



УДК: 539.16:551.46.09:543.31(262.5)

Н. Н. Терещенко, к.б.н., в.н.с., **Г. Е. Лазоренко**, д.б.н., в.н.с., **Н. Ю. Мирзоева**, к.б.н., зав.лаб.,
В. Н. Егоров, акад. НАНУ, г.н.с., **О. В. Плотыцина** вед. инж.

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского, Севастополь, Россия

РАДИОХЕМОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ БУХТЫ КАЗАЧЬЯ (ЧЁРНОЕ МОРЕ) В ОТНОШЕНИИ ТОКСИЧНЫХ МЕТАЛЛОВ Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ И ^{210}Po

Проведена оценка радиохемоэкологического состояния бухты Казачья в отношении металлов-загрязнителей химической (ртуть) и радиоактивной природы (техногенных ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ и естественного радиоизотопа ^{210}Po) на основе анализа результатов мониторинговых исследований концентраций этих токсикантов в биотических и абиотических компонентах экосистемы бухты Казачья. Установлены критические звенья в экосистеме бухты с самыми высокими уровнями накопления для каждого металла. Рассчитаны дозовые нагрузки от радионуклидов ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{210}Po в индикаторных видах гидробионтов и в соответствии с концептуальной моделью зональности Поликарпова Г. Г. оценены уровни экологического воздействия радиоактивных загрязнителей на биотические составляющие экосистемы бухты. Радиохемоэкологическое состояние бухты Казачья не вызывает опасений в отношении ртути, и техногенных радионуклидов стронция и плутония. Доминирующий вклад в формирование дозовых нагрузок для черноморских гидробионтов в бухте Казачья вносил естественный радионуклид ^{210}Po , а доля техногенных радионуклидов (^{90}Sr и $^{238,239,240}\text{Pu}$) составляла не более 0.3 %.

Ключевые слова: Чёрное море, Казачья бухта, Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{210}Po , вода, донные отложения, гидробионты, дозовые нагрузки, уровни экологического воздействия.

Бухта Казачья по гидрохимическим показателям воды и экологическим характеристикам относится к условно чистым акваториям [6, 10]. В то же время было отмечено изменение санитарных и химических параметров в бухте в результате антропогенного влияния [10, 16]. Поэтому проблема качества вод в ней продолжает оставаться актуальной в связи с её рекреационной значимостью и расположением в ней океанариума, который может функционировать при обязательной минимизации загрязнения среды обитания дельфинов.

И хотя в бухте не обозначены постоянно-действующие выпуски сточных неочищенных вод, там расположены два аварийных выпуска [6], а также на её побережье находятся отдельные объекты, которые могут вносить свой вклад в загрязнение акватории. В связи с этим важно проводить мониторинговые исследования уровней гидрохимических показателей, содержания биогенных элементов [6] и токсических загрязняющих веществ [8, 14, 16] в биотических и абиотических компонентах экосистемы бухты, в частности – металлов, которые относятся к группам химических или радиоактивных

поллютантов. В условиях небольшой, полузамкнутой акватории бухты вопросы изучения загрязнения компонентов её экосистемы техногенными токсикантами (^{90}Sr и $^{238,239,240}\text{Pu}$) или токсикантами природного происхождения, но поток которых в природные экосистемы усиливается антропогенной деятельностью (Hg и ^{210}Po), приобретают особо важное значение, так как действие гидрологического фактора в таких акваториях недостаточно для их быстрой очистки [2]. Поэтому использование ресурсов бухты и прибрежных территорий должно сопровождаться мониторинговыми наблюдениями за показателями уровней её загрязнения. Комплексные подходы и сравнительный анализ, применяемые в радиохемоэкологических исследованиях водных систем, позволяют оценить состояние отдельных акваторий или водоёма в целом на основании определения ожидаемых уровней экологического воздействия антропогенных факторов и особенностей перераспределения токсикантов между биотическими и абиотическими компонентами биогеоценозов [14, 18, 25, 27].

К числу наиболее опасных химических загрязнителей водных экосистем относится ртуть (Hg), которая прочно занимает одно из первых мест в ряду токсичности тяжёлых металлов. Её токсичность связана также с устойчивостью соединений ртути в морской среде и накоплением этого металла в донных отложениях и гидробионтах [5].

Чернобыльская авария 1986 г. привела к значительному поступлению радиоактивных металлов в Чёрное море, включая прибрежные районы Севастополя и бухту Казачья [14]. В настоящий период среди радиоактивных элементов реакторного происхождения к числу основных техногенных дозообразующих радионуклидов относятся бета-излучающий радионуклид стронций-90 (^{90}Sr) и альфа-излучающие изотопы плутония ($^{238,239,240}\text{Pu}$), которые представляют наиболее значимый радиологический техногенный фактор в современных условиях [14, 28]. Радиологическое значение радионуклида определяется его биогеохимическим поведением в экосистеме и радиологическими характеристиками [13, 14, 25]. На радиологическую значимость любого радионуклида влияют тип и энергия излучения, испускаемого при его радиоактивном распаде, период полураспада радионуклида и аккумуляционная способность гидробионтов в отношении данного радиоактивного загрязнителя [13, 14, 25]. Эти параметры, наряду с концентрацией радиоактивных веществ в среде, определяют величины дозовых нагрузок для гидробионтов от ионизирующего излучения радионуклидов. Радионуклиды каждого элемента в зависимости от их физико-химических свойств имеют свои характерные особенности радиохимического поведения в морских экосистемах и влияния на морскую биоту. Если для ^{90}Sr определяющими параметрами формирования величины дозовых нагрузок на гидробионты служат энергия излучения и уровни содержания радионуклида в окружающей среде, то для радионуклидов плутония ведущую роль играют тип излучения и высокая аккумуляционная способность морских гидробионтов в отношении этих радионуклидов [14, 18, 25].

В природных условиях основным дозообразующим естественным радионуклидом в морских экосистемах служит полоний-210 (^{210}Po), замыкающий распад радиоактивного ряда $^{238}\text{U} - ^{226}\text{Ra}$ [22, 25]. Согласно предложению академика Г. Г. Поликарпова [14] ^{210}Po может быть использован в качестве природного радиоактивного нормирующего

фактора для гидробионтов. Сравнение уровней дозовых нагрузок от природного ^{210}Po и перечисленных выше техногенных радионуклидов в компонентах экосистем позволяет оценить степень экологической значимости создаваемых техногенными радионуклидами доз на примере репрезентативных видов гидробионтов. В условиях промышленной добычи нефти и газа на морском дне, а также поступления в морскую среду промышленных вод от химических предприятий по переработке и обогащению урановых руд, редкоземельных элементов и фосфорных соединений, происходит увеличение антропогенного потока ^{210}Po в морские экосистемы. В связи с этим он может рассматриваться как критическое звено радиологического фактора, усиление которого в современных условиях происходит за счёт техногенной деятельности человека. Поэтому дозовые нагрузки для гидробионтов, формируемые ^{210}Po , как основным дозообразующим альфа-радионуклидом, требуют постоянного мониторинга в морских экосистемах.

Цель настоящей работы – определение уровней загрязнения компонентов экосистемы бухты Казачья металлами разной природы и происхождения, включая ртуть и радионуклиды ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{210}Po , их сравнение с таковыми в других севастопольских бухтах; оценка дозовых нагрузок от этих радионуклидов в индикаторных видах гидробионтов и сравнительный анализ концентрационных и дозовых показателей химического и ядерного загрязнения для определения уровней экологического воздействия на биоту и характеристики радиохимического состояния бухты.

Материал и методы. Исследования выполнены в бухте Казачья, которая находится в западной части Гераклеийского п-ова в Севастопольском морском районе в 15 км от центральной части города. Она образует вместе с Камышовой Двойную бухту и расположена в западной части последней между м. Манганари и м. Западный (рис. 1). Протяжённость бухты 3 км, максимальная ширина – 1.13 км, глубина при входе в бухту – 17 м, у её вершины – 2 м [6]. Содержание ртути и радионуклидов техногенного и природного происхождения определяли в поверхностной воде, донных отложениях и гидробионтах из бухты Казачья. Отбор проб донных отложений осуществляли геологическими трубками или дночерпателем «Океан-25». Для определения содержания ртути и радионуклидов использовали поверхностный слой донных осадков 0 – 5 см.

Пробы воды отбирали на станции 1 (ст. 1 на рис. 1а) с 1989 по 2013 гг. До октября 2002 г. ртуть определяли в воде и донных отложениях, взятых только в указанной точке (ст. 1), расположенной в западной части вблизи входа в бухту Казачья. После указанного периода времени исследование проб на содержание в них ртути проводили также во внутренней части акватории. Более детальный отбор проб воды и донных отложений для оценки экологического состояния бухты в отношении ртути был выполнен впервые в октябре 2002 г. на 16 станциях (рис. 1б) [8].

Исследованные гидробионты были представлены макрофитами: морская трава – зостера *Zostera marina* L., зеленая водоросль – ульва *Ulva rigida* C. Agardh, красная водоросль – церамиум *Ceramium virgatum* Roth, а также бурые многоклеточные водоросли: падина *Padina pavonia* (L.) Thivy in W.R. Taylor и цистозира *Cystoseira crinita* Duby. Изучали, кроме того, двустворчатых моллюсков мидий *Mytilus galloprovincialis* Lam. и два вида рыб:

мерланг (пикша) *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann) и морской окунь (смарид) *Spicara smaris* (L., 1758).

В донных отложениях и гидробионтах определяли общую ртуть общепринятыми методами [20], а в поверхностной воде – растворенную и взвешенную формы ртути. Формы ртути разделяли путем ее фильтрации через нуклеопоровые фильтры с диаметром пор 0.4 – 0.6 мкм. Измерение Hg проводили методом непламенной атомно- абсорбционной спектроскопии (метод холодного пара) [20], используя анализатор ртути “Юлия-2” с чувствительностью 1 нг Hg на аликвоту. Относительная погрешность результатов измерений не превышала 15 %. Концентрация ртути в воде представлена в нг Hg /л, в донных отложениях и биоте – в нг Hg /г сырой массы вещества.

До 2011 г. измерения ртути проводили под руководством и при непосредственном участии С. К. Костовой [5, 8].

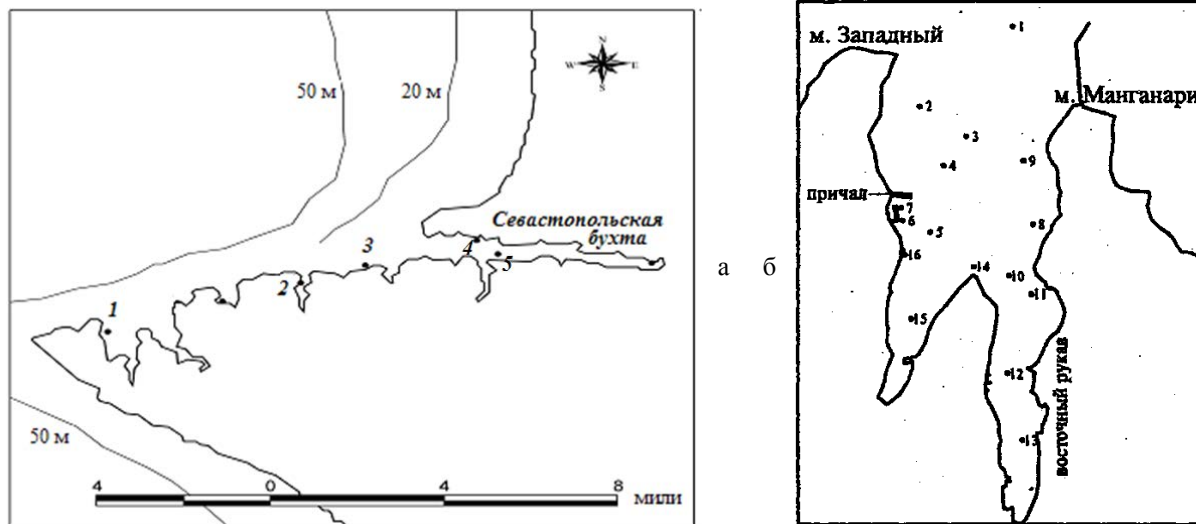


Рис. 1 Схема расположения станций отбора проб в севастопольских бухтах: а) 1 – бухта Казачья; 2 – бухта Стрелецкая; 3 – бухта Карантинная; 4 – 5 – бухта Севастопольская [14]; б) в бухте Казачья в 2002 г. [8]
 Fig. 1 Scheme of location of the sampling sites in the sevastopol bays: а) 1 – the Kazachja Bay; 2 – the Streletskaia Bay; 3 – the Karantinnaya Bay; the Sevastopolskaya Bay [14]; б) in the Kazachja Bay in 2002 [8]

Отбор проб воды, донных отложений и гидробионтов для определения в них ^{90}Sr выполнен в 1986 – 2010 гг., $^{238,239,240}\text{Pu}$ – в 2000 – 2007-м и ^{210}Po – в 1998 – 2007 гг. Пробы поверхностной воды и донных отложений отбирали в точке 1 (рис. 1а). Более подробное изучение содержания ^{210}Po в донных отложениях бухты было выполнено на 16 станциях (рис. 1б) в октябре 2002 г. [14].

Индикаторными видами для определения в них радионуклидов были: бурая водоросль цистозира *C. crinita*, мидии *M. galloprovincialis* и наиболее массовый вид черноморских придонных рыб в этом районе – мерланг *M. merlangus euxinus*. ^{90}Sr был также определен в травяном крабе *Carcinus maenas* (L.), каменном крабе *Eriphia verrucosa* (Förskel, 1775)

и в пиленгасе *Liza haematocheilus* (Jemmik & Schlegel).

Радиохимический анализ содержания ^{90}Sr в исследуемых пробах выполнен в соответствии с современными методиками [14]. Активность ^{90}Sr в пробах измеряли по черенковскому излучению его дочернего изотопа ^{90}Y на низкофоновом жидкостном сцинтилляционном счётчике (LSC) LKB “Quantulus 1220”.

При выделении $^{238,239,240}\text{Pu}$ из природных образцов осуществляли их предварительную термическую и химическую обработку, затем хроматографическую очистку и разделение с помощью ионообменных смол с последующим соосаждением с фторидом лантана для получения тонкослойных препаратов [14]. Оценку химического выхода изотопов плутония проводили с помощью радиоактивного изотопа ^{242}Pu .

Метод определения ^{210}Po в пробах окружающей среды основан на его радиохимическом выделении. Для оценки количественного выхода химического анализа использовали радиоактивный трассер ^{208}Po . Спонтанное осаждение изотопов полония на диски из серебряной фольги проводили при $80 - 85^\circ\text{C}$ для получения тонкослойных препаратов [14]. Величина химического выхода ^{210}Po составляла $70 - 90\%$. Измерение тонкослойных альфа-препаратов как для $^{238,239,240}\text{Pu}$, так и для ^{210}Po проводили на альфа-спектрометре “EG&G ORTEC OСТÊTÊ PC”. Радиохимические методики, применяемые для определения изучавшихся радионуклидов, прошли успешную интеркалибрацию в МАГАТЭ и РИСОЕ Национальной Лаборатории (Дания) [14]. Относительная погрешность полученных результатов определения радионуклидов не превышала 20% . Концентрации ^{90}Sr , ^{210}Po и $^{238,239,240}\text{Pu}$ в пробах воды даны в Бк/м³, донных отложениях – Бк/кг сухой массы, гидробионтах – Бк/кг сырой массы вещества.

Для сравнительной характеристики загрязнённости бухты Казачья использованы результаты изучения химического и радиоактивного загрязнения бухт Стрелецкая, Севастопольская и Карантинная (рис. 1а) [3, 5, 7, 8, 10, 14, 17].

В индикаторных видах гидробионтов из бухты Казачья дозовые нагрузки, формируемые излучением ^{210}Po , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$, рассчитывали общепринятыми методами, в которых учитываются их физические характеристики и аккумуляционная способность гидробионтов. Расчет мощностей поглощенных и эквивалентных доз выполнен нами в

соответствии с известными алгоритмами и критериями [13, 14, 21].

Одним из широко используемых подходов оценки ожидаемого экологического влияния токсиканта на экосистему служит количественное определение концентрации данного тяжелого металла в гидробионтах или их отдельных тестируемых органах, а также в абиотических компонентах водных экосистем и сравнение их с нормативными показателями, регламентирующими содержание этого элемента в природных объектах. Для ртути, как правило, используют предельно допустимую концентрацию – ПДК или кларк ртути в литосфере, морской среде или живом веществе [1, 4]. Для радионуклидов используют наряду с нормативными концентрационными показателями [12] также дозовые характеристики [14, 18, 25]. Как известно, степень опасности поражающего радиационного воздействия от наблюдаемого уровня доз хронического облучения для гидробионтов оценивают путём сопоставления сформированных доз с верхним пределом дозовой нагрузки, рекомендованным Международным агентством по атомной энергии (МАГАТЭ), ниже которого регистрируемое отрицательное воздействие на популяции водных организмов ещё не проявляется [25]. Другой подход заключается в их сравнении с уровнем дозовых нагрузок, создаваемых природным ^{210}Po , в морской биоте [14]. Для дифференциации уровней экологического воздействия в широком диапазоне дозовых нагрузок любого радионуклида используется радиохемозкологическая концептуальная модель зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений, предложенная Г. Г. Поликарповым [14, 27].

Результаты и обсуждение. Бухта Казачья, пространственно удалённая от основных промышленных объектов города, считалась наиболее чистой и служила фоновой морской акваторией для других бухт Севастополя [5, 6, 8, 9]. Это не исключает поступления в её акваторию химических и радиоактивных загрязнителей с атмосферными осадками, поверхностными водами, аварийными сбросами сточных вод и в результате деятельности немногочисленных техногенных объектов, расположенных на её побережье. Хемозкологический мониторинг включал изучение уровней содержания ртути в компонентах экосистемы бухты [5, 8].

В морской среде ртуть довольно быстро сорбируется на взвешенном веществе и в процессе седиментации, оседая на дно, особенно в шельфовой зоне, загрязняет донные осадки и бентосные сообщества. Поэтому уровень загрязнения донных осадков и бентосных организмов ртутью представляет особый интерес наряду с концентрацией этого металла в морской воде. Результаты мониторинговых наблюдений концентрации ртути в бухте Казачья на ст. 1 (рис. 1а) в 1989 – 2013 гг. в морской поверхностной воде, донных отложениях и мидиях *M. galloprovincialis* отражают тенденции изменения уровней содержания Hg в последние десятилетия (табл. 1).

Табл. 1 Средняя концентрация ртути в морской поверхностной воде, донных отложениях, мидиях бухты Казачья на ст. 1 (рис. 1а) в 1989 – 2013 гг.

Table 1 The average mercury concentration in the surface sea water, bottom sediments and mussels of the Kazachja Bay at st. 1 (fig. 1a) in 1989 – 2013

Время отбора проб, годы	Концентрация ртути в объектах исследования:		
	вода, нг Hg /л	донные отложения, нг Hg /г сырой массы	мидии, нг Hg /г сырой массы
1989	30	90	30
1990	35	80	75
1991	15	75	17
1992	11	31	12
1999	23	35	-
2002	-	20	-
2005	5	-	-
2013	11	-	-

Как видно из полученных данных, с начала 1990-х годов в течение десятилетия наблюдали уменьшение концентрации ртути во всех изучаемых компонентах экосистемы, что вероятно было связано с общим промышленным спадом в стране в эти годы, что привело к уменьшению загрязнения морских акваторий, как уже отмечено многими исследованиями [4]. Такая картина для загрязнения ртутью закономерна, так как она поступает в шельфовые районы моря не только с поверхностным стоком

и сбросными водами, но и воздушным путём, как от природных, так и от антропогенных источников, выпадая на поверхность моря с атмосферными осадками [4].

Более детальную картину загрязнения бухты Казачья ртутью представляют результаты исследований 2002-го года [8]. В пробах воды во время крупномасштабной съёмки на 16 станциях (табл. 2) преобладала взвешенная форма ртути, что свидетельствует о её преимущественном поступлении в акваторию бухты с береговыми стоками. Несколько повышенное содержание ртути на ст. 1 обусловлено возможным выносом металла с водами из бухты Камышовая, представляющей собой крупный портовый узел. Кроме того, на м. Манганари (рис. 1б) расположена и функционирует нефтебаза, на которую доставляют сырую нефть и перезагружают в танкеры, что не исключает вероятность попадания нефтепродуктов непосредственно в морскую среду или на почву с её дальнейшей миграцией в окружающем пространстве, включая близко расположенную бухту Казачья. У ст. 7 находится причал плавательных средств, что может также быть источником поступления химического загрязнения в бухту (табл. 2). Функционирование этих объектов, возможно, и привело к тому, что максимальное содержание ртути составлявшее 64 и 67 нг/л было определено в пробах, взятых на ст. 1 и 7, соответственно, (рис. 1б), но наблюдавшиеся максимальные значения концентрации ртути в воде не превышали ПДК для воды (100 нг/л) [1]. Для проб из других станций концентрации этого тяжелого металла были более, чем в два раза ниже ПДК, как и усреднённое значение концентрации общей ртути в поверхностной воде бухты, которое составляло 46 нгHg/л. При этом средняя концентрация растворённой ртути в воде равнялась 12, а взвешенной ртути – 34 нгHg/л. О низком уровне загрязнения ртутью вод бухты, свидетельствуют также данные о содержании ртути в воде в 2005 г., когда наблюдали самую низкую концентрацию. Хотя в ближайшее десятилетие концентрация Hg в поверхностной воде бухты

Казачья продолжала оставаться низкой, в последние годы (2013 г.) отмечено возрастание её концентрации в воде по сравнению с 2005 г. (табл. 1) на реперной станции.

В период исследований содержание ртути в донных отложениях изменялось от 17 до 91 нгHg/г сырой массы осадков или от 32 до 171 нгHg/г в пересчёте на сухую массу вещества. Считается, что природное содержание общей ртути в морских шельфовых донных осадках составляет 100 нгHg/г сухой массы [8], а кларк ртути в литосфере 80 нгHg/г [4]. Анализ наших наблюдений показал, что на ст. 11 вблизи, побережья, концентрация ртути превышала природный фон почти в 2 раза и составляла 171 нгHg/г сухой массы, но не достигла ПДК для донных осадков (300 нг/г) [4]. Повышенная

концентрация ртути в осадках может быть обусловлена её поступлением с береговым стоком [8]. Более высокие (относительно значений на других станциях в бухте) концентрации ртути в донных отложениях на ст. 5-7 и ст.11, вблизи которых размещены береговые объекты, подтверждают предположение об антропогенной природе поступления ртути в эти акватории. Донные отложения имеют высокую аккумуляционную способность в отношении ртути, коэффициенты накопления ртути осадками в бухте варьировали в диапазоне от 627 до 1139 единиц (в расчёте на концентрацию общей ртути в воде), что приводит к депонированию ртути в осадках (табл. 2).

Табл. 2 Ртуть в морской воде и донных отложениях бухты Казачья, октябрь 2002 г.
Table 2 Mercury in the sea water and bottom sediments of the Kazachja Bay, October 2002

Номер станции (рис.1б)	Концентрация различных форм ртути в воде, нг Hg /л			Концентрация ртути в донных отложениях, нг Hg /г сырой массы	Коэффициенты накопления ртути донными осадками при расчёте на концентрацию общей ртути и (растворённой формы ртути) в воде
	растворенная	взвешенная	общая		
1	32	32	64	-	
2	-	-	-	20	
3	4	27	31	-	
4	-	-	-	19	
5	7	29	36	41	1 139 (5 900)
56	-	-	-	44	
7	9	58	67	43	641 (4 800)
8	12	31	43	27	627 (2 250)
10	-	-	-	17	
11	-	-	-	91	
12	10	27	37	25	676 (2 500)
13	-	-	-	21	
14	9	36	45	-	
15	12	29	41	33	805 (2 750)

На основании сравнения данных, полученных при определении ртути в донных отложениях наиболее изученных бухт Севастопольского морского района, установлено, что по этому показателю бухта Казачья оценивалась как наиболее чистая [8] (рис. 2). Средняя концентрация ртути в осадках бухты Казачья была во много раз ниже, чем в бухтах Стрелецкая и, особенно, Севастопольская. Эти данные также отражают разные скорости седиментационных процессов в этих бухтах [2], которые наряду с

величиной потока поступления токсикантов в акватории, играют одну из ведущих ролей в формировании загрязнения донных отложений.

Исследование гидробионтов из бухты Казачья показало, что диапазон значений концентрации ртути в них достаточно широкий (табл. 3), но в макрофитах не превышал кларк ртути в живых организмах, который в живом веществе составляет 30 нгHg/г сухой массы [1].

Это можно объяснить низкими концентрациями ртути в морской воде. При этом

коэффициенты накопления ртути черноморскими макрофитами изменялись в диапазоне 15 – 178 единиц и самые низкие коэффициенты накопления были характерны для морской травы зостеры (табл. 3).

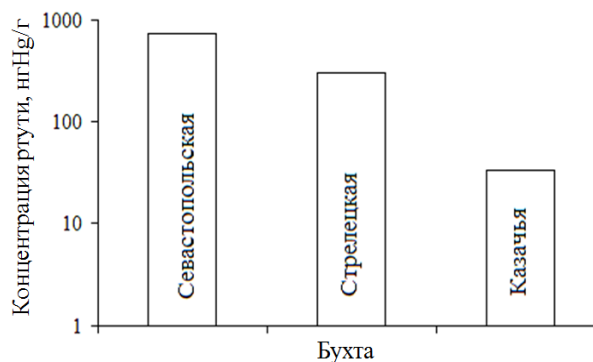


Рис. 2 Средние концентрации ртути в донных отложениях севастопольских бухт

Fig. 2 Average mercury concentrations in the bottom sediments of the Sevastopol bays

Табл. 3 Диапазон изменения концентрации ртути и её коэффициентов накопления в морских макрофитах бухты Казачья

Table 3 Range of changes in the mercury concentration and its concentration factors in marine macrophytes of the Kazachya Bay

Виды	Диапазон концентраций, нгHg/г сырой массы	Диапазон коэффициентов накопления ртути макрофитами
<i>Zostera marina</i>	1	15
<i>Ulva rigida</i>	3 – 6	70 – 137
<i>Ceramium virgatum</i>	2 – 5	50 – 102
<i>Padina pavonia</i>	2 – 4	46 – 91
<i>Cystoseira crinita</i> (таллом в целом)	4 – 7	63 – 128
Ветви, возраст 3 мес.	3 – 6	61 – 120
Ветви, возраст 4.5 мес.	4 – 8	89 – 178
Ветви, возраст 6 мес.	3 – 5	54 – 117
Ствол, возраст 2.9 года	2 – 4	48 – 97

В мидиях концентрация ртути варьировала в пределах 12 – 75 нг/г сырой массы, что выше кларка Hg, но ниже ПДК [5], коэффициент накопления составлял соответственно 430 – 2140 единиц. В мышцах мерланга максимальная концентрация ртути равна 62 нг/г сырой массы, которая также значительно ниже уровня ПДК,

при этом коэффициент накопления составил 1348 единиц. Распределение ртути в отдельных органах и тканях отловленного в 2007 г. морского окуня (смариды) со стандартной длиной в 15 см было неравномерным. Их способность аккумулировать ртуть отражает следующий ряд убывания (нг/г сырой массы): мышцы (9 ± 1) > жабры (8 ± 1) > внутренности, исследованные целиком (7 ± 1) > кожа вместе с чешуей (5 ± 1). Коэффициент накопления ртути в мышцах окуня был равен 196 единицам.

Таким образом, коэффициенты накопления ртути представителями различных групп гидробионтов свидетельствуют, что для этих гидробионтов они изменялись в пределах от $n \times 10^1$ до $n \times 10^3$ и аккумуляционная способность черноморских гидробионтов увеличивается в ряду: зостера < падина < церамиум < ульва < цистозира < окунь < мидия, мерланг.

Также донные отложения отличаются значительной накопительной способностью в отношении ртути. Средний коэффициент накопления ртути осадками в бухте составил 778 единиц, в расчёте на концентрацию общей ртути в воде, в расчёте на растворённую форму – 3430. Так как в пробах воды, донных отложений и гидробионтов превышение ПДК по содержанию ртути не обнаружено, то в отношении загрязнения ртутью эта бухта может рассматриваться как условно чистая. Однако при экологическом нормировании необходимо учитывать различную способность гидробионтов и осадков к накоплению ртути, а также наличие локальных районов, где уровень загрязнения ртутью воды или донных отложений выше в несколько раз по сравнению с другими участками бухты. Как правило, это – районы, примыкающие к расположенным на побережье техногенным объектам.

Радиоэкологическое состояние бухты Казачья оценивали, анализируя результаты определения основных дозообразующих техногенных (^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$) и природного (^{210}Po) радионуклидов в абиогенных и биогенных компонентах её экосистемы.

Стронций-90 – входит в число наиболее экологически токсичных поставарийных радионуклидов, так как обладает высокой растворимостью, а отсюда – и миграционной способностью. В природных средах находится в водорастворимой, преимущественно катионной, форме, имеет значительный период полураспада (28.78 года), высокоэнергетический дочерний продукт ^{90}Y (2.25 МэВ). Является химическим аналогом кальция, способен замещать его, прочно удерживается и медленно выводится из организма. Эти свойства ^{90}Sr определяют его радиационную опасность для гидробионтов.

Водоросли и высшие водные растения, отобранные в августе 1989 г. в бухте Казачья, по способности концентрировать ^{90}Sr располагались в следующий ряд: падина > цистозира > зостера > ульва. Дальнейшие исследования подтвердили эту закономерность [3, 9, 14]. Уровень содержания ^{90}Sr в мидиях в доаварийный период составлял около 5.5 Бк/кг сырой массы. В мидиях из бухты Казачья в 2000-2002 гг. концентрация ^{90}Sr варьировала от 1.25 до 2.41 Бк/кг сырой массы, что соответствовало тем же диапазонам для этих моллюсков из бухты Стрелецкая. Определение радионуклида стронция в крабах травяном и каменном показало, что через 5 лет после аварии (в 1991 г.) концентрация ^{90}Sr в травяном крабе уменьшилась в 3.2 раза. Аккумуляция ^{90}Sr крабами не зависела от их видовой принадлежности и не превышало ПДК для рыбы и морепродуктов, принятых в Украине [12]. В бухте Казачья в 1999 и 2001 гг. были отловлены мерланг и пиленгас. Концентрация ^{90}Sr в пиленгасе была на порядок величин выше, чем в мерланге. В течение всего периода наблюдений во всех видах исследованных черноморских рыб их величины были значительно ниже ПДК [3, 9, 14]. Рассчитанные нами коэффициенты накопления ^{90}Sr рыбами составляли в среднем 18 единиц.

К 1999 г. диапазон среднего содержания ^{90}Sr в донных отложениях севастопольских бухт составлял 0.77 – 0.89 Бк/кг сухой массы, что соответствует его дочернобыльским уровням [3, 9, 14]. Концентрации ^{90}Sr в поверхностной воде

и донных отложениях в 2004 – 2010 гг. в бухтах Севастополя представлены на рис. 3 [9]. Коэффициент накопления ^{90}Sr донными отложениями в бухте Казачья составлял 138 единиц.

Динамика изменения концентраций ^{90}Sr в воде и гидробионтах бухт Севастопольского морского района, включая бухту Казачья, с достаточной степенью адекватности описывается экспоненциальными функциями (рис. 4) [3, 9, 14].

Как видно из представленных на рис. 3, 4 данных, концентрации ^{90}Sr в воде и гидробионтах, обитающих в районе всего крымского побережья, включая бухту Казачья, с 1999 по 2010 гг. снизились до предаварийных уровней. За весь период наблюдений концентрации ^{90}Sr в исследуемых гидробионтах не превышали ПДК по этому радионуклиду [3, 14, 24]. Поэтому полученные результаты определения содержания ^{90}Sr в воде и донных отложениях бухты Казачья свидетельствуют о том, что на данный период её акватория может рассматриваться как условно чистая в отношении ^{90}Sr . Определены периоды уменьшения вдвое величин концентрации ^{90}Sr . Для воды они составили 8.8, водорослей – 4.9 и мидий – 6.7 года, соответственно. Для мерланга такие зависимости не выявлены (рис. 4).

Плутоний – трансуранный элемент, представляющий собой группу радиоактивных изотопов, почти полностью антропогенного происхождения. Ядерные технологии мирного и военного назначения – основной источник наработки его изотопов. Плутоний, как тяжелый металл, обладает химической токсичностью, но так как весовые количества его ничтожно малы в природных экосистемах, то основное поражающее воздействие элемента на живые организмы обусловлено его высокой радиотоксичностью, которая определяется для изучаемых радионуклидов $^{238,239,240}\text{Pu}$ прежде всего типом ионизирующего излучения (они излучают альфа-частицы) и высокой энергией частиц (свыше 5 МэВ) [14, 25, 28].

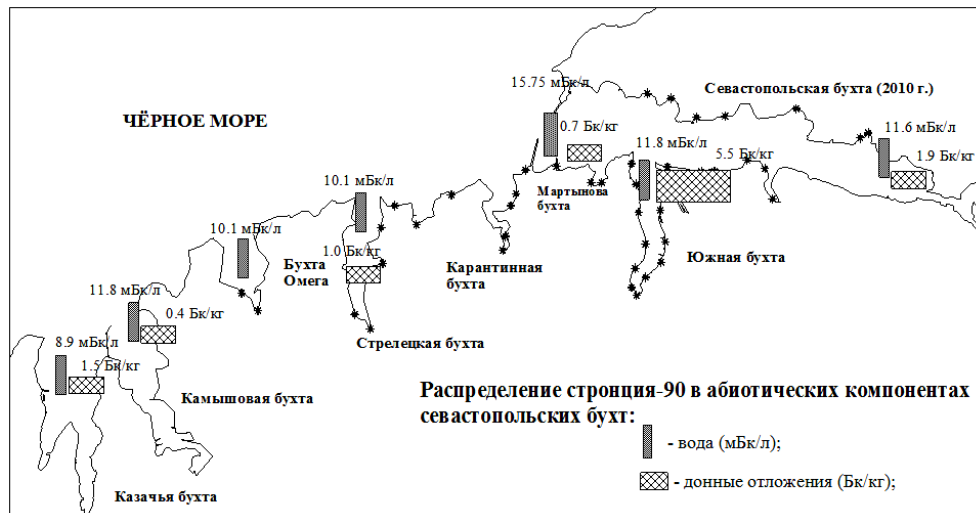
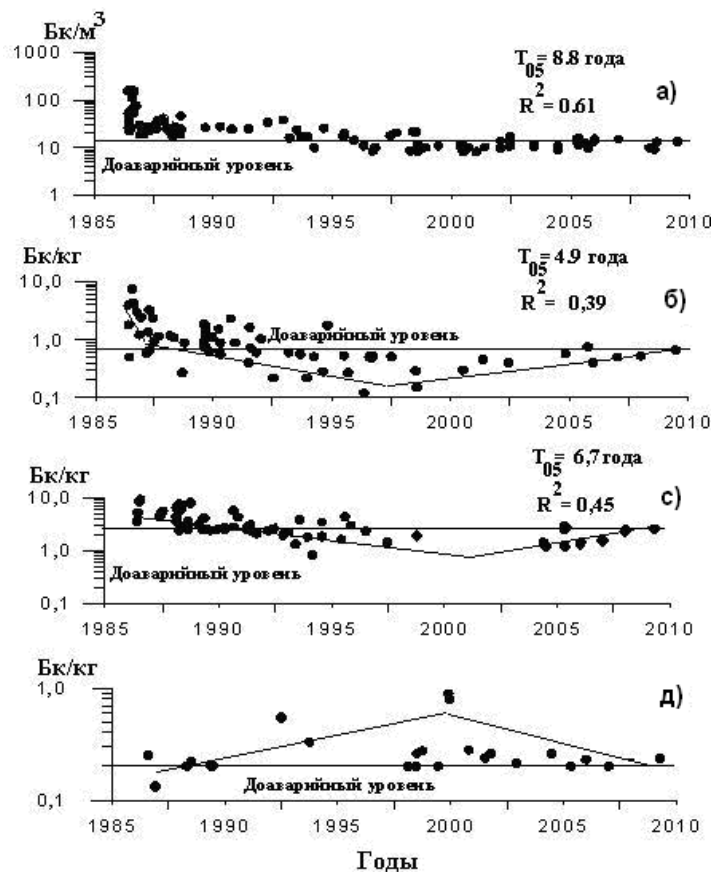


Рис. 3 Концентрации ^{90}Sr в морской воде и донных осадках сева­стопольских бухт в 2004 – 2010 гг.
Fig. 3 The ^{90}Sr concentration in the sea water and bottom sediments of the Sevastopol bays in 2004 – 2010

Рис. 4 Динамика изменения концентраций ^{90}Sr в морской воде (а), цистозире (б), мидиях (с) и мерланге (д)
Fig. 4 Dynamics of changes in the ^{90}Sr concentrations in the sea water (a), cystozeira (b), mus­sels (c) and whiting (d)

Самым важным среди изотопов плутония является ^{239}Pu , характеризующийся длительным периодом полураспада (24 000 лет). Летучесть плутония низкая, но в соответствии с нормативными выбросами ядерных предприятий незначительное количество радионуклидов плутония всё же попадает в окружающую среду, а основными источниками его поступления в экосистемы служат разного рода испытания и аварийные инциденты [14, 28].

После аварии на ЧАЭС концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ в прибрежных водах северной части Чёрного моря изменялись от 2 до 20 мБк/м³ [14]. Соотношение $^{239,240}\text{Pu}$ к ^{238}Pu в чернобыльском выбросе составляло величину порядка 0.4 – 0.5. Усредненная концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в поверхностной воде моря к 2000 г. составляла (5.3 ± 2.3) мБк/м³ [14, 28], а к 2010 г. у восточных и западных берегов Крыма не превышала 1.0 мБк/м³. Таким образом, в постчернобыльский период с 2000 по 2010 гг. концентрации плутония в воде были на несколько порядков величин ниже ПДК для



питьевой воды и угрозы здоровью человека и гидробионтов не представляли [12, 14].

После поступления плутония в морскую воду происходит его миграция в абиогенные и биогенные компоненты экосистем. Одно из важнейших мест в этих процессах занимают донные отложения, содержание изотопов плутония в которых, наряду с другими условиями,

зависит от их гранулометрического состава [17]. Так, концентрации изотопов плутония ($^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu) в илистых донных отложениях всегда выше, чем в песках. В бухте Казачья донные отложения представлены в основном заиленными ракушняками и песками [8] (табл.4). Значительная доля песка, обладающего низкой аккумуляционной способностью в отношении плутония, в пробах донных отложений, очевидно, и определила относительно невысокие уровни концентрирования плутония и их значения варьировали от 6 до 31 мБк/кг сухой массы для ^{238}Pu и от 86 до 122 мБк/кг сухой массы – для $^{239,240}\text{Pu}$. Илистые донные осадки имеют намного выше аккумуляционную способность в отношении плутония по сравнению с песками [14, 19]. Об этом свидетельствует сопоставление уровней концентраций плутония в донных отложениях бухте Казачья и Стрелецкая. В бухте Стрелецкая осадки представлены илами, часто обогащенными органическими остатками водных растений, что вероятно, обусловило существенно более высокие концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в донных отложениях из этой бухты [19], чем таковые из бухты Казачья (рис. 5). В пользу этого положения свидетельствуют и данные по Севастопольской бухте, где на станции у входа в бухту в песчаных донных отложениях концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ составляла 110, а в иловых донных отложениях во внутренней акватории бухты в среднем – 451 мБк/кг [19]. В среднем для песчаных донных отложений коэффициенты накопления составили величины порядка 10^4 , а для илов – 10^5 единиц.

Аккумуляционная способность гидробионтов, обитающих в бухте Казачья и принадлежащих к разным трофическим уровням, в отношении изотопов плутония уменьшалась в ряду: макрофиты > моллюски > рыбы, что характерно и для других районов Чёрного моря [14, 18]. Показано, что концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в исследованных гидробионтах изменялась от 2.4 до 3.6 мБк/кг сырой массы в цистозире и от 1.2 до 1.6 мБк/кг сырой массы – в мидиях. В мерланге она определена на уровне 0.3 мБк/кг сы-

рой массы. В период исследований в гидробионтах концентрации ^{238}Pu были ниже предела детектирования. Уровни содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в черноморских организмах характеризуют достаточно высокую способность гидробионтов накапливать плутоний из окружающей водной среды. Коэффициенты накопления плутония изученными гидробионтами составляли $n \times 10^2$ – $n \times 10^3$.

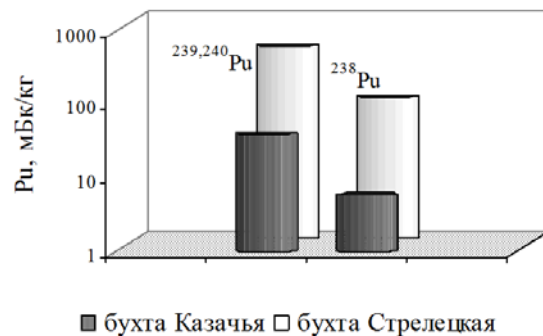


Рис. 5 Средние концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в донных отложениях бухт Казачья и Стрелецкая
Fig. 5 Average $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu concentrations in the bottom sediments of the Kazachya and Streletskaya bays

Значения коэффициентов накопления в свою очередь влияют на интенсивность дозовых нагрузок, создаваемых ионизирующим излучением накопленного плутония, и на усиление биогенной миграции радионуклида по пищевым цепям, вплоть до человека, потребляющего морепродукты [18, 25]. Абсолютные значения концентраций плутония в гидробионтах из бухты Казачья, также как и в донных осадках, значительно ниже допустимых уровней [12, 14, 18]. Поэтому согласно полученным радиоэкологическим концентрационным параметрам, которые могут служить количественной основой оценки экологической ситуации в акватории, современное низкое содержание плутония в компонентах экосистемы бухты Казачья позволяет отнести её акваторию к условно чистым морским районам по загрязнённости плутонием.

Полоний – природный радиоактивный элемент. Его радионуклиды входят в состав естественных радиоактивных рядов, и поэтому он всегда присутствует в урановых и ториевых

минералах.

Биологически наиболее важным его радиоизотопом является ^{210}Po , радиологическая значимость которого обусловлена его физическими характеристиками [25]. Основной путь поступления ^{210}Po в моря и океаны – атмосферные выпадения. К другим его источникам относятся жидкие отходы, образующиеся при производстве фосфорных соединений, на предприятиях по переработке руд, содержащих редкоземельные элементы, а также урановых руд, апатитов, фосфоритов, при добыче и транспортировке нефти и газа [23]. При поступлении в морскую среду ^{210}Po включается в биогеохимические процессы, активно аккумулируясь морскими организмами. Источниками поступления ^{210}Po в донные отложения служит растворенное и взвешенное органическое вещество (сестон, фитопланктон, зоопланктон, растительные и животные остатки) [23]. Концентрации ^{210}Po в донных отложениях Чёрного моря изменяются в широком диапазоне величин: от 5 до 500 Бк/кг сухой массы, при этом каждый исследованный нами локальный прибрежный район характеризуется своими величинами, что зависит от гранулометрического состава донных осадков и органических примесей [7].

Крупномасштабная съемка в бухтах Казачья (октябре 2002 г.) и Стрелецкая (июнь 2003 г.) позволила оценить диапазоны концентраций ^{210}Po в их донных отложениях и построить карты-схемы пространственного распределения этого радионуклида в изученных бухтах (рис. 6, 7) [7].

Распределение ^{210}Po в донных осадках бухты Казачья во время исследования было неоднородным. Так, максимальная концентрация этого радионуклида достигала 209.3 Бк/кг сухой массы, а минимальная – 14.0 Бк/кг сухой массы. Столь большая разница может быть обусловлена разной гранулометрической структурой донных отложений (табл. 4).

В частности, самые большие концентрации ^{210}Po определены в пластичном иле с запахом нефти, а также в илах с примесями из

измельченных остатков раковин и заиленных песках с запахом нефти [6, 14]. Следовательно, способность донных отложений аккумулировать ^{210}Po зависит от их гранулометрического состава и примесей органического вещества разного происхождения, прежде всего, нефтяных фракций.

Рис. 6
Пространственное распределение ^{210}Po в донных осадках бухты Казачья
Fig. 6 The spatial distribution of ^{210}Po in the bottom sediments of the Kazachja Bay

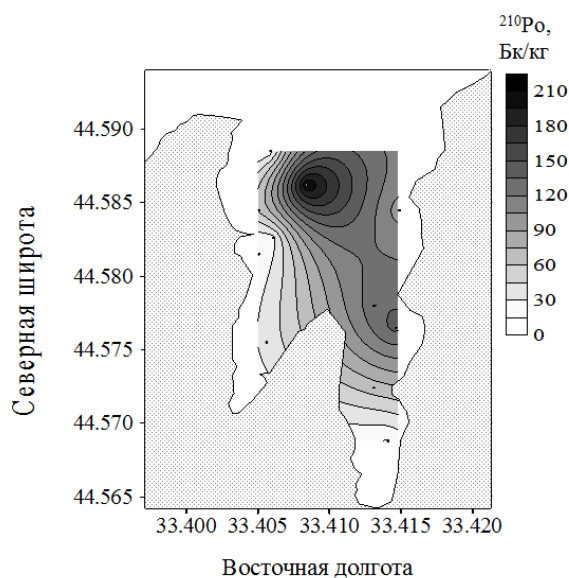
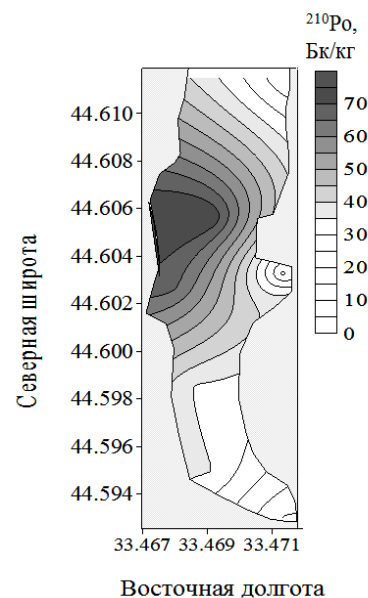


Рис. 7 Пространственное распределение ^{210}Po в донных осадках бухты Стрелецкая
Fig. 7 The spatial distribution of ^{210}Po in the bottom sediments of the Streletskaia Bay

Табл. 4 Тип донных отложений в местах отбора проб в бухте Казачья, 2002 г. (рис. 1б)
Table 4 Type of the bottom sediments at the sampling points in the Kasachja Bay, 2002 (fig. 1 b)

Номера станций	Тип донных отложений
2	ракуша с примесью мелкой гальки
4	пластичный черный ил с запахом нефти
5	заиленная ракуша
6	заиленный песок с мелкой галькой
7	заиленная ракуша с песком и запахом нефти
8	ил с песком и остатками водорослей
10	ил с песком и остатками водорослей
11	ил с песком и остатками водорослей
12	заиленный песок с остатками водорослей
13	песок с ракушей
15	заиленный песок с ракушей и запахом нефти

Последние могут попадать в море при сбросах балластных вод танкеров или при непредвиденных аварийных ситуациях в процессе их загрузки сырой нефтью из расположенного на мысе Манганари нефтяного терминала, а затем накапливаться в мелкодисперсном иле.

Структура донных отложений из бухты Стрелецкая была также неоднородной. В кутовой её части осадки представлены заиленными песками с примесью ракуши и остатками водных растений. В средней части бухты тип донных отложений изменялся от заиленных песков до илов светло-серых и темно-серых с различной примесью органических веществ. В бухте Стрелецкая самые высокие концентрации ^{210}Po (75 Бк/кг сухой массы) были определены в темно-серых илах, а самые низкие (14.6 Бк/кг сухой массы) – в песках с измельченными остатками раковин моллюсков и небольшой примесью разлагающихся морских растений и водорослей. Неоднородность гранулометрической структуры донных отложений в этой бухте отражает, в целом, распределение этого радионуклида в таких субстратах (рис. 7) [7].

Максимальная концентрация ^{210}Po в нефилтрованной воде, взятой на выходе из бухт, достигала 0.95 Бк/м^3 , что позволило рас-

считать коэффициенты накопления (K_n) этого радионуклида в исследованных донных отложениях. Порядок K_n ^{210}Po в них изменялся от 10^4 (заиленные пески) до 10^5 (черный ил с примесью нефтяных фракций). Для других типов донных отложений величины K_n имели промежуточное значение [7].

Сравнительное исследование суммарных проб мидий, в которых стадии репродуктивного цикла не определялись, показало, что максимальные концентрации ^{210}Po в моллюсках из бухты Казачья (37,5 Бк/кг сырой массы) были почти в два раза выше, чем в гидробионтах из бухты Стрелецкая. Это может быть обусловлено разными уровнями загрязнения ареалов обитания мидий, в частности, ртутью и полихлорбифенилами, а также нефтяным загрязнением [8, 14, 24].

Максимальная величина K_n ^{210}Po в мидиях из бухты Казачья достигала 39474, а для гидробионтов из бухты Стрелецкая – 20210 единиц. Полученные диапазоны величин K_n этого радионуклида черноморскими мидиями соответствуют таковым для моллюсков из других регионов Мирового океана при их усредненном значении в 30000 единиц [14, 22, 23].

В представителях других групп гидробионтов – цистозире и мерланге из бухты Казачья, концентрации ^{210}Po составили 1.15 и 7.8 Бк/кг сырой массы, а рассчитанные величины K_n изменялись от 1210 до 8210 единиц, соответственно, что сопоставимо с усредненными данными для таких же видов макроводорослей и рыб из других морских прибрежных районов [14, 23]. Аккумулирующая способность гидробионтов, обитающих в бухте Казачья, в отношении ^{210}Po соответствовала ряду: мидии > рыбы > макроводоросли.

Сопоставление с другими прибрежными районами Крыма свидетельствует о том, что по содержанию ^{210}Po в абиотических и биотических компонентах экосистемы бухты Казачья может быть отнесена к условно чистым морским регионам, но максимальные значения его содержания в донных отложениях в этой бухте превышали таковые для бухты Стрелецкая почти в 3 раза [14,

Согласно экокентрическому подходу в радиационной экологии [15], для оценки радиозэкологической ситуации в исследуемой акватории нами рассчитаны мощности эквивалентных доз для гидробионтов разных таксонов.

После аварии на ЧАЭС мощности эквивалентных доз от ионизирующего излучения поставарийного ^{90}Sr в гидробионтах из бухты Казачья изменялись в пределах: от 2.8 до 6.0 мкЗв/год для водных растений, от 14.0 до 26.0 мкЗв/год для мидий, от 18.0 до 36.0 мкЗв/год для ракообразных и от 1.1 до 2.9 мкЗв/год для рыб [14, 26]. В соответствии со шкалой зон действия хронического облучения на живые организмы в природе [27], за весь период наблюдения дозовые нагрузки от ионизирующего излучения поставарийного ^{90}Sr не достигли значений, способных оказать регистрируемое негативное влияние на гидробионты из бухты Казачья, как это было установлено и для других севастопольских бухт [14].

Анализ мощностей эквивалентных доз, формируемых альфа-излучением радионуклидов плутония $^{239,240}\text{Pu}$ в исследованных гидробионтах, показал, что максимальные их величины достигали 1.93 мкЗв/год в цистозире, 0.80 мкЗв/год – в мидиях и 0.016 мкЗв/год – в мерланге. Такие уровни доз, значительно ниже дозовых нагрузок, оказывающих регистрируемое воздействие на гидробионты [14, 26, 27]. Согласно радиохемозэкологической концептуальной модели Г. Г. Поликарпова о зональности хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения [14, 27], уровни дозовых нагрузок для исследованных индикаторных видов, обитающих в бухте Казачья, от излучения изотопов плутония ($^{239,240}\text{Pu}$) и ^{90}Sr расположены в Зоне неопределённости, т.е. в диапазоне дозовых нагрузок, которые ниже наименьших величин природного радиационного фона ($1 \times 10^1 - 4 \times 10^1$ мкЗв/год) (рис. 8). Рассчитанные мощности эквивалентных доз облучения, формируемые излучением ^{210}Po в этих же видах гидробионтов, были равны для цистозир – 0.62, мерланга – 4.17 и мидий – 20.00 мЗв/год, соответственно. Полученные

величины доз располагались для цистозир и мерланга в Зоне радиационного благополучия, т.е. в пределах природного радиационного фона ($4 \times 10^1 - 5 \times 10^3$ мкЗв/год) [14]. Для мидий – в Зоне физиологической маскировки ($5 \times 10^3 - 5 \times 10^4$ мкЗв/год). В пределах этой зоны радиационные эффекты маскируются во многих случаях природной вариабельностью различных физиологических процессов и содержанием биохимических компонентов в живых организмах [14] (рис. 8).

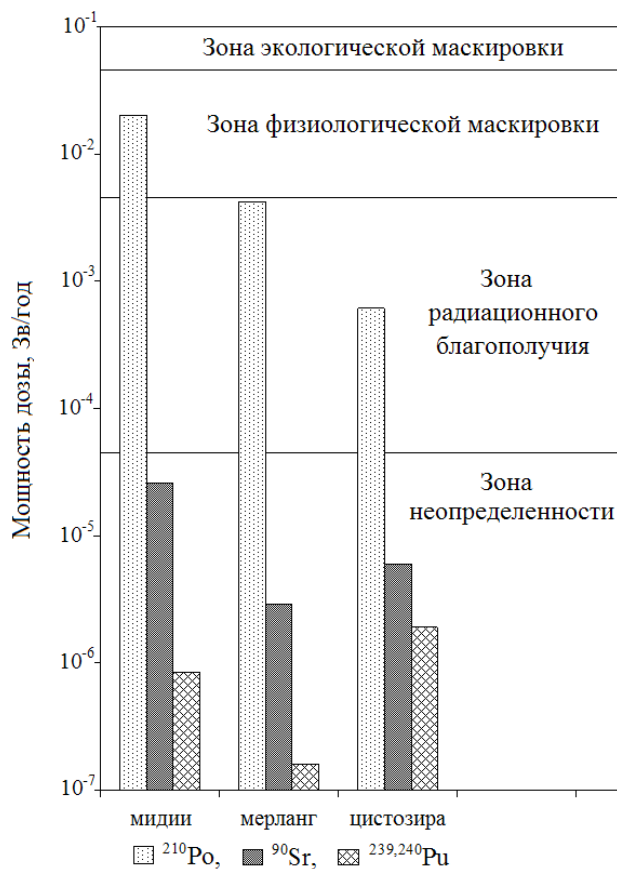


Рис. 8 Эквидозиметрическая характеристика уровней дозовых нагрузок от ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{210}Po для гидробионтов и соответствующих им уровней экологического воздействия на биоту в бухте Казачья согласно концептуальной модели Г.Г. Поликарпова о зональности хронического действия мощностей доз ионизирующего излучения в природе
Fig. 8 Equidosemetric characterization of dose commitment levels from ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{210}Po to hydrobionts and their corresponding levels of ecological effects to biota in the Kasachja Bay according to the Polikarpov's conceptual model of chronic action zonality of ionizing irradiations dose rates in the nature

Суммарные годовые эквивалентные дозы, создаваемые ионизирующим излучением исследованных техногенных и природного радионуклидов ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{90}Sr и ^{210}Po) составили в мидиях 20.08, в мерланге – 4.17, в цистозире – 0.62 мЗв, при этом вклад полония составлял 98.7 – 99.9 %, а доля техногенных радионуклидов – 0.1 – 0.3 %, поэтому распределение по зонам экологического действия суммарных доз от этих радионуклидов практически соответствует зональности для ^{210}Po и не достигает уровня регистрируемых негативных эффектов.

Суммарные максимальные годовые эквивалентные дозы облучения, сформированные ионизирующим излучением ^{210}Po , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в изученных видах, на 2 – 3 порядка величин ниже уровня, рекомендованного МАГАТЭ (3.65 Гр) в качестве безопасного для популяций водных организмов [25]. Это характеризует радиоэкологическую ситуацию в бухте Казачья, как безопасную в отношении исследованных радиоактивных загрязнителей.

Заключение. 1. Район бухты Казачья по уровню содержания в воде, донных отложениях и массовых видах гидробионтов металлов-загрязнителей химической (ртуть) и радиоактивной природы (техногенных бета-радионуклида ^{90}Sr , альфа-радионуклидов $^{238,239,240}\text{Pu}$ и естественного альфа-радионуклида ^{210}Po) в целом относится к условно чистым акваториям. На участках умеренного антропогенного влияния в бухте наблюдались в 2 – 3 раза более высокие концентрации ртути по сравнению с остальной акваторией. На этих станциях отмечено превышение природного уровня содержания ртути, характерного для шельфовых осадков. Концентрации ртути в биотических и абиотических компонентах бухты ниже ПДК. **2.** При исследовании экосистемы бухты Казачья выявлены следующие радиоэкологические тенденции поведения поллютантов: больше всего донными отложениями накапливаются $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{210}Po (коэффициенты накопления (K_n) порядка 10^4 – 10^5), затем ртуть ($K_n = 10^3$) и ^{90}Sr ($K_n = 10^2$). Исследо-

ванным гидробионтам свойственны следующие показатели накопления загрязнителей в порядке убывания аккумуляционной способности: мерланг – ^{210}Po ($K_n = 10^4$), Hg ($K_n = 10^3$), $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_n = 10^2$), и ^{90}Sr ($K_n = 10^1$); мидии – ^{210}Po ($K_n = 10^5$), Hg ($K_n = 5 \times 10^2$), $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_n = 10^2$), и ^{90}Sr ($K_n = 1 \times 10^2$); цистозира – ^{210}Po ($K_n = 10^4$), $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_n = 10^3$), Hg ($K_n = 10^2$), и ^{90}Sr ($K_n = 10^1$). Следовательно, критическими звеньями в экосистеме бухты Казачья с самыми высокими уровнями накопления для Hg служат иловые донные отложения, мерланг, мидии; для ^{210}Po – иловые донные отложения и мидии; для $^{239,240}\text{Pu}$ – иловые донные отложения и цистозира; для ^{90}Sr – донные отложения и мидии, что важно учитывать при проведении радиоэкологического мониторинга и при оценке экологической ситуации в морской экосистеме. **3.** Радиационно-экологическое состояние бухты Казачья к настоящему времени не вызывает опасений в отношении черномыльских радионуклидов стронция и плутония. Во всех случаях в исследованных видах гидробионтов основной вклад (свыше 99 %) в дозовые нагрузки вносил естественный радионуклид ^{210}Po . Суммарная доля вклада в облучение гидробионтов от ионизирующего излучения техногенных радионуклидов ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0.3 %. По уровням экологического воздействия радиоактивных изотопов на гидробионты наблюдали следующую зональность: дозовые нагрузки от ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ находились в Зоне неопределённости для всех исследованных групп гидробионтов, а дозовые нагрузки от ^{210}Po для мерланга и цистозир – в Зоне радиационного благополучия, для мидий – в Зоне физиологической маскировки, что указывает на отсутствие повреждающего негативного влияния антропогенного радиационного фактора на биоту бухты в современных условиях.

Благодарности. Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам отдела радиационной и химической биологии ИнБЮМ В. Н. Поповичеву, Н. А. Стокозову, И. Н. Мосейченко и Л. В. Малаховой за помощь в отборе проб.

1. *Бесгимятов Г. Л., Кротов Ю. А.* Предельно-допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. – Л.: Химия, 1985. – 304 с.
2. *Егоров В. Н., Гулин С. Б., Поповичев В. Н.* и др. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Чёрном море в отношении загрязняющих веществ // Мор. экол. журн. – 2013. – 12, № 2. – С. 5 – 23.
3. *Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Мирзоева Н. Ю.* и др. Тенденции изменения концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и гидробионтах севастопольских бухт после аварии на ЧАЭС // Экология моря. – 2000. – Вып. 50. – С. 83 – 88.
4. *Емельянов В. А., Митропольский А. Ю., Наседкин Е. И.* и др. Геоэкология черноморского шельфа Украины. – К: Академперіодика, 2004. – 296 с.
5. *Костова С. К., Егоров В. Н., Поповичев В. Н.* Многолетние исследования загрязнения ртутью Севастопольских бухт (Чёрное море) // Экология моря. – 2001. – Вып. 56. – С. 99 – 104.
6. *Куфтаркова Е. А., Родионова Н. Ю., Губанов В. И.* и др. Гидрохимическая характеристика отдельных бухт Севастопольского взморья // Тр. ЮГНИРО. – 2008. – 46. – С. 110 – 117.
7. *Лазоренко Г. Е.* Распределение природного радионуклида ^{210}Po в компонентах экосистемы Чёрного моря // Радиоэкологический отклик Чёрного моря на Чернобыльскую аварию / Под ред. Г. Г. Поликарпова, и В. Н. Егорова. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. – С. 311 – 337.
8. *Малахова Л. В., Костова С. К., Плотыцына О. В.* Химическое загрязнение компонентов экосистемы Казачьей бухты (Чёрное море) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – Вып. 9. – С. 112 – 116.
9. *Мирзоева Н. Ю.* ^{90}Sr и ^{137}Cs в севастопольских бухтах после аварии на ЧАЭС, биогеохимические факторы самоочищения экосистем // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2013. – Вып. 27. – С. 266 – 270.
10. *Миронов О. Г., Кирюхина Л. Н., Алёмов С. В.* Экологическая характеристика бухты Казачья (Чёрное море) // Экология моря. – 2002. – вып. 61. С. 85 – 89.
11. *Молисмология Чёрного моря* / Под ред. Г. Г. Поликарпова. – К.: Наук. думка, 1992. – 301 с.
12. *НРБУ/ОСПУ.* Нормы радиационной безопасности Украины. Основные санитарные правила, регламенты и требования относительно порядка применения: Государственные санитарные правила ГСП 6.6.1–6.6.087–02 / АМН Украины, Минздрав Украины, Комитет по вопросам гигиенического регламентирования, Национальная Комиссия по радиационной защите населения Украины. – Киев, 2002. – 92 с.
13. *Поликарпов Г. Г.* Радиоэкология морских организмов / Под ред. В. П. Шведова. – М.: Атомиздат, 1964. – 295 с.
14. *Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б.* и др. Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. – 667 с.
15. *Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е.* Применение понятий поглощённой и эквивалентной дозы ионизирующих излучений в радиационной экологии // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под ред. В. И. Мигунова и А. В. Трапезникова. – Нижневартовск: Из-во Екатеринбург. ун-та, 2007. – Вып. 10. – С. 5 – 11.
16. *Романов А. С., Орехова Н. А., Игнатъева О. Г.* и др. Влияние физико-химических характеристик донных осадков на распределение микроэлементов на примере бухт Севастополя (Чёрное море) // Экол. моря. – 2007. – вып. 73. – С. 85 – 90.
17. *Терещенко Н. Н.* Радионуклиды плутония в компонентах прибрежных черноморских экосистем в акватории Севастополя // Наукові записки Терноп. нац. пед. ун-ту, Серія біологія. – 2005. – Спец. вип.: Гідроекологія, № 4 (27). – С. 243 – 247.
18. *Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г.* Радиационно-экологическая ситуация в Чёрном море в отношении $^{238,239,240}\text{Pu}$ после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоемами в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и за ее пределами // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под ред. В. И. Мигунова и А. В. Трапезникова. – Нижневартовск: Изд-во Екатеринбург. ун-та, 2007. – Вып. 10. – С. 12 – 29.
19. *Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Гулин С. Б.* и др. Радиоэкологический мониторинг плутония в донных отложениях севастопольских бухт // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2013. – Вып. 9. – С. 112 – 116.
20. *Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды.* – М.: Гидрометеоиздат, 1996. – С. 82 – 95.
21. *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.
22. *Chen Q., Dahlggaard H., Nielsen S. P., Aarkrog A.* Determination of ^{210}Po and ^{210}Pb in Mussel, Fish, Sediment and Petroleum. – Denmark: RISOE National Laboratory. – February 1998. – 5 p.
 23. *Cherry R. D., Shannon L. V.* The alpha-radioactivity of marine organisms // *Atomic Energy Review.* – 1974. – **12**, № 1. – P. 5 – 45.
 24. *Egorov V. N., Lazorenko G. E., Mirzoyeva N. Yu.* et al. Content of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{90}Sr , ^{210}Po radionuclides and some chemical pollutants in the Black Sea mussels *Mytilus galloprovincialis* // *Морск. экол. журн.* – 2006. – **5**, № 3. – С. 70 – 78.
 25. *IAEA.* Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards // *IAEA Technical Report Series*, № 332. – Vienna: IAEA, 1992. – 74 p.
 26. *Mirzoyeva N. Yu., Lazorenko G. E.* Radiological doses to marine biota // *Marine environmental assessment of the Black Sea: Working materials.* – Vienna: IAEA, 2004. – P. 174 – 175.
 27. *Polikarpov G. G.* Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionizing radiation in the environment / *RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8-11 April, 1997* // *Rad. Prot. Dosimetry.* – 1998. – **75**, № 1-4. – P. 181 – 185.
 28. *Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS).* Radionuclide Levels in Oceans and Seas. – Vienna: IAEA, 2005. – 187 p.

Поступила 04 апреля 2014 г.

Радіохемоекологічний стан бухти Козача (Чорне море) у відношенні токсичних металів Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ та ^{210}Po Н. М. Терещенко, Г. Є. Лазоренко, Н. Ю. Мирзоева, В. М. Егоров, О. В. Плотичина. Проведено оцінку радіохемоекологічного стану бухти Козача у відношенні до окремих забруднювачів. Були визначені та проаналізовані рівні радіоактивного та хімічного забруднення компонентів екосистеми бухти Козача важкими металами: хімічним токсикантом ртутью та радіоактивними ізотопами: техногенного (^{90}Sr і $^{238,239,240}\text{Pu}$) та природного (^{210}Po) походження. Встановлено критичні ланки в екосистемі бухти з найвищими рівнями накопичення для кожного металу. Розраховані дозові навантаження, сформовані природним і штучними радіонуклідами в індикаторних видах гідробіонтів. Застосована концептуальна радіохемоекологічна модель зональності Полікарпова Г.Г. для оцінки рівня екологічного впливу радіоактивних забруднювачів на біотичні складові екосистеми бухти. Радіохемоекологічний стан бухти Козача не викликає побоювань відносно ртуті, як найбільш токсичного важкого металу в морському середовищі і техногенних радіонуклідів стронцію і плутонію. Домінуючий вклад у формування дозових навантажень для чорноморських гідробіонтів в бухті Козача вносив природний радіонуклід ^{210}Po , а частка техногенних радіонуклідів (^{90}Sr і $^{239,240}\text{Pu}$) становила не більше 0.3%.

Ключові слова: бухта Козача, Чорне море, Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{210}Po , дозові навантаження, рівні екологічного впливу.

Radio-chemoecological state of the Kazachja Bay (the Black Sea) in respect of toxic metals Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$ and ^{210}Po . N.N. Tereshchenko, G. E. Lazorenko, N. Yu. Mirzoyeva, V. N. Egorov, O. V. Plotitsyna. Evaluation of radio-chemoecological state of the Kazachja Bay in respect of certain pollutants was carried out. The levels of radioactive and chemical contamination of the ecosystem components of the Kasachja Bay by metals: chemical toxicant mercury and the radioactive isotopes: anthropogenic (^{90}Sr and $^{238,239,240}\text{Pu}$) and natural (^{210}Po) were identified and analyzed. The dose commitments generated by natural and artificial radionuclides to indicator species of hydrobionts were calculated. The Polikarpov's Conceptual radiochemoecological model of zonality was used to estimate of the ecological effects of radioactive pollutants in biotic components of the ecosystem of this bay. Radio-chemoecological state of the Kasachja Bay did not raise concerns about mercury, the most toxic heavy metals in the marine environment and man-made radionuclides strontium and plutonium. The dominant contribution to the radiation doses to the Black Sea hydrobionts in the Kazachja Bay was made by natural radionuclide ^{210}Po , and the part of the contribution of man-made radionuclides (^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$) was not more than 0.3 %. The critical links in the ecosystem of the bay with the highest levels of accumulation for each metal have been defined.

Key words: the Bay Kazachja, the Black Sea, Hg, ^{90}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{210}Po , dose commitment, level of ecological effect .