

ХИМИЧЕСКОЕ ОРУЖИЕ В БАЛТИЙСКОМ МОРЕ: ПОТЕНЦИАЛЬНЫЕ УГРОЗЫ ДЛЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ; ПРОЙДЕННЫЕ И ПРЕДСТОЯЩИЕ ЗАДАЧИ НА ПУТИ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМЫ

В. Т. Пака, В. Н. Набатов

*Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН,
Россия, 117997, Москва, Нахимовский проспект, д. 36
e-mail: vpaka@mail.ru*

Представлен краткий обзор потенциальных угроз от затопленного в Балтийском море химического оружия (ХО). Наиболее распространенными, долгодействующими и опасными химическими агентами являются отравляющие вещества (ОВ), стойкие в морской среде. Рассмотрены основные механизмы переноса отравляющих веществ из районов затоплений в другие районы Балтийского моря. Отмечено, что риск токсического воздействия на биоту и человека ОВ, мигрирующих в виде взвеси и загрязняющих дно моря на больших удалениях от районов затопления, пренебрежимо мал, но в отношении вредоносности ОВ, поступающих по пищевой цепочке, необходимы дополнительные исследования их мутагенного и канцерогенного воздействия. Представлен поэтапный путь развития комплексных исследований проблемы, задачи этапов и роль международной кооперации в их решении. Обоснована необходимость продолжения натурных исследований для завершения картирования затопленного ХО и мониторинга районов вторичного заражения дна моря, при этом внимание должно быть обращено на идентификацию потенциально опасных подводных объектов на основе полного химического анализа проб, прицельно отбираемых вблизи обнаруженных объектов. При невозможности кооперации с западными партнерами, Россия должна найти собственные силы и средства для завершения исследований в полном объеме.

Ключевые слова: Балтийское море, затопленное химическое оружие, экологические угрозы

Введение

Химическое оружие (ХО) – это оружие массового поражения, действие которого основано на токсических свойствах отравляющих веществ (ОВ). Создание химического оружия относится ко времени Первой Мировой войны. Позиционный характер военных действий заставил воюющие стороны искать новые наступательные вооружения. Немецкая армия стала применять массированные атаки позиций противника с помощью хлора. Противникам Германии не понадобилось много времени, чтобы раскрыть секрет нового оружия, и началась гонка химических вооружений различных типов. Кроме удушающего хлора, выпускаемого по ветру подходящего направления вблизи передовой, применялся фосген. Им начинали артиллерийские снаряды

и стреляли издали при любой погоде; его действие не обнаруживалось спустя несколько часов после вдыхания, что затрудняло своевременную защиту, а химическая нестойкость позволяла вскоре после артобстрела вести наступление. В конце войны стали применять иприт – ОВ кожно-нарывного действия, от которого не мог спасти противогаз. Идеи химической войны восприняли все ведущие государства мира, и никакие запреты на применение ХО не помешали разработке и накоплению химических вооружений. И все-таки во Второй Мировой войне массового использования ХО не было. Слишком велика была вероятность ответного удара. Но в послевоенном мире остались химические арсеналы и множество проблем, связанных с необходимостью ликвидации излишнего, устаревшего и некондиционного оружия и токсичных материалов. В первую очередь нужно было решить проблему химических арсеналов, расположенных в различных районах побежденной Германии. После Первой Мировой войны ликвидация проводилась простейшим способом – затоплением. Поскольку катастрофических последствий в районах затоплений не обнаруживалось, отношение к допустимости затопления не пересматривалось вплоть до подписания Конвенции о запрещении разработки, производства, накопления и применения химического оружия и о его уничтожении (Конвенция, 1992). Однако ХО, затопленное до 1985 г., рассматривалось как уже уничтоженное, и никаких требований по ликвидации угрозы от затопленного оружия морским экосистемам в Конвенции не содержалось. Характеризующая документация, как правило, отсутствует или недоступна для гражданского общества. Впрочем, для Балтики завеса секретности была приоткрыта благодаря активности Хельсинской комиссии по защите морской среды Балтийского моря (ХЕЛКОМ), организовавшей экспертную группу HELCOM CHEMU (1994–1995). Материалы, собранные и проанализированные этой группой (HELCOM, 1995), побудили природоохранные ведомства и научные организации приступить к планомерному изучению воздействия затопленного ХО на окружающую среду и население региона.

Наиболее полные сведения о количестве, видах и районах затопления ХО представлены в отчетах (HELCOM, 1994; HELCOM, 2013; CHEMSEA, 2013). Согласно этим документам, достоверно известно, что в Балтийском море затоплена часть ХО, произведенного нацистской Германией и захваченного странами-победителями. Краткая история утилизации ХО в Балтийском море приведена в работе (Beldowski et al., 2020).

Производились различные виды ОВ: слезоточивые – хлорацетофенон; раздражающие, или ирританты – кларк 1, кларк 2, адамсит; удушающие – фосген, дифосген; кожно-нарывные – иприт, люизит; нервно-паралитический газ табун. Перечисленные виды ОВ различаются не только по воздействию на живые организмы, но и по их химической стойкости в морской среде, зависящей от растворимости в воде, скорости гидролиза и окисления, а также свойств самой среды. Практически нерастворимы адамсит и вязкий иприт, слабо растворимы другие виды иприта, люизит, кларк 1 и кларк 2, а высокой растворимостью и подверженностью гидролизу обладают фосген и табун.

Всего в период с 1935 по 1945 гг. Германия произвела около 65 тыс. тонн ОВ. В этой продукции преобладали высокостабильные ОВ. На долю нестабильных приходилось около 30 %. Распределение ХО по оккупационным зонам было следующим: в американской зоне – 94 тыс. тонн, в английской зоне – 122.5 тыс. тонн, во французской зоне – 9 тыс. тонн, в советской зоне – 62.5 тыс. тонн. Проблема ликвидации ХО обсуждалась в связи с принятием на Потсдамской конференции решения о демилитаризации Германии. Решение о ликвидации было принято в августе 1945 г., а в ноябре 1945 г. был опубликован документ, определяющий способ ликвидации химического оружия путем затопления в море как единственный практически реализуемый в то время. В январе 1946 г. оккупационным властям были предоставлены соответствующие полномочия. Англичане и американцы затопили несколько десятков судов с грузом ХО в проливе Скагеррак вблизи норвежского порта Арендал (150 тыс. тонн) и шведского порта Люсичиль (20 тыс. тонн). Франция не информировала о своих действиях. Советский союз предложил и получил согласие на затопление токсичных материалов в Балтийском море. В результате на дно Балтики в 1946–1947 гг. было сброшено около 35 тыс. тонн трофейного оружия и токсичных материалов, из которых около 2 тыс. тонн было затоплено в южной части Готландской впадины, а все остальное – в Борнхольмской впадине. Бомбы, снаряды и контейнеры сбрасывались за борт, что привело к их рассеянию по большим площадям. К указанному количеству следует прибавить ХО, затопленное в последние месяцы войны Вермахтом в проливе Малый Бельт (HELCOM, 2013). Документировано затопление двух барж с 1 тыс. тонн снарядов с табуном и еще 5 тыс. тонн ХО, содержащего табун и фосген, затопленных путем сбрасывания за борт. В 1959–1960 гг. снаряды из барж были подняты, залиты в бетонные блоки и затоплены в Бискайском заливе, но рассеянное ХО осталось на дне. Некоторое количество ХО обнаруживается по химическим пробам в Гданьском заливе (CHEMSEA, 2013), но документальное подтверждение этого затопления отсутствует. Все упомянутые районы затопления показаны на карте (рисунок 1). Имеются недокументированные свидетельства и о более поздних затоплениях. Однако подтвержденных данных достаточно, чтобы мотивировать заинтересованные страны выполнять специальный мониторинг районов, в которых обнаружено или прогнозируется химическое загрязнение с целью объективной оценки исходящей угрозы от затопленного ХО. Заметим, что Балтика – отнюдь не единственное море на планете, подвергшееся опасному химическому загрязнению. После первой и второй мировых войн, начиная с 1918 г., когда США затопили «где-то в Атлантике» судно с грузом люизита (Carton, Jagusiewicz, 2009), затопления производились в огромных масштабах. В результате подводные свалки ХО распространены по всему миру, в основном в Северном полушарии вблизи береговой линии. До 1970-х годов около 1 миллиона тонн устаревших или просроченных химических боеприпасов было сброшено в море (Beldowski et al., 2018). Согласно (Wilkinson et al., 2017), достоверно известно о расположении 127 районов затопления, а их возможное общее количество превышает 300.

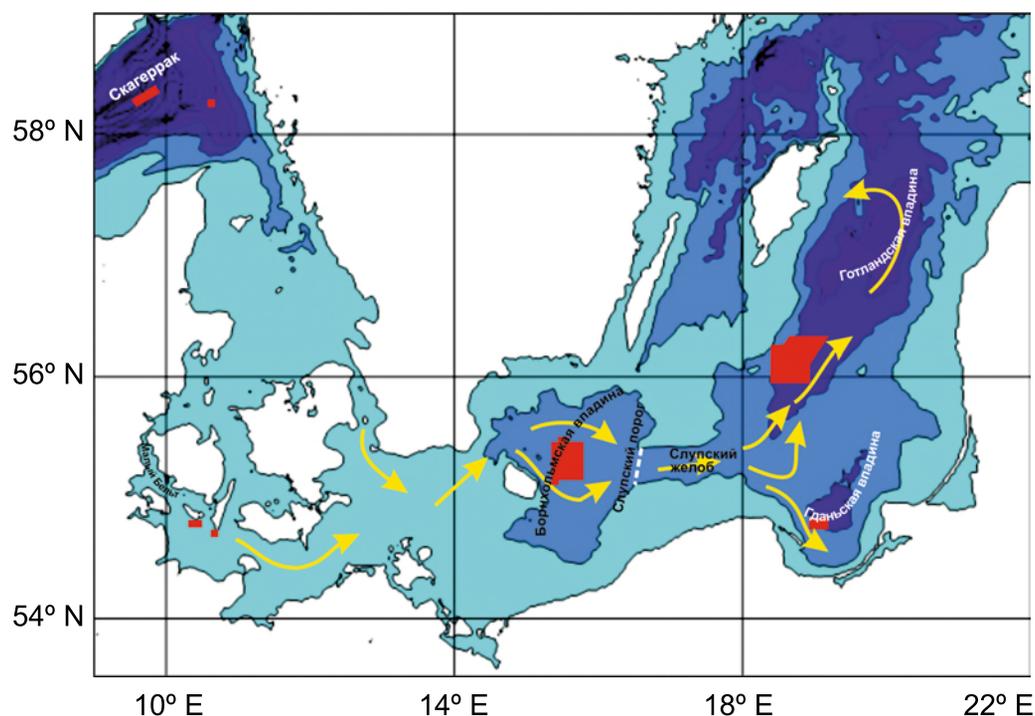


Рис. 1 – Районы затопления ХО в Балтийском море (красные фигуры).
Стрелками показана схема затоковых течений

Старение и разрушение со временем оболочек снарядов с ХО повышает возможности попадания отравляющих веществ в морскую среду в той или иной форме. Согласно имеющимся оценкам темпов коррозии металлических оболочек, их разгерметизация и возможный массовый выход ОВ должны были произойти примерно через 60–70 лет после затопления (HELCOM, 1994), т. е. в середине первого десятилетия XXI века, следовательно, прямое воздействие на морскую среду уже началось и может продлиться многие десятилетия, и этот прогноз имеет несомненные подтверждения в виде разрушенных химических бомб и снарядов, случайно выловленных рыбаками (HELCOM, 2013).

Иприт имеет склонность к образованию твердого или полутвердого комка и может сохраняться в этом состоянии на дне моря в течение десятилетий. Остальные виды ОВ, по мере высвобождения из оболочек, накапливаются в донных отложениях в иной форме. Наличие продуктов распада ОВ в осадках было зафиксировано во многих исследованиях не только в непосредственной близости от затопленных боеприпасов, но и на удалении от них (Söderström et al., 2018; Vanninen, 2020). Эти химические агенты представляют опасность в случае непосредственного контакта и в настоящее время (Li et al., 2016). Именно в этом состоит главная причина возникновения угрозы жизни в группе риска, в которую входят рыбаки, использующие донные тралы, и персонал, выполняющий гидротехнические работы на морском дне. Риск возрастает из-за появления опасных объектов за пределами обозначенных на картах первичных районов затопления. В период затопления часть опасного груза неконтролируемо сбрасывалась по пути следования к району затопления. Затем появились обширные районы

неконтролируемого перезатопления ХО, случайно выловленного рыбаками в первичных районах массового затопления, не имеющие четких границ (HELCOM, 2013). Необходимо учитывать и течения, которые способны перемещать по дну на некоторые расстояния массивные предметы. Периодические сообщения об артиллерийских снарядах, бомбах и частях торпед времен Второй мировой войны, обнаруженных в зоне приобоя на пляжах, ведут к предположению, что существует естественный процесс их переноса. Объекты ХО имеют небольшую отрицательную плавучесть и могут перемещаться прибрежными течениями и волнами. Обломки и твердое содержимое боеприпасов могут быть выброшены на берег. Известны случаи выноса небольших кусков белого фосфора на берега острова Узедом и к югу от Лиепай (HELCOM, 2013). Посетители пляжей могут принимать фосфор за кусочки янтаря. Фосфор, используемый в зажигательных бомбах, не относится к ОВ, но он обладает способностью к самовозгоранию и, оказавшись в руках людей, может причинить очень сильные ожоги. Однако перенос людьми или морем отдельных предметов ХО не является главным фактором химического загрязнения обширных акваторий. Существенно большим радиусом действия отличается перенос загрязненной взвеси течениями, и этот перенос представляется особенно важным и сложным для исследования.

При высвобождении ОВ вследствие разгерметизации оболочек, токсиканты проникают в поровые воды и поступают вместе с ними или с загрязненными частицами грунта в придонную воду. При этом действуют механизмы диффузии жидкости в пористой среде и взмучивания донных отложений течением в придонном погранслое. Поступление поровых вод может ускоряться благодаря явлению вытеснения жидкости из глубинных слоев, которое происходит вблизи диапиро-подобных структур, наблюдаемых в осадочной толще при выполнении высокоразрешенной сейсмической съемки в Борнхольмском районе затопления ХО (Missian, Feller, 2008). Аналогично действует поднимающийся ферментационный газ, генерируемый анаэробными микроорганизмами, а также процесс биотурбации, производимый бентофагами, которые роют норы, разрыхляя структуру донных отложений. Процесс адвекции, начинающийся при попадании загрязнений в придонное течение, существенно превосходит в скорости переноса предшествующие этому процессы диффузии при высвобождении ОВ. Отсюда следует, что именно адвекция играет основную роль в распространении загрязнений.

После попадания взмученного материала в придонную воду его адвективный перенос определяется всецело особенностями динамики вод в Балтийском море. Главной особенностью Балтики являются так называемые большие затоки вод Северного моря (Matthäus et al., 2006). Воды Северного моря имеют океанскую соленость и плотность, существенно превышающую плотность менее соленых вод Балтики. Их проникновению в Балтийское море препятствуют пороги в датских проливах и в Борнхольмском проливе, но при определенных синоптических условиях эти препятствия преодолеваются, происходит последовательное замещение глубинных вод во впадинах и формирование интенсивных течений на трассе распространения затоков. Первой на пути большого залива находится Борнхольмская впадина, в центре

которой затоплена большая часть ХО. Если объем свежей соленой плотной и содержащей кислород воды затока достаточно велик, то происходит радикальное и быстрое обновление большой массы старой, менее соленой и плотной, лишенной кислорода придонной воды. Заметим, что придонные течения во впадине в дозатоковые периоды не прекращаются, поэтому продолжается взмучивание загрязненных донных отложений и поддержание высокой концентрации загрязненной взвеси в глубинной воде. Вытесненная глубинная гипоксидная вода с загрязненной взвесью переносится по Слупскому желобу в соседние Гданьскую и Готландскую впадины (рисунок 1), где она некоторое время действует по той же схеме, что и заток в Борнхольмской впадине, но вслед за вытесненной старой борнхольмской загрязненной водой, при продолжающемся большом затоке в Борнхольмскую впадину, в Гданьскую и Готландскую впадины через Слупский желоб начинают поступать более чистые и умеренно аэрированные трансформированные воды, способные остановить стагнацию в дальних впадинах. Заметим, что трасса затоковых течений проходит не только через борнхольмскую свалку ХО, но и вблизи Готландского района затопления ХО, следовательно, изменение параметров придонной среды и воздействия придонных течений на донные отложения должны происходить и в этом районе.

Таким образом, в период большого затока, активная фаза которого продолжается несколько месяцев (Пака, Голенко, 2003; Пака, 2004), когда основной причиной течений вод под галоклином является большой градиент плотности вдоль цепочки впадин, происходит радикальное обновление придонных вод во впадинах и перемещение вместе со старыми водами содержащейся в них загрязненной взвеси на большие расстояния от первичных источников загрязнения. Одновременно по всей трассе усиливается взмучивание донных отложений и переотложение взвеси, сопровождающееся формированием зон вторичных загрязнений поверхности дна, которые затем могут укрываться незагрязненными осадками или вновь размываться и перемещаться локальными придонными течениями. В постзатоковые периоды в этом процессе начинает доминировать активность атмосферных воздействий, быстро перестраивающих топографию поверхности моря и, одновременно, структуру и силу течений в промежуточных и придонных слоях. Таким образом, можно заключить, что транспортировка загрязнений от их первичных источников происходит с перемежающейся скоростью, не имея при этом ограничений по дальности. Следовательно, существует конечная вероятность того, что продукты окисления и гидролиза ОВ в малых концентрациях могут оказаться в любом районе моря, создавая для экосистемы соответствующий риск. Точнее ареалы распространения взвешенных частиц дает моделирование (Zhurbas et al., 2008; Jakacki et al., 2020) и регулярные обследования реальной специфической загрязненности дна. В начале исследований признаком присутствия ОВ в пробе воды или донных отложений был мышьяк, определявшийся как химический элемент сравнительно просто физическим методами, но этот элемент присутствует и в иных антропогенных загрязнениях и природных материалах. Качественный скачок в возможностях объективной оценки ареалов распространения ОВ и их производных возник благодаря вхождению в состав участников международной кооперации обладателей

необходимой аппаратуры и эталонов химических соединений, позволяющих обнаруживать их в пробах методами масс-спектрометрии и хроматографии. Лидирующую роль в этом секторе сыграл Finnish Institute for Verification of the Chemical Weapons Convention (VERIFIN) – финский институт при Хельсинском университете, специализирующийся в области верификации боевых ОВ и их производных. В настоящее время достигнуты возможности определять основные материнские ОВ и 24 продукта их химических трансформации в морской среде (Bełdowski et al., 2022). Последнее чрезвычайно важно, так как именно токсичные вторичные продукты являются основными признаками химического загрязнения и реальными загрязнителями обширных акваторий на больших удалениях от первичных источников.

Основные угрозы для населения и окружающей среды

Угрозы для населения, связанные с ХО, возникают при высвобождении их токсичного содержимого в результате нарушения герметичности оболочки. В процессах, связанных с антропогенной деятельностью, помимо возможного прямого контакта с опасными объектами, рыбаки и персонал, занятый возведением гидротехнических сооружений, также косвенно рискуют вступить в контакт с зараженным оборудованием, таким, как рыболовные тралы, инструменты, подводные аппараты, комплекты для подводного плавания и соответствующее снаряжение. ХЕЛКОМ ведет ежегодный учет зарегистрированных инцидентов, связанных с химическими боеприпасами, выловленными рыбаками. С 1994 по 2012 г. было зарегистрировано 106 таких инцидентов. Случаи заражения указанных категорий населения отмечены в Германии и Дании. Кроме того в группе риска могут находиться и посетители пляжей в районах с выносом на берег опасных материалов. Встречи с затопленными боеприпасами возможны при возведении на морском дне нефтяных платформ, газовых терминалов, станций технического обслуживания, ветряных электростанций. На площадках гидротехнического строительства есть вероятность столкнуться с боеприпасами, погруженными глубоко в наносы. Увеличивает угрозу контакта с опасными материалами и объектами бурение скважин для геологических изысканий. То же относится и к прокладке морских кабелей и трубопроводов, а также к обследованию дна с использованием подводных аппаратов. Возможны выбросы на пляжи белого фосфора.

Большое значение в оценке вероятности опасных контактов с ХО имели исследования, выполненные концерном Nord Stream по плану строительства газопровода «Северный поток», в 2008 и 2010 гг. – до прокладки, в 2011 г. – во время прокладки и в 2012 г. – после прокладки (Sanderson et al., 2014). Исследования проводились по всей трассе, а не только на участках с повышенной вероятностью присутствия ХО. На датском, самом опасном участке трассы, первичные ОВ не были обнаружены ни в донных отложениях, ни в придонной воде. Что же касается продуктов деструкции первичных ОВ, то производные адамсита, кларка 1, фенилдихлорарсина, трихлорарсина и люизита были обнаружены в 29 из 391 взятых проб донных отложений. Выполнявшая

исследования группа датских экологов представила достаточно полный анализ полученных результатов с оценками рисков по формализованным алгоритмам. Кумулятивный коэффициент риска для рыбного сообщества для различных мест, рассчитанный как сумма фонового и дополнительного риска, колебался в пределах, соответствующих незначительному риску острого токсического воздействия. Совокупный риск при взмучивании отложений в полосе трубопровода во время укладки труб для рыбных сообществ составляет по их оценке менее 2 % от общего риска в районах с наибольшим расчетным риском, а анализы бентоса подтверждают вывод о низком уровне риска, связанного с ОВ, на протяжении многих лет. Этот же результат можно использовать как свидетельство о значительно больших рисках причинения вреда для биоты в «горячих» районах, с чем нельзя не считаться.

Риски для населения при контакте с растворенными ОВ в морской воде определяются степенью возможного поражающего эффекта. В (Руководство, 2004) приводится методика оценки рисков для здоровья населения при воздействии ОВ и классификация их уровней. Оценка канцерогенных рисков при накожном контакте с растворенным ипритом была выполнена в НПО «Тайфун» (Каткова, 2009) при концентрации растворенного иприта $2 \cdot 10^{-4}$ мг/л, равной значению ПДК для водоемов. Автор указывает, что реально известные концентрации в районе свалок ХО ближе к порогу обнаружения иприта – $0,15 \cdot 10^{-4}$ мг/л. При этих концентрациях уровни канцерогенного риска не превосходят верхней границы диапазона пренебрежимо малого риска. Однако следует учитывать, что исходные данные для получения этого вывода содержат неопределенности, ввиду недостаточности объема натуральных данных о реальных концентрациях иприта в воде и отсутствия данных о референтных дозах и факторах канцерогенного потенциала при накожном воздействии.

В дополнение к очевидным пагубным последствиям прямого контакта с ОВ, необходимо учитывать возможность поступления опасных веществ в пищевую цепь. Известны биологические симптомы, связанные с острым и долгосрочным воздействием токсичных веществ. Тяжелые металлы, соединения мышьяка, взрывчатые вещества, стойкие хлорированные соединения и другие искусственные соединения (ксенобиотики) вызывают особую озабоченность и требуют рассмотрения. Борнхольмская впадина, использовавшаяся для затопления, действует как ловушка для осаждающейся взвеси. Большую часть времени в придонном слое находится бескислородная вода. Биологическая активность в этих условиях понижена, поэтому поступление токсичных веществ в пищевую цепь незначительно. На основании экотоксикологических тестов (Sanderson et al., 2008; Sanderson et al., 2009; Emelyanov et al., 2010) можно сделать вывод, что рассматриваемые боевые ОВ не накапливаются в живых организмах и их способность к биоаккумуляции низкая. Однако нельзя исключать эту угрозу и, как отмечено выше, особенно в случае соединений мышьяка (Greenberg et al., 2016). Эти вещества после распада на неорганические соединения, из-за возможного накопления в организмах рыб, представляют угрозу также для людей. Следует отметить, что вблизи затоплений в Борнхольмской впадине находится один из районов размножения и лова трески. Основываясь на результатах моделирования (Sanderson et al., 2009;

Sanderson et al., 2010), было определено максимальное количество безопасного употребления в пищу рыбы, поступающей из этого района. Это количество варьирует в пределах 100–150 г в месяц. Данная оценка была выполнена для ОВ, содержащих мышьяк, без рассмотрения всех потенциальных продуктов их преобразования или распада. Получено заключение о необходимости дальнейших эмпирических исследований, особенно в отношении видового состава соединений мышьяка в рыбе и их канцерогенного воздействия, а также воздействия иприта на человека через морепродукты. В отчете (HELCOM, 1995) отмечается, что возможность отравления сернистым ипритом в результате потребления морепродуктов подтверждается газетными публикациями конца 1940-х гг. (июнь 1948 г., апрель 1949 г.). Сообщалось, что некоторые датские и немецкие потребители морепродуктов заболели после употребления в пищу икры трески, выловленной в районе Борнхольма, которая, как позже было выяснено, содержала сернистый иприт.

Установлено (Тарасов, 2009), что попавшее по пищевой цепочке в человеческий организм ничтожное количество ОВ обладает мутагенным действием, проявляющемся в изменениях в генетическом аппарате клетки (Харченко и др., 2012). Причем сильные воздействия, как правило, приводят к гибели клеток-мишеней, тогда как относительно слабые повышают долю клеток с генетическими повреждениями (Рахманин, 2005). Индуцированные мутации могут возникать как в половых, так и в соматических клетках организма, причем, если мутации в половых клетках не оказывают непосредственного негативного влияния на организм и результат их действия можно обнаружить лишь при долгосрочных популяционных исследованиях, то мутации в соматических клетках неблагоприятным образом сказываются непосредственно на здоровье пострадавших. Наиболее значимым результатом действия соматических мутаций является увеличение риска возникновения злокачественных новообразований, нарушение иммунитета и преждевременное старение (Бочков, 2003). Генетические последствия необратимы, и первоначально возникшие мутации не исчезнут из генофонда, в результате чего могут возникнуть практически неизлечимые, так называемые наследственные болезни и уродства, например, отсутствие конечностей у новорожденных и т.п.

В районе свалки в проливе Скагеррак обнаружены патологические изменения в печени и жабрах многих демерсальных рыб, в том числе у балтийского угря. Согласно результатам недавних исследований (Niemikoski et al., 2020), около 13 % обследованных рыб аккумулировали в мышечных тканях производные боевых ОВ в низких, но измеряемых количествах.

Угрозы и вред для окружающей среды, создаваемые компонентами ХО в море, проявляются в форме долгосрочных эффектов. Рыба, морские млекопитающие и морские птицы могут вступить в прямой контакт с ОВ при утечке из боеприпасов химического агента или через зараженную пищу. Например, контакт с ипритом проявится в виде волдырей на коже или слизистых оболочках рыб и морских птиц. Испытания по определению токсического воздействия на рыбу показали, что концентрация иприта 10 ppm оказывает смертельное действие на угрей, но не на камбалу (НАТО/ССМС, 1995). При анализе воздействия ХО на морских обитателей отмечены

трудности диагностики заболеваний кожи. Помимо ОВ, появление волдырей могут вызвать и другие химические агенты.

Российские исследования токсичности низких концентраций иприта, предположительно присутствующего в придонной воде вблизи затопленных боеприпасов, выявили негативное влияние на зоопланктон (*Daphnia Magna*), но не выявили влияния на брюхоногих моллюсков и рыб. Небольшие утечки, обнаруженные в боеприпасах с адамситом и хлорацетофеноном, также не являлись токсичными для вышеупомянутых организмов (National Report of the Russian Federation, 1993). Другие исследования воздействия ОВ на основе измеренных или смоделированных концентраций (Sanderson et al., 2007) показали, что экологические риски для фауны в районе борнхольмской свалки не могут быть исключены даже при низкой растворимости боевых отравляющих веществ. Фосфорорганические ОВ, такие как табун и зарин, являются наиболее токсичными (Kalinowski et al., 2013; Vesela et al., 2006). Мышьяксодержащие ОВ и сернистый иприт (Czub et al., 2021; Chmielińska et al., 2019) также могут вызвать острые хронические отравления. Как и люди, более крупные и долгоживущие морские обитатели подвержены хроническим заболеваниям, таким как рак или генетические дефекты, после длительного воздействия низких доз токсинов. Эти долгосрочные последствия часто бывают постепенными и могут оставаться скрытыми от диагностики. Следует отметить, что кроме возможного влияния боевых ОВ, причиной негативных изменений могут быть иные воздействия.

В районе Борнхольмской впадины проводились эксперименты по изучению воздействия ХО на балтийские мидии (*Mytilus trossulus*) (Lastumäki et al., 2020). В этом исследовании мидии были помещены в садках на два участка с потенциальным заражением на глубины 35 и 65 м и удерживались там в течение 25 месяцев. В тканях мидий не удалось обнаружить следов продуктов распада ОВ. Тем не менее, некоторые биохимические и гистохимические биомаркеры, индикаторы гено- и цитотоксичности, а также биоэнергетические параметры, показали значительную реакцию на присутствие ОВ. Обобщенный индекс, рассчитанный по отдельным биомаркерам и индикаторам, также показал более высокие значения на двух обследованных участках по сравнению с контрольным участком без ХО. Несмотря на то, что не удалось получить прямых доказательств, подтверждающих воздействие ОВ на мидии, эксперимент однозначно показал, что организмы в этом районе моря сталкиваются с экологическим стрессом, и это, вероятно, связано с химическим загрязнением от затопленного ХО. В других лабораторных экспериментах (Hoher et al., 2019), была доказана возможность биоаккумуляции мидиями окисированных форм адамсита и хлорацетофенона.

В работе (Baršienė et al., 2016) представлены результаты проведения микроядерных тестов для клеток крови салаки, выловленной в 2009–2014 гг. на 65-ти исследовательских станциях, расположенных в основном в зонах вдоль маршрутов транспортировки химических боеприпасов к местам затоплений ХО в Борнхольмской, Готландской и Гданьской впадинах. Микроядерный тест – это чувствительный и быстрый метод обнаружения структурных и численных хромосомных клеточных изменений в результате клеточных делений. Индикатором генотоксичности является

образование в клетках дополнительных микроядер и ядерных зачатков. Уровни генотоксичности оказались ниже на станциях, расположенных дальше от известных районов массового затопления ХО.

Предварительные результаты исследований, проведенных в работе (Lehtonen et al., 2013), показали более высокую вероятность негативного генотоксического действия ХО на территории свалок по сравнению с контрольными участками. Потенциальному риску подвергаются в основном бентофаги. В работе (Sanderson et al., 2008) представлены модельные расчеты и индексы токсичности ОВ для рыбы, обитающей на первичных и вторичных свалках в Борнхольмской впадине. Утверждается, что среди рыб уже сейчас возросло количество мутантов.

Исследования микробиоты в районе свалок в Борнхольмской и Готландской впадинах проводились НИЦ Экологической безопасности РАН (Medvedeva et al., 2009). Результаты не показали определенной зависимости изученных свойств от загрязнения мышьяком. Однако в ходе исследований был выявлен и выделен штамм бактерий, устойчивый к продуктам гидролиза сернистого иприта. Было показано, что этот штамм способен к биodeградации соединений, возникающих в результате абиотического гидролиза сернистого иприта даже при низких температурах (5 °С). Бактерии с такими свойствами, обнаруженные в пробах придонной воды на глубинах менее 1 м над морским дном, составляют до 85 % всех гетеротрофных бактерий в центре борнхольмской свалки и до 20 % на готландской свалке, за пределами известных свалок – 3 % от всех гетеротрофов. Авторы исследования пришли к выводу о возможности биodeградации продуктов гидролиза иприта естественными популяциями микроорганизмов, что эквивалентно самоочищению морской среды.

Значительный объем данных о токсичности свалок ХО и их влиянии на состояние биоты представлен в работах (Lang et al., 2018; Sanderson et al., 2010; Bełdowski et al., 2018). Проводился анализ по большому объему биомаркеров. Наиболее токсичными соединениями были признаны те, которые содержали мышьяк. Основываясь на измеренных концентрациях исходных соединений ОВ в отложениях Борнхольмской впадины, прямых рисков для рыб, мигрирующих в данном районе, обнаружено не было. Однако в целом экосистема находится в состоянии хронического стресса, а его источники полностью не выяснены (Sanderson et al., 2010). В работе (Bełdowski et al., 2018) было рекомендовано проведение регулярного мониторинга здоровья рыб, обитающих вблизи свалок с применением стандартизированных методов. Нет никаких сомнений в том, что глубокие бассейны Балтийского моря представляют собой специфические и частично враждебные среды обитания с характерными и часто неблагоприятными условиями, которые влияют на разнообразие и благополучие видов в этих районах. Кроме дефицита кислорода, появляется все больше свидетельств влияния ОВ на состояние здоровья рыбного сообщества. В уловах трески в данных районах довольно часто обнаруживались экземпляры с язвами на коже и дефектами скелета. Обследования болезней рыб должны быть частью комплексной программы мониторинга, включающей химические определения присутствия ОВ на свалках и оценки биологических эффектов на разных биологических уровнях (от молекулярного до индивидуального

и популяционного уровней). Любые зарегистрированные изменения и тренды должны служить «тревожным звонком» о неблагоприятном воздействии факторов окружающей среды на здоровье рыб. Какие бы стратегии мониторинга окружающей среды ни применялись, они должны всегда сопровождаться исследовательской деятельностью для получения и интерпретации исходных научных данных и, при необходимости, для улучшения стратегий и методов мониторинга.

Этапы развития исследований и нерешенные задачи

За период интенсивных научных исследований затопленного на Балтике ХО, выполнявшихся в рамках национальных и международных проектов, для которых отправной точкой была собранная в 1994–1995 гг. ХЕЛКОМ информация о послевоенных затоплениях ХО и экспертные оценки воздействия боевых ОВ на морскую среду и население, решено множество задач, необходимых для более полного понимания сущности проблемы и минимизации негативных последствий затоплений.

На первом этапе основное внимание уделялось конкретизации недостаточно точных сведений о расположении затопленного ХО. Проводились обследования с использованием гидроакустических и магнитометрических систем поиска, преимущественно буксируемых за судном. Результатом этих работ, значительная часть которых была получена в экспедициях НИС «Профессор Штокман» (Пака, Spiridonov, 2002; Пака, 2004) явилось нанесение на карту скоплений артефактов в районах затопления ХО в Борнхольмской впадине и в проливе Скагеррак (только в шведской зоне). Основные скопления рассеянных объектов и затопленные суда обнаружались в указанных границах. Полученная информация выявила «горячие точки» с признаками присутствия ХО и позволила приступить к поиску более надежных свидетельств высвобождения боевых ОВ из разрушающихся оболочек вблизи этих точек, используя стандартные пробоотборники донных отложений и придонной воды и ориентируясь на содержание в пробах атомарного мышьяка – единственного в то время трассерного элемента мышьяксодержащих ОВ. На этом этапе в работу вместе с Россией, представленной Институтом океанологии РАН, НИЦ Экологической безопасности РАН и НПО «Тайфун» Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, включились страны Евросоюза (проект FP6-INCO Modelling of Environmental Risks related to Sea-Dumped Chemical Weapons – MERCW, 2005–2009) – Финляндия, Германия, Дания и Бельгия. Благодаря кооперации, тематика и возможности исследований расширились. От Финляндии в состав исполнителей вошел институт VERIFIN, обладающий уникальными возможностями определять в пробах воды и донных отложений методами хроматографии и масс-спектрометрии боевые ОВ и продукты их разложения. Работы в море выполнялись на НИС «Профессор Штокман», а на завершающей стадии к нему присоединились НИС «Шельф» и «Fritz Reuter». За относительно короткое время удалось обследовать сравнительно небольшие участки актуальных районов, в основном, вблизи Борнхольма. При этом методами сейсмоакустики

и магнитометрии в толще илов были обнаружены скопления артефактов и было подтверждено присутствие ОБ и продуктов их разложения в морской среде (Missiaen, Feller, 2008; Missiaen et al., 2010). Появилась возможность верификации модельных расчетов распространения химического загрязнения, которые также начали выполняться в этот период (Zhurbas et al., 2008).

На следующем этапе исследования выполнялись в рамках международного проекта Chemical Munitions Search & Assessment (CHEMSEA), поддержанного программой «Интеррег – Регионы Балтики». Страны-участники: Польша (лидер), Финляндия, Германия, Литва, Швеция. Российский Национальный суб-комитет упомянутой международной программы участия в финансировании проекта CHEMSEA не принял, поэтому ИО РАН была отведена роль неассоциированного партнера-консультанта. Результаты CHEMSEA опубликованы в (Beldowski et al., 2016). Основным объектом исследования стал Готландский район затопления ХО (рисунок 1). В меньших масштабах продолжались исследования в Борнхольмском районе, и впервые специальные исследования были выполнены в Гданьской впадине и в Слупском желобе. В Готландском районе была осуществлена сплошная съемка с использованием гидролокатора бокового обзора (ГБО), буксируемого на оптимальном расстоянии от дна, при котором ширина полосы обзора составила 280 м, а предельно малый размер обнаруживаемых артефактов составлял 1 м. В остальных районах обследовались отдельные участки, недостаточно изученные ранее. Съемки позволили определить координаты около 40 тыс. подводных объектов, из которых около 17 тыс. были отнесены к вероятным предметам вооружения. Часть этих объектов была обследована визуально подводным аппаратом с видеокамерой и пробоотборником, в результате чего после полного химического анализа проб донных отложений несколько десятков объектов удалось идентифицировать как источники поступления в морскую среду сернистого иприта, адамсита, кларка 1 и кларка 2, трифениларсина и фенилдихлорарсина. Заметим, что возможности определения необходимого набора боевых ОБ и их производных были на этом этапе уже у трех участников проекта – финского института VERIFIN, Польской Военно-морской академии (PNA) и Шведского Агентства оборонных исследований (FOI).

Результаты CHEMSEA, наряду с результатами MERCW, были ассимилированы экспертной группой HELCOM MUNI (HELCOM, 2013), что способствовало организации следующего крупного проекта MODUM – Towards the Monitoring the Dumped Munitions Threat, выполнявшегося в 2014–2016 гг. с поддержкой Программы НАТО «Наука ради мира и безопасности». Россия, имевшая в период организации проекта взаимодействие с НАТО, была представлена в проекте Институтом океанологии РАН. В состав участников входило восемь стран Балтийского региона (Польша – лидер, Россия, Дания, Германия, Финляндия, Швеция, Литва, Эстония) и Канада. Проект имел целью разработать систему мониторинга районов затопления боеприпасов с использованием исследовательских судов, автономных подводных аппаратов AUV и телеуправляемых аппаратов ROV. Основные результаты проекта представлены в итоговой монографии (MODUM, 2018).

Большим достижением было освоение AUV в качестве автономного носителя ГБО для поиска подводных объектов (Klusek, Grabowski, 2018). AUV может эксплуатироваться на любом судне. Автономный аппарат не испытывает воздействия буксира, потому уровень шумов, а следовательно и точность воспроизведения контура объекта, необходимая для идентификации, максимально высока. Тот же эффект дает движение над дном на минимальных расстояниях без аварийного риска. Используя AUV, оставшиеся на Балтике необследованные или недостаточно обследованные районы можно дообследовать в минимальные сроки с минимальными затратами.

Российскими партнерами была усовершенствована методика измерений на разрезах CTDO с возможностью получения данных о придонном погранслое, а также разработано устройство для прицельного отбора проб грунта вблизи исследуемого подводного объекта для полного химического анализа с целью идентификации объекта. Задача идентификации стала актуальной после того, как в рамках проекта CHEMSEA были обнаружены многие сотни потенциально опасных объектов. Прицельный отбор проб сначала выполнялся с помощью ковша, смонтированного на ROV, с большими затратами судового времени. В развитие прицельного пробоотбора был создан 6-ковшовый пробоотборник с возможностью контролируемого перемещения вблизи объекта, с определением расстояния до объекта с погрешностью около 1 м и с видеоконтролем последовательного взятия 6 проб в каждом погружении (Пака, Чечко, 2018). Прицельный пробоотбор оказался производительнее химических анализов, возник избыток необработанных проб, поэтому пробоотбор пришлось приостановить.

Упомянутые методические нововведения, отраженные в отдельной главе итоговой монографии проекта (Beldowski et al., 2018), перешли в 2016 г. в практику натурных исследований по проекту Decision Aid for Munitions Management – DAIMON, действовавший до недавнего времени. Проект финансировался Программой Interreg / Baltic Sea Region. Страны-партнеры: Польша (лидер), Литва, Германия, Финляндия, Швеция, Норвегия и Канада. Атлантическое отделение Института океанологии РАН вошло в состав участников проекта в качестве ассоциированного партнера Технологического университета Чалмерс, Швеция. Задача проекта – найти подходы для управления рисками для того, чтобы инстанции, принимающие решения по оздоровлению морской среды, могли оценивать риски и выбирать варианты действий для конкретных районов затопления ХО. Исследования должны проводиться проверенными методами, одновременно должны разрабатываться новые биологические и химические методы оценки риска от воздействия ХО.

Благодаря постоянству состава основных участников международных проектов, задача мониторинга химического загрязнения дна моря переходила из проекта в проект, и специально созданная база данных о загрязнении донных отложений непрерывно пополнялась. В настоящее время эта база, размещенная в Институте океанологии Польской академии наук – ПАН, содержит 872 образца с положительными результатами анализа проб, отобранных с 2006 до 2019 гг. в рамках проектов MERCW, CHEMSEA, MODUM, DAIMON и DAIMON II и мониторинговой кампании, приуроченной в прокладке трубопроводов Северный Поток 1 и 2.

Заключение

Исследования по проекту DAIMON прервались в связи с пандемией COVID-19. У партнеров осталась возможность проводить самостоятельные работы по отдельным направлениям, но в отсутствие кооперации специальный комплексный мониторинг районов затопления ХО прекратился. Разрыв отношений коллективного Запада с Россией усугубил негативные моменты, сотрудничество России с западными партнерами вряд ли скоро восстановится. Тем не менее, проблему затопленного ХО нужно решать, принимая во внимание выводы о возможности перемещения токсичных материалов с взвесью на неограниченно большие расстояния и о реальности возникающих при этом рисков для морской биоты и людей.

Задачей незавершенного проекта DAIMON было дать научно обоснованные рекомендации по оздоровлению морской среды на Балтике. Эту задачу пришлось отложить, и главной причиной является прекращение работ в море. Для принятия решений о выполнении высокочрезвычайных работ по оздоровлению Балтики нужны убедительные аргументы. Чтобы их сформулировать, нужно завершить картирование потенциальных источников поступления ОБ во всех акваториях, где они могут находиться, кроме того, нужно идентифицировать каждый обнаруженный объект. Завершение картирования артефактов в недостаточно обследованных районах Балтики реально выполнимо с использованием AUV, оснащенных ГБО. Проблематично выполнить идентификацию тысяч обнаруженных артефактов. Чтобы идентифицировать ОБ, от каждого объекта должны быть отобраны и подготовлены пробы для доставки в специализированную лабораторию на полный анализ по трем десяткам химических трассерных веществ. Эта работа должна выполняться до тех пор, пока все потенциально опасные подводные объекты не будут разделены на реально опасные и безопасные. Для того, чтобы российские специалисты могли самостоятельно участвовать в решении этой отложенной задачи, необходимо:

- возобновить национальный проект специального мониторинга Балтийского моря, ориентированный на ликвидацию химической угрозы для всех видов деятельности на море и рекреации;
- обеспечить необходимое число гражданских химических лабораторий эталонами боевых ОБ и продуктов их деструкции в морских условиях или включить в состав исполнителей обладающую необходимыми возможностями аналитическую лабораторию военного ведомства;
- обеспечить достаточную квоту участия в проекте научных судов РАН или иных ведомств, учитывая, что действующая квота на исследование Балтийского моря совершенно недостаточна и без ее радикального увеличения выполнение проекта затянется на десятилетия;
- рассмотреть возможность разработки специальных судов, которые можно будет использовать в перспективе не только для морских исследований, включая оперативные полные химические анализы проб на борту судна, но и для работы с опасными объектами и материалами;

- рассмотреть возможность включения в состав участников и руководства проекта специалистов, способных находить профессиональные решения по дезактивации ХО.

Учитывая, что Балтика является не единственным морем, в котором затоплялось ХО, необходимо приступить к систематическим исследованиям аналогичных проблем в других морях России, отменив действующий до сего времени мораторий на информацию о затоплениях ХО и токсичных веществ, произведенных в СССР.

Благодарности. Работа проведена в рамках государственного задания для ИО РАН (№ FMWE-2021-0012) при частичной финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований в рамках гранта № 18-05-80031.

Список литературы

1. *Бочков Н. П.* Экологическая генетика человека // Экологическая генетика. 2003. Т. 1. № 1. С. 16–21.
2. *Каткова М. Н.* Оценка дермального риска для населения, проживающего в районе дампинга химического оружия в Балтийском море // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 4. С. 50–55.
3. *Конвенция* о запрещении разработки, производства, накопления и применения химического оружия и о его уничтожении. Женева. 1992.
4. *Пака В. Т.* Затопленное химическое оружие: состояние проблемы // Российский химический журнал. 2004. Т. XLVIII. № 4. С. 99–109.
5. *Пака В. Т., Голенко Н. Н.* Результаты экспериментальных исследований «большого Балтийского залива» в 2003 году // Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов Российских морей Северо-Западного бассейна. Апатиты, 2004. С. 367–387.
6. *Пака В. Т., Чечко В. А.* Обследование донных отложений вблизи подводных источников загрязнений // Океанология. 2018. Т. 58. № 5. С. 803–808.
7. *Рахманин Ю. А.* Роль генетических исследований при оценке влияния факторов окружающей среды на здоровье человека // Гигиена и санитария. 2005. № 6. С. 59–62.
8. *Руководство* по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду, Р 2.1.10.1920-04. Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. 143 с.
9. *Тарасов В. А.* Оценка канцерогенной активности химических соединений: проблемы и перспективы // Материалы V съезда Вавиловского общества генетиков и селекционеров; ИОГен РАН. М., 2009. С. 71–76.
10. *Харченко Т. В., Аржавкина Л. Г., Лось С. П., Язенок А. В., Жекалов А. Н., Крючкова А. С., Синячкин Д. А.* Генотоксическое действие токсикантов, относящихся к химическому оружию, и продуктов их деструкции на соматические клетки человека // Вестник военно-медицинской академии. 2012. № 4. С. 266–269.
11. *Baršienė J., Butrimaviciene L., Grygiel W., Stunžėnas V., Valskienė R., Greiciunaite J.* Environmental genotoxicity assessment along the transport routes of chemical munitions leading to the dumping areas in the Baltic // Marine Pollution Bulletin. 2016. Vol. 103. P. 45–53.
12. *Beldowski J., Klusek J., Szubska M., Turja R., Bulczak A. I., Rak D., Brenner M., Lang T., Kotwicki L., Grzelak K., Jakacki J., Fricke N., Östin A., Olsson U., Fabisiak J., Garnaga G., Nyholm J. R., Majewski P., Broeg K., Söderström M., Vanninen P., Popiel S., Nawala J.,*

- Lehtonen K., Berglind R., Schmidt B.* Chemical munitions search and assessment – an evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. 2016. Deep Sea Research. Part II. Topical studies in oceanography. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.01.017>.
13. *Beldowski J., Jakacki J., Grabowski M., Lang T., Weber K., Kotwicki L., Paka V., Rak D., Golenko M., Czub M., Söderström M.* Best Practices in Monitoring // Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat (MODUM): A Study of Chemical Munitions Dumpsites in the Baltic Sea. Springer Netherlands, Dordrecht, 2018. P. 213–239.
 14. *Beldowski J., Brenner M., Lehtonen K.* Contaminated by war: A brief history of sea-dumping of munitions // Marine Environmental Research. 2020. Vol. 162. P. 105–189.
 15. *Beldowski J., Czub M., Söderström M., Frey T., Brenner M., Vanninen A., Wendt J., Popiel S., Fabisiak J., Jakacki J., Grabowski M., Weber K., Reuter M., Tomes A., Paka V., Golenko M., Dawson G., Maser E.* The environmental impact of sea-dumped chemical munitions and the need for remediation efforts // NATURE. In press.
 16. *Carton G., Jagusiewicz A.* Historic Disposal of Munitions in US and European Coastal Waters, How Historic Information Can be Used in Characterizing and Managing Risk // Mar. Technol. Soc. J. 2009. Vol. 43. P. 16–32.
 17. *CHEMSEA.* CHEMSEA findings. Results from the CHEMSEA project – chemical munitions search and assessment: CHEMSEA consortium. 2013. https://www.researchgate.net/publication/324149647_CHEMSEA_Findings-Results_from_the_CHEMSEA_project_chemical_munitions_search_and_assessment. (дата обращения 10.06.2022).
 18. *Chmielińska K., Hubé D., Bausinger T., Simon M., Rivière G., Fauser P., Sanderson H.* Environmental contamination with persistent cyclic mustard gas impurities and transformation products // Global Security Health Science and Policy. 2019. Vol. 4 (1). P. 14–23.
 19. *Czub J., Nawala J., Popiel S., Brzezinski T., Maszczyk P., Sanderson H., Maser E., Gordon D., Dziedzic D., Dawidziuk B., Pijanowska J., Fabisiak J., Szubska M., Lang T., Vanninen P., Niemikoski H., Missiaen T., Lehtonen K., Beldowski J., Kotwicki L.* Acute aquatic toxicity of arsenic-based chemical warfare agents to *Daphnia magna* // Aquatic Toxicology. 2021. Vol. 230. P. 1–11.
 20. *Emelyanov A., Konev A., Vershilova E., Fyodorov D.* Protein complex of *Drosophila* ATRX/XNP and HP1a is required for the formation of pericentric beta-eterochromatin in vivo // Journal of Biological Chemistry. 2010. No. 285 (20). P. 15027–15037.
 21. *Greenberg M., Sexton K., Vearrier D.* Sea-dumped chemical weapons: environmental risk, occupational hazard // Clinical Toxicology. 2016. Vol. 54. P. 79–91.
 22. HELCOM. Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea // Report to the 16th meeting of Helsinki Commission, 8–11 March, 1994, from the ad hoc working group on dumped chemical munition (HELCOM CHEMU). Danish environmental protection agency. 1994.
 23. HELCOM. Final Report of the ad hoc Working Group on Dumped Chemical Munition (HELCOM CHEMU) to the 16th Meeting of the Helsinki Commission. HELCOM. 1995.
 24. HELCOM. Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea, 3 October, 2013. Report of the ad hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI). HELCOM. 2013.
 25. *Hoher N., Turja R., Brenner M., Nyholm J., Ostin A., Leffler P., Butrimaviciene L., Barsiene J., Halme M., Karjalainen M., Niemikoski H., Vanninen P., Broeg K., Lehtonen K., Berglind R.* Toxic effects of chemical warfare agent mixtures on the mussel *Mytilus trossulus* in the Baltic Sea: A laboratory exposure study // Marine Environmental Research. 2019. Vol. 145. P. 112–122.
 26. *Jakacki J., Andrzejewski J., Przyborska A., Muzyka M., Gordon D., Nawala J., Popiel S., Golenko M., Zhurbas V., Paka V.* High resolution model for assessment of contamination by

- chemical warfare agents dumped in the Baltic Sea // *Marine Environmental Research*. 2020. Vol. 161. P. 105–122.
27. *Kalinowski R., Chrzanowska E., Brytan M.* Czy istniejące standardy jakości środowiska dla wybranych fosforoorganicznych bojowych środków trujących zapewniają również ochronę ekosystemów? // *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 2013. No. 24. P. 39–41.
 28. *Klusek Z., Grabowski M.* Results of acoustic research in the CM deploying a reas // *Towards the monitoring of dumped munitions threat (MODUM): A study of chemical munitions dumpsites in the Baltic Sea*. Springer Netherlands, Dordrecht, 2018. P. 49–70.
 29. *Lang T., Kotwicki L., Czub M., Grzelak K., Weirup L., Straumer K.* The Health Status of Fish and Benthos Communities in Chemical Munitions Dumpsites in the Baltic Sea // *Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat (MODUM): A Study of Chemical Munitions Dumpsites in the Baltic Sea*. Springer Netherlands, Dordrecht, 2018. P. 129–148.
 30. *Lastumaki A., Turja R., Brenner M., Vanninen P., Niemikoski H., Butrimaviciene L., Stankevičiūtė M., Lehtonen K.* Biological effects of dumped chemical weapons in the Baltic Sea: A multi-biomarker study using caged mussels at the Bornholm main dumping site // *Marine Environmental Research*. 2020. Vol. 161. P. 38–51.
 31. *Lehtonen K., Lenio S., Schneider R., Leivuori M.* Assessment of the Baltic Dumpsites. Presentation given at 4th Periodic Meeting of the CHEMSEA Project. Hamburg, 2013.
 32. *Li C., Srivastava R. K., Athar M.* Biological and environmental hazards associated with exposure to chemical warfare agents: arsenicals // *Annals of N. Y. Academy of Science*. 2016. August. 1378 (1). P. 143–157.
 33. *Matthäus W., Nehring D., Feistel R., Nausch G., Mohrholz U., Lass H.* The inflow of high saline water into the Baltic Sea // *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952–2005*. Eds R. Feistel, G. Nausch, and N. Wasmund (Hoboken, NJ: Wiley). 2006. P. 265–309.
 34. MERCW. Modelling of environmental risks related to sea-dumped chemical weapons // http://cordis.europa.eu/project/rcn/74863_en.html. 2006. (дата обращения 10.10.2021).
 35. MODUM. *Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat: A Study of Chemical Munitions Dumpsites in the Baltic Sea* / Eds: J. Beldowski, R. Been, E. K. Turmus. Springer, NATO Science for Peace and Security Series, Sub-Series C. Environmental Security. 2018. 240 p.
 36. *Medvedeva N., Polyak J., Kankaanpaa H., Zaytseva T.* Microbial responses to sulfur mustard dumped in the Baltic Sea // *Marine Environmental Research*. 2009. No. 68. P. 71–81.
 37. *Missiaen T., Feller P.* Very-high-resolution seismic and magnetic investigations of a chemical munition dumpsite in the Baltic Sea // *Journal of Applied Geophysics*. 2008. Vol. 65. No. 3–4. P. 142–154.
 38. *Missiaen T., Söderström M., Popescu I., Vanninen P.* Evaluation of a chemical munition dumpsite in the Baltic Sea based on geophysical and chemical investigations // *Science of the Total Environment*. 2010. No. 408. P. 3536–3553.
 39. National Report of the Russian Federation. Complex analysis of the hazard related to the captured German chemical weapons dumped in the Baltic Sea. Moscow, 1993.
 40. NATO/CCMS. *Cross-Border Environmental Problems Emanating from Defence-Related Installations and Activities*. Vol. 2. Chemical Contamination. Report No. 205. Brussels 1995.
 41. *Niemikoski H., Straumer K., Ahvo A., Turja R., Brenner M., Rautanen T., Lang T., Lehtonen K., Vanninen P.* Detection of chemical warfare agent related phenylarsenic compounds and multi-biomarker responses in cod (*Gadus morhua*) from munition dumpsites // *Marine Environmental Research*. 2020. Vol. 162. P. 105–129.
 42. *Paka V. & Spiridonov M.* Research of dumped chemical weapons made by R/V “Professor Shtokman” in the Gotland, Bornholm & Skagerrak dump sites. In *Missiaen & Henriët. Renard Centre of Marine Geology*. 2002. Belgium. P. 27–42.

43. Sanderson H., Fauser P., Thomsen M., Sorensen P. PBT screening profile of chemical warfare agents (CWAs) // *Journal of Hazard Mater.* 2007. No. 148 (1–2). P. 210–215.
44. Sanderson H., Fauser P., Thomsen M., Sorensen P. Screening level fish community risk assessment of chemical warfare agents in the Baltic Sea // *Journal of Hazard Mater.* 2008. No. 154. P. 846–857.
45. Sanderson H., Fauser P., Thomsen M., Sorensen P. Human health risk screening due to consumption of fish contaminated with chemical warfare agents in the Baltic Sea // *Journal of Hazard Mater.* 2009. No. 162. P. 416–422.
46. Sanderson H., Fauser P., Thomsen M., Vanninen P., Soderstrom M., Savin Y., Khalikov I., Hirvonen A., Niiranen S., Missiaen T., Gress A., Borodin P., Medvedeva N., Polyak Y., Paka V., Zhurbas V., Feller P. Environmental hazards of sea-dumped chemical weapons // *Environmental Science and Technology.* 2010. No. 44. P. 4389–4394.
47. Sanderson H., Fauser P., Rahbek M., Larsen J. B. Review of environmental exposure concentrations of chemical warfare agent residues and associated the fish community risk following the construction and completion of the Nord Stream gas pipeline between Russia and Germany // *J. of Hazardous Materials.* 2014. No. 279. P. 518–526.
48. Söderström M., Östin A., Qvarnström J., Magnusson R., Rattfelt-Nyholm J., Vaher M., Jõul P., Lees H., Kaljurand M., Szubska M., Vanninen P., Beldowski J. Chemical Analysis of Dumped Chemical Warfare Agents During the MODUM Project // *Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat (MODUM): A Study of Chemical Munitions Dumpsites in the Baltic Sea.* Springer Netherlands, Dordrecht. 2018. P. 71–103.
49. Stipa T., Paka V. Modelling of ecological risks related to sea-dumped chemical weapons (MERCW) // *Proceedings of 2006 IEEE US/EU Baltic International Symposium.* Klaipeda. 2006. P. 583–586.
50. Vanninen P., Östin A., Beldowski J., Pedersen E., Söderström M., Szubska M., Grabowski M., Siedlewicz G., Czub M., Popiel S., Nawala J., Dziedzic D., Jakacki J., Pączek B. Exposure Status of Sea-Dumped Chemical Warfare Agents in the Baltic Sea // *Marine Environmental Research.* 2020. Vol. 161. P. 1–10.
51. Vesela S., Kuca K., Jun D. Toxicity of the nerve agent tabun to *Daphnia magna*, a new experimental species in military toxicology // *Chemistry and Ecology.* 2006. Vol. 22. P. 175–180.
52. Wilkinson I., Zilinskas R., Steiger A. M., Steiger D., Ong C., Chapman T., Brodsky B., Newman J., Brewer P. G. Chemical weapon munitions dumped at sea: an interactive map, 2017. <https://www.nonproliferation.org/chemical-weapon-munitions-dumped-at-sea>. (дата обращения 03.07.2020).
53. Zhurbas V., Elken J., Vali G. Pathways of suspended particles released in the bottom boundary layer of the Bornholm Deep, Baltic Sea, (Numerical Simulations) // *Proceedings of Ieee/Oes Us/ Eu-Baltic International Symposium.* 2008. P. 61–65.

Статья поступила в редакцию 19.04.2022, одобрена к печати 28.07.2022.

Для цитирования: Пака В. Т., Набатов В. Н. Химическое оружие в Балтийском море: потенциальные угрозы для окружающей среды и здоровья населения; пройденные и предстоящие задачи на пути решения проблемы // *Океанологические исследования.* 2022. Т. 50. № 2. С. 139–162. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2022.50\(1\).7](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2022.50(1).7).

**CHEMICAL WEAPONS IN THE BALTIC SEA:
POTENTIAL THREATS TO THE ENVIRONMENT AND PUBLIC HEALTH;
COMPLETED AND UPCOMING TASKS ON THE WAY
TO SOLVING THE PROBLEM**

V. T. Paka, V. N. Nabatov

*Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences,
36, Nakhimovskiy prospekt, Moscow, 117997, Russia,
e-mail: vpaka@mail.ru*

A brief overview of potential threats from chemical weapons (CW) dumped in the Baltic Sea is presented. The most common, long-acting and dangerous chemical warfare agents (CWAs) are those that are persistent in the marine environment. The main mechanisms of the transfer of CWAs from dumpsites to other areas of the Baltic Sea are considered. It is noted that the risk of acute effects on biota and humans of CWAs migrating in the form of polluted particulate suspended matter and polluting the sea bottom at large distances from dumpsites is negligible, but with regard to the harmfulness of CWAs entering the food chain, additional studies of their mutagenic and carcinogenic effects are needed. A step-by-step path for the development of complex research on the problem, the tasks of the stages and the role of international cooperation in their solution are presented. The need to continue field studies is substantiated to complete the mapping of dumped CW and monitoring areas of secondary contamination of the seabed, while attention should be paid to the identification of potentially hazardous underwater objects based on a complete chemical analysis of samples taken near the discovered artefacts. If it is impossible to cooperate with Western partners, Russia must find its own forces and means to complete the research in full.

Keywords: Baltic Sea, chemical weapons dumpsites, environmental threats

Acknowledgement: The work was carried out within the framework of the state task for the SIO RAS (subject No. FMWE-2021-0012) with partial financial support from the Russian Foundation for Basic Research via grant No. 18-05-80031.

References

1. Baršienė, J., L. Butrimaviciene, W. Grygiel, V. Stunzėnas, R. Valskienė, and J. Greiciu-naite, 2016: Environmental genotoxicity assessment along the transport routes of chemical munitions leading to the dumping areas in the Baltic. *Marine Pollution Bulletin*, **103**, 45–53.
2. Bełdowski, J., Z. Klusek, M. Szubska, R. Turja, A. I. Bulczak, D. Rak, M. Brenner, T. Lang, L. Kotwicki, K. Grzelak, J. Jakacki, N. Fricke, A. Östin, U. Olsson, J. Fabisiak, G. Garnaga, J. R. Nyholm, P. Majewski, K. Broeg, M. Söderström, P. Vanninen, S. Popiel, J. Nawala, K. Lehtonen, R. Berglind, and B. Schmidt, 2016: Chemical munitions search and assessment – an evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. *Deep Sea Research. Part II: Topical studies in oceanography*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.01.017>.
3. Bełdowski, J., J. Jakacki, M. Grabowski, T. Lang, K. Weber, L. Kotwicki, V. Paka, D. Rak, M. Golenko, M. Czub, and M. Söderström, 2018: Best practices in monitoring. *Towards the*

- monitoring of dumped munitions threat (MODUM): A study of chemical munitions dumpsites in the Baltic Sea*. Dordrecht, Springer Netherlands, 213–239.
4. Beldowski, J., M. Brenner, and K. Lehtonen, 2020: Contaminated by war: A brief history of Sea-dumping of munitions. *Marine Environmental Research*, **162**, 105–189.
 5. Beldowski, J., M. Czub, M. Söderström, T. Frey, M. Brenner, A. Vanninen, J. Wendt, S. Popiel, J. Fabisiak, J. Jakacki, M. Grabowski, K. Weber, M. Reuter, A. Tomes, V. Paka, M. Golenko, G. Dawson, and E. Maser, in press: The environmental impact of Sea-dumped chemical munitions and the need for remediation efforts. *NATURE*.
 6. Bochkov, N. P., 2003: Ekologicheskaya genetika cheloveka (Human ecological genetics). *Ekologicheskaya genetika*, **1** (1), 16–21.
 7. Carton, G. and A. Jagusiewicz, 2009: Historic Disposal of Munitions in US and European Coastal Waters, How Historic Information Can be Used in Characterizing and Managing Risk. *Mar. Technol. Soc. J.*, **43**, 16–32.
 8. CHEMSEA, 2013: CHEMSEA findings. Results from the CHEMSEA project – chemical munitions Search and assessment, CHEMSEA consortium: https://www.researchgate.net/publication/324149647_CHEMSEA_Findings-Results_from_the_CHEMSEA_project_chemical_munitions_search_and_assessment, (last accessed 10.06.2022).
 9. Chmielińska, K., D. Hubé, T. Bausinger, S. Simon, G. Rivière, P. Fauser, and H. Sanderson, 2019: Environmental contamination with persistent cyclic mustard gas impurities and transformation products. *Global Security Health Science and Policy*, **4** (1), 14–23.
 10. *Convention on the Prohibition of the Development, Production, Stockpiling and Use of Chemical Weapons and on their Destruction*. 1992, Geneva.
 11. Czub, J., J. Nawala, S. Popiel, T. Brzezinski, P. Maszczyk, H. Sanderson, E. Maser, D. Gordon, D. Dziedzic, B. Dawidziuk, J. Pijanowska, J. Fabisiak, M. Szubska, T. Lang, V. Vanninen, H. Niemikoski, T. Missiaen, K. Lehtonen, J. Beldowski, and L. Kotwicki, 2021: Acute aquatic toxicity of arsenic-based chemical warfare agents to *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, **230**, 1–11.
 12. Emelyanov, A. S., A. A. Konev, E. O. Vershilova, and D. S. Fyodorov, 2010: Protein complex of *Drosophila* ATRX/XNP and HP1a is required for the formation of pericentric beta-heterochromatin in vivo. *Journal of Biological Chemistry*, **285** (20), 15027–15037.
 13. Greenberg, M., K. Sexton, and D. VeARRIER, 2016: Sea-dumped chemical weapons: environmental risk, occupational hazard. *Clinical Toxicology*, **54**, 79–91.
 14. HELCOM, 1994: Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea. *Report to the 16th meeting of Helsinki Commission, 8–11 March 1994, from the ad hoc working group on dumped chemical munition (HELCOM CHEMU)*. Copenhagen, Danish environmental protection agency.
 15. HELCOM, 1995: *Final report of the ad hoc working group on dumped chemical munition (HELCOM CHEMU) to the 16th meeting of the Helsinki Commission*. HELCOM.
 16. HELCOM, 2013: *Chemical munitions dumped in the Baltic Sea, 3 October, 2013. Report of the ad hoc expert group to update and review the existing information on dumped chemical munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI)*. HELCOM.
 17. Hoher, N., R. Turja, M. Brenner, J. Nyholm, A. Ostin, P. Leffler, L. Butrimaviciene, J. Barsiene, M. Halme, M. Karjalainen, H. Niemikoski, P. Vanninen, K. Broeg, K. Lehtonen, and R. Berglind, 2019: Toxic effects of chemical warfare agent mixtures on the mussel *Mytilus trossulus* in the Baltic Sea: A laboratory exposure study. *Marine Environmental Research*, **145**, 112–122.
 18. Jakacki, J., J. Andrzejewski, A. Przyborska, M. Muzyka, D. Gordon, J. Nawala, S. Popiel, M. Golenko, V. Zhurbas, and V. Paka, 2020: High resolution model for assessment of

- contamination by chemical warfare agents dumped in the Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, **161**, 105–122.
19. Kalinowski, R., E. Chrzanowska, and M. Brytan, 2013: Czy istniejące standardy jakości środowiska dla wybranych fosforoorganicznych bojowych środków trujących zapewniają również ochronę ekosystemów? *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, **24**, 39–41.
 20. Katkova, M. N., 2009: Otsenka dermalnogo riska dlja naselenia prozhivajushhego v rajone dampinga hemitcheskogo oruzhia v Baltijskom more (Dermal risk assessment for population at the area of chemical weapons damping in the Baltic Sea). *Theoretical and applied ecology*, **4**, 50–55.
 21. Kharchenko, T. V., L. G. Arzhavkina, S. P. Los, A. V. Zhekalov, A. S. Kruchkova, and A. D. Sinjachkin, 2012: Genotoksicheskoe dejstvie toksikantov odnosjashihsjja k himicheskomu oruzhiju i productov ich destructsii na somaticheskie kletki cheloveka (Genotoxic impact of toxicants from chemical weapons and their destruction products on human somatic cells). *Newspaper of military-medical academy*, **4**, 266–269.
 22. Klusek, Z. and M. Grabowski, 2018: Results of Acoustic Research in the CM Deploying Areas. *Towards the monitoring of dumped munitions threat (MODUM): A study of chemical munitions dumpsites in the Baltic Sea*. Springer Netherlands, Dordrecht, 49–70.
 23. Lang, T., L. Kotwicki, M. Czub, K. Grzelak, L. Weirup, and K. Straumer, 2018: The health status of fish and benthos communities in hemical munitions dumpsites in the Baltic Sea. *Towards the monitoring of dumped munitions threat (MODUM): A study of chemical munitions dumpsites in the Baltic Sea*. Dordrecht, Springer Netherlands, 129–148.
 24. Lastumaki, A., R. Turja, M. Brenner, P. Vanninen, H. Niemikoski, L. Butrimaviciene, M. Stankevičiūtė, and K. Lehtonen, 2020: Biological effects of dumped chemical weapons in the Baltic Sea: A multi-biomarker study using caged mussels at the Bornholm main dumping site. *Marine Environmental Research*, **161**, 38–51.
 25. Lehtonen K., S. Lenio, R. Schneider, and M. Leivuori, 2013: *Assessment of the Baltic dumpsites. Presentation given at 4th periodic meeting of the CHEMSEA project*. Hamburg.
 26. Li, C., R. K. Srivastava, and M. Athar, 2016: Biological and environmental hazards associated with exposure to chemical warfare agents: arsenicals. *Annals of NY Academy of Science*, **1378** (1), 143–157.
 27. Matthäus, W., D. Nehring, R. Feistel, G. Nausch, U. Mohrholz, and H. Lass, 2006: The inflow of high saline water into the Baltic Sea. *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952–2005*. Eds: R. Feistel, G. Nausch, and N. Wasmund (Hoboken, NJ: Wiley), 265–309.
 28. MERCW, 2006: *Modelling of environmental risks related to Sea-dumped chemical weapons*. http://cordis.europa.eu/project/rcn/74863_en.html, (last accessed 10.10.2021).
 29. MODUM, 2018: *Towards the Monitoring of Dumped Munitions Threat: A Study of Chemical Munitions Dumpsites in the Baltic Sea*. Eds: J. Beldowski, R. Been, E. K. Turmus. Springer, NATO Science for Peace and Security Series, Sub-Series C. Environmental Security, 240 p.
 30. Medvedeva, N., J. Polyak, H. Kankaanpaa, and T. Zaytseva, 2009: Microbial responses to sulfur mustard dumped in the Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, **68**, 71–81.
 31. Missiaen, T. and P. Feller, 2008: Very-high-resolution seismic and magnetic investigations of a chemical munition dumpsite in the Baltic Sea. *Journal of Applied Geophysics*, **65** (3–4), 142–154.
 32. Missiaen, T., M. Söderström, I. Popescu, and P. Vanninen, 2010: Evaluation of a chemical munition dumpsite in the Baltic Sea based on geophysical and chemical investigations. *Science of the Total Environment*, **408**, 3536–3553.
 33. National Report of the Russian Federation, 1993: *Complex analysis of the hazard related to the captured German chemical weapons dumped in the Baltic Sea*. Moscow.

34. NATO/CCMS, 1995: Chemical contamination. Report No. 205. *Cross-border environmental problems emanating from defence-related installations and activities*. 2. Brussels.
35. Niemikoski, H., K. Straumer, A. Ahvo, R. Turja., M. Brenner, T. Rautanen, T. Lang, K. Lehtonen, and P. Vanninen, 2020: Detection of chemical warfare agent related phenylarsenic compounds and multi-biomarker responses in cod (*Gadus morhua*) from munition dumpsites. *Marine Environmental Research*, **162**, 105–129.
36. Paka, V. T. and M. V. Spiridonov, 2002: Research of dumped chemical weapons made by R/V “Professor Shtokman” in the Gotland, Bornholm and Skagerrak dump sites. *Missiaen & Henriët, Renard Centre of Marine Geology, Belgium*, 27–42.
37. Paka, V. T., 2004: Затопленное химическое оружие: состояние проблемы (Drowned chemical weapons: status of the problem). *Russian chemical journal*, **XLVIII** (4), 99–109.
38. Paka, V. T. and N. N. Golenko, 2004: Resultaty eksperimentalnykh issledovaniy “bolshogo Baltiyskogo zatoka” v 2003 godu (Field study of “the big Baltic inflow” in the year 2003). *Complex investigations of processes, characteristics and resources of Russian seas in Nord-Western basin. Apatity*, 367–387.
39. Paka, V. T. and V. A. Chechko, 2018: Obsledovanie donnykh otlozheniy vblizi podvodnykh istochnikov zagrijazneniy (Survey of bottom deposits nearby of underwater sources of contamination). *Oceanology*, **8** (5), 803–808.
40. Rahmanin, Y. A., 2005: Rol geneticheskikh issledovaniy pri otsenke vlijania faktorov okruzhashej sredy na zdorovje cheloveka (Role of genetic factors in influence of environmental factors on human health). *Hygiene and sanitation*, **6**, 59–62.
41. *Rukovodstvo po otsenke riska dlja zdorovja naselenia pri vozdeystvii khimicheskikh veshestv zagrijaznjajushih okrizhajushuju sredu (Manual for assessment of population health risk under effect of chemical substances polluting of environment)*. P 2.1.10.1920-04, 2004: Gossanepidnadzor of the Russian Health Ministry, 143.
42. Sanderson, H., P. Fauser, M. Thomsen, and P. Sorensen, 2007: PBT screening profile of chemical warfare agents (CWAs). *Journal of Hazard Mater*, **148** (1–2), 210–215.
43. Sanderson, H., P. Fauser, M. Thomsen, and P. Sorensen, 2008: Screening level fish community risk assessment of chemical warfare agents in the Baltic Sea. *Journal of Hazard Mater*, **154**, 846–857.
44. Sanderson, H., P. Fauser, M. Thomsen, and P. Sorensen, 2009: Human health risk screening due to consumption of fish contaminated with chemical warfare agents in the Baltic Sea. *Journal of Hazard Mater*, **162**, 416–422.
45. Sanderson, H., P. Fauser, M. Thomsen, P. Vanninen, M. Soderstrom, Y. Savin, I. Khalikov, A. Hirvonen, S. Niiranen, T. Missiaen, A. Gress, P. Borodin, N. Medvedeva, Y. Polyak, V. Paka, V. Zhurbas, and P. Feller, 2010: Environmental hazards of sea-dumped chemical weapons. *Environmental Science and Technology*, **44**, 4389–4394.
46. Sanderson, H., P. Fauser, M. Rahbek, and J. B. Larsen, 2014: Review of environmental exposure concentrations of chemical warfare agent residues and associated the fish community risk following the construction and completion of the Nord Stream gas pipeline between Russia and Germany. *J. of Hazardous Materials*, **279**, 518–526.
47. Söderström, M., A. Östin, J. Qvarnström, R. Magnusson, J. Rattfelt-Nyholm, M. Vaheer, P. Jöul, H. Lees, M. Kaljurand, M. Szubska, P. Vanninen, and J. Bełdowski, 2018: Chemical analysis of dumped chemical warfare agents during the MODUM project. *Towards the monitoring of dumped munitions threat (MODUM): A study of chemical munitions dumpsites in the Baltic Sea*. Dordrecht, Springer Netherlands, 71–103.
48. Stipa, T. and V. Paka, 2006: Modelling of ecological risks related to sea-dumped chemical weapons (MERCW). *Proceedings of 2006 IEEE US/EU Baltic International Symposium*, 583–586.

49. Tarasov, V. A., 2009: Otsenka kantserogennoj aktivnosti himitcheskih soedinenij: problemy I perspektivy (Evaluation of carcinogenic activity for chemical compounds: problems and prospects). *Proceedings of V Congress of Vavilov society of geneticists and breeders*, Moscow, IOGen RAN, 71–76.
50. Vanninen, P., A. Östin, J. Beldowski, E. Pedersen, M. Söderström, M. Szubska, M. Grabowski, G. Siedlewicz, M. Czub, S. Popiel, J. Nawala, D. Dziedzic, J. Jakacki, and B. Pączek, 2020: Exposure status of sea-dumped chemical warfare agents in the Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, **161**, 1–10.
51. Vesela, S., K. Kuca, and D. Jun, 2006: Toxicity of the nerve agent tabun to *Daphnia magna*, a new experimental species in military toxicology. *Chemistry and Ecology*, **22**, 175–180.
52. Wilkinson, I., R. Zilinskas, A. M. Steiger, D. Steiger, C. Ong, T. Chapman, B. Brodsky, J. Newman, and P. G. Brewer, 2017: *Chemical weapon munitions dumped at sea: an interactive map*. <https://www.nonproliferation.org/chemical-weapon-munitions-dumped-at-sea/> (last accessed 03.07.2020).
53. Zhurbas, V., J. Elken, and G. Vali, 2008: Pathways of suspended particles released in the bottom boundary layer of the Bornholm Deep, Baltic Sea (Numerical Simulations). *Proceedings of Ieee/Oes Us/Eu-Baltic International Symposium*, 61–65.

Submitted 19.04.2022, accepted 28.07.2022.

For citation: Paka, V. T., and V. N. Nabatov, 2022: Chemical weapons in the Baltic Sea: potential threats to the environment and public health; completed and upcoming tasks on the way to solving the problem. *Journal of oceanological research*, **50** (2), 139–162, [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2022.50\(1\).7](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2022.50(1).7).