассчитана по формуле:

$$C_w(x, y, t) = \frac{A_0}{H} \cdot G(x, y, t) \cdot \exp\left(-\frac{w}{H} \cdot t\right), \quad (1)$$

где A_0 — активность радионуклида, поступившая в морскую воду при аварии, Бк;

H — глубина в месте аварии, м;

w — гидравлическая крупность частиц, м·с⁻¹;

t — время с момента аварийного (разового) поступления радионуклида в воду, с.

Величина $G(x, y, t)$ — динамическая функция рассеяния в морской среде единичного разового источника, вычисляемая по формуле [Юрезанская, Котеров, 2011]:

$$G(x, y, t) = \frac{1}{2 \cdot \pi \cdot \sigma_x \cdot \sigma_y} \cdot \exp\left(-\frac{(x - u_x \cdot t)^2}{2 \cdot \sigma_x^2} - \frac{(y - u_y \cdot t)^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right), \quad (2)$$

где x, y — расстояния по координатным осям с центром в месте расположения источника загрязнения, м;

u_x, u_y — скорости течения по оси X и Y соответственно, м·с⁻¹;

σ_x, σ_y — дисперсии распределения примеси.

Дисперсии распределения примеси рассчитаны по формулам:

$$\sigma_x^2 = \alpha \cdot t^3 + \sigma_{0,x}^2; \quad \sigma_y^2 = \alpha \cdot t^3 + \sigma_{0,y}^2, \quad (3)$$

где $\alpha = 8 \cdot 10^{-9} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-3}$ для расстояний до 10 км и $\alpha = 2 \cdot 10^{-9} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-3}$ для расстояний более 10 км;

σ_0 — начальный размер пятна радиоактивного загрязнения, м [Юрезанская, Котеров, 2011].

Для гипотетической аварии с затопленной подводной лодкой К-159 величина σ_0 принята равной длине лодки, то есть $\sigma_0 = 107,4 \text{ м}$ [Саркисов и др., 2015]. Скорость течения в южной части Баренцева моря $u_x = 0,4 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$; скорость поперечного течения u_y принята равной нулю (рассматривается загрязнение по оси распространения аварийного следа).

Удельная активность радионуклида в верхнем слое донных отложений, Бк·кг⁻¹, в момент времени t_s рассчитана по формуле:

$$C_s(x, y, t_s) = \int_0^{t_s} \frac{w}{\rho_s \cdot h} \cdot C_w(t) dt, \quad (4)$$

где ρ_s — плотность донных отложений, которая принята равной $1250 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-3}$;

h — толщина поверхностного (эффективного) слоя донных отложений, $h = 0,1 \text{ м}$ [MARINA II, 2003].

Для крупных частиц взвеси (1 мм и более) характерно турбулентное оседание; гидравлическая крупность не зависит от вязкости жидкости и рассчитывается по формуле [Котеров, Юрезанская, 2009]:

$$w = \sqrt{\frac{4 \cdot g \cdot d_p \cdot \rho_p}{3 \cdot r \cdot \rho_w}}, \quad (5)$$

где $g = 9,8 \text{ м} \cdot \text{с}^{-2}$;

d_p — диаметр частицы взвеси, м;

r — коэффициент сопротивления воды для движущейся в ней шарообразной частицы, $r = 0,45$ [Шилова, Студенов, 2017];

ρ_p — плотность частиц взвеси, $\rho_p = 2600 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-3}$;

ρ_w — плотность морской воды, $\rho_w = 1020 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-3}$.

Осаждение крупных частиц, образовавшихся при аварии на радиационно опасном объекте в море, происходит в ближней её зоне, на расстоянии, приблизительно равном $2 \cdot \sigma_0$. При уменьшении размера частиц взвеси от 10^{-3} до 10^{-6} м скорость осаждения в морской воде убывает от 10^0 до $10^{-4} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$. Мелкие частицы радиоактивного загрязнения, сравнимые по размерам с частицами естественной взвеси в морской воде, оседают со скоростями, соответствующими естественному осадконакоплению. ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr также могут сорбироваться на естественной взвеси и оседать вместе с взвесью в донные отложения. Вследствие осаждения радиоактивных частиц, в верхнем слое донных отложений формируется распределённый источник излучения, воздействующий на донную биоту как в острый период после аварийного загрязнения, так и в долгосрочной перспективе. Для рассматриваемого сценария величина w вычислена по формуле (5) при $d_p = 10^{-3}$ м для расстояний до 200 м от места затопления лодки К-159: $w = 0,27 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$. Для больших расстояний w принята равной $10^{-4} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$.

Расчётное время прохождения пятна загрязнения морской воды вблизи аварийного источника невелико при наличии морского течения и составляет для расстояний до 200 м около 30 мин. При гидравлической крупности частиц $w = 0,27 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ и глубине 246 м этого времени достаточно для формирования в донных отложениях пятна загрязнения. Удельная активность долгоживущих радионуклидов в донных отложениях сохраняется высокой на протяжении длительного времени после аварии. Именно поэтому при рассмотрении воздействия на морскую биоту целесообразно выбирать в качестве референтных объектов организмы, обитающие на дне и связанные с донной пищевой цепочкой. В настоящей работе предполагается, что накопление радионуклидов в донных гидробионтах в этом случае обусловлено в большей степени загрязнением верхнего слоя донных отложений, а не воды.

Для определения удельной активности радионуклида в некрупных гидробионтах (моллюски, зообентос, водные растения) C_b , Бк·кг $^{-1}$, можно консервативно использовать линейную зависимость $C_b = CF_{b,s} \cdot C_s$, где $CF_{b,s}$ — равновесный коэффициент перехода радионуклида из донных отложений в организм гидробионта. Для расчёта динамики загрязнения ^{137}Cs придонной рыбы после аварии равновесный подход неприменим [Kryshev, Ryabov, 2000]. Удельную активность радионуклида в придонной рыбе C_f , Бк·кг $^{-1}$, в предположении, что основным источником её загрязнения является трофическая цепочка, связанная с донными отложениями, определяют с помощью уравнения:

$$\frac{dC_f}{dt} = -(\lambda + \varepsilon + \mu) \cdot C_f + (\varepsilon + \mu) \cdot CF_{f,s} \cdot C_s, \quad (6)$$

где λ — постоянная радиоактивного распада, сут $^{-1}$;

μ — относительный прирост массы рыбы, сут $^{-1}$;

$CF_{f,s}$ — равновесный коэффициент перехода радионуклида из донных отложений в рыбу;
 ε — параметр, характеризующий метаболизм и обмен ^{137}Cs в организме рыбы, сут^{-1} .

Порядок расчёта ε в зависимости от массы рыбы и температуры воды описан в [Сазыкина и др., 2022; Kryshev, Ryabov, 2000].

Для небольшого промежутка времени после аварии можно пренебречь радиоактивным распадом ^{137}Cs и снижением его содержания в донных отложениях за счёт ухода в более глубокие слои и считать параметры μ и ε постоянными величинами. Тогда уравнение (6) имеет аналитическое решение:

$$C_f = CF_{f,s} \cdot C_s \cdot (1 - \exp(-(\mu + \varepsilon) \cdot t)). \quad (7)$$

В качестве референтного вида придонной рыбы выбрана морская камбала *Pleuronectes platessa* Linnaeus, 1758. При массе рыбы 500 г расчётное значение μ составляет $6,45 \cdot 10^{-4} \text{ сут}^{-1}$ [European Plaice, 2021]; $\varepsilon = 1,5 \cdot 10^{-3} \text{ сут}^{-1}$. Равновесный коэффициент перехода ^{137}Cs из донных отложений в биоту Баренцева моря — 0,22 для рыбы, 0,12 для моллюсков и 0,16 для водных растений. Значения для ^{90}Sr : 0,027 для рыбы, 0,047 для моллюсков и 0,043 для водных растений [Росновская и др., 2022].

Мощность дозы облучения морской биоты, $\text{мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$, вычисляли по формуле:

$$d_i = \beta_{int,i} \cdot C_i + \beta_{ext,i} \cdot (C_{w,i} + 0,5 \cdot \tau_s \cdot C_{s,i}), \quad (8)$$

где $\beta_{int,i}$ — дозовый коэффициент внутреннего облучения гидробионта, $(\text{мГр} \cdot \text{кг})/(\text{Бк} \cdot \text{сут})$;

C_i — удельная активность i -го радионуклида в гидробионте, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

$\beta_{ext,i}$ — дозовый коэффициент внешнего облучения гидробионта, $(\text{мГр} \cdot \text{кг})/(\text{Бк} \cdot \text{сут})$;

$C_{w,i}$ — удельная активность i -го радионуклида в морской воде, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

$C_{s,i}$ — удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

τ_s — доля времени, в течение которого гидробионт подвергается облучению от донных отложений, принятая равной 1 для придонной рыбы и моллюсков и 0,5 для водных растений.

Значения дозовых коэффициентов определяли с помощью калькулятора BiotaDC v.1.5.1 (<http://biotadc.icrp.org>), который является приложением к публикации 136 Международной комиссии по радиационной защите [ICRP Publication 136, 2017]. Морские организмы аппроксимировали эллипсоидами со следующими массой и соотношениями между осями: рыба (морская камбала) — 0,5 кг и 1/0,6/0,04; двустворчатые моллюски — $1,64 \cdot 10^{-2}$ кг и 1/0,5/0,5; водные растения — $6,5 \cdot 10^{-3}$ кг и 1/0,01/0,01. Расчётные значения дозовых коэффициентов для определения внутреннего и внешнего облучения морских организмов от ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr приведены в табл. 1.

Дозы острого облучения оценивали как суммарные поглощённые дозы, накопленные организмами морской биоты за первые 10 дней после аварии. Распределение вероятности гибели организмов определяли по формуле [Finney, 1971]:

$$P = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi}} \cdot \int_{-\infty}^{Pr} \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt, \quad (9)$$

где верхний предел интегрирования функции ошибок Гаусса является так называемой пробит-функцией, отражающей связь между вероятностью гибели организма и поглощённой дозой.

Значение пробит-функции вычисляли по формуле:

$$Pr = a_{Pr} + b_{Pr} \cdot \ln D, \quad (10)$$

где D — доза острого облучения, мГр .

Таблица 1. Дозовые коэффициенты для расчёта облучения морских организмов, $(\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1})/(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})$ **Table 1.** Dose coefficients for calculation of exposure to marine organisms, $(\text{mGy}\cdot\text{day}^{-1})/(\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1})$

Радионуклид	Морская камбала	Моллюски	Водные растения
Внутреннее облучение			
^{137}Cs	$3,77 \cdot 10^{-6}$	$3,62 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$
^{134}Cs	$3,34 \cdot 10^{-6}$	$2,95 \cdot 10^{-6}$	$2,28 \cdot 10^{-6}$
^{90}Sr	$1,34 \cdot 10^{-5}$	$1,37 \cdot 10^{-5}$	$1,07 \cdot 10^{-5}$
Внешнее облучение			
^{137}Cs	$7,49 \cdot 10^{-6}$	$7,63 \cdot 10^{-6}$	$8,16 \cdot 10^{-6}$
^{134}Cs	$2,04 \cdot 10^{-5}$	$2,08 \cdot 10^{-5}$	$2,15 \cdot 10^{-5}$
^{90}Sr	$2,12 \cdot 10^{-6}$	$1,82 \cdot 10^{-6}$	$4,8 \cdot 10^{-6}$

Для определения параметров пробит-функции для рыб и моллюсков были использованы литературные данные о гибели этих организмов после острого облучения в разных дозах [Поликарпов, 1964; Поликарпов, Егоров, 1986; *Effects of Ionizing Radiation*, 1976] (табл. 2).

Таблица 2. Летальные эффекты острого облучения морской биоты в зависимости от поглощённой дозы и их связь с пробит-функцией, $(\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1})/(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})$ **Table 2.** Lethal effects of acute exposure to marine biota in relation to the absorbed dose and the calculated probit function, $(\text{mGy}\cdot\text{day}^{-1})/(\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1})$

Доза, D, мГр	$\text{Ln}(D)$	% гибели	Величина пробит-функции
Рыба (взрослые особи)			
100	4,605	0,1	1,5
1000	6,907	2,5	3,12
3500	8,161	30	4,48
5000	8,517	50	5
10 000	9,210	90	5,52
Морские моллюски			
10 000	9,210	50	4,75
20 000	9,903	70	5,5
40 000	10,596	90	6,28

Графики зависимости пробит-функции от логарифма поглощённой дозы аппроксимировали линейной функцией (рис. 1). Значения параметров в формуле (10) составили: $a_{\text{P}} = -2,74$ для рыбы и $a_{\text{P}} = -5,42$ для моллюсков; $b_{\text{P}} = 0,89$ для рыбы и $b_{\text{P}} = 1,1$ для моллюсков. Вероятность летального поражения морских организмов в зависимости от полученной дозы за первые 10 дней после аварии рассчитывали по формуле (9) с использованием стандартных таблиц [Методика моделирования, 2015; Finney, 1971].

При хроническом облучении морской биоты от загрязнённых донных отложений критерием возникновения негативных радиобиологических эффектов является превышение референтного уровня мощности дозы облучения для данной экологической группы организмов [Сазыкина и др., 2022; ICRP Publication 108, 2008; ICRP Publication 124, 2014]. Величина референтного уровня составляет для рыб и водных растений $1 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$, для моллюсков — $10 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$. При превышении референтного уровня мощности дозы при хроническом облучении в течение жизни ухудшаются здоровье и репродуктивная способность морских организмов, сокращается продолжительность их жизни [Sazykina, Kryshev, 2003; Sazykina et al., 2009].

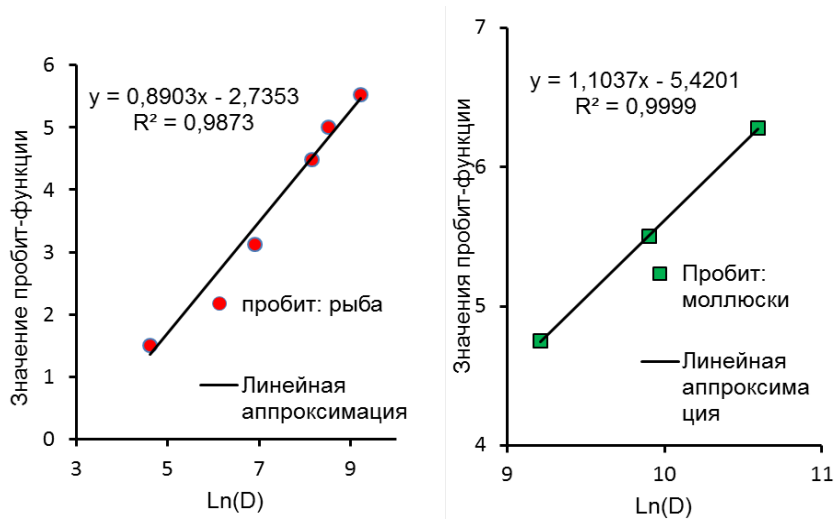


Рис. 1. Зависимость пробит-функции от логарифма дозы острого облучения (мГр) для рыб (слева) и морских моллюсков (справа)

Fig. 1. Relationship between the probit function and logarithm of the acute dose (mGy) for fish (left side) and marine molluscs (right side)

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Расчётная динамика загрязнения воды ^{137}Cs на расстоянии от 200 м до 30 км от источника поступления радионуклида представлена на рис. 2. На расстоянии 200 м от источника время прохождения пятна загрязнения не превышает 30 мин, максимальная объёмная активность ^{137}Cs в воде за этот период не превышает 10^6 Бк·м $^{-3}$. На расстоянии 30 км максимальная объёмная активность ^{137}Cs в воде достигается через 17 ч после аварии и составляет $6,3 \cdot 10^3$ Бк·м $^{-3}$. Отметим, что в острый период радиационной аварии сопоставление расчётных значений объёмной активности ^{137}Cs в воде с контрольными уровнями содержания радионуклида в морской воде [Порядок расчёта, 2016] некорректно из-за отсутствия равновесия в распределении радионуклида между компонентами морской экосистемы.

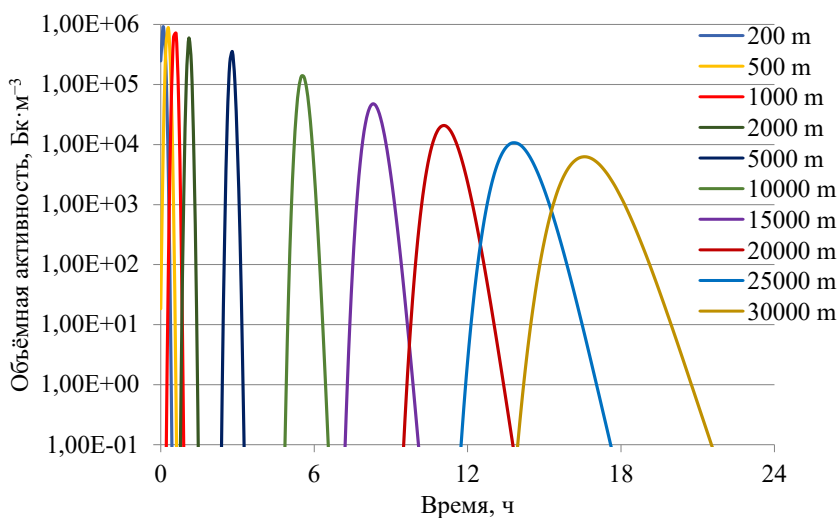


Рис. 2. Расчётная динамика загрязнения воды ^{137}Cs на разном расстоянии от источника поступления радионуклида

Fig. 2. Calculation of ^{137}Cs volume activity in seawater at different distances from the accidental source of contamination

Расчётная динамика загрязнения донных отложений ^{137}Cs в зависимости от расстояния от источника поступления радионуклида представлена на рис. 3. Вблизи места аварии (200 м) удельная активность ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений может достигать $1,2 \cdot 10^6$ Бк·кг⁻¹, что превышает критерий отнесения к твёрдым радиоактивным отходам для этого радионуклида в 120 раз. При удалении от места аварии расчётное загрязнение донных отложений существенно снижается, поскольку принято предположение об оседании наиболее крупных частиц, содержащих радионуклид, вблизи источника загрязнения. На расстоянии 10 км от места аварии расчётная удельная активность ^{137}Cs в донных отложениях не превышает 150 Бк·кг⁻¹. В отличие от загрязнения морской воды, загрязнение донных отложений ^{137}Cs медленно уменьшается со временем, являясь долгосрочным источником облучения придонной биоты.

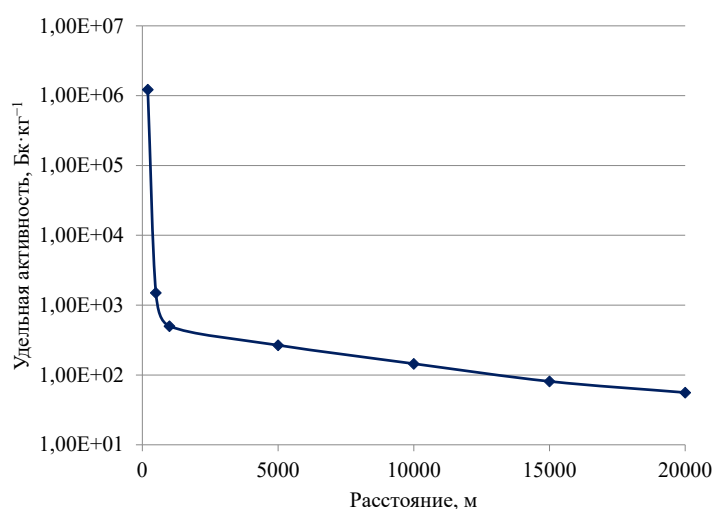


Рис. 3. Максимальный уровень загрязнения донных отложений ^{137}Cs на разном расстоянии от источника поступления радионуклида

Fig. 3. Maximum activity concentrations of ^{137}Cs in bottom sediments at different distances from the accidental source of contamination

По расчётным оценкам, максимальная объёмная активность ^{90}Sr в воде на расстоянии 200 м от места аварии за время прохождения пятна загрязнения не превышает $2 \cdot 10^5$ Бк·м⁻³. Загрязнение донных отложений ^{90}Sr на расстоянии 200 м от места аварии составит $2,8 \cdot 10^5$ Бк·кг⁻¹. Максимальная объёмная активность ^{134}Cs в воде и удельная активность этого радионуклида в донных отложениях — 50 Бк·м⁻³ и 65 Бк·кг⁻¹ соответственно. По оценке, начальное аварийное поступление в морскую среду ^{134}Cs в 18 000 раз ниже, чем таковое ^{137}Cs , и в 4000 раз ниже, чем значение для ^{90}Sr [Саркисов и др., 2015].

Накопление ^{137}Cs в донных организмах связано с его содержанием в верхнем слое донных отложений. Расчётная удельная активность ^{137}Cs в моллюсках на расстоянии 200 м от места аварии составляет $2,6 \cdot 10^5$ Бк·кг⁻¹, в водных растениях — $1,9 \cdot 10^5$ Бк·кг⁻¹; при удалении от места аварии их загрязнение снижается пропорционально загрязнению донных отложений. Как следует из формулы (7), в течение первых 30 дней после аварии удельная активность ^{137}Cs в придонной рыбе растёт практически линейно, на расстоянии 200 м от источника загрязнения значение увеличивается от 400 до 6000 Бк·кг⁻¹. При консервативном предположении, что рыба постоянно находится в этом месте в течение нескольких лет и удельная активность в донных отложениях не снижается со временем, максимальное (равновесное) значение $2,4 \cdot 10^5$ Бк·кг⁻¹ достигается не ранее чем через два года после аварии.

Доза острого облучения придонной рыбы за первые 10 дней после аварии оценивается почти в 100 мГр. Значение пробит-функции по формуле (10) составляет 1,36. Вероятность летального поражения рыб, равная 1 %, достигается при значении пробит-функции 2,67. Таким образом, вероятность гибели придонной рыбы от облучения ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr за 10 дней в острый период рассматриваемой гипотетической аварии составляет < 1 %.

Расчётная мощность дозы хронического облучения гидробионтов Баренцева моря от долгоживущих радионуклидов в течение первого года с момента аварии на разном расстоянии от источника загрязнения приведена в табл. 3. На расстоянии 200 м мощность дозы хронического облучения гидробионтов от аварийного сброса ^{137}Cs оценена в $9,0 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для рыбы, $9,7 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для моллюсков и $5,5 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для водных растений; основной вклад вносит внешнее облучение. Максимальная мощность дозы хронического облучения гидробионтов от аварийного сброса ^{90}Sr оценена в $0,7 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для рыбы, $0,7 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для моллюсков и $0,8 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для водных растений. ^{134}Cs вносит незначительный вклад в мощность дозы облучения гидробионтов как в острый, так и в хронический период — не более $1,4 \cdot 10^{-3} \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для рыбы, $1,5 \cdot 10^{-3} \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для моллюсков и $8,2 \cdot 10^{-4} \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для водных растений.

Таблица 3. Мощность дозы хронического облучения ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr морских организмов на разных расстояниях от источника аварийного загрязнения, $\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$

Table 3. Dose rate of chronic exposure to marine organisms with ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{90}Sr at different distances from the accidental source of contamination, $\text{mGy}\cdot\text{day}^{-1}$

Расстояние, м	Рыба	Моллюски	Водные растения
200	$9,7 \cdot 10^0$	$1,1 \cdot 10^1$	$6,3 \cdot 10^0$
500	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$7,9 \cdot 10^{-3}$
1000	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$
5000	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
10 000	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$7,6 \cdot 10^{-4}$
20 000	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$

Как следует из табл. 3, при удалении от источника загрязнения на 500 м и большее расстояние мощность дозы облучения для всех референтных видов значительно ниже референтного уровня безопасного хронического облучения ($1 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$), поэтому можно сделать вывод о локальном характере радиоэкологического воздействия гипотетической аварии с лодкой К-159 на биоту Баренцева моря.

Для донных организмов, постоянно обитающих в районе максимального загрязнения донных отложений (до 200 м от места аварии), дозовые нагрузки, которые указаны в табл. 3, сохраняются в течение нескольких лет. Из-за превышения референтного уровня хронического облучения нельзя рассматривать эти дозовые нагрузки как безопасные для развития популяций придонной рыбы, моллюсков и водных растений в непосредственной близости от места аварии.

Вывод. Рассчитан вклад ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr в радиоактивное загрязнение морской среды и определены дозовые нагрузки на морскую биоту в ранний период загрязнения для гипотетического сценария радиационной аварии с затонувшей атомной подводной лодкой К-159.

Доза острого облучения придонной рыбы от ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr на расстоянии 200 м от места аварии за первые 10 дней составляет почти 100 мГр. Согласно оценке, вероятность гибели придонной рыбы при такой поглощённой дозе — менее 1 %. Дополнительного исследования в рамках сценария аварии требует оценка поступления короткоживущих радионуклидов в морскую среду и их вклада в острое облучение морской биоты.

Загрязнение донных отложений долгоживущими радионуклидами медленно снижается со временем, являясь долгосрочным источником облучения придонной биоты. Мощность дозы хронического облучения морской биоты в течение первого года с момента аварии на расстоянии 200 м от источника загрязнения оценена в $9,7 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для придонной рыбы, $11 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для моллюсков и $6,3 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для водных растений. Эти уровни выше референтного значения мощности дозы хронического облучения, обеспечивающего безопасность морской биоты.

При удалении от источника загрязнения на 500 м и большее расстояние мощность дозы хронического облучения морской биоты значительно ниже референтного уровня, что позволяет прогнозировать локальный характер воздействия гипотетической аварии на экосистему Баренцева моря.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Антипов С. В., Билашенко В. П., Высоцкий В. Л., Калантаров В. Е., Кобринский М. Н., Саркисов А. А., Сотников В. А., Шведов П. А., Ибраев Р. А., Саркисян А. С. Прогноз и оценка радиоэкологических последствий гипотетической аварии на затонувшей в Баренцевом море атомной подводной лодке Б-159 // *Атомная энергия*. 2015. Т. 119, вып. 2. С. 106–113. [Antipov S. V., Bilashenko V. P., Vysotskii V. L., Kalantarov V. E., Kobrinskii M. N., Sarkisov A. A., Sotnikov V. A., Shvedov P. A., Ibraev R. A., Sarkisyan A. S. Prediction and evaluation of the radioecological consequences of a hypothetical accident on the sunken nuclear submarine B-159 in the Barents Sea. *Atomnaya energiya*, 2015, vol. 119, iss. 2, pp. 106–113. (in Russ.)]
2. Котеров В. Н., Юрезанская Ю. С. Моделирование переноса взвешенных веществ на океаническом шельфе. Эффективная гидравлическая крупность полидисперсной взвеси // *Журнал вычислительной математики и математической физики*. 2009. Т. 49, № 7. С. 1306–1318. [Koterov V. N., Yurezanskaya Y. S. Simulation of suspended substance dispersion on the ocean shelf: Effective hydraulic coarseness of poly-disperse suspension. *Zhurnal vychislitel'noi matematiki i matematicheskoi fiziki*, 2009, vol. 49, no. 7, pp. 1245–1256. (in Russ.)]
3. Крышев А. И., Сазыкина Т. Г., Каткова М. Н., Крышев И. И., Бурякова А. А., Павлова Н. Н. Оценка экологического риска для биоты залива Степового Карского моря при гипотетическом аварийном загрязнении // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2022а. Т. 62, № 4. С. 424–433. [Kryshhev A. I., Sazykina T. G., Katkova M. N., Kryshhev I. I., Buryakova A. A., Pavlova N. N. Assessment of ecological risk to biota of the Stepovogo Bay of the Kara Sea after the hypothetical accidental contamination. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2022a, vol. 62, no. 4, pp. 424–433. (in Russ.)]
4. *Методика моделирования распространения аварийных выбросов опасных веществ. Руководство по безопасности*. Утверждено приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 20.04.2015 № 158. Москва : ЗАО «НТЦ ПБ», 2015. 125 с. (Нормативные документы в сфере деятельности Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору. Сер. 27. Декларирование промышленной безопасности и оценка риска ; вып. 11). [Metodika modelirovaniya rasprostraneniya avariinykh vybrosov opasnykh veshchestv. *Rukovodstvo po bezopasnosti*. Utverzhdeno prikazom Federal'noi sluzhby po ekologicheskomu, tekhnologicheskomu i atomnomu nadzoru ot 20.04.2015 no. 158. Moscow : ZAO "NTTs PB", 2015, 125 p. (Normativnye dokumenty v sfere deyatel'nosti Federal'noi sluzhby po ekologicheskomu, tekhnologicheskomu i atomnomu nadzoru. Series 27. Deklarirovanie promyshlennoi bezopasnosti i otsenka riska ; iss. 11). (in Russ.)]
5. Поликарпов Г. Г. *Радиоэкология морских организмов*. Москва : Атомиздат, 1964. 295 с. [Polikarpov G. G. *Radioekologiya morskikh organizmov*. Moscow : Atomizdat, 1964, 295 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12748>
6. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. *Морская динамическая радиоэкология*. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Morskaya dinamicheskaya radiokhemoekologiya*. Moscow : Energoatomizdat, 1986, 176 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7683>
7. *Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах : рекомендации Р-52.18.852-2016 / Росгидромет*. Обнинск : ФГБУ «НПО «Тайфун», 2016. 28 с. [Poryadok rascheta kontrol'nykh urovnei sodержaniya radionuklidov v morskikh vodakh : rekomendatsii R-52.18.852-2016 / Rosgidromet. Obninsk : FGBU "NPO "Taifun", 2016, 28 p. (in Russ.)]

8. Росновская Н. А., Крышев А. И., Крышев И. И. Определение в воде и донных отложениях Баренцева моря контрольных уровней содержания радионуклидов, обеспечивающих приемлемый экологический риск // *Морской биологический журнал*. 2022. Т. 7, № 4. С. 70–80. [Rosnovskaya N. A., Kryshev A. I., Kryshev I. I. Determination of control levels of radionuclides ensuring acceptable environmental risk in the Barents Sea water and bottom sediments. *Morskoy biologicheskij zhurnal*, 2022, vol. 7, no. 4, pp. 70–80. (in Russ.)]. <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/360>
9. Сазыкина Т. Г., Крышев А. И., Крышев И. И. *Моделирование радиоэкологических процессов в окружающей среде*. Москва : ООО «Маска», 2022. 638 с. [Sazykina T. G., Kryshev A. I., Kryshev I. I. *Modelirovanie radioekologicheskikh protsessov v okruzhayushchei srede*. Moscow : ООО «Maska», 2022, 638 p. (in Russ.)]
10. Саркисов А. А., Антипов С. В., Высоцкий В. Л., Кобринский М. Н., Шведов П. А., Билашенко В. П., Хохлов И. Н. Прогноз радиоэкологических последствий гипотетических аварий на ядерных и радиационно опасных объектах, находящихся на дне Баренцева и Карского морей // *Атомная энергия*. 2018. Т. 125, вып. 6. С. 343–351. [Sarkisov A. A., Antipov S. V., Vysotsky V. L., Kobrinsky M. N., Shvedov P. A., Bilashenko V. P., Khokhlov I. N. Forecast of the radioecological consequences of hypothetical accidents in nuclear and radiation hazardous objects located at the bottom of the Barents and Kara seas. *Atomnaya energiya*, 2018, vol. 125, iss. 6, pp. 343–351. (in Russ.)]
11. 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 : ИБРАЭ 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 reabilitatsii morei*. Moscow : IBRAE RAN, 2015, 699 p. (in Russ.)]
12. Шилова Н. А., Студенов И. И. Особенности расчёта гидравлической крупности частиц при моделировании начальной концентрации взвешенных веществ в приустьевых районах арктических морей (на примере Белого моря) // *Arctic Environmental Research*. 2017. Т. 17, № 4. С. 295–307. [Shilova N. A., Studenov I. I. Peculiarities of calculation of hydraulic particle size to simulate the initial concentration of suspended substances in the estuarine areas of the Arctic seas (the case of the White Sea). *Arctic Environmental Research*, 2017, vol. 17, no. 4, pp. 295–307. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.17238/issn2541-8416.2017.17.4.295>
13. Юрезанская Ю. С., Котеров В. Н. *Моделирование переноса взвешенных веществ на океаническом шельфе*. Москва : Lambert Academic Publishing, 2011. 116 с. [Yurezanskaya Y. S., Koterov V. N. *Modelirovanie perenosa vzveshennykh veshchestv na okeanicheskom shel'fe*. Moscow : Lambert Academic Publishing, 2011, 116 p. (in Russ.)]
14. *Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems*. Vienna : IAEA, 1976, 131 p. (IAEA Technical Report Series ; no. 172).
15. *European Plaice (Pleuronectes platessa) of the Barents Sea: A Retrospective Review of Fishing and Research Activities for the Period 2016–2020 and a Modern Assessment of the State of Its Reserves*. Report on the Research Work. Agreement no. 18/2021 between the Polar Branch of the VNIRO (PINRO) and GELA Ltd. Murmansk : PINRO, 2021, 25 p.
16. Finney D. J. *Probit Analysis*. 3rd edition. New York : Cambridge University Press, 1971, 333 p.
17. Hosseini A., Amundsen I., Brown J., Dowdall M., Dyve J. E., Klein H. *Radiological Impact Assessment for Hypothetical Accident Scenarios Involving Russian Nuclear Submarine K-159*. Østerås : Statens Strålevern, 2017, 145 p. (Strålevern Report ; no. 12).
18. ICRP Publication 108. Environmental protection: The concept and use of reference animals and plants. *Annals of the ICRP*, 2008, vol. 38, nos 4–6, 242 p.
19. ICRP Publication 124. Protection of the environment under different exposure situations. *Annals of the ICRP*, 2014, vol. 43, no. 1, 58 p.
20. ICRP Publication 136. Dose coefficients for non-human biota environmentally exposed to radiation. *Annals of the ICRP*, 2017, vol. 46, no. 2, 136 p.
21. Iosjpe M., Amundsen I., Brown J., Dowdall M., Hosseini A., Strand P. *Radioecological Assessment After Potential Accidents with the Russian Nuclear*

- Submarines K-27 and K-159 in the Arctic Marine Environment*. Østerås : Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority, 2020, 78 p. (DSA Report ; no. 7).
22. Kryshev A. I., Ryabov I. N. A dynamic model of ^{137}Cs accumulation by fish of different age classes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2000, vol. 50, iss. 3, pp. 221–233. [https://doi.org/610.1016/S0265-931X\(99\)00118-6](https://doi.org/610.1016/S0265-931X(99)00118-6)
 23. Kryshev A. I., Sazykina T. G., Katkova M. N., Buryakova A. A., Kryshev I. I. Modelling the radioactive contamination of commercial fish species in the Barents Sea following a hypothetical short-term release to the Stepovogo Bay of Novaya Zemlya. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2022b, vols 244–245, art. no. 106825 (9 p.). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106825>
 24. *MARINA II. Update of the MARINA Project on the Radiological Exposure of the European Community from Radioactivity in North European Marine Waters*. Vol. 2. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 2003, 364 p. (Radiation Protection ; 132).
 25. Sazykina T. G. The regional radioecological model “Arctic” for predictions of radioactive contamination of the Barents and Kara seas. In: *International Symposium on Marine Pollution*, Monaco, 5–9 October, 1998 : Extended Synopses. [Vienna] : International Atomic Energy Agency, 1998, pp. 339–340.
 26. Sazykina T. G., Kryshev A. I. EPIC database on the effects of chronic radiation in fish: Russian/FSU data. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2003, vol. 68, iss. 1, pp. 65–87. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00030-4](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00030-4)
 27. Sazykina T. G., Kryshev A. I., Sanina K. D. Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures. *Radiation and Environmental Biophysics*, 2009, vol. 48, iss. 4, pp. 391–404. <https://doi.org/10.1007/s00411-009-0233-0>

**ASSESSMENT OF RADIATION EFFECT OF ^{137}Cs , ^{134}Cs , AND ^{90}Sr
ON BIOTA OF THE BARENTS SEA
IN THE VICINITY OF HYPOTHETICAL ACCIDENT
WITH THE SUNKEN NUCLEAR SUBMARINE K-159**

T. G. Sazykina and A. I. Kryshev

Research and Production Association “Typhoon,” Obninsk, Russian Federation
E-mail: ecomod@yandex.ru

Radiation effect of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{90}Sr on marine biota was modelled for early period of a hypothetical accident with the sunken nuclear submarine K-159 during its surfacing and transportation in the Barents Sea. Dynamics of radioactivity in seawater was described, using analytical 2-dimensional model of radionuclide dispersion from an instantaneous point release in seawater. Radioactive contamination of seawater and bottom sediments with ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{90}Sr was calculated for distances from 200 m to 30 km from the source. Estimated dose of acute exposure accumulated within the first 10 days was close to 100 mGy for bottom fish at a 200-m distance from the accidental source of contamination. The probability of lethal effects for fish at this dose was estimated to be below 1%. Chronic exposures from ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{90}Sr at a distance of 200 m from the accidental source of contamination during the first year after the accident were as follows: for bottom fish, $9.7 \text{ mGy}\cdot\text{day}^{-1}$; molluscs, $11 \text{ mGy}\cdot\text{day}^{-1}$; and aquatic plants, $6.3 \text{ mGy}\cdot\text{day}^{-1}$. These dose rates exceed the reference level ensuring safety of marine biota. Therefore, in the vicinity of the accident site, the radiation situation cannot be considered safe for bottom fish, molluscs, and aquatic plants. At distances of more than 500 m from the accidental source of contamination, expected dose rates of chronic exposure to marine biota were below reference level. Dose rates for biota resulting from a hypothetical accident in the Barents Sea were caused mainly by external exposure from contaminated sediments and also by accumulation of long-lived radionuclides from sediments by bottom biota.

Keywords: Arctic, Barents Sea, radiation accident, modelling, marine biota, dose, acute exposure, chronic exposure