

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Спассков В.П., Драгунов Ю.Г., Рыжов С.Б. и др. Расчетное обоснование теплогидравлических характеристик реактора и РУ ВВЭР. М.: ИКЦ «Академкнига», 2004.
2. Williams M., Loyalka S. Aerosol Science: Theory and Practice with Special Applications to the Nuclear Industry. London: Pergamon Press, 1991.
3. Kissane M., Drosik I. Interpretation of fission-product transport behaviour in the Phebus FPT0 and FPT1 tests. — Nucl. Engng Design, 2006, v. 236, p. 1210—1223.
4. ASTEC SOPHAEROS Module. Theoretical Manual. DPAM-SEMIC-181, 2009.
5. MELCOR 1.8.0. A Computer Code for Nuclear Reactor Severe Accident Source Term and Risk Assessment Analysis. NUREG/CR-5531, SAND90-0364, 1991.
6. Пискунов В.Н. Теоретические модели кинетики формирования аэрозолей. Саров, РФЯЦ — ВНИИЭФ, 2000.
7. Jacobson M. Fundamentals of Atmospheric Modeling. New York: Cambridge Univ. Press, 1999.
8. Palaniswamy G., Loyalka S. Direct simulation, Monte Carlo, aerosol dynamics: coagulation and condensation. — Ann. Nucl. Energy, 2008, v. 35, p. 485—494.
9. Затевахин М.А., Игнатьев А.А., Безлепкии В.В. и др. Разработка модели расчета кинетики поведения аэрозолей в помещениях защитной оболочки в аварийных ситуациях на АЭС с ВВЭР. — Теплоэнергетика, 2007, № 2, с. 23—27.
10. Cousin F., Dieschbourg K., Jacq F. New capabilities of simulating fission product transport in circuits with ASTEC/SOPHAEROS v.1.3. — Nucl. Engng Design, 2008, v. 238, p. 2430—2438.
11. Kissane M. On the nature of aerosols produced during a severe accident of a water-cooled nuclear reactor. — Nucl. Engng Design, 2008, v. 238, p. 2792—2800.
12. Haste T., Payot F., Bottomley P. Transport and deposition in the Phebus FP circuit. — Ann. Nucl. Energy, 2013, v. 61, p. 102—121.
13. Vehkamäki H. Classical Nucleation Theory in Multicomponent Systems. Berlin—Heidelberg: Springer-Verlag, 2006.
14. Girshik S., Chiu C. Kinetic nucleation theory: a new expression for the rate of homogeneous nucleation from an ideal supersaturated vapor. — J. Chem. Phys., 1990, v. 93, p. 1273—1277.
15. Seinfeld J., Pandis S. Atmospheric Chemistry and Physics. New York: J. Wiley, 1998.
16. Sorokin A., Vancassel X., Mirabel P. Kinetic model for binary homogeneous nucleation in the H₂O—H₂SO₄ system: comparison with experiments and classical theory of nucleation. — J. Chem. Phys., 2005, v. 123, p. 244508.
17. Handbook of Chemistry and Physics. London: CRC, 2007.
18. Сорокин А.А., Мосунова Н.А., Стрижов В.Ф. Ион-молекулярный механизм образования ИИ в первом контуре. — Атомная энергия, 2013, т. 114, вып. 3, с. 150—153.

Поступила в Редакцию 27.10.14

УДК 632.15(470.21+268.45)

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МОРСКОЙ И НАЗЕМНОЙ СРЕДЫ В РАЙОНЕ ГУБЫ АНДРЕЕВА

Ильин Г.В., Усягина И.С., Касаткина Н.Е.

(Мурманский морской биологический ин-т КНЦ РАН, г. Мурманск)

Радиоэкологическое состояние губ Андреева, Малая Андреева, Западная Лица и окружающей прибрежной территории представляет интерес для изучения экосистем с длительным источником загрязнения техногенными радионуклидами. Территория пункта временного хранения радиоактивных отходов в губе Андреева, в настоящее время находящегося в стадии реконструкции, загрязнялась вследствие утечки жидких и просыпей твердых радиоактивных материалов при нарушении герметичности упаковок [1—3]. В связи с этим окружающее пространство и морская акватория загрязнялись в результате переноса пыли и пресноводного стока.

Цель исследования, выполненного в мае 2012 г. совместно с ОАО «Федеральный центр ядерной и радиационной безопасности» и ФГУП «СевРАО», состояла в анализе влияния радиационно опасного объекта на радиоэкологическое состояние окружающей его территории, акватории, наземной и морской биоты.

Природные условия территории и акватории района исследований. Пункт временного хранения отходов занимает территорию мыса, вдающегося в акваторию губы Западная Лица и образующего удобную для навигации бухту — губу Андреева. Он расположен на береговом склоне с холмистым рельефом и отдельными скалистыми возвышениями. Склоны

мыса имеют крутой уклон к морю с обрывистыми участками. Скальное основание выполнено древними изверженными породами докембрийского щита и перекрыто мореной, состоящей из гравелистой супеси и галечных грунтов с супесчаным и песчаным заполнителем. Мощность морены 3,8—6,5 м. В прибрежной полосе отмечены морские осадочные породы, представленные песками, супесями, суглинками и глинами, залегающими на отложениях морены. Морские отложения развиты в северной части мыса, образующего губу Андреева и территорию пункта временного хранения отходов. В других частях территории они встречаются фрагментами в береговой зоне и понижениях рельефа между водоразделами. Делювиальные отложения представлены крупнообломочным материалом скальных пород и развиты на склонах [4].

Окружающий ландшафт — субарктический тундровый с фрагментами лесотундры. Почвенный слой развит слабо. Разнообразие типов почвогрунта в районе губы Андреева и на территории пункта временного хранения отходов определяет различия проницаемости грунтов для радионуклидов, переносимых водными потоками.

Растительность представлена типичными для южно-тундровых ландшафтов видами: кустарничковыми, травянисто-кустарничковыми, зеленомошными растениями, лишайниками, грибами, хорошо накапливающими радионуклиды и используемыми человеком [5, 6].

В вершину фьорда Западная Лица впадает река Западная Лица, в губу Андреева в ее вершине — ручей. Территория пункта временного хранения отходов изобилует заболоченными участками в седловинах рельефа на разных гипсометрических уровнях с поверхностными и подземными стоками через водоносные горизонты [2]. Губа Западная Лица открывается в Мотовский залив Баренцева моря и судоходна круглогодично благодаря тепляющему влиянию ответвлений Мурманского прибрежного течения [7]. Положение пункта временного хранения отходов относительно морского бассейна, динамика водообмена в губах обуславливают необходимость исследования переноса радионуклидов в морскую среду.

Таблица 1. Радиационный фон окружающей среды в зоне наблюдения пункта временного хранения радиоактивных отходов в губе Андреева по состоянию на май 2012 г.

Номер пробы, участок	Субстанция	Мощность эквивалентной дозы, мкЗв/ч
Полигон 1	Почва	0,09
2	>>	0,15
3	Почвогрунт	0,16
Участок 1	Морская вода	1,20
2	>>	0,12
3	>>	0,10

Материалы и методы. Полевые пробы почвогрунта, растительного покрова, морской воды и водорослей были взяты на условно чистой территории за пределами санитарно-защитной зоны. Наиболее удаленная точка находилась в 14 км от границы предприятия (табл. 1, рис. 1). Для исследований наземной экосистемы методом конверта отобраны по три образца поверхностного слоя до 5 см почвы и почвогрунтов, типичной растительности — ягодное кустарничковое растение вороника (*Empetrum nigrum*) и лишайник *Cladonia stelluris* (олений мох, ягель). В морской среде отобраны пробы воды и водорослей-макрофитов семейства фукусов (*Fucaceae*) и проба двустворчатых моллюсков *Mytilus edulis*. Каждая проба почвы толщиной 5 см представляла собой интегральную аликвоту. Пробы почвы сушили при температуре 105 °С, просеивали через сито и анализировали на гамма-спектрометре фирмы Canberra



Р и с. 1. Схема района исследований и расположения точек отбора проб компонентов среды и биоты

(США) с детектором из чистого германия [8]. Пробы морской воды объемом 120 л отбирали из поверхностного слоя 0—1 м на литоральной отмели, из аликвоты объемом 100 л сорбировали ^{137}Cs на целлюлозно-неорганическом сорбенте АНФЕЖ [9]. Пробы морских водорослей, бентосных моллюсков, кустарничков и лишайника собраны на площадках от 1 м² и более.

Гамма-спектрометрический анализ образцов сорбента, наземной и морской биоты, измельченных и высушенных при 105 °С, выполнен по аналогии с образцами почвы.

Активность ^{90}Sr определяли радиохимическим методом на жидкосцинтилляционном счетчике LS 6500 фирмы Beckman Coulter (Германия). Удельную активность ^{90}Sr в пробе определяли посредством измерения активности ^{90}Y . Перед радиохимическим выделением ^{90}Sr пробы почвы и биоты обугливали в муфельной печи при 700 °С.

Радиационный фон в районе отбора проб измеряли широкодиапазонным дозиметром ДРГ-01т1 на расстоянии 1 м от поверхности.

Результаты и обсуждение. Радиационный фон. Основной вклад в формирование мощности эквивалентной дозы γ -излучения на территории Мурманской области вносят естественные радиоактивные элементы (уран, торий и калий), содержащиеся в горных породах. По данным Мурманского управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды уровень радиации на всей территории полуострова низкий, мощность эквивалентной дозы γ -излучения изменяется от 0,03 до 0,12 мкЗв/ч. Вблизи отдельных гранитных массивов радиационный фон может повышаться. В районе проводимых исследований мощность эквивалентной дозы составляет в среднем около 0,09 мкЗв/ч, т.е. соответствует характерному для естественной среды. Радиационный фон почвенного покрова в окрестностях пункта временного хранения отходов также варьировал в пределах естественной многолетней нормы. Мощность эквивалентной дозы γ -излучения составляла 0,09—0,16 мкЗв/ч, что указывает на отсутствие его значимого загрязняющего влияния на прилегающую территорию.

Радиационный фон над поверхностью морской акватории губ Западной Лицы, Андреева — участки 2, 3 не отличается от фона наземных участков. На этих участках акватории мощность

эквивалентной дозы составляет около 0,1 мкЗв/ч. Лишь в губе Малая Андреева (участок 1) локально отмечен более высокий уровень 1,2 мкЗв/ч. В этом участке в губу открывается устье естественного водотока — ручья, по которому в прибрежье стекают поверхностные талые и инфильтрационные воды с территории предприятия. Следовательно, рост γ -излучения определяется влиянием этого стока, происходит эпизодически и имеет локальное распространение. В целом радиационный фон морской водной среды укладывается в интервал вариаций естественного фона.

Радиоэкологическое состояние почвенного покрова и морской среды. Более чем 40-летний период эксплуатации пункта временного хранения в губе Андреева вызвал фрагментарное загрязнение почвенного покрова и более глубоких слоев грунта как следствие просыпей и утечек при обращении с твердыми и жидкими отходами [2, 3]. Для окружающей территории он может рассматриваться, таким образом, как источник риска радионуклидного загрязнения. Механизмом загрязнения почвенного покрова и растительных биоценозов на прилегающей территории является эоловый перенос пыли за периметр санитарно-защитной зоны.

Анализ табл. 2 показывает, что в зоне наблюдения радиоэкологический фон формируется, главным образом, естественными радионуклидами, в основном, ^{40}K . Естественные радионуклиды в почвенном покрове распределены равномерно. Соотношение между ними на исследуемом участке почти неизменно — $^{40}\text{K}:^{226}\text{Ra}:^{228}\text{Th} = 90:4:6$. Такая равномерность обусловлена идентичностью ландшафтов и свойством материнской породы. Из техногенных радионуклидов надежно определяются лишь ^{137}Cs и ^{90}Sr .

В целом для западных районов Кольского полуострова и, в частности, для района губы Западной Лицы характерно относительно низкое фоновое содержание цезия и стронция в почве. По данным геохимических исследований конца 1980-х—начала 1990-х годов радиоактивность ^{137}Cs в этом районе составляла 35—100 Бк/кг сухой массы [10]. В настоящее время радиоактивность техногенных радионуклидов в почве Кольского полуострова снизилась. В зависимости от типа почвы на разных участках региона сохраняются заметные различия их концент-

Таблица 2. Содержание радионуклидов в окружающей среде зоны наблюдения пункта временного хранения радиоактивных отходов в губе Андреева по состоянию на май 2012 г.

Номер пробы, участок	Субстанция, биологический вид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^{226}Ra	^{228}Th	^7Be
Почвенный покров*							
Полигон 1	Почва	$90,1 \pm 1,3$	$12,3 \pm 2,1$	345 ± 89	$11,2 \pm 4,5$	$24,8 \pm 7,1$	—
2	>>	$2,0 \pm 0,7$	$3,0 \pm 0,2$	287 ± 52	$18,7 \pm 4,8$	$20,4 \pm 4,2$	—
3	Почвогрунт	$1,9 \pm 0,6$	$0,8 \pm 0,1$	423 ± 63	$12,3 \pm 2,4$	$23,3 \pm 3,8$	—
Наземная растительная биота							
Полигон 1	Вороничник	$53,3 \pm 14$	$5,6 \pm 0,8$	293 ± 114	$7,0 \pm 4,5$	$11,9 \pm 7,7$	187 ± 57
2	Лишайник	$23,5 \pm 7,9$	$8,0 \pm 0,7$	747 ± 21	$23,4 \pm 8,3$	$56,0 \pm 18$	75 ± 47
3	Вороничник	$7,2 \pm 2,6$	$12,3 \pm 1,1$	256 ± 78	$6,1 \pm 3,4$	$25,4 \pm 7,8$	141 ± 40
Акватория губ Западная Лица, Андреева и Малая Андреева							
Участок 1	Морская вода	$8,7 \pm 1,7$	$38,6 \pm 6,2$	—	—	—	—
2	>>	$9,8 \pm 2,0$	$35,2 \pm 5,9$	—	—	—	—
3	>>	$3,3 \pm 0,7$	$35,5 \pm 5,1$	—	—	—	—
Морская биота							
Участок 1	Фукусы	$31,5 \pm 8,7$	$7,4 \pm 0,6$	1604 ± 360	$8,5 \pm 4,5$	$9,0 \pm 6,4$	$56 \pm 24,3$
2	>>	$11,6 \pm 3,6$	$1,1 \pm 0,2$	1754 ± 384	$2,8 \pm 1,9$	$6,0 \pm 4,5$	$39 \pm 18,8$
3	>>	$28 \pm 8,3$	$2,2 \pm 0,2$	1658 ± 369	—	$7,6 \pm 5,4$	$58,3 \pm 30$
3	Моллюски	$2,0 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0,1$	161 ± 22	$3,2 \pm 0,7$	$5,2 \pm 0,9$	—

* Активность радионуклидов в образцах почвы, наземной и морской биоты приведена в Бк/кг сухой массы, в морской воде — Бк/м³.

рации, Бк/кг: ^{137}Cs 3—113, ^{90}Sr 1,4—18. Вблизи изучаемой территории (район губы Печенга, 2011—2012 гг.) активность ^{137}Cs в почве составляет 44 Бк/кг, ^{90}Sr — 11 Бк/кг сухой массы [11—13].

Таким образом, концентрация техногенных радионуклидов в окрестностях губы Андреева в целом соответствует фоновой, характерной для почвенного покрова Кольского полуострова. Выделяется лишь локальный участок, непосредственно примыкающий к периметру санитарно-защитной зоны (полигон 1), где их концентрация относительно повышена (рис. 2). Отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на этом участке, равное 7, повышено по сравнению с полигонами 2 и 3, где оно в среднем составляет 1,5, что указывает на иной источник радионуклидов. Таким источником, вероятно, является переносимая с площадки пункта пыль. Полигон 1 расположен возле контрольно-пропускного пункта и автотранспортной коммуникации — источника интенсивного пыления. За период эксплу-

атации здесь и был сформирован участок относительно возросшей концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr .

В целом концентрация техногенных радионуклидов в почве низкая, не выходящая за пределы характерной для Кольского полуострова. Влияние операций с твердыми и жидкими радиоактивными отходами, проводимых на пункте, было малозначимым и локальным.

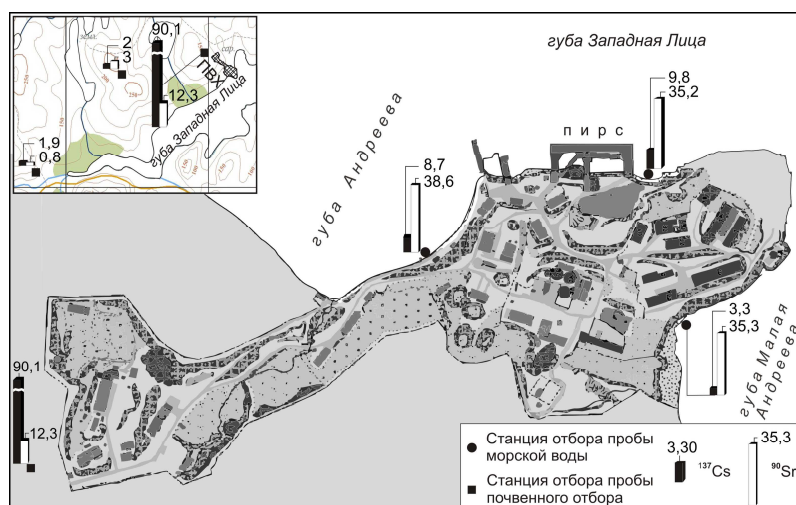


Рис. 2. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенном покрове (Бк/кг сухой массы) и морской воде (Бк/м³)

Исследование морской среды выполнено в трех точках вдоль береговой границы пункта хранения отходов, включая губы Андреева, Западная Лица и Малая Андреева. Пробы воды отбирали в мае, в период активного таяния снежного покрова и интенсивного стока талых вод. Дренаж территории талыми водами и обильный сток грунтовых вод являются одними из основных факторов его влияния на радиоэкологический фон окружающей морской акватории (см. табл. 2). Можно констатировать, что концентрация техногенных радионуклидов в морской среде даже при увеличенном стоке талых и инфильтрационных вод остается низкой, диапазон пространственной изменчивости их концентрации — узким.

^{90}Sr распределен на акватории равномерно (см. рис. 2). Его распространение в морской среде в весенний период в большей степени определяется объемами стока инфильтрационных и талых вод по многочисленным мелким водотокам и высокой геохимической подвижностью. Геохимическое поведение ^{137}Cs , наоборот, характеризуется меньшей подвижностью и высокой способностью к сорбции на глинистой фракции взвеси. В связи с этим изменение концентрации ^{137}Cs на акватории губ определяется, по-видимому, обилием стока мелкодисперсного взвешенного вещества. Топографические особенности площадки пункта хранения отходов определяют перенос поверхностного и подземного стока в юго-восточном направлении, чем и обусловлен повышенный сток цезия на участках 1, 2.

Отношение активности $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в воде на двух первых участках почти одинаковое, но в несколько раз выше, чем на участке 3 в губе Андреева, что связано с различием механизма загрязнения этих участков акватории. С учетом уклона территории водостоки с площадки пункта временного хранения отходов не оказывают значимого влияния на радиоэкологический фон водной среды непосредственно в губе Андреева. Радионуклиды переносятся в акваторию губы, по-видимому, в основном через водообмен с губой Западная Лица уже в измененном соотношении.

В качестве характеристики регионального фона для сравнительной оценки можно принять радиоактивность техногенных радионуклидов в прибрежных водах Мотовского залива. Согласно

но данным ММБИ 2005 г. объемная активность ^{137}Cs составила в среднем $2,5 \text{ Бк/м}^3$, ^{90}Sr — 3 Бк/м^3 [14, 15]. Очевидно, что радиоактивность цезия в морской воде вблизи пункта хранения отходов мало отличается от фоновых районов, стронция — повышена за счет сезонного увеличения стока талых и инфильтрационных вод. Рост активности радионуклидов вдоль периметра санитарно-защитной зоны, по-видимому, имеет сезонный характер.

Многолетняя аккумуляция в отложениях губ минеральной взвеси, смываемой с территории пункта хранения отходов, дает основание ожидать повышение концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных осадках. В 1997 г. удельная активность радионуклидов в донных отложениях на расстоянии 20—30 м от берега в губе Малая Андреева составляла 200—300 Бк/кг [16].

Радиоэкологическое состояние наземной и морской воды биоты. Биотический компонент наземной экосистемы района губы Андреева представлен типичными видами тундровых ландшафтов (см. табл. 2). Как и в почвенном покрове, радиоактивность растений определяется ^{40}K . Содержание техногенных радионуклидов невелико. В наземной и морской растительности обнаруживается ^7Be , происхождение которого связывается с космическим излучением и который не является индикатором воздействия пункта хранения отходов на окружающую среду.

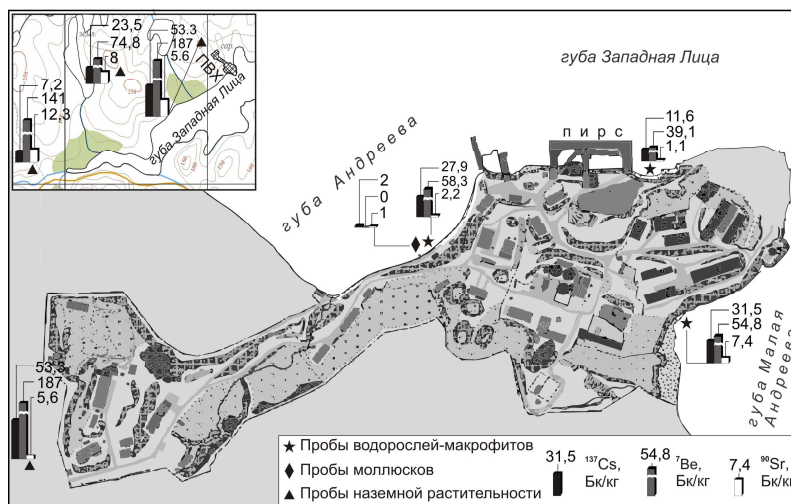
Среди растительной биоты наземных участков по накоплению техногенных радионуклидов выделяется вороничник на полигоне 1, в котором отмечено повышенное содержание ^{137}Cs (рис. 3). Отношение активности $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в растении, равное 10, на этом участке резко отличается по сравнению с другими, что связано с более высоким содержанием изотопов в почве из-за пылевых осадений по периметру санитарно-защитной зоны.

Мхи и лишайники обычно выделяются среди наземной растительности повышенным накоплением радионуклидов, усваивая их непосредственно из воздушной среды. В настоящее время для Кольского полуострова характерно относительно низкое их содержание в растениях. В 2011—2012 гг. в растениях наиболее известного и хозяйственно важного вида лишайников *Cladonia stelluris* (ягель) радиоактивность ^{137}Cs варьирует от 11 до 34 Бк/кг сухой массы в зависимости от места сбора пробы, ^{90}Sr — 3—

18 Бк/кг. Низкая активность этих радионуклидов — 16,2 и 5,7 Бк/кг соответственно отмечена в лишайниках прибрежной зоны вблизи исследуемого района возле пос. Лиинахамари [17]. В 1992 г. содержание ^{137}Cs в лишайниках на территории Мурманской области составляло 180—231 Бк/кг [15], в 15 раз больше современного. Таким образом, одновременно с уменьшением атмосферных выпадений радионуклидов происходит их быстрое выведение из наземных недревесных растений. В лишайниках, собранных на полигоне 2 вблизи губы Андреева, накоплена относительно повышенная концентрация природных радионуклидов ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Th , активность ^{137}Cs и ^{90}Sr соответствует фоновой, характерной для лишайников Кольского полуострова.

Общий уровень радиоактивности в морской биоте определяется ^{40}K (см. табл. 2). Водоросли-макрофиты, взятые для исследований в губе Андреева, как и наземные растения, содержат в своих тканях ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^7Be . Во взятых для исследования пробах очевидно избирательное накопление в талломах водорослей ^{137}Cs , активность которого заметно выше, чем в морской воде. Отмечается внутривидовая вариабельность концентрации техногенных радионуклидов в водорослях, необъяснимая различиями загрязненности водной среды на участках акватории. Вероятно, вариабельность обусловлена возрастными и физиологическими особенностями растений. Моллюски, напротив, содержат в своих мягких тканях значительно меньше цезия и стронция, чем вода, и в отличие от водной растительности не содержат в тканях ^7Be .

Для сравнительной оценки загрязнения морской биоты в районе пункта временного хранения отходов в качестве фоновой характеристики можно использовать содержание радионуклидов в фукусах близлежащих губ Западного Мурмана — Печенга, Ура, Белокаменка [14, 11]. Концентрация ^{90}Sr в фукусах составляет 1—3 Бк/кг, ^{137}Cs — менее 0,3 Бк/кг сухой массы. Очевидно, что в образцах водорослей из губы Андреева содержание ^{137}Cs повышено, однако в целом остается низким. Содержание радионуклидов в моллюсках, обитающих в губе Анд-



Р и с. 3. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в видах наземной и морской биоты (Бк/кг сухой массы)

реева и на других участках побережья Западного Мурмана, почти не различается.

Заключение. Анализ позволяет заключить, что радиоэкологическое состояние окружающей среды в окрестностях пункта временного хранения радиоактивных отходов в губе Андреева соответствует незагрязненной территории. Низкая концентрация техногенных ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах экосистем соответствует фоновой для Кольского полуострова и прибрежных акваторий. Влияние пункта хранения отходов на состояние окружающей среды в настоящее время незначительное, носит очаговый характер и локализуется на участках, примыкающих к периметру санитарно-защитной зоны. Основные факторы влияния — эоловый перенос пыли с территории и сток талых, ливневых и дренажных вод в губы Андреева, Малая Андреева и Западная Лица. Связанное с этим повышение концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr можно считать мало-значимым.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Васильев А.П., Вясюхнов В.П., Нетеча М.Е. и др. Радиоэкологическое состояние территории и акватории в губе Андреева. — Атомная энергия, 2006, т. 101, вып. 1, с. 49—55.
2. Reistad O., Dowdall M., Standring W. e.a. On-site radioactive soil contamination at the Andreeva Bay shore technical base, Northwest Russia. — J. Environmental Radioactivity, 2008, № 99, p. 1045—1055.
3. Reistad O., Dowdall M., Selnaes Ø. e.a. On-site gamma-dose rates at the Andreeva Bay shore technical base, Northwest Russia. — Ibid., p. 1032—1044.

4. **Экологический** атлас Мурманской области. Москва—Апатиты, 1999. 48 с.
5. **Атлас** Мурманской области. М.: Изд-во ГУГК, 1971. 35 с.
6. **Евсеев А.В., Красовская Т.М.** Эколого-географические особенности природной среды районов Крайнего Севера России. Смоленск: Изд-во СГУ, 1996. 230 с.
7. **Лоща** Баренцева моря. Ч. 2. СПб.: Изд-во ГУНИО, 1995. 462 с.
8. **Методика** выполнения измерений активности (удельной активности) гамма-излучающих радионуклидов в счетных образцах с применением спектрометра энергии гамма-излучения CANBERRA с программным обеспечением GENIE 2000. СПб: ООО НТЦ «РАДЭК», 2009. 43 с.
9. **Методика** сорбционного концентрирования радионуклидов цезия с помощью целлюлозно-неорганического сорбента типа АНФЕЖ из водных растворов. Межвед. ком. по радиационному контролю природной среды при Гидромете СССР, 1991.
10. **Reimann G., Åyräs M., Cherkuskin V. e.a.** Environmental Geochemical Atlas of the Central Barents Region. Norway, Trondheim, 1997. 745 p.
11. **Матишов Г.Г., Ильин Г.В., Касаткина Н.Е. и др.** К оценке воздействия аварийных выбросов АЭС «Фукусима-1» на моря Западной Арктики (на примере Баренцева моря). — Докл. РАН, 2012, т. 446, № 4, с. 448—452.
12. **Фарион Д.А., Усягина И.С.** Радиоактивное загрязнение элементов наземных экосистем Кольского полуострова. — В сб.: Проблемы океанографии, биологии и освоения биоресурсов морей российской Арктики. г. Мурманск, май 2012. Мурманск, 2012, с. 169—173.
13. **Matishov G., Ilyin G., Kasatkina N. e.a.** Impact assessment of the Fukushima Nuclear Power Plant accidental emission on the Barents Sea ecosystem. — In: Geophysical Research Abstracts. Vienna, April 7—12, 2013, v. 15, EGU2013-12163-3.
14. **Ильин Г.В., Матишов Д.Г., Касаткина Н.Е.** Формирование антропогенного загрязнения и экосистемное здоровье морей российской Арктики. — В сб.: Комплексные исследования больших морских экосистем России. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2011, с. 277—325.
15. **Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Щипа Е., Риссанен К.** Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1994. 235 с.
16. **Техногенные** радионуклиды в морях, омывающих Россию. Белая книга-2000. М.: ИздАТ, 2005. 624 с.
17. **Матишов Г.Г., Касаткина Н.Е., Усягина И.С., Фарион Д.А.** Искусственные радионуклиды в съедобных дикорастущих грибах и ягодах Мурманской области. — Докл. РАН, 2014, т. 455, № 5, с. 589—594.

Поступила в Редакцию 18.09.15

Рефераты статей

УДК 621.039.51

Ведищев И.Ю., Насонов В.А., Талиев А.В., Песня Ю.Е., Сидоренко А.В., Никонов С.П. **Анализ последствий аварии с разрывом трубопровода первого контура охлаждения ИР-8 при конверсии на низкообогащенное топливо.** — Атомная энергия, 2015, т. 118, вып. 3, с. 123—129.

В настоящее время завершен анализ проектных аварий и проводится анализ последствий постулированных запроектных аварий на ИР-8. Проведен расчетный анализ последствий запроектной аварии с разрывом напорного и всасывающего трубопроводов первого контура охлаждения реактора. Предварительные оценки первоначально проведены с использованием одномерной программы BEREZA. После разработки и создания трехмерной теплогидравлической модели ИР-8 в целях подтверждения результатов и определения времени до начала осушения активной зоны расчетный анализ этой аварии выполнен с использованием системного кода ATHLET. Рис. 7, табл. 1, список лит. 9 назв.

УДК 621.039.566

Загребаяев А.М., Овсянникова Н.В., Рамазанов Р.Н., Мильто Н.В. **Восстановление**

утраченного показания высотного датчика контроля за полем нейтронов по данным архива. — Атомная энергия, 2015, т. 118, вып. 3, с. 129—133.

Безопасная эксплуатация ядерного реактора обеспечивается постоянным контролем состояния активной зоны. В работе рассматривается восстановление высотного поля энерговыделения в активной зоне ядерного реактора по показаниям высотных датчиков. Нередки ситуации, когда часть датчиков выходит из строя. Уменьшение числа показаний датчиков приводит к возрастанию погрешности. Однако утраченную измерительную информацию можно восстановить математическими методами и избежать замены вышедших из строя датчиков. Простейший алгоритм восстановления утраченного показания состоит в аппроксимации высотного распределения гармоническими функциями, однако коэффициенты при них оказываются коррелированными. Предлагается построить набор естественных функций, для определения которых используются статистические оценки, полученные на основе архивной информации. Предложенная методика позволяет восстанавливать поле даже при значительной потере измерительной информации. Рис. 4, табл. 1, список лит. 5 назв.

Окончание см. на с. 177