

УДК 598.2(477.75)

РЕАКЦИИ ГИДРОБИОНТОВ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ МОРСКОЙ СРЕДЫ БУРОВЫМИ РАСТВОРАМИ И ШЛАМАМИ

© 2025 г. И. И. Руднева (ORCID: 0000-0002-9623-9467)

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь 299011, Россия

e-mail: svg-41@mail.ru

Поступила в редакцию 11.04.2024 г.

После доработки 13.09.2024 г.

Принята к публикации 25.09.2024 г.

Активное развитие нефте- и газодобычи на шельфе негативно влияет на морскую биоту, ухудшая условия существования и снижая жизнеспособность. В обзоре анализируются данные по влиянию буровых растворов и шламов, а также их компонентов на морские организмы из разных систематических групп. Обсуждается возможность использования гидробионтов для оценки экологического состояния прибрежных морских акваторий в районах интенсивной нефте- и газодобычи. Оцениваются перспективы применения природных заменителей токсичных материалов, входящих в состав буровых растворов, для снижения экологического риска.

Ключевые слова: экотоксикология, буровые растворы, фитопланктон, зоопланктон, макрофиты, бентос, рыбы

DOI: 10.31857/S0134347525010012

Согласно прогнозам, в период с 2008 по 2035 г. глобальный спрос на энергию вырастет на 53%, а производство жидкостей на основе нефти увеличится в общей сложности на 26.6 млн баррелей в день (Edge et al., 2016). Добыча нефти и газа на шельфе морей и океанов и их последующая транспортировка приобретают все большие масштабы. Это сопряжено с неизбежным загрязнением морской среды нефтью и нанесением существенного вреда прибрежным экосистемам и их обитателям, включая человека, использующего рекреационные и биологические ресурсы (Tamala et al., 2022; Khalturin et al., 2023). Для удовлетворения растущего спроса разведка нефти и газа будет расширяться за счет эксплуатации новых месторождений (Neff, 2003). В 2020 г. пробурено 39 000 скважин, в 2022 г. их число увеличилось до 49 600, а к 2026 г. оно может возрасти до 60 000 (Mahmoud et al., 2024). В результате выброса отходов бурения, их оседания на дне и накопления в грунтах усиливается воздействие на особо уязвимые экосистемы, к которым относятся глубоководные области и коралловые

рифы (Jones et al., 2021). Понимание механизмов ответных реакций организмов на эти антропогенные изменения имеет решающее значение для успешного управления добычей нефти и газа и для минимизации негативного воздействия на окружающую среду.

Токсические эффекты нефти и ее производных достаточно полно исследованы на гидробионтах из разных таксонов на разных стадиях онтогенеза (Патин, 2015; Pereira et al., 2022; Rudneva, 2023). При бурении нефтяных и газовых скважин используют специальные химические компоненты – буровые растворы, информация о токсичности которых для морской биоты крайне ограничена и противоречива (Antia et al., 2022; Yalman et al., 2022). Число разных видов буровых растворов стремительно увеличивается, и для оценки их влияния на морские экосистемы и их обитателей требуется систематизация накопленных знаний. Это также необходимо для дальнейшего совершенствования существующих и разработки новых адекватных подходов определения токсичности,

а также для создания менее токсичных смесей для снижения экологического риска при нефте- и газодобыче.

Цель настоящего обзора – проанализировать токсическое воздействие разных видов буровых растворов и шламов на морские организмы в зависимости от их биологических, экологических и видовых особенностей, а также оценить экологический риск отходов бурения для морской биоты.

Буровые растворы и шламы, их назначение и классификация

Буровые растворы – это жидкости, используемые для контроля при бурении скважин. Они необходимы для предотвращения трения, вызывающего сопротивление и нагрев при бурении скважин как в наземных условиях, так и в шельфовой зоне морей и океанов. Это сложные многокомпонентные дисперсные смеси, состоящие из воды, суспензионных, эмульсионных и аэрированных жидкостей, а также органических растворителей, тяжелых металлов и глины (Бережной, Вербицкий, 2022; Neff, 2003; Pérez et al., 2017). По мере приближения к пласту происходит выделение углеводородов и пластовых вод, которые смешиваются с буровым шламом и буровыми растворами и поднимаются на поверхность. Смесь пластового шлама, углеводородов, пластовых вод и буровых растворов увеличивает реологические параметры (пластическую вязкость, предел текучести и другие) буровых растворов.

Буровые растворы в зависимости от их основного жидкофазного компонента делятся на три группы: растворы на водной основе (WBF), растворы на нефтяной основе (OBF) и растворы на синтетической основе (SBF) (рис. 1).

Буровые растворы на водной основе представляют собой суспензию твердых минералов, растворенных в воде (Holdway, 2002; Deka, 2023). Для разбавления или диспергирования, а также для контроля вязкости, предела текучести и прочности геля используют буровые растворы на основе воды, в которой растворены разные компоненты, более 90% из которых составляют барит, бентонит, лигнит, лигносульфонат и модифицированные танины, а также тяжелые металлы (Pérez et al., 2017; Ejileugha et al., 2022).

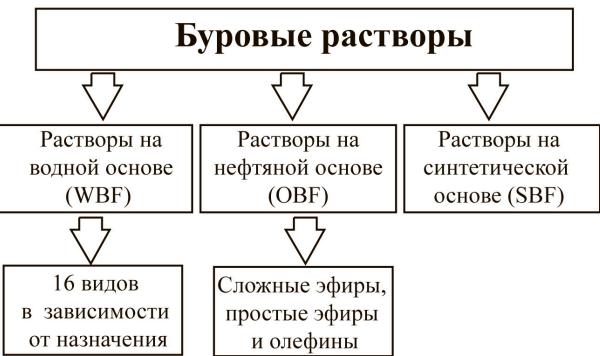


Рис. 1. Классификация буровых растворов.

Для эффективности буровых растворов при высоких температурах и устойчивости к загрязнению солями и кальцием в них вводят химические комплексы с тяжелыми металлами, образующими гидролизуемые соединения (хромтантанаты, ферротантанаты и оловотантанаты). Число остальных компонентов может варьироваться от восьми до двенадцати. Если первоначально число возможных добавок составляло 20, то в настоящее время оно увеличилось до 100 (Du et al., 2011).

При сбросе WBF и шлама в море около 90% массы твердых частиц (более крупные и флоккулированные твердые частицы) образуют шлейф, который быстро оседает на дне. Остальные 10% массы твердых частиц шлама состоят из мелкозернистых дефлоккулированных частиц и растворимых компонентов, которые течением относятся от платформы и распределяются в морской воде. Через 10 мин на расстоянии до 10 м от места сброса они разбавляются в 100 раз и на расстоянии около 100 м от платформы – в 1000 раз. Считается, что из-за быстрого растворения в толще воды вред гидробионтам маловероятен (Melton et al., 2004).

Однако WBF и твердые частицы шлама оседают на морском дне, образуя скопления, которые содержат высокие концентрации веществ, в том числе тяжелых металлов, особенно бария (из барита бурового раствора), а также хрома, свинца и цинка. Металлы, связанные с баритом, обладают низкой биодоступностью и не накапливаются в тканях бентосных организмов. В связи с этим исследователи считают, что буровые растворы на водной основе нетоксичны или малотоксичны, если они не содержат повышенных концентраций нефтяных

углеводородов, особенно дизельного топлива. Наиболее токсичны лигносульфонаты хрома и феррохрома, но в настоящее время для снижения экологического риска эти дефлоккуляты заменяют нетоксичными компонентами.

Жидкости на нефтяной основе снижают трение, они могут применяться в условиях высоких температур при бурении под большим углом и для скважин с отклонением от вертикали. В OBF в качестве непрерывной фазы используется дизельное топливо, минеральное масло или другие масла, а в качестве дисперсной фазы – вода. В состав OBF также входят барит, глины, эмульгаторы, бурый уголь, известь и другие добавки. Сбросы шлама OBF более токсичны, чем отходы от WBF, и представляют серьезную угрозу для окружающей среды. Использование OBF сокращается из-за дополнительных затрат на транспортировку сточных вод на берег, нормативных ограничений и необходимости применения систем биологической очистки. Однако спрос на них остается высоким, поскольку эти буровые растворы обладают определенными преимуществами и играют незаменимую роль при экстремально высоких температурах и давлении (Zheng, He, 2023). В водной экосистеме отходы OBF могут оказывать прямое и косвенное токсическое воздействие на организмы, способствуя возникновению гипоксии и аноксии, которые развиваются вследствие микробной деградации органических компонентов (Strachan, Kingston, 2012).

В середине 1990-х гг. компании, производящие буровые растворы, стали выпускать жидкости на синтетической основе, которые обеспечивают высокую эффективность бурения как OBF, но при этом, как и WBF, малотоксичны. Они представляют собой эмульсии, в которых синтетическая жидкость образует непрерывную фазу, вода и химические вещества служат дисперсной фазой (Bybee, 2004). Жидкости на синтетической основе особенно эффективны для глубоководных бурений и сверления наклонных отверстий. Они способствуют удалению выбуренной породы из скважины, контролируют пластовое давление, обеспечивают герметизацию проницаемого пласта и поддержание устойчивости ствола скважины и выполняют множество других важных функций. Однако шлам, образующийся при их применении,

содержит значительное количество бурового раствора, который вреден для водных организмов (Folayan et al., 2022).

В последнее время выделяют группу неводных буровых растворов (NADF) – эмульсии, в которых непрерывная фаза представляет собой неводную базовую жидкость с добавками для получения требуемых свойств. Эмульгаторы применяются для стабилизации воды в масле. Неводные буровые растворы подразделяются на три группы. Группа I – жидкости с высоким содержанием ароматических углеводородов (AUV). В нее входят сырая нефть и ее производные: дизельное топливо и обычные минеральные масла, общее содержание ароматических соединений в них составляет от 5 до 35%. Группа II – жидкости с содержанием AUV от 0.5 до 5%, которые также получают из сырой нефти. Группа III включает жидкости с низким содержанием AUV и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) (менее 0.5 и 0.001% соответственно) (Aslan et al., 2019).

Отработанный буровой раствор образуется в результате замены системы бурового раствора при изменении свойств пласта, удалении остатков бурения и утечке в системе циркуляции бурового раствора. Отходы состоят из измельченной горной породы, выбуренной в процессе прохождения ствола скважины и вынесенной на поверхность вместе с циркулирующей промывочной жидкостью (Бережной, Вербицкий, 2022). Твердые отходы бурения делятся на две категории: отходы на водной основе и нефтесодержащие отходы. Первая категория представлена обычными твердыми промышленными отходами, содержание загрязняющих веществ в которых определяется разными типами буровых растворов. Наиболее опасными во всем мире считаются нефтесодержащие отходы бурения.

Количество отходов на месторождениях нефти может достигать 1 млн тонн в год. В состав этих отходов входят неорганические соли, тяжелые металлы, нефтепродукты и большое количество органических полимеров (Du et al., 2011; Seyedmohammadi, 2017). Непрерывный сброс бурового шлама и случайные разливы сырой нефти на глубоководных морских участках приводят к значительному накоплению в морских отложениях, почве и толще воды трудно поддающихся биологическому разложению

опасных химических веществ (бензол, толуол, этилбензол и ксиол, а также ПАУ). Данные вещества представляют значительную угрозу для морской экосистемы и здоровья человека (Folayan et al., 2022). Шум, возникающий при бурении, также оказывает негативное воздействие на морские организмы, влияя на темпы образования биопленок и снижая скорость оседания личинок и развития постличинок гидробионтов (Cervello et al., 2023).

После использования буровые растворы подлежат утилизации, так как многие из них являются токсичными и обладают мутагенной и канцерогенной активностью (Antia et al., 2022; Pereira et al., 2022; Xiong, Han, 2023). Однако имеются сведения, что эти вещества могут проявлять положительные эффекты, стимулируя рост растений (Седых и др., 2004).

За последние несколько десятилетий регулирующие органы во всем мире запретили сброс буровых растворов на нефтяной и синтетической основе в морскую среду (Bakke et al., 2013). Операторы, использующие неводные буровые растворы, должны либо очищать отходы перед сбросом до уровня $<1\%$ шлама (технически возможно, но сложно и дорого), либо отправлять шлам на берег для утилизации, либо повторно закачивать его в пласты горных пород. Сброс буровых растворов на водной основе в море пока не запрещен, хотя их экологическое воздействие на организмы-фильтраторы в глубоководных системах остается недостаточно изученным (Strachan, Kingston, 2012). При этом известно, что длительное воздействие буровых растворов, особенно растворов на неводной основе, негативно влияет на морских гидробионтов (Denoyelle et al., 2012).

В настоящее время в связи с ужесточением требований по охране окружающей среды производители стараются заменять токсичные компоненты менее токсичными, полученными из растительного сырья и микроорганизмов, такими, как порошок из микроводорослей (Go et al., 2019; Borah et al., 2021; Thibodeaux et al., 2023).

Для оценки токсического воздействия буровых растворов применяются экотоксикологические методы и лабораторные тесты, позволяющие по откликам организмов выявить негативное влияние веществ, определить

допустимые уровни их присутствия в водных объектах и возможные изменения в экосистемах, а также оценить экологический риск (Beyer et al., 2016). Нефтяные и газовые скважины, сооружение которых непосредственно связано с применением буровых растворов, расположены, в основном, в шельфовой зоне и потому в наибольшей степени влияют на планктонные и бентосные сообщества.

Влияние буровых растворов и шламов на фитопланктон и одноклеточные организмы

В экологических исследованиях особое внимание уделяется возможному токсическому воздействию буровых растворов на морскую биоту, в частности, на фитопланктон, который находится в основе пищевой цепи, но его чувствительность может отличаться от реакций многоклеточных организмов. Отклики гидробионтов из разных таксонов могут существенно варьировать, поскольку эти морские организмы имеют разную клеточную, метаболическую и физиологическую организацию. Поэтому для экотоксикологической оценки буровых растворов недостаточно использовать какой-либо один вид.

Исследование фитотоксичности буровых растворов проведено на 85 видах одноклеточных водорослей. Реакции, изученные на представителях шести порядков, в ряде случаев значительно различались, что зависело от особенностей исследуемых тест-объектов, условий эксперимента и вида токсиканта. Разнообразие ответных реакций затрудняет оценку фитотоксичности буровых растворов. Для определения пороговых концентраций их токсического действия рекомендовано использовать чувствительные организмы, населяющие разные экосистемы, с учетом жизненных стадий гидробионтов и применением адекватных биомаркеров (Lewis, Pryor, 2013). Например, бентосные бактериальные сообщества при добавлении различных видов буровых шламов (естественного происхождения и искусственно сформированных) показали неоднозначные реакции: в одних случаях бактериальные сообщества интенсивно развивались, в других происходило ингибирование роста колоний (Still et al., 2000).

Буровые растворы на основе масла и воды в концентрации 20 мг/л через 96 ч вызывали максимальный летальный эффект диатомовой

одноклеточной водоросли *Phaeodactylum tricornutum* (см.: Тарасова, Гаевая, 2021). У морской диатомовой водоросли *Skeletonema costatum* под действием буровых растворов и шламов на водной и нефтяной основах уже в первые несколько минут происходило снижение фотосинтетической способности, но гибель клеток в первый день была невысокой (Østgaard, Jensen, 1985). Показано, что наиболее чувствительным индикатором токсичности является скорость роста диатомей, она полностью снижалась даже у культур, которые выглядели нормальными и физиологически неповрежденными. Воздействие растворов на основе дизельного топлива в концентрациях 100–1000 ppm значительно подавляло скорость роста *S. costatum*, тогда как растворы на водной основе оказывали аналогичный эффект только при концентрации 100 000 ppm. Буровые растворы на нефтяной основе с низким содержанием ароматических соединений давали промежуточные эффекты, зависящие не только от базового масла, но и от состава бурового раствора и от изменений, происходящих во время бурения (Østgaard, Jensen, 1985).

Значения средней летальной концентрации (ЛК₅₀) буровых растворов и некоторых добавок к ним протестированы на бактериях *Vibrio fischeri* с помощью метода Microtox. Показано, что для бактерий не токсичны буровой крахмал, многоатомные спирты и природные высокомолекулярные полимеры. Намного ниже допустимых уровней были ЛК₅₀ сульфатных, фенольных, лигнитных, асфальтеновых и трисульфонатных буровых растворов (Zhu, Liu, 2015). Для морских фораминифер буровые шламы на неводной основе оказались более токсичными, чем шламы на водной основе (Denoyelle et al., 2012).

Таким образом, экспериментальные исследования влияния буровых растворов на морские одноклеточные организмы показали разные эффекты, которые зависели от вида тестируемого организма, токсиканта и условий эксперимента. В целом отмечено, что буровые растворы на водной основе менее токсичны, чем буровые растворы на синтетической основе.

Влияние буровых растворов и шламов на морскую растительность

Водная растительность играет важную роль в функционировании морских экосистем

благодаря производству кислорода, связыванию углерода и положению в пищевых цепях. Макрофиты и морские травы преобладают в литоральных зонах, где часто происходят разливы нефти в результате ее добычи, транспортировки и бурения скважин. В то же время, прибрежные экосистемы являются местами размножения, нагула и кормления многих видов гидробионтов.

В обзоре Льюиса и Прайора анализируются исследования фитотоксичности буровых растворов, проведенные на многоклеточных водорослях, растениях мангровых зарослей и нескольких видах морских трав. Как и в случае с одноклеточными водорослями, наблюдаемые реакции существенно различались у тестируемых видов и зависели от условий эксперимента и от токсиканта, что затрудняло оценку токсичности буровых растворов (Lewis, Pryor, 2013). При экспозиции морской травы *Thalassia testudinum* и ее эпифитов в течение 12 нед. в среде с буровым раствором в концентрации 100 мг/л токсических эффектов и изменений в содержании хлорофилла *a* и *b* в листьях растения-хозяина не выявлено, но отмечено изменение биомассы эпифитов (Macaulay et al., 1990).

В Мексиканском заливе для изучения воздействия сбросов нефтяных буровых растворов на экосистемы зарослей *Thalassia* использовали метод микрокосма неповрежденного керна морской травы, позволяющий приблизить условия лабораторного эксперимента к природным (Kelly et al., 1987). В ходе исследования были выявлены изменения как автотрофных видов (морская трава и водоросли-эпифиты), так и гетеротрофных (доминирующие донные макробеспозвоночные), а также отклонения в процессах первичной продукции и разложения. Физические нарушения были обусловлены повышенной мутностью воды и седиментацией, другие изменения являлись непосредственной реакцией на токсичные компоненты буровых растворов (Kelly et al., 1987). Под действием бурового раствора и монтмориллонитовой глины у *T. testudinum* и ее эпифитных водорослей, помещенных в проточную систему, снижалась биомасса эпифитов, однако изменения в морфологии выживших водорослей не отмечены. Продуктивность талассии (поглощение углерода и скорость роста) при 10-суточном

воздействии бурового раствора в концентрации 200 мкл/л и 1000 мкл/л снижалась. Эффект был выражен в большей степени летом и осенью, что обусловлено сезонными изменениями в распределении и утилизации углеводов тканями растения. Влияние монтмориллонитовой глины на морскую траву и водоросли-эпифиты во всех тестах проявлялось неоднозначно (Price et al., 1986).

В прибрежных донных биоценозах широко представлена морская трава *Zostera marina*, которая, отличаясь высокой продуктивностью, играет важную роль в структуре и функционировании экосистем, служит кормом и убежищем для многих морских обитателей и наряду с макрофитами участвует в процессах утилизации биогенов. Зостера образует массивные заросли в прибрежье, наиболее загрязненном тяжелыми металлами и органическими соединениями. Являясь хорошим фиторемедиатором, зостера аккумулирует поллютанты, которые отрицательно влияют на ее жизнедеятельность (Neshovska et al., 2021; Bejarano et al., 2023). В результате интенсивной антропогенной деятельности, включая нефте- и газодобычу на шельфе, исчезло около 29% мирового запаса *Z. marina* (Short et al., 2016).

Отмечено крайне негативное влияние на зостеру тяжелых металлов, входящих в состав буровых растворов. Токсическое воздействие по-разному проявляется в разных частях растения. При инкубации в течение 7 сут в воде с концентрацией меди 250 и 500 мкг/л (соответственно 3.9 и 7.8 мкМ Cu), металл накапливался в листьях, снижая интенсивность фотосинтеза, активировал свободнорадикальное окисление и индуцировал гены ферментов защитной антиоксидантной системы, а также изменял регуляцию генов, ответственных за синтез металло-тионеинов (Vuapet et al., 2019; Mohammadi et al., 2019). При интоксикации *Z. marina* медью ЛК₅₀ составила 28.9 мкмоль, кадмием – 2246.8 мкмоль, что свидетельствует о большей токсичности меди по сравнению с кадмием. Одновременное действие Cu и Cd на фотосинтез имело выраженный синергический эффект. Через 14 сут инкубации растения в растворе меди ее концентрация в листьях и корнях была в 48 и 37 раз выше, чем в листовом влагалище, и в 14 и 11 раз выше, чем в корневище. Концентрация

Cd убывала в последовательности корни > листья > корневище > листовое влагалище. Многие металлы, например, As, Cu, Fe, Pb Cd, Co, Zn и Hg, накапливались в клеточных органеллах, а Cd отмечен также в цитоплазме. Таким образом, даже кратковременная интоксикация зостеры тяжелыми металлами в концентрации ниже ЛК₅₀ приводит к токсическим эффектам (Qiao et al., 2022).

В ходе собственных исследований по оценке влияния на зостеру бурового раствора на основе гемицеллюлазы показан угнетающий эффект на рост и развитие корней и листьев растения при невысоких концентрациях токсиканта (0.004–10 мг/л). Однако при повышении его содержания проявилось выраженное стимулирующее действие, отмечен прирост биомассы. Эти различия явились следствием существенной модификации обменных процессов растения, которые могут привести как к усилению его защитных реакций и развитию компенсационного эффекта за счет наращивания биомассы, так и к токсическому эффекту, приводящему к ингибированию прироста листьев. В состав многих буровых растворов входят тяжелые металлы, которые могут оказывать токсическое воздействие на растения и способствовать угнетению их жизненных функций, однако в комбинации с другими компонентами возможны синергетические и антагонистические реакции (Руднева и др., 2024). Подобное влияние отходы бурения оказывают и на наземные сельскохозяйственные растения (Седых и др., 2004). Показано, что в природных условиях зостера в больших количествах накапливает медь и кадмий и может служить удобным биоиндикатором загрязнения вод тяжелыми металлами, которые содержатся в буровых растворах (Hu et al., 2019). Определение токсичности буровых растворов с использованием *Z. marina* позволит выявить наиболее опасные для морских сообществ компоненты, а также определить их допустимые концентрации для морской среды.

При изучении фитотоксичности буровых растворов и их компонентов высказано предположение, что водная растительность менее чувствительна, чем животные. Однако параллельные сравнения токсичности для разных видов растений проводились редко, а полученные при этом данные противоречивы. Результаты

немногочисленных сравнений токсического воздействия разных концентраций буровых растворов для тестируемых видов растений и животных также неоднозначны (Lewis, Pryor, 2013; Mazlova et al., 2019) и требуют дальнейшего более детального исследования.

Влияние буровых растворов и шламов на морских беспозвоночных

Морских беспозвоночных широко используют в исследованиях токсичности буровых растворов и шламов. Однако следует учитывать следующие обстоятельства: воздействие буровых отходов происходит в течение длительного периода времени, что увеличивает вероятность хронических токсических эффектов; негативные последствия для морских организмов могут быть вызваны значительно меньшими концентрациями загрязнителей, чем летальные дозы; тесты на острую токсичность предназначены для оценки токсичности веществ и сравнения с нормативными требованиями. При этом различные физиологические нарушения у гидробионтов могут преобладать над эффектами токсичности (Marsden, Cranford, 2016). Например, торможение развития морского ежа *Lytechinus variegatus* происходило под влиянием бурового раствора на водной основе в концентрации 3649 ± 400 мг/л (Cerón-Benavides et al., 2014). Сульфат бария, один из основных компонентов буровых растворов, оказывал токсическое воздействие на оплодотворение и ранние стадии развития личинок морских ежей даже при концентрации 23 мг/л (Schatten et al., 1982).

Исследования, проведенные на двустворчатах моллюсках, показали их чувствительность к действию буровых растворов и их компонентов при очень низких концентрациях (< 1 ppm). Входящий в состав буровых растворов барий негативно влиял на развитие *Mytilus californianus*, приводя к аномальной кальцификации личиночной раковины и нарушениям морфологии эмбриона. Наиболее чувствительна к токсиканту гаструла, изменения на этой стадии были необратимыми даже при возвращении эмбрионов в чистую морскую воду. Более устойчивыми к токсическому воздействию оказались бластула и личинка трохофора (Spangenberg, Cherr, 1996). Другие исследователи не обнаружили какого-либо существенного влияния осадков

буровых растворов с концентрацией бария 700–1100 ppm на донную макрофауну, количество личинок и образование донных сообществ (Berge, 1996). Буровой раствор не оказывал заметного действия на процесс оплодотворения и раннее развитие морского ушка *Haliotis rufescens* и даже способствовал оседанию личинок моллюска, однако на естественных корках кораллиновых водорослей число осевших личинок уменьшалось с увеличением концентрации токсиканта. Высказано предположение, что буровые растворы могут влиять на способность личинок морского ушка обнаруживать естественные индукторы оседания или воздействовать на сами индукторы (Raimondi et al., 1997).

Компоненты бурового раствора (стандартный барит, мелкоизмельченный барит, ильменит и бентонит) стимулировали фильтрационную активность двустворчатых моллюсков *Modiolus modiolus*, *Dosinia exoleta*, *Venerupis senegalensis* и *Chlamys varia*. Добавление в инкубационную среду стандартного барита и ильменита приводило к гибели моллюсков в результате физического повреждения поверхности жабр и нарушения их функции (Strachan, Kingston, 2012).

Пороговые концентрации, вызывающие снижение роста соматических и/или репродуктивных тканей у двустворчатого моллюска *Placopecten magellanicus*, составляли более 10 мг/л для отработанного бурового раствора на водной основе, 2 мг/л – для бентонита и менее 0.5 мг/л для барита и отработанного бурового раствора на нефтяной основе. Однако хроническое воздействие бурового раствора на нефтяной основе приводило к высокой смертности моллюска уже при концентрациях 1.0 мг/л. Из этого следует, что разбавленные отходы бурения, которые считаются нетоксичными, при хроническом и периодическом воздействии влияют на рост, размножение и выживаемость моллюсков (Cranford et al., 1999).

Известно, что мелкие частицы из буровых растворов нарушают механизмы питания двустворчатых моллюсков-фильтраторов *Cerastoderma edule* и *Macoma balthica*, что влияет на их выживаемость. Вызывая укорочение и слипание ресничек жаберного аппарата, барит приводит к распаду структуры жабр. Показано, что *M. balthica* более устойчива

к воздействию барита, чем *C. edule* (Barlow, Kingston, 2001).

Добавление в среду инкубации мидии *Mytilus edulis* и морского гребешка *Pecten maximus* отработанного бурового раствора на водной основе в концентрации 0.5 мг/л приводило к накоплению Ва и Си в жабрах и пищеварительных железах, значительному снижению скорости фильтрации и изменению структуры белка в гемолимфе. При концентрации 2 мг/л в жабрах и пищеварительных железах обоих моллюсков уровень Ва существенно возрастал. У мидии усиливался окислительный стресс и способность поглощать кислород. У морского гребешка снижались стабильность лизосомальных мембран и скорость фильтрации, отмечено повреждение тканей. Кроме того, у мидии на 40% сокращалось время выживания в teste “стресс на стресс”, снижались эффективность поглощения пищи личинками и скорость их роста и развития (Bechmann et al., 2006).

Среди тяжелых металлов, которые содержатся в буровых растворах, наиболее заметная негативная роль принадлежит Ва и Cd. Эти элементы приводят к повреждению структуры и функции тканей, модифицируют активность антиоксидантной и иммунной защитных систем, изменяют экспрессию генов и нарушают репродуктивную регуляцию (Liu et al., 2023). Обнаружена высокая отрицательная корреляция между содержанием металлов в грунтах и плотностью и биомассой бентосных организмов, относящихся к разным систематическим группам (Zhao et al., 2023). Барий в концентрации 5000 ppm вызывал 100% смертность олигохет *Enchytraeus crypticus*, а значение ЛК₅₀ для молодых особей составляло 947 ppm (Kuperman et al., 2002).

Нематоды – это многочисленные богатые видами представители морского бентоса. У них короткий жизненный цикл, нет пелагических стадий и отсутствуют миграции, что позволяет использовать их в качестве биоиндикаторов загрязнения морской среды. В лабораторных условиях исследовали действие бария и кадмия на морскую нематоду *Rhabditis (Pellioiditis) marina* в течение 10 сут. Дозы тяжелых металлов, использованные в исследовании, соответствовали концентрациям, обнаруженным в отложениях на нефтяных буровых площадках: 0–10000 ppm для бария и 0–12 ppm для кадмия.

Концентрации Ва до 300 ppm не повлияли на приспособленность и развитие популяции *R. (P.) marina*. Концентрации 400–2000 ppm и выше вызывали снижение численности и увеличение времени развития нематоды, рост смертности отмечен при 4800 ppm. Для Cd значения ПДК и ЛК₅₀ для общей численности популяции составили 2.95 и 8.82 ppm соответственно. Концентрации Cd от 2.40 до 2.68 ppm вызывали снижение численности взрослых нематод. Концентрации Cd выше 1 ppm оказывали негативное влияние на численность взрослых самок, что в долгосрочной перспективе может привести к негативным последствиям на популяционном уровне. Показано, что молодые нематоды более чувствительны к действию бария, чем взрослые; для кадмия такая зависимость не установлена (Lira et al., 2011). Взаимодействие между металлами и водной средой, особенно в смеси разных тяжелых металлов в буровых растворах, может вызывать в популяции нематод реакции, отличные от полученных на основе экспериментальных исследований токсичности отдельных компонентов.

Природные исследования в районе бурения показали, что численность макрофаги и ее разнообразие под воздействием процесса бурения сначала уменьшились, но затем восстановились в течение 22 мес. (Santos et al., 2010). Сообществу нематод потребовалось более 2 лет для достижения первоначального состояния. В то же время популяция, обитающая на более глубоких буровых площадках, восстановилась в течение года, что, вероятно, обусловлено применением более низких концентраций углеводородов в буровых растворах (Netto et al., 2009). Исследования, проведенные в Бразилии, показали, что после повреждения биоценоза в нарушенных бурением отложениях происходит быстрая (в течение 3 мес.) реколонизация с преобладанием полихет, строящих трубки (Berge, 1996).

Эффекты буровых растворов изучены на многих видах ракообразных разных таксонов, которые служат удобными объектами для анализа токсичности веществ, благодаря малым размерам, короткому жизненному циклу и хорошей выживаемости в культуре. Для тестирования токсичности отходов бурения в качестве стандартных тест-объектов успешно

использовали 4–6-дневных ювенилов мизид *Neomysis awatschensis* и *Mysidopsis bahia* (см. Yan et al., 2003). Морских мизид *M. bahia* и солоноватоводных креветок *Palaemonetes africanus* использовали при исследовании токсичности буровых растворов на водной (Addax-WBF) и нефтяной (Addax-OBF) основах. В среде с раствором на нефтяной основе после 96-часовой экспозиции $ЛК_{50}$ для *M. bahia* составила 9098 мг/л в морской воде и 24 130 мг/л в солоноватоводной среде. Для *P. africanus* при инкубации в морской воде, содержащей Addax WBF, $ЛК_{50}$ была равна 28 000 ppm, а в солоноватоводной среде – > 47 260 ppm. Морская мизида *M. bahia* проявила большую чувствительность к обоим буровым растворам, наиболее токсичным ($ЛК_{50} = 9098$ ppm) для этого гидробионта оказался буровой раствор на нефтяной основе Addax-OBF в морской воде (Nrior, Odokuma, 2015).

Анализ токсичности отложений буровых растворов, проведенный на роющем виде эстuarной эвригалинной амфиоподы *Grandidierella* sp., показал, что $ЛК_{50}$ кадмия, входящего в состав бурового раствора, через 96 ч составила 0.95 мг/л, а средняя 10-дневная $ЛК_{50}$ шестивалентного хрома – 1.40 мг/л. При экспозиции амфиоподы в буровых растворах на основе синтетических парафинов, изоолефинов и эфирных жидкостей $ЛК_{50}$ находилась в диапазоне 200–1500 мг/кг. Высокая чувствительность и воспроизводимость ответных реакций *Grandidierella* sp. продемонстрировали пригодность этого вида в качестве тест-объекта в тропических водах (Tsvetnenko et al., 2000). Амфиопода *Leptocheirus plumulosus*, которую использовали для определения токсичности буровых шламов и разработки стандартных тестов, также хорошо зарекомендовала себя в качестве тест-объекта (Still et al., 2000).

Результаты собственных исследований по влиянию на морскую бентосную амфиоподу *Chaetogammarus olivii* двух видов буровых растворов в концентрациях 0.05, 0.1, 0.25, 0.5 и 1 мг/л в течение 30 сут показали различную токсичность. Токсическое действие раствора I на 10-е сут эксперимента обнаруживалось уже при концентрации 0.01 и 0.05 мг/л. На 20-е сут такой же эффект отмечен при концентрациях 0.25 и 1 мг/л. К концу экспозиции достоверное снижение выживаемости ракообразных

обнаружено при концентрации 0.25 мг/л и выше. Раствор II был менее токсичным, так как через 10 сут после начала эксперимента опытные группы и контроль не различались. На 20-е сут и к концу эксперимента количество погибших амфиопод при концентрации 0.1 и 0.25 мг/л существенно превышало эти показатели в контроле (Руднева и др., 2023).

Изучение действия мелкодисперсной фракции бурового раствора, содержащего барит, на пелагическую копеподу-фильтратора *Calanus finmarchicus* показало низкую токсичность ($ЛК_{50} > 320$ мг/л), которая была обусловлена растворенными в буровом растворе компонентами, а не частицами, содержащими барит. При концентрации 10 мг/л в течение 168 ч копеподы быстро поглощали частицы бурового раствора, что влияло на плавучесть и энергетический баланс веслоногих раков. Выведение этих частиц было медленным и неполным даже после 100-часового содержания копепод в чистой морской воде (Farkas et al., 2017).

При 96-часовом воздействии на солоноватоводную креветку *Palaemonetes africanus* разных видов смазочных материалов получены следующие значения $ЛК_{50}$: 350, 620 и 210 мг/л. Из этого следует, что наименее токсична ($ЛК_{50} = 620$ мг/л) смазка с наибольшей молекулярной массой 40 000 г/моль, что обусловлено пониженной скоростью диффузии этого вещества в жизненно важные клетки тестируемого организма. Однако, несмотря на более высокую молекулярную массу, третий смазочный материал обладал большей токсичностью, чем первый, что может быть связано с его высокой кислотностью 21.6 мг КОН/г (Otaigbe et al., 2006). Сходные эффекты обнаружены при действии на *P. africanus* летальных и сублетальных концентраций бурового раствора на нефтяной основе Glycol™ (Ogeleka, Tudarago-Aherobo, 2011). Другие авторы сообщают, что $ЛК_{50}$ буровых шламов из скважин в течение 96-часовой экспозиции для этой же креветки составила 14 000–16 900 мг/л для промытого и 10 300–11 350 мг/л для непромытого шлама (Okogbue et al., 2016).

В качестве тест-объектов для исследования токсичности буровых растворов применяются также ранние онтогенетические стадии ракообразных. Значения $ЛК_{50}$ существенно

варьируют у личинок. Например, для одиннадцати буровых растворов, протестируемых на личинках травяной креветки *Palaemonetes intermedius*, через 96 ч ЛК₅₀ изменялись от 142 до >100 000 ppm (Conklin, Rao, 1984). Острая токсичность (ЛК₅₀) взвешенных частиц шести буровых растворов (на водной и синтетической основе) в течение 96 ч для постличинок пенеидной креветки *Litopenaeus vannamei* варьировала от 4224 до 26 635 ppm для раствора на водной основе и от 40 781 до 308 248 ppm для раствора на синтетической основе (Contreras-León et al., 2013). При экспозиции в течение 96 ч в среде с отходами бурения ЛК₅₀ для постличинок тигровой креветки *Penaeus monodon* колебалась от 30 740 до 78 271 ppm. Обнаружены гистологические нарушения при высокой концентрации (62 500 ppm) отходов бурения, выражавшиеся в скоплении гемоцитов в жабрах (Soegianto et al., 2008). Другие исследования показали, что выживаемость личинок краба *Callinectes sapidus* снижалась по мере увеличения концентрации бурового раствора от 5000 до 50 000 ppm, и ни одна личинка не достигла первой ювенильной стадии при концентрации 100 000 ppm (Bookhout et al., 1984).

Таким образом, загрязнение буровыми растворами и шламами, в первую очередь, негативно влияло на донных обитателей, так как они, в отличие от пелагических организмов, не имеют возможности покинуть место загрязнения. При этом многие из них составляют основную часть рациона других видов, и их исчезновение из пищевой сети в результате прямого токсического действия продуктов бурения может привести к необратимым последствиям для прибрежных экосистем. Это подтверждает необходимость выработки мер защиты морских беспозвоночных, обитающих в местах газо- и нефтеразработок.

Влияние буровых растворов и шламов на морских рыб

Токсичность буровых растворов и шламов выявлена для многих видов рыб. Например, у трески под действием бурового раствора на водной основе в концентрациях 0.5 мг/л, 4 мг/л и 39 мг/л зафиксированы изменения белков в плазме крови; раствор в концентрации 4 мг/л приводил к повреждениям тканей

жаберного аппарата, при 39 мг/л значительно повышался уровень Ва в жабрах и Zn и Cd в печени (Bechmann et al., 2006).

Исследованы эффекты хронического воздействия SBF на биохимические и физиологические показатели розового люциана *Pagrus auratus*. Рыб подвергали воздействию трех разных типов ила, содержащих 3 разных вида синтетических жидкостей: сложный эфир, изомеризованный олефин (IO) и линейный альфа-олефин (LAO). Хотя буровые растворы на основе сложных эфиров быстро разлагаются в окружающей среде, они оказали наиболее выраженное воздействие на состояние рыб. Под влиянием сложного эфира увеличилась упитанность и индекс печени, что стимулировало накопление метаболитов в желчи. IO индуцировал активность этоксирезоруфин О-деэтилазы (EROD) и образование желчных метаболитов, LAO также повышал активность EROD и уровень белков теплового шока (Gagnon, Bakhtyar, 2013).

Сходные результаты были получены при изучении влияния буровых растворов на синтетической основе Syndrill 80:20 и Syndrill 90:10 на молодь люциана *P. auratus* в хроническом эксперименте в течение 21 сут. Упитанность, гепато-соматический индекс, активность EROD и уровень белков теплового шока HSP-70 не изменились, но было отмечено повышение активности сорбидегидрогеназы в сыворотке крови и увеличение числа повреждений ДНК в крови рыб. Под действием двух буровых растворов у рыб появились желчные метаболиты, которые могли мешать определению ПАУ. Таким образом, хотя острая токсичность SBF в целом невелика, хроническое воздействие отработанных буровых растворов может отрицательно влиять на состояние рыб (Bakhtyar, Gagnon, 2009).

В ходе дальнейших исследований было обнаружено, что для розового люциана разные компоненты буровых растворов обладают разной степенью токсичности. В частности, эмульгатор Emul S50 и компонент LSL 50, препятствующий потере жидкости, вызвали самые сильные биохимические реакции у рыб, а синтетическое базовое масло (реосин) оказалось наименее токсичным. Показано, что негативное влияние на рыб бурового раствора Syndrill 80:20

уменьшается при замене эмульгатора Emul S50 на менее токсичный ингредиент (Bakhtyar, Gagnon, 2012).

Под влиянием в течение 96 ч разных концентраций бурового раствора на синтетической основе Sarapar-147 и его отдельных компонентов (эфир пальмового масла, соевое масло, биодизель в качестве базового раствора) обнаружены негативные реакции у моллинезии *Poecilia latipinna*. При содержании рыб в среде с Sarapar-147 отмечена более высокая смертность, чем в экспериментах с эфиром пальмового масла, соевым маслом и биодизелем. Значение ЛК₅₀ для Sarapar-147 составило 9800 ppm, а для эфиров пальмового масла и соевого биодизельного топлива – 29 000 и 30 000 ppm соответственно. Эфир пальмового масла и соевый биодизель в результате их меньшей токсичности стали эффективными заменителями Sarapar-147 (Ismail et al., 2013).

Комплексная оценка острой токсичности бурового шлама (твёрдой и взвешенной фракций) и базового масла для разных видов рыб показала, что через 96 ч наибольшее значение ЛК₅₀ отмечено для базового масла. Токсичность твёрдой фракции бурового шлама была выше, чем взвешенной. Среди трех исследованных видов рыб – эстуарного (тиляпия *Tilapia mossambica*), морского (кефаль *Mugil parsia*) и бентосного (илистый прыгун *Boleophthalmus boddarti*), – морской вид оказался наиболее восприимчив к воздействию базового масла и бурового шлама (Sil et al., 2012). В этом же исследовании показано, что неводные буровые растворы легко биоразлагаются, оказывая менее негативное воздействие на окружающую среду, чем растворы на водной основе.

В результате хронического двухнедельного воздействия на лосося *Salmo salar* отходов бурения на нефтяной основе (с термомеханической обработкой и без нее) в желчи рыб обнаружены повышенные концентрации метаболитов ПАУ. Рыбы способны поглощать углеводороды из воды, и в желчи особей, подвергшихся воздействию необработанных отходов бурения, установлены более высокие концентрации ПАУ, чем у рыб, содержащихся в среде с термически обработанными отходами (Sanny et al., 2014). Анализ влияния буровых растворов позволит определить менее токсичные смеси,

пригодные для снижения экологической опасности и вредного воздействия на биоту и морские экосистемы.

Глобальная тенденция роста добычи нефти и газа в прибрежных районах морей и океанов представляет значительную угрозу для бентосных экосистем и их обитателей. Изменение физико-химических свойств воды, увеличение ее мутности и снижение доступности света для гидробионтов могут привести к каскадным изменениям для морской экосистемы в целом (Marinho et al., 2024). Рассмотренные биологические эффекты буровых растворов и их последствия для биоты необходимо учитывать при планировании мероприятий по нефтедобыче в Черном, Каспийском, Баренцевом, Охотском и других морях России. Например, биотестирование грунтов из района газоконденсатного месторождения в Баренцевом море обнаружило существенное снижение выживаемости одноклеточной водоросли *Phaeodactylum tricornutum* и науплиусов артемии по сравнению с аналогичными показателями для гидробионтов из относительно чистых районов (Горбачева, 2020). Охотское море характеризуется значительными запасами нефти и газа, расположенными у северного и восточного побережья о-ва Сахалин. Их ресурсы составляют от 1 до 5 млрд тонн нефти и 1–4 трлн м³ газа (Беловодова, 2021). До начала активных нефтегазовых разработок на шельфе Охотского моря были отмечены относительно низкие концентрации алифатических углеводородов (в поверхностном слое – 15–23 мкг/л, в придонном – 18.3–21.0 мкг/л). В 1993 г. в районе нефтедобывающей платформы этот показатель увеличился до 2 172 мкг/л (Патин, 2001). Загрязнения нефтеуглеводородами на фоне общего повышения температуры оказало значительное негативное влияние на амфипод семейства Ampeliscidae и привело к резкому снижению их численности и биомассы. Амфиподы – это основной кормовой объект для серых китов, снижение численности ракообразных привело к сокращению популяции китов в этом районе и негативным последствиям для прибрежных экосистем (Беловодова, 2021). Результаты исследований черноморских видов амфипод и морских трав также доказывают токсичность нефтепродуктов, буровых растворов и их компонентов для гидробионтов, особенно на фоне

меняющихся условий окружающей среды (Руднева и др., 2023; 2024).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования влияния буровых растворов и шламов, проведенные на разных таксономических группах морских организмов, показали выраженное токсическое воздействие как самих препаратов, так и отдельных компонентов. Однако представленные данные достаточно противоречивы и зависят от вида гидробионтов, специфики состава буровых растворов и условий эксперимента. В целом можно отметить, что ракообразные более чувствительны к буровым растворам, чем моллюски, и являются более удобными тест-объектами. Нет единого мнения и о степени токсичности буровых растворов на водной, нефтяной и синтетической основах. Считается, что буровые растворы на водной основе менее токсичны, чем растворы на нефтяной основе, так как они подвержены биоразложению микроорганизмами. Новые виды синтетических буровых растворов также позиционируются как малотоксичные для морской биоты. Однако это утверждение требует дальнейших исследований с учетом низкой скорости биоразложения SBF и использованием хронических определений (Aslan et al., 2019).

Поскольку нефтегазовый комплекс продолжает интенсивно развиваться в шельфовой зоне, то необходимы меры для сохранения природных ресурсов прибрежных экосистем. Решение этой проблемы неотъемлемо связано, в том числе, с разработкой технологий производства буровых растворов, в которых используются экологически чистые и безопасные добавки, такие, например, как биомасса спироулины, способствующая уменьшению потери жидкости и улучшению смазывающей способности буровых растворов (Thibodeaux et al., 2023). В настоящее время интенсивно развиваются технологии эффективной утилизации отходов нефтегазового комплекса с применением пресноводных и морских микроводорослей (Go et al., 2019). Технология фикоремедиации позволяет избежать использования химикатов, применяемых в обычном процессе очистки. Микроводоросли и цианобактерии синтезируют пригодные для использования в буровых растворах полисахариды с высокими реологическими свойствами

и физико-химическими характеристиками, необходимыми для смазки. Эти микроорганизмы можно выращивать круглый год в морской воде или даже в сточных водах, что способствует биоремедиации и снижает стоимость производства биомассы (Borah et al., 2021). “Зеленые” буровые растворы, необработанный активный и улучшенный активный ил также можно применять в качестве добавок для смазки и снижения потерь жидкости при бурении. Сочетание липидов и клеточных компонентов в активном иле (фосфолипидов, гликопротеинов и аминокислот) способствуют смазке за счет образования тонкой пленки жидкости на сверле, которая отделяет твердую поверхность, участвующую в бурении из геологического пласта (Go et al., 2019).

Таким образом, требуется более полная информация для оценки экологического риска и регулирования применения и утилизации буровых отходов, особенно в условиях изменения климата. При этом необходимо учитывать не только острые токсические эффекты, но и хроническое воздействие токсикантов, а также способность организмов поглощать, накапливать и выводить вредные компоненты. Важным представляется исследование процессов распределения отходов бурения в морской среде с учетом возможности их биоразложения.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Данная работа финансировалась за счет средств бюджета Морского гидрофизического института РАН. Никаких дополнительных грантов на проведение или руководство данным конкретным исследованием получено не было.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор данной работы заявляет, что у нее нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Беловодова О.С.** Кормовая база охото-корейской популяции серых китов в условиях изменения природной среды и климата // Географическая среда и живые системы. 2021. № 3. С. 22–33.
<https://doi.org/10.18384/2712-7621-2021-3-22-33>
- Бережной К.Г., Вербицкий С.В.** Основные аспекты воздействия морских платформ на окружающую среду // Тр. Крыловского гос. науч. центра. 2022. Т. 2 (400). С. 169–176.
<https://doi.org/10.24937/2542-2324-2022-2-400-169-176>
- Горбачева Е.А.** Экотоксикологические исследования донных отложений центральных и восточных районов Баренцева моря // Вестн. МГТУ. 2020. Т. 23. № 2. С. 122–130.
<https://doi.org/10.21443/1560-9278-2020-23-2-122-130>
- Патин С.А.** Нефть и экология континентального шельфа. М.: ВНИРО, 2001. 247 с.
 URL: <http://hdl.handle.net/123456789/1478>
- Патин С.А.** Морской нефтегазовый комплекс: факторы экологического риска // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2015. № 4. С. 5–14.
- Руднева И.И., Медянкина М.В., Шайда В.Г.** Оценка токсичности буровых растворов для морских бентосных ракообразных // Экосистемы. 2023. Т. 34. С. 140–144.
- Руднева И.И., Шайда В.Г., Медянкина М.В., Шайда О.В.** Оценка действия бурового раствора на зостеру *Nanozostera noltii* Hornemann // Вопр. современной альгологии. 2024. Т. 34. № 1 (Online).
- Седых В.Н., Игнатьев Л.А., Семенюк М.В.** Реакции растений на воздействие отходов бурения. Новосибирск: Наука, 2004. 104 с.
- Тарасова С.М., Гаевая Е.В.** Исследование токсичности буровых шламов и возможностей их утилизации // Проблемы региональной экономики. 2021. Т. 3. С. 75–79.
<https://doi.org/10.24412/1728-323X-2021-3-75-79>
- Antia M., Ezejiofor A.N., Obasi C.N., Orisakwe O.E.** Environmental and public health effects of spent drilling fluid: an updated systematic review // J. Hazard. Mater. Adv. 2022. V. 7. Art. ID 100120.
<https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100120>
- Aslan J.F., Weber L., Iannacone J. et al.** Toxicity of drilling fluids in aquatic organisms: a review // Ecotoxicol. Environ. Contam. 2019. V. 14. № 1. P. 35–47.
<https://doi.org/10.5132/eec.2019.01.04>
- Bakhtyar S., Gagnon M.** Biomarker response of pink snapper to chronic exposure to synthetic-based drilling muds // Environ. Bioindic. 2009. V. 4. № 2. P. 136–152.
<https://doi.org/10.1080/15555270902970611>
- Bakhtyar S., Gagnon M.M.** Toxicity assessment of individual ingredients of synthetic-based drilling muds (SBMs) // Environ. Monit. Assess. 2012. V. 184. P. 5311–5325.
<https://doi.org/10.1007/s10661-011-2342-x>
- Bakke T., Klungsøy J., Sanni S.** Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry // Mar. Environ. Res. 2013. V. 92. P. 154–169.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.09.012>
- Barlow M.J., Kingston P.F.** Observations on the effects of barite on the gill tissues of the suspension feeder *Cerastoderma edule* (Linné) and the deposit feeder *Macoma balthica* (Linné) // Mar. Pollut. Bull. 2001. V. 42. № 1. P. 71–76.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00117-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00117-X)
- Bechmann R.K., Westerlund S., Baussant T. et al.** Impacts of drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves // International Research Institute of Stavanger (IRIS) Rep. 2006. 72 p.
- Bejarano A.C., Adams J.E., McDowell J. et al.** Recommendations for improving the reporting and communication of aquatic toxicity studies for oil spill planning, response, and environmental assessment // Aquat. Toxicol. 2023. V. 255. Art. ID 106391.
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106391>
- Berge J.A.** The effect of treated drill cuttings on benthic recruitment and community structure: main results of an experimental study on a natural seabed // The physical and biological effects of processed oil drill cuttings. E & P Forum Rep. 1996. № 2. 61/202. P. 41–63.
- Beyer J., Trannum H.C., Bakke T. et al.** Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: a review // Mar. Pollut. Bull. 2016. V. 110. № 1. P. 28–51.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.027>
- Bookhout C.G., Monroe R.J., Forward R.B. Jr., Costlow J.D. Jr.** Effects of soluble fractions of drilling fluids on development of crabs, *Rhithropanopeus harrisii* and *Callinectes sapidus* // Water, Air, Soil Pollut. 1984. V. 21. P. 183–197. <https://doi.org/10.1007/BF00163623>
- Borah D., Gopalakrishnan S., Nooruddin T.** Carbohydrate biolubricants from algae and cyanobacteria // J. Polym. Environ. 2021. V. 29. P. 3444–3458.
<https://doi.org/10.1007/s10924-021-02144-z>
- Buapet B., Mohammadi N.S., Pernice M. et al.** Excess copper promotes photoinhibition and modulates the expression of antioxidant-related genes in *Zostera*

- muelleri* // Aquat. Toxicol. 2019. V. 207. P. 91–100. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.12.005>
- Bybee K.* Environmental aspects of the use and disposal of nonaqueous drilling fluids // J. Pet. Technol. 2004. V. 56. № 11. P. 64–84. <https://doi.org/10.2118/1104-0064-JPT>
- Cerón-Benavides S.M., Santos-Acevedo M., Cerón A.E.G. et al.* Acute toxicity assessment of an offshore exploration fluid for the fertilization sea urchin *Lytechinus variegatus* // Bol. Invest. Mar. Cost. 2014. V. 43. № 2. P. 383–405.
- Cervello G., Olivier F., Chauvaud L. et al.* Impact of anthropogenic sounds (pile driving, drilling and vessels) on the development of model species involved in marine biofouling // Front. Mar. Sci. 2023. V. 10. Art. ID 1111505. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1111505>
- Conklin P.J., Rao K.R.* Comparative toxicity of offshore and oil-added drilling muds to larvae of the grass shrimp *Palaemonetes intermedius* // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1984. V. 13. P. 685–690. <https://doi.org/10.1007/BF01055931>
- Contreras-León G.J., Rodríguez-Satizábal S.A., Castellanos-Romero C.M. et al.* Acute toxicity of drilling muds on *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) postlarvae // Cienc., Tecnol. Futuro. 2013. V. 5. № 3. P. 127–138. <https://doi.org/10.29047/01225383.52>
- Cranford P.J., Gordon D.C. Jr., Lee K. et al.* Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*) // Mar. Environ. Res. 1999. V. 48. № 3. P. 225–256. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(99\)00043-4](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(99)00043-4)
- Deka B.* Drilling fluids and their types // Basics of drilling fluid. Noida, India: CIIR Scientific Publications. 2023. Ch. 2. P. 4–7.
- Denoyelle M., Geslin E., Jorissen F.J. et al.* Innovative use of foraminifera in ecotoxicology: A marine chronic bioassay for testing potential toxicity of drilling muds // Ecol. Indic. 2012. V. 12. № 1. P. 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.011>
- Du W., Wan Y., Zong N. et al.* Status quo of soil petroleum contamination and evolution of bioremediation // Pet. Sci. 2011. V. 8. P. 502–514. <https://doi.org/10.1007/s12182-011-0168-3>
- Edge K.J., Johnston E.L., Dafforn K.A. et al.* Sub-lethal effects of water-based drilling muds on the deep-water sponge *Geodia barretti* // Environ. Pollut. 2016. V. 212. P. 525–534. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.047>
- Ejileuga Ch., Ezejiofor A.N., Ezealisiji K.M. et al.* Metal oxide nanoparticles in oil drilling: Aquatic toxicological concerns // J. Hazard. Mater. Adv. 2022. V. 7. Art. ID 100116. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100116>
- Farkas J., Bådsvik C.Y., Altin D.* Acute and physical effects of water-based drilling mud in the marine copepod *Calanus finmarchicus* // J. Toxicol. Environ. Health. Pt. A. 2017. V. 80. № 16–18. P. 907–915. <https://doi.org/10.1080/15287394.2017.1352197>
- Folayan A.J., Dosunmu A., Oriji B.* Microbial activity evaluation and aerobic transformation of deep water offshore synthetic drilling fluids in soil: a case study of ternary mixture of synthetic ethyl esters of plants oil (*Seep_{mixture}*) synthetic drilling fluid in agbami (Niger delta) deep water field // Results Eng. 2022. V. 15. Art. ID 100537. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100537>
- Gagnon M.M., Bakhtyar S.* Induction of fish biomarkers by synthetic-based drilling muds // PLoS One. 2013. V. 8. № 7. Art. ID e69489. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069489>
- Go L.Ch., Fortela D.L.B., Revellame E. et al.* Biobased chemical and energy recovered from waste microbial matrices // Curr. Opin. Chem. Eng. 2019. V. 26. P. 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2019.08.005>
- Holdway D.A.* The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes // Mar. Pollut. Bull. 2002. V. 44. P. 185–203. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00197-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00197-7)
- Hu C., Yang X., Gao L. et al.* Comparative analysis of heavy metal accumulation and bioindication in three seagrasses: Which species is more suitable as a bioindicator? // Sci. Total Environ. 2019. V. 669. P. 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.425>
- Ismail A.R., Moslan M.S., Ismail N.J.* Toxicity effect on *Peocilia latipinna* using different types of nonaqueous drilling fluids // 12th Int. UMT Annu. Symp. (UMTAS 2013) “Advancements in Marine and Freshwater Sciences”. Kuala Terengganu, Malaysia, 2013. P. 211–216.
- Jones R., Wakeford M., Currey-Randall L. et al.* Drill cuttings and drilling fluids (muds) transport, fate and effects near a coral reef mesophotic zone // Mar. Pollut. Bull. 2021. V. 172. Art. ID 112717. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112717>
- Kelly J.R., Duke T.W., Harwell M.A., Harwell C.C.* An ecosystem perspective on potential impacts of drilling fluid discharges on seagrasses // Environ. Manage. 1987. V. 11. P. 537–562. <https://doi.org/10.1007/BF01867661>

- Khaturin A.A., Parfenchik K.D., Shpenst V.A.* Features of oil spills monitoring on the water surface by the Russian Federation in the Arctic Region // *J. Mar. Sci. Eng.* 2023. V. 11. Art. ID 111. <https://doi.org/10.3390/jmse11010111>
- Kuperman R.G., Checkai R.T., Phillips C.T. et al.* Toxicity assessments of antimony, barium, beryllium, and manganese for development of ecological soil screening levels (Eco-SSL) using enchytraeid reproduction benchmark values // Edgewood Chemical Biological Center. Aberdeen Proving Ground, Md., USA. Rep. No. toxnet:NTIS/02928275. 86 p. URL: <http://handle.dtic.mil/100.2/ADA422074>
- Lewis M., Pryor R.* Toxicities of oils, dispersants and dispersed oils to algae and aquatic plants: review and database value to resource sustainability // *Environ. Pollut.* 2013. V. 180. P. 345367. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.001>
- Lira V.F., Santos G.A.P., Derycke S.* Effects of barium and cadmium on the population development of the marine nematode *Rhabditis (Pellioiditis) marina* // *Mar. Environ. Res.* 2011. V. 72. P. 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.07.003>
- Liu Y., Chen Q., Li Y. et al.* Toxic effects of cadmium on fish // *Toxics.* 2022. V. 1. Art. ID 622. <https://doi.org/10.3390/toxics10100622>
- Macaulay J.M., Clark J.R., Pitts A.R.* Use of *Thalassia* and its epiphytes for toxicity assessment: effects of a drilling fluid and tributyltin // *Plants for toxicity assessment.* Philadelphia: ASTM International, 1990. <https://doi.org/10.1520/STP19068S>
- Mahmoud H., Mohammed A.A.A., Nasser M. et al.* Green drilling fluid additives for a sustainable hole-cleaning performance: a comprehensive review // *Emergent Mater.* 2024. V. 7. P. 387–402 <https://doi.org/10.1007/s42247-023-00524-w>
- Marinho L.S., Pereira B.C., Guandalim F.P., Cavalcante L.M.* Monitoring of drilling fluids and cuttings as an environmental management tool for fluid operations // *Offshore Technol. Conf.* (Houston, Texas, USA, May 6–9, 2024). 2024. <https://doi.org/10.4043/35329-MS>
- Marsden I.D., Cranford P.J.* Scallops and marine contaminants // *Dev. Aquacult. Fish. Sci.* 2016. V. 40. P. 567–584. [https://doi.org/10.1016/S0167-9309\(06\)80040-2](https://doi.org/10.1016/S0167-9309(06)80040-2)
- Mazlova E.A., Malina N., Semenycher V.G.* Study of influence of drilling wastes on Black Sea planktonic and benthic organisms // *Chem. Technol. Fuels Oils.* 2019. V. 55. № 5. P. 70–84. <https://doi.org/10.1007/s10553-019-01005-9>
- Melton H.R., Smith J.P., Mairs H.L. et al.* Environmental aspects of the use and disposal of non-aqueous drilling fluids associated with offshore oil & gas operations // *SPE Int. Conf. on Health, Safety, and Environment in Oil and Gas Exploration and Production* (Calgary, Alberta, Canada. March 2004). 2004. Pap. No. SPE-86696-MS. <https://doi.org/10.2118/86696-MS>
- Mohammadi N.S., Buapet P., Pernice M. et al.* Transcriptome profiling analysis of the seagrass, *Zostera muelleri* under copper stress // *Mar. Pollut. Bull.* 2019. V. 149. Art. ID 110556. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110556>
- Neff J.M.* Composition, environmental fates, and biological effects of water-based drilling muds and cuttings discharged to the marine environment: A synthesis and annotated bibliography. Prepared for Petroleum Environmental Research Forum (PERF) and American Petroleum Institute. 2003. 83 p.
- Neshovska H., Manev I., Kirov V.* Heavy metal levels in water, brown algae (*Cystoseira barbata*), and eelgrass (*Zostera marina*) from the Southern Black Sea coast of Bulgaria // *Int. J. Vet. Sci. Anim. Husb.* 2021. V. 6. № 1. P. 15–18. <https://doi.org/10.22271/veterinary.2021.v6.i1a.317>
- Netto S.A., Gallucci F., Fonseca G.* Deep-sea meiofauna response to synthetic-based drilling mud discharge off SE Brazil // *Deep-Sea Res. Pt. II.* 2009. V. 56. № 1–2. P. 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.08.018>
- Nrior R.R., Odokuma L.O.* Comparative toxicity of drilling fluids to marine water shrimp (*Mysidopsis bahia*) and brackish water shrimp (*Palaemonetes africanus*) // *IOSR J. Environ. Sci. Toxicol. Food Technol.* 2015. V. 9. № 7. P. 73–79. <https://doi.org/10.9790/2402-09727379>
- Ogeleka D.F., Tudararo-Aherobo L.E.* Short-term toxicity of oil-based drilling fluid to the brackish-water shrimp *Palaemonetes africanus* // *Afr. J. Aquat. Sci.* 2011. V. 36. № 1. P. 109–112. <https://doi.org/10.2989/16085914.2011.559707>
- Okogbue C.O., Anyiam O.A., Adun A.A.* Impact assessment of drilling waste generated in “Eden Field” offshore, Niger Delta, Nigeria // *Arabian J. Geosci.* 2016. V. 9. Art. No. 538. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2568-6>
- Østgaard K., Jensen A.* Acute phytotoxicity of oil-based drilling muds // *Oil Petrochem. Pollut.* 1985. V. 2. № 4. P. 281–291. [https://doi.org/10.1016/S0143-7127\(85\)90261-3](https://doi.org/10.1016/S0143-7127(85)90261-3)
- Otaigbe J.O.E., Osuji L.C., Azubike A.N.* Quantal response of *Palaemonetes africanus* in locally formulated drilling mud lubricants // *Toxicol. Environ. Chem.* 2006. V. 88. № 4. P. 719–727. <https://doi.org/10.1080/02772240600903029>

- Pereira L.B., Sad C.M.S., Castro E.V.R. et al.* Environmental impacts related to drilling fluid waste and treatment methods: A critical review // *Fuel*. 2022. V. 310. Pt. B. Art. ID 122301. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122301>
- Pérez M.A., Rengifo R., Pereira C., Hernández M.* Dividivi tannins: an ecological product for water-based drilling fluids // *Environ. Dev. Sustain.* 2017. V. 19. P. 1815–1829. <https://doi.org/10.1007/s10668-016-9829-0>
- Price II W.A., Macauley J.M., Clark J.R.* Effects of drilling fluids on *Thalassia testudinum* and its epiphytic algae // *Environ. Exp. Bot.* 1986. V. 26. № 4. P. 321–330. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(86\)90019-5](https://doi.org/10.1016/0098-8472(86)90019-5)
- Qiao Y., Zhang Y., Xu S. et al.* Multi-leveled insights into the response of the eelgrass *Zostera marina* L to Cu than Cd exposure // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 845. Art. ID 157057. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157057>
- Raimondi P.T., Barnett A.M., Krause P.R.* The effects of drilling muds on marine invertebrate larvae and adults // *Environ. Toxicol. Chem.* 1997. V. 16. P. 1218–1228. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160617>
- Rudneva I.I.* Interspecies peculiarities of biomarkers response of marine fish embryos to oil pollution // *Pollution*. 2023. V. 9. № 1. P. 243–253. <http://doi.org/10.22059/poll.2022.345522.1530>
- Sanni S., Pampanin D.M., Goonewardene S.P. et al.* Ecotoxicity of thermally treated oil-based drilling wastes // Proc. 4th Int. Conf. on Industrial and Hazardous Waste Management. Chania. 2014. V. 2. № 5. 8 p.
- Santos M.F.L., Silva J., Fachel J.M.G., Pulgati F.H.* Effects of non-aqueous fluids-associated drill cuttings discharge on shelf break macrobenthic communities in the Campos Basin, Brazil // *Environ. Monit. Assess.* 2010. V. 167. P. 65–78. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1518-0>
- Schatten G., Simerly C., Schatten H.* Effects of barium sulfate on sea urchin fertilization and early development // *Energy wastes in the ocean*. New York: John Wiley & Sons, 1982. P. 233–239.
- Seyedmohammadi J.* The effects of drilling fluids and environment protection from pollutants using some models // *Model. Earth Syst. Environ.* 2017. V. 3. Art. ID 23. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0299-7>
- Short F.T., Kosten S., Morgan P.A. et al.* Impacts of climate change on submerged and emergent wetland plants // *Aquat. Bot.* 2016. V. 135. P. 3–17. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.06.006>
- Sil A., Wakadikar K., Kumar S. et al.* Toxicity characteristics of drilling mud and its effect on aquatic fish populations // *J. Hazard., Toxic Radioact. Waste*. 2012. V. 16. № 1. P. 51–57. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000092](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000092)
- Soegianto A., Irawan B., Affandi M.* Toxicity of drilling waste and its impact on gill structure of post larvae of tiger prawn (*Penaeus monodon*) // *Global J. Environ. Res.* 2008. V. 2. P. 36–41.
- Spangenberg J.V., Cherr G.N.* Developmental effects of barium exposure in a marine bivalve (*Mytilus californianus*) // *Environ. Toxicol. Chem.* 1996. V. 15. P. 1769–1774. <https://doi.org/10.1002/etc.5620151018>
- Still I., Rabke S., Candler J.* Development of a standardized reference sediment to improve the usefulness of marine benthic toxicity testing as a regulatory tool // *Environ. Toxicol.* 2000. V. 15. № 5. P. 406–416. [https://doi.org/10.1002/1522-7278\(2000\)15:5<406::AID-TOX8>3.0.CO;2-%23](https://doi.org/10.1002/1522-7278(2000)15:5<406::AID-TOX8>3.0.CO;2-%23)
- Strachan M.F., Kingston P.F.* A comparative study on the effects of barite, ilmenite and bentonite on four-suspension-feeding bivalves // *Mar. Pollut. Bull.* 2012. V. 64. № 10. P. 2029–2038. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.023>
- Tamala J.K., Maramag E.I., Simeon K.A., Ignacio J.J.* A bibliometric analysis of sustainable oil and gas production research using VOSviewer // *Cleaner Eng. Technol.* 2022. V. 7. Art. ID 100437. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100437>
- Thibodeaux G.M., Baudoine N.A., Chirdon W.M.* Investigation of proteinaceous algal biomass as a drilling fluid component // *Results Eng.* 2023. V. 19. Art. ID 101364. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101364>
- Tsvetnenko Y.B., Black A.J., Evans L.H.* Development of marine sediment reworker tests with Western Australian species for toxicity assessment of drilling mud // *Environ. Toxicol.* 2000. V. 15. № 5. P. 540–548. [https://doi.org/10.1002/1522-7278\(2000\)15:5<540::AID-TOX26>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/1522-7278(2000)15:5<540::AID-TOX26>3.0.CO;2-A)
- Xiong D., Han X.* Particular pollutants, human health risk and ecological risk of oil-based drilling fluid: a case study of Fuling shale gas field // *Environ. Geochem. Health.* 2023. V. 45. P. 981–995. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01259-z>
- Yalman E., Federer-Kovacs G., Tolga Depci T. et al.* Development of novel inhibitive water-based drilling muds for oil and gas field applications // *J. Pet. Sci. Eng.* 2022. V. 210. Art. ID 109907. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2021.109907>
- Yan T., Zhou M.-J., Tan Z.-J. et al.* Application of *Neomysis awatschensis* as a standard marine toxicity test organism in China // *J. Environ. Sci. (China)*. 2003. V. 15. № 6. P. 791–795.

- Zhao Z., Liu Q., Liao Y. et al. Ecological risk assessment of trace metals in sediments and their effect on benthic organisms from the south coast of Zhejiang province, China // Mar. Pollut. Bull. 2023. V. 187. Art. ID 114529. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114529>
- Zheng G., He Y. Dynamic response of microbial communities to thermally remediated oil-bearing drilling waste in wheat soil // Chemosphere. 2023. V. 329. Art. ID 138618. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138618>
- Zhu H., Liu X. Application of Microtox biological toxicity testing technique in drilling fluid analysis // Drill. Fluid & Completion Fluid. 2015. V. 32. № 1. P. 53–56. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1001-5620.2015.01.014>

Responses of Aquatic Organisms to Marine Pollution by Drilling Fluids and Cuttings

I. I. Rudneva

*Marine Hydrophysical Institute, Russian Academy of Sciences,
Sevastopol 299011, Russia*

The active oil and gas development of on the continental shelf negatively affects marine organisms, degrading their habitat condition and reducing their viability. The effects of drilling fluids, cuttings, and their components on various marine organisms are analyzed. The feasibility of using marine organisms as indicators of the ecological status of coastal waters at sites of intensive oil and gas extraction is discussed. The prospects of using natural substitutes for toxic components in drilling fluids to mitigate environmental risks are assessed.

Keywords: ecotoxicology, drilling fluids, phytoplankton, zooplankton, macrophytes, benthos, fish