

2. Вакуловский С.М., Никитин А.И. К вопросу об измерении содержания цезия-137 в пробах морской воды. - Труды ГОИН, 1983, вып.167, с.121-123.
3. Вакуловский С.М., Никитин А.И. Радиоактивное загрязнение морской среды вблизи Ленинградской АЭС в 1982 г. - Атомная энергия, 1984, т. 56, вып.3. с.153-155.
4. Вакуловский С.М., Катрич И.Ю., Краснопевцев Ю.А., Никитин А.И., Чумичев В.Б. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря в 1980 г. - Метеорология и гидрология, 1983, № 9, с.72-78.
5. Вакуловский С.М., Никитин А.И. О проникновении радиоактивных промышленно-загрязненных вод Северного моря в центральные районы Балтийского моря. - Атомная энергия, 1984, т. 57, вып. 3, с.186-188.
6. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. Цезий-137 и стронций -90 в донных отложениях Балтийского моря в 1980 г. - Океанология, 1983, т. 23, вып. 6, с. 984-989.
7. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов. - Атомная энергия, 1985, т. 58, вып.6, с. 445-449.
8. Вакуловский С.М., Лишевская М.О., Никитин А.И., Чумичев В.Б., Шкуро В.Н. Методика концентрирования радиоцезия из морской воды на волокнистых сорбентах. - Труды ГОИН, 1985, вып.174, с.83-88.
9. Бочков Л.П., Вакуловский С.М., Никитин А.И., Тертыйшник Э.Г., Чумичев В.Б. О содержании цезия-137 в поверхностных водах суши. - Метеорология и гидрология, 1983, № 8, с. 79-83.

Внесено в печать 29.10.87
Формат 60х90 л. 14-15
Тираж 100 экз.

Б 75-01675
Печ. листов 1,5
Знаки 5 114

Бесплатно

Бюро копирования ОНТИ НПО "Тайфун"
г. Обнинск, пр. Ленина, 82

ЛАБОРАТОРИЯ МОНИТОРИНГА ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И КЛИМАТА
ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ
И КОНТРОЛЮ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И АН СССР

На правах рукописи
УДК 551.464.6.02

НИКИТИН Александр Иванович

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ
БАЛТИЙСКОГО, БАРЕНЦЕВА И КАРСКОГО МОРЕЙ
ПРОМЫШЛЕННЫМИ ОТХОДАМИ ЗАПАДНОЕВРОПЕЙСКИХ СТРАН

01.04.12 - Геофизика

А В Т О Р Е Ф Е Р А Т
диссертации на соискание ученой степени кандидата
физико-математических наук

Москва - 1987

К

Работа выполнена в Институте экспериментальной метеорологии

НПО "Тайфун" Госкомгидромета СССР

Научный руководитель - кандидат технических наук
Вакуловский С.М.

Официальные оппоненты - доктор физико-математических
наук Прессман А.Я.
кандидат химических наук
Степанец О.В.

Ведущая организация - Радиовый институт
имени В.Г.Хлопина

Защита диссертации состоится "4" декабря 1987 г.
в 16 часов на заседании специализированного совета К.003.36.01
в Лаборатории мониторинга природной среды и климата Госкомгидромета
и АН СССР в помещении Госкомгидромета по адресу: 123376, Москва,
пер.Павлика Морозова

С диссертацией
мониторинга природн
по адресу: 107258,

Ваш отзыв, за
Лаборатории монито
и АН СССР: 107258

Автореферат разо

Ученый секретарь
специализированн
К 003.36.01, к.

- 3 -

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. В связи с интенсивным развитием ядерной энергетике остро встал вопрос о том, как избавиться от все возрастающего объема радиоактивных отходов. Для многих стран, не имеющих подходящих для захоронения отходов участков суши, характерно стремление разрешить свои проблемы в этой области путем удаления радиоактивных отходов в океан. Завод по переработке отработавшего ядерного горючего (облученных тепловыделяющих элементов из реакторов) в Селлафилде действует с 1952 г. Образующиеся жидкие радиоактивные отходы низкой активности сбрасываются по трубопроводу в Ирландское море. Мощности завода, а, соответственно и объем сбросов жидких отходов в море непрерывно возрастали. В 1974 г. годовой сброс только цезия-137 превысил 100000 Ки. Эти обстоятельства сделали исследования дальнего трансграничного переноса промышленных радиоактивных отходов актуальными и для СССР. Повышенное внимание в нашей стране к этой проблеме вызвано следующим:

- Направления и скорости преобладающих поверхностных течений в регионе таковы, что в конечном итоге за сравнительно короткий срок загрязненные радиоактивными отходами водные массы достигают морей СССР - Балтийского, Баренцева и Карского.
- Антропогенная нагрузка на Балтийское море велика и применительно к потенциальному сбросу радиоактивных отходов. Многие прибалтийские страны (в том числе и СССР) используют прибрежные воды моря в качестве водоема-охладителя АЭС и для сброса слабоактивных дебалансных вод АЭС. Дополнительное поступление радиоактивных отходов в море через Датские проливы может ухудшить радиационную обстановку в ущерб потребителям собственно балтийской воды.
- Окружающая среда полярных районов наиболее уязвима и поступление радиоактивных отходов представляет для природы Севера серьезную опасность.

ВНИРО
№ 120
Библиотека

- В Северо-Восточной Атлантике в рамках Лондонской конвенции западные страны производят глубоководные захоронения твердых упакованных радиоактивных отходов. В случае выхода этих отходов на поверхность моря дальний перенос их будет аналогичен переносу отходов радиохимических заводов.

- Сброс отходов радиохимических заводов ограничивается только национальным законодательством стран, сбрасывающих отходы и никак не лимитирован международными соглашениями.

- Помимо наиболее мощного завода в Селлафилде в регионе имеются и другие источники локального радиоактивного загрязнения, из которых наиболее существенен завод по переработке ядерного топлива на мысе Аг (Франция).

Начиная с 1978 г. Институт экспериментальной метеорологии при непосредственном участии автора проводит натурные исследования промышленного радиоактивного загрязнения Балтийского, Баренцева и Карского морей. Диссертационная работа является научным обобщением собранной информации.

Цель и задачи исследования. Цель работы - изучение воздействия трансграничного переноса промышленных радиоактивных отходов западных стран на радиоактивное загрязнение морей, омывающих территорию СССР.

Основные задачи работы: а) на основе данных натурных исследований установить границы распространения промышленных радиоактивных отходов и выявить направления перемещения загрязненных вод; б) определить время переноса загрязненных промышленными радиоактивными отходами водных масс от мест сброса до морей СССР; в) оценить, какая часть сбрасываемого за год количества отходов поступает в Балтику и арктические моря; г) сопоставить вклады локального и глобального источников в радиоактивное загрязнение морей СССР; д) разработать способ прогнозирования радиоактивного загрязнения исследуемых морей под воздействием поступления промышленных радиоактивных отходов;

е) оценить воздействие сбросов АЭС на радиоактивное загрязнение морской среды.

Для решения поставленных задач потребовалась разработка новой методики концентрирования радиоактивного цезия из больших объемов морской воды и сопутствующих средств для ее практической реализации.

Научная новизна. Полученная ранее другими авторами информация указывала лишь на сам факт начала загрязнения Балтики и арктических морей радиоактивными отходами и не давала возможности выполнить какие либо количественные оценки воздействия этого источника на радиационную обстановку. Примененная автором новая методика концентрирования радиоцезия на волокнистых ионообменных материалах позволила выявить локальную компоненту радиоактивного загрязнения на фоне глобального источника. В водах морей СССР автором впервые обнаружен присутствующий радиоактивным отходам цезий-134.

Материалы настоящей работы дают не только характеристику поля радиоактивного загрязнения морей СССР промышленными отходами, но и позволяют прогнозировать радиоактивное загрязнение морей СССР при изменении объемов сброса отходов радиохимических заводов.

Защищаемые положения.

1. Методика концентрирования радиоцезия на волокнистых сорбентах дает возможность выделить крайне малые количества примеси радиоактивного цезия промышленного происхождения на фоне глобального источника.

2. Использование изотопных (и радионуклидных) соотношений в сбросе и исследуемых районах моря для оценки воздействия локального источника на фоне уже существующего глобального загрязнения.

3. Использование изменения со временем отношения концентраций цезия-137 и цезия-134 промышленного происхождения для расчета времени переноса загрязненных водных масс.

4. Прогнозирование радиационной обстановки в Балтийском и Барен-

цевом морях при изменении объема радиоактивных сбросов западноевропейских заводов на основе полученных в работе эмпирических зависимостей.

Практическая ценность. Разработанный в работе аппаратурно-методический комплекс используется в настоящее время для контроля радиоактивного загрязнения водной среды в районах, подверженных воздействию локальных источников загрязнения.

Результаты и выводы диссертации могут быть использованы при решении ряда вопросов связанных с удалением в море радиоактивных отходов предприятий атомной промышленности, а также послужить информационной базой при выработке позиции СССР при разработке международных соглашений по регламентированию сбросов радиоактивных отходов в море.

Апробация работы. Основные результаты диссертационной работы докладывались на Всесоюзном симпозиуме по комплексному изучению гидрофизических полей океана с использованием изотопных методов (г. Владивосток, 1979 г.); на Научно-технической конференции СЭВ по проблеме "Обеспечение радиационной безопасности при эксплуатации АЭС" (г. Вильнюс, 1982 г.); на заседаниях рабочей группы экспертов МАГАТЭ по Балтийскому морю (г. Вена, 1982 г., 1984 г.); на IV Всесоюзной научно-практической конференции по радиационной безопасности (г. Москва, 1984 г.)

Публикации. Основное содержание и результаты диссертационной работы опубликованы в материалах и тезисах докладов указанных выше конференций, а также в 9 статьях.

Объем работы. Диссертация состоит из введения, 4 глав, заключения и библиографического списка (120 наименований). Изложена на 142 страницах, включая 14 таблиц и 29 рисунков.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

В главе I "Анализ состояния проблемы" на основе литературных данных показано, что существующими методиками трудно выделить локальную

компоненту радиоактивного загрязнения морской воды на фоне глобального источника. Выяснено, что имеющиеся данные носят качественный характер, а количественных оценок воздействия поступления радиоактивных промышленно-загрязненных вод на радиоактивное загрязнение Балтийского моря и арктических морей практически нет.

Особенность работ по контролю радиоактивного загрязнения морей и океанов от локальных источников загрязнения состоит в том, что их необходимо выполнять в условиях уже сформировавшегося поля радиоактивного загрязнения от глобального источника, основными составляющими которого являются цезий-137 и стронций-90. Основной компонентой (55-60%) жидких радиоактивных сбросов завода в Селлафилде также является цезий-137, в значительных количествах завод сбрасывает и стронций-90. Очевидно, что если исследователи при изучении воздействия локального источника ориентируются на превышение наблюдаемых концентраций этих радионуклидов над характерными для данного региона концентрациями от глобального источника, то таким образом трудно выделить локальную компоненту при низких величинах вклада локального источника на начальной стадии загрязнения, а также на больших расстояниях от места сброса в условиях сильного разбавления исходной загрязненной водной массы.

Поэтому, определяя содержание цезия-137 и стронция-90, исследователи смогли заметить влияние радиоактивных сбросов на радиационную обстановку вдали от источников загрязнения спустя значительный промежуток времени после начала удаления отходов.

Большинство работ по радиоактивности Балтийского моря посвящены изучению загрязненности моря под воздействием глобального источника.

Анализ литературных данных позволил выяснить момент времени, когда Северное море стало источником загрязнения Балтийского моря. Этот же момент времени следует считать и началом интенсивного за-

язнения западных арктических морей, поскольку, как показали зарубежные исследования с использованием цезия-137 в качестве радиоактивного трассера для ближней зоны, прямой перенос радиоактивных загрязнений с севера Великобритании Северо-Атлантическим течением в Норвежское море невелик. Можно заключить, что факт проникновения радиоактивных отходов в указанные моря стал отмечаться с 1972 г., при этом получаемая информация носила чисто качественный характер и не содержала сведений, которые можно было бы использовать для количественных оценок вклада данного локального источника.

В составе сбрасываемых в Ирландском море отходов присутствует и другой изотоп цезия - цезия-134, который, в отличие от цезия-137, практически отсутствует в глобальных выпадениях продуктов испытаний ядерного оружия. Следовательно, используя цезий-134 в качестве трассера радиоактивных промышленно-загрязненных вод, можно выявить присутствие радиоактивных отходов практически на любой стадии загрязнения и на значительных расстояниях от источника. Кроме того, исследование изменения отношения цезий-137/цезий-134 во время распространения загрязненных водных масс может дать хорошую основу для определения скорости переноса загрязнений вследствие значительной разницы в периодах полураспада цезия-137 и цезия-134 - 30,2 и 2,1 года соответственно.

В известной нам литературе имелись сведения о содержании цезия-134 только в относительно ближней к источнику загрязнения зоне - в Ирландском и Северном морях. Сведения о содержании цезия-134 в водах Норвежского и Баренцева морей, а также в водах собственно Балтийского моря отсутствуют. Этот факт объясняется трудностью выделения радионуклида на больших расстояниях от источника существующими методиками.

В условиях морей СССР, находящихся за тысячи километров от источников сбросов, влияние поступления радиоактивных отходов радиохими-

ческих заводов сильно маскируется фоном глобального источника и поставленная задача может быть решена только в том случае, если в качестве радиоактивного трассера загрязненных масс будет взят радионуклид, отсутствующий в глобальном источнике, а именно, цезий-134. Ввиду крайне низких уровней концентрации этого радионуклида на акваториях исследуемых морей СССР потребовалось создать новые средства и методы контроля радиоактивного загрязнения морской среды. В главе 2 "Аппаратурно-методический комплекс для исследования радиоактивного загрязнения морской среды от сбросов радиохимических заводов" рассмотрены вопросы разработки аппаратурно-методического обеспечения натурных исследований радиоактивного загрязнения моря в районах, подверженных воздействию локального источника.

Анализ существующих сорбционных методик (с использованием гранульных и кристаллических сорбентов) показал, что они не могут быть использованы для быстрого извлечения радиоактивного цезия из больших объемов морской воды, поскольку:

- максимальная степень сорбции соответствует или низким скоростям фильтрации, или очень узкому интервалу скоростей;
- малая удельная активная поверхность и недостаточная селективность не позволяет пропускать большие объемы морской воды ввиду насыщения сорбента.

Значительно лучшими сорбционными свойствами обладают сорбенты на основе тканевых ионитов, например, фосфорилированный сатин, импрегнированный ферроцианидом меди. Однако, как показал опыт работы, тканевые сорбенты также допускают колебания степени сорбции (обусловленные трудностью создания идентичных условий загрузки тканевого сорбента в капсулу), которые практически не возможно проконтролировать.

Мы отказались от дальнейшего совершенствования методики концентрирования на тканевых сорбентах в связи с разработкой в Московском

текстильном институте (МТИ) новых высокоэффективных ионообменных материалов - волокнистых ионитов. Совместно с МТИ была разработана новая методика концентрирования радиоцезия из природных вод с использованием сорбентов на основе волокнистого катионита ЦМ-К1 и волокнистого комплексита "Мтилон-Т". Активная поверхность на единицу массы у волокнистых сорбентов значительно более развита, чем у гранульных. Поэтому они допускают значительно более высокую удельную скорость пропускания (л/мин. через 1 см²) при той же удельной массе сорбента (г/см²). Волокно ЦМ-К1 представляет собой привитой сополимер целлюлозы, содержащий карбоксильные группы (COOH)_n и получается путем щелочного омыления привитого сополимера целлюлозы с полиакрилонитрилом. Волокнистый комплексит "Мтилон-Т" получается также путем модификации привитого сополимера целлюлозы и полиакрилонитрила и содержит в качестве функциональных групп - тиоамидные. Наличие ионогенных групп в обоих типах волокнистых материалов позволяет получить ферроцианидный сорбент для цезия, в котором ферроцианидный комплекс прочно связан с волокнистой матрицей и не удаляется из нее при пропускании больших объемов воды.

В результате был получен сорбент, практически полностью извлекающий растворенный радиоцезий при достаточно высоких скоростях пропускания. Оптимальные условия сорбции определялись на модельных пробах воды. На рис. 1 приведена зависимость степени сорбции цезия-137 ферроцианидным сорбентом на основе волокна "Мтилон-Т" от загрузки сорбента в капсулу. Эти результаты значительно превосходят данные, полученные при использовании для аналогичной цели, например, гранульного ферроцианида циркония, когда при скорости 0,15 л/(мин.см²) и загрузке 2,3 г/см² сорбировалось не более 30% внесенного цезия-137.

Исходя из результатов модельных опытов были выбраны оптимальные условия сорбции - удельная скорость пропускания воды 0,1 л/(мин.см²)

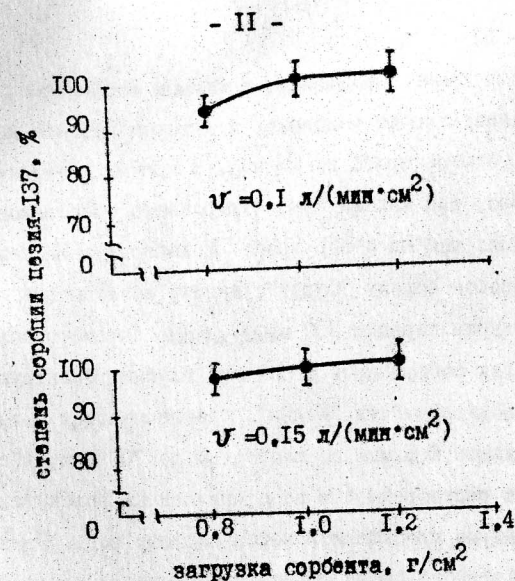


Рис. 1. Сорбция цезия-137 из морской воды сорбентом на основе волокнистого комплексита "Мтилон-Т" (v - удельная скорость пропускания).

Сохраняя величину загрузки на единицу площади постоянной можно получить практически любую нужную общую скорость прокачки воды через капсулу с сорбентом, изменяя величину площади, занятой сорбентом.

На этом принципе действует абсорбер, разработанный для проведения натурных исследований. В таблице I приведены величины загрузок сорбента и допустимых скоростей пропускания для различных капсул, входящих в комплект абсорбера.

Таблица I.

Оптимальные величины загрузок и скоростей пропускания для капсул абсорбера.

Внутренний диаметр капсулы мм	ЗАГРУЗКА сорбента		СКОРОСТЬ пропускания, не более	
	удельная г/см ²	полная г	удельная л/(мин.см ²)	полная л/ч
50	1,0	20	0,1	120
100	1,0	80	0,1	500
120	1,0	120	0,1	700

Высокие скорости пропускания, полученные с новыми сорбентами, позволили разработать аппаратный комплекс, в котором процесс концентрирования и процесс отбора пробы совмещены. В прежних методиках такой возможности не было, так как на концентрирование требовалось значительно большее время, чем на отбор пробы. В аппаратный комплекс входят шланговый пробоотборник "Спрут", дающий возможность вести откачку воды до глубин порядка 300 м; касетный батометр большого объема (до 250 л) для отбора проб с больших глубин; фильтрующая установка высокой производительности "Мидия", обеспечивающая выделение из воды частиц крупнее 0,5 мкм со скоростью до 700 л/ч; абсорбер для концентрирования растворенной в воде примеси на волокнистых сорбентах; измеритель объема пропущенной через систему воды. Измерение концентраций радиоактивного цезия производилось путем измерения фильтров и сорбентов на полупроводниковом гамма-спектрометре.

Минимально измеримая концентрация при использовании методики будет:

$$C_{min} = \frac{1 + \sqrt{1 + 8\delta^2 N_F}}{2 \cdot n \cdot \epsilon \cdot t \cdot \delta^2 \cdot V \cdot \kappa},$$

где t - время измерения; N_F - число импульсов фона в интервале пика полного поглощения; n - квантовый выход; ϵ - эффективность регистрации гамма-квантов данной энергии в интервале пика полного поглощения; δ - относительная погрешность; κ - степень сорбции радиоцезия сорбентом; V - объем обработанной воды.

В прежних методиках низкие пределы C_{min} достигались главным образом увеличением времени измерения и созданием уникальных приборов с высокой эффективностью и низким фоном. В нашей методике нужный предел C_{min} легко достигается простым увеличением объема обработанной пробы воды. Например, для измерения уровня концентрации радиоцезия 10^{-2} Бк/м³ необходимо обработать 15 м³ воды. С помощью описанных устройств такой большой объем обрабатывается примерно за сутки.

Соответствие данных, получаемых по новой методике, данным других исследователей, проверено в ходе интеркалибровки методов определения цезия-137 в морской воде Балтийского моря странами СЭВ. В таблице 2 приведены результаты интеркалибровки.

Таблица 2.

Результаты интеркалибровки методов определения цезия-137 по пробе воды, отобранной в Балтийском море 15.07.83г. Радиевым институтом им. В.Г.Хлопина (ПИ).

Координаты	Соленость	Проба	Концентрация
с.ш. ! в.д.	‰	проанализирована	цезия-137, Бк/м ³
57° 22' 19° 57'	7,65	ГДР	14,0±0,8; 15,7±0,9
		ПНР	13,4±0,8; 13,0±0,7
		СССР, ПИ	12,0±2,0
		СССР, ИЗМ	13,3±1,0
		(настоящая методика)	

Результаты интеркалибровки показывают, что определенное нами значение хорошо согласуется с данными, полученными по другим методикам.

В главе 3. "Натурные исследования переноса радиоактивных промышленно-загрязненных вод в Балтику и арктические моря" приведены результаты натурных исследований промышленного радиоактивного загрязнения морской среды Балтийского, Баренцева и Карского морей, выполненных в 1978-1984 гг.

Балтийское море. В результате исследований на Балтике в 1980 г. было показано, что в придонных водах юго-западной части моря наблюдаются аномально высокие для Балтики концентрации цезия-137. То, что этот факт однозначно связан с поступлением радиоактивных отходов, было впервые подтверждено обнаружением в водах этой части моря цезия-134. Максимальная концентрация цезия-137 составила 86 Бк/м³ что в пять раз выше концентрации в поверхностных водах. Средняя концентрация цезия-134 в глубинных водах составила (2,6±0,8) Бк/м³, в поверхностных (0,1±0,08) Бк/м³. В пр. Скагер-

как был обнаружен максимум концентрации цезия-137 на глубинах 30-50 м, который обусловлен опусканием более тяжелых соленых собственно североморских вод под слой смешанных вод Балтики и Северного моря. Было установлено, что в Балтийском море со стороны Датских проливов в придонных слоях распространяются воды, загрязненные радиоактивными отходами, с высокими концентрациями цезия-137, а со стороны Финского залива в поверхностных слоях воды - распределенные воды с низкими концентрациями цезия-137. Таким образом, распределение концентраций цезия-137 в Балтийском море неоднородно и характеризуется увеличением концентрации с глубиной, что обусловлено в основном поступлением в придонные слои загрязненных североморских вод.

Исследования 1980 г. показали, что цезий-134 содержится в водах моря в измеримых количествах и вполне может служить трассером распространения отходов в Балтийском море. В ходе натурных исследований 1983-1984 гг. было выполнено совместное определение цезия-137 и цезия-134 на всей акватории Балтики. При этом, на основании определения содержания цезия-134, было установлено, что поступление радиоактивных отходов из Северного моря в той или иной степени сказывается на радиационной обстановке в придонных слоях воды вплоть до Финского залива, где уровни концентрации этого радионуклида составили в 1984 г. в придонной воде около $0,06 \text{ Бк/м}^3$.

Необходимым условием правильности получаемых нами выводов является принадлежность определяемого цезия-134 только сбросам радиохимических заводов. Имеется и другая принципиальная возможность поступления цезия-134 в Балтику - со сбросными водами АЭС, расположенных на побережье. Поэтому было выполнено обследование радиационной обстановки с использованием нашей методики в водоеме-охладителе крупнейшей на Балтике Ленинградской АЭС - Копорской губе Финского залива. Эти исследования показали, что в настоящее время не заметно влияния ЛАЭС на загрязнение цезием-137 воды и донных

отложений на фоне уже существующего глобального загрязнения, содержание цезия-134 оказалось ниже предела чувствительности (менее $0,05 \text{ Бк/м}^3$) а из радионуклидов от сбросов ЛАЭС в воде и донных отложениях обнаружен кобальт-60.

Арктические моря. Загрязнение Баренцева моря наиболее вероятно с водами южной (прибрежной) ветви Нордкапского течения. Поэтому при проведении натурных исследований радиоактивного загрязнения Баренцева моря (1982г.) особое внимание было уделено изучению радиоактивного загрязнения вод в струях южной ветви Нордкапского течения и ее продолжений - Мурманского, Канинского и Новоземельского. В результате работ в арктических морях было показано, что на радиационную обстановку в Баренцевом, Карском и Гренландском морях оказывает влияние поступление вод Норвежского течения, загрязненных сбросами радиохимических заводов. В водах южной части Баренцева моря наблюдаются аномально высокие концентрации цезия-137, при этом в воде зарегистрировано присутствие цезия-134. Максимальные уровни загрязнения цезием-137 вод, поступающих в Баренцево море, составили 30 Бк/м^3 , что в 6 раз превышает уровень глобального загрязнения вод Северной Атлантики. Загрязненные водные массы через южные Новоземельские проливы проникают в Карское море. В водах юго-западной части моря наблюдаются практически те же уровни загрязнения цезием-137, что и в южной части Баренцева моря. Анализ глубинных профилей концентрации цезия-137 в Карском море показал, что загрязненные баренцевоморские воды уходят под слой распределенных поверхностных вод и распространяются к северо-востоку на глубинах 50-100 м.

Обнаружение цезия-134 в крайних северных точках акваторий арктических морей позволяет предположить, что радиоактивные отходы радиохимических заводов переносятся и в собственно Арктический бассейн. В ходе экспедиционных обследований получена также информация о содержании цезия-137 в донных отложениях Балтики и арктических морей, в воде рек, впадающих в Балтийское море. Эта информация поз-

волила определить общий запас цезия-137 в морях и речной сток радионуклида.

В результате натурных исследований промышленного радиоактивного загрязнения морей СССР получены данные, послужившие информационной базой при оценке воздействия радиоактивных промышленно-загрязненных вод на радиационную обстановку.

В главе 4 "Оценка воздействия трансграничного переноса промышленных радиоактивных отходов на радиационную обстановку в Балтийском, Баренцевом и Карском морях" на основании полученной информации выполнены количественные оценки вклада данного локального источника в радиоактивное загрязнение морей СССР.

Определение времени переноса радиоактивных промышленно-загрязненных вод в моря СССР. Для определения этой величины был использован метод, основанный на изменении в процессе распространения загрязнений отношения цезий-137/цезий-134. Основные допущения, принятые при проведении расчетов:

- загрязненные водные массы в исследуемом районе имеют один и тот же возраст, т.е. не допускается тот факт, что некоторая часть воды может быть вытеснена из района, а затем вернуться обратно;
- отношение цезий-137/цезий-134 в точке сброса отходов постоянно.

Первое условие выполняется в морях с интенсивным водообменом в постоянных направлениях, в данном случае, в южной части Баренцева и Карского морей и в Юго-западной части Балтики. Что касается второго условия, то анализ зарубежных данных по отношению цезий-137/цезий-134 в сбросах Селлафилда в 1970-78 гг. показал, что отношение довольно устойчиво и составляет в среднем $5,8 \pm 0,6$.

Если уровень концентрации цезия-137 в исследуемой точке значительно превышает глобальный уровень (например, в пр. Скагеррак), то вкладом глобального цезия-137 пренебрегали.

В этом случае

$$A_x = A_0 \exp(\lambda_{134} \cdot t - \lambda_{137} t),$$

где A_x - отношение концентраций цезия-137 и цезия-134 в точке x , удаленной от источника загрязнения в любой момент времени; A_0 - отношение цезий-137/цезий-134 в точке сброса отходов; λ_{137} , λ_{134} - постоянные распада цезия-137 и цезия-134 соответственно; t - искомое время переноса.

Отсюда получаем выражение для времени переноса водных масс:

$$t = \ln \frac{A_x}{A_0} / (0.693 (\frac{1}{T_{134}} - \frac{1}{T_{137}})),$$

где T_{134} , T_{137} - периоды полураспада цезия-137 и цезия-134.

С учетом величин основных параметров, взятых из литературных источников и полагая, что $A_0 = \text{const}$, получим формулу для практических оценок времени переноса радиоцезия от Селлафилда до обследуемых районов:

$$t = 3.2 (\ln A_x - 1.8) \text{ лет.}$$

В случае, если превышение уровней концентрации цезия-137 над уровнем глобального загрязнения сопоставимо с этим уровнем (например, в арктических морях СССР), возникает проблема учета вклада глобального цезия-137 в общее содержание радионуклида в морской воде. В данном случае концентрация цезия-137 (или цезия-134) в исследуемой точке x определяется как:

$$C_x^{137} = (C_l^{137} \cdot V_l + C_{xgl}^{137} \cdot V_{gl}) / V,$$

где C_x^{137} - общая концентрация цезия-137 в исследуемой точке; C_l^{137} - концентрация цезия-137 в водной массе, загрязненной локальными сбросами; C_{xgl}^{137} - концентрация цезия-137 в окружающей воде, обусловленная глобальным источником; V_l , V_{gl} - объемы смешивающихся водных масс, загрязненных соответственно локальным и глобальным источниками; V - общий объем воды.

В исследуемом случае имеет место сильное разбавление исходной массы, т.е. $V_{gl} \gg V_l$ и $V \approx V_{gl}$.

Тогда для нахождения локальной компоненты загрязнения воды цезием-137 C_{xl}^{137} необходимо просто вычесть из общей концентрации цезия-137 концентрацию, обусловленную глобальным источником (определяемую в районе,

не подверженном воздействию локального источника):

$$C_{x,t}^{137} \approx C_x^{137} - C_{x,t}^{137}$$

Тогда выражение для определения времени переноса будет:

$$t \approx 3.2 \left(\ln \frac{C_x^{137}}{C_{x,t}^{137}} - 1.8 \right) \text{ лет.}$$

При этом глобальная компонента концентрации цезия-134 положена равной нулю.

В таблице 3 представлены результаты расчета времени переноса загрязнений от Селлафилда до морей СССР. В качестве величины, характеризующей глобальное радиоактивное загрязнение района северных морей цезием-137, принята средняя концентрация в слое 0-50м в западной части Гренландского моря.

Таблица 3.

Результаты расчета времени переноса радиоактивных промышленно-загрязненных вод.

Путь движения водных масс	Глубина слоя воды, м	Отношение цезий-137/це- зий-134			Время переноса, лет
		исходное! в конечной точке			
		наблю- даемое	промыш- ленное		
Селлафилд - -пр. Скагеррак	50+100	5,8	18	18	3,6
Селлафилд - - Юго-запад Баренцева моря	0	5,8	45	36	5,8
Селлафилд - - юго-запад Кавского моря	50	5,8	49	38	6,1
пр. Скагеррак - - юго-запад Баренцева моря	0	18	45	36	2,2

Тот факт, что суммарное время переноса Селлафилд - пр. Скагеррак (3,6 года) и пр. Скагеррак - Баренцево море (2,2 года) практически совпало с определенным независимо временем переноса Селлафилд - Баренцево море (5,8 года), подтверждает справедливость предположения о постоянстве отношения цезий-137/цезий-134 в сбросах и о преимущ-

венном движении водных масс именно через район пр. Скагеррак.

Оценка доли годового сброса цезия-137, поступающей в моря СССР.

Зная время переноса, можно оценить величину доли годового сброса радионуклида попадающей за год в моря СССР;

$$D_{ij} = (Q_{ij} / Q_{oi}) \cdot 100\%,$$

где D_{ij} - доля годового сброса i -го радионуклида, попадающая за год в j -ое море; Q_{ij} - активность i -го радионуклида промышленного происхождения, поступающая за год в j -ое море, Бк; Q_{oi} - объем годового сброса i -го радионуклида радиохимическим заводом в прибрежные воды, Бк. Разница во времени между определениями Q_{oi} и Q_{ij} равна времени переноса радионуклида в j -ое море. Учитывая, что $Q_{ij} = C_{ij} \cdot V_j$, где C_{ij} - концентрация i -го радионуклида промышленного происхождения во вливающейся в j -ое море воде, Бк/м³; V_j - объем загрязненной промышленными радиоактивными сбросами воды, вливающейся за год в j -ое море, м³, получим:

$$D_{ij} = (C_{ij} \cdot V_j / Q_{oi}) \cdot 100\%.$$

Оценки проведены по цезию-137, как основной составляющей сбросов. Объемы водных масс, вливающихся в Балтийское и Баренцево море, были взяты из литературных источников. Концентрация промышленного цезия-137 во вливающейся в Балтику воде определена по результатам измерения цезия-134 в предположении, что промышленное отношение цезий-137/цезий-134 сохраняется при поступлении загрязненных вод в Балтику через Датские проливы. При расчетах для Баренцева моря использованы данные о глубинном распределении цезия-137 с учетом вклада глобального цезия-137. Результаты расчетов приведены в таблице 4.

Таблица 4.

Результаты расчета доли сброса цезия-137, попадающей в Балтийское и Баренцево моря.

Море	Способ расчета промышленной концентрации	Сброс цезия-137 в Селлафилде, Бк	Годовой приток прм. цезия-137, Бк	Доля сброса, %
Балтийское (1980г)	По отношению цезий-137/цезий-134 в придонной воде	$4,3 \cdot 10^{15}$ (1976г.)	$2,3 \cdot 10^{13}$	0,5
то же	то же	$2,6 \cdot 10^{15}$ (1979г.)	$0,8 \cdot 10^{13}$	0,3
Баренцево (1982г)	По глубинному профилю концентраций цезия-137	$4,3 \cdot 10^{15}$ (1976г.)	$0,9 \cdot 10^{15}$	20

Сопоставление вкладов локального и глобального источников в радиоактивное загрязнение Балтийского и Баренцева морей.

Годовой вклад глобального источника

$$Q_i^{gl} = A_{xi} \cdot S + \sum_j \bar{C}_{ij} \cdot V_j$$

где Q_i^{gl} - активность i -го радионуклида глобального происхождения, поступившая за год в рассматриваемое море, Бк; S - площадь моря, m^2 ; A_{xi} - суммарное годовое выпадение i -го радионуклида на единицу поверхности в данном морском районе, Бк/ m^2 ; $\bar{C}_{ij}$ - среднегодовая концентрация i -го радионуклида в воде j -ой реки, Бк/ m^3 ; V_j - годовой водный сток j -ой реки в море, m^3 .

В связи с тем, что информация о радиоактивном загрязнении речных вод получена для немногих рек, расчет был проведен по осредненным по региону концентрациям в речных водах:

$$Q_i^{gl} = A_{xi} \cdot S + \bar{C}_i^p \cdot V_r$$

где $\bar{C}_i^p$ - осредненная по региону среднегодовая концентрация i -го радионуклида в речной воде, Бк/ m^3 ; V_r - суммарный годовой водный сток рек, впадающих в море, m^3 .

В работе проведено сопоставление вкладов локального и глобального источников в радиоактивную загрязненность цезием-137 Балтийского и Баренцева морей. Установлено, что в Балтийском море в 1980 и 1984 гг. вклад локального источника превисил глобальное поступление

в 7 и 3 раза соответственно, а в Баренцевом море в 1982 г. - почти в 80 раз.

Прогнозирование промышленного радиоактивного загрязнения морей СССР.

Исходя из информации о содержании цезия-134 в морской воде, времени переноса водных масс и отношения цезий-137/цезий-134 в сбросе Селлафилда можно оценить долю промышленного цезия-137 в общем содержании радионуклида в морской воде:

$$Dx^{137} = (Cx^{137} / Cx^{134}) \cdot 100\%,$$

где Cx^{137} - локальная компонента концентрации цезия-137 в точке x , Бк/ m^3 ; Cx^{137} - общая концентрация цезия-137 в морской воде в точке x , Бк/ m^3 ; В общем случае

$$Cx^{137} = Cx \cdot Ax$$

Поставив в Ax численные значения периодов полураспада, получим:

$$Cx^{137} = Cx^{134} \cdot A_0 \exp(0,13 \cdot t),$$

где t - время переноса, лет; A_0 - отношение цезий-137/цезий-134 в сбросе.

Результаты расчетов показали, что доля промышленного цезия-137 в общем содержании радионуклида в воде морей СССР значительна. В 1980 г. 70-80% цезия-137 в придонных водах Арконской котловины Балтики составлял промышленный цезий-137. В 1983-84 гг. 50% в придонных водах Арконской, 50% в Готландской и около 15% в Финском заливе составлял промышленный цезий-137. В поверхностных водах южной части Баренцева и юго-западной части Карского морей 60-80% цезия-137 в 1982 г. имели промышленное происхождение.

Наличие информации о содержании промышленного цезия-137 в разные годы позволило сделать прогностические оценки радиоактивного загрязнения цезием-137 Балтийского и Баренцева морей. На рис. 2 представлены графики зависимости концентраций промышленного цезия-137 в различных районах Балтийского моря и в южной части Баренцева моря от объема годового сброса цезия-137 в Селлафилде. Определяемая по графикам концентрация устанавливается в Балтике через 4 года, а

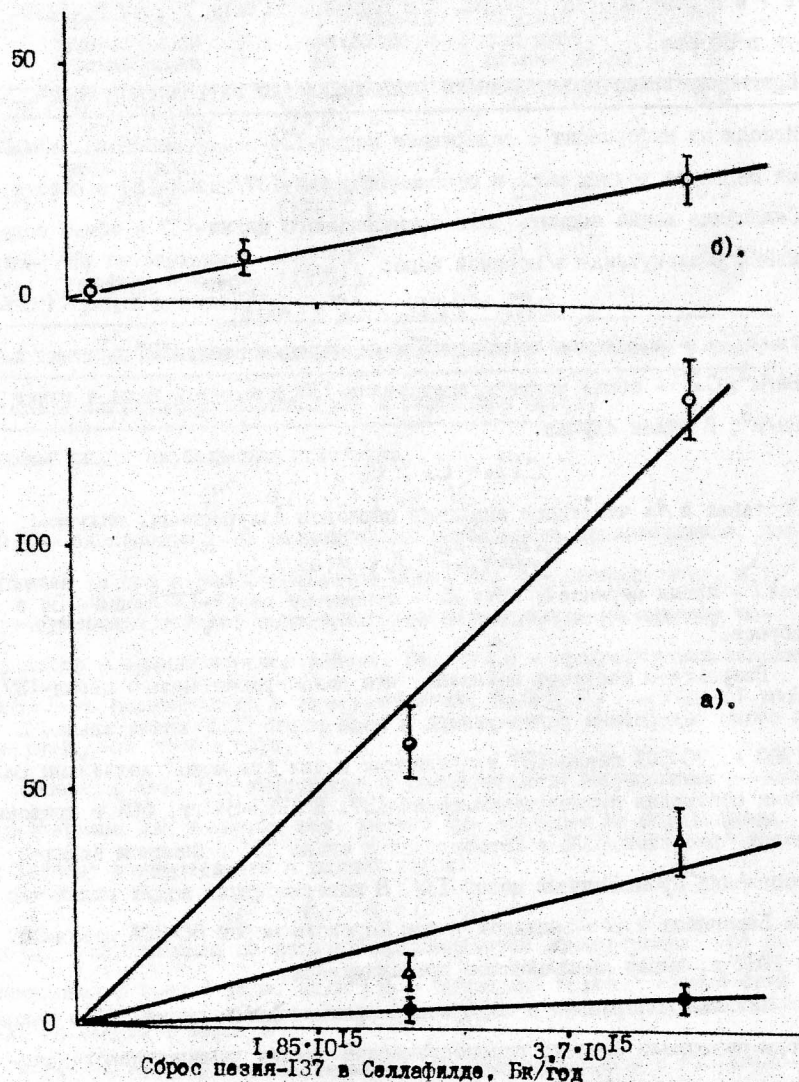


Рис.2. Концентрации промышленного цезия-137 в воде Балтийского и Баренцева морей. а). Концентрация в Балтике спустя 4 года после сброса радионуклида в Селлафилде: о - пр. Скагеррак, слой 20-100 м. Δ - Арконская впадина, придонные воды. ● - Готландская впадина, придонные воды. б). Концентрация радионуклида в поверхностных водах юго-запада Баренцева моря спустя 6 лет после сброса в Селлафилде.

в Баренцевом море через 6 лет после начала сброса.

В работе также рассчитан вклад промышленного цезия-137 в общий запас радионуклида в Балтийском и Баренцевом морях.

ОСНОВНЫЕ ВЫВОДЫ И РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТЫ

1. Разработан аппаратурно-методический комплекс для натурных исследований радиоактивного загрязнения морской среды в районах, подверженных воздействию локальных источников.
2. Разработана новая высокопроизводительная методика концентрирования радиоактивного цезия из морской воды на волокнистых сорбентах.
3. Определено время переноса загрязненных промышленными радиоактивными отходами водных масс от Селлафилда до Балтийского, Баренцева и Карского морей.
4. Впервые установлено, какая часть годового сброса цезия-137 в Селлафилде поступает в Балтийское и Баренцево моря.
5. Вклад локального источника в радиоактивное загрязнение цезием-137 Балтийского и Баренцева морей сопоставлен с вкладом глобального источника.
6. Впервые определен вклад промышленного цезия-137 в общее содержание радионуклида в морской воде Балтийского и Баренцева морей.
7. Разработан способ прогнозирования загрязнения промышленным цезием-137 Балтийского и Баренцева морей.

По материалам диссертации опубликованы следующие работы:

1. Вакуловский С.М., Давыдов Е.Н., Никитин А.И., Чумичев В.Б., Литевская М.О., Сиверин А.А. Аппаратурно-методический комплекс для контроля за радиоактивным загрязнением морей и океанов. - Труды ИЗМ, 1982, вып.6 (107), с.47-58.

2. Вакуловский С.М., Никитин А.И. К вопросу об измерении содержания цезия-137 в пробах морской воды. - Труды ГОИН, 1983, вып.167, с.121-123.
3. Вакуловский С.М., Никитин А.И. Радиоактивное загрязнение морской среды вблизи Ленинградской АЭС в 1982 г. - Атомная энергия, 1984, т. 56, вып.3. с.153-155.
4. Вакуловский С.М., Катрич И.Ю., Краснопевцев Ю.А., Никитин А.И., Чумичев В.Б. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря в 1980 г. - Метеорология и гидрология, 1983, № 9, с.72-78.
5. Вакуловский С.М., Никитин А.И. О проникновении радиоактивных промышленно-загрязненных вод Северного моря в центральные районы Балтийского моря. - Атомная энергия, 1984, т. 57, вып. 3, с.186-188.
6. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. Цезий-137 и стронций -90 в донных отложениях Балтийского моря в 1980 г. - Океанология, 1983, т. 23, вып. 6, с. 984-989.
7. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западноевропейских радиохимических заводов. - Атомная энергия, 1985, т. 58, вып.6, с. 445-449.
8. Вакуловский С.М., Лишевская М.О., Никитин А.И., Чумичев В.Б., Шкуро В.Н. Методика концентрирования радиоцезия из морской воды на волокнистых сорбентах. - Труды ГОИН, 1985, вып.174, с.83-88.
9. Бочков Л.П., Вакуловский С.М., Никитин А.И., Тертышник Э.Г., Чумичев В.Б. О содержании цезия-137 в поверхностных водах суши. - Метеорология и гидрология, 1983, № 8, с. 79-83.

Подписано в печать 23.10.85
Формат 64х88 1/16
Тираж 100 экз.

№ 75-04675
Печ. листов 1,5
Знаки В УУ

Бесплатно

Биро копирования ОНТД НИИ "Тайфун"
г. Обнинск, пр. Ленина, 82