


МИНИСТЕРСТВО ВЫСШЕГО И СРЕДНЕГО
СПЕЦИАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ РСФСР

ЛЕНИНГРАДСКИЙ ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ ИМ. ЛЕНСОВЕТА

На правах рукописи

 С. А. ПАТИН

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ
ДОЛГОЖИВУЩИХ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ
В МОРЯХ И ОКЕАНАХ

Автореферат диссертации на соискание ученой степени
кандидата химических наук

Ленинград 1966

Научные руководители:
доктор химических наук профессор **В. П. Шведов**,
кандидат химических наук **Н. И. Попов**

Диссертация выполнена
в Институте океанологии АН СССР

Появление в окружающей среде нового экологического фактора—искусственных радиоактивных веществ поставило современную науку перед необходимостью обеспечить радиационную безопасность человека. На общем фоне накопленного к настоящему времени огромного материала по содержанию, распределению и миграции продуктов деления во внешней среде обнаруживается недостаток прямых данных о поведении искусственных радионуклидов в водах морей и океанов. Это обстоятельство неоднократно отмечалось в докладах Научного Комитета ООН по действию атомной радиации (1958, 1964). Вместе с тем, именно в Мировом океане, который является и полем активной деятельности человека, и средой богатой биологической жизнью, сосредотачиваются в конечном счете радиоактивные продукты искусственного происхождения.

Проблема радиоактивной загрязненности морской среды включает в себя многообразный круг вопросов: о характере и степени загрязнения морей и океанов продуктами ядерных взрывов и отходами атомной индустрии, о биогеохимической судьбе искусственных радионуклидов, их влиянии на биологические и промысловые характеристики океана, о возможных последствиях для человека появления в морской среде радиоактивных примесей и, наконец, о возможности использования радиоактивных меток для индикации ряда процессов в океане (таких, например, как биологический перенос химических элементов, формы их нахождения в морской среде, обмен и циркуляция водных масс и др.). Далеко не все из этих вопросов разработаны сейчас в той мере, которая необходима для прогнозирования поведения искусственных радионуклидов в морской среде, а в конечном счете — и для оценки последствий радиоактивного загрязнения Мирового океана. Известно, что исследования в этом направлении приобретают в последнее время особое значение в связи с практикующимся в ряде стран удалением радиоактивных отходов в моря и океаны.

Одним из наименее изученных аспектов проблемы радиоактивной загрязненности Мирового океана является вопрос

о влиянии различных факторов морской среды на перенос и результирующее распределение в морях и океанах радиоактивных веществ искусственного происхождения. Именно этому вопросу, и прежде всего — исследованию влияния физико-химических особенностей морской среды на распределение и миграцию в ней долгоживущих продуктов деления, посвящена настоящая работа. Исследованы две стороны данной проблемы. Первая из них связана с изучением физического состояния в морской среде основных компонентов глобального радиоактивного загрязнения океана. Вторая — включает в себя оценку интенсивности переноса отдельных радионуклидов в составе природной океанической взвеси по отношению к физическому переносу их с морской водой.

Сложность и своеобразие природной системы, называемой обычно «морской водой», и невоспроизводимость в лаборатории всего комплекса физико-химических и гидробиологических параметров этой системы затрудняют экстраполяцию данных модельных экспериментов на реальное состояние морской среды. В связи с этим, выполненное исследование основано целиком на результатах наблюдений за поведением искусственных радионуклидов в природных условиях морей и океанов.

Решение указанных задач потребовало сбора и радиохимического анализа значительного числа проб воды из различных областей Мирового океана, а также образцов донных отложений, некоторых гидробионтов и взвеси, выделенной из океанической воды. В связи с тем, что известные к началу наших исследований методы определения в морской воде искусственных радионуклидов, в частности Sr^{90} , оказались мало пригодными для анализа больших серий проб, был разработан более простой метод определения Sr^{90} в морской воде. Что касается других долгоживущих продуктов деления, то они определялись в морской воде, взвесах, донных осадках и гидробионтах с помощью известных методов радиохимии и аналитической химии с учетом специфики исследованных материалов.

В работе широко использован литературный материал по смежным вопросам проблемы. Список цитированной литературы насчитывает 160 названий. Диссертация состоит из трех частей и включает в себя 9 глав, введение и заключение.

Методы анализа объектов морской среды на содержание долгоживущих радионуклидов

Уровень современного глобального загрязнения вод Мирового океана продуктами ядерных взрывов весьма мал (от 10^{-13} кюри/л на поверхности до полного исчезновения активности в глубинных слоях), что требует для выполнения каждого анализа достаточно больших объемов морской воды (до 100 л и более).

При концентрировании Sr^{90} из морской воды был использован известный метод карбонатного осаждения Sr-носителя совместно с другими элементами II группы. Осаждая карбонаты в присутствии NH_4Cl , удается избавиться от основной массы балластных примесей магния. С увеличением количества вводимого NH_4Cl захват магния осадком снижается, но при этом растут потери стронция. Минимальные содержания Mg (не более 15% от исходного количества в пробе) наблюдались в осадках, получаемых при добавлении 1000 г или 1200 г Na_2CO_3 и, соответственно, 500 г или 750 г NH_4Cl на 100 л океанической воды. Указанные варианты концентрирования были использованы в большинстве анализов морской воды. Потери Sr достигали при этом до 15%. Предварительное введение в пробу морской воды ЭДТА также снижает содержание Mg в карбонатном концентрате, однако из-за большого расхода этого сравнительно дорогостоящего реактива (около 400 г на 100-литровую пробу) его использование в массовых анализах нерационально.

Дальнейший анализ полученных концентратов выполнялся двумя различными способами. Один из них, лежащий в основе большинства известных методов определения Sr^{90} в морской воде, предусматривает получение химически чистого осадка Sr с помощью дымящей HNO_3 и комплексобразования. При этом оказалось, что, несмотря на многократное повторение азотнокислых осадений, нельзя гарантировать химическую чистоту выделяемого Sr, особенно в условиях массовых анализов. Примеси Ca составляют часто 10—20% от веса конечного осадка, а потери Sr достигают обычно 50% и более. Если учесть также трудоемкость анализа, неудобство работы с дымящей HNO_3 и значительный расход этого реактива, то использование данного метода при обработке большого числа проб представляется нецелесообразным.

Другой способ анализа концентратов Sr^{90} состоит в прямом выделении Y^{90} из анализируемой смеси, что позволяет избежать наиболее трудоемкую стадию отделения Sr от обладающих количеством Ca, используя вместо весового определения выхода Sr пламенно-фотометрическое измерение содержания Sr в концентрате, как было принято в данной работе, или метод радиоактивных индикаторов.

Были исследованы следующие методы прямого выделения Y^{90} из карбонатных осадков морской воды: селективная сорбция неорганическими ионитами на циркониевой основе (цирконил-оксалат, гидроокись циркония) и выделение Y^{90} на гидроокиси изотопного носителя. Изучение сорбционных свойств цирконил-оксалата показало высокую избирательность его по отношению к Y^{90} . При определенных условиях предложенный метод является весьма эффективным для количественного выделения Y^{90} из раствора карбонатных осадков морской воды. Однако колебания скорости пропускания анализируемого раствора через сорбент и отсутствие контроля выхода Y^{90} в каждом анализе снижают надежность конечных результатов. Указанный метод был использован главным образом в качестве экспресс-метода для качественного обнаружения Sr^{90} в морской воде.

Наиболее удобным и надежным, особенно при массовых анализах, оказалось выделение Y^{90} на гидроокиси изотопного носителя с последующей химической очисткой соединений иттрия и определением его выхода весовым методом. Этой операцией предшествовала стадия первичной обработки концентрата для удаления мешающих примесей Mg (пересаживание углекислых солей в присутствии NH_4Cl) и радиохимическая очистка раствора с помощью $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и BaCrO_4 . Эффективность такой очистки на различных этапах выделения иттрия проверялась контрольными опытами с радиоактивными индикаторами, а полнота освобождения конечного осадка от весовых количеств посторонних примесей — спектральным анализом образцов, поступающих на измерение активности. Первичный осадок гидроокиси, выделенный из концентрата, часто содержит некоторое количество балластных примесей, особенно в присутствии Mg в растворе. Однако последующие пересаживания осадка при $6 < \text{pH} < 8$ и выделение Y в виде оксалата устраняют эти примеси практически полностью. Описанный прием лег в основу принятой в работе методики определения Sr^{90} . Она отличается своими удобствами в исполнении и быстрой анализом по сравнению

с нитратным методом. Аналогичным образом анализировались донные осадки и некоторые гидробионты. Содержание природного Sr и отношение Sr/Ca определялось методами пламенной фотометрии и комплексометрического титрования с ЭДТА. При анализе растительных тканей водорослей был использован метод нитратного выделения Sr-носителя.

Как показало рассмотрение возможных ошибок анализа, в условиях низкой активности Y^{90} , сравнимой с фоном использованных нами 4π-счетчиков (около 1 имп/мин), погрешность конечных результатов не исчерпывается только статистической ошибкой счета импульсов. В этих случаях становятся заметными ошибки, связанные с аппаратными помехами и трудностями идентификации радиоизотопа в следовых количествах. Предложен графический способ оценки суммарной ошибки измерения малых активностей Y^{90} . Используемые методы определения Sr^{90} обеспечили точность результатов в пределах 10—20% в зависимости от величины определяемой активности.

Для концентрирования Cs^{137} из морской воды в данной работе была использована способность аммоний-фосфоромолибдата селективно извлекать Cs^{137} из раствора с высоким солевым балластом. Разработана методика приготовления сорбента на основе аммонийной соли 12-фосфоромолибденовой кислоты. Сорбционные свойства такого сорбента проверялись в опытах с натуральной морской водой, меченой Cs^{137} . Равновесное распределение Cs^{137} между твердой фазой и раствором достигалось спустя 30 мин. после начала контакта сорбента с морской водой. Выход Cs^{137} составлял не менее 75% и не зависел существенно от количества добавленного сорбента в пределах 0.25—1.0 г/л и от присутствия Cs-носителя в количестве до 0.05 г/л. Была показана также возможность извлечения Cs^{137} из больших объемов морской воды путем фильтрации проб через слой сорбента, смешанного с наполнителем и помещенного в хроматографическую колонку.

Концентрирование Ce^{144} , Ru^{106} — Rh^{106} , Zr^{95} — Nb^{95} из морской воды производилось путем соосаждения их с гидроокисью железа (0.5 г Fe на 100 л воды). Степень извлечения, определенная с помощью радиоактивных индикаторов, составила 80—90% от первоначального содержания каждого нуклида в морской воде.

Измерения активностей Ce^{144} , Cs^{137} , $Ru^{106}-Rh^{106}$ и $Zr^{95}-Nb^{95}$ в концентратах, извлеченных из морской воды, производились с помощью 100-канального анализатора импульсов (АИ—100), снабженного датчиком в виде кристалла NaJ(Tl) размером 70×70 мм и фотоумножителями типа ФЭУ—43. Разрешающая способность γ -спектрометра (в области γ -линии Cs^{137}) составляла около 15%, а суммарная погрешность анализа — до 20–30%.

Образцы океанической взвеси с размерностью частиц более 0,5 микрона были получены путем сепарирования морской воды тарельчатым сепаратором типа НСМ—2 производительностью около 1500 л/час. Объем отсепарированной воды при извлечении каждой пробы взвеси составлял от 30 до 300 м³, а вес образцов взвеси после высушивания — от 3 до 20 г. Этот материал был проанализирован с помощью радиохимической методики, разработанной в Институте геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского, и с помощью метода γ -спектрометрии. Радиохимический анализ включал в себя определение Sr^{90} и Ce^{144} путем экстракции носителей Y и Ce (IV) в трибутилфосфат с последующей реэкстракцией Ce (III) и ионообменной очисткой иттриевой и цериевой фракций на анионите АВ—17. Активность γ -излучателей (Ce^{144} , Cs^{137} , $Ru^{106}-Rh^{106}$, $Zr^{95}-Nb^{95}$) во взвеси оценивалась с помощью 100-канального сцинтилляционного γ -спектрометра. Измерение активности образцов производилось в течение времени, достаточного для обеспечения статистической надежности результатов. В тех случаях, когда оценка абсолютной активности отдельных нуклидов была затруднена, рассчитывалось их максимально возможное содержание в образце, исходя из чувствительности γ -спектрометра в данной области спектра.

Физическое состояние и фазовое распределение искусственных радионуклидов в морской воде

Вопрос о физическом состоянии продуктов деления в морской среде имеет принципиальное значение как при анализе картины радиоактивной загрязненности морей и океанов, так и при использовании продуктов деления в качестве меток для индикации океанических процессов. Современные представления в этой области основаны на результатах модельных экспериментов (А. Гриндаль, Н. Баллоу, 1954), либо на данных, полученных в районах локального загрязне-

ния океана продуктами ядерных взрывов (Е. Фрейлинг, Н. Баллоу, 1962). Однако ни те, ни другие данные не являются представительными для природных условий морской среды, и кроме того они варьируют в первом случае — в зависимости от условий эксперимента, во втором — от типа и характера ядерного взрыва.

В данной работе впервые сделана попытка оценить характерное распределение искусственных радионуклидов между взвешенной фракцией и раствором в условиях глобального радиосактивного загрязнения океана. Исходя из результатов параллельных анализов океанических взвесей и воды, из которой они были выделены, рассчитывались коэффициенты накопления отдельных радионуклидов во взвешенном материале (отношение концентрации радионуклида во взвеси к концентрации его в растворе) и относительное содержание их в твердой фазе (по отношению к общему содержанию в единице объема воды). Результаты таких расчетов представлены в табл. 1, где приведены также для сравнения данные, заимствованные из цитированных выше работ американских авторов.

Таблица 1

Нуклид	Коэффициент накопления взвесью в условиях глобальных выпадений	Доля нуклида во взвеси, %		
		в условиях глобальных выпадений	для локальных выпадений	в модельных опытах
Sr^{90}	<100	<0,01	0—4	11
Cs^{137}	<500	<0,05	—	20
Ce^{144}	7000	0,7	67—83	94
$Ru^{106}-Rh^{106}$	10000	1,0	60—82	96
$Zr^{95}-Nb^{95}$	<13000	<1,3	38—66	96—100

Приведенные данные свидетельствуют о существенном различии в фазовом распределении искусственных радионуклидов в условиях глобального и локального радиоактивного загрязнения океана. В то время как большая часть Ce^{144} , $Ru^{106}-Rh^{106}$, $Zr^{95}-Nb^{95}$ в районах испытания ядерного оружия оказалась связанной со взвешенной фракцией морской воды, максимально возможное накопление во взвеси тех же нуклидов, входящих в состав глобальных выпадений, почти не превышает 1% от общего содержания их в единице объе-

ма воды. Это различие нельзя объяснить тем, что использовались разные методы извлечения твердой фракции. Дисперсность ее была во всех случаях одинаковой. Нижний предел размера выделенных частиц составлял около 0,5 микрон. Следует признать поэтому, что физическое состояние локальных продуктов ядерных взрывов в морской воде определялось не их индивидуальными химическими свойствами, а растворимостью частиц, в которые они были заключены в процессе формирования и конденсации вещества взрывного облака.

Из приведенных в табл. 1 данных видно также, что отдельные продукты деления существенно отличаются друг от друга по степени накопления их во взвешенном материале. Несмотря на сравнительно большие количества взвеси, подвергнутой анализу, активность Sr^{90} и Cs^{137} в исследованных образцах оказалась ниже чувствительности методов измерения. Верхний предел возможного содержания этих изотопов на грамм сырого вещества взвеси не превышал 10^{-14} кюри/г для Sr^{90} и 10^{-13} кюри/г для Cs^{137} , что соответствует указанным в табл. 1 коэффициентам накопления и долям их в твердой фракции. Учитывая хорошую растворимость Sr^{90} и Cs^{137} в атмосферных выпадениях и преимущественное существование в ионной форме природных носителей этих нуклидов в океане, можно утверждать, что оба этих радионуклида также находятся в морской воде в растворенном состоянии. Что касается других долгоживущих продуктов ядерных взрывов, то, судя по химическим свойствам и поведению в растворах этих продуктов и соответствующих природных носителей в океане, можно полагать, что они существуют преимущественно в составе коллоидной фракции морской воды.

Коэффициенты накопления Ce^{144} , Ru^{106} — Rh^{106} и Zr^{95} — Nb^{95} в твердой фазе довольно велики — вплоть до 10000, что значительно превышает аналогичные характеристики для Sr^{90} и Cs^{137} . Известно, что концентрирующая способность морских гидробионтов по отношению к продуктам деления также сильно нарастает от Sr^{90} и Cs^{137} к изотопам редкоземельных элементов, цирконию, ниобию и рутению. Однако механизм накопления искусственных радионуклидов взвешенным веществом в океане связан, несомненно, не только с жизнедеятельностью морских организмов но и с физико-химическими процессами, происходящими на границе раздела твердая фаза — раствор. В этой связи обращает на себя внимание тот факт, что приведенные выше коэффициенты накопления Ce^{144} ,

Ru^{106} — Rh^{106} и Zr^{95} — Nb^{95} суммарной взвесью (неорганические частицы, живые организмы, их остатки и др.) заметно выше, чем известные максимальные коэффициенты накопления этих же нуклидов океаническим планктоном. Это дает основание считать, что физико-химические процессы взаимодействия твердой фазы и раствора морской воды играют в ряде случаев большую роль в накоплении искусственных радионуклидов суммарной взвесью, чем биологическое усвоение их морскими гидробионтами.

Анализ условий нахождения и обменной способности продуктов ядерных взрывов в морской воде показал, что их поведение в океане мало зависит от первоначальной формы поступления в составе глобальных радиоактивных выпадений. Поэтому полученные данные представляют интерес для характеристики интенсивности процессов извлечения из морской воды и геохимического перераспределения в океане соответствующих природных химических элементов.

Процессы распространения искусственных радионуклидов в Мировом океане

Попадая в морскую среду, продукты деления, с одной стороны, подвергаются разбавлению в толще воды, а с другой, вовлекаются в общую циркуляцию и круговорот вещества в океане. В случае локальных загрязнений механизм переноса продуктов ядерных взрывов в нижние слои океана связан, главным образом, с седиментацией взвешенного материала, с которым эти продукты поступили в океан. Этот фактор, как показывают данные о растворимости, химическом составе и дисперсности частиц глобальных выпадений, не играет существенной роли для радиоактивных продуктов, выпадающих из стратосферы.

Установленное выше относительно малое содержание глобальных продуктов ядерных взрывов в твердой фазе еще не есть свидетельство преимущественного переноса этих продуктов только за счет движения воды. Роль седиментационных и биологических факторов в переносе ряда изотопов может быть также заметной благодаря непрерывному выведению из поверхностных вод значительных количеств неорганической взвеси, остатков планктонных организмов и миграции последних в водной толще. Для количественной оценки переноса в океане отдельных радионуклидов необходимо было иметь прежде всего осредненную для океанов характеристи-

ку скорости обновления поверхностных вод, куда, как известно, поступают продукты ядерных взрывов. В качестве индикатора такого крупномасштабного гидрологического процесса был выбран Sr^{90} , который, как показано выше, практически не связан с твердой фазой морской среды.

На основании выполненных определений концентрации Sr^{90} в водах морей и океанов удалось получить общую картину поверхностного распределения этого радионуклида для большей части Мирового океана. При этом обнаружилось, что в пределах каждого из океанов наблюдается некоторый спад активности при движении с севера на юг, что соответствует общей тенденции распределения глобальных выпадений. Наряду с этим, на поверхности Мирового океана прослеживается корреляция распределения долгоживущих продуктов деления с положением атомных полигонов в Тихом океане. Было установлено, что измеренная средняя концентрация Sr^{90} на поверхности и запас его в глубинах Индийского океана могут быть объяснены лишь с учетом тропосферного переноса продуктов взрывов из районов испытания ядерного оружия в Тихом океане.

Сопоставляя запас Sr^{90} в поверхностном слое океанов с атмосферным поступлением этого нуклида на различные акватории, удалось оценить среднее время пребывания Sr^{90} в поверхностном слое океанов. Оно оказалось равным не более 3,5 лет, что соответствует ежегодному удалению из поверхностного слоя за счет обмена и перемешивания вод более 30% от количества Sr^{90} , присутствовавшего первоначально в этом слое. Полученная величина была принята в качестве осредненной характеристики скорости обновления поверхностных вод в океане.

Интенсивность седиментационного удаления искусственных радионуклидов из поверхностных вод оценивалось, исходя из наиболее характерных коэффициентов накопления их суммарной взвесью (в том числе и гидробионтами) с учетом современных данных об абсолютном количестве взвешенного вещества, образующегося в среднем за год под единицей поверхности океанов. Результаты такой оценки приведены в табл. 2, где они сопоставлены со скоростью гидрологического переноса. При этом предполагалось, что поглощенные твердой фазой радиоактивные продукты не переходят вновь в морскую воду за время опускания частиц в пределах верхнего слоя океана. Поскольку такой переход допустим, полу-

ченные величины седиментационного переноса следует рассматривать как максимально возможные.

Таблица 2

Нуклид	Интенсивность удаления со взвешенным материалом, % за год	Седиментационный перенос
		Гидрологический перенос
Sr^{90}	0,5	0,02
Cs^{137}	5	0,2
Ce^{144}	5—30	0,2—1
Ru^{106} — Rh^{106}	5—30	0,2—1
Zr^{95} — Nb^{95}	5—30	0,2—1
Mn^{54}	30	1
Fe^{55}	30	1
Zn^{65}	30	1

В общих чертах можно выделить три группы радионуклидов, исходя из характерных особенностей физического состояния и переноса в морской среде этих нуклидов и их природных носителей: 1) Sr^{90} и Cs^{137} существуют в растворенном состоянии и переносятся в водной толще главным образом за счет движения воды; 2) изотопы редкоземельных элементов (Ce^{144} , Pm^{147} и др.), а также Ru^{106} — Rh^{106} и Zr^{95} — Nb^{95} распределяются в океане не только в результате действия гидрологических факторов, но и в связи с формированием и седиментацией взвешенного материала; 3) изотопы биогенных элементов (Mn^{54} , Fe^{55} , Zn^{65}) активно включаются в систему биоциркуляции и переносятся в значительной мере в составе организмов и их остатков.

Реальное пространственное распределение в океане продуктов деления определяется не только совокупным действием биологических, седиментационных и гидрологических факторов, но и, в значительной степени, временем, прошедшим с момента введения их в морскую среду. Характерно, что малым временем жизни обладают как раз те изотопы, для которых роль седиментационных и биологических факторов в пространственном распределении должна быть особенно заметна. Напротив, в случае Sr^{90} и Cs^{137} это обстоятельство не является решающим. Современная картина глобального размещения их на поверхности и в толще океана определяется главным образом распределением плотности радио-

активных выпадений и процессами перемешивания и циркуляции водных масс.

Основные итоги работы заключаются в следующем:

1. Надежная оценка средних уровней радиоактивной загрязненности морей и океанов требует выполнения анализа многих проб, отобранных в различных точках исследуемого района. Апробирование известных методов определения Sr^{90} в морской воде, основанных на использовании дымящей азотной кислоты и комплексообразователей для получения химически чистого осадка Sr-носителя, показало, что подобные методы не удовлетворяют требованиям надежности, простоты и сравнительной дешевизны, которые предъявляются к методам массовых анализов.

2. Исследованы методы непосредственного извлечения Y^{90} из карбонатных концентратов морской воды с помощью сорбентов на циркониевой основе и гидроокиси изотопного носителя Y. Предложен экспресс-метод для качественного обнаружения Sr^{90} в морской воде с помощью цирконил-оксалата. Надежный и удобный для серийных анализов метод определения Sr^{90} в морской воде предусматривает выделение дочернего продукта распада — Y^{90} на гидроокиси изотопного носителя из осадка карбонатов щелочноземельных элементов морской воды. Для оценки погрешности результатов измерения и идентификации низких активностей Y^{90} предложен графический способ расчета суммарной ошибки определения.

3. Исследованы сорбционные свойства неорганического сорбента на основе аммонийной соли фосфорно-молибденовой кислоты при извлечении Cs^{137} из морской воды. Показана возможность использования такого сорбента для концентрирования Cs^{137} из морской воды в динамическом режиме.

Апробирован метод концентрирования Ce^{144} , Ru^{106} — Rh^{106} и Zr^{95} — Nb^{95} из больших объемов морской воды с помощью гидроокиси железа.

Показана возможность применения метода γ -спектрометрии для определения Ce^{144} , Cs^{137} , Ru^{106} — Rh^{106} и Zr^{95} — Nb^{95} в концентратах, извлеченных из больших объемов морской воды, а также при анализах образцов океанической взвеси.

4. Произведена оценка средних уровней загрязненности Sr^{90} поверхностных вод Мирового океана. Определены концентрации Cs^{137} , Ce^{144} , Zr^{95} — Nb^{95} , Ru^{106} — Rh^{106} в морской воде для условий глобального загрязнения.

5. Исследовано характерное физическое состояние продуктов деления в природных условиях океана. Установлено:

а) Содержание искусственных радионуклидов в океанической взвеси в условиях глобальных выпадений существенно меньше, чем в твердой фракции, выделенной из морской воды в районах испытания ядерного оружия.

б) Sr^{90} и Cs^{137} практически не связаны со взвешенной фракцией морской воды и существуют преимущественно в растворенном состоянии.

в) Накопление во взвеси Ce^{144} , Ru^{106} — Rh^{106} , Zr^{95} — Nb^{95} достигает 1% от содержания их в единице объема воды.

6. Сделана оценка влияния седиментационных и гидрологических факторов на перенос и распределение в морской среде основных компонентов глобального радиоактивного загрязнения океана:

а) Sr^{90} и Cs^{137} переносятся в водной толще главным образом за счет циркуляции и перемешивания водных масс. Картина пространственного распределения их в Мировом океане согласуется в общих чертах с динамикой океанических вод и распределением глобальных выпадений продуктов ядерных взрывов.

б) Результирующий перенос в океане Ce^{144} , Zr^{95} — Nb^{95} , Ru^{106} — Rh^{106} зависит не только от гидрологических процессов, но и от миграции их в составе взвешенного вещества. Скорость седиментационного удаления этих нуклидов из поверхностного слоя океанов может быть соизмеримой с гидрологическим переносом.

Список работ соискателя по
теме диссертации

1. Патин С. А. — Тр. МГИ АН СССР, т. 32, 1963.
2. Патин С. А. — Океанология, т. 5, вып. 3, 1965.
3. Патин С. А. — «Геофизические и геохимические исследования». Изд-во «Научная мысль», Киев, 1965.
4. Патин С. А. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 82, 1966.
5. Патин С. А. Александров А. В., Орлов В. М. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 82, 1966.
6. Патин С. А., Попов Н. И. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 79, 1965.
7. Патин С. А., Попов Н. И. — Доклад № SM-72/27, представленный на Симпозиум по удалению радиоактивных отходов в моря, океаны и поверхностные воды, созываемый МАГАТЭ в мае 1966 г. в Вене.
8. Попов Н. И., Орлов В. М., Патин С. А. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 82, 1966.
9. Попов Н. И., Орлов В. М., Патин С. А., Ушакова Н. П. — Океанология, т. 4, вып. 3, 1964.
10. Попов Н. И., Патин С. А. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 82, 1966 (стр. 42).
11. Попов Н. И., Патин С. А. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 82, 1966 (стр. 91).
12. Попов Н. И., Патин С. А., Полевой Р. М., Коннов В. М. — Океанология, т. 4, вып. 6, 1964.
13. Попов Н. И., Патин С. А., Полевой Р. М., Коннов В. М. — Тр. Ин-та океанологии АН СССР, т. 82, 1966.
14. Синочкин Ю. Д., Перумов Д. А., Патин С. А., Ажажа Э. Г. — Радиохимия, т. 4, вып. 2, 1962.
15. Шведов В. П., Геденов Л. И., Ерошев-Шак В. А., Патин С. А. — В сб. «Радиоактивная загрязненность морей и океанов», изд-во «Наука», М., 1964.
16. Шведов В. П., Геденов Л. И., Максимова А. М., Патин С. А. — Госкомитет по использованию атомной энергии СССР. Госатомиздат, М., 1963 (документ ООН: А/АС. 82/G/L. 889).
17. Шведов В. П., Патин С. А., Максимова А. М., Александров А. В. — Госкомитет по использованию атомной энергии СССР. Госатомиздат, М., 1963 (документ ООН: А/АС. 82/G/L. 909).