

*Посвящается памяти  
Геннадия Григорьевича Поликарпова –  
основателя морской радиоэкологии:  
к 90-летию со дня рождения*

## КОМПЛЕКСНЫЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ АКВАТОРИЙ

© 2019 г. Н. Н. Терещенко<sup>1,\*</sup>, В. Ю. Проскурнин<sup>1</sup>, А. А. Параскив<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Институт морских биологических исследований им. А.О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

\*E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Поступила в редакцию 01.08.2018 г.

Предложен комплексный подход с использованием биогеохимического и эквидозиметрического критериев для оценки текущего и прогностического радиоэкологического состояния исследованных акваторий в отношении техногенных радиоактивных долгоживущих изотопов  $^{239,240}\text{Pu}$  на основе схемы проведения исследований и анализа их результатов, а также для целей экологического контроля поступления  $^{239,240}\text{Pu}$ . В схеме учтены не только уровни содержания радионуклидов, но и влияние биогеохимических процессов в данной экосистеме на судьбу радионуклидов и их физико-химические свойства как в миграционном, так и в радиационно-экологическом аспектах. На примере прибрежной акватории Черного моря проведена реализация схемы в отношении  $^{239,240}\text{Pu}$ . Сравнительная оценка гидрологического, седиментационного и макро-биотического потоков  $^{239+240}\text{Pu}$  из вод бухты показала, что ведущая роль в выносе плутония из водных масс в экосистеме принадлежит биогеохимическому седиментационному потоку плутония в донные отложения (~99%). На базе рассчитанных дозовых нагрузок от ионизирующего излучения изотопов  $^{239,240}\text{Pu}$  на гидробионты и концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе Г.Г. Поликарпова сделана оценка уровней экологического воздействия дозовых нагрузок от  $^{239,240}\text{Pu}$  на водную биоту в широком диапазоне концентраций активности  $^{239,240}\text{Pu}$  в воде. Показана возможность взаимного перехода между биогеохимическим и эквидозиметрическим критериями для использования этих параметров в практике отслеживания и управления экологическим состоянием всего моря или его отдельных акваторий.

**Ключевые слова:** радиоизотопы плутония  $^{239,240}\text{Pu}$ , особенности миграции, тип биогеохимического поведения, Черное море, биогеохимический и эквидозиметрический критерии, схема оценки экологического состояния водных экосистем

**DOI:** 10.1134/S0869803119060122

Экологические исследования в ряду важных научно-практических направлений призваны решать задачу оценки экологического состояния экосистем, опираясь на экологическое нормирование поступления антропогенного загрязнения в экосистемы, с целью сохранения биологического разнообразия и обеспечения устойчивого баланса между удовлетворением потребностей человека и возможностью экосистемы восстанавливать потребляемые или разрушаемые ресурсы.

Одним из составляющих техногенных факторов окружающей среды служит ионизирующее излучение радиоактивных веществ антропогенного происхождения, которые поступают в при-

родные экосистемы в результате использования человечеством ядерных технологий, и их количество в окружающей среде увеличивается [1, 2]. Поэтому важно исследовать радиоэкологию антропогенных радионуклидов и подходы контроля их поступления в природные экосистемы.

К радиоактивным веществам, широко применяемым в атомных технологиях, относятся радионуклиды плутония. Самое важное радиоэкологическое значение среди них имеют долгоживущие  $\alpha$ -излучающие изотопы  $^{239,240}\text{Pu}$  [2], с периодом полураспада 24110 и 6563 лет соответственно. Накапливаясь в морских и пресноводных водоемах, долгоживущие  $^{239,240}\text{Pu}$  как антропогенные источ-

ники ионизирующего излучения постепенно усиливают радиационное воздействие на экосистемы. В большинстве природных экосистем уровни загрязнения радионуклидами плутония  $^{239,240}\text{Pu}$  низкие и не вызывают негативных изменений в популяциях биоты. Но уже есть целый ряд сухопутных и водных экосистем, где в результате техногенного радиоактивного загрязнения достигнуты достаточно высокие уровни загрязнения, оказывающие поражающее воздействие на биоту, в том числе и в регионах Евразии [3–5]. С развитием радиобиологии и радиоэкологии было показано, что принятый в 60-е годы XX века принцип радиационной защиты, утверждавший, что достаточно защитить человека, чтобы обеспечить защиту окружающей среды – не оправдал себя [3, 6–10]. Изучение последствий радиационных аварий показало, что население в зоне аварии на Южном Урале в 1957 г. получило дозы в 10–100 раз меньше, чем животные и растения [9]. Аналогичные данные были получены в зоне Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) после аварии в 1986 г. – уровень доз для населения был ниже, чем для биоты в 30–120 раз [11]. Поэтому наряду с существующими нормами радиационной безопасности для человека развивается экологическое нормирование поступления радиоактивных веществ в водоемы, их отдельные акватории для защиты и сохранения биологического разнообразия водных экосистем.

Существуют разные подходы к контролю поступления радионуклидов и оценке радиоэкологического состояния как водных, так и сухопутных экосистем. Для их реализации используются разнообразные методы, каждый из которых дает важные результаты. Часто применяют биоиндикацию, биотестирование и математическое моделирование, а также изучение влияния отдельных условий в морских экосистемах на процессы миграции и аккумуляции радионуклидов, исследование эффектов воздействия на организмы на разных уровнях организации живого вещества: от генетического до биоценотического, оценку дозовых нагрузок на биоту, эквидозиметрию [3, 5, 11–18 и др.].

В дополнение к достигнутым результатам в этой области исследований в нашей работе принята попытка комплексного подхода к проблеме оценки экологического состояния морских акваторий и контроля над поступлением долгоживущих радионуклидов на примере  $^{239,240}\text{Pu}$  в Черном море.

В связи с вышеизложенным, целью настоящей работы было применение комплексного подхода для оценки экологического состояния акваторий путем реализации предложенной схемы исследований и анализа полученных результатов для оценки текущего и прогнозируемого радиацион-

но-экологического состояния акватории в отношении долгоживущих изотопов плутония на примере прибрежной морской акватории. Цель работы достигалась посредством решения ряда исследовательских задач: 1) изучения уровней и процессов перераспределения  $\alpha$ -излучающих изотопов плутония  $^{239,240}\text{Pu}$ ; 2) определения количественных параметров миграции изотопов плутония по результатам натурных наблюдений; 3) оценки дозовых нагрузок от изотопов плутония и уровней их экологического влияния на биоту в черноморских экосистемах; 4) выявления и учета особенностей функционирования самой экосистемы и свойств радиоактивного элемента, оказывающих существенное влияние на процессы перераспределения  $^{239,240}\text{Pu}$ ; 5) определения биогеохимических и эквидозиметрических критериев экологического контроля поступления  $^{239,240}\text{Pu}$  в водную среду; 6) реализации предложенной схемы на примере Севастопольской бухты как модельной прибрежной акватории для оценки текущего состояния и прогноз такового для разных уровней поступления радионуклидов в морскую водную среду.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

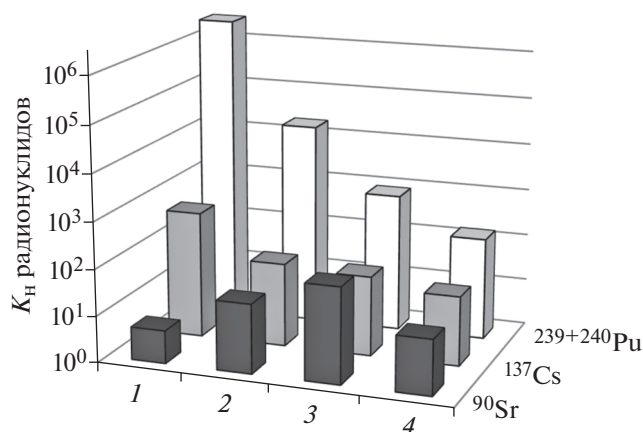
*Материалы исследования.* Радиоэкологические исследования были выполнены в Черном море с 1986 по 2016 г. В постчернобыльский период пробы отбирали в ходе многочисленных морских и прибрежных экспедиций, преимущественно в западной и центральной частях моря: прибрежных акваториях Крымского полуострова, в Каламитском и Каркинитском заливах, в центре западной глубоководной зоны, на северо-западном шельфе моря, а также в меньшей степени в южном и восточном районах водоема [3, 19–22]. В море отбирали воду, донные отложения (поверхностный слой 0–5 см дночерпателем и колонки донных отложений трубчатými пробоотборниками, с пошаговым их делением на 0.5–1 см), а также представителей водной биоты: макроводоросли (цистоцира – *Cystoseira crinita* Duby, филлофора – *Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon, ульва – *Ulva rigida* C. Ag.); моллюски (мидии – *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819); ракообразные (краб – *Carcinus maenas*); рыбы (ставрида – *Trachurus mediterraneus ponticus* (Aleev, 1956), шпрот – *Sprattus sprattus phalericus* (Risso, 1827) и пикша – *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann, 1840)).

*Выделение и измерение изотопов плутония.* Концентрацию активности  $\alpha$ -излучающих изотопов плутония  $^{238,239,240,242}\text{Pu}$  определяли в черноморских донных отложениях, воде, взвешенном веществе, гидробионтах. Плутоний из природных образцов выделяли по известным методикам [3, 21, 23]. Вначале осуществляли термическую и хи-

мическую обработку природных образцов, затем хроматографическую очистку и выделение Pu с помощью ионообменных смол. Изготовленные электроосаждением тонкослойные препараты плутония измеряли на альфа-спектрометрическом комплексе "EG&G ORTEC BERTHOLD-WALLAC" (США) в вакуумируемых камерах с низкофоновыми кремниевыми детекторами. Скорость счета фона детекторов в области энергий определяемых радионуклидов не превышала  $10^{-5}$  имп./с. Радиоизотопы  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{240}\text{Pu}$  измеряли совместно, так как их энергетические  $\alpha$ -спектры перекрываются. В связи с этим рассчитывали суммарную активность этих радионуклидов ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) в природных образцах и активность индивидуальных изотопов  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{242}\text{Pu}$ . Стандартный раствор радиоизотопа  $^{242}\text{Pu}$  в пробы вносили в качестве радиоактивного трассера химического выхода плутония в аналитических процедурах. Выход составлял 60–80%. Ошибка определения  $^{239+240}\text{Pu}$  в пробах осадков не превышала 13%, в пробах морской воды и гидробионтов – 20%. Качество данных измерений радионуклидов в объектах окружающей среды подтверждено успешным участием в международных межинститутских интеркалибрациях, проводимых МАГАТЭ (IAEA) – пробы IAEA–300, IAEA–135, IAEA–315, а также стандартизированными процедурами отбора и обработки проб, известными методами радиохимического анализа, высокочувствительной аппаратурой измерения, наличием эталонных препаратов  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ , стандартных растворов радиотрассера  $^{242}\text{Pu}$  [3]. Результаты определения концентрации активности радионуклидов в природных объектах представлены в виде: среднее значение  $\pm 1\sigma$  в следующих единицах: для донных отложений – Бк/кг или мБк/кг сухой массы пробы, для воды – мБк/м<sup>3</sup> = мкБк/л = 0.983 мкБк/кг (из расчета средней солености вод в бухте, равной 18‰), для гидробионтов – мБк/кг сырой массы пробы.

*Методы определения биогеохимических и радиоэкологических параметров.* В работе использовали общепринятый метод радиоизотопной геохронологической датировки донных отложений. Метод основан на изучении вертикального распределения концентрации активности  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$  в донных отложениях и идентификации принадлежности максимумов  $^{239+240}\text{Pu}$  к глобальным выпадениям или выпадениям от аварии на ЧАЭС с помощью анализа вертикального профиля отношения концентраций активности изотопов плутония  $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ , которое, как известно, составляло в глобальных и чернобыльских выпадениях величину 0.03 и 0.45 соответственно [3]. Метод позволил определить скорости биогеохимической седиментации взвешенного вещества (MAR, кг/(м<sup>2</sup> год)), скорости осадконакопления

(SR, мм/год), седиментационные потоки плутония в донные осадки (П2, Бк/(м<sup>2</sup> год)). П1 оценивали как сумму выноса  $^{239+240}\text{Pu}$  посредством биогеохимической седиментации, макробактериологического, гидрологического потока выноса, и остаточного пула радионуклидов в воде акватории. Потоки рассчитывали как на всю бухту, выражая их в Бк $^{239+240}\text{Pu}$ /год, так и на метр квадратный площади бухты, выражая в Бк $^{239+240}\text{Pu}$ /(м<sup>2</sup> год). Оценки гидрологического выноса производили по гидрологическим и морфометрическим характеристикам Севастопольской бухты, взятым из литературных источников [19, 24]. Также использованы литературные данные по биомассе и распространению гидробионтов [25, 26]. Определение количественных показателей миграции радиоизотопов плутония в экосистеме – эффективного периода полууменьшения концентрации активности радионуклида в поверхностном слое вод и донных отложений ( $T_{\text{эф}}$  (Pu), год) – было выполнено с помощью общеизвестного аппроксимационного анализа [2, 3]. Количественные оценки для определения типа биогеохимического поведения проводили с помощью коэффициентов накопления ( $K_n$ ) радионуклида биотическими и абиотическими компонентами водных экосистем [3, 27, 28] и доли радионуклида, прочно сорбированного донными отложениями, фактора радиоемкости водоема ( $F$ , %) [5, 29]. Количественно способность водных масс к самоочищению (элиминации радионуклидов из воды за пределы акватории или в долгосрочные депо в результате природных процессов, происходящих в экосистеме) оценивали как динамическую величину посредством суммы потоков самоочищения в результате воздействия биотических и абиотических составляющих или одного ведущего потока П2 [3, 20, 30]. Такое рассмотрение процессов перераспределения антропогенных радионуклидов отражает влияние функционирования экосистемы на судьбу техногенного загрязнения в ней и показывает, какое количество, в нашем случае изотопов плутония, может быть выведено из фотического поверхностного слоя вод (как наиболее значимого функционального слоя водных экосистем) – осуществить кондиционирование водной среды при нормальном функционировании гидробиоценоза. Как известно, в экосистеме во время ее функционирования происходят процессы, которые обеспечивают восстановление исходного состава водной среды, пригодного для нормального развития биоценоза. Но способность экосистемы к саморегуляции – к самоочищению вод – не является безграничной. Когда она исчерпана, то начинаются изменения состава водной среды, а при дальнейшем поступлении антропогенного вещества начинают происходить изменения и в других компонентах экосистемы, включая



**Рис. 1.** Средние коэффициенты накопления ( $K_n$ ) радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  [3, 29] и  $^{239+240}\text{Pu}$  [3, 20, 27] абиотической и биотическими компонентами черноморских экосистем: 1 – донные отложения, 2 – макроводоросли, 3 – моллюски, 4 – рыбы.

**Fig. 1.** The average  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  [34, 4] and  $^{239+240}\text{Pu}$  [4, 30, 20] radionuclides concentration factors ( $C_f$ ) of abiotic and biotic components of the Black Sea ecosystems, where: 1 – bottom sediments, 2 – macroalgae, 3 – mollusks, 4 – fish.

разные уровни организации живого вещества. Продолжение увеличения уровней антропогенных веществ в воде приводит к формированию порогового допустимого значения, которое через поражающее действие на биоту вызывает необратимые изменения в экосистеме, а затем и ее разрушение [19, 30]. Поэтому определение и сравнение потоков поступления и выноса радионуклидов из водной среды, из поверхностного фотического слоя вод, за счет абиотических и биотических естественных составляющих и определение среди них ведущих процессов, было положено в основу нашего биогеохимического подхода оценки экологического состояния акваторий [19, 22, 30].

*Оценка дозовых нагрузок и их эквидозиметрический анализ.* Оценки дозовых нагрузок проводили по общепринятым методикам, учитывая короткий путь пробега  $\alpha$ -частиц в воде и биологических тканях, дозовые нагрузки для биоты рассчитывали только от инкорпорированных  $^{239+240}\text{Pu}$  [3, 12, 31]. Эквидозиметрический сравнительный анализ дозовых нагрузок и уровней их экологического влияния на гидробионты был выполнен на основе концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения в природе Г.Г. Поликарпова (в дальнейшем – концептуальная модель) [3]. Согласно концептуальной модели, определенному урону, т.е. зоне экологического воздействия, соответствует определенный интервал мощности эквивалентной дозы ( $\text{МД}_{\text{экв}}$ , Зв/год) хроническо-

го действия ионизирующего излучения (от очень низких до максимальных дозовых нагрузок, которые встречаются в природе). Весь диапазон дозовых нагрузок разделен на пять зон: зона неопределенности: от  $<0.00001$  до  $0.00004$  Зв/год – ниже уровня естественного радиационного фона; зона радиационного благополучия:  $0.00004$ – $0.005$  Зв/год – размах вариации естественного фона ионизирующей радиации на планете; зона физиологической маскировки:  $0.005$ – $0.1$  Зв/год – регистрируемые реальные эффекты, не представляющие опасности для долговременного выживания популяций; зона экологической маскировки:  $0.1$ – $4.0$  Зв/год – эффекты негативного характера, но не оказывающие поражающего действия на выживание популяций; зона поражения сообществ и экосистем: от  $4.0$  до  $> 3000$  Зв/год – детерминированные негативные эффекты, тяжесть которых увеличивается с увеличением дозовой нагрузки: от угнетения функций до деградации популяций; зона летального предела для всей биосферы:  $10^6$  Зв/год – уровни облучения, ограничивающие существование биосферы на Земле.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

*Распределение  $^{239+240}\text{Pu}$  между основными компонентами черноморских экосистем.* Изучение перераспределения радиоизотопов в пресноводных системах показало, что в зависимости от биогеохимического типа поведения радиоизотопа в водоеме, его способности накапливаться преимущественно в том или другом компоненте экосистемы, радионуклиды разделяют на четыре группы: эквитропы, гидротропы, биотропы и педотропы [28]. Поэтому определение типа биогеохимического поведения радионуклида в водной экосистеме – необходимый этап для определения одного или нескольких ведущих процессов перераспределения радиоактивного вещества из водной среды водоема, что послужит основой для выбора биогеохимического критерия нормирования. По данным концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде, в донных отложениях и многолетних гидромикробных – макроводорослях, моллюсках и рыбах Черного моря были определены коэффициенты накопления изотопов плутония ( $K_n$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ )) в указанных компонентах в сравнении с  $K_n$  для техногенных радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (рис. 1).

*Величины  $K_n$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) свидетельствуют о наличии ряда особенностей биогеохимического поведения плутония: во-первых, плутоний накапливается более интенсивно как донными отложениями, так и биотическими компонентами по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Во-вторых,  $K_n$  ( $\text{Pu}$ ) для иловых донных отложений выше на несколько порядков величин, чем для гидробионтов (рис. 1), что свидетельствует о вы-*

сокой аккумуляционной способности донных отложений в отношении плутония и указывает на ведущую роль донных отложений в его перераспределении в экосистеме и, следовательно, на педотропный тип биогеохимического поведения элемента. И, в третьих, с повышением уровня организации изученных гидробионтов в ряду водоросли — беспозвоночные животные — позвоночные животные  $K_n$  ( $Pu$ ) уменьшаются, т.е. при переходе к высшим звеньям в трофической цепи  $K_n$  ( $Pu$ ) уменьшается [27].  $K_n$  является интегральной количественной характеристикой аккумуляционной способности гидробионтов. Поэтому отсутствие увеличения уровня аккумуляции с повышением уровня организации у водных организмов  $^{239+240}Pu$  приводит к снижению доли поступающих радионуклидов плутония в гидробионты высших звеньев трофической цепи как пищевым путем, так и через внешние покровы, дыхательную систему (жабры), и их роль в самоочищении водной среды уменьшается. Среди многолетних макрогидробионтов максимальной концентрирующей способностью в отношении радионуклидов плутония обладают макроводоросли (рис. 1) [22].

Анализ распределения плутония в целом в Черном море между водой и донными отложениями и биотой показывает, что доля биоты очень мала, а ведущую роль в этих процессах играют донные отложения. Фактор радиоемкости ( $F$  ( $Pu$ )) по нашим оценкам для Черного моря в отношении плутония для иловых осадков изменялся от 94.5 до 99.9%, а для песчаных — от 28.3 до 98.9%, увеличиваясь от глубоководных районов к мелководью [22]. Учитывая, что иловые донные отложения в Черном море составляют более 80% [33], то очевидна ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в экосистеме моря.

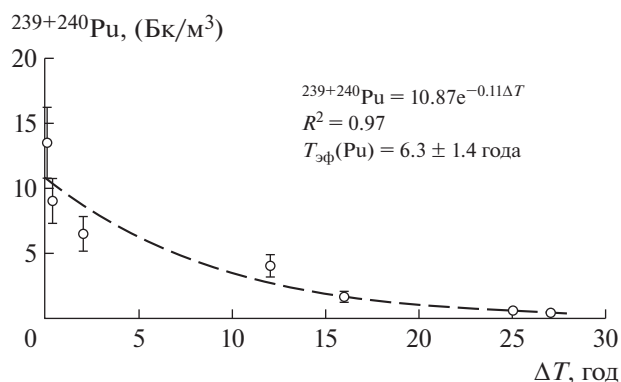
*Тип биогеохимического поведения плутония в Черном море.* При определении доли аккумулярованных  $^{239+240}Pu$ , поступивших в Черное море после аварии на Чернобыльской АЭС, по натурным наблюдениям было получено, что за период с 1988 по 2013 г. 90.7% радионуклидов  $^{239+240}Pu$ , находившихся в толще вод, перераспределены в донные отложения. В воде осталось 9.1%, а на долю биоты пришлось всего 0.2%  $^{239+240}Pu$  от исходного его содержания в воде. При этом посредством гидрологического переноса  $^{239+240}Pu$  через пролив Босфор около 31.6 ГБк  $^{239+240}Pu$  (что составило порядка 0.8% от общего количества  $^{239+240}Pu$ ) было вынесено из Черного моря, а с нижнебосфорским течением в Черное море поступило порядка 38.5 ГБк  $^{239+240}Pu$  из-за более высоких концентраций активности плутония в средиземноморских водах [27]. Мы не можем быть уверены в точности расчета величины переноса радионуклидов через пролив Босфор, так как оценки водообмена разными специалистами

отличаются в несколько раз [34]. Но в целом (исходя из средних величин водообмена) показана незначительная роль водообмена между морями в перераспределении радионуклидов плутония и возможность их поступления со средиземноморскими водами в Черное море в современных условиях [27]. Влияние выноса вод через Керченский пролив (в среднем 40 км<sup>3</sup>/год) на гидрологический вынос плутония из Черного моря было еще менее значимым и не превышало 0.11%.

Таким образом, анализ перераспределения  $^{239+240}Pu$  в Черном море и его миграции в соседние моря показал, что поступление 90.7%  $^{239+240}Pu$  в черноморские донные отложения — это основной путь перераспределения плутония в экосистеме моря, что подтверждает педотропный тип биогеохимического поведения плутония в Черном море, поэтому его основным депо в водоеме служат иловые донные отложения [3, 22].

*Биогеохимические седиментационные потоки  $^{239+240}Pu$  в донные осадки.* Основным процессом формирования донных отложений служит биогеохимическая седиментация. В связи с этим перед нами стояла задача определения седиментационных потоков  $^{239+240}Pu$  в глубоководных и прибрежных акваториях [19, 20, 35]. Потоки были определены с помощью метода геохронологической датировки донных осадков. По данным полученного датированного профиля донных отложений были рассчитаны скорость осадконакопления в разных районах моря (SR) и скорость седиментации взвешенного вещества (MAR) [3, 20, 27]. Опираясь на эти данные и величину концентрации активности  $^{239+240}Pu$  в донных осадках, были рассчитаны биогеохимические седиментационные потоки поступления  $^{239+240}Pu$  и  $^{238}Pu$  в донные отложения (П2). С течением времени после аварии на ЧАЭС среднегодовые П2  $^{239+240}Pu$  уменьшались и составляли в разных районах моря величины порядка  $(0.1 \pm 0.03) - (4.1 \pm 0.21)$  Бк/(м<sup>2</sup> год) в зависимости от скорости осадконакопления и уровней  $^{239+240}Pu$  в воде. У устья Днепровско-Бугского лимана они были равны  $(3.4 \pm 0.18) - (4.1 \pm 0.21)$ , на взморье р. Дунай —  $(0.8 \pm 0.09) - (1.3 \pm 0.11)$ , в Севастопольских бухтах (Севастопольская, Балаклавская, Стрелецкая, Казачья) —  $(0.5 \pm 0.05) - (1.5 \pm 0.1)$  Бк/(м<sup>2</sup> год) [3, 19, 20]. В западной части глубоководного бассейна моря в 1986–2013 гг. потоки  $^{239+240}Pu$  варьировали от величин порядка  $0.1 \pm 0.03$  до  $1 \pm 0.1$  Бк/(м<sup>2</sup> год) [35].

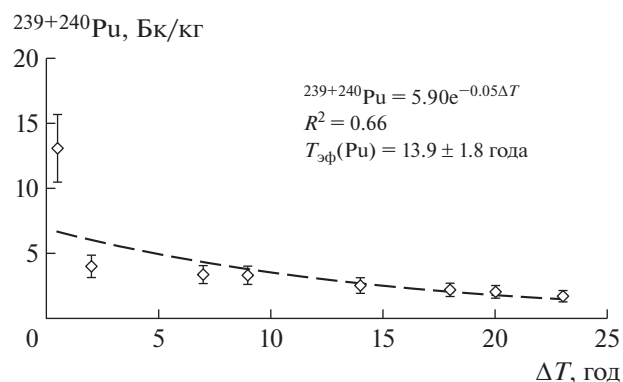
*$T_{эф}$  ( $Pu$ ) в поверхностной воде и донных осадках.* Данные многолетних измерений  $^{239+240}Pu$  в поверхностном слое черноморских вод и донных отложений послужили основой для оценки периода эффективного полууменьшения концентрации активности радионуклида ( $T_{эф}$  ( $Pu$ )) в поверх-



**Рис. 2.** Тренд изменения концентрации активности  $^{239,240}\text{Pu}$  в поверхностной воде с 1986 по 2014 г., где точки – натурные данные, пунктирная линия – аппроксимационная кривая, описывающая тренд за указанный период времени ( $\Delta T$ , год) после аварии на ЧАЭС в 1986 г.

**Fig. 2.** Trend of change in the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration activity in surface water from 1986 to 2014. (a), where the points are field data, the dashed line is an approximation curve describing the trend for a specified period of time ( $\Delta T$ , year) after the Chernobyl accident in 1986.

ностном слое вод и донных отложений. Установлено, что в постчернобыльский период (1986–2014 гг.) в воде процесс уменьшения  $^{239+240}\text{Pu}$  в поверхностном слое вод во времени имел двухфазный характер [22] с первой быстрой фазой в первые годы после чернобыльских выпадений и последующей медленной фазой уменьшения (рис. 2). Аналогичный двухфазный тренд изменения концентрации активности  $^{239,240}\text{Pu}$  наблюдали и в поверхностных донных отложениях. В первые годы после аварии проходила быстрая фаза уменьшения уровней радионуклидов плутония, в этот период с 1986 по 1989 г.  $T_{\text{эф}}(\text{Pu})$  в воде и донных отложениях практически не отличались, составляя  $2.3 \pm 0.5$  и  $2.4 \pm 0.5$  года соответственно. В целом в постчернобыльский период (1986–2014 гг.) изменение концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде и донных отложениях во времени носило экспоненциальный характер, но при этом для воды и донных отложений аппроксимационные уравнения отличались значениями параметров (рис. 2, 3). Для донных отложений  $T_{\text{эф}}(\text{Pu})$  был более продолжительным и составлял  $13.9 \pm 1.8$  года (рис. 3) (а для воды –  $6.3 \pm 1.4$  года (рис. 2)). Более длительный во второй фазе  $T_{\text{эф}}(\text{Pu})$  для поверхностных донных отложений, чем для вод, с одной стороны, свидетельствует, вероятно, о пролонгированном поступлении плутония в донные отложения из пула водных масс, которые служат временным депо плутония, с другой стороны, указывает на низкую степень ремобилизации Pu из донных отложений. Это может служить подтверждением прочного связывания Pu с частицами



**Рис. 3.** Тренд изменения концентрации активности  $^{239,240}\text{Pu}$  в поверхностном слое донных отложений с 1986 по 2014 г., где точки – натурные данные, пунктирная линия – аппроксимационная кривая, описывающая тренд за указанный период времени ( $\Delta T$ , год) после аварии на ЧАЭС в 1986 г.

**Fig. 3.** Trend of change in the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration activity in the surface layer of sediments from 1986 to 2014. (a), where the points are field data, the dashed line is an approximation curve describing the trend for a specified period of time ( $\Delta T$ , year) after the Chernobyl accident in 1986.

донных отложений и характеристики плутония как реактивного, прочно связывающегося с частицами элемента, особенно в восстановительных условиях [36–38], которые характерны для черноморских вод на глубинах свыше порядка 200 м в восстановительной сероводородсодержащей зоне моря.

*Биогеохимический критерий оценки экологического состояния акваторий в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$ .* Как следует из полученных результатов, донные отложения в море служат долговременным основным депо плутония в экосистеме, что указывает на важную роль биогеохимического седиментационного потока  $^{239+240}\text{Pu}$  в осадки в элиминации плутония из водных масс. При этом биогеохимический седиментационный поток  $^{239+240}\text{Pu}$  из воды в донные осадки отражает в себе влияние целого ряда характеристик экосистемы: интенсивности биогеохимических процессов в акватории, состава вод и такого интегрального показателя, как продуктивность вод, тесно связанного с уровнем трофности вод [39]. Он также зависит от характеристик самого радионуклида: высокой сорбционной способности и высоких  $K_n$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ), прочности его связывания с частицами и, как следствие, – низкой ремобилизации из донных отложений, способности к преимущественному перераспределению радионуклидов плутония в донные отложения (в целом по морю >90%), т.е. педотропного типа биогеохимического поведения плутония в черноморских экосистемах. Таким образом, биогеохимический седиментаци-



онный поток плутония из водных масс в донные отложения, являясь интегральным параметром миграции плутония в черноморских экосистемах, служит основным потоком перераспределения плутония в экосистеме. Он рассматривается нами как основа биогеохимического критерия оценки экологического состояния акваторий и экологического контроля поступления  $^{239+240}\text{Pu}$ , количественно характеризующего способность водных масс к самоочищению в природных условиях.

*Эквидозиметрический подход при оценке экологического состояния водоемов в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$ .* По уровням концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в гидробионтах были рассчитаны дозовые нагрузки для разных таксономических групп морских организмов [3, 12, 28]. Эквидозиметрический анализ дозовых нагрузок, сформировавшихся в природных водоемах, проводили с использованием концептуальной модели. Была проведена оценка уровней воздействия ионизирующего излучения на гидробионты в Черном море (по результатам наших исследований) [12] и в стоячих водоемах близ Чернобыльской АЭС (по литературным данным) [4]. Анализ полученных результатов [12, 28] показал, что в Черном море мощность эквивалентной дозы ( $M_{\text{ЭКВ}}$ ) от ионизирующего излучения инкорпорированных  $^{239+240}\text{Pu}$ , как и суммарная  $M_{\text{ЭКВ}}$  от основных техногенных дозообразующих радионуклидов  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , не достигали уровней дозовых нагрузок, вызывающих детерминированные негативные эффекты у гидробионтов. Суммарная  $M_{\text{ЭКВ}}$   $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  достигла только уровней, характерных для начала зоны физиологической маскировки. В стоячих же водоемах зоны ЧАЭС суммарная  $M_{\text{ЭКВ}}$  от  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  достигла значений, характерных для зоны поражения экосистем. Согласно натурным исследованиям, в первые десятилетия после аварии на ЧАЭС в этих водоемах был выявлен целый ряд поражающих эффектов у гидробионтов на разных уровнях организации [3, 4, 14]. В клетках моллюсков из оз. Глубокое в 2001 г. частота аберрантных анафаз была самой высокой и составляла 27%, что более чем в 10 раз превысило уровень спонтанного мутагенеза для гидробионтов. В других водоемах ее среднее значение варьировало от 18 до 23%, а в меристематических клетках высших растений — от 7 до 17%. Отмечена положительная корреляция между частотой аберрантных анафаз и мощностью поглощенной дозы у моллюска (прудовика обыкновенного) и у водных высших растений (тростника обыкновенного) [4]. Зарегистрированы хромосомный мутагенез и переход от вегетативного к половому размножению у олигохет [3, 14]. Было зарегистрировано отличие в составе форменных компонент гемолимфы у прудовиков [4]. Показатели отличались в 2–5 раз по сравнению с контрольными водоемами. Выявлены нарушения остеогенеза у амфибий

[40], морфологические аномальные изменения у рыб [41], включая аномалии гонад, которые приводили к формированию стерильных и бисексуальных гонад. В первом поколении рыб доля разных аномалий охватывала 28,7% особей генерации белого толстолобика. Нарушения системы воспроизводства были отмечены у шести исследованных видов рыб и при этом аномалии передавались ко второму, третьему и даже четвертому поколению облученных особей [42]. Наблюдали высокую степень поражения тростника обыкновенного галлообразующими членистоногими, что приводило к уродливым искажениям стебля и соцветий. В оз. Далекое степень поражения была самая высокая и достигала практически 100%. Зарегистрированы также высокая степень поражения тростника паразитическими грибами и низкая семенная продуктивность этих растений [4]. Следовательно, в водоемах наблюдали поражающие эффекты у рыб, земноводных, моллюсков, червей и водных растений на разных уровнях организации: цитогенетическом, тканевом, органном, организменном, популяционном и уровне сообществ [3, 4, 14, 40–42]. Приведенные выше результаты, как и многочисленные данные, полученные разными исследователями при натуральных наблюдениях и в экспериментальных условиях о влиянии ионизирующего излучения на разных уровнях организации биоты в зависимости от диапазона дозовых нагрузок, изложенные при обосновании зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений [3, 32], свидетельствуют об обоснованности концептуальной модели и адекватном описании ею зависимости уровня экологического влияния на биоту от диапазона мощностей доз ионизирующей радиации. Таким образом,  $M_{\text{ЭКВ}}$  ионизирующего излучения от  $^{239+240}\text{Pu}$  и их эквидозиметрический анализ с помощью концептуальной модели позволяют определить уровень воздействия исследуемых дозовых нагрузок и составили эквидозиметрический критерий оценки экологического состояния акваторий.

*Взаимная связь между биогеохимическим и эквидозиметрическим критерием.* На основе концептуальной модели, зная мощность дозы, которая формирует определенный уровень воздействия на гидробионты с учетом аккумуляционной способности гидробионтов, можно рассчитать пороговые концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  для начала каждой из выделенных зон биологического воздействия для прогнозирования оценок в широком диапазоне концентраций активности радиоизотопов в воде. Поглощенную годовую дозу от инкорпорированных  $\alpha$ -излучающих радионуклидов рассчитывали по формуле [3, 31]:

$$D_n = 5.04 \times 10^{-6} C_{16} E, \quad (1)$$

**Таблица 1.** Расчетные значения концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в морской воде ( $C_{вт}$ ) для начала зоны поражения экосистем ( $MD_{э\text{кв}} = 4 \text{ Зв/год}$ ) и наименьших годовых хронических полулетальных доз для исследованных групп гидробионтов

**Table 1.** Estimated values of the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration activity in sea water ( $C_{вт}$ ) for the start of the ecosystem damage zone ( $MD_{eq} = 4 \text{ Sv/year}$ ) and the smallest annual chronic semi-lethal doses for the investigated hydrobionts groups

Исследованные гидробионты	Средние $K_n$	$C_{вт}^{239+240}\text{Pu}$ в начале зоны поражения экосистем, Бк/кг	Годовая наименьшая хроническая полулетальная доза, Зв/год	$C_{вт}^{239+240}\text{Pu}$ , при которой сформируется годовая наименьшая хроническая полулетальная доза, Бк/кг
Макроводоросли	$1 \times 10^4$	0.77	60	11.54
Моллюски	880	8.74	200	437.06
Ракообразные	500	15.38	30	115.38
Рыбы	150	51.28	14	179.49

где  $D_n$  — годовая поглощенная доза, Гр;  $C_{гб}$  — концентрация активности радионуклида в гидробионте, Бк/кг;  $E$  — максимальная энергия  $\alpha$ -частиц радионуклида, МэВ.

Концентрацию активности радионуклида в гидробионтах можно выразить через коэффициент накопления:

$$C_{гб} = K_n C_{в}, \quad (2)$$

где  $K_n$  — коэффициент накопления радионуклида гидробионтом;  $C_{в}$  — концентрация активности радионуклида в воде, Бк/кг.

Как известно, переход от поглощенной дозы к эквивалентной имеет вид:

$$D_{э\text{кв}} = D_n W_R, \quad (3)$$

где  $D_{э\text{кв}}$  — годовая эквивалентная доза, Зв;  $W_R$  — взвешивающий коэффициент, учитывающий вид ионизирующего излучения, который для  $\alpha$ -излучения равен 20. Тогда, исходя из соотношений (1), (2), (3), концентрацию активности радионуклида в воде можно рассчитать по формуле:

$$C_{в} = D_{э\text{кв}} / [20(5.04 \times 10^{-6} K_n E)] \quad (4)$$

или для радионуклидов плутония  $^{239+240}\text{Pu}$ :

$$C_{в} = D_{э\text{кв}} / (5.2 \times 10^{-4} \times K_n). \quad (5)$$

Зная, что, согласно концептуальной модели, началу зоны поражения экосистем соответствует мощность дозы 4 Зв/год, для многолетних гидробионтов минимальная концентрация активности радионуклида в воде, при которой уже будет сформирована эта мощность дозы, составит величины от 0.77 до 51.28 Бк/кг для разных групп гидробионтов в зависимости от величины их аккумуляционной способности в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$  (табл. 1). Кроме одной из основных величин, влияющих на границы зон воздействия (аккумуляционной способности гидробионтов в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$ ), на уровень ответной реакции организмов будут, конечно, оказывать влия-

ние состояние и стадии развития гидробионтов, длительность жизненного цикла организмов и, безусловно, радиочувствительность особей. Используя оценку наименьших хронических годовых полулетальных доз ионизирующих излучений для представителей водной биоты: для низших растений — 60 (для макроводорослей), моллюсков — 200 (для мидий), ракообразных — 30 (для крабов) и рыб — 14 Зв/год [3], были рассчитаны по уравнению (5) концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$ , при которых формируются такие уровни дозовых нагрузок для макроводорослей, мидий, ракообразных и рыб. Расчеты показали, что все они находятся в диапазоне, характерном для зоны поражения экосистем, превышая пограничную концентрацию активности начала этой зоны в 3 раза и более (табл. 1). Как следует из данных, приведенных в таблице, учет радиочувствительности гидробионтов влияет на ранжирование уровня  $C_{в}$ , при котором наступают поражающие эффекты у разных групп гидробионтов. Этот вопрос требует дальнейшего исследования, особенно с учетом более высокой радиочувствительности, например, млекопитающих (4 Зв/год) и развивающихся эмбрионов рыб (0.4–2 Зв/год) [3], доля выживаемости которых, безусловно, важна для воспроизводства природных сообществ в морских гидробиоценозах.

Опираясь на зональность действия на гидробионты мощностей доз хронического облучения ионизирующим излучением от инкорпорированных  $^{239+240}\text{Pu}$  в широком диапазоне концентрации их активности в морской воде (истинную или предполагаемую) и пограничные концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$ , для каждой зоны можно охарактеризовать ожидаемую степень воздействия на биоту при данном уровне концентрации активности радионуклидов плутония в водной среде.

Как известно, поток седиментационной элиминации вещества из водных масс можно оценить на основе скорости биогеохимической седиментации вещества и его концентрационных ха-



рактических в осадках [3, 19]. При условии стационарности процессов в экосистеме, опираясь на полученные значения уровней  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде ( $C_{\text{в}}$ ), донных отложениях ( $C_{\text{до}}$ ) коэффициенты накопления  $^{239+240}\text{Pu}$  ( $K_{\text{н}}$ ) и скорость седиментации взвешенного вещества можно количественно оценить биогеохимический седиментационный поток выноса плутония из водных масс по соотношению:

$$\text{П2} = \text{MAR} C_{\text{до}}, \quad (6)$$

где П2 – поток выноса (элиминации)  $^{239+240}\text{Pu}$  в осадки за счет биогеохимической седиментации, Бк/(м<sup>2</sup> год); MAR – скорость биогеохимической седиментации взвешенного вещества кг/(м<sup>2</sup> год) в донные отложения;  $C_{\text{до}}$  – концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в донных отложениях, Бк/кг. В уравнении (6) использование  $C_{\text{до}}$   $^{239+240}\text{Pu}$  дает возможность учесть все промежуточные процессы, происходящие во время биогеохимической седиментации и получить количественную итоговую оценку депонирования  $^{239+240}\text{Pu}$  из водных масс в донные осадки. Зная, что

$$K_{\text{н}} = C_{\text{до}}/C_{\text{в}}, \quad (7)$$

где  $K_{\text{н}}$  – коэффициент накопления  $^{239+240}\text{Pu}$  в донных отложениях;  $C_{\text{в}}$  – концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде, Бк/кг. Тогда, выразив в уравнении (5)  $C_{\text{до}}$  через коэффициент накопления (6), получаем:

$$\text{П2} = \text{MAR} K_{\text{н}} C_{\text{в}} \quad (8)$$

или

$$C_{\text{в}} = \text{П2} / \text{MAR} K_{\text{н}}. \quad (9)$$

Таким образом, используя уравнения (4) и (9) и ориентируясь на заданную или имеющуюся концентрацию активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде акватории, можно задавать или регулировать поток поступления плутония и оценивать интенсивность и время наступления экологических последствий для биоты, используя биогеохимический и эквидозиметрический критерии.

Зная биогеохимический поток элиминации (П2) загрязнения из поверхностных вод в донные отложения для плутония и пограничные концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  для каждой зоны эффектов биологического воздействия, можем рассчитать поток поступления (П1) радионуклидов за год (или любой другой необходимый период времени), при котором будет достигнут тот или иной уровень мощности дозы. По уровню  $\text{МД}_{\text{ЭКВ}}$ , сформированных в гидробионтах, с помощью концептуальной модели определяем уровни воздействия, вызванные этими дозовыми нагрузками, включая предел допустимой дозовой нагрузки и соответственно поток поступления, который может обуславливать такие  $\text{МД}_{\text{ЭКВ}}$  в рассматрива-

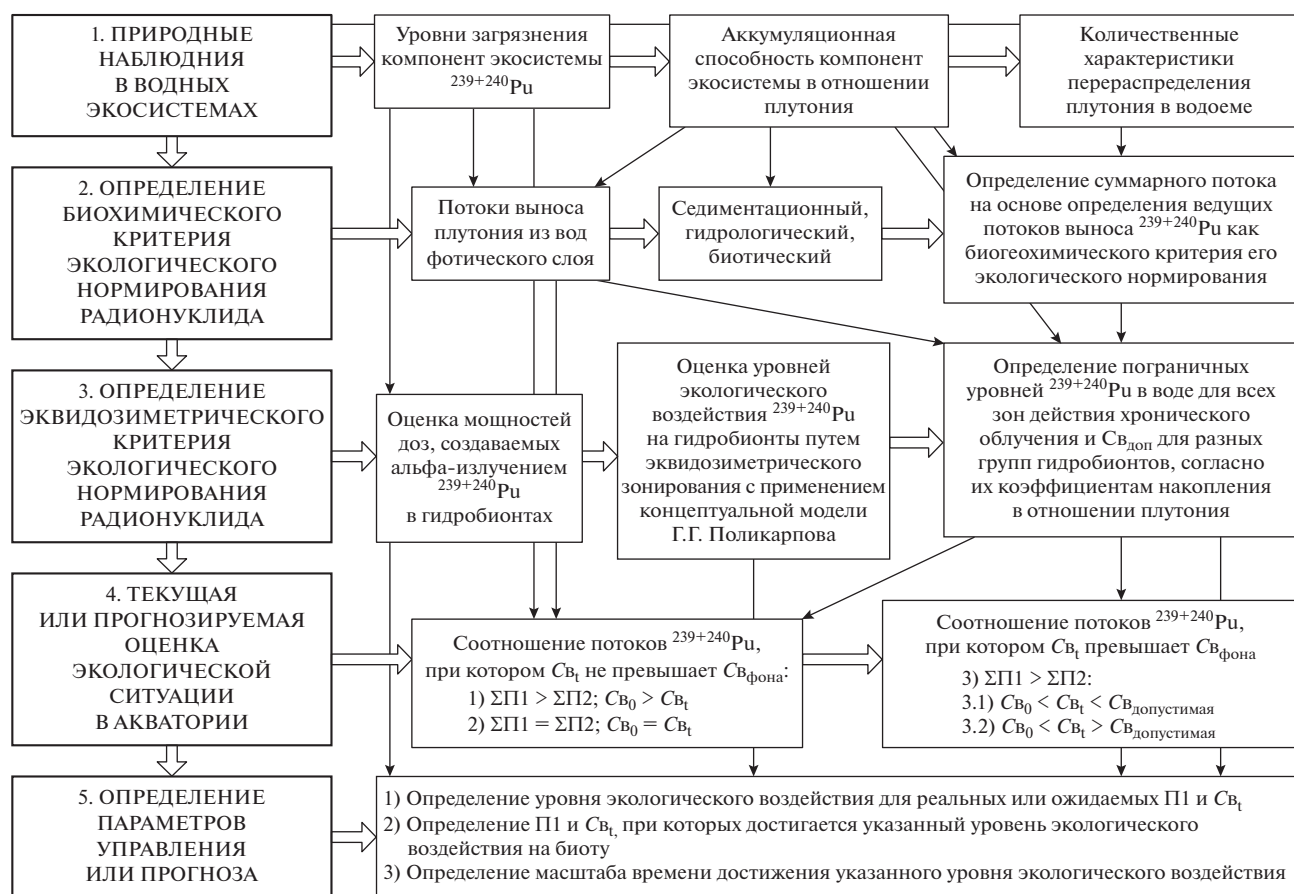
емом временном масштабе. Взаимный переход между биогеохимическим и эквидозиметрическим критериями позволяет формировать практические рекомендации по отслеживанию и экологически приемлемому управлению состоянием акваторий. Если ситуация такова, что поступающий поток нет возможности регулировать, то тогда данный подход позволяет, исходя из оценки уровней  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде, сделать прогноз ожидаемых биологических эффектов и времени их проявления.

*Схема оценки экологического состояния акваторий в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$ .* На основе полученных результатов и литературных данных нами предложена схема, которая включает в себя пять основных этапов реализации (рис. 4). Она включает в себя алгоритм направленности исследований водоема или его отдельной акватории и анализа полученных результатов для получения количественных критериев оценки или контроля радиоэкологической ситуации в акватории.

В схеме (рис. 4)  $C_{\text{в, допустимая}}$  – концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде, Бк/кг, при которой достигается граница начала зоны поражения экосистем, рассчитываемая для видов эдификаторов и/или наиболее уязвимых видов, которым также свойственны высокая аккумуляционная способность в отношении  $^{239+240}\text{Pu}$  и высокая радиочувствительность. Количественная оценка биогеохимического и эквидозиметрического критерия выполняется при помощи приведенных выше уравнений (1)–(9).

*Реализация оценки экологического состояния прибрежной черноморской акватории.* Модельным объектом для реализации предложенного подхода послужила Севастопольская бухта как пример полузакрытой прибрежной акватории, широко используемая для рекреационных и промышленных целей.

Концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в прибрежной морской воде в последнее десятилетие медленно снижается и в настоящий период составляет величины ниже 1 мкБк/л, следовательно,  $\text{П1} < \text{П2}$  (рис. 4). Экологическая емкость акватории не исчерпана. Был рассмотрен вклад различных путей элиминации  $^{239+240}\text{Pu}$  из вод Севастопольской бухты в П2. Результирующий поток поступления радионуклидов оценивали, опираясь на уровень концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде. Так как плутоний нелетучий элемент, то вынос в атмосферу не учитывали в числе основных потоков элиминации плутония. Ремобилизацию потоков элиминации плутония в процессе вертикальной миграции взвешенного вещества отдельно не рассматривали, так как для осуществления расчетов использовали концентрацию активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в донных отложениях, кото-



**Рис. 4.** Схема оценки экологического состояния (уровней ожидаемого биологического воздействия) в акваториях по биогеохимическим и эквидозиметрическим критериям для широкого диапазона концентрации активности радиоактивных веществ в воде, где: П1 – поток поступления Pu, П2 – поток его выноса (для плутония – поток биогеохимической седиментации) из воды,  $C_{w_t}$  – сформировавшаяся концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде,  $C_{w_0}$  – исходный уровень  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде (т.е. уровень концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в начальный момент времени до начала планового или аварийного поступления радионуклида в акваторию),  $C_{w\text{допустимая}}$  – гранично допустимая концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде.

**Fig. 4.** Scheme for assessing the ecological status (levels of expected biological effects) in water areas by biogeochemical and equidimensional criteria for a wide range of radioactive substances concentration activity in water, where: P1 is the input flux of Pu, P2 is the flux of its removal (for plutonium the biogeochemical sedimentation flux) from water,  $C_{w_t}$  – the formed  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration activity in water,  $C_{w_0}$  – initial  $^{239+240}\text{Pu}$  level in water (i.e., level of the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration activity at the initial moment of time before the start of planned or accidental radionuclide release into the water area)  $C_{w\text{permissible}}$  – boundary permissible concentration of the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration activity in water.

рая представляет собой результирующую величину активности плутония, сформированную вследствие процессов поступления и ремобилизации радионуклидов. Для моря в целом было показано, что роль биотической составляющей на масштабах всего водоема очень мала [22]. Но в прибрежных мелководных акваториях она может быть более значимой и важно оценить роль аккумуляции радионуклидов макробионтами (биотический поток). Чтобы выяснить возможность максимального вклада многолетних гидробионтов, которые могут на длительный период времени изымать радионуклид из воды, был выполнен расчет удельного потока  $^{239+240}\text{Pu}$ , изымаемого в течение года, в котором за основу были

приняты количественные характеристики массовой черноморской многолетней многоклеточной бурой водоросли – цистозирры. Эти макроводоросли имеют высокие  $K_n$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) и высокие продукционные характеристики, а также превышают по биомассе в Севастопольской бухте филлофору (красная многоклеточная водоросль) в 13 раз, а все остальные виды макрофитов более чем в 2 раза, поэтому биомасса водоросли была в расчетах удвоена, чтобы были учтены поселения всех макрофитов, которые представлены в Севастопольской бухте, включая морскую траву зоостеру [25]. При этом максимальная оценка биотического потока для макрофитов при условии 100% покрытия зарослями дна бухты составила

31 кБк/год или 0.48% от суммарного потока элиминации  $^{239+240}\text{Pu}$ . Так как биомасса макрозообентоса составляла величины одного порядка или в разы ниже, чем биомасса макрофитов в Севастопольской бухте [26], а его  $K_n$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) на порядок ниже, то и максимальный вклад макрозообентоса в элиминацию плутония из водных масс на порядок ниже, а у рыб  $K_n$  ( $^{239+240}\text{Pu}$ ) на два порядка величин ниже, чем у макрофитов, а их биомасса — меньше на порядок, поэтому вклад рыб ниже на три порядка по сравнению с макрофитами [22]. Таким образом, максимальный суммарный биотический поток элиминации  $^{239+240}\text{Pu}$  из водных масс был оценен в 34 кБк/год (0.4% исходного пула  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде бухты). При этом надо отметить, что к биотическому потоку мы относим в данном случае только накопление многолетними макробионтами. Роль планктонных организмов, как гидробионтов с коротким жизненным циклом, который проходит в толще вод, учтена в биогеохимическом седиментационном потоке совместно с абиотической взвесью. При этом роль биогенной взвеси весьма существенна, так как ее доля в суммарной взвеси в Севастопольской бухте изменялась от 12 до 47% [45]. Биогеохимический седиментационный поток элиминации плутония в донные отложения для бухты, рассчитанный по усредненным показателям скорости осадконакопления ( $\text{MAR}_{\text{сред}} = 2.705 \text{ Бк}/(\text{м}^2 \text{ год})$ ), составил  $8920 \text{ кБк}^{239+240}\text{Pu}/\text{год}$  (99.1% от исходного пула  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде и 99.4% от общего потока выноса из водных масс бухты). Долю гидрологического выноса  $^{239+240}\text{Pu}$  с водными массами оценили по гидрологическим характеристикам акватории по литературным данным [19, 24, 34]. Она оказалась незначительной —  $19 \text{ кБк}/\text{год}$  (0.2% от исходного пула  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде). В водных массах бухты осталось 0.3% ( $25 \text{ кБк}^{239+240}\text{Pu}$ ). Сопоставление относительного вклада рассмотренных потоков в процессы перераспределения  $^{239+240}\text{Pu}$  в бухте подтвердило ведущую роль биогеохимического потока седиментационного выноса  $^{239+240}\text{Pu}$  из поверхностного фотического слоя вод в донные осадки. Его доля в бухте составила 98.4% в суммарном потоке самоочищения. Следовательно, практически очищение вод бухты происходит за счет биогеохимического седиментационного потока выноса плутония. Поэтому именно седиментационный поток  $^{239+240}\text{Pu}$  был выбран в качестве биогеохимического критерия контроля поступления плутония в акваторию.

Базируясь на полученных результатах, была осуществлена реализация схемы оценки радиоэкологической ситуации акваторий при разных исходных концентрациях активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в морской воде. Используя уравнения (1)–(9), выполнили анализ потоков по соотношениям 1–3,

которые приведены в 4-м блоке схемы (рис. 4). Соотношения 1–2 описывают ситуацию, когда способность вод к самоочищению — поток элиминации из воды  $^{239+240}\text{Pu}$  (в нашем случае поток биогеохимической седиментации в донные осадки) — достаточно высок (т.е. более высок, чем поток поступления), и увеличение  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде не происходит благодаря естественному функционированию самой экосистемы, с помощью природных процессов поступающий плутоний депонируется в осадки. Только при условии (соотношение 3 (рис. 4)), что поток поступления  $^{239+240}\text{Pu}$  будет превышать поток элиминации, т.е.  $\text{П1} > \text{П2}$ , концентрация плутония в воде акватории будет возрастать. Для Севастопольской бухты в стационарных современных условиях, при приведенных выше потоках элиминации  $^{239+240}\text{Pu}$  из воды, концентрация активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде начинает возрастать в условиях, когда  $\text{П1} > 2.5 \text{ Бк}/(\text{м}^2 \text{ год})$ . В этой ситуации возможны два варианта развития событий. Первый вариант (соотношение 3.1) — поток поступления увеличился, но незначительно, и уровни загрязнения не достигают пограничной концентрационной активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде для зоны поражения экосистем. Такие ситуации по уровню воздействия на биоту соответствуют зонам — неопределенности, радиационного благополучия, физиологической маскировки и экологической маскировки, в зависимости от уровня сформированных концентраций активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде и соответствующих им дозовым нагрузкам. Второй вариант (соотношение 3.2, рис. 4) — поток поступления увеличился настолько, что пограничная концентрационная активность  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде превышена, и уровни дозозагрузки оказывают поражающие действия на популяции гидробионтов: происходит угнетение функций, а с увеличением мощности дозы — нарастание поражающих эффектов вплоть до деградаций сообществ. Для бухты такая ситуация для наиболее радиочувствительных гидробионтов с высокой аккумуляционной способностью ( $K_n = 1 \times 10^4$ ) формируется начиная с  $0.78 \text{ Бк}/\text{л}^{239+240}\text{Pu}$  в воде. Такая концентрация в воде бухты будет поддерживаться, если поток поступления  $\text{П1} (^{239+240}\text{Pu})$  превысит  $2339.5 \text{ ТБк}/\text{год}$  или  $3250 \text{ кБк}/(\text{м}^2 \text{ год})$ . В этих условиях  $\text{П1} (^{239+240}\text{Pu})$  будет превышать вынос с потоком биогеохимической седиментации ( $\text{П2} = 3220 \text{ кБк}^{239+240}\text{Pu}/(\text{м}^2 \text{ год})$ ) на  $30 \text{ кБк}/(\text{м}^2 \text{ год})$ . Дальнейшее увеличение потока поступления будет приводить к увеличению  $^{239+240}\text{Pu}$  в гидробионтах, увеличению мощности дозы и усилению поражающих эффектов в биоте. Поэтому пограничное значение  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде в начале зоны поражения экосистем может служить граничной допустимой концентрационной активностью  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде акватории ( $\text{Св}_{\text{допустимая}}$ ),

как и величина потока седиментационного выноса, ограничивающая допустимое поступление  $^{239+240}\text{Pu}$  в воды бухты. Применение этих биогеохимических критериев для нормирования поступления  $^{239+240}\text{Pu}$  в акваторию позволит в результате техногенной деятельности не разрушать природные сообщества.

Следовательно, учитывая конкретные характеристики водной экосистемы, согласно биогеохимическим и эквидозиметрическим критериям при планируемых сбросах радионуклидов плутония в водоем, можно рассчитать безопасный поток загрязнителя, время достижения в водной среде заданного уровня концентрации активности радионуклидов  $^{239+240}\text{Pu}$  и спрогнозировать уровень ожидаемого биологического воздействия на биоту при этих условиях. В условиях, когда нет возможности регулировать поток загрязнителя (аварийные ситуации), можно спрогнозировать время достижения и уровень эффектов воздействия, величину потока выведения и концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде и биоте, спланировать возможные контрмеры на полученном масштабе времени, сделать прогноз времени самоочищения вод до заданного уровня при условии стационарного функционирования экосистемы.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, опираясь на результаты изучения ведущих процессов, определяющих перераспределение техногенных  $^{239,240}\text{Pu}$  в Черном море, с учетом их количественных характеристик, выявленных основных биогеохимических особенностей поведения  $^{239+240}\text{Pu}$  в море, уровней аккумуляционной способности гидробионтов и дозовых нагрузок на водные организмы, а также на концептуальную модель Г.Г. Поликарпова, предложена схема текущих и прогнозных оценок экологического состояния акваторий в отношении долгоживущих радионуклидов в изученных водных экосистемах в широком диапазоне концентрации активности  $^{239+240}\text{Pu}$  в воде. Применимость предложенной схемы и комплексного подхода оценки количественных критериев реализована на примере прибрежной полузакрытой морской акватории — Севастопольской бухты. В данном подходе были учтены конкретные биогеохимические характеристики исследуемой экосистемы (биогеохимические седиментационные потоки, определяемые, в частности, биологической продуктивностью вод, аккумуляционная способность компонент экосистемы, гидрологический режим акватории) и рассматриваемого радиоактивного элемента (тип его биогеохимического поведения, физико-химические свойства и радиологические характеристики радионуклидов), что позволяет более точно оце-

нить способность поверхностных вод фотического слоя конкретной экосистемы к самоочищению. Предложенная схема позволяет выполнять оперативные оценки текущего или ожидаемого уровня биологического влияния радионуклидов, рассчитывать их потоки, при которых он формирует, время достижения контрольных концентраций активности и рекомендует использовать для регулирования величины потока радионуклидов в акваторию водоема на основе потока выноса, не допуская достижения критических уровней для предотвращения негативного воздействия на биоту. Важно также и то, что предлагаемый подход нацеливает мониторинговые или экспертные исследования не только на изучение уровней загрязнения в экосистеме, но и на выявление основных закономерностей поведения радионуклида: типа его биогеохимического поведения, влияния условий конкретной экосистемы на них, изучения количественных характеристик биогеохимических процессов в экосистеме, используя радионуклиды не только как предмет, но и как метод исследования, т.е. в качестве радиотрассеров. Такую схему можно применять как для нормирования плановых выпусков радиоактивных веществ в водоемы, так и для экспресс-оценки ситуации, обоснованного принятия решений и осуществления контрмер в случае радиационных аварий и инцидентов в отношении конкретных радионуклидов, прогнозировать изменение экологического состояния экосистемы. Она применима как для бессточных, так и для проточных водоемов естественного и техногенного происхождения, направляя исследования на определение основных потоков выноса радионуклида из фотического слоя вод и временных масштабов процессов самоочищения этого слоя как основного продуцирующего слоя в экосистеме. Это важно для принятия практических решений и изучения водоемов, в частности, уже используемых или планируемых к техногенному использованию.

Схема открыта для учета достижений как в области радиоэкологии, так и радиобиологии и гидробиологии, для адаптации ее к использованию в отношении других радионуклидов и ставит целый ряд вопросов, требующих дальнейшего исследования, включая радиочувствительность гидробионтов, оптимизацию пространственного районирования акваторий и проведение оценок на синоптическом масштабе времени, учет сезонности параметров экосистем (климатических, продукционных и др.), что важно для экстренных ситуаций.

## БЛАГОДАРНОСТИ

Исследования выполнены по теме государственного задания ФГБУН ИМБИ «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем», номер гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера, Р.М. Харрисона. М.: Мир, 1999. 511 с. [Puty migratsii iskustvennikh radionuklidov v okruzhayushchei srede. Radioekologiya posle Chernobylya / Eds F. Warner, R. M. Harrison. M.: Mir. 1999, 511 p. (in Russian)]
- Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS) Radionuclide Levels in Oceans and Seas. IAEA\_NEC-DOC-1429. Austria, Vienna: IAEA, 2005. 287 p.
- Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б. и др. Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2008. 667 с. [Polikarpov G.G., Egorov V.N., Gulin S.B., Stokozov N.A., Lazorenko G.E., Mirzoeva N.Yu., Tereshchenko N.N., Tsitsugina V.G., Kulebakina L.G., Popovichev V.N., Korotkov A.A., Evtushenko D.B., Zherko N.V., Malakhova L.V. Radioekologicheskii otklik Chernogo morja na chernobyl'skuju aviariju / Eds G. G. Polikarpov, V.N. Egorov. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika, 2008, 667 p. (in Russian)]
- Гудков Д.И., Кузьменко М.И., Шевцова Н.Л. и др. Нарушение в биосистемах при интенсивном радионуклидном загрязнении водоемов // Техногенные радионуклиды в пресноводных экосистемах / Под ред. В.Д. Романенко. Киев: Наук. думка, 2010. С. 195–233. [Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Shevtsova Y.K., Dzyubenko O.V., Mardarevich M.G. Narushenie v biosystemakh pri intensivnom radionuklidnom zagryaznenii vodoemov // Tekhnogennye radionuklidi v presnovodnykh ekosystemakh / Ed. V. D. Romanenko. Kiev: Nauk. dumka, 2010. P. 195–233 (in Russian)]
- Трапезников А.В.  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в пресноводных экосистемах. Екатеринбург: АкадемНаука, 2010. 510 с. [Trapeznikov A.V.  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{239,240}\text{Pu}$  v presnovodnykh ekosystemakh. Ekaterinburg: Izd-vo "AkademNauka", 2010, 510 p. (in Russian)]
- Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS) Radionuclide Levels in Oceans and Seas. IAEA\_NEC-DOC-1429. Austria, Vienna: IAEA, 2005. 287 p.
- Брешиньяк Ф., Поликарпов Г.Г., Отон Д., Хантер Г., Алексахин Р., Жу Ю., Хилтон Дж., Странд П. Охрана окружающей среды в XXI веке: радиационная защита биосферы, включая человечество // Морской экол. журн. 2002. Т. 2. № 2. С. 102–105. [Breshinjak F., Polikarpov G.G., Oton D., Khanter G., Alexakhin R., Zhu Yu., Khilton Dzh., Strand P. Okhrana okruzhayushchei sredi v XXI-m veke: radiatsionnaya zashchita biosferi, vkluchaya chelovechestvo // Morskoi ekologicheskij zhurnal. 2002. V. 2. № 2. P. 5–26 (in Russian)]
- Ethical Considerations in Protecting the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. TECDOC-1270. Austria, Vienna: IAEA. 2002.
- Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 1. С. 93–103. [Alexakhin R.M., Fesenko S.V. Radiatsionnaya zashchita okruzhayushchei sredi: antropotsentricheskij i ekotsentricheskij printsiipi // Radiats. Biologiya. Radioekologiya. 2004. V. 44. № 1. P. 93–103 (in Russian)]
- Bourdeau Ph. The man-nature relationship and environmental ethics // J. Environ. Radioactiv. 2004. V. 75. № 1–2. P. 9–15.
- Романов Г.Н., Спиринов Д.А. Действие ионизирующих излучений на живую природу при уровнях, превышающих современные стандарты радиационной безопасности // Докл. АН СССР. 1991. Т. 318. № 1. С. 248–251. [Romanov G.N., Spirin D.A. Deistvie ioniziruyushchikh izluchenij na zhivuyu prirodu pri urovnyakh, privishayushchikh sovremennye standarty radiatsionnoi bezopasnosti // Dokladi AN SSSR. 1991. V. 318. № 1. P. 248–251 (in Russ.)]
- Тереженко Н.Н., Поликарпов Г.Г. Радиоэкологическая ситуация в Черном море в отношении радионуклидов  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{240}\text{Pu}$  после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоемами вне и в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под ред. В.И. Мигунова, А.В. Трапезникова. Нижневартовск, 2007. Вып. 10. С. 12–29. [Tereshchenko N.N., Polikarpov G.G. Radioekologicheskaya situatsiya v Chernom more v otnoshenii radionuklidov  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  i  $^{240}\text{Pu}$  posle Chernobyl'skoi aviarii po sravneniyu s nekotorymi drugimi vodoemami vne i v predelakh 30-km zony Chernobyl'skoi AES // Problemy radioekologii i pogranychnykh distsiplin. Nizhnevartovsk, 2007. Iss. 10. P. 12–29 (in Russian)]
- Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Коротков А.А. Геохронологическая оценка радиоактивного загрязнения Черного моря // Чтения памяти Н.В. Тимофеева-Ресовского: 100-летию со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского посвящается. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2000. С. 88–99. [Gulin S.B., Polikarpov G.G., Egorov V.N., Korotkov A.A. Geokhronologicheskaya otsenka radiaktivnogo zagryazneniya Chernogo moray // Chteniya pamyati N.V. Timofeeva-Resovskogo: 100-letiyu so dnya rozhdeniya N.V. Timofeeva-Resovskogo posvyashchaetsya. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika, 2000. P. 88–99 (in Russian)]
- Isotopes in hydrology, marine ecosystems and climate change studies: Proc. of the Intern. Symp. Monaco, 27 March–1 April 2011. 2 vol. Vienna: IAEA, 2013. 655 p.
- Егоров В.Н., Гулин С.Б., Поповичев В.Н. и др. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Черном море в отношении загрязняющих веществ // Морской экол. журн. 2013. Т. 12. № 4. С. 5–26. [Egorov V.N., Gulin S.B., Popovichev V.N., Mirzoeva N.Yu., Tereshchenko N.N., Lazorenko G.E., Malakhov L.V., Plotitsyna O.V., Malakhova T.V., Proskurnin V.Yu., Sidorov I.G., Gulina L.V., Stetsyuk A.P., Marchenko Yu.G. Biogeochemical mechanisms of formations of critical zone concerning to pollutants in the Black Sea // Morskoi ekologicheskij zhurnal. 2013. V. 12. № 4. P. 5–26 (in Russian)]

16. Терещенко Н.Н., Гулин С.Б., Проскурин В.Ю. Радиоэкологические закономерности перераспределения альфа-радионуклидов плутония в экосистеме Черного моря // Морской биол. журн. 2016. Т. 1. № 3. С. 3–13. [Tereshchenko N.N., Gulin S.B., Proskurnin V.Yu. Radioecological regularities of plutonium alpha-radionuclides redistribution in the Black Sea ecosystem // Morskoi ekologicheskij zhurnal. 2016. V. 1. № 3. P. 3–13 (in Russian)]
17. Казаков С.В. Принципы оценки радиоэкологического состояния водных объектов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 6. С. 694–704. [Kazakov S.V. Printsipi otsenki radioekologicheskogo sostoyaniya vodnykh objektov // Radiats. Biologiya. Radioekologiya. 2004. V. 44. № 6. P. 694–704 (in Russian)]
18. Цыцугина В.Г. Эквидозиметрический подход к оценке действия радиоактивного и химического загрязнения на природные популяции гидробионтов // Доп. НАН Украины. 2002. № 3. С. 204–208. [Tsitsugina V.G. Ekvidozimetricheskii podkhod k otsenke deistviya radioaktivnogo i khimicheskogo zagryazneniya na prirodniye populyatsii gidribiontov // Dop. NAN Ukraini. 2002. № 3. P. 204–208 (in Russian)]
19. Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2008. 50 с. [Krishev A.I. Dinamicheskoye modelirovaniye perenoca radionuklidov v gidrobiotsenozakh i otsenka posledstviy radioaktivnogo zagryazneniya dlya bioty i cheloveka: Avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk: VNIISKHRAE, 2008. 50 p. (in Russian)]
20. Тряпицына Г.А. Реакции биоценозов водных экосистем на хроническое радиационное воздействие: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: МГУ, 2011. 46 с. [Tryapitsina G.A. Reaktsii biotsenozov vodnykh ecosystem na khronicheskoye radiatsionnoye vozdeistviye: Avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. M.: MGU, 2011. 46 p. (in Russian)]
21. Удалова А.А. Биологический контроль радиационно-химического воздействия на окружающую среду и экологическое нормирование ионизирующих излучений: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2011. 44 с. [Udalova A.A. Biologicheskij kontrol radiatsionno-khimicheskogo vozdeistviya na okruzhayushchuyu sredu i ekologicheskoye normirovaniye ioniziruyushchikh izluchenij: Avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk: VNIISKHRAE, 2011. 44 p. (in Russian)]
22. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту / Под общ. ред. И.И. Линге и И.И. Крышева. М.: ООО Сам Полиграфист, 2015. 265 с. [Prakticheskiye rekomendatsii po voprosam otsenki radiatsionnogo vozdeistviya na cheloveka i biotu / Eds I.I. Linge i I.I. Krishev. M.: ООО Sam Poligrafist, 2015. 265 p. (in Russian)]
23. Терещенко Н.Н., Проскурин В.Ю., Гулин С.Б., Крылова Т.А. Радиоэкологический мониторинг плутония в донных отложениях севастопольских бухт // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2013. Вып. 27. С. 289–293. [Tereshchenko N.N., Proskurnin V.Yu., Gulin S.B., Krylova T.A. Radioekologicheskij monitoring plutoniya v donnykh otlozheniyakh sevastopol'skikh bukht // Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa. Sevastopol: EKOSI–Gidrofizika, 2013. Iss. 27. P. 289–293 (in Russian)]
24. Терещенко Н.Н., Мирзойева Н.Ю., Гулин С.Б., Милчакова Н.А. Contemporary radioecological state of the North-western Black Sea and the problems of environment conservation // Mar. Pollut. Bull. 2014. V. 81. Is. 1. P. 7–23.
25. Терещенко Н.Н., Гулин С.Б., Проскурин В.Ю. Distribution and migration of  $^{239+240}\text{Pu}$  in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period // J. Environ. Radioact. 2018. V. 188. P. 67–78.
26. Wong K.M., Jokela T.A., Noshkin V.E. Radiochemical procedures for analysis of Pu, Am, Cs and Sr in water, soil, sediments and biota samples. Livermore, CA: Lawrence Livermore National Laboratory, 1994. 19 p.
27. Стокозов Н.А. Морфометрические характеристики Севастопольской и Балаклавской бухт // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2010. Вып. 23. С. 198–208. [Stokozov N.A. Morfometricheskie kharakteristiki Sevastopol'skoi i Balaklavskoi bukht // Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa. Sevastopol: EKOSI–Gidrofizika, 2010. Iss. 23. P. 198–208 (in Russian)]
28. Иванов В.А., Белокопытов В.Н. Океанография Черного моря. Севастополь: НАН Украины, Морской гидрофизический институт, 2011. С. 212. [Ivanov V.A., Belokopytov V.N. Okeanografiya Chernogo morja / Sevastopol: NAN Ukrainy, Morskoi gidrofizicheskij institut, 2011, 212 p. (in Russian)].
29. Мильчакова Н.А. Макрофитобентос // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор) / Под ред. В.Н. Еремеева, А.В. Гаевской. Севастополь: НАН Украины, Институт биологии южных морей, 2003. С. 152–208. [Milchakova N.A. Makrofitobentos // Sovremennoye sostoyanie bioraznobraziya pribrezhnykh vod Krima (chernomorskiy sektor) / Eds V.N. Eremeev, A.V. Gaevskaaya. Sevastopol: NAN Ukrainy, Institut biologii yuzhnykh morei, 2003. P. 152–208. (in Russian)]
30. Тихонова Е.А., Соловьёва О.В. Использование макрозообентоса для экологических исследований портовых акваторий (на примере Севастопольской бухты, Черное море) // Ученые записки Крымского федерального университета им. В.И. Вернадского. Сер. “Биология, химия”. 2015. Т. 1(67). № 1. С. 135–144. [Tikhonova E.A., Solov'eva O.V. Ispol'zovanie makrozoobentosa dlya



- ekologicheskikh issledovaniy portovikh akvatorij (na primere Sevastopol'skoi bukhti, Chernoe more) // Uchenie zapiski Krimskogo federal'nogo univ. im. V.I. Vernadskogo. Ser. "Biologiya, khimiya". 2015. V. 1(67). № 1. P. 135–144 (in Russian)]
31. *Tereshchenko N.N.* Levels of activity concentration, migration and dose rates on biota from alpha-radionuclides of plutonium in the Black Sea ecosystem // Diversity in Coastal Marine Sciences: Historical Perspectives and Contemporary Research of Geology, Physics, Chemistry, Biology, and Remote Sensing / Eds Ch.W. Finkl, Ch. Makowski. Coastal Research Library. V. 23, Chapter 16. Netherlands: Springer, 2017. P. 247–273.
  32. *Тимофеева-Ресовская Е.А.* Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов // Тр. Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. 1963. Вып. 30. 77 с. [*Timofeeva-Resovskaya E.A.* Raspreделение radioizotopov po osnovnym komponentam presnovodnykh vodoemov // Trudy Instituta biologii Ural'skogo filiala AN SSSR, 1963. Iss. 30. 77 p. (in Russian)]
  33. Молисмология Черного моря / Отв. ред. Г.Г. Поликарпов. Киев: Наук. думка, 1992. 304 с. [*Molismologiya Chernogo morja* / Ed. G.G. Polikarpov. Kiev: Nauk. dumka, 1992. 304 p. (in Russian)]
  34. *Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н.* Морская динамическая радиохемокология. М.: Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [*Polikarpov G.G., Egorov V.N.* Morskaya dinamicheskaya radiokhemoekologiya. M.: Energoatomizdat, 1986. 176 p. (in Russian)]
  35. *Blaylock B.G., Frank M.I., O'Neal B.R.* Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment // Report ES/ER/TM-78 Oak Ridge Nation. Lab. TN. 1993.10 p.
  36. *Polikarpov G.G.* Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionising radiation in the environment // Radiat. Prot. Dosim. 1998. V. 75. № 1–4. P. 181–185.
  37. *Митропольский А.Ю., Безбородов А.А., Овсяный Е.И.* Геохимия Черного моря. Киев: Наук. думка, 1982. 144 с. [*Mitropol'skij A.Ju., Bezborodov A.A., Ovsjanyj E.I.* Geokhimiya Chernogo morja. Kiev: Nauk. dumka, 1982. 144 p. (in Russian)]
  38. *Sanchez Arthur L., Gastaud J., Noshkin V. et al.* Plutonium oxidation states in the southwestern Black Sea: evidence regarding the origin of the cold intermediate layer // Deep Sea Res. 1991. V. 38. Suppl. 2. P. S845–S853.
  39. Artificial radioactivity of the Black Sea. Reports in Marine Science 59. Paris: UNESCO, 1993. P. 95.
  40. *Buesseler K.O., Livingston H.D.* Natural and man-made radionuclides in the Black Sea // Radionuclides in the Ocean: Inputs and Inventories / Eds P. Guéguéniat, P. Germain, H. Métivier. Cherbourg, France: IPSN, 1996. P. 199–217.
  41. *Терещенко Н.Н.* Влияние трофности морских вод на миграцию и депонирование техногенных радионуклидов плутония // Журн. Сибирского федерального университета. Сер. Биология. 2017. Т. 10. № 1. С. 20–34. [*Tereshchenko N.N.* Vliyanie trofnosti vod na migratsiyu i deponirovanie tekhnogennikh radionuklidov plutoniya // Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta. Ser. Biologiya. 2017. V. 10. № 1. P. 20–34 (in Russian)]
  42. *Радионова Н.В., Мажуга П.М., Домашевская Е.И. и др.* Изменения в гистоструктуре костного скелета у амфибий, обитающих в зоне отчуждения ЧАЭС // Пробл. Чернобыльской зоны отчуждения. 1994. № 1. С. 139–143. [*Radionova N.V., Mazhuga P.M., Domashevskaya E.I., Gorskij B.A., Nekorenok B.G.* Izmeneniya v gistostrukture kostnogo skeleta u amfibij, obitayushchikh v zone otchuzhdeniya ChAES // Problemi Chernobyl'skoi zoni otchuzhdeniya. 1994. № 1. P. 139–143 (in Russian)]
  43. *Рябов И.Н.* Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-ти километровой зоны контроля аварии на Чернобыльской АЭС // Радиобиология. 1992. Т. 32. Вып. 5. С. 662–667. [*Ryabov I.N.* Otsenka vozdeistviya radioaktivnogo zagryazneniya na gidrobiontov 30-ti kilometrovoy zoni kontrolya avarii na Chernobyl'skoi AES // Radiobiologiya. 1992. V. 32. Iss. 5. P. 662–667 (in Russian)]
  44. *Рябов И.Н.* Радиэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Т-во научных изданий КМХ, 2004. 214 с. [*Ryabov I.N.* Radioekologiya rib vodoemov v zone vliyaniya avarii na Chernobyl'skoi AES. M.: T-vo nauchnikh izdaniy KMKh, 2004. 214 p. (in Russian)]
  45. *Поликарпов Г.Г.* Концептуальная модель зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе // Радиэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2008. С. 351–357. [*Polikarpov G.G.* Kontseptual'naya model' zonal'nosti khronicheskogo deistviya moshchnosti doz ioniziruyushchikh izluchenij v prirode // Radiekologicheskij otklik Chernogo morja na Chernobyl'skuuyu avariyyu / Eds G. G. Polikarpov and V. N. Egorov. Sevastopol: EKOSI–Gidrofizika, 2008. P. 351–357 (in Russian)]
  46. *Егоров В.Н.* Нормирование потоков антропогенного загрязнения черноморских регионов по биогеохимическим критериям // Экология моря. 2001. Вып. 57. С. 75–84. [*Egorov V.N.* Normirovanie potokov antropogennogo zagryazneniya chernomorskikh regionov po biogeokhimicheskim kriteriyam // Ekologiya morja. 2001. Iss. 57. P. 75–84 (in Russian)]
  47. *Gulin S.B., Gulina L.V., Sidorov I.G. et al.* <sup>40</sup>K in the Black Sea: A proxy to estimate biogenic sedimentation // J. Environ. Radioact. 2014. V. 134. P. 21–26.

## Complex Approach in Assessment of the Ecological Status of Aquatories

N. N. Tereshchenko<sup>a,#</sup>, V. Yu. Proskurnin<sup>a</sup>, and A. A. Paraskiv<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*A. O. Kovalevsky Institute of Marine Biological Research, Russian Academy of Sciences, Sevastopol, Russia*

<sup>#</sup>*E-mail: ntereshchenko@yandex.ru*

An integrated approach is proposed using biogeochemical and equidosimetric criteria to assess the current and prognostic radioecological status of the studied water areas with respect to man-made radioactive long-lived isotopes  $^{239,240}\text{Pu}$  on the basis of a scheme for carrying out the studies and their result analysis and their application for the purposes of ecological rationing of  $^{239,240}\text{Pu}$  input. The scheme takes into account not only the levels of radionuclide content, but also the influence of biogeochemical processes in this ecosystem on the fate of radionuclides and their physical-chemical properties in both migration and radiation-ecological aspects. On the example of the Black Sea coastal water area, the scheme has been implemented with respect to  $^{239,240}\text{Pu}$ . A comparative assessment of the hydrological, sedimentation and macro-biotic fluxes of  $^{239,240}\text{Pu}$  from the bay waters showed that the leading role in the removal of plutonium from water masses in the ecosystem belongs to the biogeochemical sedimentation flux of plutonium into the bottom sediments (~99%). Based on the calculated ionizing radiation dose commitments by  $^{239,240}\text{Pu}$  radioisotopes to hydrobiota and the conceptual model of chronic action zonality of ionizing irradiations dose rates in the nature of G.G. Polikarpov, an assessment of the ecological influence of dose rate levels from  $^{239,240}\text{Pu}$  to aquatic biota was carried out. The opportunity of mutual transition between biogeochemical and equidosimetric criteria for the use of these parameters in the practice of managing and monitoring of the ecological status of the whole sea or their separate water areas was shown.

**Keywords:** Plutonium radioisotopes  $^{239,240}\text{Pu}$ , migration features, type of biogeochemical behavior, the Black Sea, biogeochemical and equidosimetric criteria, scheme for assessing the ecological condition of aquatic ecosystems