

НАНОМАТЕРИАЛЫ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО И КОНСТРУКЦИОННОГО НАЗНАЧЕНИЯ

УДК 546.55/.59+615.281.9

ИССЛЕДОВАНИЕ НОВЫХ БИОЦИДНЫХ КОМПЛЕКСОВ ДЛЯ ПРОТИВООБРАСТАЮЩИХ МОРСКИХ ПОКРЫТИЙ

© 2024 г. О. А. Журавлева^{1,*}, Т. А. Воейкова¹, А. Ю. Власова^{1,2}, А. И. Килючек^{1,3},
Е. А. Никулина¹, Н. В. Цирульников¹, А. С. Егоров¹, В. Г. Дебабов¹

¹Национальный исследовательский центр “Курчатовский институт”, Москва, Россия

²МИРЭА – Российский технологический университет,

Институт тонких химических технологий им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

³Московский политехнический университет, Москва, Россия

*E-mail: zhuravlevaolgga@yandex.ru

Поступила в редакцию 04.08.2024 г.

После доработки 05.08.2024 г.

Принята к публикации 12.08.2024 г.

Биогенные наночастицы серебра (NPsAg), полученные с использованием металлвосстанавливающей бактерии *Shewanella oneidensis* MR-1 и соли азотнокислого серебра, включены в жидкой и сухой препаративных формах в состав таких полимерных материалов, как акриловая краска, эпоксидный клей, хелатные соединения меди и цинка с разными типами лигандов. Показано сохранение высокого уровня биоцидной активности NPsAg в составе нанокомпозитных материалов в отношении микроорганизмов различных систематических групп. Установлено, что вклад биогенных NPsAg в уровень активности биоцидных хелатов металлов составляет 20–25%. Впервые проведена оценка антимикробных свойств исходных полимерных материалов и выявлена различная чувствительность штаммов к их воздействию, что указывает на необходимость учета штамм-специфичности при подборе компонентов биоцидного нанокомпозитного материала.

DOI: 10.56304/S1992722323601192

ВВЕДЕНИЕ

Биологическое обрастание представляет собой нежелательные отложения на поверхности любого типа материала, контактирующего с нестерильной водой, и является серьезной технологической проблемой для морской отрасли, атомной и нефтяной промышленности. Биообрастание морских судов способствует утяжелению веса, увеличению гидродинамического сопротивления, снижению скорости, что приводит к расходу топлива и увеличивает затраты на техническое обслуживание [1]. Накопление биослоя на теплообменниках снижает эффективность теплопередачи и вызывает коррозию под напряжением неподвижных конструкций, таких как нефтяные вышки и опоры мостов [2]. Национальная ассоциация инженеров по коррозии (NACE, США) оценила ежегодные потери, связанные с коррозией, как 2–4% ВВП всех стран. По данным экспертов микробиологические процессы прямо или косвенно ответственны примерно за 30% этих потерь [3]. Сообщается, что порча рыболовных сетей привела к росту рыночной стоимости устриц и лососевых [4]. Таким образом, негативное воздействие биообрастания включает снижение про-

изводительности и срока службы оборудования, что приводит к глобальным экономическим издержкам в различных отраслях промышленности.

Морская вода представляет собой сложную смесь различных солей, микроэлементов, взвешенных веществ, растворенных газов, разложившихся органических соединений и живых организмов. Большинству макрообрастающих организмов требуется предшествующий слой слизистой биопленки, богатой белками и микроорганизмами, чтобы осесть на субстрат. В водах, богатых углеродом и с дефицитом азота, микробы, как правило, производят большое количество биоорганического внеклеточного полимерного вещества (extracellular polymeric substance, EPS), которое является одним из ключевых факторов образования биопленки и стимулирует колонизацию других видов с поддержанием благоприятной среды для выживания и размножения в условиях концентрации питательных веществ [5]. EPS состоит из различных биополимерных веществ, включая внеклеточную ДНК, полисахариды, аминокислоты, фосфолипиды, и играет решающую роль в таких функциях, как агрегация бактериальных клеток, адгезия к поверхностям, формирова-



Рис. 1. Поэтапный процесс морского биообрастания [7].

ние защитного барьера от внешних стрессовых факторов, удержание воды, сорбция органических соединений, ионов [6]. На рис. 1 схематично представлены последовательные стадии морского биообрастания на подводной поверхности.

Практически сразу после первого контакта объекта с водной экосистемой происходит заселение твердой поверхности бактериями, микро- и диатомовыми водорослями, которые растут в виде биопленки с последующим прикреплением вторичных и третичных колонизаторов (мшанки, ракообразные) [8]. Подсчитано, что в биопленке может одновременно сосуществовать более 4000 различных бактерий, которые быстро после заселения поверхности изменяют ее физико-химическую структуру [9]. В течение одной недели на поверхность оседают споры макроводорослей *Enteromorpha intestinalis*, *Ulothrix zonata* и простейших *Vaginicola sp.*, *Vorticella sp.*, формируя макроразмерное биообрастание на погруженных объектах. Накопление, рост и рассеивание макроорганизмов считаются заключительными стадиями формирования морского биообрастания, длящегося в течение нескольких лет. Поэтому так важно предотвратить рост биопленки еще на начальной стадии биообрастания во избежание дальнейшего наслаивания на поверхность гидробионтов.

Для борьбы с накоплением биопленок на поверхностях и защиты подводных объектов применяются различные физические и химические стратегии, которые, однако, имеют ряд ограничений. Так, физические методы промывки водой, обработка ультразвуком, высокочастотная вибрация и

механическая очистка не могут быть применены ко всем типам обрабатываемых поверхностей и, как правило, практически не имеют противообрастающих свойств. Химические методы, напротив, основаны главным образом на использовании биоцидных компонентов в составе специальных покрытий, что способствует высокой эффективности разрушения биопленок и осевших гидробионтов. Диффузия и химические реакции являются важными механизмами в работе противообрастающих красок на основе биоцидов [8], которые уже много лет используются для подавления микробной активности. С другой стороны, биоцидные средства, будучи токсичными веществами для микроорганизмов, не только предотвращают биообрастание на контактирующей поверхности, но и вызывают гибель нецелевых видов в морской воде из-за более высокой скорости высвобождения токсичных ионов металлов и их накопления в организмах [10]. Так, эффективные лакокрасочные покрытия на основе трибутилолова (ТБО), которые успешно использовали в морской промышленности с начала 1960-х гг., были запрещены в 2008 г. после отчета Международной морской организации о токсичном воздействии ТБО на окружающую среду, в частности нарушение эндокринной системы у рыб [11]. Запрет красок с ТБО привел к существенному изменению состава противообрастающих покрытий и их экологическому контролю. Например, защитные материалы на основе высокоактивной меди также теперь подлежат ограни-

чению из-за фактов негативного влияния на нецелевые организмы. Департамент регулирования пестицидов Калифорнии установил лимит скорости выщелачивания меди — $9.5 \text{ мкг/см}^2/\text{сут}$ — для противообрастающих красок, наносимых на прогулочные суда [12]. В Дании запрещены материалы, выделяющие медь в количестве более 200 нг/см^2 в течение первых 14 дней. Для обеспечения устойчивости окружающей среды к высвобождению ионов биоцидного соединения в противообрастающих составах регулируют концентрацию меди и вводят дополнительные биоциды-усилители (например, иргарол 1051). Это позволило снизить токсичность биоцидных компонентов и привело к широкому использованию во всем мире оксида меди(I), тиоцианата меди, иргарола 1051, пиритиона цинка и др. Таким образом, биоциды на основе меди стали основными компонентами противообрастающих составов [8]. Поэтому при создании эффективного биоцидного средства следует ориентироваться на такие факторы, как его тип, концентрация, наличие побочных химических реакций, время выдержки, pH и температура среды, вид микроорганизмов, характеристики биопленок [13].

Сегодня продолжается разработка современных технологий, позволяющих снизить негативное воздействие противообрастающих покрытий и их биоцидных компонентов без потери эффективности — различные стратегии нанесения покрытий, содержащих наночастицы (NPs) благородных металлов и оксидов металлов; гидрофильные и гидрофобные покрытия; нерастворимые и биоразлагаемые полимерные матрицы; самополирующиеся поверхности; микро- и наноструктурированные “самоочищающиеся” поверхности [12, 14, 15].

Развитие нанотехнологий привело к коммерческому использованию красок с NPsAg, NPsTiO₂, NPsCu₂O и NPsZnO. Преимуществом использования NPs является большая площадь поверхности, которая способствует улучшению взаимодействия с микроорганизмами без использования больших концентраций активного вещества [13]. Таким образом, растет потребность в поиске новых подходов к синтезу функциональных наноматериалов, пригодных для применения в качестве биоцидов и отвечающих требованиям экологической безопасности.

Таким требованиям удовлетворяет “зеленый” биотехнологический подход к созданию наноматериалов, основанный на использовании различных видов микроорганизмов, грибов, водорослей, растений как природных восстановителей и стабилизаторов ионов металлов до NPs. Биосинтез наноструктур осуществляют в водной среде, при атмосферном давлении и температуре, оптимальной для роста биосубстрата, без обязательного участия органических растворителей, синтети-

ческих стабилизаторов. Образование нанокристаллов, характеризующихся определенным размером, морфологией, составом адсорбированного на поверхности стабилизирующего биослоя, происходит при взаимодействии клеток и метаболитов биосубстанции с водным раствором металлсодержащих солей. Биогенные NPs сопоставимы по своим характеристикам с химически синтезированными нанокристаллами, при этом наличие молекул белков, полисахаридов, липидов, аминокислот на поверхности наноструктур не только отвечает за их стабилизацию в водной среде, но и способствует развитию площади поверхности, ее функционализации и биосовместимости [16]. Биогенные NPs, имеющие на поверхности функциональные группы биослоя, могут динамически связываться с молекулами клеточных структур, способствуя проявлению высокого уровня противомикробной активности наноматериала, регулируемого слоем адсорбированных биомолекул [17]. Этот фактор позволяет рассматривать NPs биогенного происхождения в качестве самостоятельных биоцидных агентов или в составе противообрастающих композиций.

В настоящем исследовании представлены результаты сравнительной оценки уровня биоцидной активности биогенных NPsAg, полученных с использованием микробных клеток, и химически синтезированных комплексонов двухвалентных меди и цинка. Впервые предложена методика создания нового биоцидного комплекса, сочетающего в себе биогенные и абиогенные компоненты, с анализом функциональной активности в отношении тест-культур микроорганизмов. Также представляло практический интерес использовать биогенные NPsAg в качестве наполнителя модельных полимерных матриц с целью получения модифицированного нанокомпозитного материала для дальнейшего использования в противообрастающих составах.

МЕТОДЫ

Бактериальный штамм *Shewanella oneidensis* MR-1 (B-9861) использовали для биосинтеза NPsAg. Для оценки уровня биоцидной активности образцов бионаноккомпозитов применяли тест-культуры бактерий грам(+): *Bacillus licheniformis* (B-10956), *Streptococcus salivarius* (B-5994); грам(–): *S. oneidensis* MR-1 (B-9861); дрожжи: *Saccharomyces cerevisiae* (Y-3251). Микроорганизмы культивировали при оптимальных условиях роста в соответствии с указаниями на сайте НБЦ — ВКПМ НИЦ “Курчатовский институт” [18]. Для выполнения микробиологических работ, проведения биосинтеза NPsAg и получения водных суспензий исследуемых образцов применяли дистиллированную воду (Liston, Россия).

Технологические подходы к увеличению производства и созданию препаративных форм биогенного наноматериала

Биогенные NPsAg синтезировали с использованием металлвосстанавливающей бактерии *S. oneidensis* MR-1. В соответствии с технологией увеличения биогенного производства и создания различных видов субстанций с NPsAg [19] наноматериал получали в виде коллоидной водной суспензии NPs и лиофилизированной сухой препаративной формы. Концентрация водных суспензий NPsAg составляла 5 мг/мл (0.5%).

Создание модельных образцов полимерных нанокompозитов. В качестве полимерных матриц были использованы: акриловая художественная краска белого цвета (Невская палитра, Россия); прозрачный универсальный эпоксидный клей в смеси с отвердителем, 10 : 1 (Класс, Россия). Объем каждого образца полимерной матрицы составлял 2 мл, в которые вносили наполнитель в виде сухой препаративной формы, содержащей NPsAg. Компоненты перемешивали до однородного состояния, готовые смеси наносили на алюминиевую фольгу и оставляли застывать при комнатной температуре в течение 24 ч.

Комплексонаты (хелаты) двухвалентных меди и цинка получали взаимодействием сульфатов соответствующих металлов с лигандами оксиэтилендифосфоновой (ОЭДФ) и нитрилтриуксусной (НТА) кислоты в условиях комплексообразования. Реакционные смеси нагревали до 70–75°C с капельным добавлением водного раствора щелочи для контроля необходимого значения pH, обеспечивающего образование протонированных комплексов. После завершения реакции комплексообразования полученные продукты фильтровали и подвергали сушке [20–22]. Сухие порошкообразные образцы использовали для приготовления водных суспензий с концентрацией 10%. Для образцов введены парные обозначения и нумерация: Cu- и Zn-ОЭДФ (1 и 2 соответственно); Cu- и Zn-НТА (3 и 4).

Методика введения NPsAg в препараты хелатов двухвалентных меди и цинка. 100 мкл каждого образца хелатов 1–4 (10%) смешивали с 200 мкл водной суспензии NPsAg (0.5%) до конечной концентрации комплексонатов металлов ~3.3% и NPsAg ~0.33%. Контрольные образцы готовили с заменой NPsAg на стерильную воду (200 мкл) до достижения конечной концентрации хелатов ~3.3%. Для экспериментальных образцов новых бионанокompлексов принято другое обозначение номеров: 1'–4'+NPs.

Оценку уровня биоцидной активности исследуемых образцов проводили с использованием метода диффузии наноматериала в агаризованные среды, содержащие клетки тест-культур [19]. Для проведения экспериментов в чашки Петри

(90 мм) разливали ростовые питательные среды с 1.5%-ным содержанием агара. В зависимости от типа исследуемого образца варьировали способ его введения в агаризованные среды. Так, жидкие образцы — водные суспензии биогенных NPsAg, исходных комплексонатов металлов 1–4 и биоцидных комплексов 1'–4'+NPs — вносили по 50 мкл в лунки диаметром 8 мм, предварительно вырезанные металлическим пробойником в толще агаровой среды.

Для экспериментов с акриловым и эпоксидным нанокompозитами образцы сухой NPsAg-содержащей препаративной формы, использованные в качестве контроля, предварительно восстанавливали в 1 мл стерильной воды и в объеме 50 мкл вносили в лунки. Твердые полимерные образцы — акриловая краска, эпоксидный клей и нанокompозиты на их основе — вырезали по краю фольги и располагали на агаровой поверхности в равном удалении друг от друга. После внесения исследуемых образцов чашки Петри инкубировали 24 ч при температурах, оптимальных для роста микроорганизмов.

Параметром определения степени воздействия жидких образцов служила величина диаметра зоны ингибирования с учетом лунки с пороговым значением 12 мм [23]. В случае отсутствия противомикробной активности у образцов комплексонатов металлов 1–4 и биоцидных комплексов 1'–4'+NPs за отрицательный результат принимали величину диаметра лунки (8 мм). Уровень подавления роста штаммов в присутствии твердых полимерных образцов оценивали измерением ширины светлого участка, прилегающего к неровному краю образца. Результаты экспериментов представляли в виде таблиц и гистограмм.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Биогенные NPsAg, использованные в работе, были ранее охарактеризованы как кристаллические структуры с размером неорганического ядра от 10 до 15 нм и формой, близкой к сферической. Наличие белковых молекул, принадлежащих бактериальному штамму *S. oneidensis* MR-1, придавало нанокристаллам отрицательный заряд поверхности с величиной ζ -потенциала –18...–20 мВ и 400–500 нм гидродинамического диаметра. Размер NPsAg в составе восстановленной препаративной формы варьировался от 1–2 до 60 нм [19].

Применение биогенных NPsAg в качестве наполнителя модельных полимерных матриц. Как видно из рис. 2, исходные образцы белой акриловой краски (а) и прозрачного эпоксидного клея (б) после введения сухого NPsAg-содержащего образца приобретали темно-коричневый цвет, что косвенно свидетельствовало о физической адсорбции NPsAg в полимерной матрице.

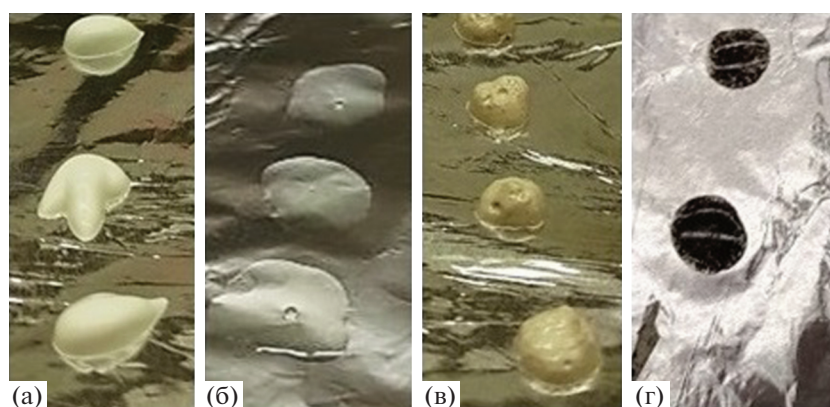


Рис. 2. Образцы исходной акриловой краски (а), эпоксидной смолы (б) до и после введения NPsAg-содержащего образца (в, г).

Другим параметром оценки наличия биогенных NPsAg в составе обоих типов полимерных матриц служил уровень биоцидной активности компонентов, использованных для создания модельных полимерных нанокомпозитов, в отношении тест-культур микроорганизмов. В табл. 1 представлены результаты экспериментов по определению чувствительности бактерий грам(+) *S. salivarius*, грам(–) *S. oneidensis* MR-1 и дрожжей *S. cerevisiae* к действию исследуемых образцов – сухой препаративной формы наноматериала, исходных акриловой краски, эпоксидного клея и полимерных нанокомпозитов на их основе.

Установлено, что все три тест-культуры склонны проявлять разную чувствительность к действию образцов (табл. 1). Наиболее восприимчивой оказалась грам(+) бактерия, тогда как грам(–) и дрожжи показали разную степень устойчивости в зависимости от конкретного типа образца.

Отметим, что исследуемые образцы отличались друг от друга не только химическим составом, но и способом их введения в агаризованные среды для оценки биоцидной активности. Поэтому для образца 1 получены более высокие значения зон ингибирования тест-штаммов, чем для

образцов 2–5. Интересный результат получен для исходной акриловой краски (образец 2), которая более интенсивно подавляла рост *S. salivarius* и *S. oneidensis*, чем образец 3, содержащий NPsAg. Это свидетельствует о токсичности акриловой краски как полимерной матрицы, выбранной для создания модельного полимерного нанокомпозита. Эпоксидный клей (образец 4) обладал собственной биоцидной активностью и демонстрировал подавление роста *S. salivarius* и дрожжей *S. cerevisiae*, однако уровень его активности в отношении *S. salivarius* сравнимо ниже, чем у акриловой краски (образец 2). Для эпоксидного нанокомпозита (5) характерно повышение уровня биоцидной активности в отношении *S. salivarius* и *S. oneidensis* по сравнению с исходным эпоксидным клеем (4), что в ~1.3 и 1.5 раза превышает аналогичные показатели для акрилового нанокомпозита (3) на обеих тест-культурах. Это подтверждает возможность использования биогенного наноматериала для модификации эпоксидной матрицы с целью увеличения уровня ее биоцидной активности. При этом наблюдается эффект штам-специфичности – вне зависимости от отсутствия/наличия NPsAg в составе эпоксид-

Таблица 1. Противомикробная активность компонентов полимерных нанокомпозитов на акриловой и эпоксидной основе

Образец	Тип образца	Зона ингибирования роста тест-культур, мм		
		<i>S. salivarius</i> Грамм(+)	<i>S. oneidensis</i> Грамм(–)	<i>S. cerevisiae</i> Дрожжи
1	Сухая препаративная форма наноматериала, восстановленная в воде	20.5 ± 1.0	10.5 ± 2.0	12.0 ± 1.0
2	Акриловая краска	11 ± 1.0	4 ± 1.0	нет
3	Акриловая краска + NPsAg	8 ± 1.0	2 ± 1.0	нет
4	Эпоксидный клей	6 ± 1.0	нет	6 ± 1.0
5	Эпоксидный клей + NPsAg	10 ± 1.0	3 ± 1.0	6 ± 1.0

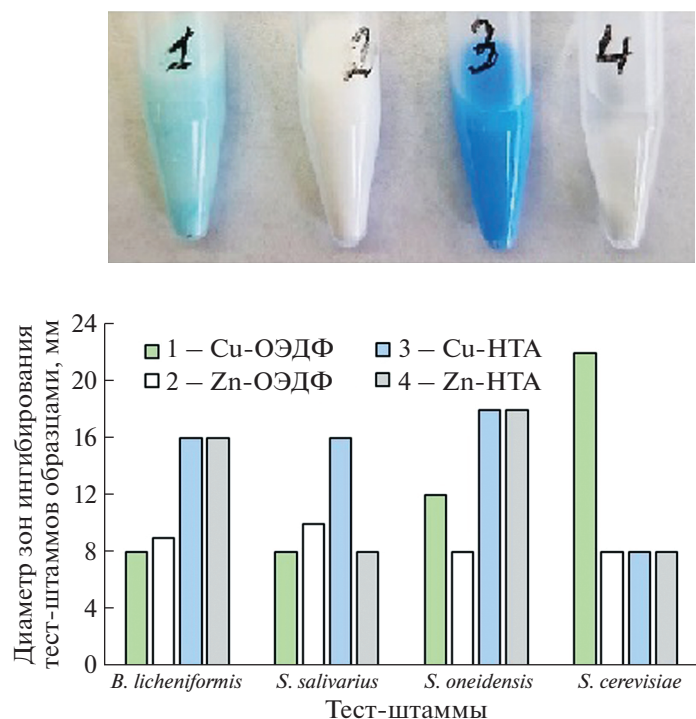


Рис. 3. Противомикробная активность водных суспензий Cu-, Zn-ОЭДФ и Cu-, Zn-НТА (образцы 1–4 соответственно).

ной матрицы дрожжи *S. cerevisiae* проявляли одинаковый уровень чувствительности к образцам 4 и 5.

Полученные результаты свидетельствуют о необходимости обязательного учета как химического состава полимерной матрицы, так и вида исследуемых микроорганизмов при регулировании условий создания полимерного нанокомпозита с противомикробными свойствами.

Анализ биоцидной активности комплексонов меди и цинка как первый шаг к созданию биоцидных комплексов. Как и в случае с исследуемыми полимерными нанокомпозитами, требовалось провести оценку уровня противомикробной активности абиогенных компонентов биоцидного комплекса, предназначенных для дальнейшего применения в качестве противообрастающего состава. Полученные данные разной степени угнетения роста бактериальных и дрожжевых культур в присутствии образцов 1–4 представлены на рис. 3.

Установлено, что оба образца комплексонов меди – Cu-ОЭДФ и Cu-НТА (образцы 1, 3) интенсивнее ингибировали рост тест-культур, чем комплексоны Zn с этими же лигандами (образцы 2, 4). Кроме того, образец 3 проявлял повышенную биоцидную активность в отношении обеих тест-культур грам(+) бактерий и грам(–) *S. oneidensis* MR-1, тогда как образец 2 оказался

менее активным в отношении всех видов исследуемых тест-штаммов.

Выявлена различная чувствительность штаммов к действию образцов 1–4. Так, наиболее устойчивым к действию образцов Zn-ОЭДФ (2), Cu- и Zn-НТА (3 и 4) была дрожжевая тест-культура *S. cerevisiae* с величинами зоны ингибирования, не превышающими диаметра лунки (8 мм). Таким образом, снова наблюдается штамм-специфичность, что необходимо учитывать при подборе различных компонентов для дальнейшего их применения при создании новых биоцидных комплексов.

Анализ функциональной активности нового биоцидного комплекса. Проведен сравнительный анализ уровня ингибирующего действия биогенных NPsAg, исходных образцов 1–4 и биоцидных комплексов на их основе 1'–4'+NPs (рис. 4).

Как видно из представленных гистограмм, водная суспензия биогенных NPsAg обладала высоким уровнем биоцидной активности преимущественно в отношении грам(+) бактерий *B. licheniformis* и *S. salivarius*, тогда как тест-культуры грам(–) *S. oneidensis* и дрожжей *S. cerevisiae*, как и в случае с сухой препаративной формой (табл. 1), показали пороговые значения диаметров зон ингибирования – 12 мм.

При этом для всех исследуемых биоцидных комплексов 1'–4'+NPs, сочетающих в себе биогенные и абиогенные компоненты, прослежива-

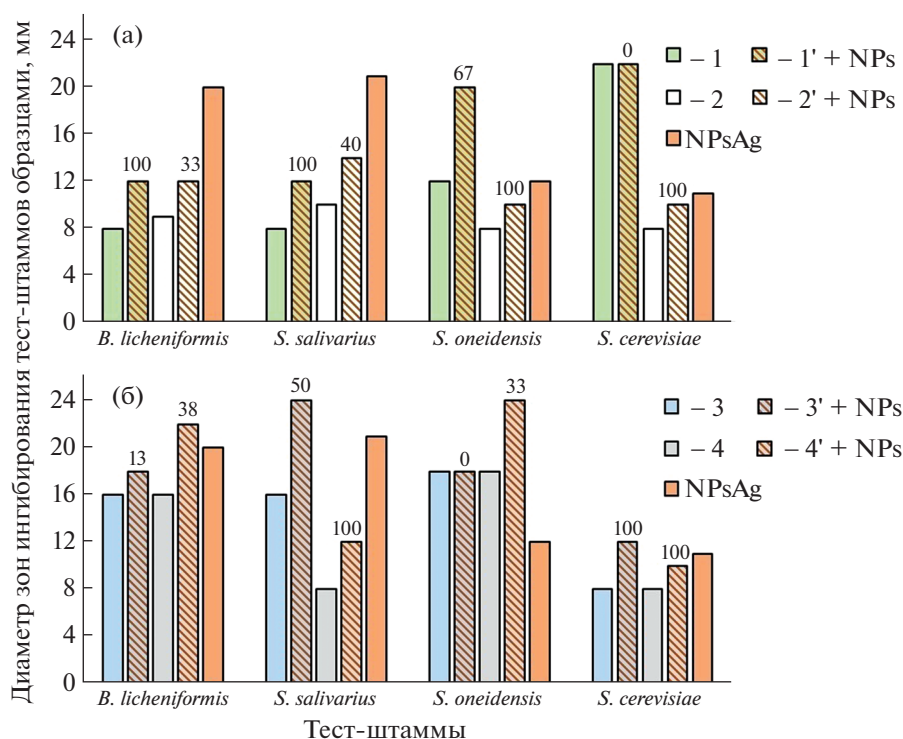


Рис. 4. Противомикробная активность биогенных NPsAg, исходных комплексонов 1–4 и биоцидных комплексов на их основе: а – образцы Cu-ОЭДФ (1), Zn-ОЭДФ (2) и биоцидные комплексы 1'+NPs и 2'+NPs; б – Cu-НТА (3), Zn-НТА (4) и биоцидные комплексы 3'+NPs и 4'+NPs. Цифры над столбиками гистограмм – доля вклада NPsAg в общий уровень активности биоцидных комплексов, %.

ется вклад NPsAg в общий уровень противомикробной активности по сравнению с исходными образцами комплексонов металлов 1–4. Исключение составляли тест-культуры *S. cerevisiae* и *S. oneidensis* для Cu-содержащих образцов 1 и 3, для которых биоцидная активность исходных Cu-ОЭДФ и Cu-НТА была идентична соответствующим биоцидным комплексам 1'+NPs и 3'+NPs (рис. 4а, 4б).

Был проведен расчет процентной доли вклада NPsAg в общий уровень противомикробной активности биоцидных комплексов, где за 100% принимали величину зоны ингибирования тест-культур исходными комплексонами металлов. Результаты расчетов представлены на рис. 4. Установлено, что в среднем вклад биогенных NPsAg в уровень активности биоцидных комплексов составлял 20–25%.

Полученные результаты свидетельствуют о возможности создания новых типов биоцидных комплексов, успешно сочетающих в себе активные компоненты биогенного и абиогенного происхождения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые проведены эксперименты по введению жидкой и сухой препаративных форм нано-

материала, содержащего биогенные NPsAg, в полимерные матрицы с целью создания бионаноконструктов. Разработана методика создания новых типов биоцидных комплексов, сочетающих в себе биогенные и абиогенные компоненты. Сравнительный анализ биоцидной активности исходных полимерных материалов продемонстрировал различия в уровне устойчивости исследуемых микроорганизмов, что необходимо учитывать при выборе типа полимерной матрицы для создания противомикробных наноконструктов. Анализ функциональной противомикробной активности полученных биоцидных комплексов в сравнении с исходными биогенными NPsAg и комплексонами металлов показал достоверный вклад биогенного наноматериала в общий уровень активности биоцидных комплексов. Полученные результаты важны для проведения дальнейших исследований по синтезу и характеристике новых типов биоцидов и включению в их состав биогенных NPs с биоцидными характеристиками с целью создания эффективных противомикробных составов.

Авторы выражают благодарность Национальному биоресурсному центру – Всероссийской коллекции промышленных микроорганизмов НИЦ “Курчатовский институт” за предоставле-

ние штаммов бактерий и дрожжей, использованных в работе.

Работа проведена в рамках выполнения государственного задания НИЦ “Курчатовский институт”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Wrange A.-L., Barboza F.R., Ferreira J. et al.* // J. Environ. Manag. 2020. V. 264. 110447. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110447>
2. *Rao T.S., Kora A.J., Chandramohan P. et al.* // Biofouling. 2009. V. 25. P. 581591. <https://doi.org/10.1080/08927010903016543>
3. Community Research and Development Information Service. Impact of Biofilm and Biofouling on Materials and Processes, CORDIS, European Union. <https://cordis.europa.eu/project/id/23064>
4. *Bloecher N., Floerl O.* // Rev. Aquac. 2021. V. 13. № 2. P. 783. <https://doi.org/10.1111/raq.12498>
5. *Nagayama G., Zhang D.* // Soft Matter. 2020. V. 16. № 14. P. 3514. <https://doi.org/10.1039/C9SM02513H>
6. *Babiak W., Krzemińska I.* // Energies. 2021. V. 14. № 13. 4007. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/en14134007>
7. *Subbaiyan R., Ganesan A., Varadharajan V.* // J. Pure Appl. Microbiol. 2023. V. 17. № 3. P. 1374. <https://doi.org/10.22207/JPAM.17.3.02>
8. *Gizer G., Önal U., Ram M et al.* // Biointerface Res. Appl. Chem. 2023. V. 13. № 2. <https://doi.org/10.33263/BRIAC132.185>
9. *Caruso G.* // J. Mar. Sci. Eng. 2020. V. 8. № 78. <https://doi.org/10.3390/jmse8020078>
10. *Soroldoni S., Martins S.E., Castro I.B. et al.* // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2018. V. 148. P. 447. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.060>
11. *Gipperth L.* // J. Environ. Manag. 2009. V. 90. P. 86. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.013>
12. *Kumar S., Ye F., Dobretsov S. et al.* // Front. Nanotechnol. 2021. V. 3. 771098. <https://doi.org/10.3389/fnano.2021.771098>
13. *Miller R.J., Adeleye A.S., Page H.M. et al.* // J. Nanopart. Res. 2020. V. 22. P. 1. <https://doi.org/10.1007/s11051-020-04875-x>
14. *Pérez H., Vargas G., Silva R.* // Toxics. 2022. V. 10. № 1. P. 35. <https://doi.org/10.3390/toxics10010035>
15. *Ali A., Jami M.I., Jiang J. et al.* // J. Pol. Res. 2020. V. 27. № 85. P. 1. <https://doi.org/10.1007/s10965-020-02054-z>
16. *Gahlawat G., Choudhury A.R.* // RSC Adv. 2019. V. 9. № 23. P. 12944. <https://doi.org/10.1039/C8RA10483B>
17. *Singh P., Garg A., Pandit S. et al.* // Nanomaterials. 2018. V. 8. № 12. P. 1009. <https://doi.org/10.3390/nano8121009>
18. ВКПМ. Национальный биоресурсный центр. <https://vkpm.genetika.ru/>
19. *Zhuravliova O.A., Voeikova T.A., Vlasova A.Yu. et al.* // Nanobiotechnology Reports. 2023. V. 18. № 3. P. 384. <https://doi.org/10.1134/S263516762370026X>
20. *Цирульникова Н.В., Подмарева О.Н., Дерновая Е.С. и др.* Комплексонаты этилендиамин-3-пропионовых кислот с двухвалентными металлами Cu, Zn, Ni и Co и способы их получения. Пат. № 2582680 (Россия). 2016.
21. *Tsirulnikova N.V., Driker B.N., Fetisova T.S. et al.* // Int. J. Corros. Scale Inhib. 2020. V. 9. № 1. P. 362. <https://doi.org/10.17675/2305-6894-2020-9-1-24>
22. *Цирульникова Н.В., Фетисова Т.С.* Способ получения водного раствора цинкового комплекса динамической или дикалиевой соли оксиэтилидендифосфоновой кислоты. Пат. № 2391348 (Россия), 2010.
23. Определение антимикробной активности антибиотиков методом диффузии в агар. ОФС. 1.2.4.0010.18 М., 2018, 28 с.