

Влияние бурового раствора и тампонажной жидкости на виды-индикаторы морских прибрежных бентосных экосистем

И. И. Руднева¹*, В. Г. Шайда², М. В. Медянкина³, О. В. Шайда¹

¹ Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

² ООО «ЭкоСервис-А», Москва, Россия

³ Московский государственный университет технологий и управления
им. К.Г. Разумовского (Первый казачий университет), Москва, Россия

* e-mail: svg-41@mail.ru

Аннотация

Исследовали токсичность используемых в морских нефтегазовых операциях бурового раствора и тампонажной жидкости в концентрации 10, 50, 100, 500 и 1000 мг/л для массовых видов бентосных морских сообществ прибрежной части Черного моря – зостеры *Nanozostera noltii* и амфипод *Chaetogammarus olivii*. Анализировали влияние этих токсичных смесей на прирост биомассы, листьев и корней зостеры и на выживаемость амфипод через 10, 20 и 30 сут. Показана большая токсичность бурового раствора по сравнению с тампонажной жидкостью для исследуемых организмов. Под воздействием бурового раствора в концентрации 10 мг/л прирост биомассы растения снизился на 49 % через 10 сут после начала эксперимента, а через 20 и 30 сут – на 62 и 78 % соответственно. При повышении концентрации бурового раствора до 50 и 100 мг/л этот показатель продолжал интенсивно снижаться до 60 и 80 % соответственно по отношению к контролю, а при концентрации 500 и 1000 мг/л растения погибли. Корни зостеры оказались более чувствительны к действию токсиканта, чем листья: прирост корней имел выраженную тенденцию к снижению на 48 % по отношению к контролю при концентрациях токсиканта 50 и 100 мг/л уже через 10 сут. Вредное влияние тампонажной жидкости на зостеру было выражено в меньшей степени, чем влияние бурового раствора. Под воздействием тампонажной жидкости в самой высокой концентрации (1000 мг/л) растения погибли через 30 сут инкубации. Достоверных различий между приростом листьев в опытных и контрольных вариантах не установлено, но прирост корней уже на 10 и 20 сутки достоверно уменьшился на 64 и 90 % при концентрациях тампонажной жидкости 500 и 1000 мг/л соответственно. На протяжении всего эксперимента выживаемость ракообразных, экспонированных в растворах с концентрацией бурового раствора более 10 мг/л, была достоверно ниже контроля на 30–85 %, тогда как при инкубации в растворах с тампонажной жидкостью достоверные различия отмечены только при самой высокой концентрации 1000 мг/л. Экотоксикологическая оценка токсичности веществ, применяемых

© Руднева И. И., Шайда В. Г., Медянкина М. В., Шайда О. В., 2025



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

при бурении нефтяных скважин, необходима для определения их опасности при нефте- и газодобыче, а также для выбора оптимальных компонентов в их составе, способствующих снижению экологического вреда для донных морских сообществ.

Ключевые слова: Черное море, нефтегазовый комплекс, амфиподы, zostера, биотестирование

Для цитирования: Влияние бурового раствора и тампонажной жидкости на виды-индикаторы морских прибрежных бентосных экосистем / И. И. Руднева [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2025. № 3. С. 81–95. EDN TUWYZA.

Effects of Drilling and Cementing Fluids on Indicator Species in Marine Coastal Benthic Systems

I. I. Rudneva¹*, V. G. Shaida², M. V. Medyankina³, O. V. Shaida¹

¹ Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

² Company „EcoService-A“, Moscow, Russia

³ Moscow State University of Technology and Management K. G. Razumovsky (First Cossack University), Moscow, Russia

* e-mail: svg-41@mail.ru

Abstract

The paper studies toxicity of drilling and cementing fluids, used in offshore oil and gas operations, at concentrations of 10, 50, 100, 500 and 1000 mg/L for the mass species of benthic marine communities in the coastal part of the Black Sea: the eelgrass *Nanozostera noltii* and the amphipod *Chaetogammarus olivii*. The paper analyses effect of these toxic mixtures on the increase in biomass, leaves and roots of the eelgrass and on the survival of amphipods after 10, 20 and 30 days of exposure. Drilling fluid was shown to be more toxic than cementing fluid for the test organisms. Exposure to 10 mg/L of drilling fluid reduced the plant biomass growth by 49% after 10 days and by 62 and 78% after 20 and 30 days, respectively. With increase in the drilling fluid concentration to 50–100 mg/L, this indicator continued to decline rapidly to 60–80% relative to the control, and at a concentration of 500–1000 mg/L, the plants died. The roots of eelgrass were more sensitive to the toxicant than the leaves: the root growth showed a marked tendency to decrease by 48% relative to the control at toxicant concentrations of 50–100 mg/L after only 10 days. The harmful effect of the cementing fluid on the eelgrass was less pronounced than that of the drilling fluid. Exposed to the cementing fluid, the plants died at the highest concentration of the toxicant (1000 mg/L) after 30 days. No significant differences were found between the leaf growth in the test and control variants, but the root growth decreased significantly by 64 and 90% at 10 and 20 days at cementing fluid concentrations of 500 and 1000 mg/L, respectively. Throughout the experiment, the survival rate of the crustaceans exposed to over 10 mg/L drilling fluid was significantly lower than the control (30–85%). During exposure to the cementing fluid, however, significant differences were observed only at the highest concentration of 1000 mg/L. An ecotoxicological assessment of substances used in oil well drilling is necessary to determine their hazard when used in oil and gas production, as well as to select optimal components in their composition that contribute to reducing environmental damage to benthic marine communities.

Keywords: Black Sea, oil and gas complex, pollution, amphipods, *Zostera*, bioassay

Введение

Работа нефтегазового комплекса на шельфе морей и океанов неизбежно сопровождается попаданием продуктов этой деятельности в окружающую среду, а его стремительное развитие существенно усиливает это воздействие. Прибрежные зоны отличаются наивысшей биологической продуктивностью и интенсивно эксплуатируются людьми для рыболовства, аквакультуры, отдыха, спорта, судоходства и добычи полезных ископаемых. Антропогенная нагрузка на эти акватории максимальна и разнопланова, что негативно отражается на природных комплексах, приводит к их трансформации и деградации с полной потерей ресурсов или невозможностью их использования вследствие загрязнения поллютантами и гибели гидробионтов. Для анализа подобных пагубных процессов и поиска способов их предотвращения используются экотоксикологические методы, которые в природных и лабораторных условиях позволяют оценить последствия попадания в морскую среду чужеродных соединений антропогенного происхождения, выявлять их воздействие на природные объекты с целью изучения поведения загрязняющих веществ, их допустимых уровней и влияния на морскую биоту.

Разработки нефти и газа на шельфе сопровождаются выбросом в морскую среду не только нефти и ее производных, но и буровых растворов (БР) и других компонентов, используемых при строительстве скважин. БР – это сложные смеси, состоящие из воды, суспензий, эмульгаторов, аэрированных жидкостей, органических растворителей, тяжелых металлов и глины, которые используются для промывки скважин при бурении [1, 2]. После использования БР попадают в категорию промышленных отходов и должны быть утилизированы, поскольку многие из них являются токсичными, обладают мутагенными и канцерогенными свойствами. Кроме того, при бурении используются специальные тампонажные жидкости (ТЖ), основное назначение которых заключается в цементировании скважин. Они также имеют сложный состав и включают опасные и токсичные вещества [3, 4]. Следует ожидать увеличения объемов поступления этих компонентов в морскую среду, так как если в 2020 г. было пробурено 39 000 скважин, то в 2022 г. их число увеличилось до 49 600, а к 2026 г. их количество может возрасти до 60 000 [5].

При разливах нефти в основном страдают поверхностные воды и их обитатели, тогда как при выбросах БР – бентосные сообщества. При этом информация о загрязнении морской среды и гидробионтов БР и другими веществами, используемыми при буровых работах, крайне ограничена и неоднозначна [6, 7], а эффекты могут существенно различаться у представителей разных таксономических групп [8, 9].

Макрофиты и высшая водная растительность, которая в прибрежных донных биоценозах в основном представлена zostерой, являются наиболее уязвимым звеном при проведении буровых работ [10]. Это уникальная группа

растений, широко распространенная в морях и океанах. Их сообщества играют важнейшую роль в структуре и функционировании прибрежных экосистем, так как служат кормом и убежищем для многих морских обитателей, в том числе имеющих промысловое значение. Зостера характеризуется высокой продуктивностью [11, 12] и вместе с другими морскими макрофитами участвует в утилизации биогенов, включая углерод, что имеет важное значение в биосферном обмене и биогеохимических циклах этих элементов. Экосистемы морских водорослей и трав поддерживают пастбищные, детритные и пищевые сети, стабилизируют осадочные отложения и важны в глобальном круговороте углерода и питательных веществ. Многие виды флоры и фауны обитают в этих экосистемах, образуя сложные пищевые сети [12]. Было подсчитано, что годовая экологическая ценность одного акра морского дна, покрытого водорослями и травами, составляет от \$9000 до 28 000. Биоценозы водной растительности выполняют множество экосистемных функций, таких как защита от штормов, обеспечение питания промысловых видов рыб и беспозвоночных, круговорот питательных веществ и углерода, что важно в настоящее время для понимания современного состояния цикла биогенных элементов в биосфере [13, 14]. В то же время сообщества зостеры подвергаются интенсивному антропогенному воздействию, в частности со стороны нефтегазового комплекса, в результате загрязнения среды нефтью, диспергентами, БР и содержащимися в их составе тяжелыми металлами [15–18]. Растение поглощает и накапливает компоненты, входящие в состав этих веществ, в связи с чем является хорошим фиторемедиатором и индикатором загрязненных вод. Зостера широко используется в экотоксикологических исследованиях для анализа накопления и токсичности различных загрязнителей, поэтому информация о разнокачественных эффектах необходима для оценки состояния среды ее обитания и разработки критериев предельно допустимых доз [16].

Однако интенсивная антропогенная деятельность крайне негативно влияет на зостеру [19]. Способность растения к активному накоплению загрязнителей позволяет использовать его в качестве биоиндикатора для экологической оценки состояния прибрежных зон моря, а также при разработке тест-систем для анализа токсичности вредных веществ. При этом следует принимать во внимание концентрации токсикантов, которые могут вызывать неоднозначные эффекты, что было показано на примере нефтяного загрязнения в работе [20].

Амфиподы широко распространены в прибрежной зоне и занимают доминирующее положение в составе бентосных сообществ, включая заросли зостеры. Они используются в экотоксикологических исследованиях, так как хорошо живут в лабораторных условиях и реагируют на наличие загрязнителей. Поскольку личиночные стадии отсутствуют, то в качестве тест-объектов используются как ювенильные, так и взрослые половозрелые особи ракообразных [21, 22].

Целью работы является исследование токсичности БР на водной основе и ТЖ, применяемой при цементировании скважин, для типичных массовых видов бентосных организмов прибрежной части Черного моря – морского растения зостеры *Nanozostera noltii* (Hornemann) и амфипод, обитающих

в зарослях этого растения, *Chaetogammarus olivii* (Н. Milne Edwards, 1830). Исследование направлено на изучение влияния стресса, вызванного наличием в среде БР и ТЖ, используемых при добыче нефти и газа, на показатели выживаемости, роста и развития гидробионтов с целью сравнения токсичности этих веществ по реакциям тест-организмов сообщества морской травы и ракообразных.

Материал и методика

БР представляет собой вязкую жидкость светло-коричневого цвета с запахом аммиака, рН в диапазоне 10–11, температурой кипения, превышающей 100 °С, относительной плотностью при 20 °С, равной 1.1–2.0. БР смешивается с водой. В состав вещества входят хлорид натрия, кремнезем и другие добавки. Вещество стабильно в нормальных условиях. ТЖ (раствор для цементирования скважин) в основном состоит из сухой цементной смеси, пеногасителя, пропиленгликоля, соединений кальция и других добавок.

Зостеру и амфипод собирали в прибрежной части б. Казачьей (район Севастополя) и немедленно доставляли в лабораторию. Растения отмывали от загрязнений и эпифитной флоры, адаптировали к условиям эксперимента в морской воде в течение 3 сут при температуре 22 ± 2 °С. Токсикологические эксперименты проводили в соответствии с рекомендациями ¹⁾.

Однолетние вегетативные побеги зостеры средней массой 328.5 ± 56 мг помещали в стеклянные емкости объемом 1.5 л по три растения в каждую (рабочий объем составлял 1 л), выдерживали при температуре 22 ± 2 °С и при постоянном искусственном освещении 1500 лк. Взрослых половозрелых амфипод помещали в аквариумы объемом 500 мл по 10 экземпляров в каждый и адаптировали к условиям эксперимента в течение недели при естественном освещении (продолжительность светового дня 12 ч) и температуре 22 ± 2 °С. Опыты проводили в трехкратной повторности в течение 30 сут.

Растворы веществ в концентрациях 10, 50, 100, 500 и 1000 мг/л добавляли непосредственно в воду. Контролем служила природная морская вода соленостью 18 ‰ без добавления веществ. Воду меняли через каждые 5–7 сут. Анализировали прирост биомассы растений, их листьев и корней через каждые 10 сут. Влияние токсикантов на ракообразных оценивали по их гибели через каждые 10 сут в течение 30 сут. В процессе эксперимента гаммарусов кормили измельченными бурыми водорослями и сушеными дафниями.

Результаты обрабатывали статистически, вычисляли среднее значение M , ошибку среднего m . Сравнение результатов проводили с помощью критерия Стьюдента при уровне значимости $p < 0.05$. Корреляцию между концентрацией токсикантов и показателями выживаемости амфипод осуществляли с помощью компьютерной программы *CURVEFIT* (версия 2.10-L).

¹⁾ Об утверждении Методических указаний по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения : приказ Росрыболовства № 695 от 04.08.09 г.

Результаты

Результаты исследований позволили установить закономерности и особенности влияния токсикантов на исследуемые виды-индикаторы бентосных систем. Было обнаружено неоднозначное действие веществ на рост и развитие zostеры при разных концентрациях БР и ТЖ (рис. 1–3). Как можно видеть на рис. 1, уже через 10 сут после начала эксперимента при концентрации БР 50 мг/л и выше произошло достоверное ($p < 0.05$) снижение прироста биомассы растения по сравнению с контролем. Такой же эффект был отмечен через 20 сут при меньшей концентрации БР – 10 мг/л, а при концентрации 500 и 1000 мг/л растения погибли. Через 30 сут тенденция к снижению прироста биомассы растения по отношению к контролю сохранялась, но различия были

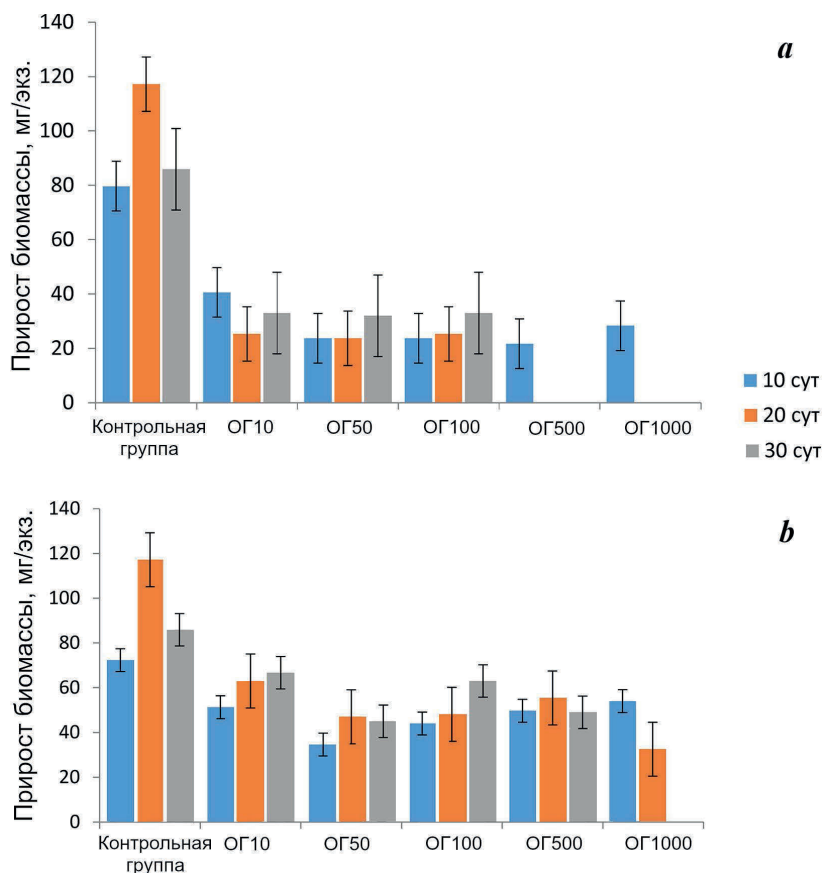


Рис. 1. Прирост биомассы zostеры *N. noltii* ($M \pm m$) при инкубации в среде с буровым раствором (a) и тампонажной жидкостью (b) в концентрации 10 (ОГ10), 50 (ОГ50), 100 (ОГ100), 500 (ОГ500) и 1000 (ОГ1000) мг/л

Fig. 1. Increase in seagrass *N. noltii* biomass (mg/specimen, Mean $\pm$ SEM) exposed to drilling fluid (a) and cementing fluid (b) in concentrations of 10 (OG10), 50 (OG50), 100 (OG100), 500 (OG500) and 1000 (OG1000) mg/L

недостоверны. Корреляции между концентрацией БР и приростом биомассы zostеры не обнаружено.

При инкубации zostеры в растворах ТЖ с исследуемыми концентрациями в течение 10 сут не установлено различий по сравнению с контролем, хотя можно отметить определенную тенденцию к снижению этого показателя. Через 20 сут выявлено достоверное ($p < 0.05$) уменьшение прироста растения при всех тестируемых концентрациях. Через 30 сут при концентрации 1000 мг/л растения погибли, в остальных опытных группах достоверных различий по отношению к показателям контроля не обнаружено. Корреляции между концентрацией токсиканта и приростом биомассы zostеры не выявлено.

Изменение прироста листьев zostеры под влиянием токсикантов приведено на рис. 2. БР в исследуемых концентрациях не оказал существенного влияния на прирост листьев растения в течение всего периода эксперимента, но можно отметить тенденцию к снижению этого показателя при больших

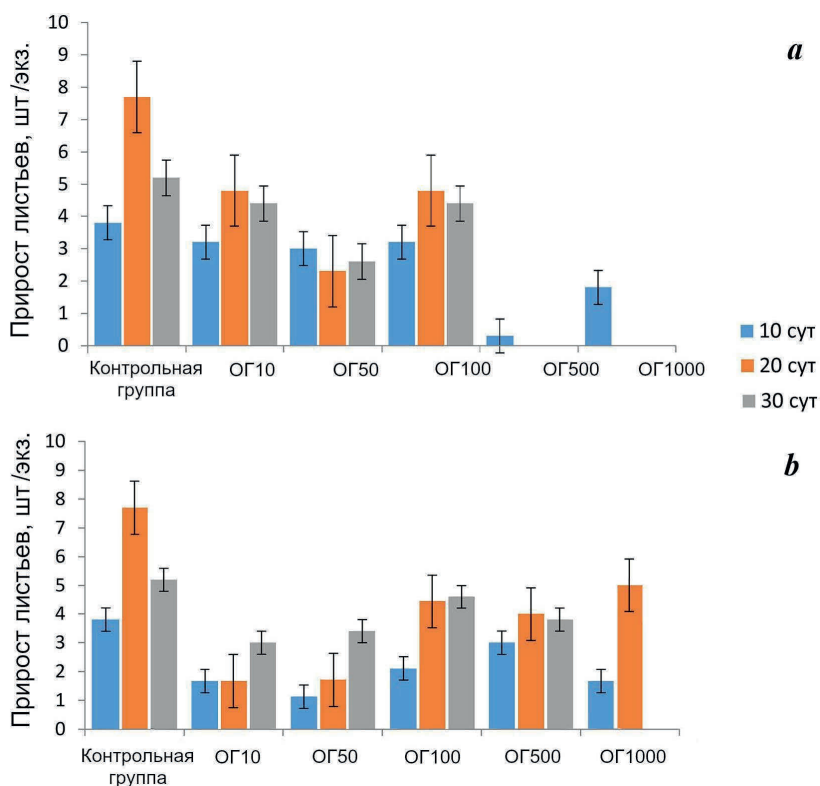


Рис. 2. Прирост листьев zostеры *N. noltii* ($M \pm m$) при инкубации в среде с буровым раствором (a) и тампонажной жидкостью (b) в концентрации 10–1000 мг/л. Обозначения см. на рис. 1

Fig. 2. Growth of seagrass *N. noltii* leaves (pcs./specimen, Mean $\pm$ SEM) exposed to drilling fluid (a) and cementing fluid (b) in concentrations of 10–1000 mg/L. Notation: See Fig. 1

(500 и 1000 мг/л) концентрациях токсиканта. При инкубации растения в среде с ТЖ также не было отмечено существенных отличий от контроля через 10 сут после начала эксперимента. Через 20 сут достоверное ($p < 0.05$) снижение прироста листьев было установлено при низких концентрациях токсиканта (10 и 50 мг/л), при более высоких снижении не отмечено. Через 30 сут различия между контролем и опытными группами не выявлены при всех концентрациях, за исключением концентрации 1000 мг/л, при которой растения погибли. При воздействии обоих токсикантов не было обнаружено корреляционной зависимости между приростом листьев и концентрацией веществ.

На рис. 3 приведены данные о влиянии тестируемых токсикантов на прирост корней зостеры. Достоверное ($p < 0.01$) снижение прироста корней растения, инкубированного в БР, произошло при концентрации 500–1000 мг/л

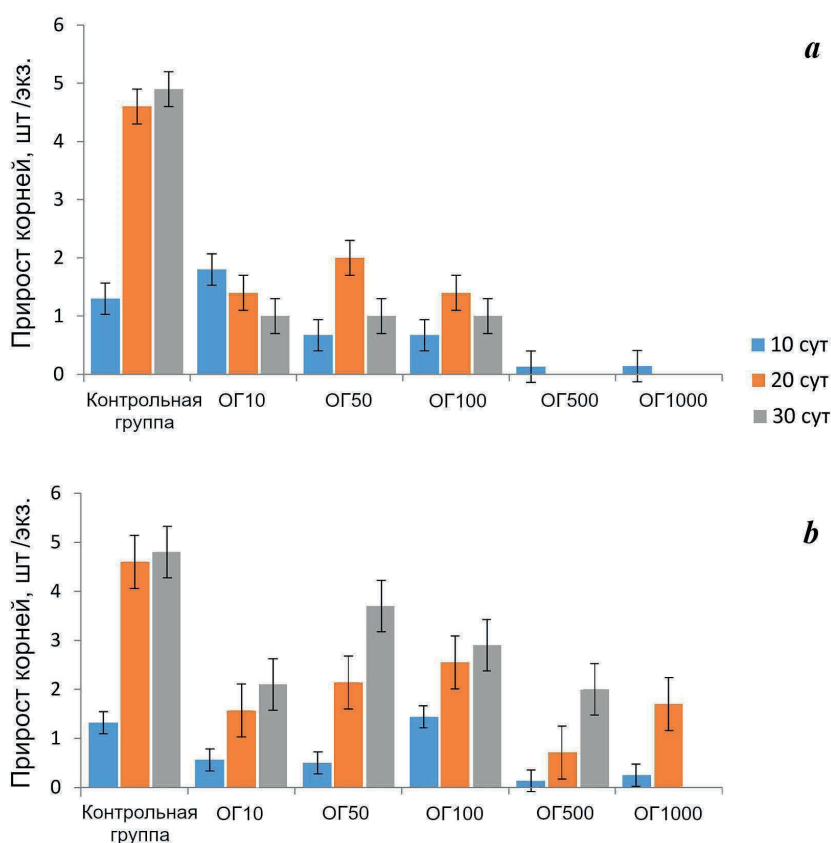


Рис. 3. Прирост корней зостеры *N. noltii* ($M \pm m$) при инкубации в среде с буровым раствором (a) и тампонажной жидкостью (b) в концентрации 10–1000 мг/л. Обозначения см. на рис. 1

Fig. 3. Growth of seagrass *N. noltii* roots (pcs./specimen, Mean $\pm$ SEM) exposed to drilling fluid (a) and cementing fluid (b) in concentrations of 10–1000 mg/L. Notation: See Fig. 1

уже через 10 сут. Через 20–30 сут такой же эффект наблюдали при более низких концентрациях БР 10 и 50 мг/л. Через 10 сут установлена умеренная корреляция между приростом корней растения и концентрацией токсиканта ($Y = 610 - 420.9X$, $r = 0.490$, $R^2 = 0.37$).

При инкубации zostеры в среде с разными концентрациями ТЖ через 10 сут обнаружено достоверное ($p < 0.01$) снижение прироста корней при концентрациях 500 и 1000 мг/л, через 20 и 30 сут был отмечен тот же эффект, но в последнем случае при концентрации 1000 мг/л растение погибло. Следует отметить умеренную корреляцию между приростом корней и концентрацией токсиканта через 10 сут ($Y = 0.94 - X$, $r = 0.39$, $R^2 = 0.23$).

На рис. 4 представлены данные по выживаемости амфипод, экспонируемых в БР и ТЖ. Достоверное ($p < 0.05$) снижение выживаемости ракообразных было отмечено через 10 сут при концентрации БР 50 мг/л. Через 20 сут экспозиции в среде с БР достоверное ($p < 0.05$) снижение выживаемости раков было выявлено при концентрации 100 мг/л и выше. При этом установлена высокая корреляция между выживаемостью амфипод и концентрацией БР

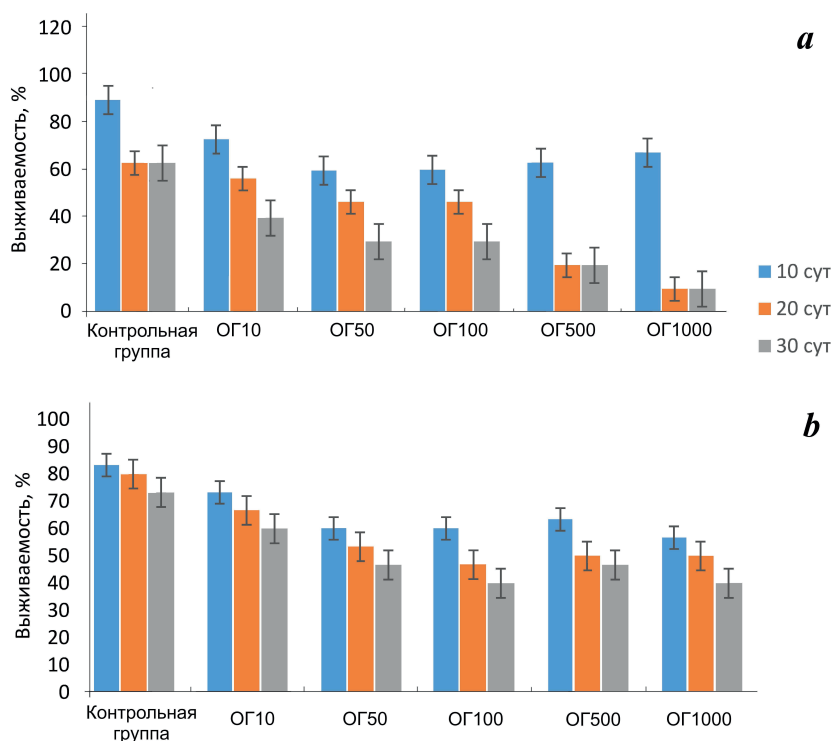


Рис. 4. Выживаемость амфипод *Ch. olivii* ($M \pm m$) при инкубации в среде с буровым раствором (a) и тампонажной жидкостью (b) в концентрации 10–1000 мг/л. Обозначения см. на рис. 1

Fig. 4. Survival of amphipods (%), Mean $\pm$ SEM) exposed to drilling fluid (a) and cementing fluid (b) in concentrations of 10–1000 mg/L. Notation: See Fig. 1

($Y = 54.4 - 0.05X$, $r = 0.87$, $R^2 = 0.89$). Через 30 сут в опытных группах с БР тенденция сохранилась, но корреляция была более слабой ($Y = 41.9 - 0.04X$, $r = 0.48$, $R^2 = 0.59$). При содержании гаммарусов в растворах с разными концентрациями ТЖ достоверное снижение выживаемости обнаружено при концентрации 1000 мг/л во все исследуемые периоды, но не установлено взаимосвязи между их выживаемостью и концентрацией токсиканта.

Обсуждение результатов исследований

Результаты исследований продемонстрировали токсическое действие тестируемых веществ на типичных представителей донного сообщества zostеры и ракообразных. Наблюдаемые эффекты зависели от концентрации и времени воздействия токсикантов, что позволило сделать предположение как о механизмах токсичности веществ, так и возможных последствиях для исследуемых организмов бентосного сообщества.

Наши исследования показали, что прирост биомассы zostеры, инкубированной в среде с добавлением БР, уже через 10 сут после начала эксперимента при концентрации БР 10 мг/л снизился на 49 %. При продолжающемся воздействии снижение этого показателя при данной концентрации БР составило 62–78 %. При более высоких концентрациях (50–100 мг/л) прирост биомассы продолжал интенсивно снижаться (на 60–80 % по отношению к контролю), а при концентрации 500–1000 мг/л растения погибли. Другие исследователи также обнаружили снижение продуктивности (по показателям поглощения углерода и скорости роста) морской травы рода *Thalassia* при 10-суточном воздействии концентраций БР 200 и 1000 мкл/л [17]. Вместе с тем в наших исследованиях не установлено различий между приростом листьев у zostеры, подвергнутой воздействию БР, и контролем, а прирост корней имел выраженную тенденцию к снижению (на 48 %) по отношению к контролю при концентрациях токсиканта 50–100 мг/л уже через 10 сут. В последующие периоды эта зависимость проявилась при всех тестируемых концентрациях. Следует отметить, что рост корней zostеры зависит от многих факторов, таких как почвенный субстрат, наличие кислорода и биогенов, перемешивание водной среды, а также присутствие токсикантов, что было установлено и в наших исследованиях. Таким образом, на воздействие БР разные части растения реагировали по-разному, при этом корни оказались более чувствительными к неблагоприятным воздействиям, чем листья, что согласуется с данными других исследователей [23].

Вредное влияние ТЖ на zostеру было выражено в меньшей степени, чем влияние БР. При воздействии ТЖ растения погибли при самой высокой концентрации токсиканта (1000 мг/л) через 30 сут инкубации. Через 10 сут не установлено различий между значениями прироста биомассы и листьев растения у контроля и исследуемых образцов при всех тестируемых концентрациях, но прирост корней достоверно уменьшился при концентрациях ТЖ 500–1000 мг/л. В последующие периоды эксперимента прирост листьев не отличался от контроля, тогда как прирост биомассы растения достоверно сократился через 20 сут при концентрации 50 мг/л и выше. Ингибирование прироста корней в период 20–30 сут сохранялось при тех же концентрациях токсиканта, а прирост биомассы через 30 сут не отличался от контроля. Таким

образом, можно отметить разное влияние токсиканта на разные части растения, что было установлено при изучении влияния БР на zostеру. При этом корни оказались более чувствительны к воздействию ТЖ, чем листья, что было отмечено и при воздействии БР.

Было показано, что разные токсины, в том числе питательные вещества и сульфиды в высоких концентрациях, могут быть крайне вредными для жизнедеятельности и расширения популяции zostеры [19]. При этом разные части растения могут по-разному реагировать на действие токсикантов, включая биогенные элементы, что связано с более высоким сродством листьев к аммонии по сравнению с корнями. Отрицательное влияние на прирост биомассы *Zostera noltii* было обнаружено при концентрации сульфида в воде менее 200 мкмоль/л. В природных условиях расширение участков обитания растения не происходило при концентрациях сульфида более 1000 мкмоль/л, что связано со снижением жизнеспособности корней при контакте их с сульфидом. Вместе с тем исследователи отмечают, что на урожай *T. testudinum* в лабораторных и полевых условиях не влияла буровая жидкость после 6- и 12-недельного периода воздействия [24], что еще раз подтверждает необходимость исследования разнокачественных эффектов влияния буровых жидкостей на представителей донной флоры.

Влияние БР на zostеру может быть прямым и косвенным. Непрямые эффекты бурения и БР обусловлены изменением (ухудшением) среды обитания. При бурении скважин образуется множество взвешенных частиц, которые значительно снижают прозрачность воды, что затрудняет проникновение солнечных лучей. Это ингибирует фотосинтетические реакции растений и угнетает их жизнедеятельность, в том числе эпифитную микрофлору [25]. Когда взвешенные частицы оседают на дно, они образуют слой, непроницаемый для поступления питательных веществ к корням zostеры, что особенно ярко проявляется при использовании ТЖ, это было продемонстрировано в наших исследованиях. Таким образом, нарушается обмен между средой и растением. Помимо этого, попадание ксенобиотиков в воду нарушает ее физико-химические свойства, что также отрицательно влияет на жизнедеятельность гидробионтов.

Прямое воздействие БР оказывает токсический эффект вследствие наличия в его составе тяжелых металлов и органических соединений, которые накапливаются в растениях и нарушают их жизнедеятельность. В совокупности это проявляется в угнетении роста целого растения и отдельных его частей (листьев и корней, что показано в нашем исследовании), невозможности расселения и репродукции. Кроме того, заросли zostеры могут быть непригодны для других морских обитателей, которые используют их в качестве мест обитаний, например для ракообразных, рыб, моллюсков.

Так, например, в природных и экспериментальных условиях исследователи отмечали изменения в численности бентосных беспозвоночных. Макрофауна, подвергшаяся воздействию БР или глины, применяемой при цементировании скважин, была существенно обеднена по сравнению с контрольной группой [26]. Наши исследования показали, что ТЖ оказалась менее токсична для амфипод, чем БР. На протяжении всего эксперимента выживаемость ракообразных, экспонированных в растворах с концентрацией более 10 мг/л, была достоверно ниже контроля на 30–85 %, тогда как при инкубации

в растворах с ТЖ достоверные различия отмечены только при самой высокой концентрации 1000 мг/л, когда этот показатель оказался на 46 % ниже по сравнению с контрольной группой. Таким образом, проявление токсического действия на амфипод было специфичным для ТЖ и БР.

Исследователи отмечают, что в природных условиях некоторые морские травы оказались менее чувствительными к нефти, диспергированным маслам и БР, чем приливно-отливные сообщества (кораллы, губки, иглокожие, мангровые заросли, беспозвоночные и моллюски [27]. Интересно отметить, что численность бентосных беспозвоночных резко сокращалась под воздействием БР в лабораторных условиях, но эти эффекты не наблюдались в природной среде. Плотность беспозвоночных в полевых условиях была сходной на контрольных и обработанных БР участках, но значительно ниже наблюдавшейся в контроле, при этом видовое разнообразие в полевых и лабораторных условиях не различалось [23].

Таким образом, продолжающаяся глобальная тенденция к росту нефтегазовой добычи 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 может иметь каскадные эффекты для морской экосистемы в целом. Учитывая ключевую роль, которую морские травы и обитающие в них беспозвоночные играют в прибрежных экосистемах, данное исследование подчеркивает уязвимость биоценозов к попаданию БР и их компонентов, особенно на фоне меняющихся условий окружающей среды [28, 29].

Заключение

Длительное воздействие БР и их компонентов не только нарушает метаболические реакции zostеры, но и вызывает отмирание листьев и деградацию тканей, что может поставить под угрозу общее здоровье и жизнеспособность морской травы. Наши исследования показали, что под воздействием БР уже при концентрации 10 мг/л через 10 сут после начала эксперимента прирост биомассы растения снизился на 49 %. Через 20–30 сут снижение этого показателя при данной концентрации БР составило 62–78 % соответственно. При повышении концентрации до 50–100 мг/л прирост биомассы продолжал интенсивно снижаться до 60–80 % по отношению к контролю, а при концентрации 500–1000 мг/л растения погибли. Корни zostеры оказались более чувствительны к действию токсиканта, чем листья: не установлено различий между приростом листьев у zostеры, подвергнутой воздействию БР, и контролем, а прирост корней имел выраженную тенденцию к снижению на 48 % по отношению к контролю при концентрациях токсиканта на 50–100 мг/л уже через 10 сут. Вредное влияние ТЖ на zostеру было выражено в меньшей степени, чем влияние БР. При воздействии ТЖ растения погибли при самой высокой концентрации токсиканта (1000 мг/л) через 30 сут инкубации. Достоверных различий между приростом листьев в опытных и контрольных вариантах не установлено, но прирост корней уже на 10–20-е сут достоверно уменьшился на 64–90 % при концентрациях ТЖ 500–1000 мг/л. Изменения скорости роста морских трав (zостеры) и сокращение числа бентосных

беспозвоночных в результате нарушения условий среды обитания, ее физико-химических свойств может привести к необратимым модификациям прибрежных бентосных сообществ в целом. ТЖ оказалась менее токсична для амфипод, чем БР, о чем свидетельствует тот факт, что выживаемость ракообразных, экспонированных в растворах БР с концентрацией более 10 мг/л, была достоверно ниже контроля на 30–85 %, тогда как при инкубации в растворах с ТЖ достоверные различия отмечены только при самой высокой концентрации 1000 мг/л. В связи с этим необходима разработка мер по сохранению экосистем и защите их от последствий процессов бурения на шельфе. Тесты на токсичность позволяют оценить биологические отклики и концентрации, при которых различные выбросы БР и сбросы бурового шлама будут оказывать воздействие на индикаторные виды и тест-объекты. Воздействие включает изменения как автотрофных, так и гетеротрофных особей/популяций, изменения в компонентах структуры сообщества и в процессах, связанных с потоком энергии в экосистемах морских трав и обитающих в них беспозвоночных. Экоотоксикологические методы позволяют оценить воздействие на окружающую среду на протяжении всего цикла бурения. Этот комплексный подход дает ценную информацию о последствиях буровых работ, способствуя принятию обоснованных решений в соответствии с принципами экологической безопасности, помогает в составлении экологических профилей и оценке воздействия для различных путей управления отходами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Environmental and public health effects of spent drilling fluid: an updated systematic review / M. Antia [et al.] // *Journal of Hazardous Materials Advances*. 2022. Vol. 7. P. 100–120. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100120>
2. Physical and chemical characterization of drill cuttings: A review / L. C. Costa [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. 2023. Vol. 194, Part A, 115342. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115342>
3. Toxicity of drilling fluids in aquatic organisms: a review / J. F. Aslan [et al.] // *Ecotoxicology Environmental Contamination*. 2019. Vol. 14, iss. 1. P. 35–47. <https://doi.org/10.5132/eec.2019.01.04>
4. Monitoring of drilling fluids and cuttings as an environmental management tool for offshore fluid operations / L. S. Marinho [et al.] // *Proceedings of Offshore Technology Conference, Houston, Texas, USA, May 6–9, 2024*. OTC, 2024. (OTC-35185-MS).
5. Green drilling fluid additives for a sustainable hole-cleaning performance: a comprehensive review / H. Mahmoud [et al.] // *Emergent Materials*. 2024. Vol. 7. P. 387–402. <https://doi.org/10.1007/s42247-023-00524-w>
6. Stark J. S. Effects of lubricant oil and diesel on macrofaunal communities in marine sediments: A five year field experiment in Antarctica // *Environmental Pollution*. 2022. Vol. 311. 119885. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119885>
7. Development of novel inhibitive water-based drilling muds for oil and gas field applications / E. Yalman [et al.] // *Journal of Petroleum Science and Engineering*. 2022. Vol. 210. 109907. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2021.109907>
8. Acute toxicity of produced water on selected organisms in the aquatic environment of the Niger delta / O. Temilola [et al.] // *Scientific African*. 2020. Vol. 8. e00460. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00460>

9. Environmental, health and safety assessment of nanoparticle application in drilling mud – Review / C. A. Martin [et al.] // *Geoenergy Science and Engineering*. 2023. Vol. 226. 211767. <https://doi.org/10.1016/j.geoen.2023.211767>
10. The genome of the seagrass *Zostera marina* reveals angiosperm adaptation to the sea / J. L. Olsen [et al.] // *Nature*. 2016. Vol. 530. P. 331–335. <https://doi.org/10.1038/nature16548>
11. Dynamics of a deep-water seagrass population on the Great Barrier Reef: annual occurrence and response to a major dredging program / P. H. York [et al.] // *Scientific Reports*. 2015. Vol. 5. 13167. <https://doi.org/10.1038/srep13167>
12. Review of seagrass bed pollution / Y. Zhang [et al.] // *Water*. 2023. Vol. 15. 3754. <https://doi.org/10.3390/w15213754>
13. Lewis M. A., Devereux R. Nonnutrient anthropogenic chemicals in seagrass ecosystems: fate and effects // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2009. Vol. 28, iss. 3. P. 644–661. <https://doi.org/10.1897/08-201.1>
14. Photosynthetic parameters of the seaweeds widely spread near the Crimean coast / E. F. Vasechkina [et al.] // *Regional Studies in Marine Science*. 2023. Vol. 66, iss. 15. 103170. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103170>
15. Impacts of climate change on submerged and emergent wetland plants / F. T. Short [et al.] // *Aquatic Botany*. 2016. Vol. 135. P. 3–17. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2016.06.006>
16. Recommendations for improving the reporting and communication of aquatic toxicity studies for oil spill planning, response, and environmental assessment / A. C. Bejarano [et al.] // *Aquatic Toxicology*. 2023. Vol. 255. 106391. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106391>
17. Price W. A., Macauley J. M., Clark J. R. Effects of drilling fluids on *Thalassia testudinum* and its epiphytic algae // *Environmental Experimental Botany*. 1986. Vol. 26, iss. 4. P. 321–330. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(86\)90019-5](https://doi.org/10.1016/0098-8472(86)90019-5)
18. Interaction of short-term copper pollution and ocean acidification in seagrass ecosystems: toxicity, bioconcentration and dietary transfer / S.I. de los Santos [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. 2019. Vol. 142. P. 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.034>
19. Toxic effects of increased sediment nutrient and organic matter loading on the seagrass *Zostera noltii* / L. L. Govers [et al.] // *Aquatic Toxicology*. 2014. Vol. 155. P. 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.07.005>
20. Comparative analysis of heavy metal accumulation and bioindication in three seagrasses: Which species is more suitable as a bioindicator? / C. Hu [et al.] // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 669. P. 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.425>
21. Руднева И. И., Медянкина М. В., Шайда В. Г. Оценка токсичности буровых растворов для морских бентосных ракообразных // *Экосистемы*. 2023. Т. 34. С. 140–144.
22. Uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons via high-energy water accommodated fraction (HEWAF) by beach hoppers (Amphipoda, Talitridae) using different sandy beach exposure pathways / B. M. Duke [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. 2023. Vol. 190. 114835. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114835>
23. Persistent organic pollutants (POPs) in coastal wetlands: A review of their occurrences, toxic effects, and biogeochemical cycling / L. Girones [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. 2021. Vol. 172. 112864. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112864>
24. Weber D. E., Flemer D. A., Bundrick C. M. Comparison of the effects of drilling fluid on macrobenthic invertebrates associated with the seagrass, *Thalassia testudinum*, in the laboratory and field // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 1992. Vol. 35, iss. 3. P. 315–330. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(05\)80051-4](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(05)80051-4)

25. Multi-level insights into the response of the eelgrass *Zostera marina* L to Cu than Cd exposure / Y. Qiao [et al.] // Science of the Total Environment. 2022. Vol. 845. 157057. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157057>
26. Physiological responses of eelgrass (*Zostera marina*) to ambient stresses such as herbicide, insufficient light, and high water temperature / K. Mochida [et al.] // Aquatic Toxicology. 2019. Vol. 208. P. 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.12.018>
27. An ecosystem perspective on potential impacts of drilling fluid discharges on seagrasses / J. R. Kelly [et al.] // Environmental Management. 1987. Vol. 11. P. 537–562. <https://doi.org/10.1007/BF01867661>
28. Hasler-Sheetal H. Detrimental impact of sulfide on the seagrass *Zostera marina* in dark hypoxia // PLoS ONE. 2023. Vol. 18, iss. 12. e0295450 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0295450>
29. Insights into response of seagrass (*Zostera marina*) to sulfide exposure at morphological, physiochemical and molecular levels in context of coastal eutrophication and warming / Y. Zhang [et al.] // Plant, Cell and Environment. 2024. Vol. 47, iss. 12. P. 4768–4785. <https://doi.org/10.1111/pce.15048>

Поступила 02.10.2024 г.; одобрена после рецензирования 06.11.2024 г.;
принята к публикации 24.06.2025 г.; опубликована 30.09.2025 г.

Об авторах:

Руднева Ирина Ивановна, ведущий научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), доктор биологических наук, профессор, **ORCID ID: 0000-0002-9623-9467**, **Scopus Author ID: 9266541700**, **ResearcherID: L-3758-2016**, **SPIN-код: 9817-2796**, svg-41@mail.ru

Шайда Валентин Григорьевич, инженер-исследователь, ООО «ЭкоСервис-А» (107140, г. Москва, ул. Верхняя Красносельская, д. 17А, стр. 1Б, оф. 8), **SPIN-код: 6572-8721**

Медянкина Мария Владимировна, доцент кафедры экологии и природопользования факультета биотехнологий и рыбного хозяйства Московский государственный университет технологий и управления МГУТУ им. К. Г. Разумовского (Первый казачий университет) (119049, Москва, ул. Шаболовская, д. 14, стр. 9), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-9195-0399**, **SPIN-код: 9127-2022**, mediankina@mail.ru

Шайда Олег Валентинович, ведущий инженер, Морской гидрофизический институт РАН (299011, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **SPIN-код: 7181-1691**, ovasha@mail.ru

Заявленный вклад авторов:

Руднева Ирина Ивановна – разработка концепции, формулировка и постановка задачи

Медянкина Мария Владимировна – обработка и описание результатов исследования

Шайда Валентин Григорьевич и Шайда Олег Валентинович – разработка методик и проведение экспериментальных исследований

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.