

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»

На правах рукописи

ПАРАСКИВ АРТЕМ АЛЕКСЕЕВИЧ

**ПРОЦЕССЫ ФОРМИРОВАНИЯ САМООЧИЩЕНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД В
ОТНОШЕНИИ РАДИОИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ $^{239+240}\text{Pu}$ В ПРИБРЕЖНЫХ
МОРСКИХ АКВАТОРИЯХ**

Специальность – 1.5.16 Гидробиология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
кандидат биологических наук,
ведущий научный сотрудник
Терещенко Наталия Николаевна

Севастополь – 2023

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	5
РАЗДЕЛ 1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	14
1.1 Формирование самоочищения водной среды в природных экосистемах в условиях антропогенного пресса.....	14
1.2 Краткая характеристика $^{239+240}\text{Pu}$ как техногенных дозообразующих радиоизотопов.....	19
1.3 Источники и пути поступления радиоизотопов плутония в Черное море.	24
1.4 Изучение содержания радиоизотопов плутония в абиотических и биотических компонентах Черного моря	27
1.5 Современные подходы к определению дозовых нагрузок и нормированию содержания радионуклидов в морских экосистемах.....	32
Выводы к разделу 1	36
РАЗДЕЛ 2 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	40
2.1 Район исследований.....	40
2.2 Объекты исследований, отбор проб и объем материала.....	41
2.2.1 Вода и взвешенное вещество	41
2.2.2 Гидробионты.....	44
2.2.3 Донные отложения.....	52
2.3 Методы исследования.....	54
2.3.1 Радиохимический метод выделения плутония из проб природных объектов.....	54
2.3.2 Измерения счетных образцов и статистическая обработка результатов измерений.....	56
2.3.3 Определение радиозэкологических параметров перераспределения радиоизотопов плутония в морской экосистеме.....	62
2.3.4 Радиотрассерный метод геохронологической реконструкции загрязнения донных отложений плутонием	64
2.3.5 Метод расчета дозовых нагрузок на гидробионты.....	66
2.3.6 Расчет региональных контрольных уровней удельной активности радиоизотопов в морских экосистемах	68

2.3.7 Расчет величин удельных потоков выноса и перераспределения радиоизотопов плутония из водных масс морской экосистемы	69
Выводы к разделу 2.....	72
РАЗДЕЛ 3 ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ С БИОТИЧЕСКИМИ И АБИОТИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ	75
3.1 Вода и взвешенное вещество	75
3.2 Гидробионты.....	82
3.2.1 Макрофиты	83
3.2.2 Моллюски	88
3.2.4 Морские млекопитающие	98
3.3 Дозовые нагрузки на гидробионты	99
3.4 Поверхностный слой донных отложений.....	102
3.5 Обобщенная характеристика аккумулирующей способности биотических и абиотических компонентов Севастопольской бухты в отношении $^{239+240}\text{Pu}$	104
3.6 Контрольные уровни $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской бухты.....	106
Выводы к разделу 3.....	110
РАЗДЕЛ 4 ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ В КАЧЕСТВЕ РАДИОТРАССЕРОВ ПРОЦЕССОВ ОСАДКОНАКОПЛЕНИЯ В СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЕ	114
4.1 Влажность донных отложений	115
4.2 Скорость осадконакопления и абсолютные массы донных осадков.....	117
4.3 Особенности протекания процессов осадконакопления в разных районах исследования.....	129
Выводы к разделу 4.....	131
РАЗДЕЛ 5 САМООЧИЩЕНИЕ ПРИРОДНЫХ ВОД В ОТНОШЕНИИ ПЛУТОНИЯ КАК РЕЗУЛЬТАТ ЕГО ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ С КОМПОНЕНТАМИ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ.....	133
5.1 Запасы $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы и фактор радиоемкости донных отложений	133

5.2 Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения	137
5.3 Формирование самоочищения вод за счет седиментационных потоков ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения	145
5.4 Гидрологический и макробиотический потоки выноса радиоизотопов плутония из водных масс, а также вклад радиоактивного распада	149
5.5 Обобщенная характеристика удельных потоков элиминации плутония из водной толщи	152
Выводы к разделу 5	154
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	156
ВЫВОДЫ	163
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	165

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования. Среди ряда важных научно-практических направлений в гидробиологии особое место занимает проблема исследования поведения техногенных веществ и их взаимодействия с различными компонентами в водных экосистемах, выявление ведущих факторов и процессов, определяющих миграцию и перераспределение техногенных веществ в экосистеме. Эти процессы определяют интенсивность самоочищения вод и формирование качества водной среды, влияют на уровень воздействия загрязнителей на биоту и, как следствие, на возможность сохранения биоразнообразия в экосистемах и их рекреационного, биопродукционного и хозяйственного потенциала [5, 6, 4, 22, 21, 19, 20, 28, 27, 29, 49, 65, 64, 79, 96, 154, 180, 190, 208, 216].

Одной из составляющих техногенных веществ, поступающих в природные экосистемы, являются антропогенные радиоактивные вещества. Поэтому важно изучать процессы, формирующие механизмы перераспределения радионуклидов в экосистеме, и роль их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами экосистем. Источником техногенных радионуклидов служат ядерные технологии и аварии на ядерных объектах [57, 119, 218]. К экологически важным техногенным радионуклидам относятся радиоизотопы плутония $^{239+240}\text{Pu}$, широко применяемые в ядерных технологиях и обладающие высокой радиотоксичностью [57, 119, 80, 213, 218].

Степень разработанности темы исследования. В Черном море уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ изучали после аварии на Чернобыльской АЭС в воде и донных отложениях в западной глубоководной области моря, его южной части, северо-западном шельфе и у северо-восточного побережья Кавказа [84, 80, 138, 149,

194, 201, 210]. Есть немногочисленные данные о $^{239+240}\text{Pu}$ в гидробионтах из прибрежных районов Крыма и Кавказа [105, 161, 209]. Также была показана важная роль седиментационных процессов для самоочищения вод от загрязнителей [21, 20]. В рамках настоящей работы исследования проводили в Севастопольской бухте – прибрежной полузакрытой морской акватории, которая относится к акваториям повышенного экологического риска [16, 21, 20, 61]. В Севастопольской бухте ранее была изучена только удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях в верхнем 0–5 см слое [105] и на основе этих данных оценены среднегодовые седиментационные потоки плутония в донные отложения в период 2003–2012 гг. [19]. Однако до настоящего времени задачи по комплексному изучению $^{239+240}\text{Pu}$ в Севастопольской бухте во всех основных компонентах морской экосистемы и процессы формирования качества вод бухты в отношении плутония $^{239+240}\text{Pu}$ еще не нашли своего решения.

Поэтому настоящая работа посвящена изучению перераспределения и миграции $^{239+240}\text{Pu}$ в прибрежной морской экосистеме Севастопольской бухты, количественному определению потоков элиминации $^{239+240}\text{Pu}$ из воды, определяющих самоочистительную способность вод акватории в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, как результат взаимодействия плутония с компонентами морской экосистемы в до- и пост-чернобыльский период.

Цель и задачи исследования. Целью работы было определение процессов формирования самоочищения морских природных вод в отношении техногенных радиоизотопов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ как результата их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами в прибрежной морской акватории на примере Севастопольской бухты с учетом ее районирования.

В ходе исследования решались следующие задачи:

1. Определить современные уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в абиотических и основных биотических компонентах экосистемы и взвешенном веществе в Севастопольской бухте с учетом ее районирования.

2. Оценить аккумулярующую способность биотических и абиотических компонентов и взвешенного вещества в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, определить тип биогеохимического поведения плутония в бухте.

3. Оценить уровень биологического влияния ионизирующего излучения от $^{239+240}\text{Pu}$ через дозовые нагрузки для гидробионтов в Севастопольской бухте, рассчитать региональные контрольные уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях бухты.

4. Охарактеризовать параметры процессов осадконакопления в экосистеме Севастопольской бухты на основе радиотрассерной геохронологии загрязнения донных отложений радиоизотопами плутония в до- и пост-чернобыльский период с учетом ее районирования.

5. Получить количественные оценки биотического и абиотического потоков перераспределения и миграции $^{239+240}\text{Pu}$ из водных масс в Севастопольской бухте для выявления ведущих процессов самоочищения вод бухты от радиоизотопов плутония.

Научная новизна. Впервые в прибрежных морских акваториях на примере Севастопольской бухты проведены комплексные исследования взаимодействия $^{239+240}\text{Pu}$ с биотическими и абиотическими компонентами и выполнена количественная оценка их аккумулярующей способности в отношении плутония, определен биогеохимический тип его поведения в Севастопольской бухте.

Определены региональные контрольные уровни $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях в Севастопольской бухте, как критерий обеспечения экологической радиационной безопасности морской биоты. На основе ретроспективного мониторинга определено изменение потоков биогеохимической седиментации

радиоизотопов плутония в Севастопольской бухте с учетом ее районирования в до- и пост-чернобыльский период (1962–2020 гг.)

На примере Севастопольской бухты для прибрежных морских экосистем Черного моря проведена оценка вклада основных потоков перераспределения и выноса $^{239+240}\text{Pu}$ в самоочищение вод бухты и в качестве ведущего выделен биогеохимический поток седиментации взвешенного вещества.

Теоретическая и практическая значимость работы. В рамках настоящей работы получены количественные оценки аккумулирующей способности биотических и абиотических компонентов, взвешенного вещества Севастопольской бухты в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, определен тип их биогеохимического поведения в бухте и ведущие процессы формирования качества вод в отношении плутония. Эти оценки расширяют понимание фундаментальных закономерностей, лежащих в основе процессов перераспределения $^{239+240}\text{Pu}$ в прибрежных морских экосистемах, определяющих интенсивность самоочищения водных масс от плутония.

Результаты данной работы могут быть использованы для формирования научно-обоснованной базы экологического нормирования поступления радиоизотопов плутония в морскую среду прибрежных акваторий и служить основой прогнозирования процессов поведения веществ с идентичным плутонию типом биогеохимического поведения, их элиминации из водных масс в результате природных процессов, а также принятия решений о контрмерах в случае аварий.

Рекомендованы виды-индикаторы для проведения мониторинговых исследований в отношении радиоизотопов плутония в экосистемах Черного моря: красные макроводоросли *Phyllophora* sp., бурые макроводоросли *Cystoseira* sp., двустворчатые моллюски *Mytilus galloprovincialis* и бентосные рыбы *Scorpaena porcus*.

Показано, что определение количественных характеристик биогеохимических процессов в бухте на масштабе нескольких десятилетий радиотрассерным методом с

использованием радиоизотопов плутония позволяет оценить влияние гидротехнических сооружений в бухте или в ее водосборном бассейне через изменение ее водного режима на процессы самоочищения водных масс.

Методология и методы исследования. В качестве основной методологии работы был применен целенаправленный мониторинг радиоизотопов плутония в биотических и абиотических компонентах прибрежной морской акватории Севастопольской бухты для дальнейшей характеристики взаимодействия $^{239+240}\text{Pu}$ с этими компонентами и выявления значения этого взаимодействия в формировании самоочищения вод в отношении $^{239+240}\text{Pu}$. Полученные данные также были использованы для определения количественных характеристик природных процессов в самой экосистеме. Помимо этого в работе использовалась методология оценки самоочищения вод и выявления ведущих процессов формирования качества природных вод посредством потоков элиминации $^{239+240}\text{Pu}$ из морских вод.

Использован радиохимический метод выделения плутония из проб природных объектов, метод альфа-спектрометрии, методы статистической обработки данных. Использовались математические методы для расчетов радиоэкологических (коэффициенты накопления, фактор радиоемкости, удельные запасы, контрольные уровни) и биогеохимических параметров (скорость осадконакопления, абсолютные массы донных осадков). На основе ретроспективного мониторинга использован радиотрассерный метод геохронологической датировки донных отложений. Применен программный комплекс ERICA Assessment Tool для расчета дозовых нагрузок от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ в гидробионтах.

Положения, выносимые на защиту:

1. Основной вклад в самоочищение вод прибрежных морских акваторий в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ вносит биогеохимический седиментационный поток взвешенного вещества в донные отложения.

2. Аккумулирующая способность биотических компонентов в прибрежных морских акваториях в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ уменьшается с повышением трофического уровня.

3. В современный период мощности доз от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ на биоту в прибрежных морских акваториях не достигают значений критерия экологически безопасного радиационного воздействия.

Степень достоверности результатов. Достоверность результатов обеспечена применением специализированных методов исследований, достаточным объемом натурных данных, использования измерительного оборудования, проходящего плановые поверки и откалиброванного с использованием эталонных источников ионизирующего излучения. Проведенные исследования были поддержаны Российским фондом фундаментальных исследований в рамках проектов № 20-45-920004 и № 20-35-90041, результаты которых успешно прошли экспертную оценку. Результаты, полученные в ходе выполнения диссертационной работы, были доложены на всероссийских и международных конференциях, а также опубликованы в рецензируемых научных изданиях, входящих в перечень ВАК РФ и реферируемых базами РИНЦ, Web of Science и SCOPUS.

Связь с научными программами, планами, темами. Работа выполнена в соответствии с научными темами научно-исследовательских работ ФИЦ ИнБЮМ «Изучение механизмов адаптации, трансформации и эволюции морских и океанических экосистем в условиях климатических изменений и антропогенного влияния» (№1001-2014-0013, 2015–2017 гг.) и «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ 121031500515-8, 2018–2023 гг.), а также в рамках научно-исследовательских проектов РФФИ (№ 20-45-920004 и № 20-35-90041).

Апробация результатов работы. Результаты работы докладывались и обсуждались на 14 научных мероприятиях, включая международные: Всероссийской

научно-практической конференции с международным участием «Морские биологические исследования: достижения и перспективы» (г. Севастополь, 19–24 сентября 2016 г.), конференции для молодых ученых YOUMARES 8 (г. Киль, Германия, 13–15 сентября 2017 г.), XXII Международной научной конференции «Геология морей и океанов» (г. Москва, 20–24 ноября 2017 г.), Всероссийской конференции молодых ученых «Комплексные исследования Мирового океана» (г. Санкт-Петербург, 21–25 мая 2018 г.), Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиохемотрология: успехи и перспективы» (г. Севастополь, 14–16 августа 2019 г.), 8-м Международном симпозиуме по радиохемотрологии INSINUME (г. Кушадасы, Турция, 23–26 апреля 2019 г.), XI Всероссийской онлайн-школе для молодых ученых, студентов и аспирантов «Современная гидробиология: глобальные проблемы Мирового океана» (г. Севастополь, 28 сентября – 2 октября 2020 г.), Международной научно-практической конференции «Радиохемотрологические последствия радиационных аварий: к 35-й годовщине аварии на ЧАЭС» (г. Обнинск, 22–23 апреля 2021 г.), Международной научной конференции «Изучение водных и наземных экосистем: история и современность», XII Всероссийской научно-практической конференции молодых ученых по проблемам водных экосистем «Понт Эвксинский – 2021» (г. Севастополь, 20–24 сентября 2021 г.), 5-й Международной конференции «Современные проблемы генетики, радиобиологии, радиохемотрологии и эволюции» (г. Нор-Амберд, Армения, 5–10 октября 2021 г.), Всероссийском симпозиуме молодых ученых «Физико-химические методы в междисциплинарных экологических исследованиях» (г. Севастополь, 27 октября – 3 ноября 2021 г.), Национальной научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Актуальные проблемы экологии и природопользования» (г. Санкт-Петербург, 12–13 мая 2022 г.), II Международной научно-практической конференции «Изучение водных и наземных экосистем: история и современность» (г. Севастополь, 5–9 сентября 2022 г.).

Личный вклад автора. Диссертационная работа представляет собой самостоятельное научное исследование. Автором проведен анализ литературных источников по проблеме диссертации, на основании которого были сформулированы цель и задачи исследования, разработана стратегия отбора проб природных образцов и определения количественных параметров отдельных процессов в бухте. В период 2015–2021 гг. автор принял участие в 20 прибрежных морских экспедициях, в которых совместно с коллегами из отдела радиационной и химической биологии (ОРХБ) непосредственно осуществлял отбор проб гидробионтов, поверхностной воды, кернов донных отложений и взвешенного вещества. Радиохимическая обработка проб природных образцов, измерения, расчет удельной активности $^{238,239,240}\text{Pu}$ и статистическая обработка данных осуществлялись автором лично. Автор проводил подготовку и написание статей, материалов конференций и докладов как лично, так и в соавторстве. Текст диссертационной работы написан самостоятельно лично соискателем.

Публикации по теме исследования. Всего по теме исследования опубликована 21 работа, из них: статей в рецензируемых научных журналах – 6, глава в коллективной монографии – 1, статьи в сборниках материалов конференций – 7, в том числе реферируемых в SCOPUS – 1, тезисы докладов конференций – 7.

Требованиям ВАК по специальности 1.5.16 «Гидробиология» удовлетворяют 4 работы в рецензируемых научных изданиях, также входящих в международные наукометрические базы РИНЦ, Web of Science и SCOPUS.

В научных работах, опубликованных в соавторстве, вклад соискателя состоит в выборе и разработке методов исследования, получении экспериментальных данных, обсуждении и написании текста, подготовке иллюстративного материала публикаций. Права соавторов публикаций не нарушены.

Объем и структура диссертации. Диссертационная работа состоит из введения, пяти разделов, заключения, выводов и списка литературы. Она изложена

на 194 страницах, содержит 23 таблицы и 37 рисунков. Список литературы включает 221 источник, в том числе 96 на иностранных языках.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность своему научному руководителю – вед.н.с. отдела радиационной и химической биологии, к.б.н. Терещенко Наталии Николаевне за многолетнее руководство и помощь на протяжении всех этапов работы. Особую благодарность автор выражает м.н.с. ОРХБ Проскурнину Владиславу Юрьевичу за помощь в освоении методик пробоотбора, радиохимии, альфа-спектрометрии, обработки данных и всестороннюю помощь. Глубокая признательность г.н.с. ОРХБ, академику РАН, д.б.н., профессору Егорову Виктору Николаевичу, вед.н.с., руководителю ОРХБ, к.б.н. Мирзоевой Наталье Юрьевне, вед.н.с. ОРХБ, к.б.н. Малаховой Людмиле Васильевне, с.н.с. ОРХБ, к.б.н. Малаховой Татьяне Владимировне за ценные рекомендации и консультации. Большая благодарность коллегам из ОРХБ за помощь в экспедиционных работах и обработке проб: Мосейченко Игорю Николаевичу, Сидорову Илье Геннадиевичу, Вахрушеву Максиму Олеговичу и Чужиковой-Проскурниной Ольге Дмитриевне. Автор также выражает благодарность коллегам из лаборатории общей радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН – д.б.н. Трапезникову Александру Викторовичу и ведущему инженеру Платаеву Анатолию Петровичу за плодотворное сотрудничество и помощь в измерении проб. Большая благодарность ведущему инженеру Кирину Максиму Петровичу и ведущему инженеру Губанову Владимиру Викторовичу за помощь в отборе проб воды, а также к.б.н. Мильчаковой Наталии Афанасьевне, к.б.н. Александрову Владимиру Владимировичу, к.б.н. Скуратовской Екатерине Николаевне, к.б.н. Кузьминовой Наталье Станиславовне за предоставление проб биоты, помощь в определении видовой принадлежности гидробионтов и ценные рекомендации. Особая благодарность Российскому фонду фундаментальных исследований за предоставленную финансовую поддержку.

РАЗДЕЛ 1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

В данном разделе диссертационной работы дано краткое обобщение литературных данных о природных процессах, принимающих участие в формировании самоочистительной способности природных вод, описаны физико-химические и радиологические свойства радиоизотопов плутония, элементы их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами морских экосистем и источники их поступления в Черное море. Приведены результаты исследований по изучению содержания радиоизотопов плутония в биотических и абиотических компонентах черноморских экосистем. Показаны современные подходы оценки дозовых нагрузок и нормирования содержания радионуклидов в морских экосистемах.

1.1 Формирование самоочищения водной среды в природных экосистемах в условиях антропогенного пресса

Как известно, в учении Вернадского В. И. о биосфере говорится, что живое вещество в процессе своей жизнедеятельности воссоздает свою среду обитания [14], из чего следует, что комплекс взаимодействия биотических и абиотических компонентов экосистемы обладает свойством химического гомеостаза, и, следовательно, имеет природные механизмы регулирования устойчивости химического и радиоизотопного состава вод. Водная среда – основная среда обитания гидробионтов, и поддержание ее качества очень важно для существования и развития водных организмов. В формировании самоочищения природных вод принимает участие множество процессов, обусловленных взаимодействием поступивших в экосистему химических веществ различной природы и степени

токсичности с биотическими и абиотическими компонентами водных экосистем [5, 6, 4, 22, 21, 19, 20, 28, 27, 29, 49, 65, 64, 79, 96, 154, 180, 190, 208, 216].

Попадая в морскую экосистему, техногенные вещества переносятся за счет гидрологических процессов в другие акватории или мигрируют в более глубокие слои водных масс [22, 28, 27, 29, 64]. Одновременно с гидрологическим переносом может происходить физико-химическая трансформация веществ (в случае радиоактивных изотопов – радиоактивный распад) и их биохимическая минерализация [28, 27, 29]. Находясь в морской экосистеме, техногенные вещества накапливаются обитающими в ней гидробионтами, в зависимости от их аккумулирующей способности в отношении того или иного вещества [4, 22, 65, 81, 79]. За счет сорбционного концентрирования техногенных веществ на взвешенном веществе литогенного и биогенного происхождения происходит их перераспределение в донные отложения в процессе гравитационной седиментации [22, 21, 19, 20, 28, 64, 208]. При определенных условиях может происходить ремобилизация техногенных веществ из донных отложений, либо их всплытие с пузырьками газов и переход летучих соединений в атмосферу [22, 28]. Совокупность вышеописанных природных процессов, обеспечивающих поддержание химического гомеостаза и качества вод морских экосистем, обуславливают самоочищающую способность их водных масс в отношении тех или иных техногенных веществ.

В общем случае концентрация техногенных веществ в морской среде устанавливается на основе баланса потоков их поступления, перераспределения и выноса в результате взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами экосистемы. Поступая в морские экосистемы, техногенные вещества могут изыматься из водной среды и концентрироваться живым и косным веществом в ходе физико-химических и биологических взаимодействий, в результате которых формируются потоки их элиминации в толщу донных отложений или в смежные акватории [22, 21, 19, 20, 28, 27, 29, 79, 208]. Обобщенная схема механизмов

взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды приведена на рисунке 1.1 [22].



Рисунок 1.1 – Обобщенная схема механизмов взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды [22]

Влияние вышеописанных процессов, обеспечивающих формирование качества природных вод, на судьбу техногенных веществ различно. Так, гидрологические процессы приводят к их разбавлению в морской воде, перераспределению в другие части акватории и удалению из экосистемы посредством выноса в смежные акватории. При участии процессов осадконакопления и аккумуляции данных

веществ гидробионтами происходит их перераспределение в геологическое и биотическое депо. В случае донных отложений при отсутствии процессов ремобилизации депо является долговременным, а в случае накопления биотой – временным, в зависимости от периода жизни организма. Также гидробионты, не ведущие оседлый образ жизни, могут выступать в роли транспорта и выносить химические вещества в смежные акватории. Безвозвратное выведение химических веществ из водной экосистемы может происходить за счет процессов их физико-химической трансформации либо перехода в атмосферу в случае летучих соединений.

В рамках комплексной оценки способности конкретных экосистем к самоочищению была предложена концепция ассимиляционной емкости морской среды [27, 28, 29]. Под ассимиляционной емкостью морской экосистемы в отношении конкретного загрязняющего вещества понимается максимальная вместимость такого количества загрязнителя (в пересчете на единицу площади или объема экосистемы), которое за единицу времени может быть разрушено, трансформировано и выведено за счет процессов гидрологии, диффузии, седиментации или любого другого переноса за пределы экосистемы без нарушения ее нормального функционирования [28, 27, 29]. Таким образом, было предложено определять не только максимально допустимые концентрации загрязняющих веществ, но и рассматривать их количество в единице массы или объема, отнесенное к единице времени, т.е. оперировать величиной потока загрязняющего вещества.

В процессе решения проблем ассимиляционной емкости было показано, что данная концепция не включает в себя все природные процессы, обеспечивающие формирование качества вод морских экосистем, а подразумевает лишь выведение или разрушение техногенных веществ. При этом не рассматриваются ситуации, когда консервативные техногенные вещества лишь перераспределяются в другие компоненты экосистемы [22]. Так, токсичность неконсервативных техногенных

веществ может снижаться или возрастать за счет физико-химических или биологических процессов, происходящих в экосистеме. Например, неорганические соединения ртути, попадая в морскую экосистему и связываясь с взвешенным веществом, перераспределяются в донные отложения, где может происходить образование метилртути, обладающей более высокой токсичностью [38]. Однако степень токсического воздействия на биоту радиоактивных изотопов определяется не только их концентрацией в воде, но и типом испускаемого ими ионизирующего излучения и периодом полураспада. Поэтому токсичность радиоизотопов с большими периодами полураспада, например $^{239+240}\text{Pu}$, практически не изменяется на масштабе жизни многих поколений гидробионтов. Такие радиоизотопы относят к консервативным загрязняющим веществам, их токсичность может уменьшаться только за счет выноса из экосистемы в результате гидрологических процессов [22, 79]. Все остальные процессы самоочищения водной среды обуславливают лишь перераспределение консервативных техногенных веществ в экосистеме.

Механизмы формирования самоочищения природных вод в значительной степени определяются физико-химическими свойствами самих веществ, поступающих в водные экосистемы [28, 81, 79, 100, 113, 208]. В зависимости от этих свойств может наблюдаться определенный тип биогеохимического поведения химического вещества в экосистеме: биотропный (накопление гидробионтами), гидротропный (нахождение в воде в растворенной форме), педотропный (накопление в донных отложениях) и эквитропный (практически равномерное распределение в системе вода–биота–донные отложения) [48, 100, 113, 114].

Изучение фундаментальных процессов формирования самоочищения природных вод в отношении тех или иных техногенных веществ, выявление среди них ведущих процессов, важно с точки зрения формирования научно-обоснованной базы экологического нормирования поступления данных веществ в морскую среду, сохранения биологического разнообразия и целостности морских экосистем.

Помимо этого, полученные знания могут служить основой для прогнозных оценок и принятия решений в случае аварийных ситуаций.

Таким образом, выявление ведущих процессов формирования самоочистительной способности природных вод и типа биогеохимического поведения в отношении конкретных консервативных техногенных веществ, в особенности тех, которые могут оказывать негативное влияние на отдельные компоненты морской экосистемы или ее функционирование в целом, является важной научно-практической задачей гидробиологии. К таким веществам относят радиоактивные изотопы техногенного происхождения, среди которых одними из основных дозообразующих в настоящее время являются долгоживущие альфа-излучающие радиоизотопы плутония.

1.2 Краткая характеристика $^{239+240}\text{Pu}$ как техногенных дозообразующих радиоизотопов

Плутоний – трансурановый элемент с порядковым номером 94 [51, 187]. В природе на сегодняшний день в следовых количествах обнаружены два радиоактивных изотопа плутония – ^{239}Pu и ^{244}Pu . Их периоды полураспада составляют 24110 и 80 млн. лет, соответственно [51]. Данные радиоизотопы либо образовывались в результате природных процессов, протекающих в урановых рудах, в геологическом прошлом Земли (^{239}Pu), либо во время формирования Солнечной системы (^{244}Pu). Имея огромные периоды полураспада, к настоящему моменту в морских экосистемах они полностью распались [17, 57, 147, 157, 184].

Искусственным путем первый радиоизотоп плутония – ^{238}Pu – впервые был получен в 1941 году группой ученых под руководством Гленна Сиборга в Калифорнийском университете (США) [57]. На сегодняшний день было синтезировано более 20 изотопов плутония, все из которых являются

радиоактивными, с периодами полураспада, варьирующимися от 1,1 сек (^{228}Pu) до 80 млн лет (^{244}Pu) [187].

С точки зрения радиохимических исследований, практического использования и радиозэкологической значимости, среди 20 радиоизотопов плутония основными являются изотопы ^{236}Pu , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu и ^{242}Pu [9, 53, 58, 57, 80, 122, 30, 187]. В таблице 1.1 приведены их основные ядерные характеристики [187].

Таблица 1.1 – Основные ядерные характеристики некоторых радиоизотопов плутония

Радиоизотоп	Период полураспада, годы	Механизм распада	Энергия излучения, МэВ (выход, %)
^{236}Pu	$2,858 \cdot 10^0$	α	5,768 (69,0) 5,721 (31,0)
^{238}Pu	$8,770 \cdot 10^1$	α	5,499 (70,9) 5,456 (29,0)
^{239}Pu	$2,411 \cdot 10^4$	α	5,157 (70,8) 5,144 (17,1) 5,106 (11,9)
^{240}Pu	$6,563 \cdot 10^3$	α	5,168 (72,8) 5,124 (27,1)
^{242}Pu	$3,750 \cdot 10^5$	α	4,902 (76,5) 4,856 (23,5)

Радиоизотопы ^{236}Pu и ^{242}Pu синтезируются на циклотронах в сравнительно небольших количествах, достаточных для использования в радиохимических исследованиях. В частности, они применяются в качестве трассера химического выхода плутония при его выделении из проб окружающей среды [9, 57, 187].

С практической точки зрения, наиболее важным является радиоизотоп ^{239}Pu . Он нарабатывается в реакторах-размножителях в промышленных масштабах и используется в качестве взрывчатого вещества при изготовлении ядерного оружия, а также в качестве топлива в ядерных реакторах атомных электростанций и в исследовательских реакторах [9, 57, 187].

Основной примесью ^{239}Pu в оружейной смеси является радиоизотоп ^{240}Pu . Также значительные его количества образуются непосредственно во время ядерного взрыва при интенсивном облучении нейтронами ^{239}Pu [9].

Радиоизотоп ^{238}Pu также нарабатывается в промышленных масштабах, однако в гораздо меньших объемах, по сравнению с ^{239}Pu . Имея очень высокую тепловую мощность, ^{238}Pu применяется в качестве источника энергии в космической технике и медицине [9,187].

В процессе штатной эксплуатации любого ядерного реактора, работающего на уране, в значительном количестве нарабатываются ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu . Они выделяются из отработанного ядерного топлива путем комплексной химической очистки и используются в дальнейшем [9, 13, 57, 187]. По последним оценкам мировые запасы плутония, состоящие в основном из радиоизотопов ^{239}Pu и ^{240}Pu оценивались практически в 1500 тонн, при этом дан прогноз их накопления до десятков тысяч тонн в зависимости от интенсивности использования энергии человечеством (рисунок 1.2) [9, 57, 187].

Наработка в промышленных масштабах и использование радиоизотопов плутония в техногенной деятельности привело к их поступлению в окружающую среду, включая Черное море [57, 119, 80, 153, 173, 218].

Как трансурановый элемент плутоний обладает довольно сложными химическими свойствами, в частности является поливалентным [57, 187]. Это обуславливает тот факт, что в водных средах он может находиться в четырех степенях окисления. В свою очередь, от степени окисления зависит, будет ли плутоний находиться в растворенной форме или же иметь различное химическое сродство с частицами взвешенного вещества, находящегося в водной толще [57,173, 201].

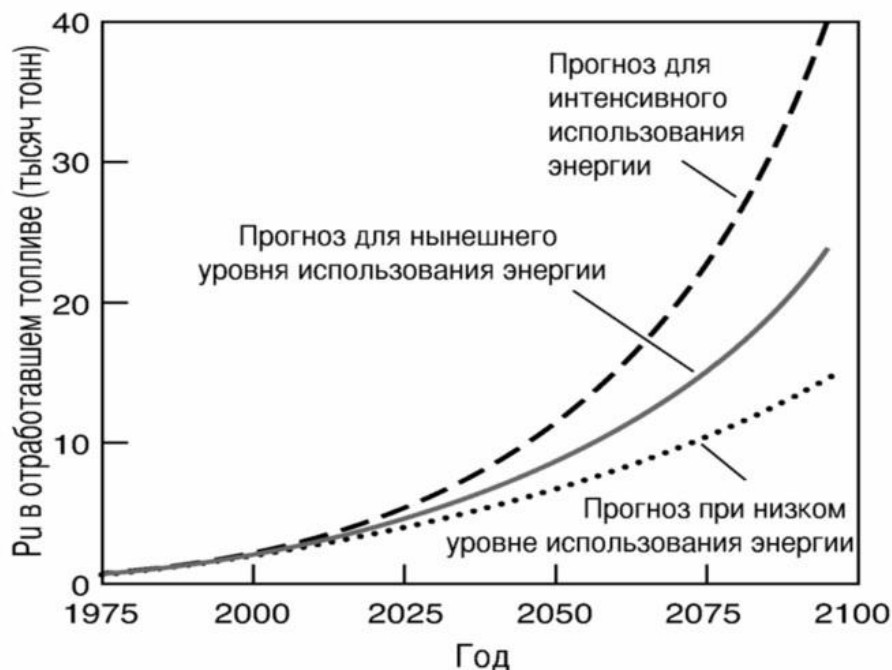


Рисунок 1.2 – Прогнозные оценки накопления мировых запасов плутония в зависимости от уровня использования энергии [57]

По своей химической природе плутоний является тяжелым металлом, однако, токсические эффекты при его взаимодействии с живыми организмами, как правило, либо вовсе не выражены, либо выражены слабо по сравнению с его радиотоксическими эффектами, которые проявляются как следствие действия ионизирующего излучения [9, 187].

В таблице 1 показано, что для основных радиоизотопов плутония характерен α -распад, т.е. они излучают α -частицы, представляющие собой положительно заряженные ядра гелия, перемещающиеся со скоростью $1,5 \cdot 10^7 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$, что составляет 5 % от скорости света [9]. При этом α -частицы имеют короткий пробег и довольно быстро теряют энергию на небольшом расстоянии от источника излучения. Так, в воздухе пробег α -частиц не превышает 3–5 см, а в тканях живых организмов – не более 30 мкм, что соответствует 3–5 диаметрам клетки. Однако, тот факт, что вся энергия одной α -частицы, составляющая порядка 5 МэВ, высвобождается в малом объеме вещества, приводит к формированию значительной величины плотности

ионизации вещества ($1,47 \cdot 10^7$ пар ионов на одну α -частицу) и вызывает повреждения клеточных структур, что ведет к опасным биологическим эффектам [9, 187].

Опасность каждого вида ионизирующего излучения для живых организмов характеризует такой показатель, как взвешивающий коэффициент качества излучения (W_R) [94], так же называемый коэффициентом относительной биологической эффективности [37]. Его применение позволяет учесть относительную эффективность различных видов ионизирующего излучения в индуцировании биологических эффектов. Чем он выше, тем опаснее данный вид излучения. Для α -частиц значение $W_R = 20$ [94, 168], т.е. излучение от α -частиц в 20 раз опаснее, например, излучения от β , γ -излучения, для которых коэффициент качества равен 1. При этом стоит отметить, что в ряде работ [37, 142, 155, 204] показано, что группа α -излучающих радиоизотопов не является однородной по радиотоксичности и для радиоизотопов плутония предложено использовать W_R равный 50.

Таким образом, к настоящему времени природные радиоизотопы плутония находятся в окружающей среде в следовых количествах. Начиная с середины XX века, было наработано значительное количество искусственных радиоизотопов плутония, использующихся в мирных и военных целях. Среди них с практической точки зрения наиболее важными являются радиоизотопы ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu . Использование радиоизотопов плутония привело к их поступлению в окружающую среду, и в частности – в Черное море, и на сегодняшний день ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu входят в число основных дозообразующих альфа-излучающих техногенных радиоактивных изотопов [119, 80, 218]. Химические и радиологические свойства данных радиоизотопов обуславливают особенности их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами водных экосистем.

1.3 Источники и пути поступления радиоизотопов плутония в Черное море

В целом, к источникам поступления техногенных радионуклидов, в том числе радиоизотопов плутония, в окружающую среду относят [57, 218]:

- глобальные атмосферные выпадения после испытаний ядерного и термоядерного оружия в открытых средах;
- аварии на предприятиях ядерно-топливного цикла и атомных электростанциях;
- разрушение ядерных энергетических установок космических аппаратов, атомных ледоколов и подводных лодок;
- нормативные сбросы предприятий ядерно-топливного цикла.

При этом отдельно выделяют потенциальные источники поступления рассматриваемых радиоизотопов [57, 218]:

- захоронения радиоактивных отходов на суше и дне морей;
- хранение ядерных боеприпасов;
- хранение отработанного ядерного топлива;
- установки и приборы разного назначения, содержание закрытые источники плутония.

Черное море является внутренним морем, которое подверглось значительному загрязнению различными поллютантами, в том числе – радионуклидами антропогенного происхождения [25, 80, 42, 23, 97, 143, 218].

Основными из вышеперечисленных источников поступления радиоизотопов плутония в Черное море были глобальные атмосферные выпадения после испытаний ядерного и термоядерного оружия в открытых средах и авария на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) в 1986 г. [119, 80, 30, 218].

Одним из основных путей поступления радиоизотопов плутония в акваторию Черного моря являлся воздушный путь: атмосферный перенос и выпадение осадков на поверхность моря [119, 80]. При этом плотностные показатели распределения радиоактивных выпадений в основном характеризуются пятнистостью, а расстояние от непосредственного источника радиоактивного загрязнения может составлять тысячи километров.

Наряду с воздушным, для Черного моря большую роль играет и водный путь поступления радиоизотопов плутония. Они могут поступать с речными, сточными, поверхностными водами, а также с водными массами других морей [119, 149, 210]. Пространственные масштабы водной миграции радиоизотопов плутония и их поступления в Черное море, в первую очередь определяются площадью его водосборного бассейна, а также водосборными бассейнами сопряженных морей [102].

Максимум глобальных атмосферных выпадений радиоизотопов плутония приходился на 1962 г., т. к. годом ранее в большом количестве были осуществлены испытания мощнейших ядерных и термоядерных боеприпасов, что привело к подписанию договора о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космическом пространстве и под водой [153; 213]. В результате испытаний, проводившихся, по большей части, в различных регионах северного полушария Земли, радиоизотопы плутония попадали в воздушную среду, где в результате атмосферной стратификации распределялись и выпадали практически равномерно в рамках широтных поясов (рисунок 1.3) [153].

Было показано [153, 122], что максимальная плотность выпадений $^{239+240}\text{Pu}$ ($81,4 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$) и ^{238}Pu ($2,96 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$) была характерна для $40\text{-}50^\circ$ северной широты, где и расположено Черное море. При этом суммарное поступление $^{239+240}\text{Pu}$ в акваторию Черного моря в результате глобальных выпадений оценено в 35 ТБк, а для ^{238}Pu – в 1,3ТБк [80].

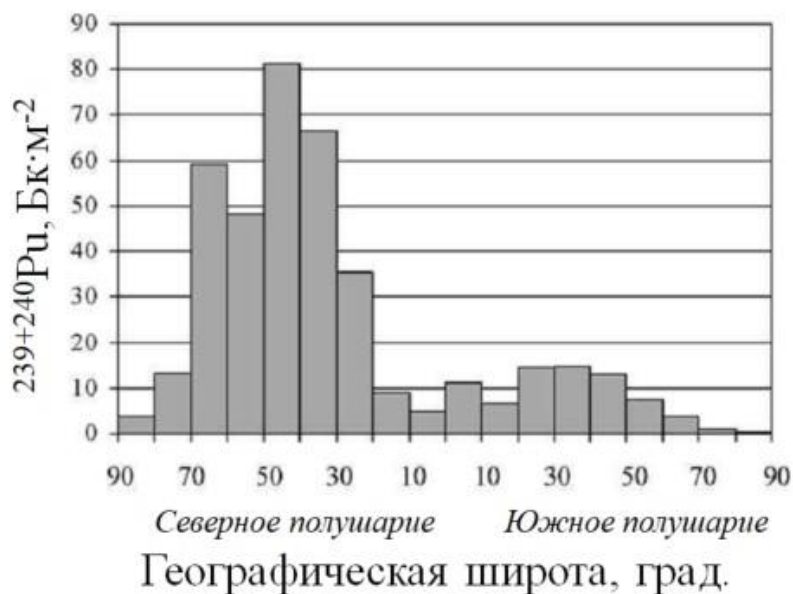


Рисунок 1.3 – Распределение глобальных выпадений $^{239+240}\text{Pu}$ в различных широтах Земли [153]

В первую декаду после аварии на ЧАЭС радиоактивные выпадения, включая радиоизотопы плутония, достигли акватории Черного моря, попавшего в зону «южного следа» – зону усиленных радиоактивных выпадений [119, 7, 189]. При этом пятнистость атмосферных выпадений определялась гидрометеорологическими условиями, максимальная плотность выпадений $^{239+240}\text{Pu}$ достигала $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-2}$ [119]. Однако к 1988 г. удельный запас $^{239+240}\text{Pu}$ в Черном море в столбе воды до глубины 1900 м был оценен в $9 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-2}$, что составляло менее 10 % от величины глобальных выпадений [201].

По мере принятия действий по восстановлению контроля над аварийным реактором ЧАЭС, воздушный перенос утратил свое ведущее значение. Основным путем поступления ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu в акваторию Черного моря стал водный путь [119]. Главную роль при этом играли стоки крупных рек, таких как Днепр, Днестр, Дунай и Южный Буг, а также Северо-Крымский канал [80].

Суммарное поступление аварийных радиоизотопов плутония в акваторию Черного моря в результате атмосферного и водного переноса оценено в 3 ТБк для $^{239+240}\text{Pu}$ и 0,05 ТБк для ^{238}Pu [103].

Также было зафиксировано вторичное загрязнение Черного моря радионуклидами чернобыльского происхождения после 2010 г. [151]. Оно было вызвано спуском воды из пруда-охладителя ЧАЭС в р. Припять, откуда она поступала р. Днепр и Северо-Крымский канал, и далее в Черное море [151].

Потенциальными источниками поступления радиоизотопов плутония в Черное море являются 54 ядерных реактора, в настоящее время функционирующих в его водосборном бассейне на территории 9 стран [150].

Таким образом, основными источниками поступления $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в Черное море являлись глобальные атмосферные радиоактивные выпадения после испытаний ядерного оружия в открытых средах, а также атмосферные выпадения и водный перенос рассматриваемых радиоизотопов после аварии на ЧАЭС. Помимо этого, отмечено вторичное загрязнение акватории Черного моря чернобыльскими радионуклидами после 2010 г., а также наличие в водосборном бассейне моря множества потенциальных источников техногенных радиоизотопов, включая $^{238,239,240}\text{Pu}$.

1.4 Изучение содержания радиоизотопов плутония в абиотических и биотических компонентах Черного моря

Исследования по оценке содержания альфа-радиоизотопов плутония в экосистеме Черного моря начались после аварии на Чернобыльской АЭС. В первую очередь изучалось содержание ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном слое вод. В водных экосистемах радиоизотопы плутония могут находиться как в растворенной форме, так и во взвешенной, т.е. адсорбироваться на частицах взвешенного вещества [57,

173, 201]. Однако, как правило, проводилась оценка содержания интегральной формы радиоизотопов плутония ($\sum^{238}\text{Pu}$ и $\sum^{239+240}\text{Pu}$), т.е. суммарно растворенной и взвешенной формы, в поверхностных водах Черного моря [80, 101, 137, 161, 194, 209].

В первые месяцы после аварии наибольшие величины удельной активности радиоизотопов плутония были характерны для акватории Днепро-Бугского лимана, где уровни $\sum^{239+240}\text{Pu}$ достигали $2 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, в то время как в юго-западной части моря, у берегов Турции, величины $\sum^{239+240}\text{Pu}$ составляли $7\text{--}12 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ [195]. При этом, в июне-сентябре 1986 г. в поверхностных водах северо-западной глубоководной части Черного моря величина удельной активности $\sum^{238}\text{Pu}$ находилась в диапазоне $1,3\text{--}4,2 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$, а $\sum^{239+240}\text{Pu}$ – $6,7\text{--}16,9 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ [138, 137, 194].

В дальнейшем было показано, что в глубоководной части моря к 2002 г. удельная активность $\sum^{238}\text{Pu}$ стала ниже $0,1 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$, а $\sum^{239+240}\text{Pu}$ – снизилась до $2,0\text{--}4,0 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ [80, 101, 161], далее снижаясь к 2013 г. до $0,5\text{--}0,7 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ [210, 209].

Ряд работ был посвящен изучению содержания радиоизотопов плутония в Черноморских гидробионтах [80, 105, 161, 210, 209]. Эпизодические исследования проводились в шельфовой северо-западной части Черного моря, прибрежных акваториях Крымского полуострова и побережья Кавказа в период 1992–2011 гг.

Наибольшее количество данных представлено для макрофитов: многолетних красных (*Phyllophora sp.*) и бурых (*Cystoseira sp.*) водорослей, а также однолетних зеленых водорослей (*Ulva sp.*). Самые высокие уровни удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ были определены для представителей *Phyllophora sp.*, обитающих на Большом филлофорном поле Зернова (шельф северо-западной части моря) и Малом филлофорном поле (Каркинитский залив) – $54,4 \pm 6,4\text{--}90,3 \pm 10,5 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ [105, 209].

Более низкие значения удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ были определены для бурых водорослей *Cystoseira sp.* Так, у побережья г. Севастополь диапазон величин

составил $4,9 \pm 0,8$ – $11,4 \pm 3,1$ [80, 105, 209], у побережья г. Керчь – $9,0 \pm 1,7$ [105], а у Кавказского побережья – $6,4$ – $13,6$ мБк·кг⁻¹ [161].

Для однолетних зеленых водорослей *Ulva sp.*, обитающих в прибрежных водах г. Севастополь, были характерны наиболее низкие значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ среди исследованных макрофитов – $1,2 \pm 0,5$ – $2,0 \pm 0,4$ [105].

Помимо макрофитов изучались двустворчатые моллюски – мидии *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). Для мидий, обитающих в бухтах Севастопольской морской акватории, были определены величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в диапазоне $0,33$ – $5,95$ мБк·кг⁻¹ [80, 105]. При этом было показано, что более 90 % $^{239+240}\text{Pu}$ накапливается в раковинах мидий, в то время как в их мягких тканях – менее 10 % [108].

Проведены единичные исследования для определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в черноморском травяном крабе *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), а также пелагических рыбах – ставриде *Trachurus mediterraneus ponticus* (Aleev, 1956), шпроте *Sprattus sprattus phalericus* (Risso, 1827) и пикше *Merlangius merlangus euxinus* (von Nordmann, 1840). Средняя удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в травяном крабе, обитающем в Севастопольской морской акватории, составила $1,7$ мБк·кг⁻¹ [108]. Для изученных видов рыб уровни удельной активности были наименьшими среди всех исследованных видов черноморских гидробионтов – $0,4$ – $1,1$ мБк·кг⁻¹ у берегов Крыма и $0,3$ – $1,8$ мБк·кг⁻¹ у берегов Кавказа [80, 108, 161].

На основании данных об уровнях удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в изученных видах гидробионтов Черного моря была проведена оценка их аккумулирующей способности в отношении плутония посредством расчета коэффициентов накопления (K_H) [105]. Было установлено, что аккумулирующая способность черноморской биоты убывает в ряду: макроводоросли ($K_H = n \cdot 10^2$ – $n \cdot 10^4$) – двустворчатые моллюски ($K_H = n \cdot 10^2$ – $n \cdot 10^3$) – крабы ($K_H = n \cdot 10^2$) – рыбы ($K_H = n \cdot 10^1$ – $n \cdot 10^2$). Дозовые нагрузки на биоту от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ находились

в пределах природного фона [105, 210], однако вопросы методов расчета дозовых нагрузок и нормирования содержания радионуклидов в компонентах морских экосистем на сегодняшний день являются дискуссионными [1, 80, 131, 174, 196, 204, 212].

Более детальные исследования были посвящены изучению пространственного распределения радиоизотопов плутония в поверхностном слое донных отложений Черного моря [19, 101, 107, 206, 149, 179, 185, 194, 206, 210]. Пятнистость атмосферных выпадений после аварии на ЧАЭС, наряду с речным стоком, обуславливала формирование широкого диапазона величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном 0–5 см слое донных отложений моря: от 0,1 до 25,0 Бк·кг⁻¹. Самые высокие значения при этом были характерны для северо-западной части моря, куда поступали воды из Днепро-Бугского лимана [194, 110]. К 2014 г. значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном слое донных осадков в данном регионе снизились до 1,0–2,0 Бк·кг⁻¹ [108].

Уровни величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ были определены в поверхностном 0–5 см слое донных отложений бухт Севастопольской морской акватории: Казачья, Стрелецкая и Севастопольская. В бухте Казачья исследования проводились в 2007 г. Было установлено, что для донных отложений бухты удельная активность ^{238}Pu находилась в диапазоне величин 6–31 мБк·кг⁻¹, а $^{239+240}\text{Pu}$ – 86–122 мБк·кг⁻¹ [106].

В 0–5 см слое донных отложений на выходе из бухты Стрелецкая в 2003 г. наблюдались следующие величины удельной активности радиоизотопов плутония: ^{238}Pu – 45 мБк·кг⁻¹, $^{239+240}\text{Pu}$ – 430 мБк·кг⁻¹. В 2011 г. были исследованы донные осадки центральной части бухты, удельная активность ^{238}Pu составила 30 мБк·кг⁻¹, $^{239+240}\text{Pu}$ – 865 мБк·кг⁻¹ [108].

По результатам исследований 2008–2011 гг. в Севастопольской бухте установлено, что максимальные значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ были

приурочены к ее устьевой части ($750 \pm 87 - 993 \pm 90$ мБк·кг⁻¹), а минимальные – к ее верховью (276 ± 53 мБк·кг⁻¹) [105]. Данные результаты послужили основой оценки седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностные донные отложения Севастопольской бухты в период исследования [21, 19]. На основании полученных результатов, в совокупности с исследованиями в отношении других радиоактивных и химических загрязнителей, Севастопольская бухта была отнесена к потенциально критическим зонам Черного моря [21, 19].

В результате изучения вертикального распределения ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях шельфовых и глубоководных районов Черного моря была обоснована возможность использования данных радиоизотопов в качестве трассеров для проведения геохронологической датировки донных отложений и определения таких биогеохимических характеристик морской экосистемы, как скорость осадконакопления (SR – sedimentation rate) и абсолютные массы донных осадков (MAR – mass accumulation rate) [84, 108]. Использование данных параметров позволило оценить седиментационный поток $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения, обуславливающий самоочищение водных масс в отношении этих техногенных веществ [19, 84, 102].

Таким образом, показано, что исследования по изучению содержания радиоизотопов ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в биотических и абиотических компонентах Черного моря в основном проводились в западной глубоководной и северо-западной шельфовой частях Черного моря. Эпизодические исследования были выполнены для прибрежных районов Крымского полуострова и Кавказского побережья. Значения удельной активности ^{238}Pu в поверхностных водах и донных отложениях были значительно ниже уровней удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$. Однако при это показана перспективность использования альфа-радиоизотопов плутония, посредством изучения вертикального распределения ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных осадках, для проведения геохронологической датировки донных отложений и определения

параметров осадконакопления, которые важны при изучении процессов самоочищения морских вод. Дозовые нагрузки на черноморские гидробионты от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ находились в диапазоне природного фона. При этом отсутствует необходимость в проведении работ по ремедиации и ликвидации радиоэкологических последствий. Однако нахождение радиоизотопов плутония в Черном море в количествах, не оказывающих негативного влияния на живые организмы, позволяет проводить фундаментальные исследования процессов взаимодействия этих техногенных радиоизотопов с биотическими и абиотическими компонентами черноморских экосистем, изучать их аккумулирующую способность в отношении плутония. Подобные исследования являются важнейшей научно-методической базой при построении прогнозных оценок в случае аварийных ситуаций и повышенных дозовых нагрузок на морскую биоту.

1.5 Современные подходы к определению дозовых нагрузок и нормированию содержания радионуклидов в морских экосистемах

Со второй половины XX столетия в вопросах регулирования радиационного воздействия на людей и окружающую среду общепринятым считался антропоцентрический подход, согласно которому биота является защищенной, если защищен человек [164]. Данный подход впервые подвергался критическому анализу в работах Г. Г. Поликарпова и Р. М. Алексахина [3, 193, 198]. На сегодняшний день опубликован целый ряд работ, в которых антропоцентрический подход также ставится под сомнение и предлагается экоцентрический подход [1, 31, 36, 80, 89, 115, 118, 133, 174, 189, 196, 204, 212]. В данных работах показано, что существуют экосистемы, где дозовые нагрузки на биоту выше, чем дозы облучения человека, например экосистемы, приуроченные к Восточно-Уральскому радиационному следу (ВУРС), 30-км зоне Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима-1 (Япония). Указывается,

что превышение допустимых доз облучения человека может быть предотвращено с помощью специальных мероприятий и контрмер, в то время как биота подвергается радиационному воздействию без ограничений. Отмечается, что особенно значительные отличия между дозовыми нагрузками на человека и биоту фиксировались при высоких уровнях загрязнения альфа-излучающими радиоизотопами [2].

Важнейшим подходом в рамках эоцентрического подхода является применение концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе, предложенной Г. Г. Поликарповым [193, 197]. В рамках данной модели предложена классификация зон биологического действия хронического облучения ионизирующей радиацией, соответствующих определенному диапазону величин мощности дозы (P): зона неопределенности ($P = 0,01\text{--}0,04 \text{ мГр}\cdot\text{год}^{-1}$), радиационного благополучия ($P = 0,04\text{--}5 \text{ мГр}\cdot\text{год}^{-1}$), физиологической маскировки ($P = 5\text{--}50 \text{ мГр}\cdot\text{год}^{-1}$), экологической маскировки ($P = 50\text{--}4000 \text{ мГр}\cdot\text{год}^{-1}$) и поражения экосистем ($P = > 4000 \text{ мГр}\cdot\text{год}^{-1}$) [193]. При этом непосредственно величину мощности дозы консервативно определяли исходя из величины удельной активности радиоизотопа в гидробионте, энергии излучения радиоизотопа и взвешивающего коэффициента, учитывающего вид излучения [132].

За последние 20 лет в рамках изучения защиты окружающей среды от радиационного воздействия был реализован ряд международных проектов Европейской Комиссии и Международного агентства по атомной энергетике (МАГАТЭ): EPIC – защита окружающей среды от ионизирующих загрязнителей в Арктике (2000–2003 гг.); FASSET – система для оценки экологического воздействия (2000–2004 гг.); ERICA – риск для окружающей среды от ионизирующей радиации: оценки и менеджмент (2004–2007 гг.); PROTECT – защита окружающей среды от ионизирующих излучений в контексте регулирования (2006–2008 гг.) [37]. Одним из результатов работы данных проектов была разработка программных пакетов,

предназначенных для оценки дозовых нагрузок и рисков воздействия ионизирующего излучения на биоту. Среди них наиболее современным и широко используемым программным средством в настоящее время является ERICA Assessment Tool [33, 37, 118, 135, 134, 159, 172].

В данной программе реализован комплексный подход к оценке и управлению рисками для природной среды, возникающими при воздействии ионизирующего излучения [160]. Основной целью данного подхода является количественная оценка риска эффектов для биоты, которая в свою очередь основана на оценке дозовых нагрузок на референтные (представительные) виды на основе данных дозиметрии и миграции радионуклидов в экосистеме и сравнении рассчитанной дозовой нагрузки с критическим уровнем воздействия [135]. В качестве такого критического уровня в рамках данного подхода рекомендуется использовать величину $10 \text{ мкГр} \cdot \text{ч}^{-1}$ ($0,24 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$), что было обосновано в ходе анализа распределения видов по чувствительности на основе данных о радиационных эффектах у представителей биоты, собранных в базе данных FREDERICA [141]. Утверждается, что этот предел дозовой нагрузки может быть принят в качестве универсального для обитателей морских, пресноводных и наземных экосистем, и что его не превышение может гарантировать пренебрежимо малый риск негативных последствий для биоты.

В рамках комплексного подхода, реализованного в программе ERICA Tool, применяется концепция референтных видов биоты, выбор которых осуществляется для конкретных экосистем в соответствии с рядом критериев [135, 163, 165, 166, 167, 168]. Это обусловлено тем, что биосфера характеризуется огромным видовым разнообразием и оценка дозовых нагрузок на каждый вид биоты невозможна.

В рекомендациях Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) отмечается, что при изучении дозовых нагрузок на биоту универсальный пороговый критерий $0,24 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ может быть снижен до $0,1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для млекопитающих и позвоночных животных и повышен до $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для растений и беспозвоночных

животных [167]. При не превышении значений мощности дозы облучения референтных видов биоты выше указанных критериев отсутствуют сведения о статистически значимых эффектах от ионизирующего излучения на репродукцию, заболеваемость и продолжительность жизни особей [167]. В отечественной литературе данные значения приняты в качестве критерия экологически безопасного радиационного воздействия [86, 87]. При этом, в качестве критерия предельно допустимого радиационного воздействия на объекты биоты приняты на порядок величин более высокие значения: $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для млекопитающих и позвоночных животных и $10 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для растений и беспозвоночных животных [86, 87].

Помимо пороговых дозовых критериев величины допустимого радиационного воздействия могут быть выражены через такие параметры, как контрольные уровни удельной активности радиоизотопов в компонентах природных экосистем, что является более удобным для практического применения [37, 86, 87, 90].

В рекомендательных документах Росгидромета [86, 87] приведены контрольные уровни удельных активностей радионуклидов в воде и донных отложениях морских экосистем, обеспечивающие безопасность морской биоты. Однако данные контрольные уровни базируются на обобщенных значениях коэффициентов накопления радионуклидов биотой и донными отложениями, а также рекомендованного выбора референтных групп организмов [167]. При этом не учитываются региональные особенности изучаемой акватории, что может приводить к заниженным или завышенным оценкам контрольных уровней [90].

Таким образом, в последние десятилетия в вопросах расчета дозовых нагрузок и нормирования содержания радионуклидов в морских экосистемах произошла смена парадигмы антропоцентрического подхода на экоцентрический. В современный период для расчета мощности дозы, формируемой в гидробионтах, от ионизирующего излучения радиоизотопов широкое применение нашел программный комплекс ERICA Assessment Tool. В качестве пороговых дозовых

критериев используют значения $0,1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для млекопитающих и позвоночных животных и $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для растений и беспозвоночных животных. Помимо дозовых критериев предложено использовать контрольные уровни удельной активности радиоизотопов в воде и донных отложениях в качестве нормативных величин, не превышение которых позволит обеспечить сохранение благоприятной окружающей среды. При этом, как при оценке дозовых нагрузок, так и контрольных уровней, предложено пользоваться концепцией референтных видов биоты.

Выводы к разделу 1

Проведено обобщение литературных данных о природных процессах, обуславливающих формирование самоочищения морских вод в отношении техногенных веществ как результата их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами экосистемы. Показано, что в рамках механизмов взаимодействий живого и косного вещества с радиоактивными компонентами морской среды наиболее важными являются гидрологические процессы, аккумулирующая способность гидробионтов, седиментация взвешенного биогенного и литогенного вещества в донные отложения. При описании вклада каждого из этих процессов в формирование качества природных вод предложено оперировать величинами потоков изучаемых веществ. В рамках гидробиологических исследований обоснована научно-практическая необходимость определения типа биогеохимического поведения, а также ведущих природных процессов, обуславливающих самоочищение водных масс морской экосистемы в отношении консервативных техногенных веществ, к которым относят радиоактивные изотопы плутония.

Показано, что во второй половине XX века началась активная наработка искусственных радиоизотопов плутония, в основном ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu , которые нашли применение в атомной энергетике, военной промышленности, космической

отрасли и медицине. В результате проведения ядерных испытаний в открытых средах и аварийных ситуаций на ядерных объектах это привело к поступлению долгоживущих альфа-излучающих радиоизотопов плутония в морские экосистемы, в том числе в Черное море.

Основными источниками поступления ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu в Черное море были глобальные выпадения после испытаний ядерного оружия, а также авария на Чернобыльской АЭС. Главными путями поступления радиоизотопов плутония были атмосферный перенос и водный путь, в основном со стоком крупных рек, впадающих в Черное море. Исследования по содержанию радиоизотопов ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в биотических и абиотических компонентах Черного моря проводились его различных регионах, начиная с конца 1980-х гг., и были приурочены, в основном к северо-западной шельфовой части Черного моря и его западной глубоководной части. Несмотря на довольно низкие величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, была отмечена высокая аккумулирующая способность черноморской биоты по отношению к плутонию, выраженная через величины коэффициентов накопления. Наибольшее число исследований было посвящено изучению пространственного распределения радиоизотопов плутония в поверхностном 0–5 см слое донных отложений различных регионов Черного моря.

Результаты изучения вертикального распределения ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в шельфовых и глубоководных районах Черного показали перспективность использования данных радиоизотопов для проведения геохронологической датировки донных отложений и определения биогеохимических параметров процессов осадконакопления, на основе которых, в свою очередь, возможна количественная оценка седиментационных потоков плутония в донные отложения.

Проведены оценки седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения глубоководной части Черного моря и в поверхностный 0–5 см слой осадков Севастопольской бухты в период 2007–2011 гг. Определены высокие значения

коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ черноморскими гидробионтами. Однако комплексные исследования по выявлению ведущих процессов формирования самоочищения природных вод в отношении радиоизотопов плутония в рамках конкретной экосистемы не проводились.

Показано, что для определения дозовых нагрузок на биоту в настоящее время одним из наиболее используемых инструментов является программный комплекс ERICA Assessment Tool. С его помощью можно рассчитать мощность дозы, формируемой ионизирующим излучением конкретного радиоизотопа в объекте биоты и сравнить ее с критерием экологически безопасного радиационного воздействия – значения $0,1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для млекопитающих и позвоночных животных и $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для растений и беспозвоночных животных. Как альтернатива дозовым критериям для нормирования содержания радионуклидов в морских акваториях предложено использовать контрольные уровни удельной активности радиоизотопов в воде и донных отложениях.

По результатам исследований в отношении радиоизотопов плутония, наряду с изучением других радиоактивных и химических загрязнителей, был выделен ряд потенциально критических зон в Черном море, приуроченных к шельфовым районам и эстуариям рек, в том числе и Севастопольская бухта. Показано, что определение содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в Черном море проводили в основном в воде и в донных отложениях преимущественно в открытой части моря. В прибрежной зоне исследования воды, донных отложений и гидробионтов носили эпизодический характер. Сделан вывод о необходимости комплексных исследований уровней удельной активности радиоизотопов плутония, их миграции и перераспределения. Эти данные необходимы для проведения количественной оценки формирования самоочищения природных вод в отношении радиоизотопов плутония как результата их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами морских экосистем и выявления ведущих процессов, обеспечивающих самоочищение водных

масс в отношении плутония. Актуально также определение уровня влияния дозовых нагрузок от радиоизотопов плутония на гидробионты. Для проведения такого рода исследования была выбрана Севастопольская бухта – полузакрытая прибрежная морская акватория, широко используемая в хозяйственной деятельности и отнесенная по степени антропогенной нагрузки к потенциально критическим зонам Черного моря.

РАЗДЕЛ 2 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В данном разделе диссертационной работы приводится карта-схема районов проведения исследований со станциями отбора проб. Обосновывается выбор объектов исследования, и показан объем обработанного материала. Дано описание методов, использованных в рамках настоящего исследования: радиохимической обработки, статистической обработки результатов измерений, методов определения радиоэкологических параметров, радиотрассерного метода геохронологической реконструкции донных отложений, методов расчета дозовых нагрузок и региональных контрольных уровней содержания радиоизотопов в воде и донных отложениях, метод расчета потоков элиминации радиоизотопов из водных масс.

2.1 Район исследований

Исследования проводились в период 2013–2021 гг. на 20 станциях в Севастопольской бухте, акватории ее внешнего рейда и реки Черная, впадающей в верховье бухты (рисунок 2.1).

В рамках проведения исследований было принято районирование акватории Севастопольской бухты на четыре района-бокса по гидролого-гидрохимическим и морфометрическим характеристикам, а также степени загрязненности [16, 98].

Для определения ведущих процессов формирования качества природных вод в отношении антропогенных радиоизотопов плутония как результата взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами экосистемы Севастопольской бухты проводили сбор всех основных компонентов экосистемы: воды, взвешенного вещества, донных отложений и гидробионтов.

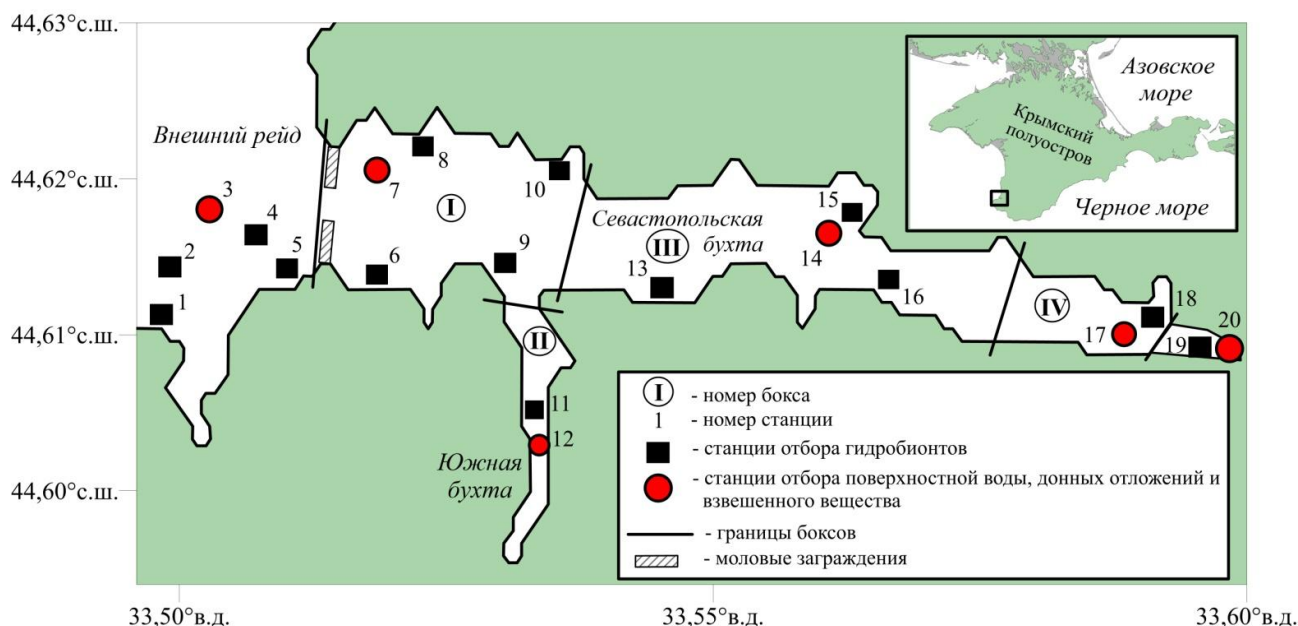


Рисунок 2.1 – Карта-схема станций отбора проб в Севастопольской бухте и её деление на районы-боксы

2.2 Объекты исследований, отбор проб и объем материала

Объектами исследований были биотические и абиотические компоненты экосистемы Севастопольской бухты и смежных акваторий: вода, гидробионты, донные отложения, а также взвешенное вещество. Последнее рассматривается как смешанный компонент, т. к. в его состав входят как биотическая (планктонные организмы), так и абиотическая (литогенные частицы) составляющие.

2.2.1 Вода и взвешенное вещество

Определяли удельную активность радиоизотопов плутония в поверхностных водах в растворенной ($^{238,239,240}\text{Pu}_{\text{раств}}$) и взвешенной ($^{238,239,240}\text{Pu}_{\text{взв}}$) формах, а также в интегральной ($\sum^{238,239,240}\text{Pu}$) – суммарная удельная активность $^{238,239,240}\text{Pu}$ в нефилтрованной пробе воды, состоящая из суммы растворенной и взвешенной формы радиоизотопов плутония.

Для определения содержания интегральной формы радиоизотопов плутония отбор проб поверхностной воды объемом 1000 л осуществлялся с использованием пластиковых емкостей вместимостью 20–50 л, которые затем транспортировали в лабораторию и определение плутония проводили в нефльтрованной воде. Однако параллельно на этой же станции отбирали пробу объемом 10 л для определения концентрации взвешенного вещества в морской воде. При наличии технической возможности отбор проб проводился с помощью центробежного насоса с пластиковым комплектом шлангов, в противном случае – вручную, с помощью пластиковых емкостей.

Для определения взвешенной формы плутония ($^{238,239,240}\text{Pu}_{\text{взв}}$) пробу воды объемом 4000–8000 л фильтровали через полипропиленовый фильтр-картридж с диаметром пор 0,45 мкм. На картридж отфильтровывали необходимое для радиохимического анализа количество взвешенного вещества, и в полученной взвеси проводили анализ на содержание плутония во взвешенной форме. Для измерения количества взвеси, сорбированной на картридже, проводили определение концентрации взвешенного вещества в воде, поступающей в фильтровальную установку, и в воде, выходящей из установки. Для анализа в воде растворенной формы радиоизотопов плутония ($^{238,239,240}\text{Pu}_{\text{раств}}$) отбирали 1000 л морской воды отфильтрованной от взвешенного вещества на фильтрах-картриджах с размером пор 0,45 мкм.

В случае отбора только проб взвешенного вещества и фильтрованной воды для получения значения интегральной удельной активности $\sum^{238,239,240}\text{Pu}$ суммировали $^{238,239,240}\text{Pu}_{\text{раств}}$ и $^{238,239,240}\text{Pu}_{\text{взв}}$. Метаданные по отбору проб воды приведены в таблице 2.1.

Всего в рамках проведенного исследования было отобрано проб поверхностной воды для определения: интегральной формы радиоизотопов плутония – 17, растворенной формы – 11, взвешенной формы – 11.

Таблица 2.1 – Метаданные по отбору проб поверхностной воды

№ п/п	№ ст.	Район отбора	Координаты, °с.ш. °в.д.	Глубина, м	Дата отбора	Форма ^{238,239,240} Pu		
						∑Pu	Pu _{раств}	Pu _{взв}
1	3	Внешний рейд	44°37.380 33°30.115	20	04.02.2019	+	+	+
2					08.04.2019	+	+	+
3					09.08.2019	+	+	+
4					26.11.2019	+	+	+
5					08.02.2021	+	+	+
6					10.04.2021	+	+	+
7					19.08.2021	+	+	+
8					24.11.2021	+	+	+
9	7	Бокс 1	44°37.562	15	30.05.2019	+	—**	—
10			33°30.349		09.06.2021	+	+	+
11	12	Бокс 2	44°36.537 33°31.804	16	03.09.2019	+	—	—
12	14	Бокс 3	44°37.291	13	13.06.2019	+	—	—
13			33°33.679		16.11.2021	+	+	+
14	17	Бокс 4	44°36.705	9	08.05.2019	+	-	-
15			33°35.918		24.05.2021	+	+	+
16	20	Устье реки	44°36.306	2	18.02.2020	+	—	—
17		Черная	33°36.150		09.06.2020	+	—	—
						17	11	11

Примечание: * «+» – отбор пробы проводился;

** «—» – отбор пробы не проводился.

С целью изучения сезонной динамики концентрации взвешенного вещества в поверхностных водах различных районов Севастопольской бухты был произведен отбор проб поверхностной воды объемом 10 л в различные месяцы в течение 2020–2021 гг. в рамках рассматриваемых боксов бухты. Всего для определения концентрации взвешенного вещества в воде отобрано 68 проб.

2.2.2 Гидробионты

Морская биота характеризуется большим видовым разнообразием, поэтому оценка воздействия антропогенных веществ на каждый вид гидробионтов не представляется возможной. Методология оценки состояния объектов окружающей среды в результате воздействия на них радиоактивных веществ в настоящее время опирается на анализ представительных объектов биоты из рекомендованных групп гидробионтов, которые составляют сравнительно небольшое число. Представительные объекты биоты и рекомендованные группы гидробионтов в мировой литературе называют также референтными объектами биоты (референтными видами) и референтными группами гидробионтов, соответственно [167, 168]. Данный подход применяется как в отечественной [85, 86, 87], так и в международной практике [167, 168].

Выбираемые для исследования референтные объекты биоты должны соответствовать ряду требований: экологическая значимость представителя биоты, доступность для мониторинга, радиочувствительность, способность к самовосстановлению. В соответствии с отечественными и международными документами рекомендуется выбирать представителей из следующих референтных групп гидробионтов: морские растения, моллюски, рыбы придонные, рыбы пелагические, ракообразные и морские млекопитающие [85, 86, 87, 163, 167].

В прибрежных экосистемах Севастопольской морской акватории ключевыми звеньями макрофитобентоса являются сообщества многолетних бурых водорослей цистозир (*Cystoseira* sp.) и красных водорослей филлофоры (*Phyllophora* sp.), на долю которых приходится 70,9 % общих запасов макрофитов [52, 23]. В теплый период года широкое распространение получают однолетние зеленые водоросли: кладофора *Cladophora* sp. и ульва *Ulva* sp. [23]. Таким образом, данные представители удовлетворяют требованиям экологической значимости, доступности

и способности к самовосстановлению, в связи с чем проводился отбор представителей данных родов макроводорослей. Также были отобраны пробы однолетних красных водорослей *Ceramium sp.* и многолетних морских трав: *Zostera sp.* и *Ruppia sp.*, также удовлетворяющих критерию доступности для мониторинга. Согласно рекомендациям [85] вес отбираемых проб составлял 0,5–1 кг. Всего было отобрано 26 проб представителей макрофитобентоса (таблица 2.2).

Таблица 2.2 – Метаданные по отбору проб макрофитобентоса

№ п/п	№ ст.	Объект исследования	Район отбора	Координаты, °с.ш. °в.д.	Глубина, м	Дата отбора
1	1	<i>Phyllophora sp.</i>	Внешний рейд	44°36.486 33°26.898	0,5	15.01.2021
2	2	<i>Phyllophora sp.</i>		44°36.990 33°29.682	11	30.07.2021
3	5	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Cladophora sp.</i> ; <i>Ulva sp.</i>		44°36.954 33°30.210	3	17.07.2019
6	6	<i>Cystoseira sp.</i>	Бокс 1	44°37.026 33°30.810	3	04.06.2020
7	8	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Cladophora sp.</i> ; <i>Ulva sp.</i>		44°36.710 33°31.086	4	09.08.2021
8	9	<i>Cystoseira sp.</i>		44°37.134 33°31.626	3	17.08.2021
9	10	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Ceramium sp.</i>		44°37.542 33°32.010	3	23.08.2020
10	11	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Cladophora sp.</i> ; <i>Ulva sp.</i>	Бокс 2	44°36.360 33°31.794	3	17.08.2021

продолжение таблицы 2.2

11	13	<i>Cystoseira sp.</i>	Бокс 3	44°36.948 33°31.802	3	09.10.2020
12	15	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Cladophora sp.</i> ; <i>Ulva sp.</i>		44°37.242 33°33.816	2	09.08.2021
13	16	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Zostera sp.</i>		44°36.966 33°31.696	3	17.08.2021
14	18	<i>Cystoseira sp.</i> ; <i>Cladophora sp.</i> ; <i>Ulva sp.</i> ; <i>Ruppia sp.</i>	Бокс 4	44°36.822 33°36.012	2	17.08.2021
15	19	<i>Cladophora sp.</i>	Устье р. Черная	44°36.306 33°36.150	1	09.06.2020

В качестве основного референтного представителя группы моллюсков были выбраны двустворчатые организмы-фильтраторы – мидии *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, удовлетворяющие большинству критериев выбора. Данные гидробионты являются одним из важнейших биоиндикаторных видов, они способны в высокой степени накапливать загрязняющие вещества [95]. Также мидии характеризуются оседлым образом жизни и широко распространены в бухтах Севастопольской морской акватории [24]. Помимо этого, изучаемый вид используется как один из основных объектов хозяйственного (устрично-мидийные фермы) и стихийного промысла в Севастопольской бухте [82, 116, 140]. На основании ранее проведенных исследований [105], где было показано, что более 90 % радиоизотопов плутония аккумулируется в раковинах мидий, в рамках настоящей работы были исследованы, в основном, раковины *M. galloprovincialis*. Вес каждой пробы составлял не менее 100 г (10–15 особей) [85]. В бухтах Севастопольской морской акватории мидии отбирались с донных субстратов, в на внешнем рейде бухты Севастопольская – с коллекторов устрично-мидийной фермы. При этом для

проб, отобранных на ферме в 2021 г., были исследованы как створки, так и мягкие ткани мидий. Метаданные по отбору проб мидий *M. galloprovincialis* представлены в таблице 2.3.

Таблица 2.3 – Метаданные по отбору проб мидий *M. galloprovincialis*

№ п/п	№ ст.	Район отбора	Координаты, с.ш. в.д.	Глубина, м	Дата отбора	Размер створок, см	Пол
1	4	Внешний рейд	44°37.044 33°29.976	6	07.02.2014	6–8	самки
2						8–9	
3						9–10	
4						10–11	
5						11–12	
6						6–8	самцы
7						8–9	
8						9–10	
9						10–11	
10						11–12	
11					09.06.2021	10–11**	—*
12							—
13	6	Бокс 1	44°37.026 33°30.810	3	04.06.2020	4–6	—
14	8		44°36.710 33°31.086	4	09.08.2021	5–7	—
15	10		44°37.542 33°32.010	3	23.08.2020	3–4	—
16	11	Бокс 2	44°36.360 33°31.794	3	17.08.2021	3–4	—
17	13	Бокс 3	44°36.948 33°31.802	3	09.10.2020	4–6	—

продолжение таблицы 2.3

18	15	Бокс 4	44°37.242 33°33.816	2	09.08.2021	4–6	–
19	16		44°36.966 33°31.696	3	17.08.2021	1–3	–
20	18		44°36.822 33°36.012	2	17.08.2021	5–7	–
21	19	Устье р. Черная	44°36.306 33°36.150	1	09.06.2020	3–4	–

Примечание: * – определение не проводилось;

** – изучались как створки, так и мягкие ткани мидий.

Также в Севастопольской бухте были отобраны пробы представителей брюхоногих моллюсков-хищников – рапаны *Rapana venosa* Valenciennes, 1846, являющихся важным звеном бентали черноморских экосистем [12, 35, 24]. В рамках настоящего исследования были изучены раковины данных моллюсков (таблица 2.4).

Таблица 2.4 – Метаданные по отбору проб рапаны *R. venosa*

№ п/п	№ ст.	Район отбора	Координаты, с.ш. в.д.	Глубина, м	Дата отбора	Размер створок, см
1	5	Внешний рейд	44°36.954 33°30.210	3	09.07.2020	4–6
2	10	Бокс 1	44°37.542 33°32.010	3	23.08.2020	3–5
3	11	Бокс 2	44°36.360 33°31.794	3	17.08.2021	4–6
4	15	Бокс 3	44°37.242 33°33.816	2	09.08.2021	4–6
5	18	Бокс 4	44°36.822 33°36.012	2	17.08.2021	3–4

Таким образом, всего было отобрано 26 проб моллюсков (таблицы 2.3, 2.4).

В качестве референтного объекта придонных рыб были изучены представители морского ерша *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758, удовлетворяющих критериям экологической значимости и доступности для мониторинга. Данный вид широко распространен в бухтах Севастопольской морской акватории [10] и используется в качестве биоиндикаторного при проведении экологических исследований [39, 40, 41, 200]. Пробы весом 0,8–1 кг [85] были отобраны в бухте Севастопольская и акватории ее внешнего рейда. Анализ проводился для целых особей, однако масса одной из проб позволила провести оценку содержания радиоизотопов плутония в некоторых тканях и органах морского ерша: мышцах, костях, печени и жабрах (таблица 2.5).

Таблица 2.5 – Первичные данные по отбору проб рыб *S. porcus*

№ п/п	№ ст.	Объект исследования	Район отбора	Координаты, с.ш. в.д.	Глубина, м	Дата отбора	Длина особей, см
1	2	Особи целиком	Внешний рейд	44°36.990 33°29.682	5	01.11.2018	8–12
2		Мышцы				17.04.2019	14–18
3		Кости					
4		Печень					
5		Жабры					
6		Особи целиком				16.06.2021	14–18
7	6	Особи целиком	Бокс 1	44°37.026 33°30.810	3	05.08.2019	7–10
8	8	Особи целиком		44°36.710 33°31.086	4	05.08.2019	12–15
9	13	Особи целиком	Бокс 3	44°36.948 33°31.802	3	23.04.2019	7–10

Также были отобраны пробы барабули *Mullus barbatus ponticus* Linnaeus, 1758 (придонный вид), спикары *Spicara flexuosa* Rafinesque, 1810 (придонно-пелагический вид), ставриды *Trachurus mediterraneus* Steindachner, 1868 и сельди *Alosa immaculata* Bennett, 1835 (пелагические виды) (таблица 2.6). Однако представители данных видов, в отличие от морских ершей, не обитают в бухтах Севастопольской морской акватории постоянно, заходя в них лишь в теплое время года, и мигрируя на значительные расстояния [10]. Поэтому в большей степени в рамках настоящей работы они были исследованы в качестве объектов сравнения с морскими ершами. Всего была исследовано 18 проб рыб (таблицы 2.5, 2.6).

Таблица 2.6 – Метаданные по отбору проб рыб – объектов сравнения

№ п/п	№ ст.	Объект исследования		Район отбора	Координаты, с.ш. в.д.	Глубина, м	Дата отбора	Длина особей, см
1	2	<i>S. flexuosa</i>	Особи целиком	Внешний рейд	44°36.990 33°29.682	10	01.11.2018	12–15
2		<i>M. barbatus</i>	Особи				16.06.2021	9–15
3		<i>ponticus</i>	целиком				14.11.2021	13–17
4		<i>T. mediterraneus</i>	Особи целиком				14.11.2021	11–16
5		<i>A. immaculata</i>	Особи целиком				14.11.2021	27–30
6			Мышцы					
7			Кости					
8			Печень					
9			Жабры					
10	13	<i>S. flexuosa</i>	Особи целиком	Бокс 3	44°36.948 33°31.802	3	15.03.2021	13–16

В качестве млекопитающих, встречающихся в бухтах Севастопольской морской акватории, были исследованы пробы выбросившейся на берег самки дельфина – азовки *Phocoena phocoena relicta* Abel, 1905 (таблица 2.7). К данному объекту применим критерий радиочувствительности, т.к. считается, что с повышением уровня биологической организации организмов повышается и их радиочувствительность [81].

Помимо вышеописанных представителей референтных для изучаемой акватории групп вызывает интерес изучение планктонных организмов. Они являются важнейшим продукционным звеном экосистемы с большой удельной поверхностью тела, и в рамках оценки роли биотических компонент экосистемы в процессах самоочищения вод в отношении плутония необходимо учитывать вклад данных организмов. Однако, отбор проб фито- и зоопланктона в Севастопольской бухте не проводили, т.к. для получения достоверного результата анализа необходима большая масса данных организмов (0,5–1 кг). В связи с этим были использованы литературные данные, где была показана высокая аккумулирующая способность фито- и зоопланктона в отношении радиоизотопов плутония [202, 203, 217, 218].

Таблица 2.7 – Метаданные по отбору проб *P. phocoena relicta*

№ п/п	№ ст.	Объект исследования	Район отбора	Координаты, с.ш. в.д.	Дата отбора
1	1	Брюшной жир	Внешний рейд	44°34.904 33°26.580	09.02.2022
2		Спинной жир			
3		Сердце			
4		Печень			
5		Мышцы			

Также в рамках 103-го рейса НИС «Профессор Водяницкий» (август–сентябрь 2018 г.) был осуществлен отбор проб зоопланктона – представителей подкласса *Copepoda* (веслоногие ракообразные). Пробы отбирали, облавливая слой воды 0–50 м сетью Богорова–Расса (диаметр входного кольца 80 см, размер ячеек 500 мкм) на 10 станциях вдоль южного побережья Крымского полуострова. Вес интегральной пробы составил 654 г, чего было достаточно для проведения радиохимического анализа и дальнейшего определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях зоопланктона. Полученные данные были использованы для оценки величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в зоопланктоне Севастопольской бухты с учетом того, что представители подкласса *Copepoda* являются одной из ключевых групп зоопланктона бухты, достигая в зимне-весенние месяцы 70–80 % по численности и биомассе [23, 120, 124, 145].

Таким образом, всего в рамках настоящей работы были отобраны 76 проб представителей гидробионтов.

2.2.3 Донные отложения

Отбор проб донных отложений проводился с использованием акриловой трубки диаметром 58 мм, оснащенной вакуумным затвором. Глубина полученных кернов осадка отличалась в зависимости от задач исследования и от места отбора (таблица 2.8). Непосредственно после отбора проб керн нарезали на слои 1–2 см при помощи винтового экструдера и металлической пластины толщиной 1 мм. В устье реки Черная был исследован лишь поверхностный 0–5 см слой донных отложений (таблица 2.8). Всего было отобрано 89 пробы донных отложений.

Таблица 2.8 – Метаданные по отбору проб донных отложений

№ п/п	№ ст.	Район отбора	Координаты, с.ш. в.д.	Глубина, м	Дата отбора	Высота керна, см	Нарезка керна с шагом, см	Кол- во проб, шт
3	8	Внешний рейд	44°37.380 33°30.115	20	30.05.2019	29,5	2	15
4	12	Бокс 1	44°37.562	15	06.02.2013	20	1	10
5			33°30.349		11.10.2016	42	2	21
6	17	Бокс 2	44°36.537 33°31.804	16	03.08.2020	21	2	11
7	19	Бокс 3	44°37.291 33°33.679	13	13.06.2019	29,5	2	15
8	22	Бокс 4	44°36.705 33°35.918	9	30.07.2019	31	2	16
9	25	Устье р. Черная	44°36.306 33°36.150	2	18.02.2020	5	5	1
Общее количество проб, шт								89

Таким образом, в рамках настоящего исследования в Севастопольской бухте и смежных акваториях были отобраны пробы поверхностной воды, взвешенного вещества, референтных видов гидробионтов и донных отложений. Всего для определения удельной активности радиоизотопов плутония в абиотических и биотических компонентах экосистемы было отобрано 204 пробы, а также 68 проб для определения концентрации взвешенного вещества в воде.

2.3 Методы исследования

2.3.1 Радиохимический метод выделения плутония из проб природных объектов

Радиохимическую обработку проб биотических и абиотических компонентов изучаемых акваторий проводили в соответствии с комплексной многоступенчатой методикой [50, 80, 187, 219]. Для каждого вида проб проводилась индивидуальная предварительная подготовка, затем по единой схеме проводили очистку и выделение плутония, его электроосаждение на стальные диски и измерение активности полученных счетных образцов на альфа-спектрометрическом комплексе (рисунок 2.2).



Рисунок 2.2 – Обобщенная схема многоступенчатой методики определения альфа-излучающих радиоизотопов плутония в природных объектах

В качестве радиотрассера химического выхода плутония в каждую пробу вносилось 10 мБк ^{242}Pu . По результатам измерений на альфа-спектрометре проводили расчет активности ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{242}Pu . Определяли суммарную активность $^{239+240}\text{Pu}$ в связи с близостью энергий альфа-частиц ^{239}Pu и ^{240}Pu (таблица 1), из-за чего энергетические спектры данных радиоизотопов перекрываются, а разрешающая способность прибора недостаточная для их разделения [50].

После отбора проб воды объемом 1000 л их доставляли в лабораторию, вносили ^{242}Pu и проводили концентрирование плутония методом соосаждения с использованием диоксида марганца (MnO_2) и гидроксида железа ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) в качестве соосадителей. Для уменьшения объема проб с 1000 л до 100–150 мл проводили трехкратное переосаждение каждой пробы с MnO_2 и двукратное – с $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Фильтры-картриджи со взвешенным веществом, собранным путем фильтрации 4000-8000 л воды, озоляли в муфельной печи в течение 5 суток, постепенно поднимая температуру до 500 °С.

Для определения концентрации общего взвешенного вещества пробы воды объемом 10 л фильтровали через предварительно доведенные до постоянного веса при температуре 60 °С мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Затем фильтры со взвесью вновь высушивали при 60 °С и определяли количество взвеси на фильтре по разнице веса фильтров до и после фильтрации.

Пробы гидробионтов после отбора промывали морской водой, очищая таким образом от обрастаний и налипших частиц донных отложений, после чего взвешивали. В лаборатории пробы высушивали в сушильном шкафу до постоянного сухого веса при 80 °С, затем озоляли в муфельной печи со ступенчатым подъемом температуры до 550 °С и отбирали аликвоты весом 10–20 г для дальнейшего анализа.

Пробы донных отложений после нарезки на слои транспортировали в лабораторию, взвешивали и высушивали в сушильном шкафу при 80 °С до

постоянного веса. Затем пробы гомогенизировали и отбирали аликвоты весом 20 г, которые подвергали озолению в муфельной печи при 500 °С.

После озоления в аликвоты проб золы взвешенного вещества, гидробионтов и донных отложений вносили ^{242}Pu и подвергали пробы двукратному выщелачиванию в смеси концентрированной азотной кислоты (HNO_3) и перекиси водорода (H_2O_2) на водяной бане. Каждый процесс выщелачивания проводили в течение 4-х часов, при этом плавно поднимая температуру воды в бане с 60 °С до 90 °С. После выщелачивания растворы центрифугировали в течение 10 мин при 3000 об·мин⁻¹, отделяя таким образом азотнокислый раствор, содержащий плутоний, от осадка.

Полученные растворы, наряду со сконцентрированными пробами воды, подвергали двухэтапной очистке при помощи колоночной хроматографии с использованием анионообменной смолы марки АВ-17-8 (первый этап, крупность смолы 0,125-0,250 мм) и Bio-Rad (второй этап, крупность смолы 0,075-0,125 мм). В результате полученные элюаты содержали лишь радиоизотопы плутония.

Затем проводили осаждение плутония из полученных элюатов на шлифованные диски из нержавеющей стали методом электролиза и подготавливали счетные образцы для измерений на альфа-спектрометре.

2.3.2 Измерения счетных образцов и статистическая обработка результатов измерений

Счетные образцы измеряли на альфа-спектрометрических комплексах фирмы ORTEC (США), оснащенных кремниевыми полупроводниковыми детекторами. Измерительные работы проводили в отделе Радиационной и химической биологии Института биологии южных морей РАН (г. Севастополь), лаборатории Общей радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Заречный), а

также в центре коллективного пользования Института геологии и минералогии СО РАН (г. Новосибирск).

Измерения каждой пробы проводили в течение 6–10 суток. Минимально детектируемая активность (МДА) при этом составляла $0,01 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ для проб воды и $0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ для проб гидробионтов, донных отложений и взвешенного вещества.

Для работы с энергетическими спектрами использовали программное обеспечение «Maestro» фирмы изготовителя прибора. Расчет величин удельной активности радиоизотопов плутония и статистическую обработку результатов измерений проводили в соответствии со стандартными в радиоэкологии и радиометрии методиками [50, 80, 170, 176, 182, 187].

Перед проведением измерений проб проводили измерения фона для каждого детектора. В дальнейшем чистый счет в пиках ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{242}Pu вычисляли по формуле:

$$N_{0,i} = N_i - N_{\phi,i}, \quad (1)$$

где $N_{0,i}$ – чистый счет в пике определяемого радиоизотопа (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$) или в пике радиоактивного трассера (^{242}Pu), имп;

N_i – измеренный счет в пике определяемого радиоизотопа (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$) или в пике радиоактивного трассера (^{242}Pu), имп;

$N_{\phi,i}$ – счет фона в пике определяемого радиоизотопа (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$) или в пике радиоактивного трассера (^{242}Pu), имп.

Калибровку энергетической шкалы приборов проводили с помощью стандартных источников с известной активностью ^{242}Pu (энергия альфа-излучения – 4,90 МэВ) и ^{243}Am (энергия альфа-излучения – 5,28 МэВ). Также по результатам

измерений стандартных источников определяли эффективность регистрации альфа-частиц полупроводниковыми детекторами по формуле:

$$E_{\alpha} = \frac{N_{0,242}}{t_{\text{ст}} \cdot A_{\text{ст}}}, \quad (2)$$

где E_{α} – эффективность регистрации альфа-частиц детектором, доли единицы;

$N_{0,242}$ – чистый счёт стандартного счетного образца в пике радиоактивного трассера ^{242}Pu , имп;

$t_{\text{ст}}$ – время измерения стандартного счетного образца на альфа-спектрометре, с;

$A_{\text{ст}}$ – активность ^{242}Pu в стандартном счетном образце, Бк.

Химический выход плутония вычисляли по соотношению активностей радиоактивного трассера ^{242}Pu непосредственно в счетном образце и в эталонном растворе, добавленном в пробу:

$$\eta = \frac{N_{0,242}}{t_{\text{изм}} \cdot E_{\alpha} \cdot A_{242}}, \quad (3)$$

где η – химический выход плутония, доли единицы;

$N_{0,242}$ – чистый счёт стандартного счетного образца в пике радиоактивного трассера ^{242}Pu , имп;

$t_{\text{изм}}$ – время измерения пробы на альфа-спектрометре, с;

E_{α} – эффективность регистрации альфа-частиц детектором, доли единицы;

A_{242} – активность стандартного раствора ^{242}Pu , внесенная в навеску пробы, Бк.

Активность ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в пробе с учетом радиохимического выхода определяли по формуле:

$$A_i = \frac{A_{242} \cdot N_{0,i}}{N_{0,242}}, \quad (4)$$

где A_i – активность определяемого радиоизотопа (^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$) в счетном образце, Бк;

A_{242} – активность стандартного раствора ^{242}Pu , внесенная в навеску пробы, Бк;

$N_{0,i}$ – чистый счет в пике определяемого радиоизотопа (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$), имп;

$N_{0,242}$ – чистый счёт в пике радиоактивного трассера ^{242}Pu , имп.

Удельную активность ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в биотических и абиотических компонентах экосистемы рассчитывали по формулам:

$$A_{\text{к.э.}} = \frac{A_i}{m_{\text{нав}}}; \quad (5)$$

$$A_{\text{к.э.}} = \frac{A_i}{V_{\text{пр}}}, \quad (6)$$

где $A_{\text{к.э.}}$ – удельная активность радиоизотопа в компоненте экосистемы, Бк·кг⁻¹ или Бк·м⁻³;

A_i – активность определяемого радиоизотопа (^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$) в счетном образце, Бк;

$m_{\text{нав}}$ – вес навески пробы, кг;

$V_{\text{пр}}$ – объем пробы, м³.

Относительную статистическую ошибку результатов измерений чистого счета $N_{0,i}$ в пиках определяемых изотопов и радиоактивного трассера определяли по формуле:

$$\sigma_{\text{отн}}(N_{0,i}) = \frac{\sqrt{N_i + N_{\phi,i}}}{N_{0,i}}, \quad (7)$$

где $\sigma_{\text{отн}}(N_{0,i})$ – относительная статистическая ошибка результатов измерений чистого счета $N_{0,i}$, доли единицы;

N_i – измеренный счет в пике определяемого радиоизотопа (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$) или в пике радиоактивного трассера (^{242}Pu), имп;

$N_{\phi,i}$ – счет фона в пике определяемого радиоизотопа (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$) или в пике радиоактивного трассера (^{242}Pu), имп.

Относительная статистическая ошибка результатов определения активностей определяемых радиоизотопов включает в себя относительные ошибки измерений чистого счета определяемых радиоизотопов и радиоактивного трассера, а также суммарную относительную ошибку активности трассера. В свою очередь, суммарная относительная ошибка активности трассера состоит из относительных ошибок активности стандартного раствора ^{242}Pu и относительной ошибки внесения трассера, обусловленной точностью используемой мерной посуды:

$$\sigma_{\text{отн}}(A_i) = \sqrt{\sigma_{\text{отн}}^2(N_{0,i}) + \sigma_{\text{отн}}^2(N_{0,242}) + \sigma_{\text{отн}}^2(A_{\text{ст}}) + \sigma_{\text{отн}}^2(V_m)}, \quad (8)$$

где $\sigma_{\text{отн}}(A_i)$ – относительная статистическая ошибка результатов определения активностей определяемых радиоизотопов (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$), доли единицы;

$\sigma_{\text{отн}}(N_{0,i})$ – относительная ошибка результатов измерений чистого счета $N_{0,i}$, доли единицы;

$\sigma_{\text{отн}}(N_{0,242})$ – относительная ошибка результатов измерений чистого счета радиоактивного трассера, доли единицы;

$\sigma_{\text{отн}}(A_{\text{ст}})$ – относительная ошибка активности стандартного раствора ^{242}Pu , доли единицы;

$\sigma_{\text{отн}}(V_{\text{м}})$ – относительная ошибка внесения трассера, обусловленная точностью используемой мерной посуды, доли единицы.

Абсолютную ошибку результатов определения удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах рассчитывали по формуле:

$$\sigma(A_{\text{к.э.}}) = A_{\text{к.э.}} \sqrt{\sigma_{\text{отн}}^2(A_i) + \sigma_{\text{отн}}^2(m_{\text{нав}})}; \quad (9)$$

$$\sigma(A_{\text{к.э.}}) = A_{\text{к.э.}} \sqrt{\sigma_{\text{отн}}^2(A_i) + \sigma_{\text{отн}}^2(V_{\text{пр}})}, \quad (10)$$

где $\sigma(A_{\text{к.э.}})$ – абсолютная ошибка результатов определения удельной активности ^{238}Pu или $^{239+240}\text{Pu}$ в компоненте экосистемы, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ или $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

$A_{\text{к.э.}}$ – удельная активность ^{238}Pu или $^{239+240}\text{Pu}$ в компоненте экосистемы, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ или $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

$\sigma_{\text{отн}}(A_i)$ – относительная ошибка результатов определения активностей определяемых радиоизотопов (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$), доли единицы;

$\sigma_{\text{отн}}(m_{\text{нав}})$ – относительная ошибка определения веса навески пробы, доли единицы;

$\sigma_{\text{отн}}(V_{\text{пр}})$ – относительная ошибка определения объема пробы, доли единицы.

Результаты определения удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ представлены в виде $A_{\text{к.э.}} \pm \sigma(A_{\text{к.э.}})$ и выражены в $\text{мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ для проб воды, $\text{мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ сырой массы для проб гидробионтов, $\text{мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ сухой массы для проб донных отложений и взвешенного вещества.

Расчет величин удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$, статистическую обработку результатов измерений и графическую визуализацию полученных данных проводили в программе Microsoft Excel.

2.3.3 Определение радиэкологических параметров перераспределения радионуклидов плутония в морской экосистеме

С целью количественной оценки аккумулирующей способности биотических и абиотических компонентов экосистемы бухты в отношении радионуклидов плутония проводили расчет величин коэффициентов накопления (K_H). Данный радиэкологический параметр показывает, во сколько раз концентрация (удельная активность) радионуклида в компоненте экосистемы больше концентрации (удельной активности) радионуклида в воде, и может быть выражен либо в $\text{л} \cdot \text{кг}^{-1}$, либо в $\text{кг} \cdot \text{кг}^{-1}$ [81]. В настоящей работе K_H представлены в $\text{л} \cdot \text{кг}^{-1}$:

$$K_H = \frac{A_{\text{к.э.}}}{A_{\text{в}}}, \quad (11)$$

где K_H – коэффициент накопления, $\text{л} \cdot \text{кг}^{-1}$

$A_{\text{к.э.}}$ – удельная активность радионуклида в компоненте экосистемы, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

$A_{\text{в}}$ – удельная активность радионуклида в воде, $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$.

Для количественной оценки роли донных отложений в перераспределении радионуклидов между водой и донными отложениями в морской экосистеме используют такой параметр, как фактор радиоемкости (F). Данный показатель указывает на долю радионуклида, аккумулируемую донными отложениями из водной толщи водоема. Величина F зависит от аккумулирующей способности

донных осадков, глубины водоема, а также от толщины аккумулирующего слоя осадка [81]:

$$F = \frac{K_H \cdot h}{H + K_H \cdot h} \cdot 100 \%, \quad (12)$$

где F – фактор радиоемкости, %;

K_H – коэффициент накопления радиоизотопа;

h – накапливающий радиоизотопы слой донных отложений, см;

H – глубина водоема, см.

В настоящей работе при расчете величин фактора радиоемкости донных отложений в качестве накапливающего слоя донных отложений был использован слой 0–5 см, что принято для прибрежных акваторий [77].

Важным радиоэкологическим параметром также является величина удельного запаса ($Z_{уд}$) радиоизотопа в компоненте экосистемы. Данный параметр рассчитывали по формуле (13) для изученного слоя донных отложений и по формуле (14) для гидробионтов:

$$Z_{уд} = \frac{\sum_{i=1}^n A_{до} \cdot m_i}{S_{до}}, \quad (13)$$

где $Z_{уд}$ – удельный запас радиоизотопа в изученной толще донных осадков, Бк·м⁻²;

$A_{до}$ – удельная активность радиоизотопа в i -м слое донных осадков, Бк·кг⁻¹;

m_i – масса i -го слоя сухой пробы донных осадков из керна, кг;

$S_{до}$ – площадь пробы из керна донных осадков, м².

$$Z_{\text{уд}} = A_{\text{ГБ}} \cdot B, \quad (14)$$

где $Z_{\text{уд}}$ – удельный запас радиоизотопа в представителях гидробионтов, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}$;

$A_{\text{ГБ}}$ – удельная активность радиоизотопа в представителях биоты, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

B – биомасса представителей биоты в экосистеме, $\text{кг} \cdot \text{м}^2$.

2.3.4 Радиотрассерный метод геохронологической реконструкции загрязнения донных отложений плутонием

Для определения возраста донных отложений на масштабе десятков лет и изучения процессов осадконакопления широко используются радиотрассерные методы, в рамках которых изучают вертикальное распределение радиоизотопов в толще осадков. При этом в качестве радиотрассеров используются радиоизотопы как природного (например, ^{210}Pb и ^{226}Ra), так и искусственного (^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu) происхождения [84, 80, 128, 130, 129, 139, 149, 152, 171, 175, 221]. Изучая вертикальное распределение радиоизотопов в донных отложениях, как правило, определяют пики удельной активности в них. Однако в прибрежных эстуарных зонах применение данного подхода может быть затруднено в связи с возможным периодическим перемешиванием поверхностного слоя донных отложений в результате штормовых процессов, биотурбации, якорных стоянок судов. Как следствие, профили вертикального распределения радиоизотопов могут характеризоваться многопиковостью, что существенно затрудняет датировку осадков.

При этом наряду с пиками максимумов удельной активности радиоизотопов, используют различные изотопные отношения [158, 171]. Использование того или иного идентификационного радиоизотопного соотношения зависит от источника и истории их поступления в конкретном изучаемом регионе, а также от метода их определения [171, 178].

Для радиоизотопов плутония используют отношение масс $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ если их удельную активность в компонентах экосистемы определяют с помощью масс-спектрометрических методов. Отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ применяют в случае использования альфа-спектрометрического метода при изучении поступления радиоизотопов плутония в природные экосистемы от радиоактивных выпадений после ядерных аварий, в частности на АЭС, и после ядерных испытаний, поскольку относительное количество ^{238}Pu в смеси реакторного плутония выше, чем в оружейном плутонии.

Применение метода альфа-спектрометрии наряду с уникальной радиоэкологической обстановкой, сложившейся в Черном море, позволили провести геохронологическую датировку донных отложений в Севастопольской бухте с использованием отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$. Уникальность радиоэкологической обстановки в Черном море заключается в наличии двух основных источников поступления плутония (глобальные радиоактивные выпадения после испытаний ядерного оружия и выпадения после аварии на ЧАЭС) с разобщенными по времени максимумами (1962 и 1986 гг., соответственно). Данные источники характеризуются различной изотопной композицией радиоизотопов плутония, что обуславливает на порядок величин различные значения отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$. Эти факты были положены в основу метода геохронологической датировки донных отложений Севастопольской бухты с применением в качестве радиотрассеров ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$.

Датировка определенных слоев донных отложений в соответствии с реперными датами, приуроченными к максимумам радиоактивных выпадений, а также дате отбора керна, позволили провести расчет одного из основных биогеохимических параметров процессов осадконакопления — скорости осадконакопления [80]:

$$SR = \frac{h_2 - h_1}{T_2 - T_1}, \quad (15)$$

где SR – скорость осадконакопления, $\text{мм} \cdot \text{год}^{-1}$;

h_1 – верхняя граница исследуемого слоя донных отложений, мм ;

h_2 – нижняя граница исследуемого слоя донных отложений, мм ;

T_1 – время максимальных выпадений глобального или чернобыльского происхождения, год ;

T_2 – время отбора керна, год .

Расчет величин скорости осадконакопления позволял провести датировку каждого слоя донных отложений в исследуемом керна, а также рассчитать величины абсолютных масс донных осадков. Данный параметр характеризует скорость аккумуляции осадочного вещества в донные отложения в исследуемом районе [80]:

$$MAR = \frac{m_{\text{б/с}} \cdot SR}{S_{\text{д}} \cdot h}, \quad (16)$$

где MAR – абсолютные массы донных осадков, $\text{г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$;

$m_{\text{б/с}}$ – масса столба донных отложений высотой h (мм) за вычетом солей, г (на сухой вес осадка);

SR – скорость осадконакопления, $\text{мм} \cdot \text{год}^{-1}$;

$S_{\text{д}}$ – площадь пробы из керна, м^2 .

2.3.5 Метод расчета дозовых нагрузок на гидробионты

Мощность дозы (P) от ионизирующего излучения альфа-радиоизотопов плутония для представителей референтных групп гидробионтов рассчитывали с

применением программного комплекса ERICA Assessment Tool версии 2.0 (далее ERICA Tool) [33, 37, 118, 135, 134, 144].

В программном комплексе ERICA Tool принят ряд допущений, один из которых связан с тем, что все организмы в программном коде представлены в качестве эллипсоидов, охарактеризованных тремя осями [135]. Учитывается доза облучения как от внешних источников (вода, донные отложения), так и от инкорпорированных внутри организма радионуклидов. Подход к оценке дозовой нагрузки на организм базируется на использовании DCF – коэффициентов дозовой конверсии – величин, позволяющих рассчитать мощность дозы, полученной организмом, исходя из предположения о равномерном распределении радионуклида внутри или вне организма [127, 135].

Важным методологическим аспектом остается неясность в оценке относительной вредности плотно-ионизирующих излучений по сравнению с низкоионизирующими, как в оценке дозовых нагрузок на биоту в целом, так и в реализации этого аспекта в программе ERICA Tool. В программе установлены коэффициенты относительной биологической эффективности (W_R): 1 – для высокоэнергетического бета и гамма-излучения, 3 – для низкоэнергетического бета излучения и 10 – для альфа-излучения. Однако, как было показано в литературном обзоре, в рекомендательных документах Российской Федерации и международных документах МКРЗ для альфа-излучения принимают $W_R = 20$ [34, 86, 87, 168]. Несомненным преимуществом использования программы ERICA Tool является тот факт, что при оценке дозовых нагрузок на биоту величины W_R можно изменять, и в настоящей работе данный коэффициент был принят равным 20.

Также при расчете дозовых нагрузок с использованием ERICA Tool используются значения удельных активностей радиоизотопов в объекте биоты, воде и донных отложениях, и коэффициенты накопления рассматриваемых радиоизотопов биотой и донными отложениями. При отсутствии каких-либо натурных данных из

водной экосистемы программный комплекс берет усредненные значения из базы данных FREDERICA – архива по радиоэкологическим параметрам радиоизотопов, дозиметрическим характеристикам и радиобиологическим эффектам, наблюдаемых у разных представителей биоты [141]. Это позволяет расширить диапазон рассматриваемых биотических компонентов экосистемы и провести оценку дозовых нагрузок для тех референтных групп организмов, пробы которых не отбирались в исследуемой экосистеме. В данной работе таковыми являлись группы фитопланктона и ракообразных (на примере крабов *Carcinus sp.*).

При использовании программы ERICA Tool имеется возможность выбора трех уровней детализации, отличающихся количеством параметров, которые можно задавать самостоятельно. В рамках настоящей работы использовали уровень детализации 3, что позволило проводить редактирование большинства параметров, определенных по натурным данным для биотических и абиотических компонентов экосистемы Севастопольской бухты.

2.3.6 Расчет региональных контрольных уровней удельной активности радиоизотопов в морских экосистемах

Контрольные уровни содержания радиоизотопов плутония в морской воде и донных отложениях, не превышение которых будет обеспечивать безопасность морской биоты Севастопольской бухты, рассчитывали согласно рекомендательным документам, разработанным в Российской Федерации [86, 87].

В рамках проведения расчетов контрольных уровней для морской воды руководствовались как радиационно-гигиеническим, так и экологическим критериями [86, 92, 93]. При расчете контрольных уровней для донных отложений рассматривается также радиационный критерий [83, 87].

В качестве радиационно-гигиенического критерия используется ограничение дозы облучения населения от потребления в пищу морепродуктов, которая не должна превышать 10 % от допустимого предела дозы для населения, принятого $1 \text{ мЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ [94], т.е. должна составлять не более $0,1 \text{ мЗв} \cdot \text{год}^{-1}$ [86].

В роли радиационного критерия рассматривается ограничение содержания радиоизотопов в донных отложениях уровнями, при достижении которых происходит переход отложений в категорию твердых радиоактивных отходов [83, 87].

В качестве экологического критерия принимаются значения критерия предельно допустимого радиационно-экологического воздействия на объекты морской биоты: $0,1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для млекопитающих и позвоночных животных и $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для растений и беспозвоночных животных [86, 87, 167].

В целях обеспечения экологической безопасности морской экосистемы рекомендовано в качестве финального контрольного уровня содержания радиоизотопа в морской воде и донных отложениях брать минимальное из рассчитанных по радиационно-гигиеническому, радиационному и экологическому критериям. Региональные контрольные уровни для воды и донных отложений в Севастопольской бухте в данной работе определялся согласно этой рекомендации.

2.3.7 Расчет величин удельных потоков выноса и перераспределения радиоизотопов плутония из водных масс морской экосистемы

Проводили количественную оценку удельных седиментационного, гидрологического и макробиотического (макроводоросли, моллюски и рыбы) потоков выноса и перераспределения радиоизотопов плутония из водных масс Севастопольской бухты. В данном исследовании рассматривается только макробиотический поток, так как вклад планктона в элиминацию плутония из

водных масс учитывается в седиментационном потоке выноса. Седиментационный поток выноса плутония из водных масс представляет собой биогеохимический поток выноса с суммарным взвешенным веществом, в состав которого входят как литогенные и биогенные минеральные составляющие, так и биотические составляющие. Этот поток формируется в результате физико-химического и биотического взаимодействия радиоизотопов плутония (в виде сорбции, соосаждения и аккумуляции) с составляющими частями взвешенного вещества. Также оценивали вклад процесса радиоактивного распада в элиминацию изучаемых радиоизотопов из водной толщи бухты.

Удельные седиментационные потоки рассчитывали на основе полученных данных об абсолютных массах донных осадков и уровнях удельной активности радиоизотопов плутония в них [21, 20]:

$$P_{\text{суд}} = A_{\text{до}} \cdot MAR \quad (17)$$

где $P_{\text{суд}}$ – удельный седиментационный поток радиоизотопов плутония, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$;

$A_{\text{до}}$ – удельная активность радиоизотопов плутония в донных осадках, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

MAR – абсолютные массы донных осадков, $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$.

Удельный гидрологический поток выноса радиоизотопов плутония из водных масс Севастопольской бухты в открытую часть моря был оценен исходя из данных о морфометрических характеристиках бухты и о периоде водообмена водных масс бухты с открытым районом моря [16, 21, 20, 59, 98, 121]:

$$P_{\text{гуд}} = \frac{A_{\text{в}} \cdot H_{\text{б.ср}}}{T_{\text{г}}} \quad (18)$$

где $P_{\text{Гуд}}$ – удельный гидрологический поток радиоизотопов плутония, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$;

$A_{\text{в}}$ – удельная активность радиоизотопов плутония в воде, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$;

$H_{\text{б.ср}}$ – средняя глубина бухты, м;

$T_{\text{в}}$ – период водообмена водных масс бухты с открытым районом моря, год.

Оценка удельного макробиотического потока выноса радиоизотопов плутония проводилась с привлечением литературных данных по биомассе и продукции основных групп гидробионтов Севастопольской бухты [32, 39, 45, 52, 55, 23, 97]:

$$P_{\text{Буд}} = A_{\text{Гб}} \cdot P_{\text{Гб}} \quad (19)$$

где $P_{\text{Буд}}$ – удельный макробиотический поток радиоизотопов плутония, $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$;

$A_{\text{Гб}}$ – удельная активность радиоизотопов плутония в гидробионте, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$;

$P_{\text{Гб}}$ – продукция гидробионта, $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$.

Общий удельный поток выноса радиоизотопов плутония из водной толщи Севастопольской бухты за счет взаимодействия плутония с биотическими и абиотическими компонентами экосистемы был рассчитан путем суммирования величин удельного гидрологического, макробиотического и седиментационного потоков:

$$\sum P_0 = P_{\text{Суд}} + P_{\text{Гуд}} + P_{\text{Буд}} \quad (20)$$

Так как радиоизотопы плутония подвержены радиоактивному распаду, то уменьшение их удельной активности в воде также обусловлено этим процессом. Поэтому, с использованием закона радиоактивного распада, был оценен вклад

радиоактивного распада ^{239}Pu и ^{240}Pu в элиминацию $^{239+240}\text{Pu}$ из водной толщи Севастопольской бухты.

$$\Sigma\Pi_t = \Sigma\Pi_0 \cdot e^{-\lambda t} = \Sigma\Pi_0 \cdot e^{-\frac{\ln 2}{T_{0,5}}t} = \Sigma\Pi_0 \cdot 2^{-\frac{t}{T_{0,5}}} \quad (21)$$

где $\Sigma\Pi_t$ – удельный годовой поток радиоизотопа с учетом радиоактивного распада через время t , $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$;

$\Sigma\Pi_0$ – начальный удельный поток радиоизотопа, $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$;

λ – постоянная распада, равная $\frac{\ln 2}{T_{0,5}}$, год^{-1} ;

t – время, за которое оценивали величину распада, год;

$T_{0,5}$ – период полураспада радиоизотопа, год.

Процесс самоочищения вод бухты от радиоизотопов плутония реализуется за счет суммы основных процессов, происходящих в экосистеме бухты, и поэтому количественно его можно охарактеризовать суммарным потоком элиминации плутония из воды $\Sigma\Pi_t$.

Выводы к разделу 2

В рамках выполнения диссертационной работы исследования проводились в акватории Севастопольской бухты, при этом было принято ее районирование на четыре района-бокса согласно гидролого-гидрохимическим и морфометрическим характеристикам, а также степени загрязненности. Помимо этого, пробы были отобраны в открытой части моря – акватория внешнего рейда Севастопольской бухты, и устье реки Черная, впадающей в ее верховье.

Для определения основных процессов формирования самоочищения природных вод Севастопольской бухты в отношении радиоизотопов плутония, и выявления среди них ведущего процесса, осуществлялся сбор основных биотических и абиотических компонентов экосистемы: воды, взвешенного вещества, донных отложений и гидробионтов. Отбор проб осуществляли на 20 станциях в районах исследования.

Всего в рамках проведенных исследований было отобрано и обработано 207 проб для определения удельной активности радиоизотопов плутония и 68 проб для определения концентрации взвешенного вещества в воде.

Радиохимическую обработку проб проводили в соответствии с общеизвестной многоступенчатой методикой, конечным этапом которой была подготовка счетных образцов – шлифованных дисков из нержавеющей стали с тончайшим слоем плутония на них. Счетные образцы измеряли на альфа-спектрометрических комплексах фирмы ORTEC, оснащенных полупроводниковыми детекторами. В качестве радиотрассера химического выхода плутония использовали стандартный раствор ^{242}Pu . При измерении проб в течение 6–10 суток минимально детектируемая активность составляла $0,01 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ для проб воды и $0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ для проб гидробионтов, донных отложений и взвешенного вещества.

На основе данных об уровнях удельной активности радиоизотопов плутония в биотических и абиотических компонентах экосистемы Севастопольской бухты определяли основные радиоэкологические параметры: коэффициенты накопления, фактор радиоемкости, удельные запасы.

Дано обоснование использования в рамках настоящей работы радиоизотопов плутония не только как объекта исследований, но и в качестве радиотрассеров процессов осадконакопления. Показано, что важную роль при этом играет уникальная радиоэкологическая обстановка, сложившаяся в Черном море – наличие двух основных источников поступления плутония с разобщенными по времени

максимумами выпадений и характеризующихся различной изотопной композицией ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$.

Для проведения расчетов мощности дозы от ионизирующего излучения радиоизотопов плутония для референтных видов биоты использовали современный программный комплекс ERICA Assessment Tool.

Региональные контрольные уровни $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях, обеспечивающие безопасность как биоты, так и человека, рассчитывали руководствуясь рекомендательными документами Росгидромета.

Определение значимости взаимодействия радиоизотопов плутония с абиотическими и биотическими компонентами экосистемы Севастопольской бухты и выявление основных процессов, обеспечивающих формирование самоочищения природных вод в отношении этих техногенных веществ, осуществляли посредством расчета величин седиментационного, гидрологического и макробиотического потоков элиминации $^{239+240}\text{Pu}$, а также оценивали вклад радиоактивного распада в уменьшение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в морской воде.

РАЗДЕЛ 3 ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ С БИОТИЧЕСКИМИ И АБИОТИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

В данном разделе диссертационной работы приведены результаты определения удельной активности радиоизотопов плутония (^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$) в поверхностных водах, взвешенном веществе, представителях референтных групп гидробионтов и донных отложениях в Севастопольской бухте. На основании полученных результатов количественно оценена аккумулирующая способность изученных биотических и абиотических компонент путем расчета коэффициентов накопления. Проведен расчет дозовых нагрузок на гидробионты от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$, а также региональных контрольных уровней удельной активности радиоизотопов плутония в воде и донных отложениях бухты, обеспечивающих безопасность морской биоты.

3.1 Вода и взвешенное вещество

Водная среда является основным местообитанием гидробионтов и поддержание ее состава на экологически приемлемом уровне очень важно для существования и развития водных организмов. Так как основным объектом исследования была выбрана Севастопольская бухта, в ней проводили определение современных (2019–2021 гг.) уровней радиоизотопов плутония в интегральной форме ($\sum^{238}\text{Pu}$ и $\sum^{239+240}\text{Pu}$) в поверхностных водах в рамках принятого районирования (рисунок 2.1).

Было установлено, что удельная активность $\sum^{238}\text{Pu}$ в исследуемый период была ниже предела детектирования ($<0,01 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-3}$) для 8 проб воды. Для других 9 проб величины удельной активности $\sum^{238}\text{Pu}$ в воде лежали в диапазоне значений $0,07\pm0,04$ – $0,33\pm0,11 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-3}$.

Одними из основных дозообразующих радиоизотопов в пост-чернобыльский период в акватории Черного моря являются $^{239+240}\text{Pu}$ [80, 119, 218]. Результаты определения удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах боксов Севастопольской бухты в 2019 и 2021 гг. приведены на рисунке 3.1.

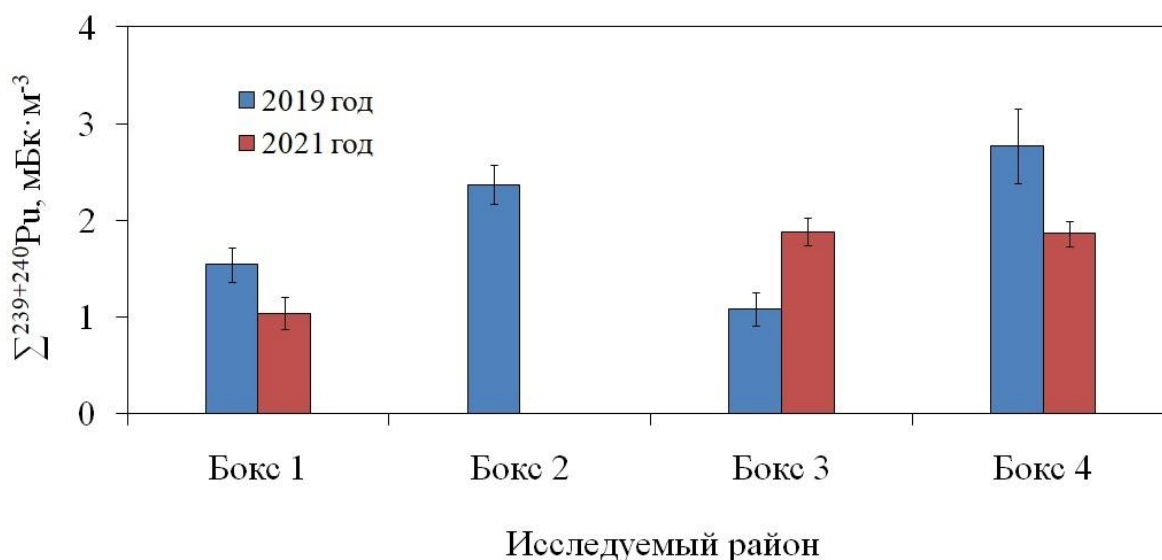


Рисунок 3.1 – Удельная активность $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностной воде боксов Севастопольской бухты в 2019 и 2021 гг.

Установлено, что в поверхностных водах бухты в рамках исследованных боксов величины удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ находились в диапазоне значений $1,04\pm0,43$ – $2,77\pm0,21 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-3}$ [67, 73, 191, 192]. При этом наибольшие значения были определены для относительно изолированных от открытой части моря районов бухты – боксов 2 (бухта Южная) и 4 (верховье бухты) (рисунок 2.2). В целом, полученные величины удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах бухты

были выше таковых, ранее определенных для глубоководной части Черного моря ($0,5\text{--}0,7 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-3}$) [210, 209].

Возможные сезонные колебания величин удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах исследуемых районов были изучены на примере акватории внешнего рейда Севастопольской бухты (рисунок 3.2). Показано, что на протяжении 2019 г. и на протяжении 2021 г. в различные климатические сезоны не наблюдалось однонаправленных изменений величин удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в воде с учетом ошибки определения. Однако в летние и осенние месяцы 2021 г. было отмечено небольшое снижение удельной активности в сравнении с 2019 г.

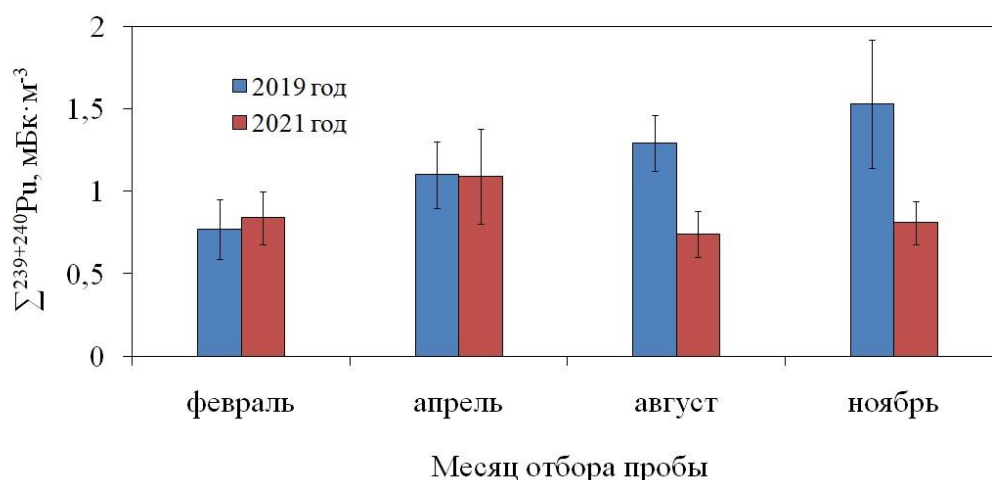


Рисунок 3.2 – Удельная активность $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностной воде акватории внешнего рейда Севастопольской бухты в 2019 и 2021 гг. в различные сезоны года

Среди всех исследованных районов, максимальное значение удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностной воде было определено для устьевой зоны реки Черная, в месте ее впадения в Севастопольскую бухту (ст. 20, рисунок 2.1) – $3,80 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-3}$ или $3,80\cdot 10^{-6} \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ [76]. Данное значение, как и другие полученные величины удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах Севастопольской бухты и смежных с ней акваторий, находилось на 3–5 порядков величин ниже

предельно-допустимых значений, приведенных в нормативных ($5,5 \cdot 10^{-1}$ Бк·л⁻¹ [94]) и рекомендательных ($12,3 \cdot 10^{-2}$ Бк·л⁻¹ [86]) документах Российской Федерации [76].

Более высокие значения удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах зоны смешения река–море (бокс 4 Севастопольской бухты и устье реки Черная) могут быть связаны с повышенным содержанием взвешенного вещества в этой части акватории. Данное предположение подтверждается наличием корреляционной связи между удельной активностью $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах исследуемых акваторий и концентрацией взвешенного вещества в воде (рисунок 3.3.). Парный коэффициент корреляции Пирсона для полученной зависимости составил 0,72, коэффициент детерминации – 0,51.

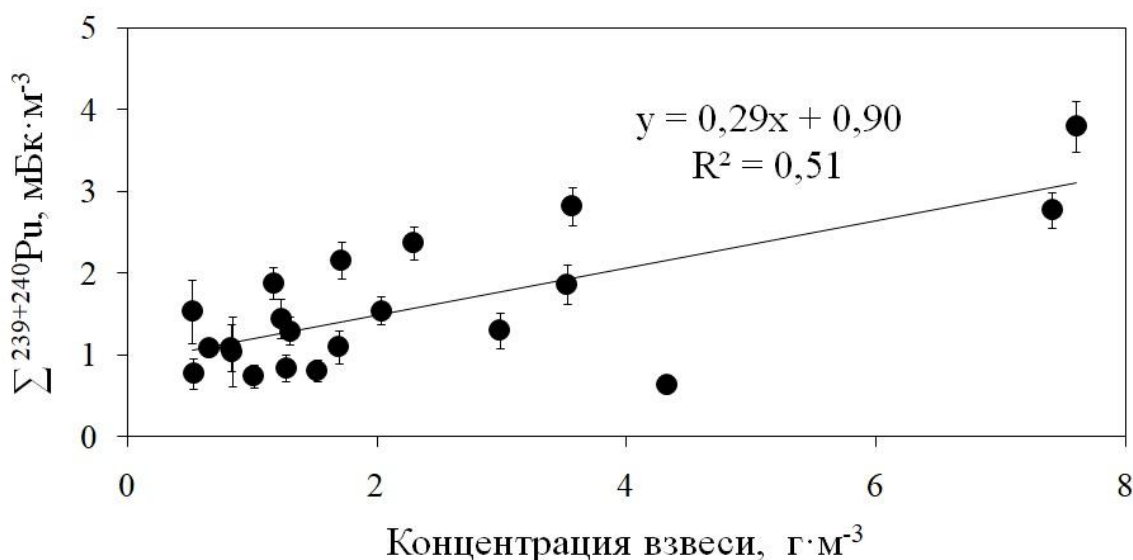


Рисунок 3.3 – Зависимость удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах районов исследования от концентрации взвеси

По результатам исследования содержания концентрации взвешенного вещества в поверхностной воде Севастопольской бухты показано, что для ее верховья более высокие значения являлись не эпизодическим фактом (рисунок 3.4).

При этом наибольшие величины концентрации взвеси были отмечены для боксов 3 и 4 в весенний и летний периоды [73]. Это может быть связано как с развитием планктонных организмов в теплые периоды года [44, 23], так и с более интенсивным литогенным стоком, приносимым рекой Черной, особенно во время паводка [16].

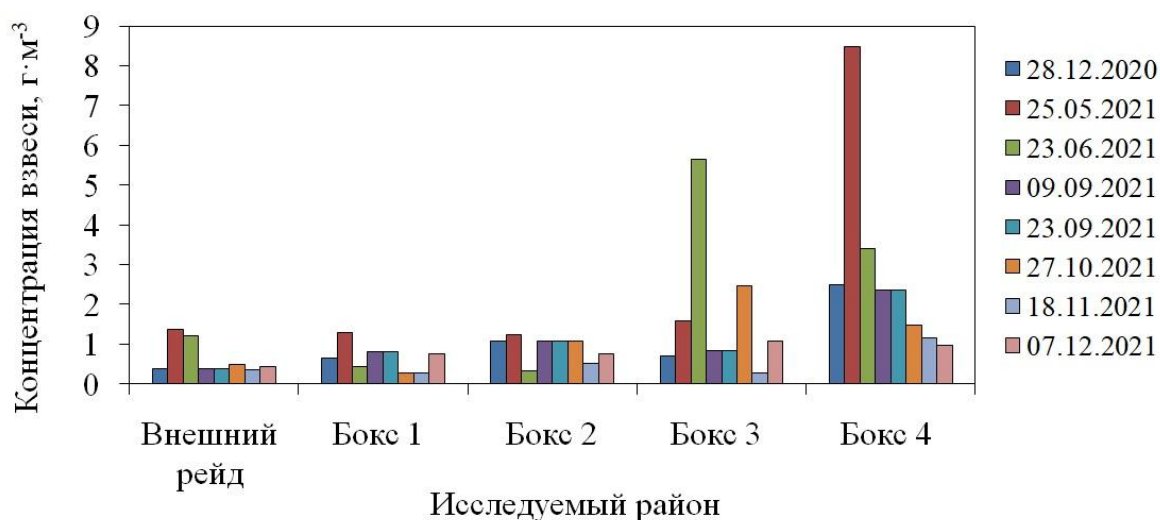


Рисунок 3.4 – Изменение концентрации взвешенного вещества в течение года в поверхностной воде Севастопольской бухты и ее внешнего рейда

Впервые для прибрежных акваторий Черного моря на примере Севастопольской бухты проведена оценка не только интегрального содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, но и доли $^{239+240}\text{Pu}$, находящегося в растворенной и во взвешенной форме. Показано, что по мере приближения к верховью бухты в воде возрастает доля $^{239+240}\text{Pu}$, адсорбированного на взвеси (рисунок 3.5).

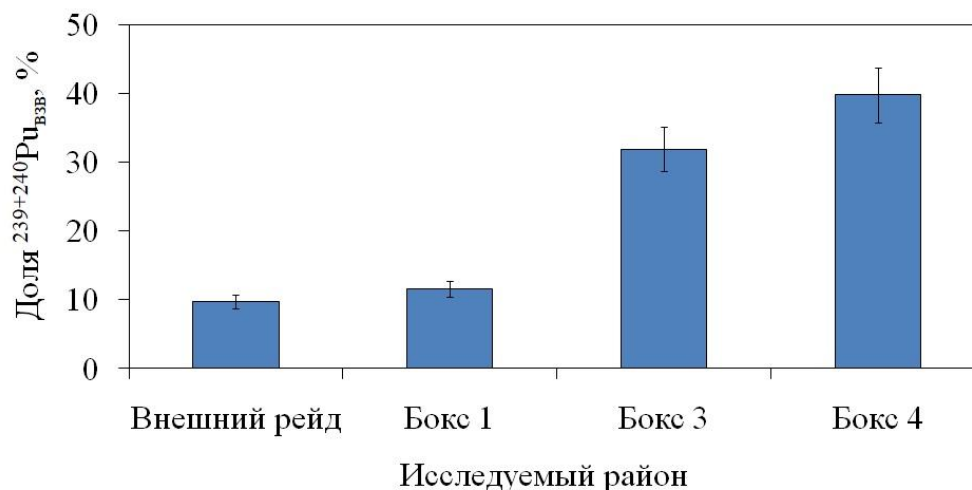


Рисунок 3.5 – Доля $^{239+240}\text{Pu}_{\text{взв}}$ в поверхностной воде районов исследования

Вероятно, наблюдаемая картина также обуславливается более высокими значениями концентрации взвешенного вещества в боксах 3 и 4 (рисунок 3.4).

Проведен расчет величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ на сухой вес взвешенного вещества в поверхностных водах бухты и оценена доля $^{239+240}\text{Pu}$ на биогенной и литогенной составляющей осадочного вещества [148] (рисунок 3.6).

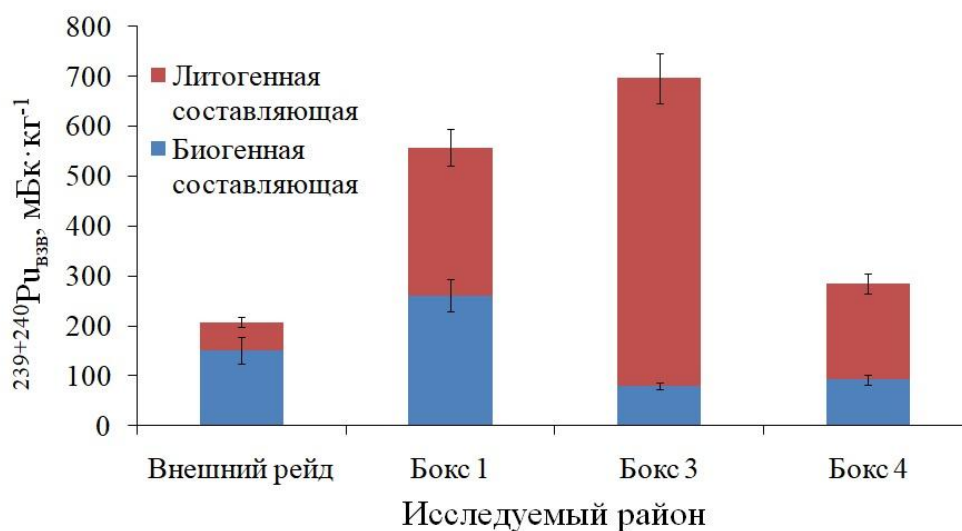


Рисунок 3.6 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}_{\text{взв}}$ на биогенной и литогенной составляющей осадочного вещества в поверхностных водах районов исследования

Показано, что извлечение $^{239+240}\text{Pu}$, как сорбционно-активного элемента, из морской воды посредством его выноса со взвесью в донные отложения в разных районах бухты связано с составом осадочного вещества. Так, в боксе 1 и на внешнем рейде в этот процесс более высокий вклад вносит биогенная составляющая осадочного вещества. В центральной части бухты и ее вершине (боксы 3 и 4) напротив, основную роль в элиминации $^{239+240}\text{Pu}$ играет литогенная составляющая, что обусловлено, по-видимому, твердым стоком реки Черная (рисунок 3.4).

Важную роль в процессе функционирования морских экосистем играет аккумулирующая способность их биотических и абиотических компонент в отношении загрязнителей различной природы [5, 6, 4, 22, 21, 19, 20, 28, 27, 29, 49, 65, 64, 79, 96, 154, 180, 190, 208, 216]. Для количественной оценки аккумулирующей способности взвешенного вещества в отношении радиоизотопов плутония, были рассчитаны величины коэффициентов накопления.

Полученные значения K_H ($^{239+240}\text{Pu}$) для взвешенного вещества в Севастопольской бухте находились в диапазоне величин: $(2,5 \pm 0,2) \cdot 10^5 - (6,1 \pm 0,2) \cdot 10^5$, при этом минимальные значения были характерны для верховья бухты (бокс 4), а максимальные – для ее устьевой части (бокс 1) [73]. Вероятно, это связано с преобладанием литогенной составляющей в осадочном веществе верховья бухты, которая характеризуется более высокой крупностью частиц по сравнению с устьевой частью бухты [60]. От размера частиц осадочного вещества, в свою очередь, зависит его сорбционная способность в отношении радиоизотопов плутония, и было показано, что осадочное вещество с более крупным размером частиц, имея меньшую удельную поверхность, обладает меньшей сорбционной способностью в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ [146, 156, 181].

На примере акватории внешнего рейда Севастопольской бухты было показано, что коэффициенты накопления радиоизотопов плутония (K_H ($^{239+240}\text{Pu}$)) взвешенным веществом могут изменяться от $(2,6 \pm 0,7) \cdot 10^4$ до $(5,0 \pm 0,9) \cdot 10^5$ в различные сезоны

года. При узком диапазоне величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}_{\text{раств}}$ в воде ($0,77 \pm 0,18 - 1,53 \pm 0,39$ мБк·м⁻³) различная аккумулирующая способность морской взвеси в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ может быть обусловлена размером частиц и ее качественным составом.

В целом, полученные порядки величин $K_H (^{239+240}\text{Pu})$ взвешенным веществом ($n \cdot 10^4 - n \cdot 10^5$) в Севастопольской бухте и акватории ее внешнего рейда, подтверждают выводы значительной интенсивности взаимодействия плутония со взвесью и высоким вкладе взвешенных частиц в процессы самоочищения морских вод от радиоизотопов плутония [156, 181, 183, 217].

3.2 Гидробионты

Определение современных уровней удельной активности радиоизотопов плутония в гидробионтах Севастопольской бухты важно, так как они принимают участие в процессах перераспределения изучаемых радиоизотопов в экосистеме бухты и формировании самоочищения ее природных вод. С другой стороны, это позволяет оценивать экотоксикологическое состояние биоты, т.к. от величин удельной активности радиоизотопов плутония зависит степень дозовой нагрузки, которой подвергаются морские организмы.

В рамках данной работы были изучены представители референтных групп биоты: макроводоросли и морские травы, двустворчатые и брюхоногие моллюски, демерсальные и пелагические рыбы, млекопитающие.

Удельная активность ^{238}Pu во всех изученных представителях гидробионтов Севастопольской бухты и смежных акваторий в период 2013–2021 гг. была ниже предела детектирования в рамках используемого метода ($< 0,1$ мБк·кг⁻¹ сырой массы). Поэтому далее приведены результаты определения удельной активности

$^{239+240}\text{Pu}$, как одного из основных дозообразующих радиоизотопов в современный период, в представителях различных групп биоты.

3.2.1 Макрофиты

Многолетние многоклеточные водоросли. Так как ключевым звеном макрофитобентоса Севастопольской морской акватории являются многолетние бурые водоросли *Cystoseira* sp. [52, 23], именно они были изучены наиболее подробно в настоящем исследовании (рисунок 3.7).

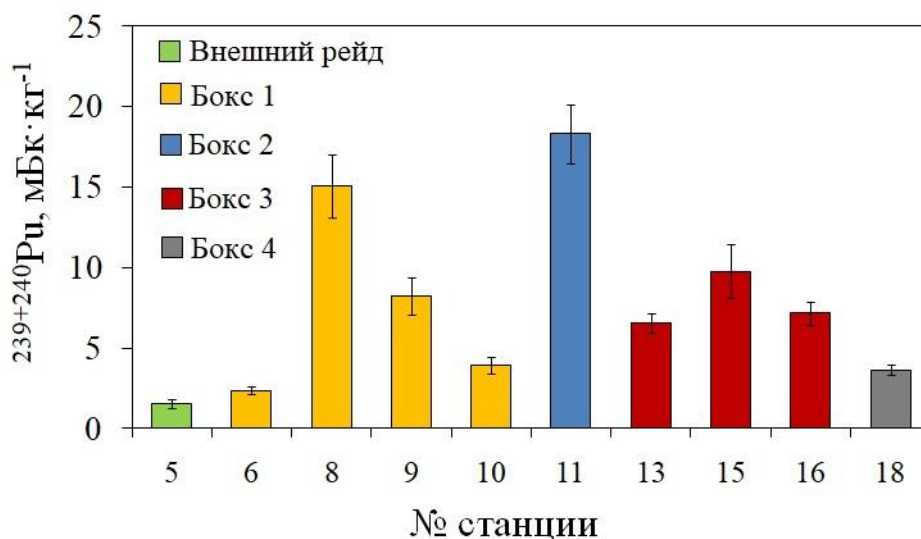


Рисунок 3.7 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в макроводорослях *Cystoseira* sp., отобранных на различных станциях в районах исследования

Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ (рисунок 3.7) в представителях *Cystoseira* sp. лежали в довольно широком диапазоне величин: от $1,55 \pm 0,25$ на внешнем рейде бухты, до $18,29 \pm 1,82$ мБк·кг⁻¹ в боксе 2 (бухта Южная) [73, 191, 192]. Более высокое значение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях *Cystoseira* sp. из бухты Южная может быть обусловлено тем, что данная акватория является полузамкнутой, частично изолированной от открытой

части моря, и в ней расположены многочисленные якорные стоянки судов. Это приводит к постоянному взмучиванию донных осадков, и возможной ремобилизации $^{239+240}\text{Pu}$ из осадков в придонный слой воды, откуда радиоизотопы могут аккумулироваться обитающими в данной акватории организмами. Вероятно, этим же объясняется относительно других станций высокое значение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ на станции 8, расположенной около причала пассажирских катеров.

Одной из ключевых составляющих макрофитобентоса в Севастопольской морской акватории являются заросли многолетней красной водоросли *Phyllophora* sp., однако непосредственно в Севастопольской бухте она не была обнаружена [52, 23], поэтому ее пробы были отобраны на внешнем рейде Севастопольской бухты.

Было установлено, что для водорослей, произрастающих на глубине 11 м, характерно более высокое значение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$, чем для таковых, обитающих на глубине 0,5 м: $24,73 \pm 3,57$ и $7,49 \pm 0,83$ мБк·кг⁻¹, соответственно.

Однолетние многоклеточные водоросли. Помимо представителей многолетних макроводорослей были изучены водоросли, произрастающие лишь в теплое время года. Среди них в Севастопольской бухте были выбраны зеленые водоросли *Ulva* sp. и *Cladophora* sp. и красные водоросли *Ceramium* sp.

Для однолетних зеленых водорослей были характерны более низкие значения величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ (рисунок 3.8). При этом среди пяти проб представителей *Ulva* sp. достоверный результат был получен только для пробы из бокса 3 ($1,32 \pm 0,75$ мБк·кг⁻¹), а для остальных проб удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ была ниже предела детектирования ($< 0,1$ мБк·кг⁻¹). В свою очередь, для водорослей *Cladophora* sp. были характерны уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$, не превышающие 1–2 мБк·кг⁻¹, за исключением проб из более изолированных от открытой части моря боксов 2 и 4, где величины достигали 8 мБк·кг⁻¹ (рисунок 3.9) [67, 69, 73]. Именно в этих боксах в 2019 г. были определены повышенные, по сравнению с другими боксами, удельные активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде (рисунок 3.1).

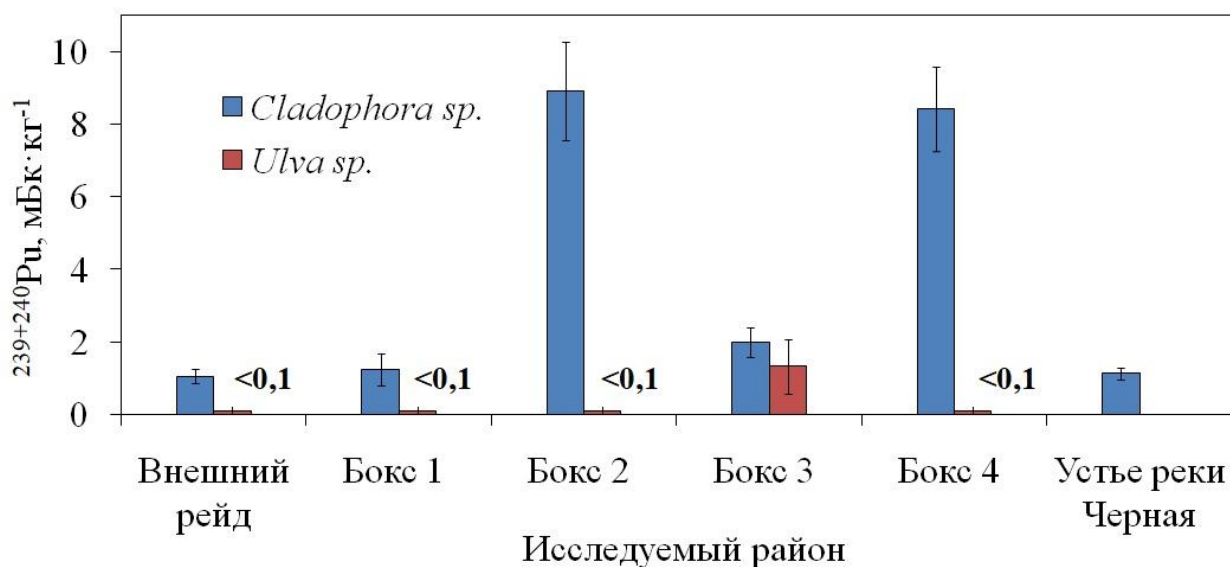


Рисунок 3.8 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в макроводорослях *Cladophora sp.* и *Ulva sp.* из исследуемых районов

Вероятно, более высокие уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях *Cladophora sp.* обусловлены их нитчатым строением и, следовательно, более высокой удельной площадью поверхностных покровов, взаимодействующих с морской водой, в отличие от *Ulva sp.*, для которых характерно пластинчатое строение таллома [186]. Также довольно низкая, в сравнении с многолетними видами, удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ определена для однолетних красных водорослей *Ceramium sp.* – $2,53 \pm 0,28 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$.

Морские травы. Помимо макроводорослей были исследованы представители многолетних морских трав, произрастающих в Севастопольской бухте у уреза воды в боксах 3 (*Zostera sp.*) и 4 (*Ruppia sp.*). Данные об уровнях удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в этих организмах для Черноморских экосистем получены впервые. Результаты показали, что для представителей *Zostera sp.* и *Ruppia sp.* были характерны относительно невысокие, в сравнении с многолетними макроводорослями, значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$: $4,31 \pm 0,45$ и $3,12 \pm 0,37 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ соответственно.

На рисунке 3.9 приведены усредненные величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях макрофитов Севастопольской бухты и ее внешнего рейда.

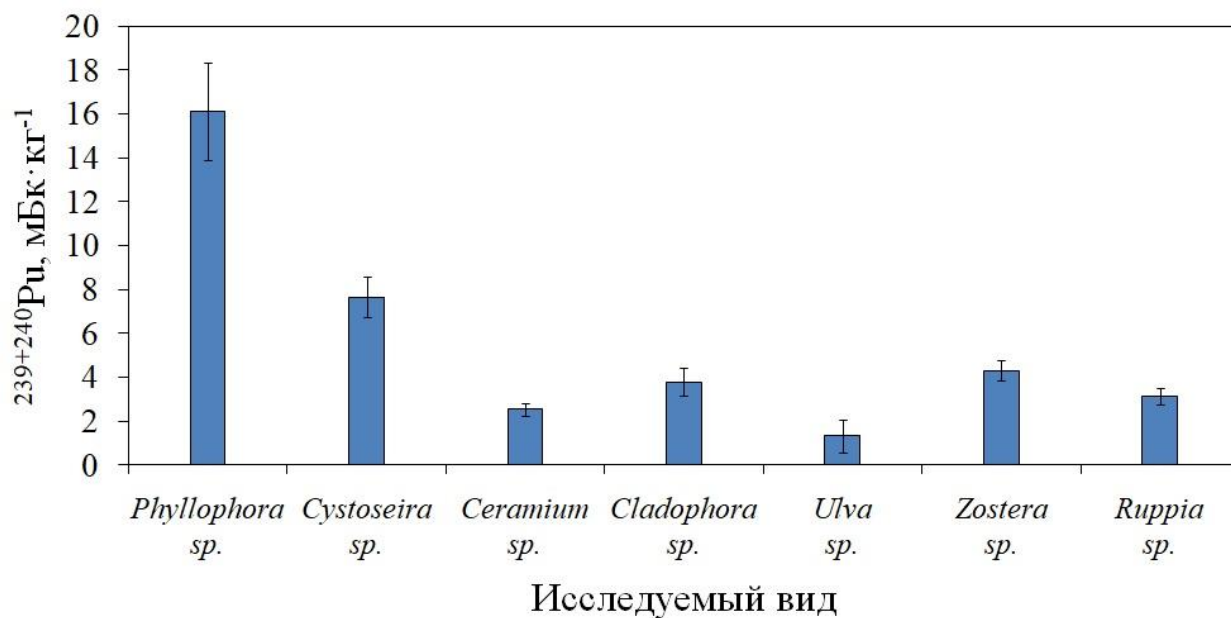


Рисунок 3.9 – Усредненные величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях макрофитов

Аккумулирующая способность макрофитов. Интенсивность взаимодействия плутония с биотой проявляется в аккумуляционной способности гидробионтов в отношении радиоизотопов плутония. Полученные результаты уровней радиоизотопов плутония в макрофитах и воде позволили количественно оценить аккумулярующую способность изученных представителей макрофитов посредством расчета величин $K_H(^{239+240}\text{Pu})$. Результаты представлены в таблице 3.1.

Полученные данные свидетельствуют о высокой аккумулярующей способности изученных представителей макрофитов в Севастопольской морской акватории в отношении радиоизотопов плутония [69, 73, 192]. При этом максимальные величины $K_H(^{239+240}\text{Pu})$ определены для многолетних красных и бурых водорослей *Phyllophora* sp. и *Cystoseira* sp. По всей видимости, это

обуславливается тем, что исследованные гидробионты являются многолетними макроводорослями и способны вегетировать круглый год, образуя новые структурные части таллома, в то время как активное развитие *Cladophora sp.*, *Ulva sp.* и *Ceramium sp.* приходится лишь на весенне-летний сезон, затем они отмирают [32, 186]. Произрастая в более отдаленные периоды времени после аварии на ЧАЭС, однолетние водоросли обитают в воде с более низкими уровнями удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$, в то время как многолетние виды могли обитать в воде с более высокими значениями удельной активности радиоизотопов плутония.

Таблица 3.1 – Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для макрофитов в районах исследования

Референтные группы гидробионтов	Объект биоты	Район исследования	$K_H (^{239+240}\text{Pu})$
Многолетние бурые водоросли	<i>Cystoseira sp.</i>	Внешний рейд	$2 \cdot 10^3$
		Бухта Севастопольская	$2 \cdot 10^3 - 12 \cdot 10^3$
Многолетние красные водоросли	<i>Phyllophora sp.</i>	Внешний рейд	$7 \cdot 10^3 - 24 \cdot 10^3$
Однолетние зеленые водоросли	<i>Cladophora sp.</i>	Внешний рейд	$1 \cdot 10^3$
		Бухта Севастопольская	$1 \cdot 10^3 - 4 \cdot 10^3$
		Устье реки Черная	$3 \cdot 10^2$
	<i>Ulva sp.</i>	Внешний рейд	< 10
		Бухта Севастопольская	$< 10 - 9 \cdot 10^2$
Однолетние зеленые водоросли	<i>Ceramium sp.</i>	Бухта Севастопольская	$2 \cdot 10^3$
Многолетние морские травы	<i>Zostera sp.</i>	Бухта Севастопольская	$3 \cdot 10^3$
	<i>Ruppia sp.</i>	Бухта Севастопольская	$1 \cdot 10^3$

Также, как известно, красные и бурые макроводоросли содержат в своем химическом составе такие органические вещества как агароид, альгиновые кислоты и фукоидан, являющиеся природными сорбентами радионуклидов и тяжелых

металлов [78, 63, 117], что обуславливает более сильную аккумулярующую способность представителей данных родов макроводорослей.

Более низкая аккумулярующая способность многолетних морских трав в отношении радиоизотопов плутония по сравнению с многолетними макроводорослями по всей видимости обусловлена меньшей удельной поверхностью их листовых пластин, в отличие от разветвленных талломов водорослей. Также полученный результат согласуется с тем фактом, что для высших наземных растений, которым свойственно корневое питание, были определены достаточно низкие величины коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ [18, 56].

3.2.2 Моллюски

$^{239+240}\text{Pu}$ в мидиях, произрастающих в разных условиях. В качестве референтных видов моллюсков были изучены двустворчатые моллюски-фильтраторы *M. galloprovincialis* и брюхоногие хищные моллюски *R. venosa*. Проводили определение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах моллюсков, т.к. ранее на примере *M. galloprovincialis* было показано, что именно в раковинах аккумулируется преимущественная доля $^{239+240}\text{Pu}$ по сравнению с мягкими тканями моллюсков [105].

Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах мидий *M. galloprovincialis*, обитавших в районах исследования в 2020–2021 гг., представлены на рисунке 3.10.

Наиболее более высокие значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах мидий были определены на станции 4 (рисунок 3.10). При этом стоит отметить, что моллюски с данной станции были собраны с коллекторов марихозайства, т.е. они обитали в толще воды, а не на дне, как моллюски с остальных станций. Поэтому более высокие величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ могут быть связаны с

различиями в образе жизни и условий питания моллюсков. Так, было показано, что у обитающих в толще воды мидий более высокие скорости биологических процессов, по сравнению с мидиями, живущими на грунте [99]. Это связано с тем, что на коллекторах мидии распределены равномерно, и, несмотря на плотность посадки, каждая особь моллюска лучше омывается водой, и, как следствие, лучше обеспечивается пищей. Как результат, наблюдали более высокие показатели жизненных процессов у мидий, что может приводить к усилению процессов аккумуляции веществ из водной среды, в том числе $^{239+240}\text{Pu}$ [69, 73, 192].

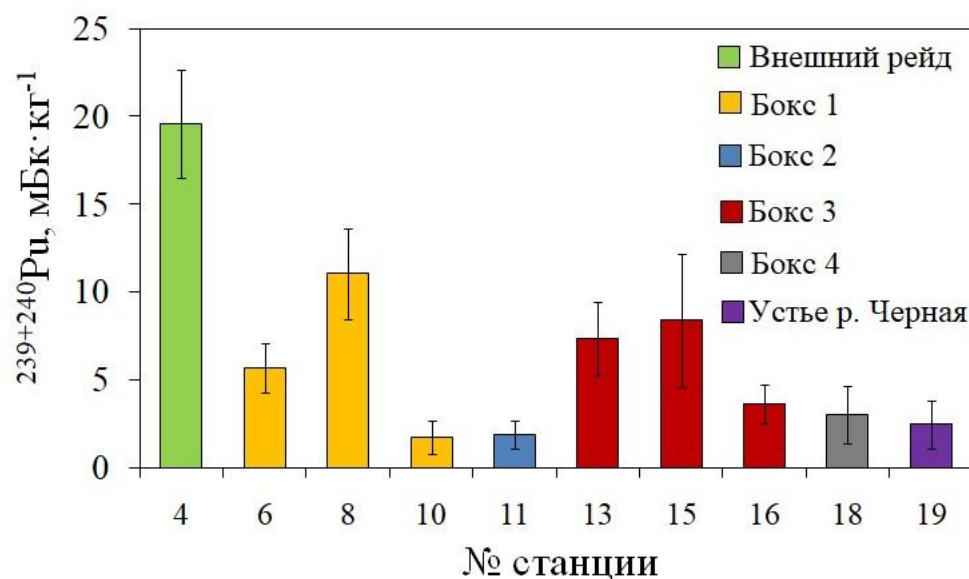


Рисунок 3.10 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах мидий *M. galloprovincialis*, отобранных на различных станциях районов исследования в 2020–2021 гг.

По результатам определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в мягких тканях мидий со станции 9 показано, что в них содержалось всего 6,5 % $^{239+240}\text{Pu}$ ($1,36 \pm 0,14$ мБк·кг⁻¹), в то время как 93,5 % ($19,58 \pm 3,09$ мБк·кг⁻¹) находилась в раковинах моллюсков. Данный результат согласуется с ранее проведенными исследованиями [105].

Более высокие значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах мидий, обитающих в толще воды на коллекторах марихозайства, были подтверждены по результатам обработки проб, отобранных в 2014 г. В рамках этого исследования особи мидий также были проанализированы с учетом их половой принадлежности. Средние величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах самок и самцов были практически идентичны в рамках ошибки определения: $18,43 \pm 4,34$ и $14,48 \pm 3,66$ мБк·кг⁻¹, соответственно. При этом максимальные значения для самок мидий достигали $48,43 \pm 7,39$ мБк·кг⁻¹, а для самцов – $33,82 \pm 5,28$ мБк·кг⁻¹ [73].

$^{239+240}\text{Pu}$ в мидиях разного размера. Зависимость содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах мидий, обитающих в Черном море, от их размера ранее не проводилась. Для некоторых тяжелых металлов, таких как Cu, Zn, Ni и Pb подобная зависимость отсутствовала [8]. Для некоторых радиоизотопов (^{40}K , ^{65}Zn , ^{144}Ce) была установлена обратная зависимость: с увеличением массы и размеров особей мидий удельная активность радиоизотопов снижалась [22]. При определении удельной активности ^{90}Sr в мидиях Черного моря было установлено увеличение удельной активности с ростом моллюсков [54]. В целом, было показано, что процессы накопления и кинетические закономерности минерального обмена морских организмов могут в значительной степени определяться размерами их особей и зависеть от поверхностно-массовых соотношений [22, 26].

Для мидий, обитающих в Севастопольской бухте, была определена линейная зависимость между размерными характеристиками их раковин и удельной активностью $^{239+240}\text{Pu}$ в них (рисунок 3.11). Коэффициент корреляции для полученной зависимости составил 0,71, коэффициент детерминации – 0,51.

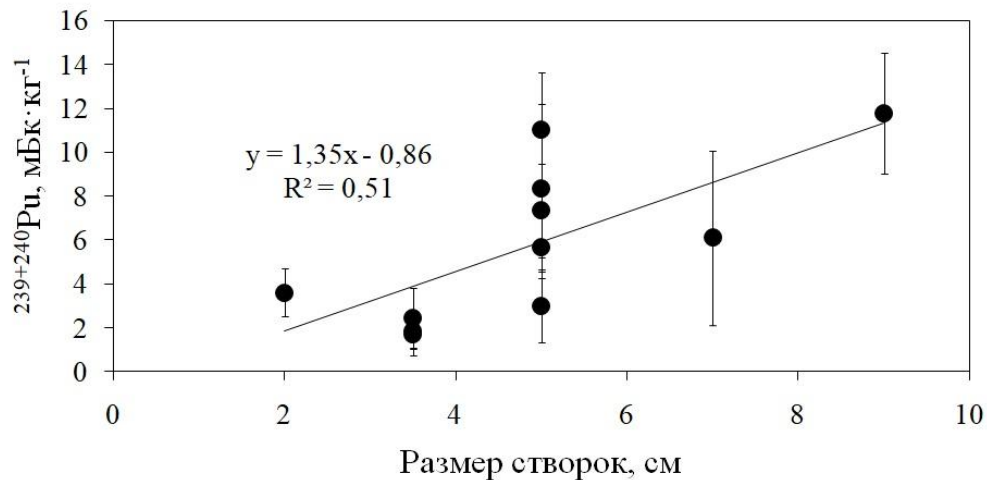


Рисунок 3.11 – Зависимость удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах мидий от их длины

$^{239+240}\text{Pu}$ в рапане. Определение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах хищного моллюска рапаны *R. venosa* (рисунок 3.12) в Севастопольской бухте проводили впервые. Для представителей данного вида более высокие значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ были определены в относительно изолированных от открытой части моря районах бухты (боксы 2 и 4), в то время как для особей, обитающих на внешнем рейде бухты и в боксе 3, полученные значения были ниже $0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$.

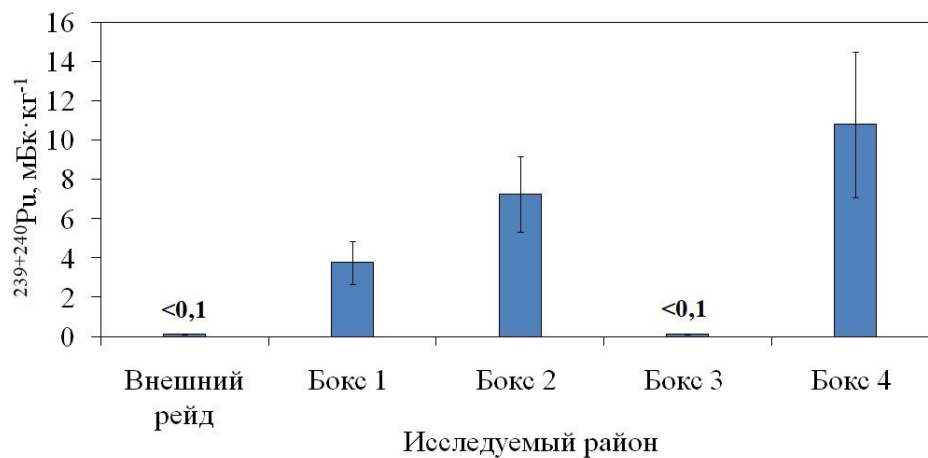


Рисунок 3.12 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в раковинах рапаны *R. venosa* из исследуемых районов

Аккумулялирующая способность моллюсков. На основании полученных результатов была оценена аккумулялирующая способность раковин двустворчатых и брюхоногих моллюсков в отношении радиоизотопов плутония (таблица 3.2).

Таблица 3.2 – Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для раковин моллюсков в районах исследования

Референтная группа гидробионтов	Объект биоты	Район исследования	$K_n (^{239+240}\text{Pu})$
Двустворчатые моллюски	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Внешний рейд	$4 \cdot 10^3 - 47 \cdot 10^3$
		Бухта Севастопольская	$1 \cdot 10^3 - 9 \cdot 10^3$
		Устье реки Черная	$7 \cdot 10^2$
Брюхоногие моллюски	<i>Rapana venosa</i>	Внешний рейд	< 10
		Бухта Севастопольская	$< 7 - 5 \cdot 10^3$

Показано, что раковины *M. galloprovincialis* обладали более высокой аккумулялирующей способностью в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, по сравнению с раковинами *R. venosa* [73]. Вероятно, определенную роль в установленных различиях могут играть особенности питания изученных видов. Так, мидии профильтровывают значительное количество воды, отфильтровывая взвешенное вещество и питаются микроводорослями и детритом [82, 91, 207]. При этом, как было показано выше, взвешенное вещество, которое включает в себя и планктонные организмы с детритом, обладает высокой аккумулялирующей способностью в отношении радиоизотопов плутония. В свою очередь, основу рациона *R. venosa* в Черном море составляют представители двустворчатых моллюсков, в том числе *M. galloprovincialis* [11, 12, 35]. А так как мягкие ткани мидий на порядок величин слабее аккумулялируют $^{239+240}\text{Pu}$ (K_n для мягких тканей составил $(1,3 \pm 0,3) \cdot 10^3$, а для створок – $(1,9 \pm 0,5) \cdot 10^4$), то, по всей видимости, переход радиоизотопов плутония по этому звену пищевой цепи незначителен.

3.2.3 Рыбы

$^{239+240}\text{Pu}$ в демерсальных рыбах. В качестве референтного вида рыб в Севастопольской морской акватории были изучены демерсальные хищные рыбы *S. porcus*. Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях данного вида в 2019 г. представлены на рисунке 3.13.

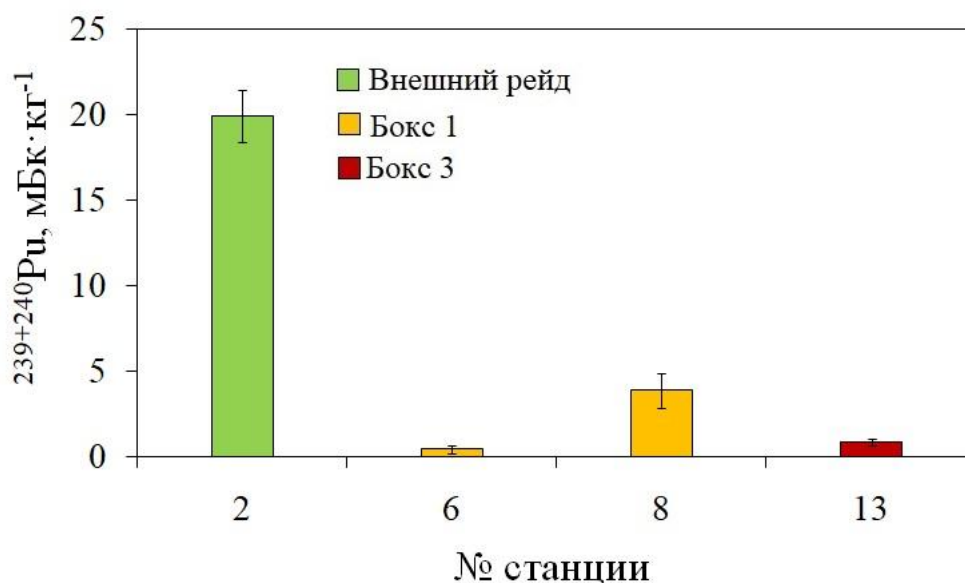


Рисунок 3.13 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в рыбах *S. porcus*, отобранных на различных станциях районов исследования в 2019 г.

Показано, что для особей *S. porcus*, обитавших в Севастопольской морской акватории в 2019 г. были характерны различные уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ [73]. Вероятно, это может быть обусловлено разным размером особей. Так, особи из акватории внешнего рейда были более крупными, достигая 18 см в длину, в то время как рыбы, обитавшие в Севастопольской, в среднем не превышали 12 см. Как известно, размерные характеристики морского ерша не всегда могут коррелировать с возрастом, а в большей степени зависят от условий питания [112]. Таким образом, нельзя утверждать, что для особей *S. porcus* из акватории внешнего

рейда были характерны более высокие значения удельной активности радиоизотопов плутония вследствие их большей продолжительности жизни.

По всей видимости, основную роль в процессах накопления $^{239+240}\text{Pu}$ придонными рыбами играют индивидуальные особенности жизнедеятельности каждой популяции: места их обитания (заиленные или каменистые участки дна), условия и объекты питания (ракообразные, моллюски, рыбы), а также различная скорость роста, в зависимости от обеспеченности питанием.

В пользу данного предположения может свидетельствовать тот факт, что в пробах *S. porcus*, отобранных на внешнем рейде Севастопольской бухты в 2018 г., определена удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$, равная $0,68 \pm 0,26 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$. Данное значение практически в 30 раз ниже такового для особей, отобранных в 2019 г. ($19,90 \pm 1,50 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$) и более чем в 16 раз ниже, чем для особей отобранных в 2021 г. ($11,05 \pm 0,97 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$). При этом длина особей, изученных в 2019 г., составляла 9–12 см, а для особей более поздних лет – 14–18 см.

$^{239+240}\text{Pu}$ в пелаго-бентосных и пелагических рыбах. В качестве объектов сравнения на внешнем рейде Севастопольской бухты в 2021 г. были отобраны представители барабули *M. barbatus ponticus* и ставриды *T. mediterraneus*, чья суммарная доля в лове в прибрежной зоне Севастополя составляла от 30 до 60 % в последние годы [39, 125]. Помимо этого, были исследованы представители пелаго-бентосных рыб спикары *S. flexuosa* и пелагических рыб – сельди *A. immaculata*. Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в данных видах представлены на рисунке 3.14.

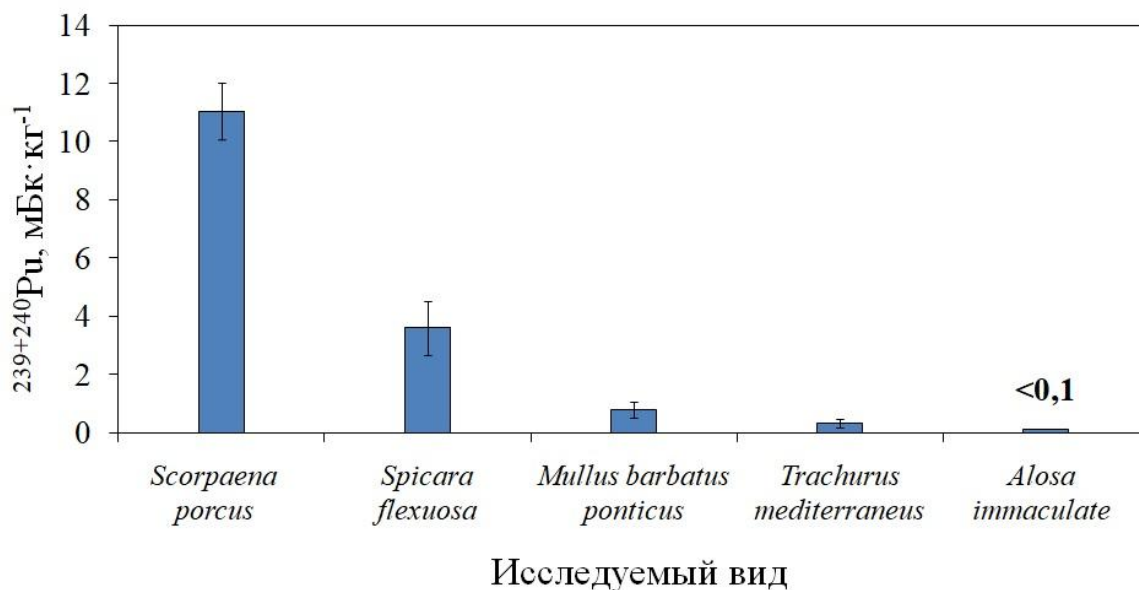


Рисунок 3.14 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях различных видов рыб внешнего рейда Севастопольской бухты в 2021 г.

Аккумулирующая способность рыб. Полученные результаты по удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в рыбах и морской воде позволили количественно оценить аккумулирующую способность исследованных видов рыб в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ (таблица 3.3).

Таблица 3.3 – Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для рыб, обитающих в бухтах Севастопольской морской акватории

Референтная группа гидробионтов	Объект биоты	Район исследования	$K_H (^{239+240}\text{Pu})$
Придонные рыбы	<i>Scorpaena porcus</i>	Внешний рейд	$1 \cdot 10^3 - 1 \cdot 10^4$
		Бухта Севастопольская	$3 \cdot 10^2 - 3 \cdot 10^3$
	<i>Mullus barbatus ponticus</i>	Внешний рейд	$<10 - 8 \cdot 10^2$
Придонно-пелагические рыбы	<i>Spicara flexuosa</i>	Внешний рейд	$3 \cdot 10^3$
		Бухта Севастопольская	$2 \cdot 10^3$
Пелагические рыбы	<i>Trachurus mediterraneus</i>	Внешний рейд	$3 \cdot 10^2$
	<i>Alosa immaculata</i>		<10

Показано, что для придонных рыб *S. porcus*, ведущих оседлый образ жизни, характерны более высокие значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ и $K_H (^{239+240}\text{Pu})$, чем для рыб *M. barbatus ponticus*, также обитающих у дна, однако мигрирующих на значительные расстояния [73]. Пелаго-бентосные рыбы *S. flexuosa* также могут накапливать $^{239+240}\text{Pu}$ в значительных количествах, вероятно в силу своего широкого спектра питания: от мелких беспозвоночных во время обитания у дна, до молоди других рыб и микроводорослей во время обитания в толще воды [10]. В свою очередь, для рыб *T. mediterraneus* и *A. immaculata*, обитающих в пелагиали и в процессе своей жизнедеятельности мигрирующих на значительные расстояния [10], была характерна самая низкая аккумулирующая способность в отношении радиоизотопов плутония. Будучи хищными, данные виды в основном питаются молодью других рыб и зоопланктоном, и, не смотря на продолжительность жизни, достигающую 10–14 лет [10], практически не накапливают $^{239+240}\text{Pu}$.

Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в отдельных тканях и органах рыб. Для определения уровней удельной активности радиоизотопов плутония в отдельных тканях и органах, в наибольшей степени аккумулирующих радиоизотопы плутония, на примере особей *S. porcus* из акватории внешнего рейда Севастопольской бухты была определена удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в их мышцах, костях, жабрах и печени. Результаты приведены на рисунке 3.15.

Впервые для черноморских рыб на примере морского ерша показано, что большая часть (более 50 %) $^{239+240}\text{Pu}$ в демерсальных рыбах аккумулируется в жабрах, приблизительно одинаковые количества аккумулируют кости и печень (20,1 и 20,3 %, соответственно), и лишь небольшая часть плутония (6,2 %) накапливается в мышцах.

Подобное исследование также было выполнено для пелагических рыб *A. immaculata*, однако для всех тканей и органов, как и для особей исследованных

целиком, удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ была ниже предела детектирования ($0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$).

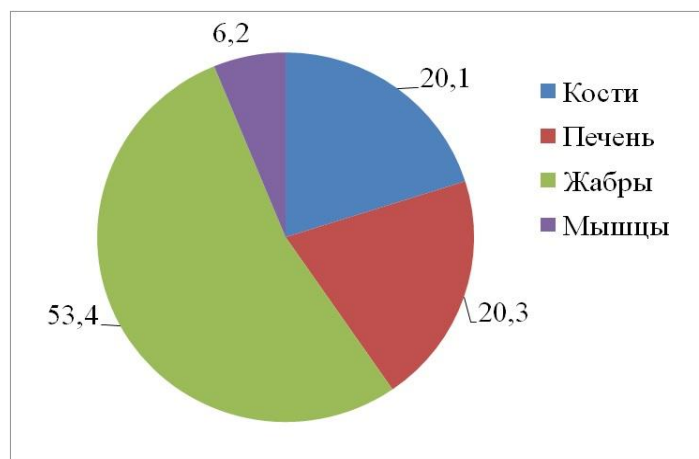


Рисунок 3.15 – Доля $^{239+240}\text{Pu}$ (%) в тканях и органах рыб *S. porcus*

Полученная закономерность распределения $^{239+240}\text{Pu}$ в организме морского ерша соответствует результатам исследований, проведенных на пелагических рыбах из Атлантического океана, Балтийского, Баренцева и Карского морей [78, 169, 205]. В данных работах показано, что органами, в наибольшей степени накапливающими радиоизотопы плутония в организмах рыб являются жабры, скелет и печень, однако при этом коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ составляли величины порядка $n \cdot 10^1$ – $n \cdot 10^2$. В рамках настоящего исследования для органов и тканей *S. porcus*, ведущих придонный образ жизни, $K_H (^{239+240}\text{Pu})$ лежали в диапазоне величин от $(2,3 \pm 0,3) \cdot 10^3$ (мышцы) до $(2,0 \pm 0,2) \cdot 10^4$ (жабры). Следовательно, при прочих равных условиях придонные рыбы подвержены более высокому риску при поступлении радиоизотопов плутония в морскую экосистему.

Таким образом, показано, что жабры и печень выполняют барьерную функцию в отношении радиоизотопов плутония в организмах рыб. При использовании рыб в пищевой промышленности, более низкая аккумулярующая способность мышц, употребляемых в пищу человеком, и костной ткани, использующейся при

производстве кормов, естественным образом уменьшает при прочих равных условиях радиационно-гигиеническую опасность получаемых продуктов.

3.2.4 Морские млекопитающие

В качестве морских млекопитающих в настоящей работе была изучена самка дельфина азовки *P. phocoena relicta*. В полной мере считать данный вид референтным для Севастопольской морской акватории нельзя, поскольку он не удовлетворяет критерию оседлости [85]. Однако изучение данного вида в отношении аккумуляирования в его организме радиоизотопов плутония представляет несомненный интерес, поскольку китообразные являются верхним звеном трофической цепи в Черном море [43]. При этом данные о накоплении $^{239+240}\text{Pu}$ китообразными в литературе отсутствуют.

В качестве референтного представителя млекопитающих при оценке радиационно-экологического воздействия, как правило, рассматривают тюленей [90, 167]. Для них были определены K_H ($^{239+240}\text{Pu}$) на уровне $n \cdot 10^1 - n \cdot 10^2$, и сделан вывод о том, что млекопитающие, как верхние звенья трофической цепи, аккумуляируют радиоизотопы плутония в наименьшей степени [90, 136, 215].

По результатам изучения таких органов и тканей черноморского дельфина, как печень, мышцы, сердце и жир, показано, что уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в них были ниже предела детектирования ($< 0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$). Это позволяет сделать вывод о том, что при современных уровнях удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде Черного моря, несмотря на достаточно высокую аккумуляирующую способность более низких звеньев пищевой цепи, радиоизотопы плутония не накапливаются в определяемых количествах в представителях верхнего звена трофической цепи.

3.3 Дозовые нагрузки на гидробионты

Поступая в водные массы морской экосистемы, радиоизотопы плутония формируют определенные уровни удельных активностей в них. В процессе своей жизнедеятельности морские организмы, обитающие в данной экосистеме, накапливают $^{239+240}\text{Pu}$, либо посредством его поступления пищевым путем, либо через внешние покровы в результате минерального обмена с внешней средой [119, 80]. Как было показано выше, уровень накопления радиоизотопов плутония гидробионтами зависит от их аккумулирующей способности. Степень воздействия $^{239+240}\text{Pu}$ на морские организмы определяется величиной дозовой нагрузки на гидробионты, которую создает ионизирующее излучение, испускаемое радиоизотопами. В связи с этим для оценки воздействия $^{239+240}\text{Pu}$ на морские организмы необходимо определение значений мощности дозы, формируемой в представителях биоты.

Расчеты мощностей доз выполнялись в программном комплексе ERICA Tool. При этом были использованы значения удельных активностей $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, донных отложениях и изученных видах гидробионтов, а также значения коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$, полученные в ходе настоящего исследования. Программный комплекс также использует величины факторов дозовой конверсии, учитывающие особенности как внутреннего облучения организма от инкорпорированных радиоизотопов, так и внешнего облучения от радиоизотопов, находящихся в воде и донных отложениях [135].

Результаты расчета мощностей доз от внешнего и внутреннего облучения, создаваемые $^{239+240}\text{Pu}$, для референтных групп морских организмов Севастопольской бухты приведены в таблице 3.4 [71, 73].

Таблица 3.4 – Дозовые нагрузки, создаваемые ионизирующим излучением $^{239+240}\text{Pu}$, для референтных групп биоты Севастопольской бухты в период 2013–2021 гг.

Референтная группа гидробионтов	Объект биоты	K_H ($^{239+240}\text{Pu}$)	Мощность дозы, $\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$	
			От внешнего облучения	От внутреннего облучения
Фитопланктон	—*	$1\cdot 10^5$	$2\cdot 10^{-14}$	$3\cdot 10^{-4}$
Зоопланктон	<i>Copepoda</i>	$5\cdot 10^2$	$2\cdot 10^{-14}$	$7\cdot 10^{-7}$
Макроводоросли	<i>Phyllophora sp.</i>	$2\cdot 10^4$	$9\cdot 10^{-10}$	$2\cdot 10^{-5}$
	<i>Cystoseira sp.</i>	$6\cdot 10^3$	$9\cdot 10^{-10}$	$1\cdot 10^{-5}$
	<i>Ceramium sp.</i>	$2\cdot 10^3$	$9\cdot 10^{-10}$	$4\cdot 10^{-6}$
	<i>Cladophora sp.</i>	$2\cdot 10^3$	$9\cdot 10^{-10}$	$6\cdot 10^{-6}$
	<i>Ulva sp.</i>	$9\cdot 10^2$	$9\cdot 10^{-10}$	$2\cdot 10^{-6}$
Водные растения	<i>Zostera sp.</i>	$3\cdot 10^3$	$8\cdot 10^{-10}$	$6\cdot 10^{-6}$
	<i>Ruppia sp.</i>	$1\cdot 10^3$	$8\cdot 10^{-10}$	$5\cdot 10^{-6}$
Моллюски	<i>M. galloprovincialis</i>	$6\cdot 10^3$	$8\cdot 10^{-10}$	$2\cdot 10^{-5}$
	<i>R. venosa</i>	$2\cdot 10^3$	$8\cdot 10^{-10}$	$6\cdot 10^{-6}$
Рыба пелагическая	<i>T. mediterraneus</i>	$3\cdot 10^2$	$5\cdot 10^{-15}$	$5\cdot 10^{-7}$
	<i>A. immaculata</i>	< 10	$< 1\cdot 10^{-15}$	$< 1\cdot 10^{-8}$
Рыба придонно-пелагическая	<i>S. flexuosa</i>	$3\cdot 10^3$	$5\cdot 10^{-15}$	$4\cdot 10^{-6}$
Рыба бентосная	<i>S. porcus</i>	$4\cdot 10^3$	$4\cdot 10^{-10}$	$1\cdot 10^{-5}$
	<i>M. barbatus ponticus</i>	$8\cdot 10^2$	$4\cdot 10^{-10}$	$1\cdot 10^{-6}$
Ракообразные	<i>Carcinus sp.</i>	$6\cdot 10^2$	$4\cdot 10^{-10}$	$1\cdot 10^{-6}$
Млекопитающие	<i>P. phocoena relict</i>	< 10	$< 1\cdot 10^{-15}$	$< 1\cdot 10^{-8}$

Примечание: * – нет данных

Показано, что при современных удельных активностях $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях, дозовые нагрузки от внешнего облучения на 4–10 порядков величин меньше, чем от внутреннего облучения. Поэтому, при изучении процессов

аккумуляции радионуклидов плутония важно учитывать лишь внутреннее облучение от инкорпорированных в организмах радиоизотопов [71, 73].

Сопоставление полученных результатов со шкалой концептуальной модели Г. Г. Поликарпова показало, что значения мощностей доз, формируемых в организмах гидробионтов изучаемой акватории от $^{239+240}\text{Pu}$ в период 2013–2021 гг. не превышали таковые, характерные для зоны природного фона.

Для фитопланктона, макроводорослей *Phyllophora sp.* и *Cystoseira sp.*, двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и бентосных рыб *S. porcus* определены наибольшие величины мощности дозы от внутреннего облучения. Очевидно, это обуславливается тем, что данные группы биоты обладают высокой аккумулирующей способностью в отношении $^{239+240}\text{Pu}$.

Можно заключить, что по дозовому критерию критическими звеньями в трофических цепях в Севастопольской бухте являются представители фитопланктона, двустворчатых моллюсков, многолетних красных и бурых водорослей, а также бентосных рыб, так как они в наибольшей степени накапливают радиоизотопы плутония [71, 73]. При этом планктонные организмы характеризуются коротким жизненным циклом, они изымают $^{239+240}\text{Pu}$ из водной морской среды, но не служат долговременным депо данных радиоизотопов. Однако они являются вторичным источником поступления $^{239+240}\text{Pu}$ в другие компоненты экосистемы, как биотические (в виде корма для разных таксономических групп гидробионтов), так и абиотические (в виде отмерших особей и их остатков, составляющих биогенную взвесь, являющуюся одним из компонентов осадочного вещества, формирующего донные отложения). В свою очередь, многолетние водоросли, двустворчатые моллюски и бентосные рыбы могут на продолжительные отрезки времени (на масштабе продолжительности жизни гидробионтов) изымать плутоний из водной толщи, являясь многолетним биотическим депо радиоизотопов плутония.

3.4 Поверхностный слой донных отложений

Для характеристики современных уровней содержания ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях Севастопольской бухты и ее смежных акваторий был изучен поверхностный 0–5 см слой осадков, отражающий поступление радиоизотопов плутония с осадочным веществом в последние годы.

Установлено, что величины удельной активности ^{238}Pu в 0–5 см слое осадков изучаемых районов находились в диапазоне от 10 ± 3 до 37 ± 16 мБк·кг⁻¹. Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в 0–5 см слое донных отложений приведены на рисунке 3.16 [66, 72, 192].

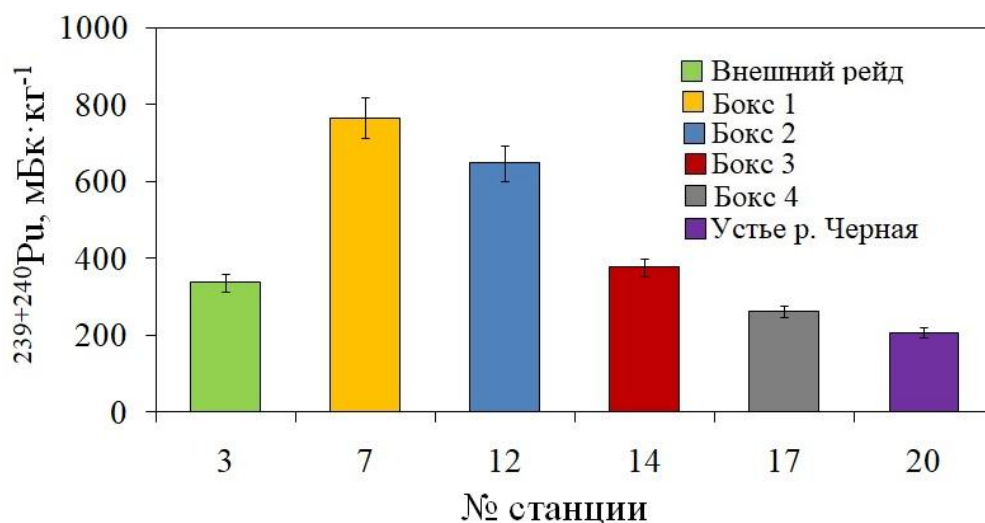


Рисунок 3.16 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном 0–5 см слое донных отложений в районах исследования в 2019–2020 гг.

Поверхностный слой донных отложений из русла реки Черная характеризовался самыми низкими значениями удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ [76]. Более высокие значения были определены для боксов 1 и 2 (рисунок 3.16). Вероятно, что разница в содержании $^{239+240}\text{Pu}$ в осадках из разных районов обусловлена различным содержанием плутония на взвеси, формирующей осадочное вещество

донных отложений, что было показано для Севастопольской бухты: низкое содержание $^{239+240}\text{Pu}$ на взвеси в акватории внешнего рейда, высокое в устьевой части бухты, и снижение к ее верховью (рисунок 3.6) [76].

Данное предположение также подтверждается сходной картиной пространственного распределения $^{239+240}\text{Pu}$ в 0–5 см слое донных осадков в бухтах Севастопольской морской акватории в 2007–2011 гг. (рисунок 3.17) [106, 108].

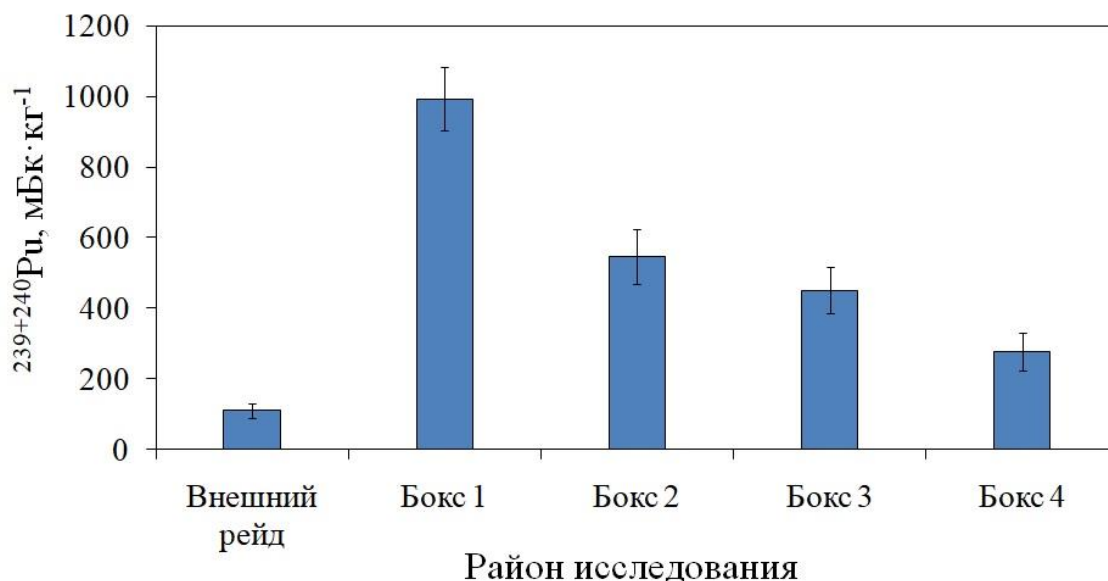


Рисунок 3.17 – Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном 0–5 см слое донных отложений в 2007–2011 гг. [106, 108]

На основании полученных результатов посредством коэффициентов накопления была количественно оценена аккумулярующая способность донных отложений Севастопольской бухты и смежных акваторий в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ (таблица 3.5).

Таблица 3.5 – Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для поверхностного 0–5 см слоя донных отложений в районах исследования

Район исследования	$K_H (^{239+240}\text{Pu})$
Внешний рейд	$1 \cdot 10^5$
Севастопольская бухта	$3 \cdot 10^4 - 3 \cdot 10^5$
Устье реки Черная	$3 \cdot 10^4$

По результатам определения величин $K_H (^{239+240}\text{Pu})$ для донных отложений показана их высокая аккумулирующая способность, характеризующая степень их взаимодействия с радиоизотопами плутония. Вероятно, различия значений $K_H (^{239+240}\text{Pu})$ для донных отложений в районах исследования обуславливаются отличиями в концентрации, происхождении и гранулометрическом составе осадочного вещества, характерного для конкретной акватории.

3.5 Обобщенная характеристика аккумулирующей способности биотических и абиотических компонентов Севастопольской бухты в отношении $^{239+240}\text{Pu}$

На основании полученных результатов об уровнях удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, поверхностном 0–5 см слое донных отложений, макрофитах, моллюсках, рубах и млекопитающих, установлена высокая степень их аккумулирующей способности в отношении изучаемых техногенных радиоизотопов. Помимо изученных компонентов, были определены $K_H (^{239+240}\text{Pu})$ для таких важных звеньев трофической цепи, как фитопланктон (с использованием литературных данных [183, 202, 203, 217, 218]), зоопланктон (по результатам, полученным в 103 рейсе НИС «Профессор Водяницкий») и ракообразных (черноморских крабов) *Carcinus sp.* (с использованием литературных данных [105]).

На рисунке 3.18 представлена обобщенная схема аккумулирующей способности биотических и абиотических компонент экосистемы Севастопольской бухты в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ [69, 73, 192]. Величины коэффициентов накопления отражают степень взаимодействия радиоизотопов плутония и исследованными компонентами экосистемы, что определяет вклад того или иного компонента экосистемы Севастопольской бухты в процессы самоочищения водных масс от $^{239+240}\text{Pu}$.

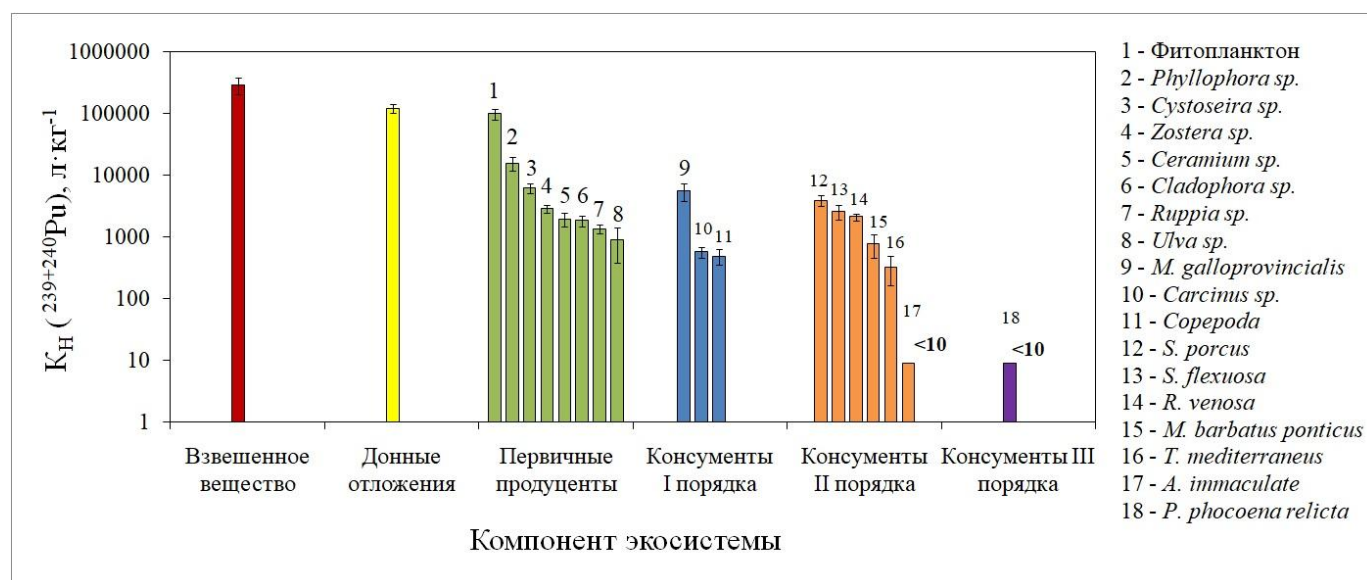


Рисунок 3.18 – Усредненные величины $K_N(^{239+240}\text{Pu})$ изученными видами гидробионтов, донными отложениями и взвешенным веществом

Показано, что в Севастопольской бухте взвешенное вещество и донные отложения обладают наибольшими $K_N(^{239+240}\text{Pu})$ – $\sim 10^5$. Значения коэффициентов накопления для гидробионтов были ниже, но все же достаточно высокими, в частности у многолетних макрофитов. Это характеризует более интенсивное взаимодействие водной биоты с радиоизотопами плутония по сравнению с наземными растениями, $K_N(^{239+240}\text{Pu})$ [18, 56]. Поэтому в морской экосистеме происходит усиление потока $^{239+240}\text{Pu}$ из воды в организмы гидробионтов и его накопление обитателями бухты до уровней концентраций, значительно

превышающих таковые в воде, согласно величине $K_H(^{239+240}\text{Pu})$, т.е. до концентраций в 100–100000 раз выше, чем в воде. Но с повышением уровня организации гидробионтов $K_H(^{239+240}\text{Pu})$ уменьшаются и это приводит к снижению перехода плутония между звеньями трофической цепи от низших звеньев к высшим [73].

Таким образом, установлено, что хотя плутоний не является биологически активным элементом, его накопление гидробионтами характеризуется значительными величинами коэффициентов накопления и в мелководных прибрежных высокопродуктивных акваториях при высокой численности и биомассе биотические компоненты могут оказывать определенное влияние на самоочищение вод от плутония. Исходя из величин коэффициентов накопления можно ожидать, что взаимодействие радиоизотопов со взвешенным веществом и донными отложениями играют ведущую роль в процессах перераспределения плутония в морской прибрежной экосистеме и в самоочистительной способности вод в отношении плутония.

3.6 Контрольные уровни $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской бухты

Как было указано в разделе 1, контрольные уровни радиоизотопов в воде и донных отложениях водных экосистем, не превышение которых будет обеспечивать безопасность как биоты, так и человека, на практике могут служить более удобными параметрами нормирования, по сравнению с величинами мощностей доз.

Рекомендованные значения контрольных уровней приведены в документах Росгидромета [86, 87]. Однако, как известно, расчеты рекомендованных значений были основаны на усредненных коэффициентах накопления радиоизотопов для биоты и донных отложений и стандартного выбора референтных организмов, что может приводить к заниженным или завышенным оценкам контрольных уровней

[90]. Это подтверждается и данными, полученными в рамках настоящей работы. Так, коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для некоторых представителей биоты Севастопольской бухты превышали рекомендованные значения (таблица 3.6) [70].

Таблица 3.6 – Величины усредненных региональных K_H ($^{239+240}\text{Pu}$) и рекомендованных значений K_H ($^{239+240}\text{Pu}$) для представителей гидробионтов Севастопольской бухты

Референтная группа гидробионтов	Объект биоты	K_H ($^{239+240}\text{Pu}$)	
		региональный	рекомендованный
Макроводоросли	<i>Phyllophora sp.</i>	$1,6 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^3$
	<i>Cystoseira sp.</i>	$6,3 \cdot 10^3$	
	<i>Ceramium sp.</i>	$1,9 \cdot 10^3$	
	<i>Cladophora sp.</i>	$1,8 \cdot 10^3$	
	<i>Ulva sp.</i>	$8,9 \cdot 10^2$	
Водные растения	<i>Zostera sp.</i>	$2,9 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^3$
	<i>Ruppia sp.</i>	$1,3 \cdot 10^3$	
Моллюски	<i>M. galloprovincialis</i>	$5,7 \cdot 10^3$	$3,0 \cdot 10^3$
	<i>R. venosa</i>	$2,1 \cdot 10^3$	
Рыба пелагическая	<i>T. mediterraneus</i>	$3,2 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^2$
	<i>A. immaculata</i>	< 10	
Рыба придонно-пелагическая	<i>S. flexuosa</i>	$2,6 \cdot 10^3$	
Рыба бентосная	<i>S. porcus</i>	$3,9 \cdot 10^3$	
	<i>M. barbatus ponticus</i>	$7,6 \cdot 10^2$	
Ракообразные	<i>Carcinus sp.</i>	$5,7 \cdot 10^2$	$1,6 \cdot 10^2$
Млекопитающие	<i>P. phocoena relict</i>	< 10	$2,8 \cdot 10^2$

Поэтому необходимо проводить оценку региональных контрольных уровней содержания радиоизотопов, как по экологическому критерию, так и по радиационно-гигиеническому, используя параметры взаимодействия радиоизотопов плутония с компонентами исследуемой морской акватории. В таблице 3.7 приведены

результаты определения региональных контрольных уровней, а также их рекомендованные значения согласно [86, 87].

Таблица 3.7 – Величины региональных и рекомендованных контрольных уровней (КУ) $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской морской акватории по экологическому критерию

Референтная группа гидробионтов	Объект биоты	КУ $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, Бк·л ⁻¹		КУ $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях, Бк·кг ⁻¹	
		региональный	рекомендованный	региональный	рекомендованный
Макроводоросли	<i>Phyllophora sp.</i>	0,9	3,4	$1,1 \cdot 10^4$	$3,4 \cdot 10^4$
	<i>Cystoseira sp.</i>	2,2		$2,7 \cdot 10^4$	
	<i>Ceramium sp.</i>	7,1		$8,7 \cdot 10^4$	
	<i>Cladophora sp.</i>	7,5		$9,2 \cdot 10^4$	
	<i>Ulva sp.</i>	15,6		$19,1 \cdot 10^4$	
Морские травы	<i>Zostera sp.</i>	4,8	3,4	$5,8 \cdot 10^4$	$3,4 \cdot 10^4$
	<i>Ruppia sp.</i>	10,3		$12,6 \cdot 10^4$	
Моллюски	<i>M. galloprovincialis</i>	2,4	4,6	$3,0 \cdot 10^4$	$4,6 \cdot 10^4$
	<i>R. venosa</i>	6,5		$8,0 \cdot 10^4$	
Рыба пелагическая	<i>T. mediterraneus</i>	34,3	13,8	—*	—
Рыба придонно-пелагическая	<i>S. flexuosa</i>	10,5		—	—
Рыба бентосная	<i>S. porcus</i>	5,3		$5,4 \cdot 10^4$	$13,8 \cdot 10^4$
	<i>M. barbatus ponticus</i>	18,2		$20,2 \cdot 10^4$	
Ракообразные	<i>Carcinus sp.</i>	24,3	86	$30 \cdot 10^4$	$86 \cdot 10^4$

Примечание: * – расчет КУ радионуклидов в донных отложениях для пелагических и придонно-пелагических рыб не проводится;

** – жирным шрифтом выделены значения КУ $^{239+240}\text{Pu}$, которые ниже рекомендованных КУ

Установлено, что для ряда представителей референтных групп биоты Севастопольской бухты характерны более низкие значения контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях (рассчитанных на основе пороговых значений мощности дозы для данных организмов), чем значения, приведенные в рекомендательных документах [70]. Для мониторинговых исследований в качестве видов-индикаторов загрязнения вод плутонием по результатам выполненной работы рекомендуются следующие гидробионты: многолетние красные водоросли *Phyllophora sp.*, бурые водоросли *Cystoseira sp.*, двустворчатые моллюски *Mytilus galloprovincialis* и бентосные рыбы *Scorpaena porcus* [70].

Расчет контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ по радиационно-гигиеническому критерию также выявил отличия региональных значений от рекомендованных (таблица 3.8). По всей видимости, это обусловлено более высокими коэффициентами накопления $^{239+240}\text{Pu}$, характерными для моллюсков, рыб и ракообразных Севастопольской бухты. В свою очередь, что может приводить к формированию предельной дозы облучения для населения при употреблении этих морепродуктов в пищу в случае достижения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях региональных контрольных уровней.

Таблица 3.8 – Величины региональных и рекомендованных контрольных уровней (КУ) $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской бухты по радиационно-гигиеническому критерию

КУ $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, Бк·л ⁻¹		КУ $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях, Бк·кг ⁻¹	
региональный	рекомендованный	региональный	рекомендованный
$6,1 \cdot 10^{-3}$	$12,3 \cdot 10^{-2}$	$0,7 \cdot 10^3$	$12,3 \cdot 10^3$

В таблице 3.9 приведены значения контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской морской акватории, удовлетворяющие экологическому, радиационно-гигиеническому и радиационному критериям.

Значение контрольного уровня по радиационному критерию для донных отложений регламентируется значением, при достижении которого происходит их переход в категорию твердых радиоактивных отходов, и для $^{239+240}\text{Pu}$ данный КУ составляет $2000 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ [83, 87].

Таблица 3.9 – Величины региональных контрольных уровней (КУ) $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской бухты

КУ $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$		КУ $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях, $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$		
по экологическому критерию	по радиационно-гигиеническому критерию	по экологическому критерию	по радиационно-гигиеническому критерию	по радиационному критерию
0,9	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^4$	$0,7 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^3$

Для обеспечения экологической безопасности в отношении конкретных радиоизотопов в данном водоеме в качестве финального контрольного уровня принимают минимальное среди значений, полученных по трем критериям [86, 87]. Таким образом, исходя из полученных результатов (таблица 3.9) установлено, что для Севастопольской бухты контрольный уровень $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, являющийся условием обеспечения безопасности как биоты, так и населения, составляет $6,1 \cdot 10^{-3} \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$, а в донных отложениях $0,7 \cdot 10^3 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ [70].

Выводы к разделу 3

Установлено, что в Севастопольской бухте и ее смежных акваториях при взаимодействии радиоизотопов плутония с биотическими и абиотическими компонентами формируется их высокая аккумулирующая способность в отношении изучаемых техногенных веществ. Исключение составили представители водных млекопитающих, для которых $K_H (^{239+240}\text{Pu})$ были ниже 10, т. к. удельные активности

$^{239+240}\text{Pu}$ в тканях дельфина были ниже предела детектирования ($<0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$), что требует дальнейших исследований.

Величины удельной активности $\sum^{238}\text{Pu}$ и $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах Севастопольской бухты и смежных с ней акваториях в современный период не превышают $0,33 \pm 0,11$ и $3,80 \pm 0,31 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$, а в 0–5 см слое донных отложений – 37 ± 16 и $765 \pm 53 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ соответственно. Непосредственно в Севастопольской бухте удельная активность $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностной воде от устья бухты к ее вершине увеличивалась, в то время как в поверхностном слое донных отложений напротив – снижалась. На примере акватории внешнего рейда Севастопольской бухты показано отсутствие значимых сезонных колебаний удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в воде.

Полученные значения удельной активности радиоизотопов плутония в воде и донных отложениях на 3–5 порядков величин ниже предельно допустимых значений, приведенных в нормативных и рекомендательных документах Российской Федерации и рассчитанных региональных контрольных уровней.

Установлено, что интегральная удельная активность $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном слое вод изученных акваторий функционально зависит от содержания взвешенного вещества. Показано, что самоочищение поверхностного слоя вод Севастопольской бухты от $^{239+240}\text{Pu}$ посредством его сорбции на взвешенном веществе в разных районах обуславливается различными процессами. Так, для внешнего рейда бухты и бокса 1 более высокий вклад вносит сорбция плутония на биогенной составляющей взвешенного вещества, в то время как для боксов 3 и 4 – сорбция на литогенной составляющей.

Значения удельной активности ^{238}Pu во всех изученных представителях гидробионтов Севастопольской бухты и смежных акваторий в период 2013–2021 гг. были ниже предела детектирования ($<0,1 \text{ мБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ сырой массы).

Наибольшие величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ среди представителей референтных групп гидробионтов были определены для многолетних бурых

водорослей *Cystoseira* sp. ($33,45 \pm 1,36$ мБк·кг⁻¹), многолетних красных водорослей *Phyllophora* sp. ($24,73 \pm 3,57$ мБк·кг⁻¹) и раковин двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* ($48,43 \pm 7,39$ мБк·кг⁻¹). Среди изученных видов рыб, обитающих в бухтах Севастопольской морской акватории, самые высокие значения удельной активности ²³⁹⁺²⁴⁰Pu ($19,90 \pm 1,51$ мБк·кг⁻¹) были определены для демерсальных оседлых хищных рыб *S. porcus*.

Исследование распределения радиоизотопов плутония в гидробионтах на примере *M. galloprovincialis* и *S. porcus* показало, что в организмах черноморских моллюсков основным депо в отношении плутония являются раковины (в них запасается более 90 % ²³⁹⁺²⁴⁰Pu), а в организмах черноморских рыб – жабры (более 50 %). Также на примере данных видов установлено, что сравнительно небольшая аккумулирующая способность мягких тканей мидий и мышечной ткани рыб в отношении ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, может способствовать обеспечению радиационно-гигиенической безопасности продуктов питания, изготавливаемых из этого сырья.

При современных уровнях удельной активности радиоизотопов плутония в воде Черного моря, несмотря на значительную аккумулирующую способность в отношении ²³⁹⁺²⁴⁰Pu продуцентов и консументов I и II порядков, изучаемые радиоизотопы не обнаружены в верхнем звене трофической цепи (на примере дельфина *P. phocoena relicta*).

Усредненные величины коэффициентов накопления ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, количественно характеризующие аккумулирующую способность биотических и абиотических компонентов изучаемой морской экосистемы в отношении ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, уменьшались в ряду: взвешенное вещество ($3 \cdot 10^5$) – донные отложения ($1 \cdot 10^5$) – многолетние красные и бурые водоросли ($6 \cdot 10^3$ – $16 \cdot 10^3$) – двустворчатые и брюхоногие моллюски ($2 \cdot 10^3$ – $6 \cdot 10^3$) – придонные и придонно-пелагические рыбы ($8 \cdot 10^2$ – $4 \cdot 10^3$) – однолетние водоросли и морские травы ($9 \cdot 10^2$ – $3 \cdot 10^3$) – ракообразные ($6 \cdot 10^2$) – зоопланктон ($5 \cdot 10^2$) – пелагические рыбы (<10 – $3 \cdot 10^2$) – дельфины (<10).

Таким образом, на примере Севастопольской бухты и ее смежных акваторий показано, что основными компонентами в прибрежных морских экосистемах, влияющих на процессы перераспределения радиоизотопов плутония в экосистеме, являются взвешенное вещество и донные отложения, о чем свидетельствуют самые высокие уровни удельной активности и величины коэффициентов накопления.

Для гидробионтов, обитающих в Севастопольской бухте, наибольшая аккумулярующая способность в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ характерна для фитопланктона и водорослей *Phyllophora sp.* При этом среди массовых оседлых видов гидробионтов максимальные K_H ($^{239+240}\text{Pu}$) были определены для водорослей *Cystoseira sp.*, моллюсков *M. galloprovincialis* и рыб *S. porcus*. Для этих же представителей референтных групп биоты в Севастопольской бухте были определены максимальные значения мощностей доз от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ и минимальные значения контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ по экологическому критерию. Это подтверждает их статус как референтных объектов биоты и биоиндикаторных организмов при проведении дальнейших мониторинговых исследований касательно содержания и перераспределения радиоизотопов плутония в морских экосистемах.

Впервые для Севастопольской бухты определены региональные контрольные уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях, удовлетворяющие одновременно радиационно-гигиеническому, экологическому и радиационному критериям: $6,1 \cdot 10^{-3} \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ для воды и $0,7 \cdot 10^3 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ для донных отложений.

Результаты исследований, представленные в данной главе, опубликованы в [66, 67, 69, 70, 71, 72, 73, 76, 191, 192].

РАЗДЕЛ 4 ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ В КАЧЕСТВЕ РАДИОТРАССЕРОВ ПРОЦЕССОВ ОСАДКОНАКОПЛЕНИЯ В СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЕ

На основании количественной оценки аккумулирующей способности биотических и абиотических компонент экосистемы Севастопольской бухты как результата взаимодействия с ними радиоизотопов плутония был сделан вывод о высоком вкладе морской взвеси и донных отложений в процессы перераспределения изучаемых радиоизотопов в прибрежных морских экосистемах. Однако, как было показано в разделе 1, для выявления ведущего природного процесса, обуславливающего формирование качества морских вод в отношении техногенных веществ, было предложено оперировать величинами потоков веществ. Для расчета величин удельных седиментационных потоков радиоизотопов плутония необходимы данные не только об их удельной активности в донных отложениях, но и знания о величинах абсолютных масс донных осадков (MAR), характеризующих скорость аккумуляции осадочного вещества в донные отложения [21, 19, 20, 84, 102, 152]. Для этого в настоящей работе ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ были использованы не только как объект, но и как инструмент исследования – в качестве радиотрассеров процессов осадконакопления. Это позволило провести геохронологическую датировку донных отложений в изучаемых районах на основе изучения вертикального распределения удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ и их отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в осадках.

Таким образом, в данном разделе диссертационной работы приведены результаты изучения вертикального распределения радиоизотопов плутония (^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$) в донных отложениях Севастопольской бухты и акватории ее внешнего

рейда. На основе полученных данных проведена геохронологическая датировка донных отложений в рамках изучаемых боксов в Севастопольской бухте и акватории ее внешнего рейда. Количественно охарактеризованы такие параметры, как скорость осадконакопления (SR) и абсолютные массы донных осадков (MAR), играющие важную роль в самоочищении водных масс от радиоизотопов плутония в экосистеме бухты с учетом ее районирования в до- и пост-чернобыльский периоды.

4.1 Влажность донных отложений

Изучение вертикального распределения радиоизотопов плутония в донных отложениях Севастопольской бухты было выполнено в рамках ее принятого районирования, т.е. в боксах 1–4 и в акватории внешнего рейда (рисунок 2.2).

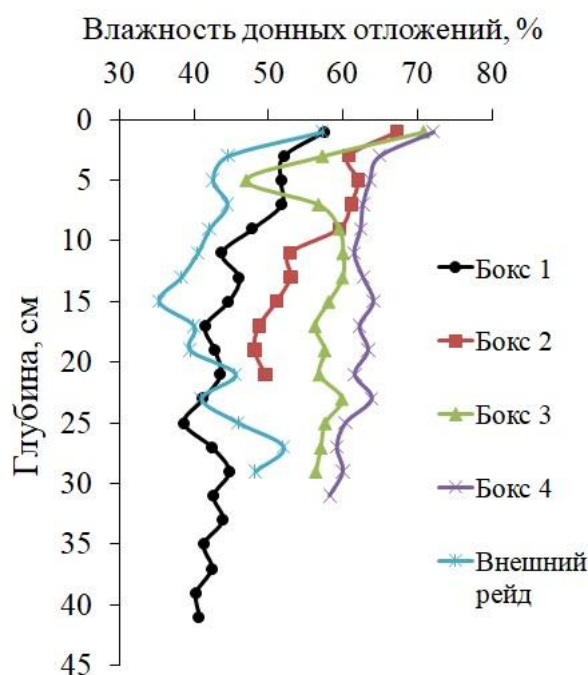


Рисунок 4.1 – Изменение естественной влажности с глубиной донных отложений в районах исследования

Влажность осадков определялась для получения характеристики плотности осадка, как косвенный показатель его степени дисперсности и для оценки содержания солей в осадках. Полученные данные по естественной влажности донных отложений (рисунок 4.1) подтверждают тот факт, что каждый из рассматриваемых районов Севастопольской бухты имеет индивидуальные особенности протекания процессов осадкообразования.

Все изучаемые районы характеризовались достаточно высокой влажностью донных отложений, с максимумами в поверхностном слое и ее постепенным неравномерным снижением с глубиной осадка (рисунок 4.1). Повышенная влажность в верхних слоях донных отложений, по сравнению с более глубокими слоями, говорит о наличии гравитационного уплотнения осадка со временем.

Наблюдалось увеличение естественной влажности осадков с продвижением от устьевой части Севастопольской бухты к ее вершине. При этом минимальные значения были определены для донных отложений внешнего рейда бухты. Это может служить косвенным свидетельством того, что донные отложения в различных районах бухты и ее внешнего рейда отличаются по своему гранулометрическому составу, поскольку была показана функциональная связь между естественной влажностью осадка и его гранулометрическим составом [15]. В свою очередь, гранулометрический состав осадочного вещества донных отложений может обуславливать разную его сорбционную активность в отношении радиоизотопов плутония.

Результаты ранее проведенных исследований по изучению гранулометрического состава поверхностного слоя донных отложений Севастопольской бухты показали, что в период 1998–2003 гг. донные отложения бухты, в большинстве своем, были сложены мелкодисперсными алеврито-пелитовыми фракциями [60, 88]. Исключения составляли районы устья реки Черной, где наблюдалось лавинообразная седиментация крупнодисперсных фракций, выход

из бухты в открытую часть моря, где более крупнодисперсные осадки объяснялись повышенной абразией берегов, а также участок в центральной части бухты (бокс 3) [60, 88]. Результаты более позднего исследования (2008 г.) показали отсутствие крупнодисперсных фракций в донных отложениях бокса 3 [62]. Вероятно, это объясняет характер распределения естественной влажности донных отложений, полученный для бокса 3 (рисунок 4.1).

Индивидуальные особенности процессов осадкообразования, наблюдаемые в различных районах Севастопольской бухты, обуславливают необходимость определения параметров этих процессов для каждого района, чтобы в полной мере охарактеризовать седиментационные потоки радиоизотопов плутония из водной толщи в донные осадки.

4.2 Скорость осадконакопления и абсолютные массы донных осадков

Бокс 1. В устьевой части Севастопольской бухты были определены максимальные значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном 0–5 см слое донных отложений как по литературным данным 2007–2011 гг. [108], так и по результатам настоящего исследования (рисунок 3.17). Поэтому бокс 1 был выбран для изучения вертикального распределения радиоизотопов плутония в донных отложениях в первую очередь.

В 2013 г. в данном районе бухты был отобран керн донных отложений высотой 20 см. В результате послойного изучения осадков были получены данные о вертикальном распределении в них ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (рисунок 4.2а) [74, 75, 110].

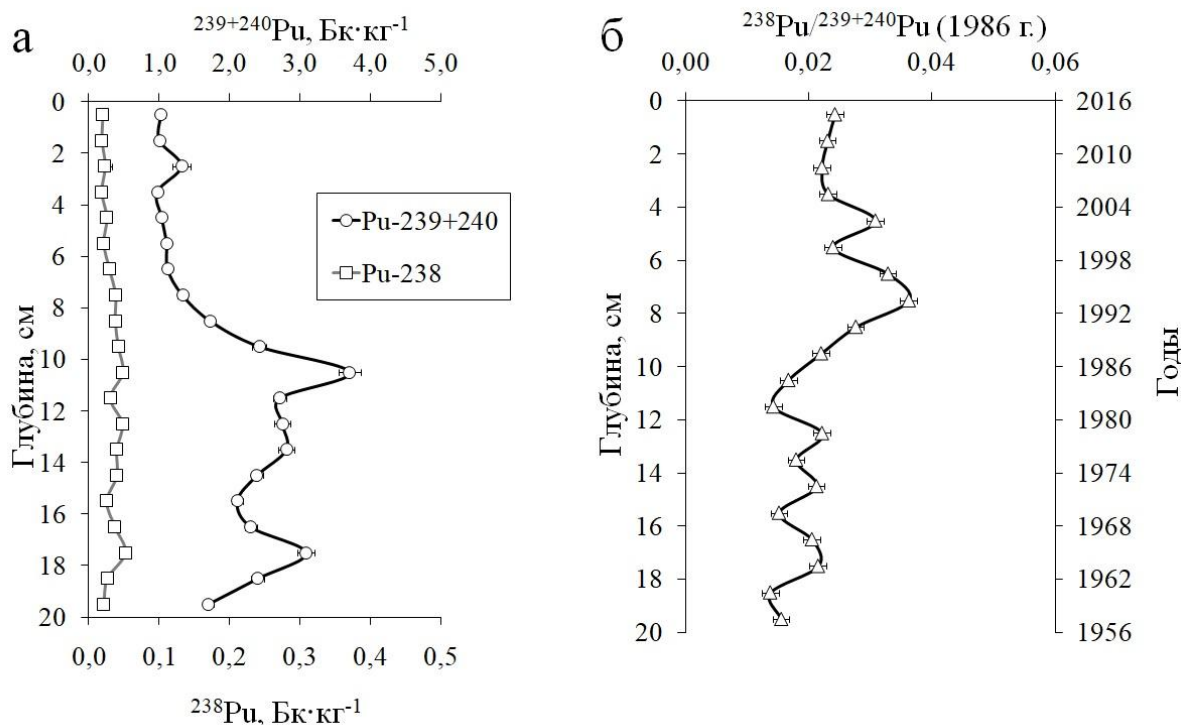


Рисунок 4.2 – Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях бокса 1 Севастопольской бухты в 2013 г.

Показано, что полученные профили ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ были менее структурированы, в отличие от таковых, полученных в глубоководной части Черного моря, где отсутствуют процессы биотурбации и влияния перемешивания в результате ветровой деятельности или постановки якорных стоянок, что может быть характерно для прибрежных районов [84, 150, 177, 220].

Удельная активность ^{238}Pu во всех слоях керна донных отложений была низкой по сравнению с удельной активностью $^{239+240}\text{Pu}$, ее значения составляли менее 0,1 $\text{Bk} \cdot \text{kg}^{-1}$. Это обусловлено меньшей долей ^{238}Pu относительно $^{239+240}\text{Pu}$ как в глобальных атмосферных выпадениях, так и в черновыльских. Распределение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ характеризовалось наличием двух максимумов – в слоях 10–11 и 17–18 см.

Результаты вертикального распределения $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях бокса 1 представлены на рисунке 4.26. Показано, что от нижних слоёв осадка и до слоя 10–11 см отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ составляло значения порядка 0,02. В вышележащих слоях было отмечено увеличение величин $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, что, по всей видимости, было вызвано началом поступления плутония черновобельского происхождения, в котором доля ^{238}Pu была выше, чем в плутонии глобального происхождения [126]. Так как радиоизотопы плутония от этих двух источников смешивались, в донных отложениях разных районов Чёрного моря характеристическое отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ повысилось после аварии на ЧАЭС. В связи с пятнистостью радиоактивных выпадений после аварии на ЧАЭС данное отношение изменялось в пределах 0,05–0,36 в зависимости от места и даты отбора проб [84, 80].

Как известно, радиоактивные выпадения от обоих основных источников радиоизотопов плутония на поверхность Чёрного моря характеризовались неравномерностью. Для глобальных выпадений свойственны максимальные плотности выпадений радионуклидов, приуроченные к 1962 г., после испытания в открытых средах мощных термоядерных зарядов. А для Чернобыльских выпадений характерен пик плотности выпадений в апреле – мае 1986 г. в период острой стадии аварии на ЧАЭС. В этот период Черное море попало в зону усиленных радиоактивных выпадений в так называемый «южный след» [80].

Таким образом, на основе данных о начале увеличения значений $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в слое 10–11 см, пик $^{239+240}\text{Pu}$, наблюдавшийся на этих глубинах, был отнесён к периоду начала чернобыльских выпадений (1986 год). Второй пик $^{239+240}\text{Pu}$, находящийся на глубине 17–18 см, был отнесён к максимуму глобальных выпадений (1962 год), так как отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в этом слое соответствовало изотопному составу плутония глобальных выпадений.

На основе этих двух дат, а также даты отбора керн была рассчитана среднегодовая скорость осадконакопления в период с 1962 по 2013 гг. в изучаемой части акватории – $3,5 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$, что позволило провести геохронологическую датировку донных отложений (рисунок 4.2). При отдельном рассмотрении до- и пост-чернобыльского периодов было установлено, что скорость осадконакопления отличалась: в период 1962–1986 гг. она составляла 2,5, а в период 1986–2013 гг. – $4,1 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$ соответственно. Величины абсолютных масс донных в рамках рассматриваемых периодов времени также отличались, что подтверждает различные значения SR. Так, для периода 1962–1986 гг. MAR составила 1767, а для 1986–2013 гг. – $3012 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ соответственно [68, 74, 110].

Для подтверждения и уточнения полученных результатов в боксе 1 Севастопольской бухты в 2016 г. был отобран новый керн, высотой 42 см. Результаты изучения вертикального распределения ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$, а также $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ представлены на рисунке 4.3.

Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в данной колонке донных осадков носило более структурированный характер, в отличие от такового, наблюдаемого в керне 2013 года. В частности, наблюдался структурированный профиль ^{238}Pu с четко выраженным пиком удельной активности ^{238}Pu в слое 14–16 см (рисунок 4.3а), что нашло отражение на графике вертикального распределения $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$: в данном слое оно составило $0,18 \pm 0,07$ (рисунок 4.3б). Этот факт однозначно указывает на начало поступления радиоизотопов плутония чернобыльского происхождения во время формирования данного слоя осадков, что позволяет датировать его 1986 годом. Пик глобальных выпадений был приурочен к максимальному значению удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$, определенному на глубине 20–22 см (рисунок 4.3а).

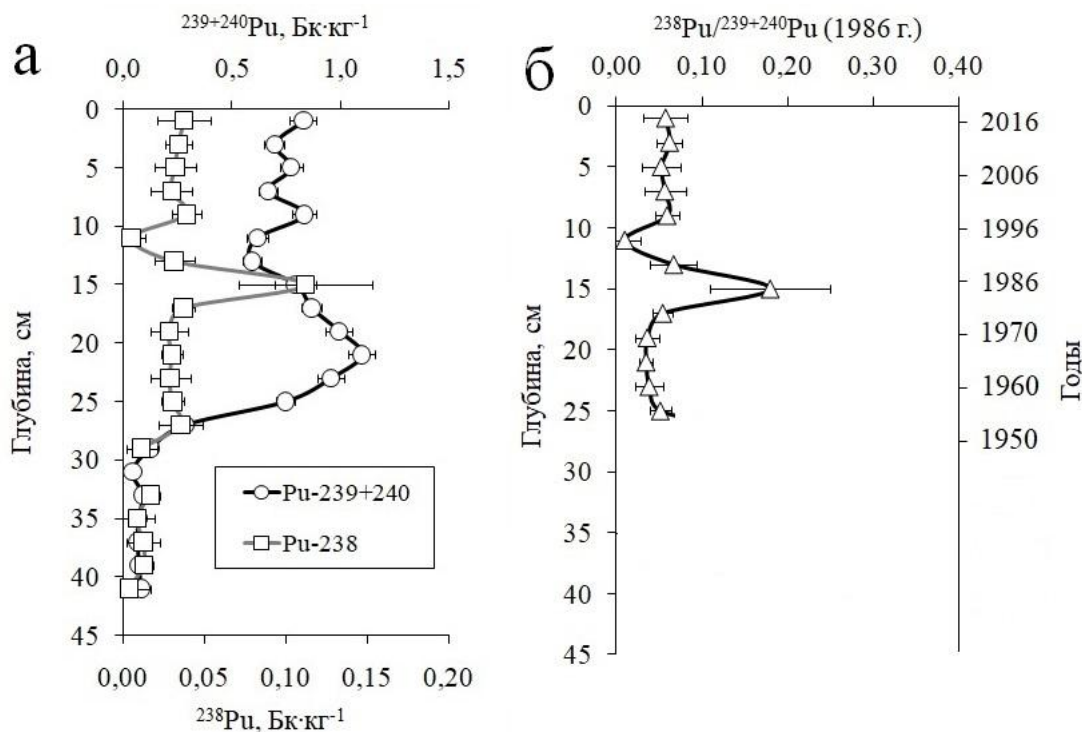


Рисунок 4.3 – Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях бокса 1 Севастопольской бухты в 2016 г.

В целом, анализ полученных профилей показал, что за 3 года, прошедшее между отбором кернов донных отложений в устьевой части Севастопольской бухты (2013 г. и 2016 г.) произошло заглубление пиков чернобыльских и глобальных выпадений в результате процессов осадконакопления.

Полученные данные также позволили провести расчет величин SR и MAR за два временных промежутка. Для периода 1962–1986 гг. значения SR и MAR составили 2,5 мм·год⁻¹ и 2163 г·м⁻²·год⁻¹, а для 1986–2016 гг. – 5,3 мм·год⁻¹ и 3892 г·м⁻²·год⁻¹ соответственно.

Таким образом, на основе сравнения величин SR и MAR для бокса 1, полученных по данным изучения вертикального распределения радиоизотопов плутония в двух кернах, отобранных с разницей 3 года, установлена хорошая сходимость результатов, различия не превышали 25 %.

Безусловный интерес вызывает факт увеличения значений SR и MAR в постчернобыльский период, что свидетельствует об интенсификации процессов осадконакопления в изучаемой части акватории бухты. Данный результат согласуется с изменением гидрологического режима в Севастопольской бухте, произошедшим вследствие строительства гидротехнических сооружений – заградительных молов – на входе в бухту. В результате их постройки, завершившейся в середине 1980-х годов, выход из бухты был сужен с 1235 до 415 м, что привело к уменьшению обмена водных масс бухты с открытой частью моря на 40–70 % [16, 121]. В свою очередь, это повлекло за собой увеличение скорости осадконакопления в устьевой части бухты, что должно было повлиять на скорость самоочищения водных масс от радиоизотопов плутония.

Бокс 2. В данной части акватории Севастопольской бухты в 2020 г. был отобран керн донных отложений высотой 21 см. Профили вертикального распределения радиоизотопов плутония в осадках приведены на рисунке 4.4.

Распределение радиоизотопов плутония характеризовалось наличием максимумов ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ на глубине 18–20 см (рисунок 4.4а). При этом отношение величин $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в данном слое составило $0,076 \pm 0,012$ (рисунок 4.4б), что более чем в 2 раза превышало значение 0,032, характерное для глобальных выпадений [153] в пересчете на 1986 г. Это свидетельствовало о поступлении плутония с повышенным отношением активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, характерных для выпадений после аварии на ЧАЭС [80, 126]. Так как радиоактивные выпадения чернобыльского происхождения в регионе Черного моря составили в среднем не более 10 % от глобальных выпадений [80], то повышенное отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ не достигало максимальных значений, но было значимым, что указывает на наличие в осадках плутония чернобыльского происхождения. Данный факт позволил предположить, что слой осадка на глубине 18–20 см был сформирован в 1986 г.

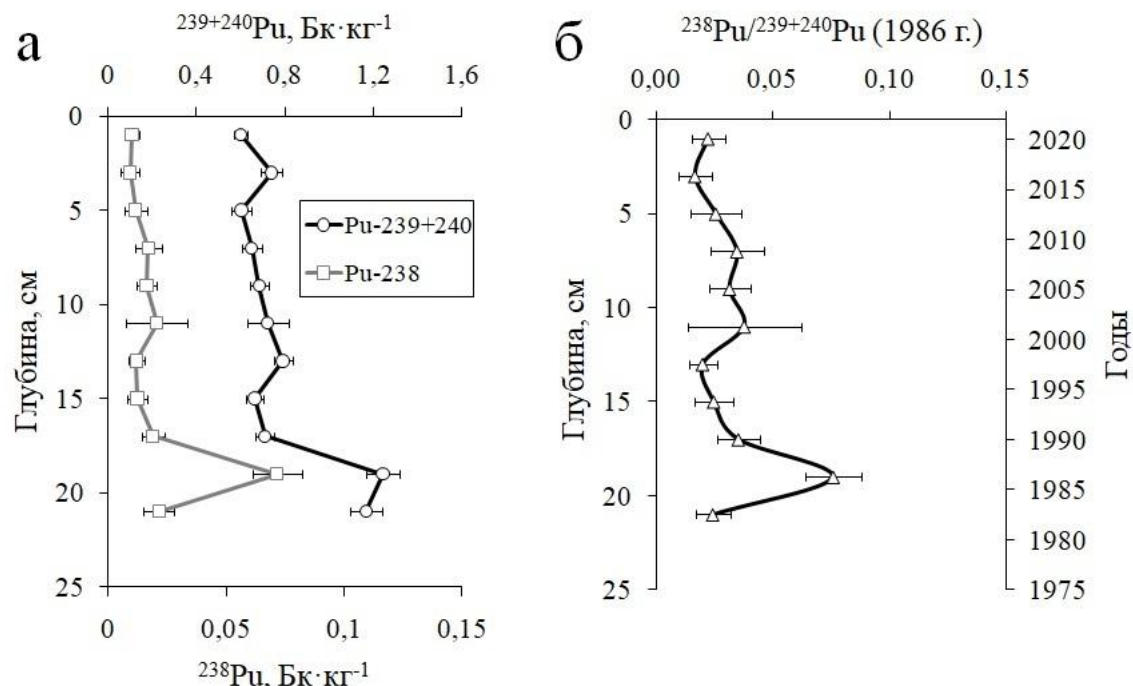


Рисунок 4.4 – Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях бокса 2 Севастопольской бухты в 2020 г.

На основании двух реперных дат – 1986 г. и 2020 г. – определены скорость осадконакопления и абсолютные массы донных осадков в данной части акватории в пост-чернобыльский период. SR составила 5,9 мм·год⁻¹, а MAR – 3450 г·м⁻²·год⁻¹. На основе количественных данных по скорости осадконакопления была проведена геохронологическая датировка донных отложений бокса 2 (рисунок 4.4б).

Вследствие недостаточной глубины исследованного керна (21 см) определение параметров осадконакопления и проведение геохронологической датировки осадка в до-чернобыльский период не представлялось возможным.

Бокс 3. Распределение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в керне донных отложений бокса 3 носило крайне неравномерный характер (рисунок 4.5а). Так, в верхних 4 см осадка ее значения лежали в пределах $0,38 \pm 0,03$ – $0,54 \pm 0,03$ Бк·кг⁻¹, что в целом соответствует порядку величин, определяемым в поверхностном слое

осадков во всей бухте. Однако затем, на глубинах осадка 6–10 см, наблюдалось резкое снижение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ до величин $0,020 \pm 0,003$ – $0,040 \pm 0,004$ Бк·кг⁻¹. Далее с глубиной керна величина удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ вновь возрастала, достигая $3,89 \pm 0,13$ Бк·кг⁻¹ в слое 28–30 см, что является наибольшим значением удельной активности плутония, определенной в экосистеме Севастопольской бухты.

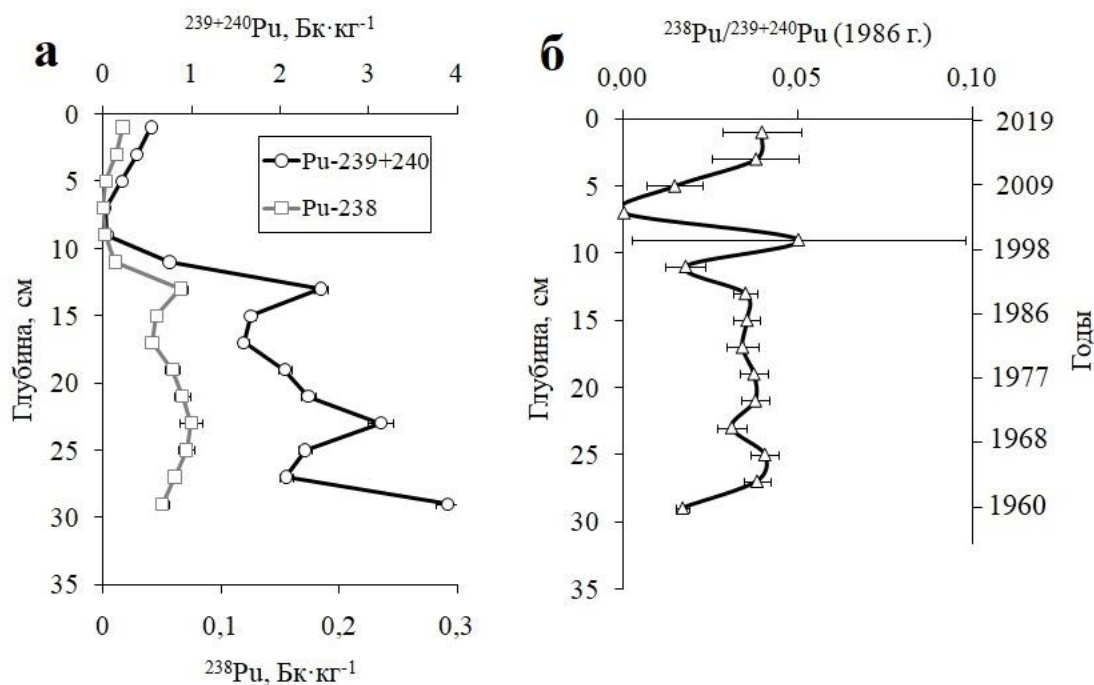


Рисунок 4.5 – Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях бокса 3 Севастопольской бухты в 2019 г.

Величины удельной активности ^{238}Pu также были минимальны в верхней части исследованного керна, и возрастали с глубиной, с максимумом в слое 12–14 см (рисунок 4.5а).

Такая картина распределения удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях бокса 3 может объясняться тем, что слои осадка на глубинах 4–10 см

были сформированы крупнодисперсным осадочным веществом, что подтверждается как визуальными наблюдениями при обработке проб, так и профилем распределения влажности в данном керне (рисунок 4.1). Как известно, плутоний проявляет менее высокую сорбционную активность к крупнодисперсному осадочному веществу [156, 181, 183, 217].

Проведение геохронологической датировки донных отложений данного района проводили по пикам удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$. Было выдвинуто предположение, что максимуму глобальных выпадений соответствует наибольший пик $^{239+240}\text{Pu}$ на глубине 28–30 см, т.е. этот слой датировали 1962 г., так как активность плутония от глобальных выпадений многократно превышала радиоактивные выпадения чернобыльского происхождения [80]. Максимум чернобыльских выпадений (1986 г.) был соотнесен со слоем 12–14 см, где был определен пик $^{239+240}\text{Pu}$, а также максимальное значение удельной активности ^{238}Pu , доля которого в чернобыльских выпадениях была выше, чем в глобальных. При этом значение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в слое осадка 12–14 см более чем в 2 раза превысило таковое слое 28–30 см.

На основании этих реперных дат, а также даты отбора керна (2019 г.) был проведен расчет величин SR и MAR. Для периода 1962–1986 гг. расчетная величина SR составила $6,4 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$, а MAR – $3358 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$. Для периода 1986–2019 гг. значения этих параметров были меньше: SR – $4,2 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$, MAR – $2238 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$.

Таким образом, в данной части акватории Севастопольской бухты, как и в боксе 1, было установлено изменение скорости процессов осадконакопления в пост-чернобыльский период. Однако если в боксе 1 произошло увеличение их скорости, то в боксе 3 – напротив, уменьшение. Вероятно, это также может быть отражением антропогенного влияния на водный режим бухты, но не за счет постройки гидротехнических сооружений непосредственно в ее акватории, а за счет зарегулирования стока реки Черной после реконструкции Чернореченского

водохранилища. Введенное в эксплуатацию в 1956 г. для обеспечения водохозяйственных потребностей г. Севастополь, водохранилище увеличили в период 1977–1984 гг. посредством наращивания дамбы до современной высоты 36 м, что привело к увеличению объема водохранилища и его площади с 2,5 до 6 км² [46, 123]. Это повлекло за собой увеличение буферной емкости водохранилища как отстойника для взвешенного вещества речных вод, что, в свою очередь, привело к уменьшению стока реки Черной в Севастопольскую бухту, а, следовательно, и к уменьшению поступления с речным стоком взвешенного вещества в верховье бухты и снижению скорости осадконакопления, что также отразилось на акватории бокса 3, как смежного района с верховьем бухты.

Бокс 4. Результаты изучения вертикального распределения радиоизотопов плутония в керне донных отложений, отобранных в 2019 г. в верховье Севастопольской бухты представлены на рисунке 4.6. Полученные профили носили структурированный характер, что свидетельствует о слабой нарушенности осадка.

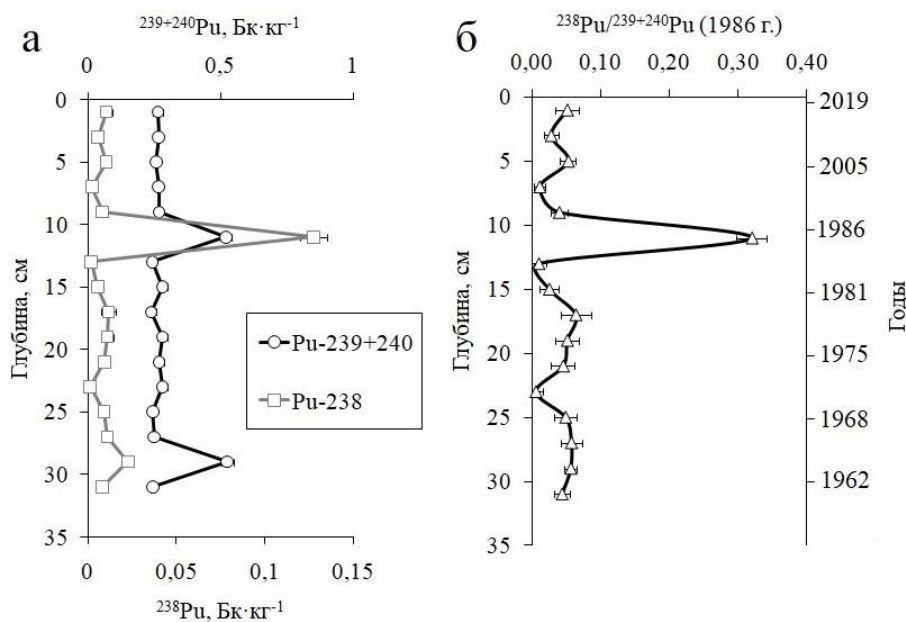


Рисунок 4.6 – Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях бокса 4 Севастопольской бухты в 2019 г.

Данные, представленные на рисунке 4.6а, демонстрируют наличие максимума удельной активности ^{238}Pu в слое 10–12 см. На профиле удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ были отмечены два пика – в слоях 10–12 и 28–30 см, в межпиковых участках распределение $^{239+240}\text{Pu}$ было равномерным.

В связи с повышенным содержанием ^{238}Pu слое 10–12 см наблюдалось на порядок величин более высокое, по сравнению с остальными слоями осадка, отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, равное $0,32 \pm 0,02$ (рисунок 4.6б). Это дает основание отнести данный слой донных отложений к 1986 году. Слой 28–30 см со вторым максимумом удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ и практически на порядок величин меньшим значением отношения активностей изотопов был датирован 1962 годом.

Установлено, что скорость осадконакопления в данной части Севастопольской бухты также отличалась в изученные временные периоды. Так, в период 1962–1986 гг. она составляла $7,5 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$, а в период 1986–2019 гг. – $3,6 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$, соответственно. Величина абсолютных масс донных осадков также уменьшилась, с $3895 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ до $1679 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ в обозначенные периоды. Полученные результаты согласуются с выдвинутым предположением о влиянии зарегулирования стока реки Черная на скорость процессов осадконакопления в верховье и смежной части Севастопольской бухты. При этом, для бокса 4 данный эффект носил более выраженный характер: в пост-чернобыльский период скорость осадконакопления в нем уменьшилась более чем в два раза, в то время как в боксе 3 – в 1,5 раза.

Внешний рейд. В акватории внешнего рейда Севастопольской бухты был изучен керн донных отложений высотой 30 см, отобранный в 2019 г. Распределение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ было практически равномерным до глубины 22–24 см, далее наблюдалось их повышение, и в слое 26–28 см определен как пик $^{239+240}\text{Pu}$, так и ^{238}Pu (рисунок 4.7а).

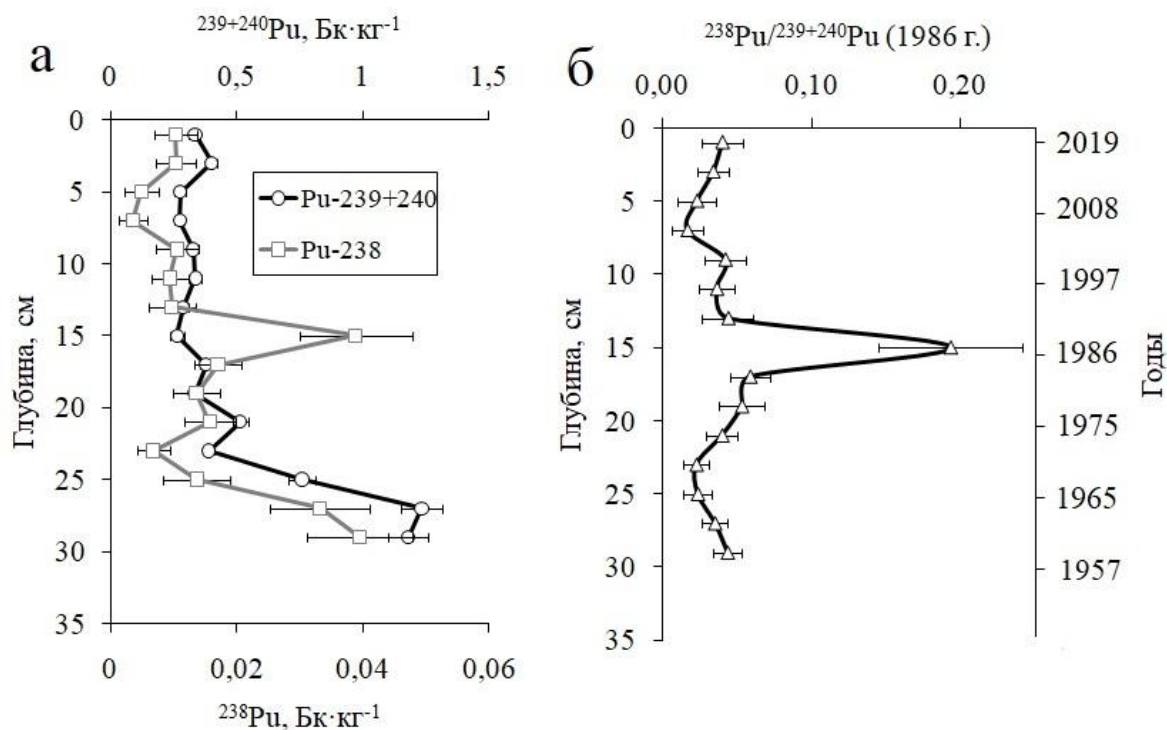


Рисунок 4.7 – Вертикальное распределение удельной активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях внешнего рейда Севастопольской бухты в 2019 г.

В распределении удельной активности ^{238}Pu был определен достоверный максимум в слое 14–16 см, что отразилось на величине отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ – в данном слое она была на порядок более высокая, чем в остальных слоях осадка (рисунок 4.7б). Это дало основание датировать слой 14–16 см 1986 годом. Слой осадка на глубине 26–28 см был, в свою очередь, датирован 1962 годом.

Рассчитанные величины скорости осадконакопления и абсолютные массы донных осадков с учетом 25 % ошибки определения были одинаковы для двух временных промежутков. Так, для периода 1962–1986 гг. SR составила 5,0 мм·год⁻¹, MAR – 4833 г·м⁻²·год⁻¹, а для 1986–2019 гг. SR оценена в 4,8 мм·год⁻¹, а MAR – 4796 г·м⁻²·год⁻¹. Проведена геохронологическая датировка осадка (рисунок 4.7б).

Практически идентичные значения величин SR и MAR в периоды 1962–1986 и 1986–2019 гг., определенные в акватории внешнего рейда Севастопольской бухты, говорят о неизменности интенсивности биогеохимических процессов осадконакопления в этой акватории и, следовательно, об отсутствии антропогенного влияния на эти процессы в данном районе.

4.3 Особенности протекания процессов осадконакопления в разных районах исследования

В таблице 4.1 приведены среднегодовые значения скорости осадконакопления и абсолютных масс донных осадков в районах исследования в до- и пост-чернобыльский периоды.

Таблица 4.1 – Изменение скорости осадконакопления (SR) и абсолютных масс донных осадков (MAR) в районах исследования в до- и пост-чернобыльский период

Район исследования	Период, годы	SR, мм·год ⁻¹	MAR, г·м ⁻² ·год ⁻¹
Бокс 1	1962–1986	2,5	2163
	1986–2016	5,3	3892
Бокс 2	1962–1986	—*	—
	1986–2020	5,9	3450
Бокс 3	1962–1986	6,4	3358
	1986–2019	4,2	2238
Бокс 4	1962–1986	7,5	3895
	1986–2019	3,7	1679
Внешний рейд	1962–1986	5,0	4833
	1986–2019	4,8	4796

Примечание: * – нет данных

На основе полученных данных можно сделать вывод о том, что каждый из рассматриваемых районов акватории Севастопольской бухты обладает индивидуальными особенностями протекания процессов осадконакопления, что выражается в различных величинах скорости осадконакопления и абсолютных масс донных осадков. Данный факт, в свою очередь, свидетельствует о том, что скорость самоочищения вод за счет процессов седиментационного выведения радиоизотопов плутония в донные отложения бухты различна в рамках изученных боксов, и формирование качества морских вод в отношении изучаемых техногенных веществ в каждом боксе происходит с разной интенсивностью.

В целом, значения SR и MAR, определенные как для внешнего рейда, так и для различных районов Севастопольской бухты превышали таковые, полученные для западной глубоководной части Черного моря – $0,8 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$ и $54 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ [84]. Таким образом, показано, что процессы осадконакопления в прибрежных районах Черного моря происходят значительно более интенсивно. Этот факт свидетельствует о более высокой скорости самоочищения водных масс прибрежных акваторий в отношении радиоизотопов плутония [74, 110, 199].

Установленные отличия в интенсивности протекания процессов осадконакопления в глубоководной и прибрежной части Черного моря обусловлены комплексом биогеографических, гидрологических и гидрохимических условий. В частности, важную роль играет удаленность от источников терригенной взвеси, уровень первичной продукции, особенности вертикальной структуры вод и существование сероводородного слоя в глубинных слоях воды в глубоководной части Черного моря [104].

Изменения параметров осадконакопления, произошедшие в пост-чернобыльский период в различных районах акватории Севастопольской бухты (таблица 4.1), показали практическую значимость определения данных параметров для оценки антропогенного влияния на самоочистительную способность вод бухты.

Так, ранее показанные изменения обмена вод бухты с открытой частью моря в результате постройки гидротехнических сооружений в акватории бухты, а также в ее водосборном бассейне, не могли не отразиться на процессах осадконакопления в ней. Полученные данные позволили количественно описать произошедшие изменения в скорости процесса осадкообразования в бухте.

Выводы к разделу 4

На основе результатов изучения вертикального распределения радиоизотопов плутония в донных отложениях Севастопольской бухты определены такие параметры процессов осадконакопления как скорость осадконакопления и абсолютные массы донных осадков в экосистеме бухты в до- и пост-чернобыльский периоды. Установлено, что каждый из рассматриваемых районов акватории бухты характеризуется индивидуальными особенностями протекания процессов осадконакопления. Это находит отражение в том, что формирование самоочищения морских вод в отношении радиоизотопов плутония в каждом районе бухты происходит с разной интенсивностью.

В различных районах Севастопольской бухты значения SR изменялись от 2,5 до 7,5 мм·год⁻¹, а значения MAR – от 1679 до 4833 г·м⁻²·год⁻¹. При этом на примере акватории внешнего рейда показано, что для открытых прибрежных районов значения скорости осадконакопления близки к таковым, характерным для бухт, а не для глубоководных районов моря. В целом, полученные значения SR и MAR значительно превышали таковые, ранее определенные для глубоководной части Черного моря, характеризуя более высокую способность вод бухты к самоочищению.

При проведении данного исследования ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ использованы в качестве радиотрассеров процессов осадконакопления, т.е. как инструмента для проведения геохронологической датировки донных отложений.

По результатам определения параметров процессов осадконакопления в до- и пост-чернобыльский периоды установлено, что строительство заградительных молов на входе в Севастопольскую бухту привело в пост-чернобыльский период к увеличению скорости осадконакопления в устьевой части бухты, а наращивание дамбы Чернореченского водохранилища – к ее уменьшению в верховье и в средней части бухты. Изменение скорости осадконакопления, в свою очередь, может в значительной степени определять интенсивность процессов самоочищения вод бухты.

Результаты исследований, представленные в данной главе, опубликованы в [68, 74, 75, 110, 199].

РАЗДЕЛ 5 САМООЧИЩЕНИЕ ПРИРОДНЫХ ВОД В ОТНОШЕНИИ ПЛУТОНИЯ КАК РЕЗУЛЬТАТ ЕГО ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ С КОМПОНЕНТАМИ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

В данном разделе диссертационной работы приведены результаты расчетов запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы Севастопольской бухты, а также фактора радиоемкости донных отложений в отношении $^{239+240}\text{Pu}$. На основании полученных результатов сделан вывод о типе биогеохимического поведения плутония в прибрежных экосистемах Черного моря на примере Севастопольской бухты. Проведена геохронологическая реконструкция седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в донные отложения различных районов Севастопольской бухты. Количественно оценены гидрологический и макробиотический потоки выноса радиоизотопов плутония из водных масс бухты, а также показан вклад радиоактивного распада в изучаемые процессы. На основе обобщения полученных результатов сделан вывод о ведущем процессе, формирующем самоочищение природных вод в отношении плутония в экосистеме Севастопольской бухты.

5.1 Запасы $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы и фактор радиоемкости донных отложений

Как было показано в разделе 1, при выявлении механизмов формирования качества природных вод в отношении техногенных веществ важным этапом является определение типа их биогеохимического поведения в водных экосистемах. Поэтому, наряду с определением коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$, необходима оценка запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в основных компонентах экосистемы, а также расчет фактора

радиоёмкости, характеризующего долю радиоизотопа, аккумулируемую донными отложениями из водной толщи водоема.

Для корректного анализа результатов проводили расчет величин удельных запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы, т.е. на единицу площади. Среди биотических компонент удельные запасы были рассчитаны для представителей, имеющих наибольшую биомассу в Севастопольской морской акватории – многолетних бурых водорослей *Cystoseira sp.* [32, 52, 23]. Усредненное значение биомассы данных водорослей оценивалась в $3,83 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$ для Крымского побережья Черного моря, достигая $7,14 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$ у берегов г. Севастополь [32]. Согласно более поздним оценкам к началу XXI в. произошло снижение биомассы *Cystoseira sp.* в прибрежных экосистемах Черного моря, и для Севастопольской морской акватории максимальное значение составляло $4,24 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$ [23]. Это значение было использовано при расчетах удельных запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в представителях *Cystoseira sp.*, обитающих в Севастопольской бухте, т.е. принималось допущение, что фитоценоз данных водорослей занимает всю площадь дна бухты, и значения биомассы одинаковы для всех ее районов.

При расчетах удельных запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях важно учитывать тот факт, что скорость осадконакопления даже в рамках акватории одной бухты может быть разной, что было показано в разделе 4. В рамках сравнительного анализа был принят период времени 5 лет, в течение которых были отобраны пробы воды, макроводорослей и донных отложений в Севастопольской бухте. Результаты расчетов величин удельных запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в основных компонентах экосистемы Севастопольской бухты с учетом принятого ее районирования, а также значения фактора радиоёмкости донных отложений, приведены в таблице 5.1.

Полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что более 99 % радиоизотопов плутония в экосистеме Севастопольской бухты сосредоточены в донных отложениях [66, 192]. Об этом свидетельствуют как величины удельных

запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в основных компонентах экосистемы бухты, так и величины фактора радиоемкости, которые составили более 99 % для донных осадков бухты. Это характеризует биогеохимический тип поведения плутония в бухте как педотропный, а донные отложения играют роль основного долгосрочного депо плутония в бухте.

Таблица 5.1 – Удельные запасы ($Z_{\text{уд}}$) $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы и фактор радиоемкости (F) донных отложений Севастопольской бухты в период 2016–2021 гг.

Район бухты	$Z_{\text{уд}}^{239+240}\text{Pu}$, Бк·м ⁻²			Высота слоя д.о., формируемая за 5 лет, см	F, %
	Вода	<i>Cystoseira sp.</i>	Донные отложения		
Внешний рейд	—*	—	4,53	2,40	99
Бокс 1	0,018	0,064	14,39	2,65	99
Бокс 2	0,030	0,018	5,80	2,95	99
Бокс 3	0,012	0,074	4,04	2,10	99
Бокс 4	0,013	0,008	1,61	1,85	99
Вся бухта**	0,018	0,041	6,46	2,34	99

Примечание: * – нет данных

** – без учета внешнего рейда

Показано, что скорость осадконакопления играет важную роль в формировании запасов радиоизотопов плутония в донных отложениях, наряду с величинами коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ осадками и величинами удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в них, т. к. за одинаковый промежуток времени в различных районах акватории может сформироваться разный по высоте слой донных отложений. Т.е. при проведении радиоэкологического мониторинга для объективной характеристики периода формирования запасов $^{239+240}\text{Pu}$, а также других техногенных веществ, необходимо принимать во внимание скорость осадконакопления в исследуемой акватории.

Проведение геохронологической датировки донных осадков позволило провести расчет суммарного удельного запаса $^{239+240}\text{Pu}$ в них за два временных периода: до и после аварии на Чернобыльской АЭС (таблица 5.2).

Таблица 5.2 – Удельные запасы ($Z_{\text{уд}}$) $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях Севастопольской бухты в до- и пост-чернобыльский периоды

Район бухты	Период, годы	$Z_{\text{уд}}$ $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях, Бк·м ⁻²
Бокс 1	1962–1986	51,4
	1986–2016	85,2
	Σ	136,6
Бокс 2	1962–1986	—*
	1986–2020	90,2
	Σ	90,2
Бокс 3	1962–1986	191,9
	1986–2019	43,4
	Σ	235,3
Бокс 4	1962–1986	27,8
	1986–2019	17,6
	Σ	45,4
Внешний рейд	1962–1986	65,2
	1986–2019	49,2
	Σ	114,4

Примечание: * – нет данных

Показано, что в современный период наибольшие величины удельного запаса $^{239+240}\text{Pu}$ сосредоточены в боксах 1 и 2, а наименьшие – в верховье бухты (бокс 4). Однако при этом, максимальный запас $^{239+240}\text{Pu}$, накопленный в керне (высота 29,5 см) донных осадков, определен для бокса 3, и составил 235,3 Бк·м⁻² в 29,5 см донных отложений (таблица 5.2). Вероятно, такое высокое значение удельного запаса $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях бокса 3 обусловлено высокими уровнями удельной

активности $^{239+240}\text{Pu}$ в слоях осадка, приуроченных к глобальным атмосферным выпадениям радионуклидов после испытания ядерного оружия в открытых средах (рисунок 4.5). Средний удельный запас $^{239+240}\text{Pu}$ для 30 см слоя донных отложений Севастопольской бухты составил $126,9 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$.

Таким образом, показано, что в Севастопольской бухте для радиоизотопов плутония характерен педотропный тип биогеохимического поведения – донные отложения являются основным долгосрочным депо плутония в бухте. Т.е. в процессе самоочищения водных масс бухты радиоизотопы плутония превалирующим образом не выводятся из ее экосистемы, а лишь перераспределяются в донные отложения [66, 74, 110, 192].

5.2 Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения

Данные о вертикальном распределении удельной активности радиоизотопов плутония в толще донных осадков Севастопольской бухты, а также величины скорости осадконакопления и абсолютных масс донных осадков, позволили провести ретроспективную геохронологическую реконструкцию седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в донные отложения бухты в рамках ее принятого районирования.

Бокс 1. Результаты геохронологической реконструкции удельных седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu , полученные для бокса 1, приведены на рисунке 5.1.

В боксе 1 отмечено увеличение седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения устьевой части бухты в период после 1986 г. (рисунок 5.1а). Учитывая тот факт, что величины удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в толще осадков этой части акватории бухты уменьшались, начиная со слоя 20-22 см, отнесенного к 1962 г., то

увеличение седиментационного потока может быть в первую очередь связано с ростом абсолютных масс донных осадков в этом районе. Как было показано в разделе 4, увеличение абсолютных масс донных осадков, по всей видимости, связано со строительством заградительных моловых сооружений на входе в Севастопольскую бухту, оконченное к середине 1980-х гг., что привело к уменьшению водообмена в бухте на 40–70 % и увеличению скорости осадконакопления в данной части акватории [74].

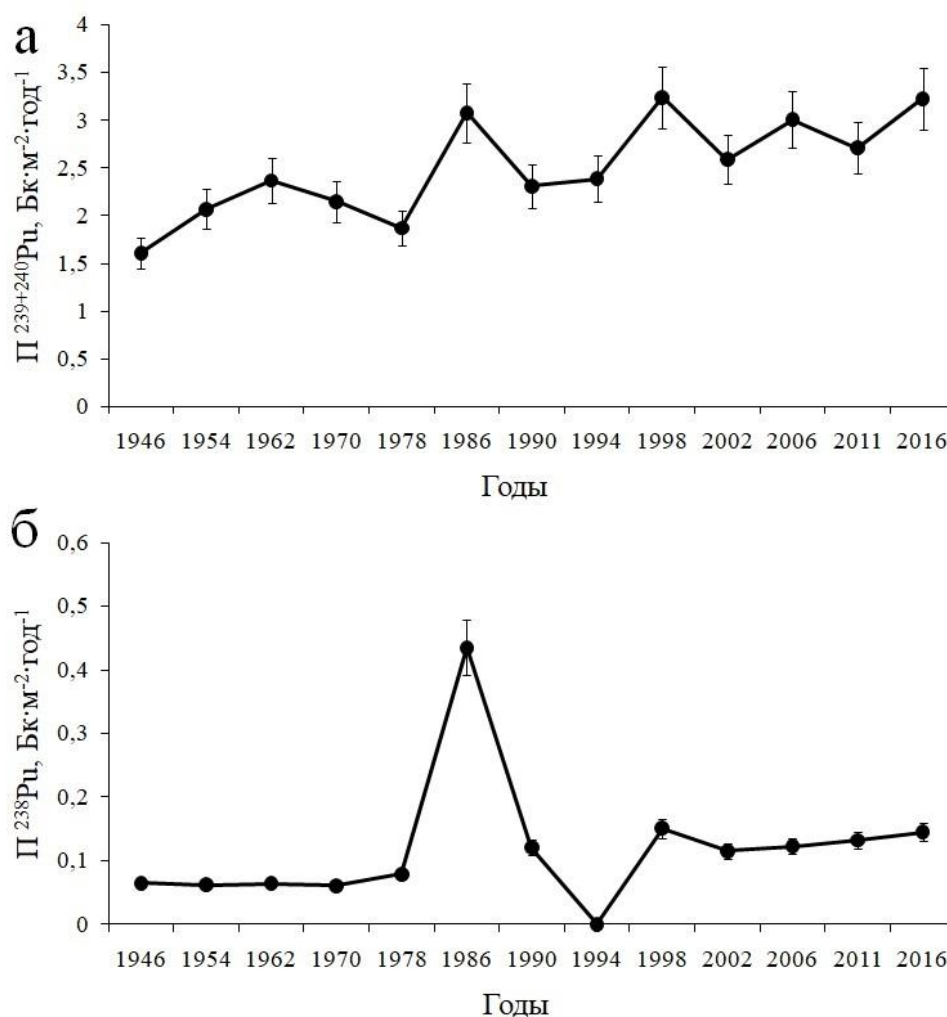


Рисунок 5.1 – Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и ^{238}Pu (б) в боксе 1 Севастопольской бухты

Седиментационный поток ^{238}Pu (рисунок 5.1б) до середины 1980-х гг. не превышал $0,1 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$. Максимальное значение хорошо отражает картину залпового поступления радиоизотопов плутония вследствие аварии на ЧАЭС. В дальнейшем поток ^{238}Pu в донные осадки этой части акватории снизился, однако был выше, чем до аварии на ЧАЭС, по всей видимости, за счет увеличения абсолютных масс донных осадков в устьевой части бухты, а также более высокого отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в плутонии чернобыльского происхождения [74].

Бокс 2. Результаты геохронологической реконструкции удельных седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu , полученные для бокса 2, приведены на рисунке 5.2.

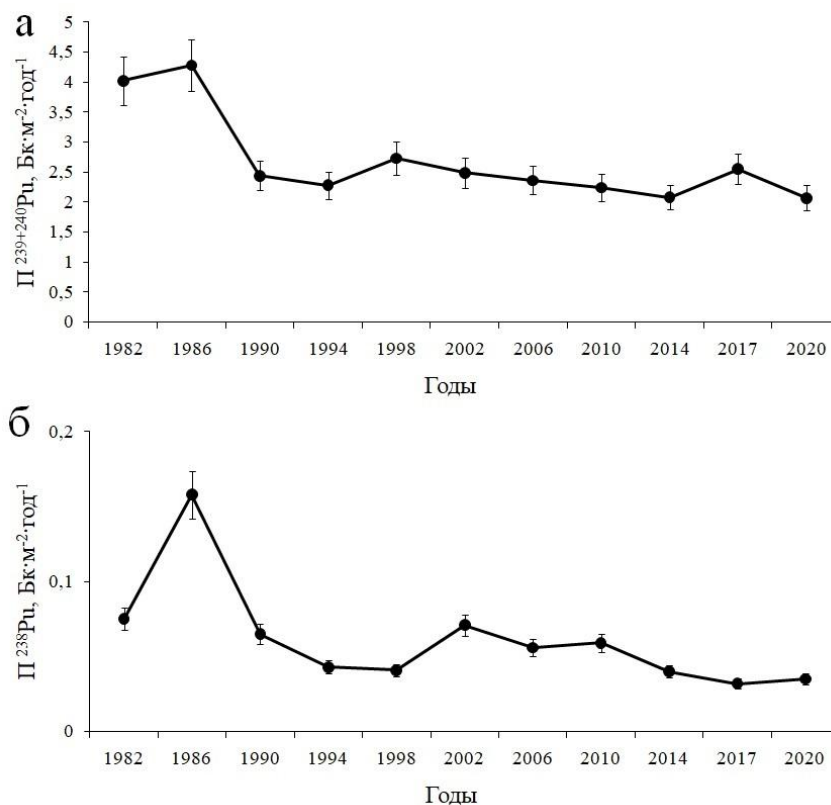


Рисунок 5.2 – Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и ^{238}Pu (б) в боксе 2 Севастопольской бухты

В данной части акватории геохронологическую реконструкцию седиментационных потоков плутония удалось провести лишь в пост-чернобыльский период, т.к. глубина исследованного керна оказалась недостаточной, чтобы отражать историю поступления плутония в донные осадки в период до 1982 года, и в более ранний период максимальных глобальных выпадений в начале 60-х годов XX века.

Максимальные значения удельных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ ($4,28 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$) и ^{238}Pu ($0,16 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$) были приурочены к выпадениям после аварии на ЧАЭС (рисунок 5.2). К началу 1990-х гг. поток $^{239+240}\text{Pu}$ снизился до $2,44 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ и по настоящее время носит практически стационарный характер в пределах погрешности определения (рисунок 5.2а).

Наблюдалось небольшое увеличение потока ^{238}Pu в начале 2000-х гг. (рисунок 5.2б), что могло быть вызвано увеличением вторичного поступления чернобыльских радионуклидов в Черное море с паводковыми водами крупных рек [80].

Бокс 3. Для бокса 3 были характерны наибольшие величины удельного седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$ среди всех районов бухты, достигающие $13 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ и отнесенные к 1962 году (рисунок 5.3а). Затем наблюдалось снижение потока, постепенное до середины 1980-х гг., после – резкое, практически до нулевых значений, и небольшой рост с начала 2000-х.

Такая картина изменения потоков может быть связана с пятнистостью как глобальных, так и чернобыльских выпадений в соответствующие периоды, нивелированием вклада чернобыльских выпадений на фоне высоких значений активности $^{239+240}\text{Pu}$ в глобальных выпадениях. Помимо этого, оказывать влияние могут процессы перемешивания и переосаждения донных отложений, что зачастую в прибрежных районах нарушает строгую структурированность профилей распределения техногенных веществ в кернах донных отложений неглубоких водоемов. Причиной этих процессов могут быть как природные явления, так и техногенная деятельность. И наиболее вероятной причиной низких значений потока

выноса $^{239+240}\text{Pu}$ из воды в указанный период видится антропогенное воздействие в форме внесения аллохтонного осадочного материала в этом районе бухты.

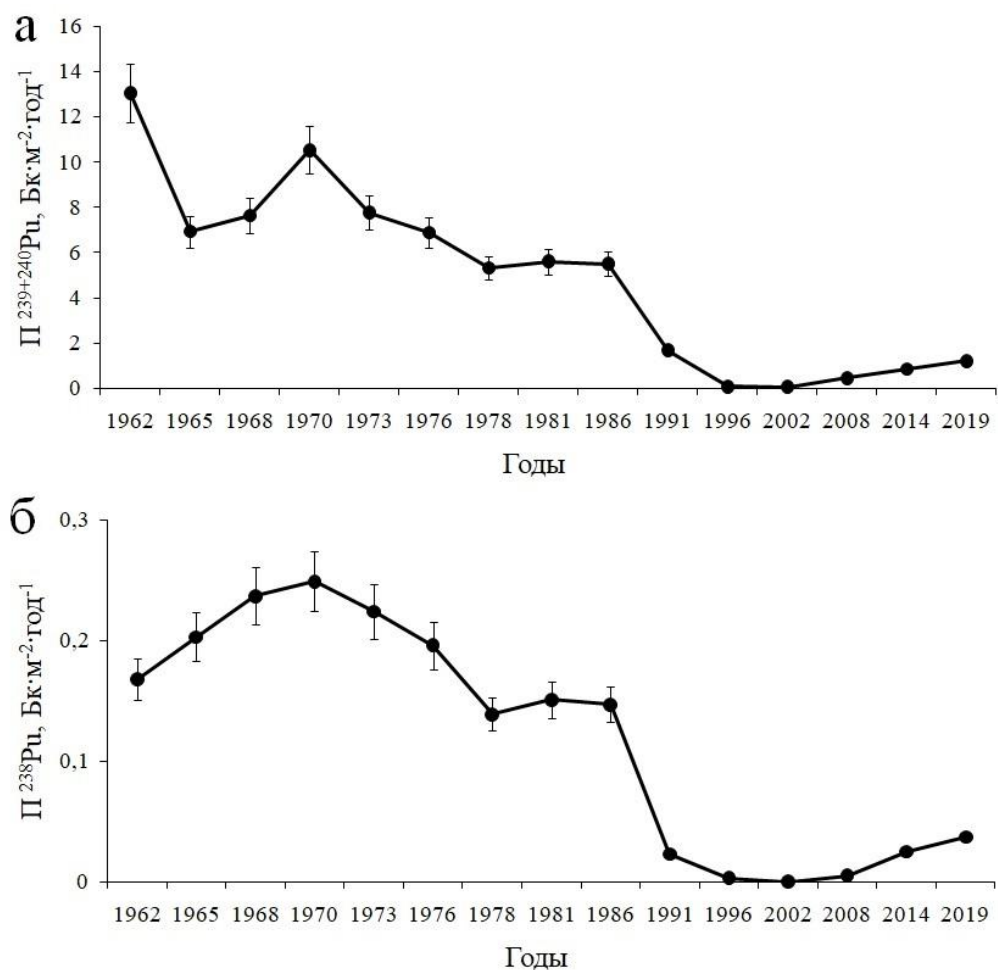


Рисунок 5.3 – Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и ^{238}Pu (б) в боксе 3 Севастопольской бухты

Об особенности осадочного вещества в этот период может свидетельствовать изменение гранулометрического состава донных отложений, исходя из распределения влажности по глубине исследованного керна осадков (рисунок 4.1).

Из графика, приведенного на рисунке 4.1, видно, что слои осадка между 2 и 8 см обладают значительно меньшим коэффициентом влажности, что может свидетельствовать о том, что в них содержится более высокая доля песчанистой

фракции, чем в остальных слоях. Как известно, радиоизотопы плутония в меньшей степени связываются с осадками такого типа [156, 181, 183, 217].

Геохронология седиментационного потока ^{238}Pu (рисунок 5.3б) в боксе 3 была сходна с таковой для $^{239+240}\text{Pu}$. После 1986 г. также наблюдалось резкое снижение величин удельного потока в донные осадки, и затем небольшой рост в последние десятилетия.

Бокс 4. Результаты геохронологической реконструкции удельных седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu , полученные для бокса 4, приведены на рисунке 5.4.

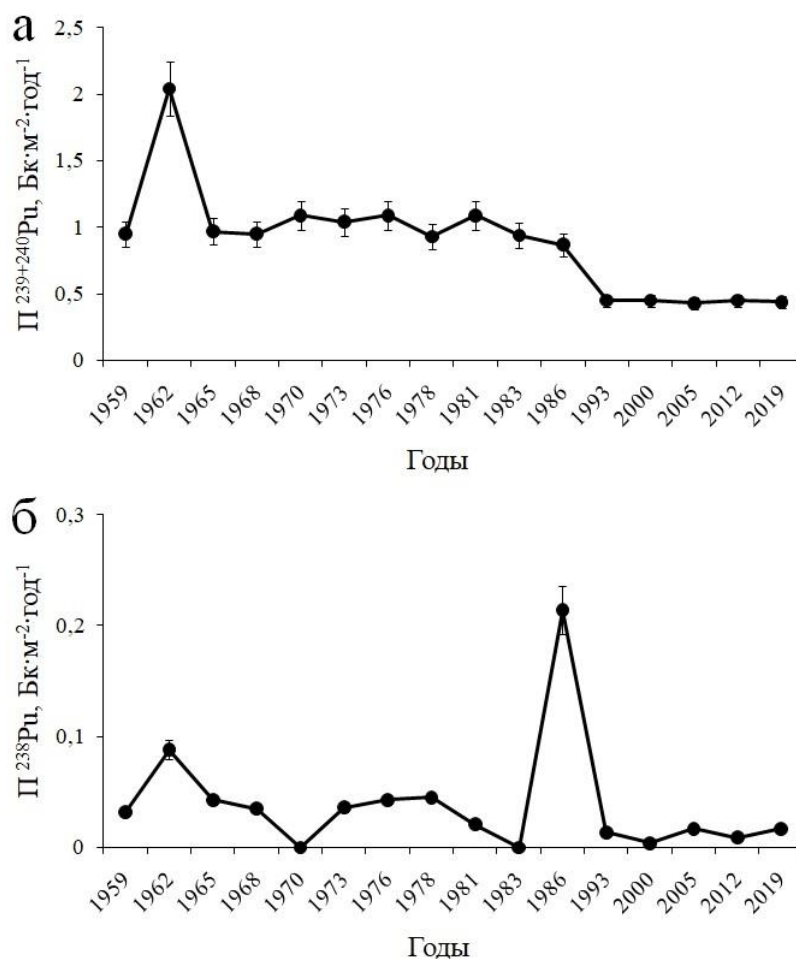


Рисунок 5.4 – Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и ^{238}Pu (б) в боксе 4 Севастопольской бухты

В верховье Севастопольской бухты максимальные значения удельного потока $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения были приурочены к 1962 г. (рисунок 5.4а), т.е. к максимальным атмосферным выпадениям радионуклидов вследствие испытаний ядерного оружия в открытых средах.

В дальнейшем седиментационный поток $^{239+240}\text{Pu}$ приобрел стационарный характер, вплоть до начала 1980-х гг., когда он начал снижаться. Вероятно, это произошло вследствие зарегулирования стока реки Черной после окончания наращивания дамбы на Чернореченском водохранилище [46, 123]. Это привело к уменьшению абсолютных масс донных осадков и к началу 1990-х гг. седиментационный поток $^{239+240}\text{Pu}$ уменьшился примерно в 2 раза по сравнению с до-чернобыльским периодом, и вновь приобрел стационарный характер.

Для седиментационного потока ^{238}Pu в данной части акватории бухты (рисунок 5.4б), так же, как и для бокса 1 (рисунок 5.1б) было характерно наличие максимума, отнесенного к 1986 г – залповому поступлению плутония в Черное море после аварии на ЧАЭС. Наличие хорошо выраженного максимума потока ^{238}Pu в 1986 г., в отличие от потока $^{239+240}\text{Pu}$, объясняется особенностями изотопной композиции плутония в глобальных и чернобыльских радиоактивных выпадениях. В чернобыльских выпадениях доля ^{238}Pu была на порядок выше, чем в глобальных, что и привело к формированию в период чернобыльских выпадений четко выраженного пика ^{238}Pu .

Внешний рейд. Результаты геохронологической реконструкции удельных седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu , полученные для внешнего рейда Севастопольской бухты, приведены на рисунке 5.5.

Максимальные величины удельного седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения внешнего рейда Севастопольской бухты наблюдались в начале 1960-х гг. (рисунок 5.5а). Это было обусловлено повышенными уровнями удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$, определенными для слоев осадка, датированных этим периодом

времени. Затем седиментационный поток $^{239+240}\text{Pu}$ стабилизировался к началу 1970-х гг., когда интенсивные выпадения радионуклидов из атмосферы значительно сократились вследствие запрета на ядерные испытания в открытых средах.

В связи с тем, что абсолютные массы донных осадков и скорость осадконакопления в этой акватории оставались практически неизменными в течение рассматриваемого периода времени, седиментационный поток $^{239+240}\text{Pu}$ в донные осадки носил стационарный характер.

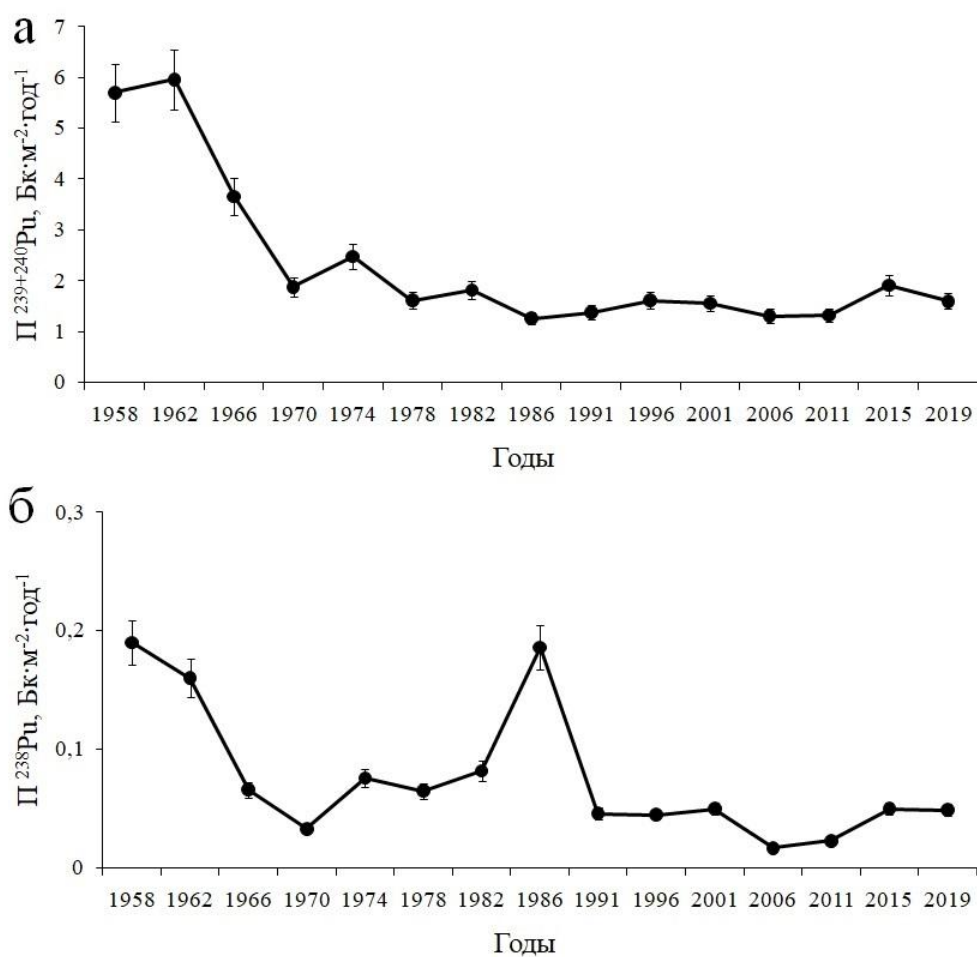


Рисунок 5.5 – Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и ^{238}Pu (б) на внешнем рейде Севастопольской бухты

При этом радиоактивные выпадения после аварии на ЧАЭС не внесли заметного вклада в величины удельного седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$, однако вызвали увеличение седиментационного потока ^{238}Pu (рисунок 5.5б). Это обусловлено, как уже сказано выше, повышенным отношением активности $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в чернобыльских атмосферных выпадениях, их относительно коротким периодом поступления. К началу 1990-х гг. седиментационный поток ^{238}Pu уменьшился и также приобрел практически стационарный характер.

5.3 Формирование самоочищения вод за счет седиментационных потоков ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донные отложения

Установив ведущую роль седиментационных процессов в самоочищении водных масс от плутония как педотропного элемента, нами была выполнена количественная оценка седиментационных потоков за исследованные периоды в разных районах бухты и на внешнем рейде. В таблице 5.3 приведены усредненные величины удельных седиментационных потоков в донные отложения Севастопольской бухты и ее внешнего рейда за два временных периода: до и после аварии на ЧАЭС.

Анализ данных, приведенных в таблице 5.3, показал, что в пост-чернобыльский период увеличение седиментационного потока радиоизотопов плутония в донные осадки произошло лишь в акватории устьевой части бухты (бокс 1). При этом поток $^{239+240}\text{Pu}$ увеличился в 1,3 раза, а поток ^{238}Pu – более чем в 2 раза. Это было обусловлено, как уже оговаривалось выше, по всей видимости, изотопной композицией чернобыльского плутония, увеличением количества взвешенного вещества и скорости осадконакопления вследствие строительства гидротехнических сооружений на входе в бухту. В современный период именно в этой части акватории

бухты наблюдаются наибольшие величины седиментационного потока плутония в донные осадки.

Таблица 5.3 – Сравнение средних величин удельных седиментационных потоков плутония в исследуемых районах в до- и пост-чернобыльский период

Район бухты	Период, годы	$P^{239+240}\text{Pu}, \text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$	$P^{238}\text{Pu}, \text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$
Бокс 1	1962–1986	2,13	0,07
	1986–2016	2,82	0,15
Бокс 2	1962–1986	—*	—
	1986–2020	2,24	0,06
Бокс 3	1962–1986	7,96	0,19
	1986–2019	1,40	0,03
Бокс 4	1962–1986	1,15	0,04
	1986–2019	0,52	0,05
Внешний рейд	1962–1986	2,90	0,08
	1986–2019	1,49	0,06

* – нет данных

Несколько меньшие величины удельного седиментационного потока плутония наблюдались для бокса 2, однако оценить среднюю величину было возможно лишь в период после аварии на ЧАЭС.

Самые большие изменения произошли в боксе 3, где средняя величина удельного седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$ уменьшилась более чем в 5 раз, а ^{238}Pu – более чем в 6 раз в пост-чернобыльский период. Для этой части акватории бухты данный факт может быть связан как с пятнистостью радиоактивных выпадений на суше, уменьшением абсолютных масс донных осадков, так и вероятным изменением гранулометрического состава осадков в результате привнесения аллохтонного осадочного вещества.

Наименьшие величины седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$ в современный период наблюдались в боксе 4 – $0,52 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, что в 2,2 раза меньше, чем в до-

чернобыльский. В данном случае в изменении ведущую роль играло уменьшение абсолютных масс донных осадков вследствие зарегулирования стока реки Черной, т.к. уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ не уменьшались. Однако это не отобразилось на седиментационном потоке ^{238}Pu , вероятно из-за повышенного отношения $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ и краткосрочного поступления плутония чернобыльского происхождения с атмосферными выпадениями.

В акватории внешнего рейда бухты также произошло уменьшение седиментационного потока $^{239+240}\text{Pu}$ в до-чернобыльский период (в 1,9 раз), при этом условия осадконакопления в данной части акватории были неизменны. Наблюдаемая разница, по всей видимости, обусловлена более высокими уровнями удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в начале 1960-х гг.

Результаты проведения геохронологической реконструкции седиментационных потоков плутония в донные отложения бухты и ее внешнего рейда показали, что они отличались для каждого из изучаемых районов. В свою очередь, это отражается на скорости формирования качества вод в отношении радиоизотопов плутония, однако при этом они не выводятся из экосистемы, а лишь перераспределяется в долговременное депо – донные отложения [66, 68, 74, 110, 199]. При отсутствии дополнительных источников поступления $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu это приводит к уменьшению их удельной активности в воде и к снижению седиментационного потока самоочищения вод от этих антропогенных радиоизотопов. Ранее было показано, что при условии постоянства K_n (при концентрации элемента ниже $n \cdot 10^{-5}$ моль $\cdot$ л $^{-1}$, что характерно для уровней содержания плутония в Севастопольской бухте) седиментационный поток выноса плутония из водных масс в донные отложения изменяется в зависимости от уровня его концентрации в воде по принципу обратной связи Ле Шателье – Брауна [20]. Но при этом, с уменьшением удельной активности плутония в воде увеличивается его

резидентное время пребывания в водных массах из-за снижения величины седиментационного потока плутония в осадки [210].

Для оценки современных величин удельных седиментационных потоков плутония в донные отложения был проведен их расчет для поверхностного 0–2 см слоя донных осадков бухты (рисунок 5.6). При этом учитывался тот факт, что в разных боксах бухты скорость осадконакопления, и, соответственно, время формирования 0–2 см слоя осадка, отличались.

Из данных, приведенных на рисунке 5.6, следует, что наибольшие величины удельных седиментационных потоков $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в 0–2 см слой донных отложений характерны для бокса 1. По всей видимости, это вызвано, с одной стороны, более высоким уровнем удельной активности радиоизотопов плутония в поверхностном слое осадка, а с другой – более высоким содержанием взвешенного вещества, что отражается более высокой величиной MAR.

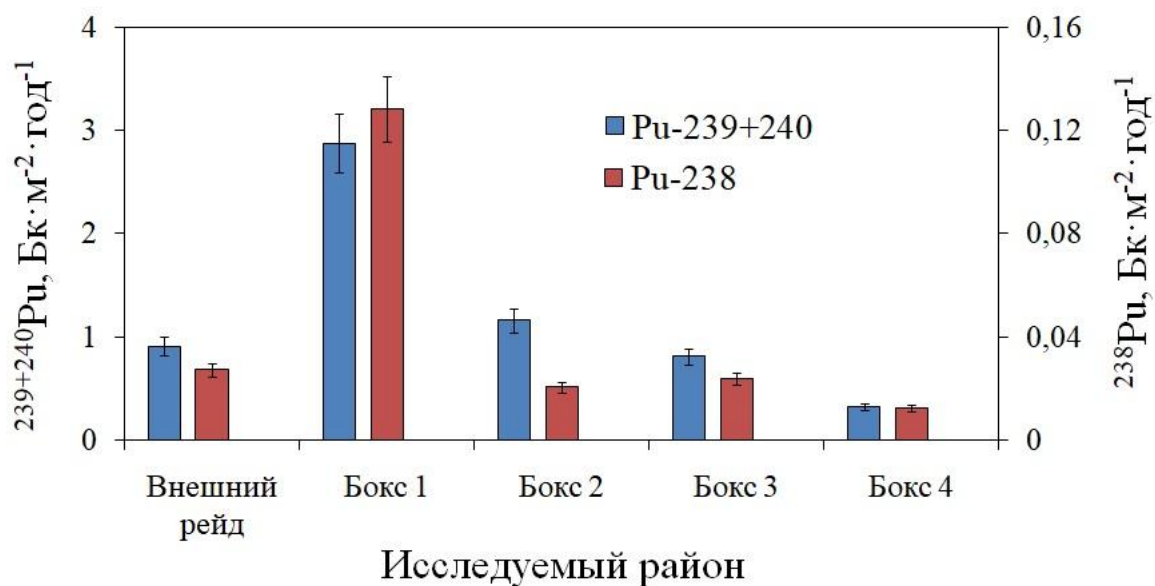


Рисунок 5.6 – Удельные седиментационные потоки $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в 0–2 см слой донных отложений Севастопольской бухты

Для всей акватории Севастопольской бухты удельный седиментационный поток $^{239+240}\text{Pu}$ в 0–2 см слой донных осадков составил $1,64 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$, а ^{238}Pu – $0,06 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$.

5.4 Гидрологический и макробиотический потоки выноса радиоизотопов плутония из водных масс, а также вклад радиоактивного распада

Оценка гидрологического выноса $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu за счет водообмена Севастопольской бухты с открытой частью моря проводилась с использованием литературных данных о ее морфометрических параметрах и о периоде замещения вод бухты [16, 21, 20, 59, 98, 121]. Было установлено, что на водообмен бухты с открытой частью моря влияют как гидродинамические процессы синоптического масштаба, так и различные компоненты водного баланса. Так, из-за особенностей орографии берегов бухты, над ее акваторией в основном формируется ветер северо-восточного и южного направлений [16]. В рамках влияния компонент водного баланса бухты положительными составляющими являются сток реки Черной, канализационные выпуски, склоновый сток и осадки, а отрицательными – испарения и гидрологический вынос [20]. В результате проведенных обобщений было показано, что ветровой обмен вод в Севастопольской бухте происходит в суточном масштабе времени, а полное замещение вод – в годовом, и составляет 1,3 года [121, 59, 16, 98, 20].

При расчетах также было принято допущение, что удельная активность плутония в воде каждого бокса однородна во всей толще воды и в расчетах использовали среднюю удельную активность $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в воде. Т.к. данные о водообмене в рамках рассматриваемых боксов отсутствуют, то проводилась оценка для всей бухты. Расчетные величины удельного гидрологического потока выноса

радиоизотопов плутония из водных масс Севастопольской бухты составили $12,7 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ для $^{239+240}\text{Pu}$, и $0,6 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ для ^{238}Pu [109, 111].

Оценку удельного макробиотического потока выноса радиоизотопов плутония проводилась с привлечением литературных данных по биомассе и продукции макрофитов, моллюсков и рыб [32, 39, 45, 52, 55, 23, 97]. Оценка выполнялась лишь для $^{239+240}\text{Pu}$, т.к. удельные активности ^{238}Pu во всех изученных представителях биоты были ниже предела детектирования.

Расчет удельного потока выноса $^{239+240}\text{Pu}$ макроводорослями производили на примере многолетних бурых водорослей *Cystoseira sp.*, являющихся основным звеном фитоценоза Севастопольской морской акватории и обладающих наибольшими значениями продукции и биомассы [32, 52, 23]. При расчетах было использовано максимальное значение продукции этих макрофитов – $9,34 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$, и было принято допущение, что они покрывают всю площадь дна бухты, т.е. была проведена оценка максимально возможного вклада макрофитов в процесс элиминации радиоизотопов плутония из воды [109, 111].

Оценку вклада моллюсков в элиминацию $^{239+240}\text{Pu}$ из водных масс бухты проводили на примере мидий *Mytilus galloprovincialis*. При этом принимали допущение, что весь макрзообентос в Севастопольской бухте представлен мидиями, и использовали максимальное значение продукции макрзообентоса в Севастопольской бухте – $0,9 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ [45, 55]. Также принимали допущение, что мидии покрывают всю площадь дна бухты [109, 111].

Т.к. оценки продукции рыб для Севастопольской морской акватории не проводились, при расчете вклада рыб в извлечение $^{239+240}\text{Pu}$ из водной толщи бухты были использованы данные о средней рыбопродуктивности в Черном море, которая составляла $85 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ [97]. Оценку проводили на примере бентосных оседлых рыб *Scorpaena porcus*. Результаты расчетов представлены в таблице 5.4.

Таблица 5.4 – Величины удельных потоков элиминации $^{239+240}\text{Pu}$ из водной толщи макрофитами, моллюсками и рыбами Севастопольской бухты

Район исследования	$P_{\text{Буд}}^{239+240}\text{Pu}, \text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$		
	макрофиты	моллюски	рыбы
Бокс 1	140,6	15,2	1,3
Бокс 2	39,7	4,3	0,4
Бокс 3	162,2	17,5	1,5
Бокс 4	18,0	1,9	0,2
Вся бухта	90,1	9,7	0,9

Таким образом, удельный макробиотический поток $^{239+240}\text{Pu}$ из водной толщи Севастопольской бухты был оценен в $100,7 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, при этом основной вклад в элиминацию плутония вносили макрофиты.

Суммарный удельный поток выноса $^{239+240}\text{Pu}$ из водной толщи Севастопольской бухты с учетом вклада гидрологического, биотического и седиментационного потоков, составил $1753,5 \text{ мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$.

С учетом того факта, что отношение активностей $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ в глобальных выпадениях составляло 0,67 [214], оценена доля вклада ^{239}Pu и ^{240}Pu в этот суммарный поток: 1050,5 и 703,8 $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$ соответственно. Пользуясь уравнением (21), рассчитано, в какой степени уменьшится удельный поток выноса $^{239+240}\text{Pu}$ из водных масс бухты за счет радиоактивного распада. Установлено, что удельный поток ^{239}Pu за год уменьшится на 0,03, а поток ^{240}Pu – на 0,07 $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, или суммарно – 0,1 $\text{мБк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$, что составило 0,006 % от величины удельного потока $^{239+240}\text{Pu}$.

Как уже было отмечено, радиоактивные выпадения после аварии на ЧАЭС в Черноморском регионе составляли в среднем не более 10 % от глобальных выпадений [80]. В связи с этим, вклад радиоактивного распада ^{239}Pu и ^{240}Pu чернобыльского происхождения в уменьшение потока выноса $^{239+240}\text{Pu}$ из водных

масс бухты на порядок величин меньше вклада распада рассматриваемых радиоизотопов глобального происхождения, т.е. составляет долю порядка 0,0006 %.

Таким образом, суммарный вклад радиоактивного распада ^{239}Pu и ^{240}Pu в изучаемые процессы не превышает 0,007 %.

5.5 Обобщенная характеристика удельных потоков элиминации плутония из водной толщи

Проведен анализ полученных величин удельных потоков выноса плутония из водной толщи Севастопольской бухты для определения ведущих процессов в формировании качества вод. Сделана также оценка вклада литогенной и биогенной составляющих седиментационного потока в формирование общего потока с привлечением литературных данных [148].

Обобщенная схема удельных потоков элиминации плутония из водной толщи Севастопольской бухты представлена на рисунке 5.7 [111].

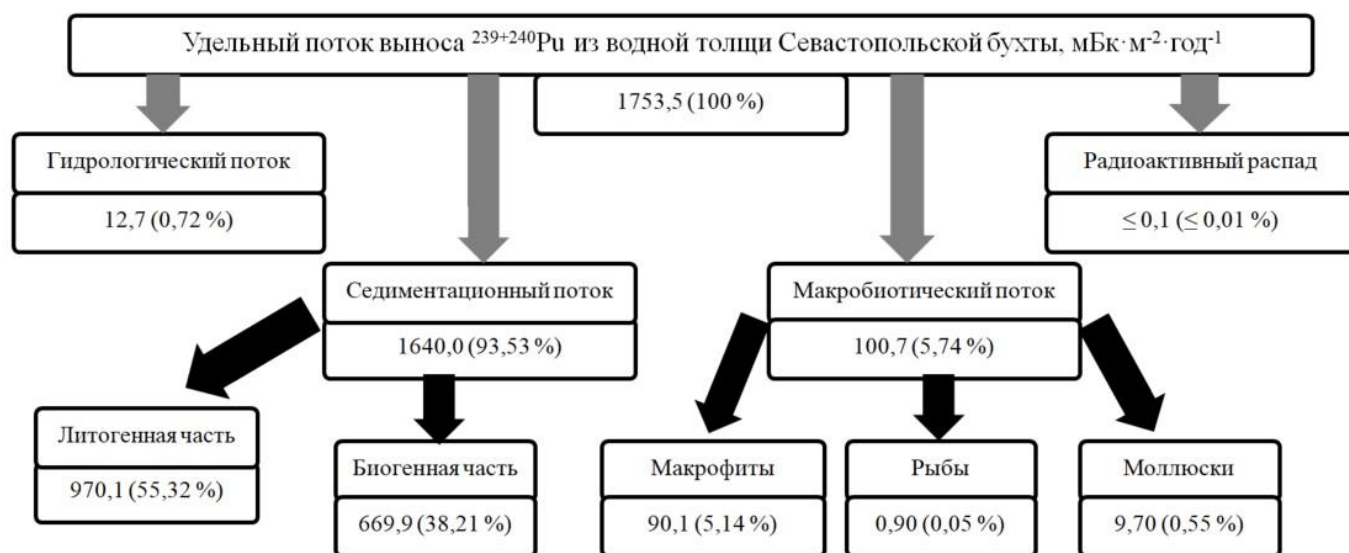


Рисунок 5.7 – Удельные потоки выноса $^{239+240}\text{Pu}$ из водной толщи в Севастопольской бухте

Показано, что физические факторы, такие как гидрологический вынос и радиоактивный распад, суммарно незначительно влияют на процесс выноса $^{239+240}\text{Pu}$ из вод бухты.

Среди изученных референтных групп морских организмов в Севастопольской бухте основной вклад в процесс перераспределения плутония вносят макрофиты.

Исходя из полученных результатов, можно сделать вывод о том, что ведущим процессом, влияющим на элиминацию радиоизотопов плутония из водных масс в Севастопольской бухте, является поток биогеохимической седиментации взвешенного вещества, который определяет скорость осадконакопления и депонирования плутония с осадочным веществом в донных отложениях. На долю этого потока приходится более 93 % от суммарного удельного потока элиминации плутония из воды. При этом в среднем для бухты в составе донных осадков преобладает литогенная составляющая осадочного вещества (рисунок 5.7). Интенсивность выноса плутония в донные отложения с седиментационным потоком определяется, главным образом, помимо удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, скоростью осадконакопления, абсолютными массами донных осадков, коэффициентами накопления плутония взвесью, концентрацией взвеси и гранулометрическим составом осадочного вещества.

Учитывая, что биогенное вещество является результатом жизнедеятельности живых организмов, то вклад живого вещества (макробиотический поток и поток биогенной составляющей осадочного вещества) составил 43,95 %, а 55,32 % приходилось на долю косного вещества (поток литогенной составляющей осадочного вещества). Поэтому, с точки зрения рассмотрения роли живого и косного вещества в процессе формирования качества морских вод можно сделать вывод о большом влиянии живого вещества на процессы перераспределения радиоизотопов плутония в морских прибрежных полужакрытых экосистемах.

Выводы к разделу 5

Установлено, что более 99 % $^{239+240}\text{Pu}$ в экосистеме Севастопольской бухты сосредоточены в донных отложениях, о чем свидетельствуют результаты количественной оценки удельных запасов $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы бухты, и величины фактора радиоемкости. На основании этого можно заключить, что для радиоизотопов плутония в прибрежных морских экосистемах Черного моря характерен педотропный тип биогеохимического поведения, а донные отложения являются основным долгосрочным депо плутония.

Для 30 см слоя донных отложений Севастопольской бухты средняя величина удельного запаса $^{239+240}\text{Pu}$ составила $126,9 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$. При этом максимальное значение достигало $235,3 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ в боксе 3, что было обусловлено высокими значениями удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в слоях осадка, приуроченных к глобальным атмосферным выпадениям радионуклидов.

Проведена ретроспективная геохронологическая реконструкция удельных седиментационных потоков плутония в различных районах Севастопольской бухты в до- и пост-чернобыльский период. Установлено, что в пост-чернобыльский период увеличение седиментационного потока радиоизотопов плутония в донные отложения произошло только в устьевой части бухты. По всей видимости, это было следствием строительства гидротехнических сооружений на входе в бухту, что повлекло за собой увеличение количества взвешенного вещества и скорости осадконакопления в данном районе. В целом, показано, что интенсивность седиментационных потоков плутония в донные отложения отличалась в рамках рассматриваемых боксов бухты, что отражается на скорости самоочищения водных масс. При этом радиоизотопы плутония не выводятся из экосистемы бухты, а лишь перераспределяются в донные отложения.

Установлено, что макроводоросли, моллюски и рыбы, обитающие в акватории Севастопольской бухты, играют незначительную роль в самоочищении водных масс от радиоизотопов плутония. Их общий вклад в данный процесс составил менее 6 % от суммарного потока элиминации, из которых более 5 % приходилось на макрофиты, которые могут выступать в роли многолетнего депо плутония на масштабе продолжительности жизни макрофитов.

На безвозвратную долю извлечения радиоизотопов плутония из водных масс бухты посредством физических факторов, таких как гидрологический вынос и радиоактивный распад, суммарно приходилось менее 1 % от суммарного потока.

Показана существенная роль живого вещества в изучаемых процессах. Так, седиментационный поток выноса плутония из воды с биогенным осадочным веществом суммарно с макробиотическим потоком практически достигали 44 % от общего потока.

Ведущим потоком, обуславливающим формирование самоочищения природных вод в отношении радиоизотопов плутония в экосистеме Севастопольской бухты, являлся седиментационный поток взвешенного вещества в донные отложения, на долю которого приходилось более 93 % от суммарного потока элиминации.

Результаты исследований, представленные в данной главе, опубликованы в [66, 68, 74, 109, 110, 111, 192, 199].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Настоящая работа посвящена изучению процессов формирования самоочистительной способности морских природных вод в отношении техногенных радиоизотопов плутония ($^{239+240}\text{Pu}$) как результата их взаимодействия с биотическими и абиотическими компонентами в прибрежной морской экосистеме на примере Севастопольской бухты. Поступая в морскую воду, радиоизотопы плутония вступают во взаимодействие с взвешенным веществом литогенного и биогенного происхождения и перераспределяются в донные отложения, аккумулируются гидробионтами, переносятся за счет гидрологических процессов.

По методике целенаправленного мониторинга были исследованы уровни удельных активностей радиоизотопов плутония во всех основных компонентах морской экосистемы и методом ретроспективного мониторинга – удельные активности в донных отложениях в период 1962–2020 гг. На основании полученных данных рассчитывали количественные характеристики процессов перераспределения и миграции радиоизотопов в морской экосистеме.

Впервые в прибрежных акваториях Черного моря был применен метод объемного осаждения для проб большого объема (1000 л). Это позволило определить величины удельной активности радиоизотопов плутония, как в интегральной форме (ΣPu), так и отдельно в растворенной и взвешенной формах. Установлено, что в период 2019–2021 гг. значения удельной активности $\Sigma^{238}\text{Pu}$ и $\Sigma^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностных водах Севастопольской бухты и смежных с ней акваторий лежали в довольно узком диапазоне, не превышая $0,33 \pm 0,11$ и $3,80 \pm 0,31 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-3}$ соответственно. При этом было показано отсутствие значимых сезонных колебаний

удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в воде в современный период (на примере акватории внешнего рейда Севастопольской бухты).

Была установлена функциональная зависимость удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностном слое вод изученных акваторий от содержания взвешенного вещества. При этом самоочищение поверхностного слоя вод Севастопольской бухты от $\sum^{239+240}\text{Pu}$ посредством его сорбции на взвеси в разных районах обуславливается различным составом осадочного вещества. Так, для открытой части моря и устьевой части бухты в данный процесс более высокий вклад вносит сорбция плутония на биогенной составляющей взвешенного вещества, в то время как для средней части бухты и ее верховья – сорбция на литогенной составляющей.

Установлено, что величины удельной активности ^{238}Pu в поверхностном 0–5 см слое донных отложений изучаемых районов находились в диапазоне от 10 ± 3 до 37 ± 16 , а удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ – от 206 ± 13 до 765 ± 53 мБк·кг⁻¹ соответственно. При этом максимальные значения были определены в устьевой части Севастопольской бухты, а минимальные – в ее верховье и в устье реки Черная. Вероятно, разница в значениях удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в осадках из разных районов обусловлена различным содержанием плутония на взвеси, формирующей осадочное вещество донных отложений, а также составом и количеством самого взвешенного вещества.

Полученные значения удельной активности радиоизотопов плутония в воде и донных отложениях на 3–5 порядков величин ниже предельно допустимых значений, приведенных в нормативных и рекомендательных документах Российской Федерации и рассчитанных региональных контрольных уровней.

Определение величин удельной активности $\sum^{239+240}\text{Pu}$ в гидробионтах изучаемых районов проводили в рамках концепции референтных групп биоты. Так, были изучены представители макроводорослей (*Cystoseira* sp., *Phyllophora* sp., *Cladophora*

sp., *Ulva sp.*), морских трав (*Zostera sp.*, *Ruppia sp.*), зоопланктона (*Copepoda*) моллюсков (*M. galloprovincialis*, *R. venosa*), ракообразных (*Carnicus sp.*), рыб (*S. porcus*, *S. flexuosa*, *M. barbatus ponticus*, *T. mediterraneus*, *A. immaculata*) и морских млекопитающих (*P. phocoena relicta*).

Среди изученных представителей референтных групп гидробионтов были определены объекты биоты, для которых характерны наибольшие значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$: представители многолетних многоклеточных водорослей, моллюсков-фильтраторов и бентосных рыб.

На примере *M. galloprovincialis* и *S. porcus* показано, что в организмах черноморских моллюсков основным депо в отношении радиоизотопов плутония являются раковины, а в организмах черноморских рыб – жабры.

Установлено снижение аккумулирующей способности черноморских гидробионтов в отношении радиоизотопов плутония с переходом на более высокий трофический уровень. Максимальные величины коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ среди гидробионтов были характерны для звена первичных продуцентов – фитопланктона и многолетних макрофитов, а минимальные – для пелагических рыб и млекопитающих, т.к. в верхнем звене трофической цепи Черного моря – дельфине *P. phocoena relicta* – радиоизотопы плутония обнаружены не были.

По результатам определения дозовых нагрузок от альфа-излучения радиоизотопов плутония для гидробионтов бухты показано, что в современной радиоэкологической ситуации ионизирующее излучение от $^{239+240}\text{Pu}$ не вносит существенного вклада в дозовые нагрузки на гидробионты. Полученные значения мощностей доз не превышали таковых, характерных для зоны природного фона.

На основании натурных данных исследований о величинах удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, донных отложениях и гидробионтах был впервые проведен расчет региональных контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях по экологическому, радиационно-гигиеническому и радиационному

критериям. Расчетные значения были на два порядка величин меньше значений, приведенных в рекомендательных документах Росгидромета. Не превышение полученных значений – необходимое условие обеспечения радиационной безопасности как для биоты, так и для человека в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ в исследованной морской акватории. Полученные на базе комплексных исследований региональные контрольные уровни представляют собой простые, доступные для оперативного определения на практике параметры – критерии оценки экологической и радиационно-гигиенической безопасности живых организмов.

Рассматривая массовые оседлые виды гидробионтов, наибольшие значения K_H ($^{239+240}\text{Pu}$), мощности дозы от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ и, соответственно, наименьшие значения контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ были определены для водорослей *Phyllophora sp.*, *Cystoseira sp.*, моллюсков *M. galloprovincialis* и рыб *S. porcus*. Это подтверждает их статус биоиндикаторных видов при проведении мониторинговых исследований в рамках изучения содержания и перераспределения радиоизотопов плутония в морских экосистемах и референтных объектов биоты при оценке радиационной безопасности живых организмов в изученной морской акватории.

Проведено изучение вертикального распределения ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в толще донных отложений Севастопольской бухты. На основе полученных результатов, а также распределения характеристического отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ проведена геохронологическая датировка донных отложений из различных районов бухты. Таким образом, в рамках настоящей работы радиоизотопы плутония рассмотрены не только как объект изучения, но и использованы в качестве инструмента при проведении исследований морских экосистем. Это позволило определить такие параметры процессов осадконакопления как скорость осадконакопления и абсолютные массы донных осадков в экосистеме бухты в до- и пост-чернобыльский периоды.

В различных районах Севастопольской бухты значения SR изменялись от 2,5 до $7,5 \text{ мм} \cdot \text{год}^{-1}$, а значения MAR – от 1679 до $4833 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$, что превышало таковые значения, ранее определенные для глубоководной части Черного моря и свидетельствует о более высокой способности вод бухты к самоочищению.

Показана практическая значимость проведения ретроспективной оценки скорости осадконакопления в различных районах акватории Севастопольской бухты в рамках изучения антропогенного влияния на способность водных масс бухты к самоочищению. Так, установлено, что строительство молвых заграждений на входе в Севастопольскую бухту привело к увеличению скорости осадконакопления в устьевой части бухты в пост-чернобыльский период, а наращивание дамбы Чернореченского водохранилища – к ее уменьшению в верховье и в средней части бухты. Изменение скорости осадконакопления, в свою очередь, может в значительной степени определять интенсивность процессов самоочищения вод бухты от сорбционно-активных консервативных веществ.

Для взвешенного вещества и донных отложений в Севастопольской бухте были определены максимальные значения коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ среди всех исследованных объектов. Наряду с высоким значением фактора радиоемкости донных отложений, значительно превышающего 50 %, это характеризует биогеохимический тип поведения плутония в бухте как педотропный, т.е. донные осадки являются основным долговременным депо радиоизотопов плутония в экосистеме Севастопольской бухты.

Была определена средняя величина удельного запаса $^{239+240}\text{Pu}$ в слое донных отложений толщиной 30 см, отражающих практически всю историю поступления радиоизотопов плутония в ядерную эпоху в акваторию Севастопольской бухты.

Показано, что выведение радиоизотопов плутония из экосистемы Севастопольской бухты происходит только посредством их гидрологического выноса в открытую часть моря и в результате процесса радиоактивного распада.

Однако на эти процессы приходится менее 1 % от суммарного потока элиминации $^{239+240}\text{Pu}$ из водных масс. Поэтому самоочищение вод бухты от плутония происходит преимущественно за счет процессов его перераспределения в другие компоненты морской экосистемы.

Установлено, что суммарный вклад биотического извлечения $^{239+240}\text{Pu}$ из воды в результате аккумуляции макроводорослями, моллюсками и рыбами составил незначительную часть от общего потока.

Показано, что ведущим потоком, обуславливающим формирование самоочищения природных вод в отношении радиоизотопов плутония в экосистеме Севастопольской бухты, являлся биогеохимический седиментационный поток. Он состоит из литогенной и биогенной составляющих взвешенного вещества в донные отложения. С точки зрения рассмотрения роли живого и неживого вещества в процессе формирования самоочищения морских вод можно сделать вывод о большом влиянии живого вещества на процессы перераспределения радиоизотопов плутония в морских прибрежных полужакрытых экосистемах. Так, биогенная составляющая элиминации плутония из морской воды практически достигала 44 % от общего потока. При этом она включала как долю современного биотического вещества, так и долю биогенного вещества, геологически преобразованного.

Таким образом, благодаря выполненным исследованиям по целенаправленному мониторингу, включающему ретроспективный мониторинг, и привлечению литературных данных по биологической продуктивности и гидрологическим характеристикам исследованной морской акватории, были количественно описаны все виды взаимодействия, вносящие основной вклад в формирование самоочищения водной среды. На их базе выполнены расчеты седиментационного, макробиотического и гидрологического потоков элиминации радиоизотопов плутония из водных масс бухты, оценен вклад в этот процесс радиоактивного распада радиоизотопов плутония. Рассчитаны региональные уровни

$^{239+240}\text{Pu}$ для воды и донных отложений, запасы плутония в донных отложениях Севастопольской бухты, и современные дозовые нагрузки, а также дана эквидозиметрическая оценка уровня их экологического действия ионизирующего излучения от $^{239+240}\text{Pu}$ на биоту.

ВЫВОДЫ

1. На примере Севастопольской бухты установлено, что в прибрежных акваториях процессы взаимодействия радиоизотопов плутония с взвешенным веществом в воде и с осадочным веществом донных отложений играют ведущую роль в формировании самоочистительной способности вод в отношении плутония. Основным потоком самоочищения вод служит биогеохимический седиментационный поток взвешенного вещества на дно бухты.

2. Определены современные уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, донных отложениях, взвеси и референтных группах макробиоты в Севастопольской бухте. Самые высокие значения установлены для донных отложений и взвеси, величины которых уменьшались от устьевого района к верховью бухты.

3. В результате взаимодействия $^{239+240}\text{Pu}$ с компонентами экосистемы формируется их высокая аккумуляционная способность в отношении плутония. Коэффициенты накопления (K_H) $^{239+240}\text{Pu}$ уменьшались в ряду: взвешенное вещество – донные отложения – многолетние красные и бурые водоросли – двустворчатые и брюхоногие моллюски – придонные и придонно-пелагические рыбы – однолетние водоросли и морские травы – ракообразные – зоопланктон – пелагические рыбы – дельфины. Самые высокие K_H $^{239+240}\text{Pu}$ взвеси и донных отложений определили педотропный тип биогеохимического поведения плутония в бухте.

4. Установлено, что мощности доз от ионизирующего излучения $^{239+240}\text{Pu}$ в гидробионтах бухты соответствовали уровню биологического влияния на биоту, характерного для зоны природного фона по шкале Г. Г. Поликарпова. Региональные контрольные уровни $^{239+240}\text{Pu}$, не превышение которых является необходимым

условием обеспечения радиационной безопасности как морской биоты, так и человека, составили $6,1 \cdot 10^{-3} \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ для воды и $0,7 \cdot 10^3 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ для донных отложений.

5. Определенные значения скорости осадконакопления в до- и пост-чернобыльский период показали, что она не во всех районах бухты оставалась постоянной в эти периоды. В устьевой части произошло ее увеличение, а в верховье – уменьшение, что повлияло на скорость самоочищения вод от плутония. Установлено, что изменение процессов осадконакопления является следствием строительства гидротехнических сооружений в акватории бухты и ее водосборном бассейне.

6. Общий вклад в процессы самоочищения вод от $^{239+240}\text{Pu}$ макробиоты бухты и физических факторов (гидрологического выноса и радиоактивного распада) не превышал 6,47 %. Превалирующая роль принадлежала биогеохимическому седиментационному потоку – 93,53 % от суммарного потока самоочищения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахин, Р. М. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы / Р. М. Алексахин, С. В. Фесенко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 1. – С. 93–103.
2. Алексахин, Р. М. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин. – Ленинград: Наука, 1990. – 368 с.
3. Алексахин, Р. М. Ядерная энергия и биосфера / Р. М. Алексахин. – Москва: Энергоиздат, 1982. – 216 с.
4. Алимов, А. Ф. Количественная оценка роли сообществ донных животных в процессах самоочищения пресноводных водоемов / А. Ф. Алимов, Н. П. Финогенова // Гидробиологические основы самоочищения вод. – Ленинград: Наука, 1976. – С. 5–14.
5. Алимов, А. Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков / А. Ф. Алимов // Труды Зоологического института Академии наук СССР. – 1981. – Т. 96. – С. 247–247.
6. Алимов, А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А. Ф. Алимов. – Санкт-Петербург: Наука, 2000. – 147 с.
7. Барьяхтар, В. Г. Чернобыльская катастрофа / В. Г. Барьяхтар – ред. Киев: Наукова Думка, 1995. – 473 с.
8. Безносков, В. Н. Содержание некоторых металлов в черноморских мидиях / В. Н. Безносков, С. Е. Плеханов // Экология. – 1986. – № 5. – С. 80–81.

9. Бекман, И. Н. Радиохимия. Учебное пособие в 2-х томах / И. Н. Бекман. – Москва: Издательство Юрайт, 2014. – Т.1 – 473 с.
10. Болтачев, А. Р. Морские рыбы Крымского полуострова / А. Р. Болтачев, Е. П. Карпова. – Симферополь: Бизнес-Информ, 2012. – 224 с.
11. Бондарев, И. П. Морфогенез раковины и внутривидовая дифференциация рапаны *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) / И. П. Бондарев // Ruthenica: Русский малакологический журнал. – 2010. – Т. 20. – № 2. – С. 69–90.
12. Бондарев, И. П. Структура популяций *Rapana venosa* (Gastropoda, Muricidae) Севастопольских бухт (Чёрное море) / И. П. Бондарев // Морской биологический журнал. – 2016. – Т. 1, № 3. – С. 14–21.
13. Вдовенко, В. М. Современная радиохимия / В. М. Вдовенко. – Москва: Атомиздат, 1969. – 544 с.
14. Вернадский, В. И. Живое вещество / В. И. Вернадский. – Москва: Наука, 1978. – 358 с.
15. Гавшин, В. М. Геохимия литогенеза в условиях сероводородного заражения (Черное море) / В. М. Гавшин, А. С. Лапухов, С. В. Сараев. – Новосибирск: Наука, 1988. – 194 с.
16. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов / Иванов В.А., Овсяный Е.И., Репетин Л.Н., Романов А.С., Игнатьева О.Г. / МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2006 – 90 с.
17. Гринвуд, Н. Н. Химия элементов / Пер. с англ. ред. кол. – Учебное пособие. – Москва: Бином. Лаборатория знаний, 2008. – Т. 2. – 607 с.
18. Гудков, Д. И. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Д. И. Гудков, В. В. Деревец, Л. Н. Зуб // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45. – № 3. – С. 271–280.

19. Егоров, В. Н. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Черном море в отношении загрязняющих веществ / В. Н. Егоров, С. Б. Гулин, В. Н. Поповичев, Н. Ю. Мирзоева, Н. Н. Терещенко, Г. Е. Лазоренко, Л. В. Малахова, О. В. Плотицына, Т. В. Малахова, В. Ю. Проскурнин, И. Г. Сидоров, Л. В. Гулина, А. П. Стецюк, Ю. Г. Марченко // Морской экологический журнал. – 2013. – Т. 12. – № 4. – С. 5–26.

20. Егоров, В. Н. Биогеохимические характеристики седиментационного самоочищения севастопольской бухты от радионуклидов, ртути и хлорорганических загрязнителей / В. Н. Егоров, С. Б. Гулин, Л. В. Малахова, Н. Ю. Мирзоева, В. Н. Поповичев, Н. Н. Терещенко, Г. Е. Лазоренко, О. В. Плотицына, Т. В. Малахова, В. Ю. Проскурнин, И. Г. Сидоров, А. П. Стецюк, Л. В. Гулина // Морской биологический журнал. – 2018. – Т. 3. – № 2. – С. 40–52.

21. Егоров, В. Н. Нормирование качества вод Севастопольской бухты по потокам депонирования загрязняющих веществ в донные отложения / В. Н. Егоров, С. Б. Гулин, Л. В. Малахова, Н. Ю. Мирзоева, В. Н. Поповичев, Н. Н. Терещенко, Г. Е. Лазоренко, О. В. Плотицына, Т. В. Малахова, В. Ю. Проскурнин, И. Г. Сидоров, А. П. Стецюк, Л. В. Гулина // Водные ресурсы. – 2018. – Т. 45. – № 2. – С. 188–195.

22. Егоров, В. Н. Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем / В. Н. Егоров. – Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2019. – 356 с.

23. Еремеев, В. Н. Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (Черноморский сектор) / В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – 511 с.

24. Еремеев, В.Н. Промысловые биоресурсы Черного и Азовского морей / В.Н. Еремеев, А.В. Гаевская, Г.Е. Шульман, Ю.А. Загородняя. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, – 2011. – 367 с.

25. Зайцев, Ю. П. Введение в экологию Черного моря / Ю. П. Зайцев. – Одесса: «Эван», 2006. – 224 с.

26. Ивлева, Е. В. Влияние температуры, солености и рН на накопление ^{65}Zn морскими одноклеточными водорослями / Е. В. Ивлева, В.П. Парчевский, Л. А. Ланская // Морская радиохимическая экология и проблема загрязнений, под ред. Г. Г. Поликарпова. – Киев: Наукова думка, 1984. – С. 78–82.
27. Израэль, Ю. А. Об ассимиляционной емкости Мирового океана / Ю. А. Израэль, А. В. Цыбань // ДАН СССР. – 1983. – Т. 272. – № 3. – С. 702–705.
28. Израэль, Ю. А. Антропогенная экология океана / Ю. А. Израэль, А. В. Цыбань. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. – 528 с.
29. Израэль, Ю. А. Экологические основы мониторинга состояния Мирового океана / Ю. А. Израэль, А. В. Цыбань // Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1982. – С. 44–62.
30. Израэль, Ю. А. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю.А. Израэля – Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.
31. Казаков, С. В. О гигиеническом и экологическом подходах в радиационной защите / С. В. Казаков, И. И. Линге // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 4. – С. 482–492.
32. Калугина-Гутник, А. А. Фитобентос Черного моря / А. А. Калугина-Гутник. – Киев: Наукова думка, 1975. – 248 с.
33. Карпенко, Е. И. Расчет дозовых нагрузок на биоту в районе расположения уранодобывающего предприятия на основе комплекса дозиметрических моделей / Е. И. Карпенко, С. И. Спиридонов // Вестник РАЕН. – 2012. – Т. 12. – № 4. – С. 52–59.
34. Киселёв, М. Ф. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. / М. Ф. Киселёв, Н. К. Шандал. – Москва: Изд. ООО ПКФ "Алана", 2009. – С. 68–71

35. Косьян, А. Р. Сравнительный анализ *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) из разных биотопов Черного моря по морфологическим признакам / А. Р. Косьян // Океанология. – 2013. – Т. 53, № 1. – С. 53–59.
36. Крышев, И. И. Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно-методических документов с учётом требований федерального законодательства и новых международных основных норм безопасности ОНБ-2011 / И. И. Крышев, Т. Г. Сазыкина // Радиация и риск. – 2013. – Т. 22. – № 1. – С. 47–61.
37. Крышев, И. И. Радиационная безопасность окружающей среды. Обзор / И. И. Крышев, Т. Г. Сазыкина // Радиация и риск. – 2018. – Т. 27. – № 3. – С. 113–131.
38. Кузубова, Л. И. Метилртуть в окружающей среде (распространение, образование в природе, методы определения) / Л. И. Кузубова, О. В. Шуваева, Г. Н. Аношин // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. – 2000. – № 59. – С. 1–82.
39. Кузьминова, Н. С. Динамика разнообразия доминирующих представителей ихтиофауны в бухтах города Севастополя, отличающихся экологическими условиями / Н. С. Кузьминова, И. И. Чеснокова // Экосистемы. – 2016. – № 7 (37). – С. 26–35.
40. Кузьминова, Н. С. Состояние биомониторного вида черноморской скорпены (*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758) в прибрежных акваториях Севастополя / Н. С. Кузьминова, А. Ю. Зозуль, В. И. Гребнев, А. А. Васильева, Е. И. Цыгылык // Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН. – 2021. – № 2 (18). – С. 12–23.
41. Куцын, Д. Н. Размерно-возрастная структура, рост и созревание морского ерша *Scorpaena porcus* (Scorpaenidae) из вод юго-западного Крыма (Чёрное

море) / Д. Н. Куцын, Е. Н. Скуратовская, И. И. Чеснокова // Вопросы ихтиологии. – 2019. – Т. 59. – № 6. – С. 651–656.

42. Лисицын, А. П. Система Черного моря / А. П. Лисицын. – Москва: Научный мир, 2018. – 808 с.

43. Логоминова, И. В. Новые данные о хлорорганических поллютантах в подкожном жире черноморских китообразных / И. В. Логоминова, Л. В. Малахова, Т. В. Малахова, А. М. Артов, А. В. Коростелева, А. Н. Постникова // Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН. – 2018. – № 4 (8). – С. 16–25.

44. Лопухина, О. А. Фитопланктон Севастопольской бухты (Черное море) в теплый и холодный периоды 2001-2002 гг. / О. А. Лопухина, Л. А. Манжос // Экология моря. – 2005. – Т. 69. – С. 25–31

45. Макаров, М. В.. Обрастания твердых искусственных субстратов в сезонном аспекте у побережья Севастополя (юго-западный Крым, Черное море) / М. В. Макаров, Л. В. Бондаренко, Т. В. Витер, Д. В. Подзорова // Ученые записки Крымского федерального университета имени В. И. Вернадского. Биология. Химия. – 2019. – Т. 5. – № 2. – С. 116–131.

46. Малахова, Л. В. Многолетняя динамика содержания хлорорганических соединений и ртути в донных осадках Чернореченского водохранилища / Л. В. Малахова, В. Н. Егоров, С. Б. Гулин, Т. В. Малахова, И. Н. Мосейченко // Водные ресурсы. – 2019. – Т. 46. – № 4. – С. 417–423.

47. Малахова, Л. В. Хлорорганические соединения в ерше *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1785 в акватории Севастополя (Черное море): пространственное распределение и биологический отклик на уровень накопления загрязнителей / Л. В. Малахова, Е. Н. Скуратовская, Т. В. Малахова, А. Р. Болтачев, В. В. Лобко // Морской биологический журнал. – 2018. – Т. 3. – № 4. – С. 51–63.

48. Мануйлова, Е. Г. Вклад Н. В. Тимофеева-Ресовского в развитие методологии радиоэкологического мониторинга / Е. Г. Мануйлова // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2016. – № 3. – С. 118–125.
49. Мезенцева, И. В. Комплексный подход в организации мониторинга загрязнения морских вод в прибрежных акваториях Севастополя / И. В. Мезенцева, Ю. А. Мальченко // Труды государственного океанографического института. – 2015. – № 216. – С. 326–339.
50. Методика измерений активности плутония-239,240,238 в пробах окружающей среды с радиохимическим концентрированием в ФГБУ «НПО «Тайфун». – № в Реестре методик радиационного контроля МВИ 1.4.7-15. – 2015. – 25 с.
51. Мефодьева, М. П. Соединения трансурановых элементов / М. П. Мефодьева, Н. Н. Крот – М.: Наука, 1987. – 302 с.
52. Мильчакова, Н. А. Ресурсы макрофитов Черного моря: проблемы охраны и рационального использования / Н. А. Мильчакова // Экология моря. – 2001. – Т. 57. – С. 7–12.
53. Милукова, М. С. Аналитическая химия плутония / М. С. Милукова, Н. И. Гусев, И. Г. Сентюрин, И. С. Скляренко. – Москва: Наука, 1965. – 457 с.
54. Мирзоева, Н. Ю. Распределение и миграция ^{90}Sr в компонентах экосистем бассейна Днепра и Черного моря после аварии на ЧАЭС: автореф. дис. ... канд. биол. Наук: 03.00.17 –гидробиология / Н. Ю. Мирзоева; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. – Севастополь, 2007. – 24 с.
55. Миронов, О. Г. Санитарно-биологические исследования прибрежных акваторий юго-западного Крыма в начале XXI века / О. Г. Миронов, С. В. Алёмов / Институт морских биологических исследований имени А.О. Ковалевского РАН. – Симферополь: ИТ «Ариал», 2018. – 276 с.

56. Молчанова, И. В. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических групп / И. В. Молчанова, Л. Н. Михайловская, В. Н. Позолотина, Е. В. Антонова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54. – № 1. – С. 77–84.
57. Надытко, Б. А. Плутоний. Фундаментальные проблемы: В 2-х ч. 4.1. Пер с англ. / Б. А. Надытко, Л. Ф. Тимофеевой // Саров: РФЯЦ-ВНИИЭФ. – 2003. – 495 с.
58. Несмеянов, А. Н. Прошлое и настоящее радиохимии / А. Н. Несмеянов. – Ленинград: Химия, 1985. – 166 с.
59. Овсяный, Е. И. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты в условиях антропогенного воздействия (по наблюдениям 1998-1999 гг.). / Е. И. Овсяный, Р. Б. Кемп, Л. Н. Репетин, А. С. Романов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон. – 2000. – Т. 2. – 79 с.
60. Овсяный, Е. И. Распределение тяжелых металлов в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты (Черное море) / Е. И. Овсяный, А. С. Романов, О. Г. Игнатьева // Морской экологический журнал. – 2003. – Т. 2. – № 2. – С. 85–93.
61. Орехова Н. А. Современный гидрохимический режим Севастопольской бухты / Н. А. Орехова, А. В. Вареник // Морской гидрофизический журнал. – 2018. – № 2 (200). – С. 134–146.
62. Орехова, Н. А. Полярография донных осадков Севастопольской бухты / Н. А. Орехова, С. К. Коновалов // Морской гидрофизический журнал. – 2009. – № 2. – С. 52–66.
63. Осовская, И. И. Морские водоросли. Применение в биотехнологии / И. И. Осовская, А. А. Приходько // Петерб. гос. ун-т пром. технологий и дизайна, Высш. шк. технологии и энергетики. Санкт-Петербург: ВШТЭ СПбГУПТД. – 2020. – 78 с.

64. Остроумов, С. А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории / С. А. Остроумов // Доклады академии наук. – 2004. – Т. 396. – № 1. – С. 136–141.

65. Остроумов, С. А. Введение в биохимическую экологию / С. А. Остроумов. – Москва: МГУ, 1986. – 176 с.

66. Параскив, А. А. Антропогенные радиоизотопы плутония в донных отложениях Севастопольской бухты (Черное море) / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, О. Д. Чужикова-Проскурнина // Радиэкологические последствия радиационных аварий – к 35-ой годовщине аварии на ЧАЭС: сб. докл. междунар. науч.-практ. конф., г. Обнинск, 22–23 апреля 2021 г. – Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2021. – С. 112–115.

67. Параскив, А. А. Антропогенные радиоизотопы плутония в компонентах экосистемы Севастопольской бухты / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, О. Д. Чужикова-Проскурнина, А. П. Платаев, А. В. Трапезников // Изучение водных и наземных экосистем: история и современность: тез. докл. Междунар. науч. конф., посвящ. 150-летию Севастопольской биологической станции – Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского и 45-летию НИС «Профессор Водяницкий», г. Севастополь, 13-18 сентября 2021 г. – Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2021. – С. 545–547.

68. Параскив, А. А. Изучение седиментационных процессов в Черном море с помощью радиоизотопов плутония / А. А. Параскив, В. Ю. Проскурнин // Современная гидробиология: глобальные проблемы Мирового океана: материалы XI Всероссийской онлайн-школы-семинара для молодых ученых, студентов и аспирантов, г. Севастополь, 28 сентября – 2 октября 2020 г. – Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2020. – С. 24–26.

69. Параскив, А. А. Накопительная способность гидробионтов Севастопольской бухты в отношении радиоизотопов плутония / А. А. Параскив, Н.

Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, О. Д. Чужикова-Проскурнина, А. В. Трапезников, А. П. Платаев // Понт Эвксинский – 2021: материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. молодых учёных по проблемам водных экосистем, посвящ. 150-летию Севастопольской биологической станции – ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН», г. Севастополь, 20–24 сентября 2021 г. – Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2021. – С. 61–63.

70. Параскив, А. А. Определение региональных контрольных уровней радиоизотопов плутония в воде и донных отложениях в прибрежных черноморских экосистемах / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, О. Д. Чужикова-Проскурнина, М. О. Вахрушев // Изучение водных и наземных экосистем: история и современность: тез. докл. II Междунар. науч.-практ. конф., г. Севастополь, 5–9 сентября 2022 г. – Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2022. – С. 242–243.

71. Параскив, А. А. Оценка дозовых нагрузок на гидробионты Севастопольской бухты от радиоизотопов плутония / А. А. Параскив // Актуальные проблемы экологии и природопользования: материалы нац. науч.-практ. конф. студентов, аспирантов, молодых ученых и специалистов, г. Санкт-Петербург, 12-13 мая 2022 г. – Санкт-Петербург: Изд-во СПбГУВМ, 2022. – С. 70–71.

72. Параскив, А. А. Содержание радионуклидов плутония в донных отложениях солёных озёр Крыма в сравнении с прибрежными акваториями Чёрного моря / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко В. Ю. Проскурнин // Морской биологический журнал. – 2019. – Т. 4. – № 2. – С. 41–51.

73. Параскив, А.А. Аккумулирующая способность гидробионтов и взвешенного вещества в отношении радиоизотопов плутония в прибрежных акваториях (Севастопольская бухта, Черное море) / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, О. Д. Чужикова-Проскурнина, А. В. Трапезников, А. П. Платаев // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2022. – № 60. – С. 78–101.

74. Параскив, А. А. Изменение седиментационных потоков плутония в донные отложения бухты Севастопольская в период до и после аварии на ЧАЭС / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, О. Д. Чужикова-Проскурнина // Морской биологический журнал. – 2021. – Т. 6. – № 2. – С. 69–81.

75. Параскив, А. А. Оценка седиментационных потоков плутония в донные отложения в Севастопольской бухте в период до и после аварии на ЧАЭС / А. А. Параскив, Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, И. Г. Сидоров // Геология морей и океанов: материалы XXII международной научной конференции (школы) по морской геологии, г. Москва, 20-24 ноября 2017 г. / отв. ред. А. П. Лисицын. – М.: ИО РАН, 2017. – С. 144–149.

76. Параскив, А. А. Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах экосистемы реки Чёрной и оценка его выноса в Севастопольскую бухту / А. А. Параскив, В. Ю. Проскурнин, Л. В. Малахова // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2021. – №. 7. – С. 27–33.

77. Поликарпов, Г. Г. Молисмология Черного моря / Г. Г. Поликарпов. – Киев: Наукова думка, 1992. – 304 с.

78. Поликарпов, Г. Г. Морская радиохемозэкология и проблема загрязнений / Г. Г. Поликарпов. – Киев: Наукова думка, 1984. – 184 с.

79. Поликарпов, Г. Г. Морская динамическая радиохемозэкология / Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров. – Москва: Энергоатомиздат, 1986. – 176 с.

80. Поликарпов, Г. Г. Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. – 667 с.

81. Поликарпов, Г. Г. Радиоэкология морских организмов / Г. Г. Поликарпов [под ред. В.П. Шведова]. – Москва: Атомиздат, 1964. – 295 с.

82. Поспелова, Н. В. Особенности питания мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam., культивируемой в прибрежье г. Севастополя / Н. В. Поспелова, А. С. Приймак

// Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН. – 2021. – №.1 (17). – С. 24–34.

83. Постановление Правительства Российской Федерации «О критериях отнесения твёрдых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериям отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов» от 19.10.2012 № 1069

84. Проскурнин, В. Ю. Геохронологическая реконструкция депонирования плутония в глубоководных донных отложениях Чёрного моря / В. Ю. Проскурнин, Н. Н. Терещенко, О. Д. Чужикова-Проскурнина, С. Б. Гулин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2018. – Т. 58. – № 6. – С. 664–670.

85. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утв. Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015 г. Обнинск, 2015. – 60 с.

86. Рекомендации Р 52.18.852-2016. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах. Утв. Росгидрометом Минприроды России 17.08.2016 г. Обнинск, 2016. – 28 с.

87. Рекомендации Р 52.18.873-2018. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов. Утв. Росгидрометом Минприроды России 01.10.2018 г. Обнинск, 2018. – 36 с.

88. Романов, А. С. Влияние физико-химических характеристик донных осадков на распределение микроэлементов на примере бухт Севастополя (Чёрное море) / А. С. Романов, Н. А. Орехова, О. Г. Игнатьева, С. К. Коновалов, Е. И. Овсяный // Экология моря. – 2007. – Т. 73. – С. 85–90.

89. Романов, Г. Н. Действие ионизирующих излучений на живую природу при уровнях, превышающих современные стандарты радиационной безопасности /

Г. Н. Романов, Д. А. Спирин // Доклады АН СССР. – 1991. – Т. 318. – № 1. – С. 248–251.

90. Росновская, Н. А. Определение в воде и донных отложениях Баренцева моря контрольных уровней содержания радионуклидов, обеспечивающих приемлемый экологический риск / Н. А. Росновская, А. И. Крышев, И. И. Крышев // Морской биологический журнал. – 2022. – Т. 7. – № 4. – С. 70–80.

91. Рябушко, Л. И. Исследования микрофитобентоса эпизоона *Mytilus galloprovincialis* Lam., фитопланктона и гидролого-гидрохимических характеристик акватории мидийной фермы (Севастополь, Чёрное море) / Л. И. Рябушко, Н. В. Поспелова, Д. С. Балычева, Н. П. Ковригина, О. А. Трощенко, С. В. Капранов // Морской биологический журнал. – 2017. – Т. 2, № 4. – С. 67–83.

92. Сазыкина, Т. Г. Методология радиоэкологической оценки допустимых уровней радионуклидов в морях – защита человека и морской биоты. Радиационная защита – коллоквиумы, том 37 / Т. Г. Сазыкина, И. И. Крышев. – 2002. – С. 899–902.

93. Сазыкина, Т. Г. Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учётом гигиенических и радиоэкологических критериев / Т. Г. Сазыкина, И. И. Крышев // Атомная энергия. – 1999. – Т. 87. Вып.4. – С. 302–307.

94. СанПиН 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)

95. Скуратовская, Е. Н. Биоиндикационная оценка экологического состояния прибрежных акваторий г. Севастополя / Е. Н. Скуратовская, Ю. В. Дорошенко, А. С. Алёмова, М. А. Ковалева // Актуальные вопросы биологической физики и химии. – 2020. – Т. 5. – № 3. – С. 517–523.

96. Совга, Е. Е. Ассимиляционная емкость экосистем морских мелководных акваторий с различным уровнем антропогенной нагрузки как метод оценки их самоочистительной способности / Е. Е. Совга, И. В. Мезенцева, Е. А. Котельянец //

Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – 2017. – Т. 28. – № 4. – С. 38–51.

97. Сорокин, Ю. И. Черное море: Природа, ресурсы / Ю. И. Сорокин. – Москва: Наука, 1982. – 217 с.

98. Стокозов, Н. А. Морфометрические характеристики Севастопольской и Балаклавской бухт / Н. А. Стокозов / Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2010. – № 23. – С. 198–208.

99. Супрунович, А. В., Макаров, Ю. Н. Культивируемые беспозвоночные. Пищевые беспозвоночные: мидии, устрицы, гребешки, раки, креветки / Отв. ред. Золотарев В.Н. – Киев: Наукова думка, 1990. – 264 с.

100. Терещенко, Н. Н. Барьерная роль Черного моря в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – основных техногенных дозообразующих радионуклидов в постчернобыльский период / Н. Н. Терещенко, Г. Г. Поликарпов, Т. А. Крылова // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2012. – Вып. 7. – С. 243–250.

101. Терещенко, Н. Н. Ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в черноморских экосистемах / Н. Н. Терещенко // Наукові праці. Серія: Техногенна безпека. – 2011. – Т. 169. – № 157. – С. 63–70.

102. Терещенко, Н. Н. Влияние трофности морских вод на миграцию и депонирование техногенных радионуклидов плутония / Н. Н. Терещенко // Журнал Сибирского федерального университета. Серия Биология. – 2017. – Т. 10. – № 1. – С. 20–34.

103. Терещенко, Н. Н. Основные источники поступления техногенных радионуклидов плутония $^{238,239,240}\text{Pu}$ в воды Черного моря и особенности их миграции в постчернобыльский период / Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин // Система Черного моря / отв. ред. А. П. Лисицын. Москва: Научный мир . – 2018. – С. 624–640.

104. Терещенко, Н. Н. Особенности формирования скоростей осадконакопления и абсолютных масс донных осадков в западной части Черного моря / Н. Н. Терещенко, А. В. Пархоменко // Океанология. – 2021. – Т. 61. – № 4. – С. 572–584.

105. Терещенко, Н. Н. Плутоний в гидробионтах Чёрного моря / Н. Н. Терещенко // Наукові праці. Серія: Техногенна безпека. – 2013. – Т. 210. – № 198. – С. 52–60.

106. Терещенко, Н. Н. Радиохемозкологическое состояние бухты Казачья (Чёрное море) в отношении токсичных металлов Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{210}Po / Н. Н. Терещенко, Г. Е. Лазоренко, Н. Ю. Мирзоева, В. Н. Егоров, О. В. Плотицына // Морской экологический журнал. – 2014. – Т. 13. – № 3. – С. 59–74.

107. Терещенко, Н. Н. Радиоэкологические закономерности перераспределения альфа-радионуклидов плутония в экосистеме Чёрного моря / Н. Н. Терещенко, С. Б. Гулин, В. Ю. Проскурнин // Морской биологический журнал. – 2016. – Т. 1. – № 3. – С. 3–13.

108. Терещенко, Н. Н. Радиоэкологический мониторинг плутония в донных отложениях севастопольских бухт / Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, С. Б. Гулин, Т. А. Крылова // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2013. – Вып. 27. – С. 289–293.

109. Терещенко, Н. Н. Распределение альфа-радионуклидов плутония в Севастопольской бухте / Н. Н. Терещенко, В.Н. Егоров, С.Б. Гулин, В.Ю. Проскурнин, А.А. Параскив, И.Г. Сидоров, Т.А. Крылова, И.Н. Мосейченко // Морские биологические исследования: достижения и перспективы; в 3-х т.: сборник материалов Всероссийской научно-практической конференции с международным участием, приуроченной к 145-летию Севастопольской биологической станции, г. Севастополь, 19-24 сентября 2016 г. / под. общ. ред. А.В. Гаевской. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2016 – С. 251–255.

110. Терещенко, Н.Н. Геохронологическая реконструкция седиментационных потоков техногенного плутония на основе радиоизотопного определения скорости седиментации взвешенного вещества в осадки на полувековом масштабе / Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, С. Б. Гулин, А. А. Параскив // Система Черного моря / отв. ред. А. П. Лисицын. – Москва: Научный мир, 2018. Гл. 7.4. – С. 641–659.

111. Терещенко, Н. Н. Комплексный подход в оценке экологического состояния акваторий / Н. Н. Терещенко, В. Ю. Проскурнин, А. А. Параскив // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2019. – Т. 59. – № 6. – С. 627–642.

112. Тимофеев, В. А. Современные сведения о пищевом спектре черноморской скорпены *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758 / В. А. Тимофеев, Н. С. Кузьминова, Л. В. Бондаренко, Г. В. Куликов // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. – 2020. – № 1 (212). – С. 2–12.

113. Тимофеева-Ресовская, Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов / Е. А. Тимофеева-Ресовская // Труды Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. – 1963. – Вып. 30 – 77 с.

114. Трапезников, А. В. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пресноводных экосистемах / А. В. Трапезников. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2010. – 510 с.

115. Трапезников, А. В. Радиоэкология пресноводных экосистем / А. В. Трапезников, В. Н. Трапезникова. – Екатеринбург: Урал. Гос. Сельхоз Академия, 2006. – 390 с.

116. Трощенко, О. А. Изменчивость основных лимитирующих факторов среды в процессе выращивания двустворчатых моллюсков на ферме в районе Севастополя / О. А. Трощенко, А. А. Субботин, И. Ю. Еремин // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. География. Геология. – 2019. – Т. 5. – № 2. – С. 308–321.

117. Тунакова, Ю. А. Возможности использования биополимеров для выведения избыточного количества металлов из организма человека / Ю. А.

Тунакова, Р. А. Файзуллина, Ю. А. Шмакова // Вестник Казанского технологического университета. – 2011. – № 3. – С. 80–85.

118. Удалова, А. А. Современные подходы к оценке радиационного воздействия на окружающую среду / А. А. Удалова, С. А. Гераськин, Р. М. Алексахин, С. М. Киселев // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2013. – Т. 58. – № 4. – С. 23–33.

119. Уорнер, Ф. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде: Радиоэкология после Чернобыля / Ф. Уорнер и Р. Харрисон; Пер. с англ. Д. В. Гринчука и др. – Москва: Мир, 1999. – 511 с.

120. Финенко, Г. А. *Mnemiopsis leidyi*: скорость питания гребневикулов в море и пищевой пресс популяции на кормовой зоопланктон / Г. А. Финенко, З. А. Романова, Г. И. Аболмасова, Н. А. Дацык, Б. Е. Аннинский // Морской экологический журнал. – 2010. – Т. 9. – № 1. – С. 73–83.

121. Хоролич, Н. Г. Расчет водообмена мелководного залива (бухты) с морем / Н. Г. Хоролич // Труды ГОИН. – 1986. – Т. 168. – С. 113–118.

122. Хэнсон, У. С. Трансурановые элементы в окружающей среде / Под ред. У.С. Хэнсона – Москва: Энергоатомиздат, 1985. – 343 с.

123. Чернореченское водохранилище (водохозяйственный паспорт) – Симферополь: Крымниопроект, 1997 – 19 с.

124. Шадрин, Н. В. Долговременные изменения таксоцены *Acartia* (Copepoda) в Севастопольской бухте / Н. В. Шадрин, А. Д. Губанова, Е. В. Попова // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. – Севастополь: Аквавита, 1999. – С. 159–167.

125. Экотоксикологические исследования прибрежной черноморской ихтиофауны в районе Севастополя / Под. ред. Рудневой И. И. – Москва: ГЕОС, 2016. – 360 с.

126. Aarkrog, A. The radiological impact of the Chernobyl debris compared with that from nuclear weapons fallout / A. Aarkrog // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1988. – Vol. 6. – P.151–162.

127. Amiro, B. D. Radiobiological dose conversion factors for genetic non-human biota used for screening potential ecological impacts / B. D. Amiro // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1997. – Vol. 33, iss. 1. – P. 37–51.

128. Appleby, P. G. Dating recent sediments by ^{210}Pb : problems and solutions / P. G. Appleby // *Dating of sediments and determination of sedimentation rate* / Ed. E. Ilus. – Helsinki: STUK, Radiation and Nuclear Safety Authority, 1998. – P. 7–24.

129. Baskaran, M. ^{210}Pb -derived chronology and the fluxes of ^{210}Pb and ^{137}Cs isotopes into continental shelf sediments, East Chukchi Sea, Alaskan Arctic / M. Baskaran, A. S. Naidu // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1995. – Vol. 59, iss. 21. – P. 4435–4448.

130. Baskaran, M. Distribution of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu concentrations in sediments from the Ob and Yenisey rivers and the Kara Sea / M. Baskaran, S. Asbill, P. H. Santschi, T. Davis, J. M. Brooks, M. A. Champ, V. Makeyev, V. Khlebovich // *Applied Radiation and Isotopes*. – 1995. – Vol. 46, iss. 11. – P. 1109–1119.

131. Beresford, N. Towards solving a scientific controversy – The effects of ionising radiation on the environment / N. Beresford, N. Horemans, K. E. Raines, M. D. Wood, G. Orizaola, P. Laanen, H. C. Whitehead, J. E. Burrows, M. C. Tinsley, J. T. Smith, J-M Bonzom, B. Gagnaire, C. Adam-Guillermin, S. Gaschak, A. N. Jha, A. de Menezes, N. Willey, D. Spurgeon, D. Copplestone // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2019. – P. 106033.

132. Blaylock, B. G. Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment / B. G. Blaylock, M. I. Frank, B. R. O’Neal // *Report ES/ER/TM-78 Oak Ridge Nation. Lab. TN. 1993. 10 p.*

133. Bourdeau, P. The man – nature relationship and environmental ethics / P. Bourdeau // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2004. – Vol. 72, iss. 1–2. – P. 9–15.
134. Brown, J. E. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals / J. E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N. A. Beresford, D. Copplestone, A. Hosseini // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 153. – P. 141–148.
135. Brown, J. E. The ERICA tool / J. E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N. A. Beresford, D. Copplestone, G. Pröhl, A. Ulanovsky // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99, iss. 9. – P. 1371–1383.
136. Brown, J. The derivation of transfer parameters in the assessment of radiological impacts on Arctic marine biota / J. Brown, P. Børretzen, M. Dowdall, T. Sazykina, I. Kryshev // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 153. – P. 141–148.
137. Buesseler, K. Determination of fission-products and actinides in the Black Sea following the Chernobyl accident / K. Buesseler, S. Casso, M. Hartman, H. Livingston // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1990. – Vol. 138, iss. 1. – P. 33–47.
138. Buesseler, K. O. Natural and man-made radionuclides in the Black sea. In: Guéguénat P., Germain P., Métivier H. (Eds.), *Radionuclides in the Ocean: Inputs and Inventories* – Cherbourg, France, 1996. – P. 199–217.
139. Buesseler, K. O., Benitez C. R. Determination of mass accumulation rates and sediment radionuclide inventories in the Black Sea / K. O. Buesseler, C. R. Benitez // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. – 1994. – Vol. 41, iss. 11-12. – P. 1605–1615.
140. Chelyadina, N. Effects of environmental factors on changing sex structure of cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) in the coastal zone of the Black Sea / N. Chelyadina, N. Pospelova, M. Popov // *International Review of Hydrobiology*. – 2021. – Vol. 106, iss. 3–4. – P. 183–190.

141. Copplestone, D. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database / D. Copplestone, J. Hingston, A. Real // Journal of environmental radioactivity. – 2008. – Vol. 99, iss. 9. – P. 1456–1463.

142. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards / IAEA Technical report. – Series N 332: International Atomic Energy Agency (IAEA). – Vienna. – 1992.

143. Ereemeev V. N., Chudinovskikh N. V., Batrakov G. F. Artificial Radioactivity of the Black Sea. UNESCO Reports in Marine Science 59. United Nations Educational Scientific and Cultural Organization, Paris. – 1993. – 95 p.

144. ERICA Tool [Электронный ресурс] – Режим доступа <http://erica-tool.com>

145. Finenko, G. A. Population dynamics, ingestion, growth and reproduction rates of invader *Beroe ovata* and impact on plankton community in Sevastopol Bay, the Black Sea / G. A. Finenko, Z. A. Romanova, G. I. Abolmasova, B. E. Anninsky, L. S. Svetlichny, E. S. Hubareva, A. E. Kideys // Journal of Plankton Research. – 2003. – Vol. 25, iss. 5. – P. 539–549.

146. Fowler, S. Experimental Studies on Plutonium Kinetics in Marine Biota / S. Fowler, M. Heyraud, T.M. Beastley // Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. IAEA, Vienna. – 1975 – P. 157.

147. Gauthier-Lafaye, F. Natural fission reactors in the Franceville basin, Gabon: A review of the conditions and results of a “critical event” in a geologic system / F. Gauthier-Lafaye, P. Holliger, P. L. Blanc // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 1996. – Vol. 60, iss. 23. – P. 4831–4852.

148. Gulin, S. B. ^{40}K in the Black Sea: a proxy to estimate biogenic sedimentation / S. B. Gulin, L. V. Gulina, I. G. Sidorov, V. Y. Proskurnin, M. S. Duka, I. N. Moseichenko, E. A. Rodina // Journal of environmental radioactivity. – 2014. – Vol. 134. – P. 21–26.

149. Gulin, S. B. Radioactive contamination of the north-western Black sea sediments / S. B. Gulin, G. G. Polikarpov, V. N. Egorov, J. M. Martin, A. A. Korotkov, N. A. Stokozov, // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 2002. – Vol. 54, iss. 3. – P. 541–549.
150. Gulin, S. B. Recent multi-tracer dating of the Black Sea sediments: Recovery of the late post-Chernobyl trends of radioactive contamination / S. B. Gulin, V. Yu. Proskurnin, I. G. Sidorov // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2019. – Vol. 203. – P. 154–162.
151. Gulin, S. B. Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends / S. B. Gulin, N. Y. Mirzoyeva, V. N. Egorov, G. G. Polikarpov, I. G. Sidorov, V. Y. Proskurnin // *Journal of environmental radioactivity*. – 2013. – Vol. 124. – P. 50–56.
152. Gulin, S. B. Geochronological reconstruction of ^{137}Cs transport from the Choruh river to the SE Black Sea: comparative assessment of radionuclide retention in the mountainous catchment area / S. B. Gulin, G. G. Polikarpov J.-M. Martin // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2019. – Vol. 203. – P. 154–162.
153. Hardy, E. P. Global Inventory and Distribution of Fallout Plutonium / E. P. Hardy, P. W. Krey, H. L. Nolchor // *Nature*. – 1973. – Vol. 241, iss. 5390. – P. 444–445.
154. Heidenwag, I. Self-purification in upland and lowland streams / I. Heidenwag, U. Langheinrich, V. Lüderitz // *Acta hydrochimica et hydrobiologica*. – 2001. – Vol. 29, iss. 1. – P. 22–33.
155. Higley, K. A. Relative biological effectiveness and radiation weighting factors in the context of animals and plants / K. A. Higley, D. C. Kocher, A. G. Real, D. B. Chambers // *Annals of the ICRP*. – 2012. – Vol. 41, iss. 3–4. – P. 233–245.
156. Hirose, K. Plutonium in the ocean environment: its distributions and behavior / K. Hirose // *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*. – 2009. – Vol. 10, iss. 1. – P. 1_R7–1_R16.

157. Hoffman, D. C. Detection of plutonium-244 in nature / D. C. Hoffman, F. O. Lawrence, J. L. Mewherter, F. M. Rourke // *Nature*. – 1971. – Vol. 234. – P. 132–134.
158. Hong, G.-H. Applications of anthropogenic radionuclides as tracers to investigate marine environmental processes / G.-H. Hong, T. F. Hamilton, M. Baskaran, T. C. Kenna // In: *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Advances in Isotope Geochemistry* / M. Baskaran (Ed.). – Berlin: Springer-Verlag, 2011. – Vol. 1(19). – P. 367–394.
159. Hosseini, A. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems–default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool / A. Hosseini, H. Thørring, J. E. Brown, R. Saxén, E. Ilus // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99, iss. 9. – P. 1408–1429.
160. Howard, B. J. The ERICA Integrated Approach and its contribution to protection of the environment from ionising radiation / B. J. Howard, C. M. Larsson, // *Journal of environmental radioactivity*. – 2008. – Vol. 99, iss. 9. – P. 1361–1363.
161. IAEA, Marine environmental Assessment of the Black Sea. Regional Technical Cooperation Project RER/2/003/ International Atomic Energy Agency, Vienna, 2004.
162. IAEA-International Atomic Energy Agency. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment. Technical Reports Series No.422, Vienna, 2004. – 103 p.
163. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 124. Protection of the Environment under Different Exposure Situations // *Ann. ICRP*. 2014. 59 p.
164. ICRP, 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. *Ann. ICRP* 1(3).
165. ICRP, 2002. Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection. ICRP Publication 89. *Ann. ICRP* 32 (3–4).

166. ICRP, 2007. Scope of radiological protection control measures. ICRP Publication 104. Ann. ICRP 37 (5).
167. ICRP, 2008. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants // Ann. ICRP. 2008. V. 38, N 4-6. 251 p.
168. ICRP, 2009 ICRP Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants, vol. 114, ICRP Publication (2009) Ann ICRP 39(6)
169. Ikäheimonen, T. K. Plutonium in fish, algae, and sediments in the Barents, Petshora and Kara Seas / T. K. Ikäheimonen, K. Rissanen, D. G. Matishov, G. G. Matishov // Science of the Total Environment. – 1997. – Vol. 202, iss. 1–3. – P. 79–87.
170. ISO 11929:2010 – Определение предельных характеристик (порога принятия решения, предела обнаружения и пределов доверительного интервала) для измерений ионизирующего излучения. Основы и применение.
171. Isotopes in hydrology, marine ecosystems and climate change studies: Proc. of the Intern. Symp. Monaco, 27 March – 1 April 2011. 2 volumes. – Vienna: IAEA, 2013. 655 p.
172. Karpenko, E. I. Evaluation of the Effect of Radiation on the Biota Within the Regions of the Leningradskaya and Beloyarskaya NPPs / E. I. Karpenko, S. I. Spiridonov, V. E. Kurtmulaeva, N. I. Sanzharova, A. V. Panov, P. N. Tsygvintsev // Atomic Energy. – 2016. – Vol. 119. – P. 213–217.
173. Kim, J I. Chemical Behavior of Transuranic Elements in Natural Aquatic Systems. In Handbook on the Physics and Chemistry of the Actinides. Edited by A.J. Freeman and G.H. Lander. New York: North-Holland Publishing Co, 1986.
174. Kinne, O. Ethics and eco-ethics / O. Kinne // Marine Ecology Progress Series. – 1997. – Vol. 153. – P. 1–3.
175. Kuzmenkova, N. V. Use of natural and artificial radionuclides to determine the sedimentation rates in two North Caucasus lakes / N. V. Kuzmenkova, M. M. Ivanov,

M. Y. Alexandrin, A. M. Grachev, A. K. Rozhkova, K. D. Zhizhin, V. N. Golosov // *Environmental Pollution*. – 2020. – Vol. 262. – P. 114269.

176. La Rosa, J. J. Recent developments in the analysis of transuranics (Np, Pu, Am) in seawater / J. J. La Rosa, J. Gastaud, L. Lagan, S.-H. Lee, I. Levy-Palomo, P. P. Povinec, E. Wyse // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2005. – Vol. 263, № 2. – P. 427–436.

177. Laptev, G. V. Prospects for radiometric dating as a basic tool for marine lithodynamics / G.V. Laptev, O.V. Voitsekhovich; In: *Lithodynamics bottom contact zone of the oceans. Materials of International conference dedicated to the 100th anniversary of the birth of Professor VV Longinov*. GEOS, Moscow, 2009. – P. 151–156.

178. Lindahl, P. Plutonium isotopes as tracers for ocean processes: a review / P. Lindahl, S.-H. Lee, P. Worsfold, M. Keith-Roach // *Marine Environmental Research*. – 2010. – Vol. 69, №. 2. – P. 73–84.

179. Livingston, H. D. Characteristics of Chernobyl fallout in the southern Black sea / H. D. Livingston, K. O. Buesseler, E. Izdar, T. Konuk; In: *Guary J. C., Guéguénat P., Pentreath R. J. (Eds.), Radionuclides: a Tool for Oceanography*. Elsevier Applied Science, London & New York, 1988. – P. 204–216.

180. Lüderitz, V. Biological assessment of Tecate Creek (US–Mexico) with special regard to self-purification / V. Lüderitz, F. Gerlach, R. Jüpner, J. Calleros, J. Pitt, Gersberg, R. M. // *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*. – 2005. – Vol. 104, iss. 1. – P. 1–13.

181. Lujanienė, G. Kinetics of plutonium and americium sorption to natural clay / G. Lujanienė, P. Beneš, K. Štamberg, T. Ščiglo // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2012. – Vol. 108. – P. 41–49.

182. Mayer, K. Basics and Essentials of Statistics // *IAEA Regional Advanced Training Course on Quality Management in Environmental Applications of Nuclear Analytical Techniques* / European Commission, Joint Research Centre, Institute for

Transuranium Elements. – Karlsruhe: Center for Advanced Technological and Environmental training. – 1999. – 112 p.

183. Merino, J. Plutonium activity ratios in plankton: new evidence of hold-up time in Irish Sea sediments / J. Merino, J. Sanchez-Cabeza, L. Pujol, K. Leonard, D. McCubbin // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2000. – Vol. 243, iss. 2. – P. 517–524.

184. Meshik, A. P. Record of cycling operation of the natural nuclear reactor in the Oklo/Okelobondo area in Gabon / A. P. Meshik, C. M. Hohenberg, O. V. Pravdivtseva // *Physical review letters*. – 2004. – Vol. 93, iss. 18. – P. 182302.

185. Mihai, S-A. Plutonium concentration distribution in bed load sediment samples along the Romanian sector of the Danube river and the Black Sea coast / S-A. Mihai, G. Shaw, J. I. Georgescu // *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*. – 1996. – Vol. 212, iss. 6. – P. 461–469.

186. Milchakova, N. A. Marine plants of the Black Sea / N. A. Milchakova // *An Illustrated Field Guide*. – 2011.

187. Morss, L. R. The Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements / Edited by L. R. Morss, N. M. Edelstein, J. Fuger. – Springer, 2010. – 4520 p.

188. Mourad, R. Source Term of the Chernobyl Accident // *Proc. Joint OECD/CEC Workshop on Recent Advances in Reactor Accident Consequence Assessment*, 25–29 January 1988, Rome (Italy). – 1988. – Report 145. – 72 p.

189. Muikku, M., Beresford N.A., Garnier-Laplace J., Real A., Sirkka L., Thorne M., Vanderhove H., Willrodt C. Sustainability and integration of radioecology—position paper / M. Muikku, N.A. Beresford, J. Garnier-Laplace, A. Real, L. Sirkka, M. Thorne, H. Vanderhove, C. Willrodt // *Journal of Radiological Protection*. – 2018. – Vol. 38, iss. 1. – P. 152.

190. Ostroumov, S. A. Water quality and conditioning in natural ecosystems: biomachinery theory of self-purification of water / S. A. Ostroumov // Russian Journal of general chemistry. – 2017. – Vol. 87. – P. 3199–3204.

191. Paraskiv, A. A. Plutonium isotopes in the Sevastopol Bay ecosystem (the Black Sea) / A. A. Paraskiv, N. N. Tereshchenko, V. Yu. Proskurnin, O. D. Chuzhikova-Proskurnina // Meeting in Nor Amberd: Fifth International Conference, Dedicated to Meeting N. W. Timofeeff-Ressovsky and his Scientific School “Modern Problems of Genetics, Radiobiology, Radioecology, and Evolution”, Nor Amberd, 5–10 Oct. 2021: Abstracts of Presentations; Memories & Discussions; Lectures. Dubna: JINR, 2021. P. 107.

192. Paraskiv, A. Anthropogenic plutonium radioisotopes in the ecosystem components of Sevastopol Bay (the Black Sea) / A. Paraskiv, N. Tereshchenko, V. Proskurnin, O. Chuzhikova-Proskurnina, A. Trapeznikov, A. Plataev // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2021. Vol. 937. Article 022075 (8 p.).

193. Polikarpov, G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionising radiation in the environment / G. G. Polikarpov // Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – Vol. 75, iss. 1–4. – P. 181–185.

194. Polikarpov, G. G. Radionuclides Migration in the Dnieper River Cascade, the Dnieper-Bug Estuary and the Black Sea Shallow Waters / G. G. Polikarpov, L. G. Kulebakina, V. I. Timoschuk, N. A. Stokozov, A. A. Korotkov; SCOPE-RADPATH Meeting Materials: Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides, 12-20 April 1991. RE.40.91. Essex University, UK, 1991.

195. Polikarpov, G. G. Some data on survey of Sr-90 and for comparison Cs-137 and Pu in the Dnieper River and its estuary / G. G. Polikarpov, L. G. Kulebakina, V. I. Timoschuk, N. A. Stokozov, A. A. Korotkov // Proc. The SCOPE-RADPATH Meeting «Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides», 26-30 March 1990. U. K. Lancaster, 1990. P. 18.

196. Polikarpov, G. G. The future of radioecology: in partnership with chemocology and eco-ethics / G. G. Polikarpov // Journal of environmental radioactivity. – 2001. – Vol. 53, iss. 1. – P. 5–8.

197. Polikarpov, G. G. Effects of ionizing radiation upon aquatic organisms (Chronic irradiation) // Proc. XX Congresso Nazionale Associazioni Italiana di Fisica Sanitaria e di Protezione contro la Radiazione "Alcuni aspetti di radioecologia", 26–28 October 1977, Bologna (Italy). – Poligrafici Parma–Bologna Guigno. – 1978. – P. 25–46.

198. Polikarpov, G. G. Radiation hydrobiology: beginning to the present (1896–1979) // Management of Environment / Ed. B. Patel. – New Delhi: Wiley Eastern Ltd, 1980. – P. 287–301.

199. Proskurnin, V. Yu. Plutonium and americium in the deep Black Sea bottom sediments / V. Yu. Proskurnin, N. N. Tereshchenko, A. A. Paraskiv, O. D. Chuzhikova-Proskurnina // Journal of Environmental Radioactivity. – 2021. – Vol. 229. – Article no. 106540 (9 p.)

200. Rudneva, I. I. Biomarker response of Black Sea scorpion fish *Scorpaena porcus* to anthropogenic impact. In: Advances in Marine Biology. Vol. 1 / A. Kovács, P. Nagy (Eds). / I. I. Rudneva, E. N. Skuratovskaya, I. I. Chesnokova, V. G. Shaida, T. B. Kovyreshina New York: Nova Sci. Publs, 2016, ch. 5, P. 119–147.

201. Sanchez Arthur, L. Plutonium oxidation states in the southwestern Black Sea: evidence regarding the origin of the cold intermediate layer / L. Sanchez Arthur, J. Gastaud, V. Noshkin, K. O. Buesseler // Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers. – 1991. – Vol. 38. – P. S845–S853.

202. Sanchez-Cabeza, J. A. Concentrations of plutonium and americium in plankton from the western Mediterranean Sea / J. A. Sanchez-Cabeza, J. Merino, P. Masqué, P. I. Mitchell, L. L. Vintró, W. R. Schell, L. Cross, A. Calbet // Science of the Total Environment. – 2003. – Vol. 311, iss. 1–3. – P. 233–245.

203. Santschi, P. H. Radionuclides in aquatic environments / P. H. Santschi, B. D. Honeyman // International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part C. Radiation Physics and Chemistry. – 1989. – Vol. 34, iss. 2. – P. 213–240.

204. Sazykina, T. G. Lower thresholds for lifetime health effects in mammals from high-LET radiation–Comparison with chronic low-LET radiation / T. G. Sazykina, A. I. Kryshev // Journal of Environmental Radioactivity. – 2016. – Vol. 165. – P. 227–242.

205. Skwarzec, B. Bioaccumulation and distribution of plutonium in fish from Gdansk Bay / B. Skwarzec, D. I. Struminska, A. Borylo // Journal of Environmental Radioactivity. – 2001. – Vol. 55, iss. 2. – P. 167–178.

206. Strezov, A. Natural radionuclide and plutonium content in Black Sea bottom sediments / A. Strezov, I. Yordanova, M. Pimpl, T. Stoilova // Health Physics. – 1996. – Vol. 70, iss. 1. – P. 70–80.

207. Strohmeier, T. Temporal and spatial variation in food availability and meatratio in a longline mussel farm (*Mytilus edulis*) / T. Strohmeier, A. Duinker, O. Strand, J. Aure // Aquaculture. – 2008. – Vol. 276, iss. 1/4. – P. 83–90.

208. Tebbutt, T. H. Y. Principles of water quality control. – Elsevier, 2013.

209. Tereshchenko, N. N. Contemporary radioecological state of the North-Western Black Sea and the problems of environment conservation / N. N. Tereshchenko, N. Yu. Mirzoeva, S. B. Gulin, N. A. Milchakova // Marine pollution bulletin. – 2014. – Vol. 81, iss. 1. – P. 7–23.

210. Tereshchenko, N. N. Distribution and migration of $^{239+240}\text{Pu}$ in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period / N. N. Tereshchenko, S. B. Gulin, V. Yu. Proskurnin // Journal of Environmental Radioactivity. – 2018. – Vol. 188. – P. 67–78.

211. Tereshchenko, N. N. Levels of activity concentration, migration and dose rates on biota from alpha-radionuclides of plutonium in the Black Sea ecosystem / eds. Ch. W. Finkl, Ch. Makowski. Diversity in Coastal Marine Sciences: Historical Perspectives

and Contemporary Research of Geology, Physics, Chemistry, Biology, and Remote Sensing. Coastal Research Library – Vol. 23, Chapter 16. Netherlands: Springer, 2017. P. 247–273.

212. Thorne, M. C. Radioecology in europe / M. C. Thorne // Journal of Radiological Protection. – 2018. – Vol. 38. – iss. 1. – P. E5–E9.

213. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) Ionizing Radiation, Sources and Biological Effects, Report – United Nations: New York. – 1982.

214. Vintró, L.L. Transuranium nuclides in the world's oceans / L.L. Vintró, P.I. Mitchell, K.J. Smith // Radioactivity in the environment. Volume 6: Marine radioactivity / ed. by H.D. Livingston. – Elsevier. – 2004. – P. 79–108.

215. Watson ,W. S. Radionuclides in seals and porpoises in the coastal waters around the UK / W. S. Watson, D. J. Sumner, J. R. Baker, S. Kennedy, Reid, R. I. Robinson //Science of the total environment. – 1999. – Vol. 234, iss. 1–3. – P. 1–13.

216. Wei, G. L. Impact of dam construction on water quality and water self-purification capacity of the Lancang River, China / G.Wei, Z. Yang, B. Cui, B. Li, H. Chen, J. Bai, S. Dong //Water resources management. – 2009. – Vol. 23. – P. 1763–1780.

217. Wilson, R.C. Laboratory and field studies of polonium and plutonium in marine plankton / R. C. Wilson, S. J. Watts, J. V. i Batlle, P. McDonald //Journal of environmental radioactivity. – 2009. – Vol. 100, iss. 8. – P. 665–669.

218. WOMARS: Worldwide Marine Radioactivity Studies. Radionuclide Levels in Oceans and Seas. Vienna: IAEA, 2005. 287 p.

219. Wong, K.M. Radochemical procedures for analysis of Pu, Am, Cs and Sr in water, soil, sediments and biota samples. / K.M. Wong, T.A. Jokela, V.E. Noshkin. – Lawrence, CA. Livermore: National Laboratory, 1994. 19 p.

220. Yücel, M. Recent sedimentation in the Black Sea: New insights from radionuclide distributions and sulfur isotopes / M. Yücel, W. S. Moore, I. B. Butler, A.

Boyce, G. Luther // Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers. – 2012. – Vol. 66. – P. 103–113.

221. Zhang, K. Vertical distributions and source identification of the radionuclides ^{239}Pu and ^{240}Pu in the sediments of the Liao River estuary, China / K. Zhang, S. Pan, Z. Liu, G. Li, Y. Xu, Y. Hao // Journal of Environmental Radioactivity. – 2018. – Vol. 181. – P. 78–84.