

УДК 504.7:53.084.89

**ПРИМЕНЕНИЕ КОНЦЕПТУАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ЗОНАЛЬНОСТИ
ХРОНИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ МОЩНОСТЕЙ
ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ОБЪЕКТЫ БИОСФЕРЫ**

**Г. Г. ПОЛИКАРПОВА
В ПРИКЛАДНОЙ ГИДРОБИОЛОГИИ***

© 2020 г. **Н. Н. Терещенко**

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация

E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Поступила в редакцию 09.01.2020; после доработки 25.05.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

В работе кратко рассмотрена эволюция подхода к оценке воздействия ионизирующей радиации на живые организмы. На примере черноморских гидробионтов показана возможность применения концептуальной радиохемозкологической модели зональности действия хронического облучения ионизирующих излучений в природе Г. Г. Поликарпова для оценки уровня экологического воздействия ионизирующего излучения от техногенных радиоизотопов на водную биоту. Эта модель может служить в прикладной гидробиологии основой комплексного подхода к оценке экологического состояния водной биоты и его прогноза для широкого диапазона концентраций активности $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде. Подчеркивается необходимость совместного применения биогеохимического и эквидозиметрического показателей поведения радиоизотопов в водоёме. В частности, для прогнозных дозиметрических оценок важно учитывать количественные характеристики концентрирующей способности черноморских гидробионтов и тип биогеохимического поведения радиоэлемента, отражающие особенности биогеохимической миграции плутония в морской экосистеме.

Ключевые слова: оценка экологического состояния водной биоты, Чёрное море, биогеохимическая миграция, перераспределение радиоизотопов $^{239,240}\text{Pu}$, дозовые нагрузки, гидробионты, концептуальная модель Г. Г. Поликарпова

Прикладная гидробиология призвана изучать последствия загрязнения водоёмов техногенными веществами и процессы формирования качества вод как результат влияния абиогенных и биогенных составляющих экосистемы на перераспределение техногенных веществ в водоёмах, а также предлагать научно обоснованные критерии и подходы к оценке экологического состояния гидробионтов. Это необходимо для рационального использования водных систем и управления ими с сохранением экологически приемлемого качества вод, а также для разработки научных основ нормирования поступления техногенных веществ в водоёмы и их отдельные акватории.

Эти вопросы особенно актуальны для Чёрного моря как внутреннего моря, антропогенное влияние на которое велико, в частности в прибрежных районах. С водосборного бассейна Чёрного моря, площадь которого составляет более 2,3 млн км², поступают как биогенные, так и токсические вещества, в том числе техногенные радиоактивные изотопы плутония [13 ; 43 ; 44].

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИвБЮМ, 2019 г.).

К основным источникам поступления $^{239,240}\text{Pu}$ в Чёрное море относятся глобальные радиоактивные выпадения и выбросы после аварии на Чернобыльской атомной электростанции (далее — ЧАЭС) [13 ; 23 ; 44]. В результате функционирования объектов ядерных производств и произошедших аварий уже сформировались высокие уровни концентраций активности антропогенных радиоизотопов в отдельных морских акваториях (Ирландское море, некоторые моря Арктики), а также в пресноводных водоёмах в разных регионах, включая территорию Евразии (на Южном Урале и в Сибири, в 30-километровой зоне вокруг ЧАЭС и др.) [3 ; 8 ; 13 ; 24 ; 25]. В Чёрном море уровни концентраций активности радиоизотопов плутония являются достаточно низкими, однако широкое использование этих изотопов в ядерных технологиях увеличивает вероятность дальнейшего радиоактивного загрязнения плутонием морских акваторий.

Всё это обуславливает необходимость и важность разработки подходов к оценке экологического состояния биоты в водоёмах и отдельных акваториях на основе установленных закономерностей поведения плутония в водных экосистемах. Подобные работы особенно актуальны в пост-чернобыльский период, так как поступившие в Чёрное море техногенные радиоизотопы в низких концентрациях, которые не вызывают негативных изменений в черноморских экосистемах, могут измеряться с помощью физических методов исследования и служить радиотрассерами природных процессов [13]. Это уникальная возможность изучать, не нарушая целостности экосистем, процессы и их количественные характеристики в естественных условиях, в том числе миграцию и перераспределение самих техногенных радиоизотопов в природных черноморских экосистемах. Длительные периоды полураспада $^{239,240}\text{Pu}$ дают основание рассматривать его радиоактивное излучение как составную часть хронического антропогенного фактора, формирующегося в настоящий период из-за техногенной деятельности человека. Полученные результаты позволят не только выполнять оценку текущего экологического состояния акваторий и последствий воздействия хронического облучения, но и прогнозировать их возможное изменение при экстремальном увеличении уровней концентрации активности $^{239,240}\text{Pu}$ в водной среде в случае аварий или других внеплановых либо плановых событий.

Цель нашей работы — рассмотреть кратко эволюцию взглядов на оценку действия ионизирующего излучения на гидробионты и определить уровни воздействия техногенных альфа-излучающих радиоизотопов плутония на основе применения концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений на объекты биосферы Г. Г. Поликарпова (далее — концептуальная модель Г. Г. Поликарпова) как части комплексного подхода при оценке экологического состояния водной биоты в широком диапазоне уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде в отношении долгоживущих радиоизотопов плутония.

Действие радиоактивных веществ на живые организмы в первую очередь обусловлено ионизирующим излучением (далее — ИИ), испускаемым радиоактивным веществом, а именно количеством и качеством энергии, переданной живому объекту от ИИ. Именно поэтому мы остановимся кратко на эволюции представлений в области эквидозиметрии для целей оценки воздействия ИИ на живые организмы.

Представления о дозиметрических критериях оценки экологического воздействия ИИ на биоту претерпели ряд изменений после поступления техногенных радионуклидов в окружающую среду в середине XX века. Изначально развитие эквидозиметрии для биоты опиралось на наработки в радиационной гигиене — радиационной защите человека. В радиобиологии вопрос эквидозиметрии был актуальным с самого начала изучения влияния ИИ на живой организм. Это связано с тем, что ионизирующие излучения, обладая одним общим свойством (ионизировать вещество), бывают разных видов: электромагнитное излучение, заряженные частицы разной массы, нейтральные частицы и др. Они при одном и том же количестве энергии, переданной на единицу массы живого вещества (поглощённая доза, D , $\text{Гр} = \text{Дж} \cdot \text{кг}^{-1}$ [10]), вызывают различные по уровню

поражающие эффекты в живых организмах. Именно поэтому для оценки влияния разных видов ИИ на организм человека в радиационной гигиене ввели понятие эквивалентной дозы (H), в которой через взвешивающий коэффициент излучения (W_R) [10] учтено качество ИИ, т. е. его относительная биологическая эффективность при воздействии на живой организм. Дозовую нагрузку на организм оценивают, в зависимости от вида ИИ, как эквивалентную дозу ($H = W_R \times D$, Зв) или мощность эквивалентной дозы (HR , Зв·день⁻¹ либо Зв·год⁻¹) [10].

Как изначально определяли влияние ионизирующего излучения на биоту? В 1977 г. Международная комиссия по радиационной защите (далее — МКРЗ; International Commission on Radiological Protection, ICRP) приняла концепцию, в которой в центре внимания была защита человека. В ней утверждалось, что если человек будет должным образом защищён, то, вероятнее всего, и другие живые существа будут достаточно защищены [35]. Между тем практика радиобиологических исследований не подтверждала эту точку зрения. Нередко встречаются ситуации полного отсутствия людей в весьма загрязнённой среде, где радиочувствительные представители биоты могут испытывать повреждающее и поражающее действие радиации. Всё зависит от интенсивности взаимодействия организма со средой (например, гидробионтов с водной средой) и от ряда других факторов и условий. Люди, в отличие от биоты, могут активно защищать себя от действия ИИ различными способами. Среди них — применение простейших, но эффективных средств: ношение спецодежды, защита органов дыхания и зрения, использование транспортных средств для передвижения, приём разного рода радиопротекторов, регулирование времени пребывания в зоне радиоактивного загрязнения и т. д. В результате дозообразование происходит не одинаково для людей и представителей биоты. Последние получают во многих случаях более высокие дозы ионизирующего излучения, а люди — более низкие, не опасные. Кроме того, только люди способны регулировать и активно уменьшать поглощённые дозы с помощью специальных контрмер (профилактика и лечение, ускорение выведения радионуклидов из организма, потребление привозной пищи и воды, применение специальных технологий и т. п.). Таким образом, биота в тех же условиях подвергается более интенсивному воздействию, чем человек. Согласно обобщению результатов исследований в зоне аварии на Южном Урале в 1957 г. [1], местное население получило дозы в 10–100 раз меньше, чем дикие позвоночные животные и высшие растения. В зоне возле ЧАЭС разница составляла 30–120 раз [15].

Г. Г. Поликарпов ещё в период работы в Международной лаборатории морской радиоактивности Международного агентства по атомной энергии (далее — МАГАТЭ; International Atomic Energy Agency, IAEA) в Монако (1975–1979) активно изучил вопрос оценки экологического воздействия ИИ на водные организмы. Уже в 1977 г. в Италии на XX конгрессе, посвящённом защите от радиации, он выступил с докладом, в котором впервые изложил созданную им концептуальную модель зональности хронического действия мощностей доз ИИ на водные организмы на основании обобщения результатов своих исследований и мировых литературных данных по воздействию хронического облучения на биоту [39]. Отмечая сложность унифицированной оценки эффектов воздействия ИИ на водную биоту в связи с разными видами излучения и с различной радиочувствительностью отдельных видов, онтогенетических стадий одного и того же организма и его разных тканей, а также с другими особенностями [33], Г. Г. Поликарпов предложил разделить весь диапазон мощностей доз на отдельные зоны — согласно эффектам (уровень воздействия), которые они вызывают у живых организмов [39] (табл. 1). В этой редакции модели шкала мощности дозы представлена в радах в год (рад·год⁻¹).

Было выделено 5 зон с нижней границей последней (зоны очевидного воздействия) порядка 400 рад·год⁻¹ (4 Гр·год⁻¹) (см. табл. 1). Внимание акцентировали на малой изученности и на необходимости более широкого исследования радиочувствительности водных организмов для их адекватной охраны от воздействия ИИ.

Таблица 1. Зоны биологического действия на гидробионты хронического облучения ионизирующего излучения в первой редакции концептуальной модели Г. Г. Поликарпова согласно [39]

Table 1. Zones of biological effect of ionizing radiation chronic irradiation in the first edition of the G. G. Polikarpov conceptual model according to [39]

№ зоны	Название зоны (уровень биологического воздействия)	Мощность дозы (рад·год ⁻¹) — верхняя граница зоны
I	Неопределённости	4×10^{-3}
II	Радиационного благополучия	4×10^{-1}
III	Физиологической маскировки	5×10^0
IV	Экологической маскировки	4×10^2
V	Очевидного воздействия	4×10^3

С 1990-х гг. представление о том, что для достаточной защиты биоты необходимы экологические критерии, начинает приобретать статус официального. В 1991 г. концепция МКРЗ была дополнена утверждением, что в условиях, когда человек защищён в достаточной степени, отдельные виды могут подвергаться губительному действию радиации [36]. В соответствии с рекомендациями МАГАТЭ и МКРЗ [32 ; 34 ; 49], для гидробионтов был принят предел безопасной мощности дозы, равный $0,01 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ (округлённо до целых единиц — $4 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$); его превышение ведёт к негативным последствиям для популяций биоты. Учёные-радиоэкологи начали использовать понятия эквивалентной дозы и мощности эквивалентной дозы и в отношении биоты, применяя в качестве единиц Гр или Зв [11 ; 13 ; 28 ; 45]. Показательно, что радиологические условия водной среды водоёма, которые формируют мощность дозы $0,00001 \text{ Зв} \cdot \text{год}^{-1}$ для популяции людей, использующих воду как питьевую, создают в том же водоёме мощность дозы $0,03 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$ для тюленей [6], т. е. в этом случае мощность дозы для тюленей в 3000 раз больше, чем для людей. При изучении мощности дозы от ^{14}C , коэффициент накопления которого равен 50 000 для пресноводных рыб [48], мощность дозы внутреннего облучения тюленей за счёт питания рыбой может быть оценена в $7,5 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$. Мощности дозы, которые даже на порядок меньше, чем эта (десятые доли $\text{Гр} \cdot \text{год}^{-1}$), невозможно рассматривать как безопасные для млекопитающих [6]. Данные показали следующее: когда каждый человек из определённой местности получает допустимые мощности доз ИИ из питьевой воды, радиочувствительная водная биота оказывается в то же время незащищённой и получает небезопасные мощности доз ИИ из того же водоёма.

Таким образом, результаты радиобиологических исследований послужили основой перехода от изучения проблем радиационной защиты биоты в рамках антропоцентрического подхода (в нём приоритетной задачей в сфере охраны природы считали защиту человека и рассматривали его как наиболее радиочувствительный и уязвимый вид) к экоцентрическому подходу. Он базируется на экоэтическом мировоззрении и на результатах экологических исследований. Этот подход побуждает каждого человека и всё общество осознать, что человек как биологический вид родился и развивается как часть целостной экосистемы (от локальной экосистемы до биосферы как глобальной экосистемы) и что его судьба всецело зависит от её здоровья и сохранности [13 ; 37]. Именно поэтому во главу угла ставят защиту и сохранение экосистемы (все виды живых организмов), а человек как разумный вид несёт ответственность за сохранение жизни на планете, обеспечение безопасного развития и сбережение биоразнообразия в водных и наземных экосистемах [1 ; 2 ; 13 ; 34 ; 37]. Важно и то, что человека не рассматривают как самый радиочувствительный и наиболее уязвимый вид: учитывают научные данные о радиочувствительности всех видов и об особенностях дозообразования в отношении биоты [1 ; 2 ; 13 ; 16 ; 41 ; 42 ; 49 и др.]. С экоэтическим подходом перекликается биосферный, где биоту и человека рассматривают как элементы биосферы, для сохранения которой необходима единая система оценок, обеспечивающая

безопасность человека и обитателей водных экосистем [7]. В рекомендациях МКРЗ 2007 г. уже не только содержатся предложения по защите человека, но и рассматриваются «подходы, разработанные для создания принципов доказательства достаточной защищённости окружающей среды» [14]. В разделе 8, посвящённом защите окружающей среды, сказано: «Необходима разработка более понятной, научно обоснованной единой концепции для оценки соотношений между облучением и дозой, между дозой и эффектом, а также последствиями таких эффектов для видов живой природы, отличных от человека». Требуется обширные исследования, чтобы можно было «сформировать прагматические рекомендации в этой сфере» [14].

Для оценки радиационной опасности ИИ для биоты Г. Г. Поликарпов, основываясь на экцентрическом подходе, эквидозиметрических представлениях и обобщении многолетних радиобиологических и радиоэкологических исследований, развил ранее предложенную модель [11 ; 13 ; 41 ; 42] и сформулировал в современном виде концептуальную модель зональности хронического действия мощностей доз ИИ в природе — на все уровни организации живого от клетки до биологических сообществ и в целом биосферы (рис. 1) [11 ; 13]. Эта модель послужила основой эквидозиметрического анализа экологического состояния биоты в отношении $^{239,240}\text{Pu}$ в комплексном подходе к оценке экологического состояния гидробионтов [19 ; 20], где в качестве величины дозовой нагрузки использована мощность эквивалентной дозы ($\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$) [11 ; 13]. Применение мощности эквивалентной дозы важно при анализе уровней экологического воздействия ИИ от тех его видов, для которых $W_R > 1$. Для альфа-частиц, испускаемых $^{239,240}\text{Pu}$, в радиационной гигиене $W_R = 20$ [10]. В нашей работе использовано значение $W_R = 20$ для гидробионтов, поскольку в современный период нет иного обоснованного принятого единого значения W_R для альфа-излучения в отношении биоты, хотя различная относительная биологическая эффективность для разных видов ИИ наблюдается и у животных. Кроме того, большинство данных для установления W_R в радиационной защите человека получено в исследованиях на животных [33]. В обзоре по данному вопросу [31] исследователи не пришли к окончательному обоснованному решению, хотя рекомендовали применение среднего значения $W_R = 5$ для популяций биоты и указали, что диапазоны изменений W_R составляют 1–10 и 1–20 для детерминированных и стохастических эффектов в популяциях соответственно. В использованных для анализа работах значение W_R варьировало в более широком диапазоне: по публикациям 1966–1995 гг. — от 37 до 150; по материалам 1991–2003 гг. — от 1 до 50 [31]. Об отсутствии принятого обоснованного значения W_R в отношении биоты сказано и в работе МКРЗ № 108, посвящённой защите окружающей среды от ИИ [33]. В публикациях МКРЗ № 103 и 108 [14 ; 33] отмечено, что в данной ситуации для биоты в отношении альфа-излучения применяют значение $W_R = 20$, как и в радиационной защите человека. Между тем эквивалентные дозы для биоты выражаются в Гр (единицы поглощённой дозы), а мощность эквивалентной дозы — в $\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$ или $\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$ [14 ; 33]. В данной работе мощность эквивалентной дозы для биоты получена путём умножения поглощённой дозы на $W_R = 20$ и представлена в $\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$.

В современный период развиваются несколько подходов к экологическому нормированию и оценке экологического состояния биоты в водных и наземных экосистемах. Применяют разнообразные методы исследования и обобщения. Часто для этих целей используют биоиндикацию и биотестирование, а также математические модели; изучают процессы миграции и аккумуляции техногенных веществ; исследуют эффекты воздействия на организмы на разных уровнях организации биоты — от генетического до биоценотического. Неотъемлемой частью являются разработка подходов к оценке дозовых нагрузок на биоту и использование эквидозиметрии [3 ; 7 ; 9 ; 26 ; 27 ; 31 ; 42 и др.]. Всё более широкое значение в международном масштабе принимает экосистемный подход в выработке путей оценки влияния ИИ на биоту [13 ; 29 ; 30 ; 33 ; 38 ; 40 ; 41]. Ведётся разработка концепции использования как референтных представителей биоты, так и диапазона

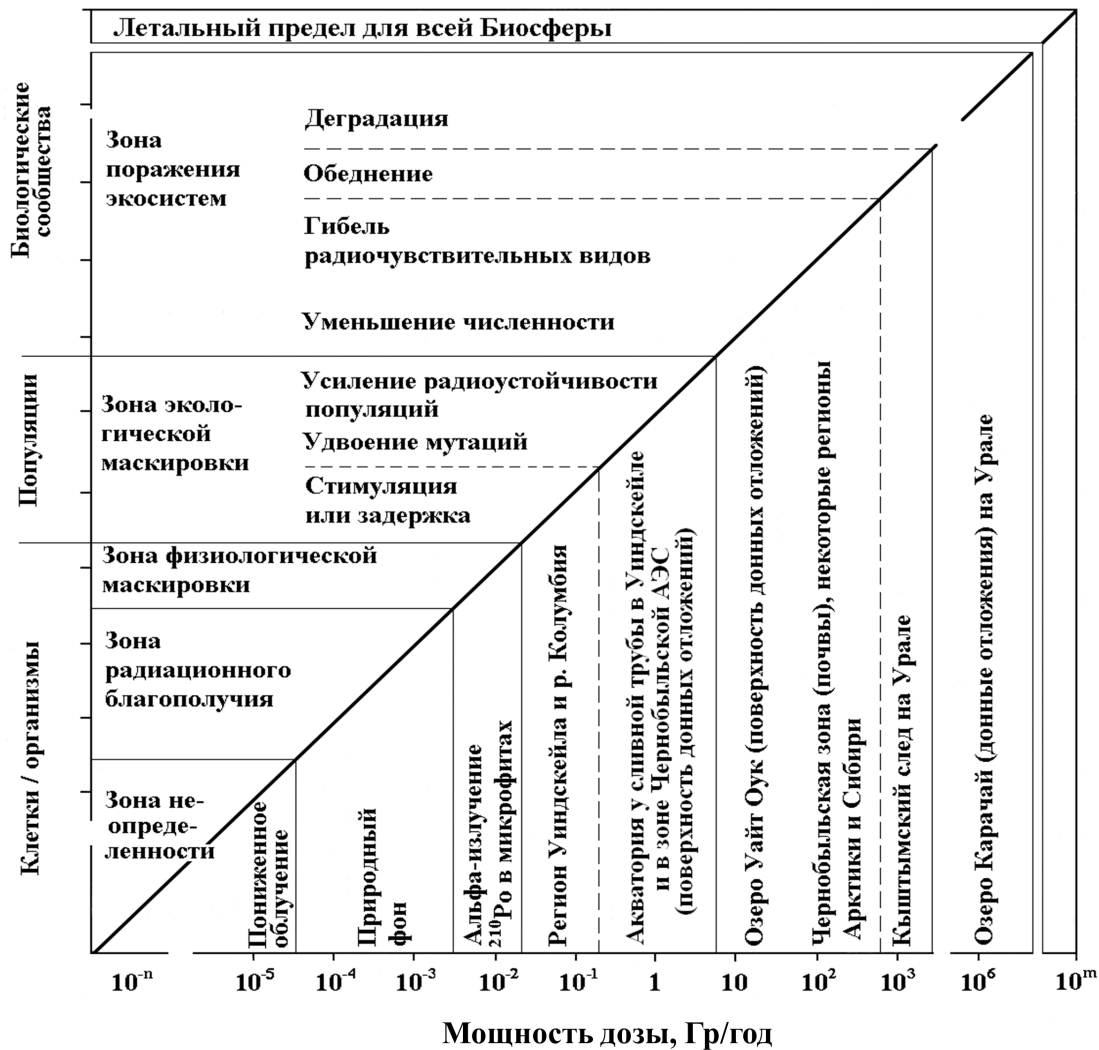


Рис. 1. Соответствие диапазонов мощностей доз ионизирующего излучения и уровней биологического воздействия при хроническом облучении в концептуальной модели Г. Г. Поликарпова с примерами состояния существующих загрязнённых водных биотопов в зависимости от уровня мощности дозы [11 ; 13]

Fig. 1. Correspondence of ionizing radiation dose rate ranges and biological effect levels under chronic irradiation in the G. G. Polikarpov conceptual model with examples of the state of existing contaminated aquatic biotopes, depending on dose rate level [11 ; 13]

принятых референтных (контрольных) уровней мощностей доз — DCRL (derived consideration reference levels) в отношении представителей разных таксономических групп водной и наземной биоты [33]. При этом DCRL рассматривают как зону дозовых нагрузок, в пределах которой вероятны стохастические эффекты и которая разделяет зону фоновых диапазонов мощностей доз и зону детерминированных эффектов. Согласно имевшимся на время анализа проблемы данным (2008), для 12 выделенных референтных представителей животных и растений зона DCRL составляла, по предварительным оценкам, $0,1\text{--}100\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ [33]. Именно поэтому принятая Г. Г. Поликарповым мощность эквивалентной дозы $10\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ ($4\text{ Гр}\cdot\text{год}^{-1}$) в качестве нижней границы зоны поражения экосистем (в соответствии с ранее сформулированными предложениями международных организаций [32 ; 34 ; 49]) остаётся актуальной и на сегодня, а для её уточнения и пересмотра требуются дальнейшие исследования [33]. На это указывал и Г. Г. Поликарпов, обращая внимание, в частности, на ранние стадии развития гидробионтов, которые нередко более радиочувствительны, чем взрослые особи [13].

При рассмотрении экосистемного подхода в радиационной защите биоты внимание фокусируют, как правило, на аспектах оценки доз и на их эффектах. С другой стороны, подчёркивают важность учёта многообразия структуры и функций экосистем, мест их расположения, а также выбора референтных животных и растений, что, несомненно, необходимо и существенно и представляет собой сложную задачу [12 ; 14 ; 29 ; 30 ; 33 ; 34 ; 38 ; 40 ; 49]. В то же время внимание не фокусируют на роли биогеохимических процессов в экосистеме и биогеохимического типа поведения радиоизотопа в ней, определяющего основные пути перераспределения радиоизотопа в водоёме. Между тем это существенные составляющие, принимающие участие в формировании дозовых нагрузок на биоту в водных экосистемах [4 ; 9 ; 13 ; 16 ; 17 ; 21 ; 22 ; 24 ; 46]. Одна из задач наших работ — привлечение внимания к учёту миграционного аспекта при оценке экологического состояния экосистемы в отношении воздействия ионизирующих излучений, источником которых являются поступившие в неё антропогенные радиоизотопы. В дополнение к уже достигнутым результатам в этой области нами был предложен комплексный подход к оценке экологического состояния морских акваторий в отношении долгоживущих радионуклидов на примере $^{239+240}\text{Pu}$ [19 ; 20].

В основе комплексного подхода лежит следующее положение: как видно из приведённых примеров, разные живые организмы, пребывая в одной и той же водной среде, могут испытывать различные дозовые нагрузки. Именно поэтому в подходе сочетаются оценки состояния водной среды и представителей разных групп гидробионтов посредством взаимного дополнения биогеохимического [5 ; 16 ; 17 ; 18 ; 19 ; 20 ; 21 ; 46] и эквидозиметрического [13 ; 15 ; 19 ; 20 ; 40 ; 41] аспектов пребывания радиоизотопов в водной экосистеме (рис. 2). Биогеохимический подход подразумевает учёт реальных количественных показателей влияния характеристик и процессов функционирования самой экосистемы и её компонентов, а также физико-химических свойств самого загрязнителя на перераспределение его в водоёме и, следовательно, на формирование его концентрации в воде.

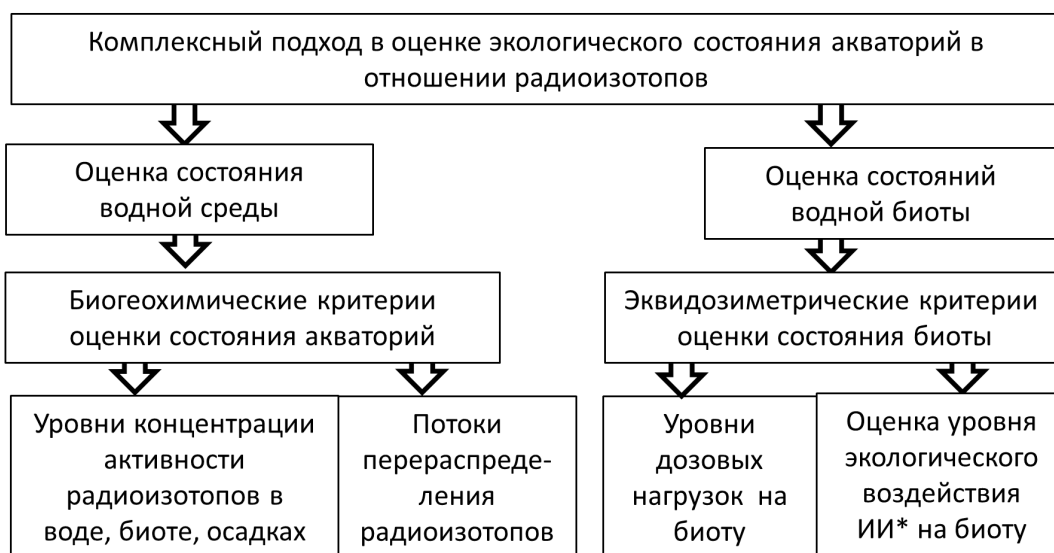


Рис. 2. Блок-схема комплексного подхода к оценке экологического состояния акваторий (ИИ* — ионизирующее излучение)

Fig. 2. Flowchart of the complex approach to assessing ecological state of water areas (ИИ* is ionizing radiation)

Основными биогеохимическими показателями служат концентрация активности радиоизотопа в воде и соотношение потоков его поступления и элиминации. Это соотношение формирует в воде величину концентрации активности радиоизотопа, и она не должна превышать допустимую концентрацию активности радиоизотопа в воде и биоте (рис. 3). Следовательно, для оценки экологического состояния биоты в водоёме необходимо знать допустимую концентрацию ($C_{\text{допустимая}}$, см. рис. 3) в воде, превышение которой приводит к негативным последствиям для популяций гидробионтов, и выбрать способ определения уровня экологического воздействия ИИ от данного уровня радиоизотопов в воде на биоту водоёма. Решить эти вопросы позволяет сочетание биогеохимического и эквидозиметрического аспектов пребывания радиоизотопов в морской экосистеме в рамках комплексного подхода к оценке экологического состояния гидробионтов, которое тесно связано с миграционными процессами и включает оценку воздействия разных концентраций техногенных веществ на биоту водных экосистем.

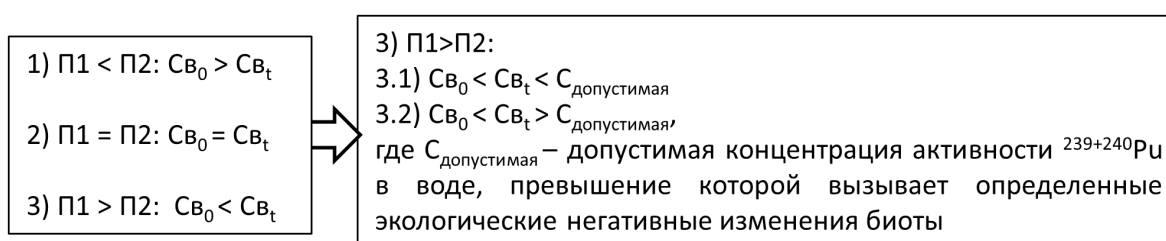


Рис. 3. Блок-схема формирования разных уровней содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в воде при различном соотношении $P1$ и $P2$; $P1$ — поток поступления радиоизотопа; $P2$ — поток элиминации радиоизотопа из водной среды ($\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$ или $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут}^{-1}$); C_{V_0} — концентрация активности радиоизотопа в воде в начальный момент времени (фоновая), C_{V_t} — в момент времени t ($\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$)

Fig. 3. Flowchart of formation of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration levels in water at different ratios of $P1$ and $P2$; $P1$ is radioisotope input flux; $P2$ is radioisotope removal flux from water environment ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ or $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$); C_{V_0} is radioisotope activity concentration in water at the initial moment of time (background), C_{V_t} – at time t ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

Определение биогеохимических показателей основано на изучении миграционного аспекта радиоэкологии плутония в Чёрном море — поведения радиоизотопов в природной экосистеме. Он включает выявление типа биогеохимического поведения радионуклида, определение уровней его содержания в компонентах экосистемы, оценку потоков поступления и элиминации радиоизотопов из водной среды, выявление ведущих механизмов этих процессов [19 ; 20 ; 21]. В результате проведённых многолетних наблюдений в Чёрном море в постчернобыльский период были определены количественные характеристики перераспределения радиоизотопов плутония в акваториях [13 ; 16 ; 17 ; 18 ; 46 ; 47], которые позволили установить педотропный тип поведения $^{239,240}\text{Pu}$ в Чёрном море. На основе этих данных выявлено, что седиментационный поток плутония с взвешенным веществом в донные отложения служит основным потоком выноса его из толщи вод [5 ; 16 ; 19 ; 47]. Были также определены коэффициенты накопления (K_H) $^{239,240}\text{Pu}$ представителями биоты разных таксономических групп гидробионтов, необходимые для расчёта мощностей доз хронического внутреннего облучения биоты ИИ от $^{239,240}\text{Pu}$ [13 ; 15 ; 17 ; 46]. Значения K_H , наряду с уровнем концентраций активности радиоизотопов в водной среде, типом биогеохимического поведения радионуклида в водоёме и качеством ИИ, играют важную роль в формировании уровня мощности дозы хронического облучения в гидробионтах [17 ; 18 ; 19].

В качестве эквидозиметрического критерия оценки воздействия ИИ на черноморскую биоту использовали мощность эквивалентной дозы ИИ. В дальнейшем определяли уровень её экологического воздействия посредством сравнительного эквидозиметрического анализа данных

по мощностям доз с применением концептуальной модели Г. Г. Поликарпова [13 ; 40 ; 41]. Сравнительный анализ экологического состояния в черноморских акваториях и в стоячих водоёмах 30-км зоны ЧАЭС в отношении радиоизотопов после аварии на этой атомной электростанции по уровням экологического воздействия на биоту представлен на рис. 4. При современных уровнях концентрации активности $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах черноморских экосистем мощности доз, сформированные от их ИИ, не оказывают негативного воздействия на биоту в Чёрном море. Согласно зональности действия ионизирующих излучений, уровни их экологического воздействия не превышают влияния, характерного для зоны радиационного благополучия. Дозовые нагрузки от $^{239,240}\text{Pu}$ для моллюсков и от суммы $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs и ^{90}Sr для разных групп гидробионтов в 30-км зоне ЧАЭС превысили фоновые уровни воздействия. Согласно концептуальной модели Г. Г. Поликарпова, эти уровни воздействия относятся к зонам физиологической и экологической маскировки и достигают нижней границы зоны поражения экосистем.

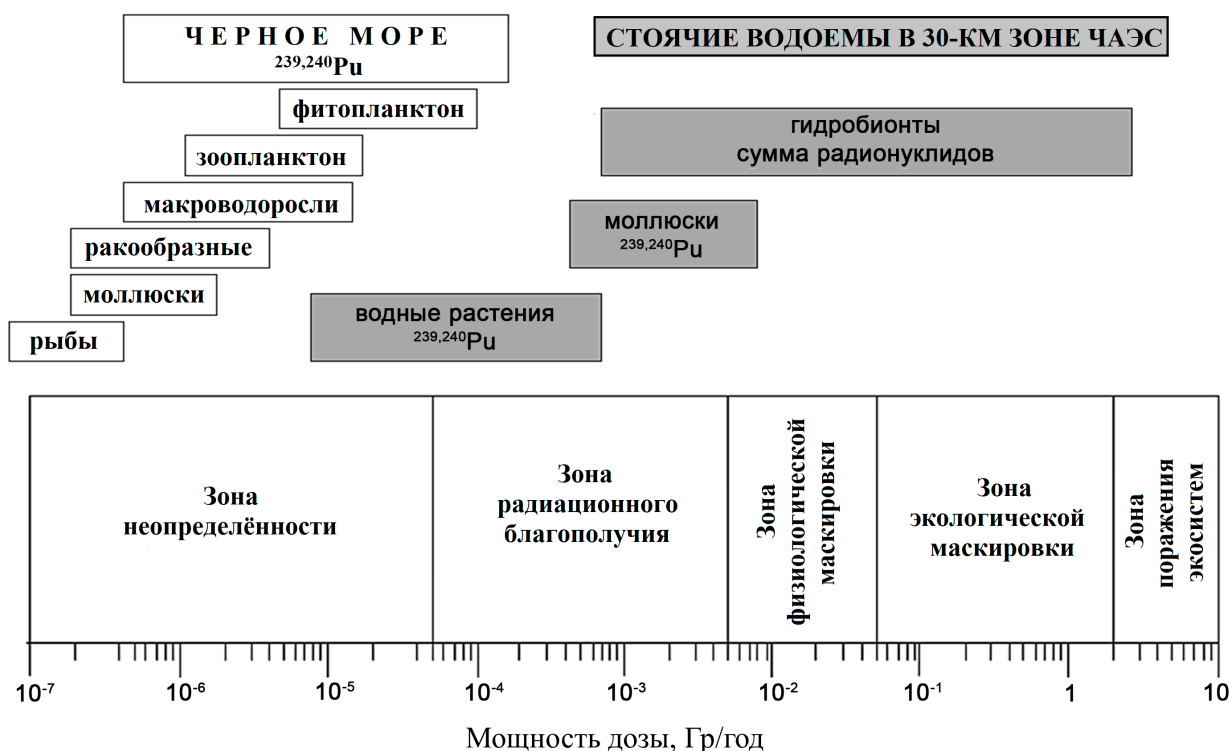


Рис. 4. Оценка уровней биологического воздействия ионизирующего излучения от радиоизотопов плутония, а также от суммы основных антропогенных дозообразующих радионуклидов (стронция, цезия и плутония) в постчернобыльский период

Fig. 4. Assessment of biological effect levels of ionizing radiation of plutonium radioisotopes, as well as of a sum of the main man-made dose-forming radionuclides (strontium, cesium, and plutonium) in the post-Chernobyl period

Расчёт дозовых нагрузок для черноморских гидробионтов в широком диапазоне возможных уровней концентрации активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде выполняли согласно известным подходам [13 ; 15 ; 28], с учётом $W_R = 20$ для альфа-частиц $^{239,240}\text{Pu}$. Результаты расчёта мощности эквивалентной дозы представлены в табл. 2. Они отражают связь между концентрацией активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и мощностью дозы, а следовательно, и уровнем биологического воздействия ИИ на представителей разных групп гидробионтов.

Таблица 2. Дозовые нагрузки (HR — мощность эквивалентной дозы) при разных концентрациях активности $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде (C_B) и коэффициентах накопления в отношении $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_H \text{ Pu}$); $4 \text{ Гр}\cdot\text{год}^{-1}$ (предел мощности дозы, рекомендованный МАГАТЭ и МКРЗ, превышение которого ведёт к негативным изменениям в популяциях биоты) — граница между зоной экологической маскировки и зоной поражения экосистем (подчёркнут в таблице) [32 ; 34 ; 42 ; 49]

Table 2. Dose commitments (HR is equivalent dose rate) at different levels of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in seawater ($C_B \text{ Pu}$) and concentration factor in regard to $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_H \text{ Pu}$); $4 \text{ Gy}\cdot\text{year}^{-1}$ (IAEA and ICRP recommended dose rate limit, exceeding of which leads to negative changes in biota populations) is the boundary of Ecological Masking Zone and Damage to Ecosystems Zone (underlined in the Table) [32 ; 34 ; 42 ; 49]

Группы гидробионтов	HR в гидробионтах при разных C_B и K_H $^{239+240}\text{Pu}$, $\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$						
	$C_B \text{ Pu}$, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	0,000001	0,08	0,8	8	16	80
Фитопланктон	$1\cdot 10^5$	$1\cdot 10^{-4}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$4\cdot 10^1$	$4\cdot 10^2$	$8\cdot 10^2$	$16\cdot 10^3$
Макроводоросли	$5\cdot 10^4$	$1\cdot 10^{-5}$	$4\cdot 10^{-1}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$4\cdot 10^1$	$8\cdot 10^1$	$16\cdot 10^2$
Зоопланктон	$1\cdot 10^3$	$1\cdot 10^{-6}$	$4\cdot 10^{-2}$	$4\cdot 10^{-1}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$8\cdot 10^0$	$16\cdot 10^1$
Моллюски	$5\cdot 10^2$	$5\cdot 10^{-7}$	$2\cdot 10^{-2}$	$2\cdot 10^{-1}$	$2\cdot 10^0$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$8\cdot 10^1$
Рыбы	$1\cdot 10^2$	$3\cdot 10^{-8}$	$1\cdot 10^{-3}$	$1\cdot 10^{-2}$	$1\cdot 10^{-1}$	$2\cdot 10^{-1}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>

Эти данные также иллюстрируют связь между биогеохимическим и эквидозиметрическим показателями оценки состояния водной среды и гидробионтов. Как видно из табл. 2, при одном и том же состоянии водной среды в отношении уровней содержания $^{239,240}\text{Pu}$ уровень воздействия ИИ радиоизотопов на разные группы гидробионтов отличается, что в значительной степени определяется аккумуляционной способностью гидробионтов в отношении плутония. Несомненно то, что онтогенетические и радиобиологические состояния организмов могут модифицировать нижнюю границу зоны поражения экосистем; она будет уточнена по мере накопления знаний в этой области.

На основании обобщения результатов проведённых исследований была составлена общая схема (рис. 5) комплексного подхода к оценке экологического состояния акваторий в отношении ИИ от долгоживущих радиоизотопов [18 ; 19]. В данном подходе учитываются конкретные биогеохимические характеристики изучаемой экосистемы, прежде всего биогеохимические седиментационные потоки, аккумуляционную способность компонент экосистемы, гидрологический режим акватории. Важную роль играют и свойства рассматриваемого загрязнителя — тип биогеохимического поведения радионуклида, его физико-химические и радиологические характеристики. Использование этих показателей даёт возможность более точно оценивать способность поверхностных вод фотического слоя к самоочищению (в конкретной экосистеме в отношении рассматриваемого загрязнителя). Применяя комплексный подход, можно выполнять экспресс-оценки текущего или ожидаемого уровня экологического влияния загрязнителя, а также рассчитывать потоки поступления радиоизотопов, при которых они формируются, и время достижения контрольных концентраций. Кроме того, в рамках комплексного подхода рекомендовано использовать для регулирования потоки радионуклидов в акваторию водоёма, не допуская достижения критических уровней загрязнения и предотвращая негативное воздействие на биоту.

Важно, на наш взгляд, и то, что предлагаемая схема-алгоритм нацеливает мониторинговые или экспертные исследования не только на изучение уровней загрязнения в компонентах водной экосистемы, но и на выявление основных закономерностей поведения радионуклида в ней. Ключевое значение приобретают определение типа биогеохимического поведения радионуклида и изучение количественных характеристик биогеохимических процессов в экосистеме с использованием радионуклидов не только как предмета, но и как метода исследования, т. е. в качестве



Рис. 5. Схема оценки экологического состояния биоты (уровни ожидаемого экологического воздействия) в черноморских акваториях по биогеохимическим и эквидозиметрическим критериям для широкого диапазона концентраций активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде; П1 — поток поступления $^{239,240}\text{Pu}$; П2 — поток выноса $^{239,240}\text{Pu}$; C_B — концентрация активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде; C_{B_0} — фоновый уровень C_B в воде; $C_{B_{\text{допустимая}}}$ — уровень концентрации активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде, превышение которого вызывает негативные изменения в популяциях гидробионтов

Fig. 5. Scheme for assessing biota ecological state (levels of expected ecological effect) in Black Sea water areas according to biogeochemical and equidosimetric criteria for a wide range of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in water; П1 – $^{239,240}\text{Pu}$ input flux; П2 – $^{239,240}\text{Pu}$ removal flux; C_B – $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in water; C_{B_0} – background level of C_B in water; $C_{B_{\text{допустимая}}}$ – $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration level in water, exceeding of which causes negative changes in hydrobionts populations

радиотрассеров. Такую схему-алгоритм можно применять для принятия решений по осуществлению контрмер, необходимых для обследованного водоёма в случае радиационных аварий и инцидентов, и для прогнозирования изменений экологического состояния биоты.

Таким образом, результаты изучения ведущих процессов, определяющих перераспределение техногенных радиоизотопов $^{239,240}\text{Pu}$ в Чёрном море, и учёт их количественных характеристик, выявленные основные биогеохимические особенности поведения $^{239+240}\text{Pu}$ в море, уровни аккумуляционной способности гидробионтов и полученные дозовые нагрузки на водные организмы позволили показать применимость концептуальной модели Г. Г. Поликарпова как заключительного звена схемы-алгоритма текущих и прогнозных оценок экологического состояния биоты в отношении долгоживущих радионуклидов в водных экосистемах в широком диапазоне концентраций активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде водоёма или отдельно взятой его акватории.

Акцентируется внимание на важности для прогнозных дозиметрических оценок учёта биогеохимических показателей, в частности K_H , количественно характеризующих аккумуляционную способность черноморских гидробионтов и тип биогеохимического поведения радиоизотопов в водоёме, а также отражающих особенности биогеохимической миграции плутония в нём.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по темам «Молекулярно-биологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2) и «Суперпозиция физических, химических и биологических процессов в формировании качества морской среды и функционального состояния гидробионтов в Азово-Черноморском бассейне» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020790154-2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Алексахин Р. М., Фесенко С. В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и эоцентрический принципы // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44, № 1. С. 93–103. [Alexakhin R. M., Fesenko S. V. Radiation protection of the environment: anthropocentric and ecocentric principles. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2004, vol. 44, no. 1, pp. 93–103. (in Russ.)]
2. Брешиньяк Ф., Поликарпов Г. Г., Отон Д., Хантер Г., Алексахин Р., Жу Ю., Хилтон Дж., Странд П. Охрана окружающей среды в 21-м веке: радиационная защита биосферы, включая человечество (заявление Международного союза радиоэкологии) // *Морской экологический журнал*. 2003. Т. 2, № 2. С. 102–105. [Bréchignac F., Polikarpov G., Oughton D. H., Hunter G., Alexakhin R., Zhu Y. G., Hilton J., Strand P. Protection of the environment in the 21st century: Radiation protection of the biosphere including humankind (Statement of the International Union of Radioecology). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2003, vol. 2, no. 2, pp. 102–105. (in Russ.)]
3. Гудков Д. И., Кузьменко М. И., Шевцова Н. Л., Дзюбенко О. В., Мардаревич М. Г. Нарушение в биосистемах при интенсивном радионуклидном загрязнении водоёмов // *Техногенные радионуклиды в пресноводных экосистемах* / ред. В. Д. Романенко. Киев : Наукова думка, 2010. С. 195–233. [Gudkov D. I., Kuz'menko M. I., Shevtsova N. L., Dzyubenko O. V., Mardarevich M. G. Narushenie v biosistemakh pri intensivnom radionuklidnom zagryaznenii vodoevov. In: *Tekhnogennye radionuklidy v presnovodnykh ekosistemakh* / V. D. Romanenko (Ed.). Kiev : Naukova dumka, 2010, pp. 195–233. (in Russ.)]
4. Егоров В. Н., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Мирзоева Н. Ю., Терещенко Н. Н., Лазоренко Г. Е., Малахова Л. В., Плотицына О. В., Малахова Т. В., Проскурнин В. Ю., Сидоров И. Г., Гулина Л. В., Стецюк А. П., Марченко Ю. Г. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Чёрном море в отношении загрязняющих веществ // *Морской экологический журнал*. 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., Malakhova 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 formation of critical zones concerning to pollutants in the Black Sea. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2013, vol. 12, no. 4, pp. 5–26. (in Russ.)]
5. Зайцев Ю. П. *Введение в экологию Чёрного моря*. Одесса : Эвен, 2006. 224 с. [Zaitsev Yu. P. *Vvedenie v ekologiyu Chernogo morya*. Odessa : Even, 2006, 224 p. (in Russ.)]
6. Казаков С. В. Принципы оценки радиоэкологического состояния водных объектов // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44, № 6. С. 694–704. [Kazakov S. V. The principles of radiological quality assessment of water resources. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2004, vol. 44, no. 6, pp. 694–704. (in Russ.)]
7. Казаков С. В., Уткин С. С. *Подходы и принципы радиационной защиты водных объектов* / ред. И. И. Линге ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. Москва : Наука, 2008. 318 с. [Kazakov S. V., Utkin S. S. *Podkhody i printsipy radiatsionnoi zashchity vodnykh ob'ektov* (in Russ.)]

- / I. I. Linge (Ed.) ; In-t problem bezopasnogo razvitiya atomnoi energetiki RAN. Moscow : Nauka, 2008, 318 p. (in Russ.)]
8. *Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры* / ред. Л. А. Ильин, В. А. Губанов. Москва : ИздАТ, 2001. 752 с. [*Krupnye radiatsionnye avarii: posledstviya i zashchitnye mery* / L. A. Il'in, V. A. Gubanov (Eds). Moscow : IzdAT, 2001, 752 p. (in Russ.)]
 9. 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. [Kryshev A. I. *Dinamicheskoe modelirovaniye perenosa radionuklidov v gidrobiotsenozakh i otsenka posledstviy radioaktivnogo zagryazneniya dlya bioty i cheloveka* : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk : VNIISKHRAE, 2008, 50 p. (in Russ.)]
 10. НРБ-99/2009. *Нормы радиационной безопасности. Санитарные правила и нормативы: СанПиН 2.6.1.2523-09* / Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 07.07.2009 № 47. 87 с. [NRB-99/2009. *Normy radiatsionnoi bezopasnosti. Sanitarnye pravila i normativy: SanPiN 2.6.1.2523-09* / Postanovlenie Glavnogo gosudarstvennogo sanitarnogo vracha RF ot 07.07.2009 no. 47. 87 p. (in Russ.)]
 11. Поликарпов Г. Г. Радиационная защита биосферы, включая *Homo sapiens*: выбор принципов и поиски решения // *Морской экологический журнал*. 2006. Т. 5, № 1. С. 16–34. [Polikarpov G. G. Radiation protection of biosphere, including *Homo sapiens*: Principles selection and search for solution. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 5, no. 1, pp. 16–34. (in Russ.)]
 12. *Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту* / под общ. ред. И. И. Линге, И. И. Крышева. Москва : ООО «Сам Полиграфист», 2015. 265 с. [*Prakticheskie rekomendatsii po voprosam otsenki radiatsionnogo vozdeistviya na cheloveka i biotu* / I. I. Linge, I. I. Kryshev (Eds). Moscow : ООО "Sam Poligrafist", 2015, 265 p. (in Russ.)]
 13. *Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию* / ред. Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. 667 с. [*Radioecological Response of the Black Sea to the Chernobyl Accident* / G. G. Polikarpov, V. N. Egorov (Eds). Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2008, 667 p. (in Russ.)]
 14. *Рекомендации 2007 года Международной комиссии по радиационной защите* : пер. с англ. / под общ. ред. М. Ф. Киселева, Н. К. Шандалы. Москва : Изд-во ООО ПКФ «Алана», 2009. 344 с. (Труды М[Международной] К[комиссии] [по] Р[радиационной] З[защите] ; публ. 103). [*The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection* : transl. from Engl. Moscow : Izd-vo ООО PKF "Alana", 2009, 344 p. (Annals of I[International] C[Commission] [on] R[Radiological] P[rotection] ; Publ. 103). (in Russ.)]
 15. Романов Г. Н., Спиринов Д. А. Действие ионизирующих излучений на живую природу при уровнях, превышающих современные стандарты радиационной безопасности // *Доклады АН СССР*. 1991. Т. 318, № 1. С. 248–251. [Romanov G. N., Spirin D. A. Deistvie ioniziruyushchikh izluchenii na zhivuyu prirodu pri urovnyakh, prevyshayushchikh sovremennye standarty radiatsionnoi bezopasnosti. *Doklady AN SSSR*, 1991, vol. 318, no. 1, pp. 248–251. (in Russ.)]
 16. Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г. Радиоэкологическая ситуация в Чёрном море в отношении радиоизотопов ^{238,239,240}Pu после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоёмами вне и в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС // *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин*. Нижневартовск : ООО «Алстер», 2007. Вып. 10. С. 12–29. [Tereshchenko N. N., Polikarpov G. G. Radioekologicheskaya situatsiya v Chernom more v otnoshenii radioizotopov ^{238,239,240}Pu posle Chernobyl'skoi avarii po sravneniyu s nekotorymi drugimi vodoemami vne i v predelakh 30-km zony Chernobyl'skoi AES. In: *Problemy radioekologii i pogranychnykh distsiplin*. Nizhnevarтовsk : ООО "Alster", 2007, iss. 10, pp. 12–29. (in Russ.)]
 17. Терещенко Н. Н. Ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в черноморских экосистемах // *Наукові праці: науково-методичний журнал. Техногенна безпека*. 2011. Т. 169, № 157. С. 63–70. [Tereshchenko N. N. Vedushchaya rol' donnykh

- otlozhenii v pereraspredelenii plutoniya v chernomorskikh ekosistemakh. *Naukovi pratsi: naukovo-metodychnyi zhurnal. Tekhnohenna bezpeka*, 2011, vol. 169, no. 157, pp. 63–70. (in Russ.)]
18. Терещенко Н. Н. Плутоний в гидробионтах Чёрного моря // *Наукові праці: науково-методичний журнал. Техногенна безпека*. 2013. Т. 210, № 198. С. 52–60. [Tereshchenko N. N. Plutonii v gidrobiontakh Chernogo morya. *Naukovi pratsi: naukovo-metodychnyi zhurnal. Tekhnohenna bezpeka*, 2013, vol. 210, iss. 198, pp. 52–60. (in Russ.)]
 19. Терещенко Н. Н. Радиоэкология техногенных альфа-излучающих радиоизотопов плутония в Чёрном море // *Крым – эколого-экономический регион. Пространство ноосферного развития* : материалы I Междунар. экол. форума в Крыму, 2017 г. / ред. В. А. Иванов, Е. И. Игнатов, И. С. Кусов, Н. Н. Миленко, Е. В. Ясенева, Е. А. Котельянец. Севастополь : Филиал МГУ имени М. В. Ломоносова в г. Севастополе, 2017. С. 245–248. [Tereshchenko N. N. Radioekologiya tekhnogennykh al'fa-izluchayushchikh radioizotopov plutoniya v Chernom more. In: *Krym – ekologo-ekonomicheskii region. Prostranstvo noosfernogo razvitiya* : materialy I Mezhdunar. ekol. foruma v Krymu, 2017 g. / V. A. Ivanov, E. I. Ignatov, I. S. Kusov, N. N. Milenko, E. V. Yaseneva, E. A. Kotel'yanets (Eds). Sevastopol : Filial MGU imeni M. V. Lomonosova v g. Sevastopole, 2017, pp. 245–248. (in Russ.)]
 20. Терещенко Н. Н. Комплексная оценка экологического состояния акваторий в отношении техногенных радионуклидов плутония // *Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2019* : сб. статей по материалам междунар. науч.-практ. конф., 23–26 сентября 2019 г. / ред. Л. И. Лукина, Н. В. Лямина. Севастополь : СевГУ, 2019. С. 1601–1605. [Tereshchenko N. N. Kompleksnaya otsenka ekologicheskogo sostoyaniya akvatorii v otnoshenii tekhnogennykh radionuklidov plutoniya. In: *Ekologicheskaya, promyshlennaya i energeticheskaya bezopasnost' – 2019* : sb. statei po materialam mezhdunar. nauch.-prakt. konf., 23–26 Sept. 2019 / L. I. Lukina, N. V. Lyamina (Eds). Sevastopol : SevGU, 2019, pp. 1601–1605. (in Russ.)]
 21. Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Параскив А. А. Комплексный подход в оценке экологического состояния акваторий // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2019. Т. 59, № 6. С. 621–636. [Tereshchenko N. N., Proskurnin V. Yu., Paraskiv A. A. Complex approach in assessment of the ecological status of aquatories. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2019, vol. 59, no. 6, pp. 621–636. (in Russ.)]. <http://doi.org/10.1134/s0869803119060122>
 22. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоёмов. Свердловск : УФАН СССР, 1963. 78 с. (Труды / Ин-т биологии Уральского филиала АН СССР ; вып. 30). [Timofeeva-Resovskaya E. A. *Raspredelenie radioizotopov po osnovnym komponentam presnovodnykh vodoev*. Sverdlovsk : UFAN SSSR, 1963, 78 p. (Trudy / In-t biologii Ural'skogo filiala AN SSSR ; iss. 30). (in Russ.)]
 23. *Трансурановые элементы в окружающей среде* / под ред. У. С. Хэнсона ; сокр. пер. с англ. Г. Н. Романова ; под ред. Р. М. Алексахина. Москва : Энергоатомиздат, 1985. 344 с. [Transuranic Elements in the Environment / W. C. Hanson (Ed.) ; shortened transl. from Engl. ; R. M. Aleksakhin (Ed.). Moscow : Energoatomizdat, 1985, 344 p. (in Russ.)]
 24. Трапезников А. В. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пресноводных экосистемах. Екатеринбург : АкадемНаука, 2010. 510 с. [Trapeznikov A. V. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$ v presnovodnykh ekosistemakh. Ekaterinburg : AkademNauka, 2010, 510 p. (in Russ.)]
 25. Тряпицына Г. А., Пряхин Е. А. Адаптационные реакции эритропоза у рыб при хроническом радиационном воздействии // *Возможности адаптации к малым дозам радиации* / ред. А. В. Аклеев. Санкт-Петербург : СпецЛит, 2019. С. 63–81. [Tryapitsina G. A., Pryanin E. A. Adaptatsionnye reaktsii eritropoeza u ryb pri khronicheskom radiatsionnom vozdeistvii. In: *Vozmozhnosti adaptatsii k malym dozam radiatsii* / A. V. Akleev (Ed.). Saint Petersburg : SpetsLit, 2019, pp. 63–81. (in Russ.)]
 26. 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. *Biologicheskii kontrol' radiatsionno-khimicheskogo vozdeistviya na okruzhayushchuyu sredu i ekologicheskoe normirovanie ioniziruyushchikh izluchenii* : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk : VNIISKhRAE, 2011, 44 p. (in Russ.)]
27. Цыцугина В. Г. Эквидозиметрический подход к оценке действия радиоактивного и химического загрязнения на природные популяции гидробионтов // *Доповіди НАН України*. 2002. № 3. С. 204–208. [Tsytugina V. G. The equidosimetric approach to comparing the action of radioactive and chemical pollutions on natural populations of hydrobionts. *Dopovidi NAN Ukrainy*, 2002, no. 3, pp. 204–208. (in Russ.)]
28. 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*. Oak Ridge, 1993, 10 p. (Report ES/ER/TM-78).
29. Bradshaw C., Kapustka L., Barnthouse L., Brown J., Ciffroy Ph., Forbes V., Geras'kin S., Kautsky U., Brechignac F. Using an Ecosystem Approach to complement protection schemes based on organism-level endpoints. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014, vol. 136, pp. 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.05.017>
30. Brechignac F., Oughton D., Mays C., Barnthouse L., Beasley J. C., Bonisoli-Alquati A., Bradshaw C., Brown J., Dray S., Geras'kin S., Glenn T., Higley K., Ishida K., Kapustka L., Kautsky U., Kuhne W., Lynch M., Mappes T., Mihok S., Møller A. P., Mothersill C., Mousseau T. A., Otaki J., Pryakhin E., Rhodes O. E. Jr., Salbu B., Strand P., Tsukada H. Addressing ecological effects of radiation on populations and ecosystems to improve protection of the environment against radiation: Agreed statements from a Consensus Symposium. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, vol. 158–159, pp. 21–29. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.03.021>
31. Chambers D. B., Osborne R. V., Garva A. L. Choosing an alpha radiation weighting factor for doses to non-human biota. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006, vol. 87, iss. 1, pp. 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.10.009>
32. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*. Vienna : IAEA, 1992, 74 p. (IAEA Technical Report, series no. 332).
33. Environmental protection: The concept and use of reference animals and plants. *Annals of ICRP*, 2008, vol. 38, no. 4–6, pp. 1–242.
34. *Ethical Considerations in Protecting the Environment From the Effects of Ionizing Radiation* : A report for discussion. Vienna : IAEA, 2002, 30 p. (IAEA-TECDOC-1270).
35. International Commission on Radiological Protection. Recommendations ICRP. Publication 26. *Annals of the ICRP*, 1977, vol. 1, iss. 3, pp. 1–53.
36. International Commission on Radiological Protection. Recommendations ICRP. Publication 60. *Annals of the ICRP*, 1991, vol. 21, no. 1–3, pp. 1–201.
37. Kinne O. Ethics and eco-ethics. *Marine Ecology Progress Series*, 1997, vol. 153, pp. 1–3.
38. Mothersilla C., Abend M., Bréchnac F., Coplestone D., Geras'kin S., Goodman J., Horemans N., Jeggo P., McBride W., Mousseau T. A., O'Hare A., Papinen Rao V. L., Powathil G., Schofield P. N., Seymour C., Sutcliff J., Austin B. The tubercular badger and the uncertain curve: The need for a multiple stressor approach in environmental radiation protection. *Environmental Research*, 2019, vol. 168, pp. 130–140. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.031>
39. Polikarpov G. G. Effects of ionizing radiation upon aquatic organisms (chronic irradiation). In: *Atti della Giornata sul Tema "Alcuni Aspetti di Radioecologia"* : XX Congresso Nazionale, Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni, Bologna, Italy, 26–28 Oct. 1977. Parma Poligrafici, 1978, pp. 25–46.
40. Polikarpov G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment. *Radiation Protection Dosimetry*, 1998, vol. 75, iss. 1–4, pp. 181–185. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a032225>
41. Polikarpov G. G. Effects of nuclear and non-nuclear pollutants on marine ecosystems. In: *Marine Pollution* : proc. symp., 6–9 Oct. 1998, Monaco. Vienna : IAEA, 1999, pp. 38–43. (IAEA-TECDOC-1094).
42. Polikarpov G. G., Zaitsev Yu. P., Fuma S. Equidosimetry of deleterious factors at the level of populations and communities of aquatic organisms. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2004, vol. 3, no. 1, pp. 5–14.

43. Polikarpov G. G., Zaitsev Yu. P., Zats V. I., Radchenko L. A. Pollution of the Black Sea (levels and sources). In: *Ecological problems and economic prospects* : proc. of the Black Sea symp., 16–18 Sept. 1991, Istanbul (Turkey). Istanbul : Black Sea Foundation, 1991, pp. 15–42.
44. *Radioecology After Chernobyl: Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides* / F. Warner, R. M. Harrison (Eds). New York City : Chichester, 1993, 400 p.
45. Strålberg E., Varskog A. Th. S., Raum A., Varskog P. *Naturally Occurring Radionuclides in Marine Environment – An Overview of Current Knowledge With Emphasis the North Sea Area* : Report ND/E–19/03 to the Project of the Research Council of Norway's Programme “Long-term impact of discharges to sea from the petroleum industry” (Proof) / P. Varskog (Ed.). Kjeller : Norse Decom AS, 2003, 57 p.
46. Tereshchenko N. N., Gulin S. B., Proskurnin V. Yu. Distribution and migration of $^{239+240}\text{Pu}$ in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period. *Journal of Environment Radioactivity*, 2018, vol. 188, pp. 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.10.002>
47. Tereshchenko N. N., Mirzoyeva N. Yu., Gulin S. B., Milchakova N. A. Contemporary radioecological state of the north-western Black Sea and the problems of environment conservation. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 81, iss. 1, pp. 7–23. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.003>
48. UNSCEAR. *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects*. New York City : UN, 1982, 773 p.
49. Valentin J. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species : ICRP publication 91. *Annals of the ICRP*, 2003, no. 33, iss. 3, pp. 201–266.

**APPLICATION OF THE G. G. POLIKARPOV CONCEPTUAL MODEL
OF CHRONIC ACTION ZONALITY OF IONIZING IRRADIATION DOSE RATES
TO BIOSPHERE OBJECTS
IN APPLIED HYDROBIOLOGY***

N. N. Tereshchenko

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Evolution of the approach to assessing ionizing radiation effects on living organisms is briefly discussed in this paper. Using the example of Black Sea hydrobionts, possibility of applying the G. G. Polikarpov conceptual radiochemoecological model of chronic action zonality of ionizing irradiation dose rates in nature to assess ecological exposure of technogenic radioisotopes ionizing radiation on aquatic biota was shown. In applied hydrobiology, this model can serve as the basis for a complex approach in assessing aquatic biota ecological state and its prediction for a wide range of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in seawater. The necessity of combined use of biogeochemical and equidosimetric indicators of radionuclide behavior in a water area is emphasized. In particular, for predictive dosimetric assessments, it is important to take into account quantitative characteristics of accumulative ability of Black Sea hydrobionts and a type of radioelement biogeochemical behavior, reflecting peculiarities of plutonium biogeochemical migration in a marine ecosystem.

Keywords: assessment of aquatic biota ecological state, Black Sea, biogeochemical migration, redistribution of $^{239,240}\text{Pu}$ radioisotopes, dose commitments, hydrobionts, G. G. Polikarpov conceptual model

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).