

## IV. Экология

## Вопросы устойчивости природных комплексов Российской Арктики к радиоактивному загрязнению

*Н.А. Бакунов*, кандидат биологических наук

*Л.М. Саватюгин*, доктор географических наук

*И.Е. Фролов*, доктор географических наук

ГУ РФ Арктический и Антарктический научно-исследовательский институт,  
Санкт-Петербург

**В**ыполнены исследования реакции природных комплексов Арктики на загрязнение долгоживущими радионуклидами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  пищевой цепи коренных жителей этого региона с оценкой устойчивости комплексов к поступлению этих радионуклидов.

Российская Арктика в течение длительного периода не рассматривалась в качестве региона, ориентированного на использование ядерных энергетических установок в целях получения электрической (АЭС) и тепловой энергии (АТЭС) для нужд крупных городов и портов. Инвестиции государства в проекты плавучих АЭС с планами их размещения в Арктике потребуют решений вопросов радиационной безопасности этих объектов. Ограниченность радиоэкологической информации для арктических регионов известна, несмотря на наличие в России пионерских научно-исследовательских работ в области радиационной гигиены и радиоэкологии, посвященных миграции искусственных радионуклидов (ИРН) по цепи лишайник-олень-человек [1–4].

Обращение к этой проблематике связано с высокой чувствительностью наземных и водных экосистем к воздействию радиационного фактора. В течение

нескольких десятилетий коренное население Севера имело более высокую дозовую нагрузку от продуктов ядерного деления, чем жители средней полосы страны [1–4]. В годы максимального загрязнения биосферы (1961–1966 гг.) дозовая нагрузка на оленеводов Севера (2.4 мЗв/год) приблизилась к пределу радиационного норматива (5.0 мЗв/год), затем понизилась, но все равно многократно превышала показатель дозы для населения других регионов России [1,4]. Повышенная дозовая нагрузка на организм оленеводов Севера не прошла бесследно. Достоверно зарегистрировано [2] помутнение хрусталика глаза у лиц, детские годы которых пришлось на период максимального загрязнения биосферы ИРН.

Феномен повышенной дозовой нагрузки на оленеводов связан преимущественно с экологическими причинами. Их анализ важен для оценки пределов устойчивости природных комплексов Севера к загрязнению наиболее опасными в радиологическом отношении ИРН.

Потребность в такой постановке исследования значительна, так как даже слабый перенос «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$  в высокие широты негативно отразился на использовании природных комплексов скандинавских стран из-за радиационно-

гигиенических ограничений на получаемое пищевое сырье (молоко, мясо, рыба). Согласно [1, 2, 5, 6, 24] аномально высокое загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) акцепторных звеньев пищевой цепи (лишайник-олень-человек и вода-рыба-человек) обусловлено сочетанием климатических условий, экологических и социальных факторов, односторонне реализующих свои воздействия на усиление поступления этих ИРН в рацион коренных жителей Арктики.

В [1,5] рассматривалось влияние отдельных экологических факторов и особенностей кормовых объектов северного оленя (*Rangifer tarandus*) на загрязнение пищи животного и накопления ИРН в его тканях. Конспективно они сводятся к следующим позициям.

Зимой олень питается более загрязненными ИРН кормами, чем летом. Считается [7], что зимой олень поедает ягеля (лишайник) до 3 кг в расчете на сухую массу. Зимой олень испытывает водный стресс из-за отсутствия воды, он же за зимний период может терять до 1/3 своего веса. В российском секторе Арктики обитает три породы северного оленя. Из них олени чукотской породы отличаются меньшей массой. Загрязнение мышц оленя  $^{137}\text{Cs}$  зимой приблизительно в 2–3 раза выше, чем летом. Несмотря на относительно быстрое выведение в летний период  $^{137}\text{Cs}$  из мышц оленя (Тэфф. = 20 дней), полного очищения организма животного не происходит [8]. Ареалы обитания оленя [7] тесно связаны с его кормовыми миграциями. Поэтому результаты мониторинга ИРН в тканях животного, проводимого в сезоны зима-лето, правомерно рассматривать как интегральное отражение радиологической ситуации, складывающейся под воздействием разнообразных природных факторов.

Коренные жители Севера используют пищевое сырье с наиболее высоким уровнем загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) – оленину и рыбу из пресноводных источников [1, 5, 25, 28]. В наиболее общем виде особенность питания жителей Севера по сравнению с населением средних широт выражается в преимущественном потреблении продуктов животного, а не растительного происхождения.

Усвоение человеком  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  выше из продуктов животного происхождения, чем растительного [4]. При несбалансированном по химическим элементам (Са и К) рационе (дефицит элемента) происходит повышение накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тканях животных и человека, так как система гомеостаза, поддерживая постоянство химического состава организма, усиливает усвоение из пищи Са и К – химических аналогов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Водоемы Арктики не являются для жителей источниками этих элементов, они слабо минерализованы, а зимой замерзают. В течение продолжительной зимы источником питьевой воды жителям Севера служат талые воды из снега и льда.

Пищевое сырье коренные народы Севера получают своими традиционными способами природопользования – оленеводством и промыслом рыбы, зверя. Конспективное обращение к особенностям питания коренных жителей Арктики связано с используемой методологией оценки устойчивости природных комплексов к загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Под устойчивостью природных комплексов к радиоактивному загрязнению понимается возможность их эксплуатации при повышении современного уровня загрязнения до пределов, позволяющих не прибегать к ограничительным или запретительным мерам по радиологическим показателям.

В методологии оценки устойчивости природных комплексов Арктики к загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  используется регламент Норм радиационной безопасности (НРБ-99/2009) – предел годового поступления (ПП) радионуклида с пищей человеку [9], привлекаемый к расчетам возможного предела загрязнения (ВПЗ) пастбищ оленя и пресных вод, из которых радионуклиды переносятся в рацион человека. В этой схеме определения ВПЗ пастбища (водоема) на регламент ППП возложены функции лимитирующего фактора и связующего звена между акцепторной частью пищевой цепи (олень, рыба, человек) и средой (пастбище, водоем), из которой радионуклид поступает в цепь.

Основную часть рациона оленеводов и членов их семей составляет оленина. С ней в организм оленеводов поступает от 75 до 90% глобальных  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Такая особенность трофической цепи создает наиболее благоприятные условия для корректной оценки ВПЗ пастбищ оленя этими ИРН. В среднеширотном поясе страны такие оценки ВПЗ почвенного покрова  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  проводились при гораздо меньшем вкладе отдельного акцепторного звена (молоко, мясо, картофель) в загрязнение рациона [10, 11].

Расчет возможного загрязнения сред  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  проводился по формуле:

$$\text{ВПЗ} = \text{ПП} \cdot \text{В} / \text{А} \cdot \text{С} \cdot \text{Р} \cdot \text{К},$$

где ВПЗ – возможный предел загрязнения пастбища (кБк/м<sup>2</sup>) или водоема (Бк/л); ППП – предел годового поступления радионуклида человеку по НРБ-99/2009, Бк/год; В – вклад конкретного продукта в рацион, в долях; С – концентрация радионуклида в продукте, Бк/кг; Р – годовое потребление продукта, кг/год; К – коэффициент технологических потерь радионуклида при кулинарной обработке продукта; А – плотность загрязнения почвы радионуклидом, кБк/м<sup>2</sup> или содержание в воде, Бк/л. В расчетах ВПЗ для цепочки пастбище-олень-человек вклад радионуклида в рацион принят равным 0.7.

Правая часть выражения (без показателя А) является безразмерной величиной, показывающей, насколько потребляемый продукт содержит меньше

или больше  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ), чем допускает регламент ППП конкретного радионуклида. При кратности больше 1 допустимый предел годового поступления радионуклида не достигнут, а при меньше 1 – превышен.

Оценки ВПЗ почвенного покрова пастбищ северного оленя применительно к глобальным  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) наиболее корректны при отсутствии значительных выпадений этих ИРН из атмосферы, т.е. спустя 7–9 лет после проведения ядерных испытаний в 1961–1963 гг.

В таблице 1 приведены результаты мониторинга  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах оленя и расчетов ВПЗ пастбищ оленя  $^{137}\text{Cs}$  на даты, позволяющие отслеживать временные изменения в значениях этого показателя.

Таблица 1

Возможные пределы загрязнения пастбищ оленя  $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м<sup>2</sup> (зимние условия выпаса)

Дата	$^{137}\text{Cs}$ в почве, пастбища, кБк/м <sup>2</sup>	$^{137}\text{Cs}$ в мясе, Бк/кг	Отношение ( $^{137}\text{Cs}$ -ППП/ $^{137}\text{Cs}$ -рацион)	ВПЗ пастбища, кБк/м <sup>2</sup>
Мурманская обл. [1, 12, 28]				
1975	2.8	1037	0.30	0.84
1980	1.8	284	1.08	1.9
1983	1.8	225	1.37	2.47
1987	3.7	725	0.42	1.55
1989	3.7	596	0.52	1.92
1990	3.7	618	0.50	1.85
1991	3.7	218	1.41	5.22
1998	3.6	150	2.0	7.2
Ненецкий национальный округ [1, 13, 28]				
1974	2.8	778	0.39	1.09
1985	1.8	111	2.77	4.99
1998	1.7	64	4.81	8.18
Таймырский национальный округ [1, 13]				
1975	2.8	333	0.94	2.57
1985	2.2	296	1.04	2.3
Республика Саха (Якутия) [1, 13]				
1975	2.3	183	1.68	3.86
1985	2.0	159	1.92	3.88
1991	1.8	67	4.60	8.28
Чукотский автономный округ [1, 13]				
1975	2.3	370	0.83	1.91
1986	1.8	333	0.92	1.66

Согласно СанПин 2.3.2.1078-01 допустимое загрязнение мяса оленя (оленины)  $^{137}\text{Cs}$  составляет 320 Бк/кг. В 1975 г. только на территории Республики Саха (Якутия) концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в оленине не превышала санитарного норматива. К 1985 г. окончательно сложилась радиоэкологическая ситуация, при которой почти во всех регионах Арктики содержание  $^{137}\text{Cs}$  в оленине зимнего забоя животных было меньше санитарного регламента.

Для Мурманской обл. и Ненецкого национального округа (НАО) в 1975 г. величина ВПЗ пастбищ составила 0.84 и 1.1 кБк/м<sup>2</sup> соответственно (табл. 1). Лишь через 20 лет после максимального загрязнения глобальным  $^{137}\text{Cs}$  биосферы (1964 г.) уровень ВПЗ пастбищ этих регионов повысился до величин, позволяющих получать в оленеводстве пищевое сырье, отвечающее требованиям санитарного регламента. Отрицательное последствие дополнительного поступления в 1986 году «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$  на территорию Мурманской области прослеживалось до 1991 года, когда в отдельных пробах оленины мог содержаться  $^{137}\text{Cs}$  выше санитарного регламента.

Повышение со временем ВПЗ пастбищ  $^{137}\text{Cs}$  является закономерным. Процесс «старения» кумулятивного запаса  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове сопровождается необменным поглощением (фиксацией)  $^{137}\text{Cs}$  в кристаллитах глинистых минералов почв и грунтов, приводящем к снижению загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  растений. Смена поколений у многолетних видов растительности пастбищ так же способствует уменьшению загрязнения кормов животного.

В интервале 1975–1985 гг. величины ВПЗ пастбищ (см. табл. 1) возрастали сильнее для региона НАО, чем в Мурманской области. При относительно

Таблица 2

Оценка ВПЗ  $^{137}\text{Cs}$  пастбищ оленей, обитающих в северных районах Швеции

Годы	Широтный пояс	$^{137}\text{Cs}$ в почве, кБк/м <sup>2</sup>	$^{137}\text{Cs}$ в мясе, Бк/кг	Отношение ( $^{137}\text{Cs}$ -ППП/ $^{137}\text{Cs}$ -рацион)	ВПЗ пастбища, кБк/м <sup>2</sup>
1986–1987	68–698 с.ш.	2.1	156	1.97	4.14
1986–1987	65–668 с.ш.	2.9	266	1.16	3.36
1987–1988	65–668 с.ш.	2.9	288	1.07	3.10
1990–1991	65–668 с.ш.	2.6	234	1.32	3.43

мягком климате Кольского полуострова олени больше используют на пастбищах лишайники и мхи, прежде чем перейти на другие разновидности корма с меньшим уровнем загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Олени на территории НАО с наступлением зимы откочевывают в лесотундру, где переходят на разнообразный корм, включающий побеги и ветви древесных пород и кустарничков с низким содержанием  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Для Сибири ожидалось повышение вариабельности величин ВПЗ  $^{137}\text{Cs}$  пастбищ оленя из-за различий в физико-географических и климатических условиях, оказывающих влияние на состояние загрязнения кормов оленя.

Для территорий округов Таймырского, Чукотского и Республики Саха (Якутия) на 1975 г. значения ВПЗ пастбищ равнялись 2.6, 1.9 и 3.9 кБк/м<sup>2</sup> соответственно. В интервале 1975–1985 гг. (см. табл. 1) различия по ВПЗ пастбищ оленя между Чукотским автономным округом и Республикой Саха сохранялись.

Наибольшей устойчивостью к загрязнению  $^{137}\text{Cs}$  обладают ареалы обитания оленя на территории Республики Саха. По сценарию одинакового уровня контаминации пастбищ  $^{137}\text{Cs}$  наибольшее загрязнение животных будет наблюдаться на Кольском полуострове и на Чукотке. В Мурманской области достаточно увеличить содержание  $^{137}\text{Cs}$  в пастбище в 2 раза с 3.6 (1998 г.) до 7.2 кБк/м<sup>2</sup>, чтобы нарушилась устойчивость пищевой цепи оленеводов к загрязнению  $^{137}\text{Cs}$ .

Верификация оценок ВПЗ  $^{137}\text{Cs}$  пастбищ оленя была проведена нами по данным мониторинга оленины [23] на территории Швеции (65–698 с.ш.) до и после слабого поступления «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$  в 1986 г.

Загрязнение оленины из самого северного района Швеции, содержащего на пастбищах следовые количества «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$ , составило 156 Бк/кг. На сопоставимое время (1985 г.), в Мурманской области и Ненецком автономном округе осредненное значение концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в оленине составило 167 Бк/кг – величину близкую для оленины из Швеции. При глобальном уровне загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  пастбищ сравнимых регионов (см. табл. 1, 2) ВПЗ составили 2.47, 4.99 и 4.14 кБк/м<sup>2</sup> соответственно. Поступление на территорию Швеции «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$  (пояс 65–668 с.ш.) привело в 1987–1988 гг. к небольшому понижению уровня ВПЗ до 3.10 кБк/м<sup>2</sup>, который к 1990 г. повысился до 3.43 кБк/м<sup>2</sup>. Эта величина ВПЗ несколько меньше значения установленного на 1991 г. для Мурманской области (см. табл.1), равного 5.22 кБк/м<sup>2</sup>.

Возможности оценок ВПЗ пастбищ оленя  $^{90}\text{Sr}$  ограничены из-за малого числа наблюдений за содержанием  $^{90}\text{Sr}$  в мышцах оленя, так как основной массив данных относится к накоплению  $^{90}\text{Sr}$

в кости животного. Считается, что в кости оленя  $^{90}\text{Sr}$  накапливается приблизительно в 100 раз больше, чем в мышцах. Характер изменений величины этого отношения с возрастом животных и в разные сезоны года неизвестен. Закономерности, установленные для накопления  $^{90}\text{Sr}$  в организме и тканях крупного рогатого скота, нельзя переносить на северного оленя. Его организм в течение продолжительной зимы функционирует в условиях крайне низких температур и водного стресса из-за отсутствия воды. К весне олени теряют значительную часть своей массы. По обобщенной сводке данных [4] осредненное содержание  $^{90}\text{Sr}$  в оленине с 1963 по 1973 г. изменялось от 7.4 до 0.9 Бк/кг.

Концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в оленине и результаты расчетов ВПЗ пастбищ оленя приведены в табл. 3.

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в оленине (табл. 3) меньше санитарного норматива 100 Бк/кг в десятки раз. Величины ВПЗ пастбищ оленя  $^{90}\text{Sr}$ , расположенных в разных регионах Арктики, изменялись в широком диапазоне от 10.5 до 65 кБк/м<sup>2</sup>. «Старение» (1972–1998 гг.) кумулятивного запаса  $^{90}\text{Sr}$  в почвенно-растительном покрове пастбищ Мурманской обл. (1972–1998 гг.) сопровождалось приблизительно 10-кратным увеличением показателя ВПЗ (см. табл.3). Причиной наблюдаемого изменения в показателе ВПЗ

Таблица 3

Возможные пределы загрязнения пастбищ оленя  $^{90}\text{Sr}$ , кБк/м<sup>2</sup> (зимние условия выпаса)

Район, дата, источник	$^{90}\text{Sr}$ в почве, пастбища, кБк/м <sup>2</sup>	$^{90}\text{Sr}$ в мясе, Бк/кг	Отношение ( $^{90}\text{Sr}$ -ППП/ $^{90}\text{Sr}$ -рацион)	ВПЗ пастбища, кБк/м <sup>2</sup>
Мурманская обл., 1972 [1]	1.5	7.4	7.0	10.5
Мурманская обл., 1998 [28]	0.9	0.36	144.4	130.0
Ненецкий НАО, 1998 [28]	1.0	0.44	118.2	118.2
Таймырский НАО, 1972 [1]	1.5	2.6	20.0	30.0
Республика Саха, 1972 [1]	1.5	1.2	43.3	65.0
Чукотский АО, 1972 [1]	1.5	3.7	14.1	21.1

является снижение за 26-летний период содержания  $^{90}\text{Sr}$  в траве, лишайниках и веточном корме оленя. На 1998 г. величина ВПЗ  $^{90}\text{Sr}$  пастбищ НАО была близкой к таковой Мурманской области.

Среди регионов (см. табл. 3) наибольшей устойчивостью к загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  обладают пастбища на территории Республики Саха. Какова причина большей устойчивости к загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  пастбищ этого региона по сравнению с другими – неизвестно. Наиболее вероятной причиной отмечаемого факта могут послужить пониженные уровни  $^{90}\text{Sr}$  в кормовых объектах оленя или изменения в составе рациона животного. В этом регионе загрязнение оленьими  $^{137}\text{Cs}$  (см. табл. 1) так же не было высоким.

В Сибири [14] не наблюдалось явных различий в загрязнении  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) мохово-лишайниковой растительности арктической тундры и лесотундры. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в лишайниках и мхах арктической тундры и лесотундры Западной, Средней и Северо-Восточной Сибири изменялось в диапазонах 70–110 и 190–230 Бк/кг для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  соответственно. В почвенно-растительном покрове тундры от 70 до 85%  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) содержится в почве и тундровом опаде. На долю кустарниковой и травянистой растительности приходится приблизительно от 2 до 11% запаса этих ИРН. В мохово-лишайниковом сообществе аккумулируется до 20%  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . С таким характером загрязнения растительности связано максимальное накопление  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) в тканях оленя зимой и минимальное – летом, когда у оленя основным компонентом рациона становится травянистая растительность. Однако такая установившаяся трактовка причины сезонной изменчивости накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в организме оленя является не полной и нуждается в дополнительном анализе.

С прекращением к 1985 г. выпадений  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) из атмосферы и снижением загрязнения кормовых объектов оленя не последовало резкого уменьшения загрязнения тканей животного (см. табл. 1, 3). Ряд факторов биотической и абиотической природы способствовали замедлению очищения цепочки пастбище-олень от этих ИРН. Опыт радиологического мониторинга и ликвидации последствий радиационных аварий (Кыштым, 1957.) показал [4,11], что загрязнение животных, выпасаемых на пастбищах, выше, чем при их стойловом содержании. При выпасе [11] животные вместе с травой захватывают частицы почвы, загрязненные ИРН. Этот канал поступления ИРН к жвачным животным особенно значим для северного оленя, находящегося в условиях выпаса круглый год.

Зимой олень значительную часть корма добывает из «копанец» – участков земли, очищенных оленем от снега. Зимой в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) оленя постоянно находят значитель-

ное количество грунта, захваченного при кормежке [7]. Поступления  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) с грунтом в организм оленя способствует поддержанию уровня загрязнения рациона животного. Круглогодичный выпас и наличие зимой в ЖКТ оленя грунтов, загрязненных ИРН, являются объективными факторами, ограничивающими возможности применения контрмер при загрязнениях пастбищ.

Суровость климата в азиатской части Арктики выше, чем в европейской. Температура среды влияет на физиологическое состояние животных и процессы метаболизма ИРН в организме. Потеря оленем за зимовку до 30% массы тела связана с функционированием его организма в условиях низких температур, ограниченностью корма и отсутствием воды. Коэффициенты резорбции  $^{137}\text{Cs}$  в ЖКТ оленя [8] равны летом 0.7, а зимой – 0.4. Изменение в течение года резорбции  $^{137}\text{Cs}$  в ЖКТ оленя при неодинаковой продолжительности в регионах теплого и холодного сезонов может послужить одной из причин различий между регионами по загрязнению животных  $^{137}\text{Cs}$ .

Короткое арктическое лето, даже при высоком эффективном полупериоде выведения  $^{137}\text{Cs}$  из мышц оленя (Тэфф. = 17 дней), не позволяет животному освободиться от  $^{137}\text{Cs}$ , накопленного за зиму. Из-за замедленного обмена  $^{90}\text{Sr}$  в кости очищение от  $^{90}\text{Sr}$  не происходит, хотя для мышц летом отмечается тенденция к снижению содержания  $^{90}\text{Sr}$ .

Исследованиями в среднеширотном поясе установлено, что загрязнение наземных экосистем ИРН зависит от формирования в ландшафтах биогеохимических зон выноса и аккумуляции радионуклидов. О значимости геохимического фактора и его влиянии на устойчивость кормовой цепи оленя к загрязнению ИРН сложно судить из-за крайней ограниченности ландшафтных исследований. Для сопряженных ландшафтов Полярного и Южного Урала [15,16] отчетливо проявлялись процессы миграционного перераспределения  $^{90}\text{Sr}$ . Максимальные концентрации  $^{90}\text{Sr}$  наблюдались у подножья гряды [15] и в поймах рек [16], а минимальные – на вершинах склонов. В условиях горного ландшафта использование оленем кормов из разных биотопов будет влиять на поступление ИРН в рацион животного.

В тундровых ландшафтах топология ценозов, содержащих кормовые объекты оленя, чаще всего, совпадают с зоной биогеохимической аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Примером такого совпадения является использование оленем кормов (осоки, мхи, хвощи и т.д.) с биотопов, приуроченных к заболоченным участкам тундры, берегам озер и поймам рек.

К фактору, способствующему замедлению очищения цепочки пастбище-олень от  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , относится специфичность биотопов пастбищ оленя, представленных, как правило, многолетними видами

растительности (мхи, осоки, лишайники, кустарнички), сохраняющими в своих тканях поступившие радионуклиды.

В тундровых ландшафтах топология ценозов, содержащих кормовые объекты оленя, чаще всего, совпадают с зоной биогеохимической аккумуляции <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs. Использование оленем кормов из ценозов, находящихся в зоне биогеохимической аккумуляции ИРН, способствует замедлению очищения кормового рациона животного.

В годовом цикле жизни северного оленя наблюдается сезонная смена пастбищ (зима, весна, лето осень), функциональная нагрузка которых связана с экологией животного. Так миграция стад оленей к побережью морей обеспечивает их летними видами корма и, благодаря ветрам, защищает их от кровососущих насекомых. Роль весенних пастбищ иная. Их топология ориентирована на условия, способствующие выживанию появляющегося весной потомства оленей. Загрязнение ИРН любого из сезонных пастбищ осложняет и ограничивает возможности кон-

трмер, направленных на снижение накопления ИРН у животных.

В случае аварийных ситуаций коренному населению Арктики сложно ограничить поступление <sup>137</sup>Cs с оленьиной путем уменьшения потребления продукта. Народам Арктики, заселившим ее в давние времена, для выживания в суровых условиях арктических зим требовался высококалорийный, соле- и витаминсодержащий продукт. Такими качествами обладают оленина и рыба, потребление которых в необходимых количествах закрепилось в многовековых привычках населения. Для трофической цепи лишайник-олень-человек отчетливо прослеживается односторонний характер воздействий разнообразных по своей природе факторов – климатического, радиоэкологического и социального, усиливающих поступление <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs из внешней среды к человеку.

Цепочка вода-рыба является для жителей Арктики источником глобальных <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs. В ихтиофауне северных водоемов из-за невысокой

Таблица 4

Глобальные <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в рыбах водоемов с различным содержанием в воде элементов К и Са, мг/л.

Тип питания рыб	Число видов рыб	Рыба целиком Бк/кг		Коэффициент накопления	
		<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Кольский полуостров [17], озеро Ловозеро (К = 0.8; Са = 3.2)					
Ихтиофаг	2	51.1	118.5	1865	10000
Планктофаг	1	15.6	14.4	570	1220
Бентофаг	1	59.3	15.9	2160	1340
Кольский полуостров [17], Верхнетуломское вдхр. (К = 1.3; Са = 4.4)					
Ихтиофаг	3	38.1	49.6	2290	3720
Планктофаг	1	11.9	14.1	710	1060
Южный Урал [15], озеро Б.Миассово (К = 6.6; Са = 23)					
Ихтиофаг	1	8.8	135.0	57	1350
Бентофаг	1	7.8	40.1	39	430
Дельта Волги [5], (К = 6.2; Са = 80.4)					
Ихтиофаг	4	1.4	1.4	48	475
Бентофаг	5	3.2	0.46	107	150
Фитофаг	1	5.4	0.44	183	150
Дельта Урала [5], (К = 5.6; Са = 106)					
Ихтиофаг	2	1.7	2.4	46	580
Бентофаг	1	5.6		150	
Средний Каспий [5], (К = 63; Са = 259)					
Ихтиофаг	1	0.07	5.8	4	350
Планктофаг	3	0.1	2.3	5.3	140
Бентофаг	3	0.98	0.8	53	56

минерализации вод и низкого содержания в них химических элементов Са и К происходит более высокое накопление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , чем из водоемов средних широт и юга России (табл. 4).

В водоемах Кольского полуострова и Карельского перешейка наблюдается высокая аккумуляция  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе с коэффициентами накопления (КН) в тысячи единиц. С известной геохимической закономерностью повышения минерализации поверхностных вод с севера на юг согласуется тенденция уменьшения величин КН  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  рыбой (табл. 4) по мере увеличения минерализации вод.

Для ихтиофауны водоемов Арктики отчетливо прослеживается эффект трофических уровней: ихтиофаги накапливают в 2–3 раза больше  $^{137}\text{Cs}$ , чем планктон и бентофаги. На сопоставимое время концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе из водоемов Кольского полуострова в десятки раз превышали значения, наблюдаемые для рыб с Волги, Урала и опресненных эстуариев Балтики и Каспия. К радиоэкологическим последствиям низкой минерализации водоемов Кольского полуострова и Карелии относится повышенное поступление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  с пресноводной рыбой оленеводам, охотникам и рыбакам.

Накопление  $^{90}\text{Sr}$  в кости рыб зависит от содержания в воде элемента Са [5]. С установлением количественной связи между этими показателями [5, 6] была сформирована таксономическая шкала (таблица 5) разграничения водоемов по КН  $^{90}\text{Sr}$  в кости рыбы.

Изменения КН в таксономической шкале отражают нелинейный характер связи между содержанием Са в воде и КН  $^{90}\text{Sr}$ .

Обращение к стандартной гидрохимической информации по концентрациям Са в 32 озерах Северо-Запада России позволило разграничить озера по КН  $^{90}\text{Sr}$  [6]. Обнаружено [6], что около 70% озер Кольского полуострова и 50% Карелии относятся к группе

водоемов с высокими КН  $^{90}\text{Sr}$ . В случаях несанкционированного поступления  $^{90}\text{Sr}$  в водоемы этого региона наличие сведений по КН  $^{90}\text{Sr}$  можно использовать для минимизации ущерба от санитарных ограничений на использование рыбных ресурсов.

Через цепочку водоем-рыба-человек проведена оценка возможного предела загрязнения (ВПЗ)  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  вод озер и водохранилищ Кольского полуострова в условиях потребления рыбы местным населением. В расчетах ВПЗ вклад радионуклида в рацион местного населения (оленеводы) принят равным 0,3, а коэффициент технологических потерь 0,5. Накопление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в объектах ихтиофауны зависит от вида рыбы и ее положения в трофической цепи водоема. Поэтому загрязнение рациона человека связано с употреблением в пищу хищных или мирных видов рыб. По СанПин 2.3.2.1078-01 допустимое содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пресноводной рыбе (мышцы) равно 100 и 130 Бк/кг соответственно.

В водоемах Кольского полуострова превышение санитарного норматива по  $^{137}\text{Cs}$  наблюдалось лишь для хищных видов рыб из озера Ловозеро (табл. 6).

Для окуня (211.1 Бк/кг) из озера Ловозеро санитарный норматив содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе (130 Бк/кг) был превышен, а для щуки – близок к нему. Ранее, в 1967 году [18], уровни  $^{137}\text{Cs}$  в крупном и мелком окуне из этого озера, равные 288 и 145 Бк/кг, превышали норматив.

Примерно через 35 лет после поступления глобального  $^{137}\text{Cs}$  на европейский Север его содержание (табл. 6) в рыбах из Вялозера составило около 1/3 санитарного регламента. По причине низкой минерализации вод олиготрофных озер последствия загрязнения их  $^{137}\text{Cs}$  сохраняются долго. Такое заключение согласуется с ситуацией на слабоминерализованных озерах Финляндии, вызванной поступлением «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$ . До 1993 года в озерах Финляндии [19] сохранялось высокое загрязнение рыб  $^{137}\text{Cs}$  от 380 до 970 Бк/кг. Очистение ихтиофауны от  $^{137}\text{Cs}$  протекало медленно из-за наличия кумулятивного запаса  $^{137}\text{Cs}$  в отложениях дна и загрязнения им гидробионтов дна – корма донных и придонных видов рыб.

Анализ ВПЗ вод (см. табл. 6) показывает, что достаточно для Вялозера увеличить приблизительно в пять раз современный низкий уровень  $^{137}\text{Cs}$  (0,0046 Бк/л) в воде, чтобы водоем был выведен из рыбохозяйственного использования из-за превышения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе (регламент СанПин 2.3.2.1078-01). В то же время для озера будет сохраняться ситуация, при которой регламент, контролирующий загрязнение пресных вод на питьевые цели, не будет превышен. Согласно НРБ – 99/2009 уровень вмешательства (УВ) для  $^{137}\text{Cs}$  равен 11 Бк/л. Максимальное значение ВПЗ воды  $^{137}\text{Cs}$  (табл. 6) почти в 200 раз меньше норматива УВ, контролирующего загрязнение вод питьевого назначения.

Таблица 5

Дифференциация водоемов по критерию накопления  $^{90}\text{Sr}$  в кости хищной пресноводной рыбы

Содержание Са в воде водоемов, мг/л	Накопление $^{90}\text{Sr}$ (кость рыбы)	
	Степень накопления	КН $^{90}\text{Sr}$
<1	очень высокая	n 100000
1–5	высокая	34000–6800
5–10	средняя	6800–2300
10–30	ниже среднего	2300–760
30–60	низкое	760–380
>60	очень низкое	<380

Таблица 6

Возможные пределы загрязнения водоемов (ВПЗ)  
Кольского полуострова  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$   
(расчет по данным наблюдений  
1970–1972 и 1998 гг.)

Нуклид	Вид рыбы	Концентрация Бк/л, кг		Отношение, ( $^{137}\text{Cs}$ -ППП/ $^{137}\text{Cs}$ - рацион)	ВПЗ, Бк/л
		в воде	в рыбе (мышцы)		
озеро Ловозеро ,1970–1972 гг. [17]					
$^{90}\text{Sr}$	Сиг	0.027	5.9	14.5	0.39
	Окунь	0.027	10.0	8.6	0.23
	Щука	0.025	13.3	6.4	0.17
$^{137}\text{Cs}$	Сиг	0.012	17.8	28.5	0.34
	Окунь	0.012	211.1	2.4	0.03
	Щука	0.012	117	4.3	0.05
Верхнетуломское вдхр., 1970–1972 гг. [17]					
$^{90}\text{Sr}$	Сиг	0.017	3.7	23.2	0.39
	Окунь	0.017	7.0	12.2	0.21
	Щука	0.017	3.9	22.0	0.37
	Налим	0.017	5.2	16.5	0.28
$^{137}\text{Cs}$	Сиг	0.013	16.7	30.4	0.40
	Окунь	0.013	74.1	6.9	0.09
	Щука	0.013	59.3	8.6	0.11
	Налим	0.013	60.7	8.4	0.11
Серебрянское вдхр. ,1970–1972 гг. [17]					
$^{90}\text{Sr}$	Сиг	0.013	11.5	7.5	0.10
	Щука	0.013	5.9	14.5	0.19
$^{137}\text{Cs}$	Сиг	0.015	37	13.7	0.21
	Щука	0.015	44.4	11.4	0.17
Вялозеро ,1998 г. [27]					
$^{137}\text{Cs}$	Окунь	0.0046	38	13.4	0.06
	Щука	0.0046	29	17.5	0.08
	Сиг	0.0046	3.7	137.2	0.63
	Налим	0.0046	57	8.9	0.04
	Плотва	0.0046	11.9	42.7	0.20
	Язь	0.0046	12.1	42.0	0.19



В аварийных ситуациях с поступлением в водоемы Севера  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) ограничения потребления из них рыбы по санитарным показаниям наступят гораздо раньше, чем для воды на цели питьевого водоснабжения [5]. Этот вывод согласуется с радиозкологической ситуацией после отложения «чернобыльского»  $^{137}\text{Cs}$  на водоемы полесий Украины, Белоруссии и России. В Киевском водохранилище санитарный норматив содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде в 1986 г. не был превышен, а запрет на вылов рыбы был введен по радиологическим показаниям из-за высокого загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  рациона рыбаков, членов их семей и жителей прибрежных поселков.

Повышение суровости климата в Российской Арктике с запада на восток проявляется снижением годовых температур атмосферного воздуха, количества осадков и широким распространением многолетнемерзлых пород и грунтов. Повышение на восток континентальности климата оказывало воздействие на перенос глобального  $^{90}\text{Sr}$  с водосборов в речную сеть.

$^{90}\text{Sr}$  – типичный водный мигрант. Поэтому реакция  $^{90}\text{Sr}$  на неодинаковые климатические условия проявилась в большем выносе  $^{90}\text{Sr}$  (доля от запаса) с водосборов рек европейского Севера, чем Восточной Сибири. Согласно [20, 26] в интервале 1966–1990 гг. вынос  $^{90}\text{Sr}$  с водосборов рек Восточной Сибири не превышал 0.2–0.3% кумулятивного запаса, тогда как для Онеги, Северной Двины и Печоры – 0.5–0.6%.

Водосбор Печоры почти в 8 раз меньше, чем у Лены, однако по величине стока  $^{90}\text{Sr}$  (1961–1990 гг.) различие между этими реками не превышает 4 раз (табл. 7). Более мягкий климат европейского Севера, чем

Восточной Сибири, способствовал большей продолжительности теплого периода, в течение которого глобальный  $^{90}\text{Sr}$  с водосбора поступал в речную сеть. В Восточной Сибири с понижением температуры малые реки и ручьи рано прекращают сток. В зимнюю межень сток у больших рек европейского Севера не прекращается, тогда как у больших притоков восточносибирских рек стока нет из-за промерзания русла до дна.

В переносе  $^{90}\text{Sr}$  из почв водосборов в речную сеть участвуют механизмы ионного обмена в системе почва-раствор и диффузии  $^{90}\text{Sr}$ . С повышением температуры почвы на  $10^\circ\text{C}$  коэффициенты диффузии  $^{90}\text{Sr}$  увеличиваются в 2–2,5 раза. Сумма активных температур ( $t > 10^\circ\text{C}$ ) почвы [21] в Полярном поясе равна 130, а в двух областях Бореального пояса – 1290 и 1570. Такого различия по температуре почв достаточно, чтобы миграция  $^{90}\text{Sr}$  протекала более интенсивно в районах с более высокими температурами почвенного покрова. Влияние мерзлых и сезоннопромерзающих грунтов водосборов на миграцию  $^{90}\text{Sr}$  и других долгоживущих ИРН не изучено. Поэтому оценки выноса глобального  $^{90}\text{Sr}$  с водосборов высоких широт [20, 26, 29] важны для понимания специфики поведения  $^{90}\text{Sr}$  в таких условиях.

Результаты экспериментальных наблюдений за  $^{90}\text{Sr}$  в водах рек [26, 29] и определений его уровней в речных водах по поступлению с почв водосборов [20] были использованы при характеристике очищения вод северных рек от  $^{90}\text{Sr}$  (табл. 8). Изменения за длительный период уровней  $^{90}\text{Sr}$  в воде рек были аппроксимированы нами экспоненциальной функцией.

При анализе диапазона величин  $T$  – полупериодов времени очищения речных вод от  $^{90}\text{Sr}$  (7,1–15,4

Таблица 7

Динамика стока глобального  $^{90}\text{Sr}$  с водосборов рек российского Севера [20].

Реки	Водосбор, $10^3 \text{ км}^2$	Осадки, мм/год	Сток $^{90}\text{Sr}$ , ТБк (1961–1990 гг.)						
			1961–1965	1966–1970	1971–1975	1976–1980	1981–1985	1986–1990	1961–1990
Онега	56.9	720	5.7	3.0	2.3	2.0	1.7	1.5	16.2
Печора	322	750	32.5	17.0	13.2	11.2	9.7	8.6	92.2
С. Двина	357	720	36.1	18.9	14.6	12.4	10.7	9.6	102.3
Лена	2490	450	119	64.6	49.9	42.3	36.9	32.7	345
Инди́гирка	360	460	8.0	3.2	2.5	2.1	1.8	1.6	19.2



Полуостров Таймыр

Полупериоды времени очищения вод северных рек от глобального  $^{90}\text{Sr}$ 

Реки субарктических регионов	Наблюдения, годы [26, 29]	Полупериод очищения вод, годы	Аппроксимирующая формула
Онега	1964–1995	15.0	$C t = 58.03 \exp(-0.693 t/T)$
Северная Двина	1965–1994	15.4	$C t = 51.33 \exp(-0.693 t/T)$
Печора	1963–1990	13.9	$C t = 43.0 \exp(-0.693 t/T)$
Лена	1965–1994	10.0	$C t = 34.43 \exp(-0.693 t/T)$
Индиگیرка	1963–1991	7.5	$C t = 42.0 \exp(-0.693 t/T)$
Индиگیرка	1979–1991	7.1	$C t = 9.76 \exp(-0.693 t/T)$

лет) следует иметь ввиду ряд обстоятельств, прямую или косвенным путем влияющих на загрязнение речных вод. По последним оценкам [22] считается, что приблизительно до 1980 г. за счет испытаний Китая поддерживался уровень кумулятивного запаса глобальных  $^{137}\text{Cs}$   $^{90}\text{Sr}$  в почвах. В последующие годы со снижением выпадений  $^{90}\text{Sr}$  из атмосферы тенденция снижения концентраций  $^{90}\text{Sr}$  в воде рек приобрела устойчивый характер. Формирование загрязнения речных вод  $^{90}\text{Sr}$  стало теснее зависеть от ландшафтно-климатических особенностей водосборов и водного питания рек.

Реки европейского Севера очищались от  $^{90}\text{Sr}$  в два раза медленнее, чем Восточной Сибири. Климатические условия на водосборах рек европейского Севера – большое количество осадков, более продолжительный, чем в Сибири, теплый сезон и отсутствие повсеместного распространения вечной мерзлоты способствовали относительной стабилизации поступления  $^{90}\text{Sr}$  с водосборов в речную сеть. Поэтому полупериод  $T$  очищения вод от  $^{90}\text{Sr}$  для рек европейского Севера лишь приблизительно в два раза оказался меньшим физического периода полураспада радионуклида равного 29 годам. Для рек Восточной Сибири очищение речных вод от глобального  $^{90}\text{Sr}$  происходило быстрее.

Всесторонний анализ переноса  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по трофическим цепям Севера лишайник-олень-человек и вода – рыба-человек не выявил в поведении этих ИРН особенностей и закономерностей неизвестных радиоэкологам. Феномен повышенной аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в акцепторных звеньях пищевых цепей обусловлен комплексом биотических и абиотических факторов, односторонне реализующих свои воздействия в направлении повышения переноса этих ИРН к человеку. Ограниченность ландшафтных исследований поведения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в наземных и водных экосистемах Арктики снижает возможности радиологических про-

гнозов и выработки контрмер на случаи поступления ИРН в районы с компактным проживанием населения. Продолжительная зима и отсутствие значительных пищевых запасов ограничивают возможности контрмер по повышению устойчивости пищевой цепи коренных жителей Севера к фактору загрязнения внешней среды. Увеличение в составе рациона коренных жителей продуктов из морской рыбы и морских животных может рассматриваться как мера, понижающая поступление ИРН в организм населения в случаях загрязнении пастбищ оленей и пресных вод.

При миграции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в трофических цепях среднеширотного пояса страны воздействие биотических и абиотических факторов на перенос радионуклидов сопровождается компенсационными эффектами, приводящими к ослаблению поступления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в акцепторные звенья пищевых цепей. В средней полосе лишь локально (полесья Восточно-Европейской равнины) наблюдается повышение поступления  $^{137}\text{Cs}$  в рацион человека [4].

Высокую чувствительность трофических цепей наземных и водных экосистем арктических регионов к загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  следует учитывать при обеспечении радиационной безопасности объектов ядерной энергетики на стадиях проектных работ, выбора мест их размещения и эксплуатации в условиях Арктики. На высокую чувствительность природных комплексов Севера к радиоактивному загрязнению ИРН следует обращать внимание при разработке системы реагирования на несанкционированные поступления ИРН в окружающую среду.

К настоящему времени опыт и рекомендации, связанные с ликвидацией последствий радиационных аварий в среднеширотном поясе страны (Кыштым, 1957 г., Чернобыль, 1986 г.), не адаптированы к специфике Севера – природной, экономико-социальной и радиоэкологической.

## Список литературы

1. Троицкая М.И., Нижников А.И., Рамзаев В.П. и др.  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в биосфере Крайнего Севера СССР. М.: ГКАЭ. 1982. 23 с.
2. Рамзаев В.П., Троицкая М.И., Дударев А.А. и др. Гигиеническая оценка радиационной обстановки в районах проживания коренных народов Крайнего Севера России//Радиационная гигиена: Сб-к научн. тр. СПб. 2003. С. 131–139.
3. Моисеев А.А. Цезий-137, окружающая среда, человек. М.: Атомэнергиздат. 1985. 120 с.
4. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Книжников В.А. и др. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека. М.: Атомиздат. 1980. 186 с.
5. Бакунов Н.А., Дричко В.Ф., Панасенкова О.И. Экологическая обусловленность повышенного накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пище жителей Севера//Радиационная биология. Радиозология. 1998. Т. 38. Вып. 5. С. 757–762.
6. Бакунов Н.А., Саватюгин Л.М., Большаянов Д.Ю. Превентивное разграничение озер Сеаеро-Запада по накоплению  $^{90}\text{Sr}$  рыбой//Экология. 2007. № 2. С. 154–157.
7. Северное оленеводство. Л.: Агропромиздат. 1990. 240 с.
8. Бельцев Д.И., Теплых Л.А., Лобова Е.К. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  оленями в условиях снежных ландшафтов//Инф. бюл. Радиобиология. 1971. № 13. С. 147–150.
9. СанПин 2.6.1. 2523–09 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). М.: Минздрав России. 2009.
10. Бакунов Н.А. От глобального  $^{90}\text{Sr}$  почвы к радиологическим оценкам его поведения и переноса//Агрехимия. 1988. № 1. С. 85–89.
11. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиозологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат. 1989. 208 с.
12. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г. Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. Апатиты. 1994. 237 с.
13. Семенова Г.Е., Лопухова Т.П. Краткий анализ результатов радиационно-лабораторного контроля за период 1979–1992 гг. и проблемы радиационной безопасности населения Якутии на настоящий период//Радиоактивное загрязнение республики Саха (Якутия): проблемы радиационной безопасности//1-я республиканская научно-практическая конференция. Якутск. 1993. С. 110–120.
14. Нифонтова М.Г. Содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове наземных экосистем Урало-Сибирского региона//Экология. 1998. № 3. С. 196–200.
15. Позолотина В.Н., Молчанова И.В. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург. Изд-во «Гошицкий». 2008. 204 с.
16. Буянов Н.И., Лантев М.И., Осолкова Н.М. Извлечение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  гидробионтами различных трофических уровней пресноводных слабоминерализованных водоемов. Труды Межд. симпоз., Одесса, 6–10 октября 1975. М.:Наука. 1979. С. 248–252.
17. Соловьев А.А. Накопление цезия-137 водными организмами в естественных условиях. Автореф. дисс. канд. биол. наук. Севастополь. 1972. 21 с.
18. Саксен Р., Яаккола Т., Рантаваара Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в южной части озера Пяйянне//Радиохимия. 1996. Т. 38. № 6. С. 365–370.
19. Бакунов Н.А., Саватюгин Л.М., Большаянов Д.Ю. Вынос глобального  $^{90}\text{Sr}$  из почвенного покрова со стоком рек, впадающих в Северный Ледовитый океан// Водные ресурсы. 2007. Т. 34. № 2. С. 190–193.
20. Димо В.Н. Тепловой режим почв СССР. М.: Колос. 1972. 360 с.
21. Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Стукин Е.Д. Радиоактивное загрязнение цезием-137 территории России на рубеже веков – Метеорология и гидрология. 2000. № 4. С. 20–31.
22. Ahman B., Wright S.M., Howard B.J., Effect of origin of radiocaesium on the transfer from fallout to reindeer// The 4 th Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic. 1999. Edinburg. p. 305–307.
23. Baarly J. Novaya Zemlya Ecological security of underground nuclear tests. Rep, presented by the working group of soviet experts at the Soviet – Finnsh expert meeting on Febr. 28th 1991 a.-Univ. Of Oslo, Dept of physics. 1991.
24. Bakunov N.A., Dritcho V.F., Makeyev V.M. Ecological conditionality of heightened Accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in Food of Inhabitants of the Subarctic //The 4th Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic.– Edinburgh, 20–23 September 1999. P. 305 –307
25. Chumichev V.B.  $^{90}\text{S}$  discharge with main rivers of Russia into Arctic Ocean during 1961–1990 //Scientific Commitee of the Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. – Osteras. Norway, 1995, pp. 79–83
26. Nikitin A.T., Tsaturov Yu et al. Artificial radionuclides in components of freshwater and forest ecosystems in the south of Kola peninsula: Results of field investigations in the year 1998. The 4 th Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic. 1999. Edinburg. pp. 181–183
27. Schutov V.N., Bruk G.Ya. et al. Internal exposure of the population due to  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in different regions in the North-West of Russia. Sekond AMAP International symposium on Environmental Pollution of the Arctic. Rovaniemi, 1–4 October 2002. P.-R16.
28. Vakulovsky S.M., Katrich I.V. et al. Radionuclide levels and distribution in Russian Arctic. // The Third Int. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic. Tromse. Norway, June 1–5, 1997. V.I. P. 182–184