

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ НА МЕЖФАЗНЫХ ГРАНИЦАХ

УДК 544.723:546.302:547.458.5

ИЗВЛЕЧЕНИЕ ИОНОВ МЕДИ КОМПОЗИЦИОННЫМИ СОРБЕНТАМИ НА ОСНОВЕ ХИТОЗАНА ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ В ПРИСУТСТВИИ ПОВЕРХНОСТНО-АКТИВНОГО ВЕЩЕСТВА

© 2023 г. В. А. Габрин^а, *, Т. Е. Никифорова^а, **

^аИвановский государственный химико-технологический университет,
пр. Шереметевский, 7, Иваново, 153000 Россия

*e-mail: gabrinvictoria@gmail.com

**e-mail: tatianaenik@mail.ru

Поступила в редакцию 29.09.2022 г.

После доработки 03.05.2023 г.

Принята к публикации 12.05.2023 г.

Представлены результаты исследования сорбции ионов меди(II) композиционными сорбентами на основе хитозана и минеральных армирующих наполнителей из водных растворов и растворов, содержащих додецилдиметиламин-N-оксид. Показано, что композиционные сорбенты “хитозан–глауконит” и “хитозан–цеолит” характеризуются наибольшим приростом сорбционной емкости по ионам Cu(II) в растворах содержащих ПАВ, чем композиты состава “хитозан–диоксид кремния” и “хитозан–монтмориллонит”. Проведено сравнение сорбционных характеристик композиционных сорбентов с таковыми для исходного гидрогелевого хитозанового сорбента. Получены ИК-спектры, дифрактограммы, микрофотографии поверхности образцов.

Ключевые слова: сорбция, медь, хитозан, композиционный сорбент, поверхностно-активное вещество

DOI: 10.31857/S0044185623700535, **EDN:** YBUBMS

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время, тяжелые металлы вызывают наибольшее опасение в контексте загрязнения водных объектов [1–3]. Критичность проблемы распространения тяжелых металлов с водными потоками обуславливает необходимость разработки эффективных технологических мероприятий по снижению их концентрации [4, 5]. Тяжелые металлы, при совокупности факторов среды, в которой находятся, проявляют различные свойства. То есть необходимо учитывать параметры, влияющие на их извлечение из водных растворов [5–8]. На эффективность извлечения ионов тяжелых металлов могут оказывать влияние, например, исходная концентрация, заряд, содержание природных органических веществ. Главным образом, данные параметры среды действуют в совокупности и вносят различный вклад в очистку в зависимости от природы и структуры адсорбента [9–12]. Следует отметить, что органические примеси являются наиболее серьезной помехой на пути высокоэффективной очистки водных сред от тяжелых металлов. Таким образом, значительно осложнена водоочистка технических стоков различных предприятий, связанных с органическим синтезом, а также с нефтепереработкой и

каталитическим обогащением углеводородного сырья с использованием металлокатализаторов [3–5]. Одним из приоритетных направлений по модернизации водоочистных мероприятий является развитие адсорбционных подходов к извлечению различных поллютантов, в том числе тяжелых металлов. Частные случаи адсорбционной водоочистки, например, биосорбционные технологии, выделяются многими авторами как новейшие и перспективные методы очистки [13–16]. В частности, создаются новые модифицированные и композиционные материалы на основе различных биополимеров, наибольшей популярностью из которых пользуется хитозан за его доступность и соотношение “цена–эффективность” [17]. Данный аминополисахарид может подвергаться разноплановым модификациям, сохраняя постоянство структурных характеристик [18–21]. Тем не менее, относительно мало исследований посвящено изучению сорбционных характеристик хитозан-содержащих материалов по отношению к тяжелым металлам в водных растворах с сопутствующими веществами, в том числе органическими. Отсутствие достаточного количества данных о адсорбционной способности металлов в присутствии сложных органических соединений может для-

тельное время ограничивать практическое применение разрабатываемых биосорбентов.

Целью данной работы являлось изучение и сравнение сорбции ионов меди(II) на композиционных гидрогелевых хитозансодержащих адсорбентах из водных растворов различной концентрации и в присутствии цвиттер-ионного поверхностно-активного вещества.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В работе были использованы: хитозан (СД = 88%, $M = 200$ кДа); эпихлоргидрин (C_3H_5ClO , х. ч.); гидроксид натрия (NaOH, х. ч.), диоксид кремния (содержание $SiO_2 > 99\%$, $D = 1-3$ мкм), цеолит природный (ЦТР, производитель НПФ АТЛАС, содержание $SiO_2 > 75\%$, $D = 2-4$ мкм), глауконит (МГС, производитель ТИЭТ, содержание $SiO_2 > 35\%$, $D = 5-10$ мкм), монтмориллонит (ММТ, производитель ОРТ Химреактивы, содержание $SiO_2 > 50\%$, $D = 10-15$ мкм), додецилдиметиламин-N-оксид ($C_{14}H_{31}NO$, ДДАО), сульфат меди ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$, х. ч.). Указанные материалы и реактивы дополнительной очистке не подвергались.

Получение композиционных сорбентов на основе хитозана и минеральных армирующих наполнителей рассмотрено на примере композита состава хитозан-ЦТР (образец 1). Сначала получали кислотный гидрогель хитозана, сшитого эпихлоргидрином по методике, описанной ранее [22]. Затем в полученный гомогенный гель добавляли цеолит природный (ЦТР) в количестве, при котором соблюдается массовое соотношение сухих компонентов хитозан : ЦТР = 1 : 2.5, перемешивали до однородности. Затем полученную смесь, с помощью шприца, по каплям, помещали в емкость с 0.1 М раствором NaOH, формируя гранулы. Гранулы выдерживали в растворе 20 мин и затем промывали дистиллированной водой до нейтральных значений pH. При аналогичных массовых соотношениях и условиях были получены композиционные сорбенты: хитозан-МГС (образец 2), хитозан-ММТ (образец 3), хитозан- SiO_2 (образец 4). Приведенные композиционные сорбенты на основе хитозана являются объектами исследования настоящей работы.

Микрофотографии поверхности образцов были получены методом сканирующей электронной микроскопии с помощью сканирующего электронного микроскопа Tescan VEGA 3 SBH при ускоряющем напряжении 5 кВ. Дифрактограммы фазового состава получены методом порошковой рентгеновской дифракции (D8 ADVANCE BRUKER) с использованием $CuK\alpha$ -излучения 40 кВ и 40 мА. Диапазон сканирования 2θ составлял $5^\circ-70^\circ$, размер шага 0.1° (2θ) и скорость сканирования 3° (2θ)/мин. Инфракрасные спектры получены в диапазоне $4000-400$ cm^{-1} с использо-

ванием ИК-Фурье спектрометра Shimadzu IRAffinity-1S методом нарушенного полного внутреннего отражения.

Извлечение ионов меди из водных растворов и растворов, содержащих додецилдиметиламин-N-оксид (ДДАО) осуществляли в статических условиях. Для получения изотерм сорбции ионов меди(II) сорбенты, содержащие 0.05 г сухого хитозана, помещали в 10 мл водного раствора сульфата меди. Начальные концентрации $Cu(II)$ варьировались в пределах $5 \times 10^{-3}-0.1$ моль/л, модуль раствор/сорбент (М) равен 200. Сорбция меди проводилась при температуре 298 К. Время контакта соответствовало времени достижения адсорбционного равновесия, определенного в кинетическом эксперименте [22].

Расчет констант сорбции ионов меди(II) проводили в линейных координатах Ленгмюра (1), Фрейндлиха (2) и теории объемного заполнения микропор (ТОЗМ) (3) [15, 22], используя экспериментальные изотермы:

$$\frac{C}{A} = \frac{1}{A_m} C + \frac{1}{A_m K_L}, \quad (1)$$

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C, \quad (2)$$

$$\ln q_\tau = \ln V_n - \frac{RT}{B} \ln \frac{C_s}{C_\tau}, \quad (3)$$

где: C и C_τ – равновесная и текущая концентрация ионов меди(II) соответственно, моль/л, q_e – сорбционная емкость в момент достижения адсорбционного равновесия, мг/г, A и A_m – равновесная и максимальная сорбционная емкость, моль/кг, R – универсальная газовая постоянная, Дж/моль К, T – абсолютная температура, К, $B = \beta E$ – константа уравнения ТОЗМ, где E – характеристическая энергия сорбента, кДж/моль, V_n – удельный объем пор сорбента, cm^3/g $1/n$ – характеристическая константа, определяющая благоприятное течение сорбции, K_L – концентрационная константа сорбционного равновесия, характеризующая интенсивность сорбции, л/моль, K_F – константа неоднородности Фрейндлиха, (мг/г)(л/мг) $^{1/n}$, C_s – предельная растворимость соли металла в растворе, мг/л.

Для расчета величины изменения энергии Гиббса (ΔG_a^0 , кДж/моль) использовали уравнение:

$$\Delta G_a^0 = -RT \ln(K_L). \quad (4)$$

Значение максимальной степени заполнения поверхности (θ) определяли по формуле:

$$\theta = \frac{A}{A_m}. \quad (5)$$

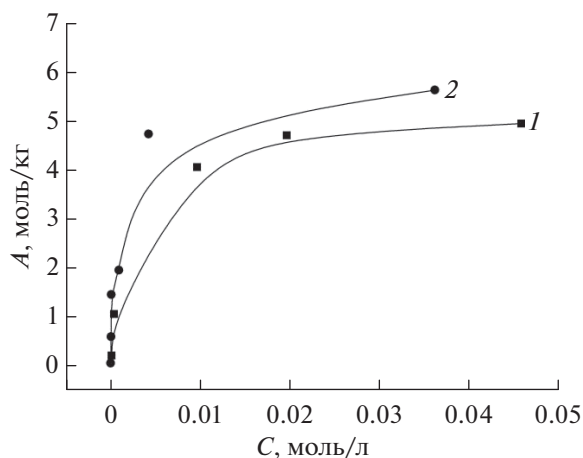


Рис. 1. Сорбция меди из водных растворов (1) и растворов, содержащих ДДАО (2) на гидрогелевом хитозановом сорбенте. $T = 298$, $pH = 5.3$, $M = 200$, ККМ (ДДАО) = 2.1×10^{-3} моль/л.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В статических условиях были получены изотермы сорбции ионов меди из водных растворов и растворов, содержащих ДДАО для исходного гидрогелевого хитозанового сорбента (рис. 1), используемого в данной работе как образец сравнения, полученный по методике [22]. Величина сорбции ($A_{\text{эксп}}$), полученная экспериментально, составила 4.9 моль/кг. При удалении ионов меди из водных растворов содержащих ПАВ, величина $A_{\text{эксп}}$ несколько возрастает до 5.65 моль/кг. Адсорбционные константы приведены в табл. 1.

В обоих случаях, исходя из значений свободной энергии Гиббса сорбции (ΔG_a^0), процесс извлечения ионов меди является термодинамически самопроизвольным. Степени заполнения поверхности сорбента свидетельствуют об эффективном участии в целевом процессе доступного сорбционного объема. По коэффициентам корреляции видно, что для процесса характерно мономолекулярное заполнение сорбционных центров, локализованное с достаточно высокой энергией сорбции (E). Константы неоднородности Фрейндлиха (K_F) отличаются незначительно, что может говорить о минимальном

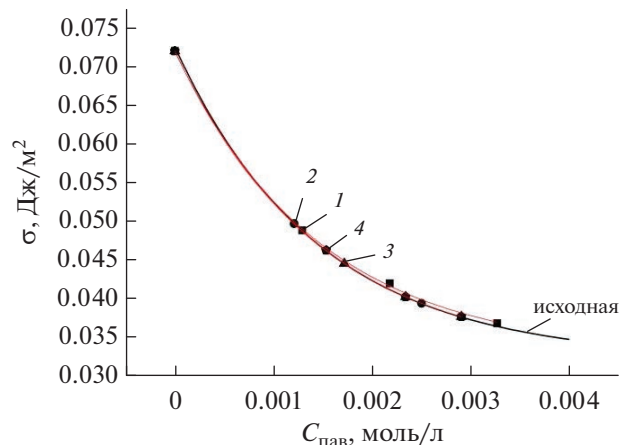


Рис. 2. Изменение поверхностного натяжения растворов додецилдиметиламин-N-оксида после контакта с сорбентами: хитозан-ЦТР (1), хитозан-МГС (2), хитозан-MMT (3), хитозан-SiO₂ (4) и изменение поверхностного натяжения исходных растворов додецилдиметиламинооксида, определена точка ККМ: 2.1×10^{-3} моль/л (исходная кривая).

вкладе в сорбцию со стороны дисперсионных взаимодействий.

Известно, что поверхностно-активные вещества способны взаимодействовать с тяжелыми металлами, растворенными в воде, аналогично природным органическим соединениям, то есть образуют хелаты/комплексы. В свою очередь, это препятствует выделению металла из раствора за счет понижения констант распределения. Также некоторые ПАВы могут конкурировать с металлами за сорбционные центры сорбента. Поэтому в работе проведена сорбция додецилдиметиламин-N-оксида (ПАВ), на хитозансодержащем сорбенте. Содержание ПАВа в растворе фиксировали методом Ребиндера с получением кривых изменения поверхностного натяжения (рис. 2).

Изменение поверхностного натяжения после контакта сорбента с раствором во всех случаях менее 10%, что находится в пределах погрешности данного метода. При этом, отсутствуют сколь угодно заметные изменения поверхностного натяжения в присутствии исходного гидрогелевого сорбента. Таким образом, в экспериментах по ад-

Таблица 1. Константы сорбции ионов меди гидрогелевым хитозановым сорбентом из водных растворов электролитов и растворов, содержащих ПАВ ДДАО

№	θ	ΔG_a^0 , кДж/моль	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	Ленгмюр			Фрейндлих			ТОЗМ		
				A_m , моль/кг	K_L , л/моль	R^2	n	K_F , (мг/г)/ (л/мг) ^{1/n}	R^2	V_p , см ³ /г	E , кДж/моль	R^2
1	0.97	-14.2	4.9	5.05	307.8	0.99	2.94	0.98	0.88	0.614	9.27	0.95
2	0.98	-14.6	5.65	5.78	368.7	0.99	2.73	1.08	0.88	0.629	9.98	0.93

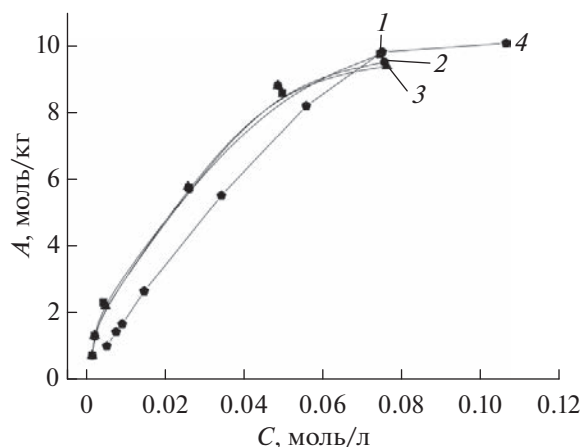


Рис. 3. Изотермы сорбции ионов меди для композиций: хитозан-ЦТР (1), хитозан-МГС (2), хитозан-ММТ (3), хитозан-SiO₂ (4). $T = 298$, pH 5.3, $M = 200$.

сорбции ионов меди из растворов, содержащих додецилдиметиламин-N-оксид, адсорбцией данного ПАВ можно пренебречь.

Получены экспериментальные изотермы адсорбции ионов меди из водных растворов для композиций состава “хитозан-ЦТР”, “хитозан-МГС”, “хитозан-ММТ”, “хитозан-SiO₂”. (рис. 3). Кон-

станты, рассчитанные из экспериментальных данных, сведены в табл. 2.

В данном случае, экспериментальные изотермы сорбции хорошо описываются в линейных координатах изотермы Фрейндлиха и ТОЗМ. На изменение характера сорбции хитозанового гидрогелевого сорбента значительное влияние оказывает введение армирующих наполнителей минеральной природы. При пропорциональном изменении компонентного состава в сторону объемных модификаторов движущая сила сорбции имеет, в основном, физическую природу. Это видно, как по величине свободной энергии адсорбции (E) и степени заполнения поверхности (θ), так и по значениям константы неоднородности (K_F), увеличившейся при делокализации адсорбционных взаимодействий. Адсорбция ионов меди после объемной модификации сохраняет самопроизвольный характер.

При сорбции ионов меди из стабилизированных водных растворов (стабилизатор — сопутствующее вещество: додецилдиметиламин-N-оксид) вид экспериментальных изотерм изменяется (рис. 4). Экспериментальные величины адсорбции несколько увеличиваются, по сравнению с контрольным опытом (табл. 2). Приведены расчетные константы сорбции ионов меди в присутствии ДДАО (табл. 3).

Таблица 2. Константы сорбции ионов меди из водных растворов

Ленгмюр						
Образец	ΔG_a^0 , кДж/моль	θ	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	A_m , моль/кг	K_L , л/моль	R^2
1	−9.57	0.78	9.51	12.06	47.6	0.97
2	−9.68	0.81	9.73	12.01	49.85	0.97
3	−9.67	0.79	9.38	11.83	49.72	0.97
4	−9.8	0.95	10.1	10.63	52.2	0.9
Фрейндлих						
Образец	ΔG_a^0 , кДж/моль	θ	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	n	K_F , (мг/г)/(л/мг) ^{1/n}	R^2
1	−9.57	0.78	9.51	1.62	1.38	0.99
2	−9.68	0.81	9.73	1.52	1.37	0.99
3	−9.67	0.79	9.38	1.64	1.37	0.99
4	−9.8	0.95	10.1	1.87	1.48	0.99
ТОЗМ						
Образец	ΔG_a^0 , кДж/моль	θ	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	V_n , см ³ /г	E , кДж/моль	R^2
1	−9.57	0.78	9.51	0.24	3.86	0.99
2	−9.68	0.81	9.73	0.25	4.08	0.97
3	−9.67	0.79	9.38	0.25	4.06	0.97
4	−9.8	0.95	10.1	0.59	6.37	0.99

Видно, что эффективность использования доступной поверхности композиционных сорбентов увеличивается в стабилизированных растворах. Процесс сорбции в данном случае носит смешанный характер: высокая корреляция к мономолекулярной сорбции с сохранением высоких значений константы неоднородности. Присутствующие в растворе молекулы ДДАО в количестве равном ККМ способствуют данным взаимодействиям. Катионы способны связываться гидрофильными группами прямых мицелл благодаря $p-p$ взаимодействиям $\text{Cu}-\text{N}(\text{O}^-)$ молекулы ДДАО. Аминогруппы хитозана обладают более низкой электроотрицательностью, чем гидроксогруппы, и являясь более эффективными электронодонорами, перетягивают металл с полярной головы молекулы ПАВ. Увеличение сорбции ионов меди, наряду с небольшим объемом пор и небольшим приростом свободной энергии сорбции, видимо, связано с сочетанием участия электронодонорных аминогрупп в комплексообразовании с металлом и обмена одновалентных катионов, входящих в состав минеральных наполнителей. Однако для образца состава хитозан- SiO_2 наблюдается обратная тенденция: величина адсорбции снижается, по сравнению с контрольным экспериментом (табл. 2). Видимо, происхо-

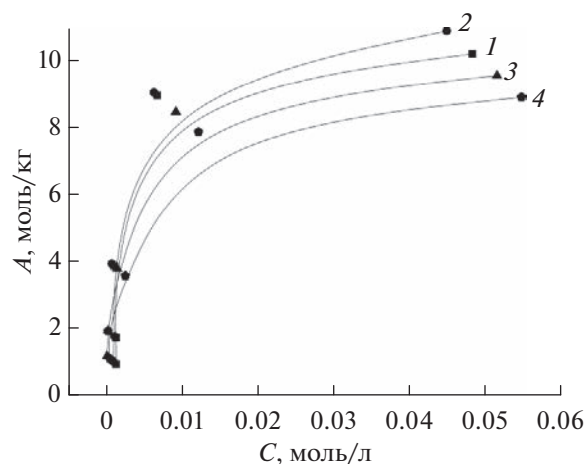


Рис. 4. Изотермы сорбции ионов меди из растворов, содержащих ПАВ на композитах: хитозан-ЦТР (1), хитозан-МГС (2), хитозан-ММТ (3), хитозан- SiO_2 (4). $T = 298$, $\text{pH} = 5.3$, $M = 200$, ККМ (ДДАО) = 2.1×10^{-3} моль/л.

дит снижение селективности по отношению к сорбату, хелатированного мицеллами ПАВ. Это может быть связано как с снижением количества сорбционных центров, так и с высокой дисперс-

Таблица 3. Константы сорбции ионов меди из водных растворов, содержащих додецилдиметиламин-N-оксид (ККМ ПАВ = 2.1×10^{-3} моль/л)

Ленгмюр						
Образец	ΔG_a^0 , кДж/моль	θ	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	A_m , моль/кг	K_L , л/моль	R^2
1	-12.45	0.87	10.21	11.71	152.51	0.98
2	-13.24	0.89	10.89	12.18	209.34	0.99
3	-12.68	0.97	9.56	9.81	167.78	0.99
4	-12.36	0.95	8.91	9.34	146.85	0.99
Фрейндлих						
Образец	ΔG_a^0 , кДж/моль	θ	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	n	K_F , (мг/г)/(л/мг) $^{1/n}$	R^2
1	-12.45	0.87	10.21	2.08	1.39	0.78
2	-13.24	0.89	10.89	3.01	1.23	0.80
3	-12.68	0.97	9.56	2.15	1.39	0.77
4	-12.36	0.95	8.91	2.77	1.21	0.78
ТОЗМ						
Образец	ΔG_a^0 , кДж/моль	θ	$A_{\text{эксп}}$, моль/кг	V_n , см 3 /г	E , кДж/моль	R^2
1	-12.45	0.87	10.21	0.26	5.16	0.88
2	-13.24	0.89	10.89	0.45	7.51	0.86
3	-12.68	0.97	9.56	0.24	5.38	0.87
4	-12.36	0.95	8.91	0.47	6.88	0.88

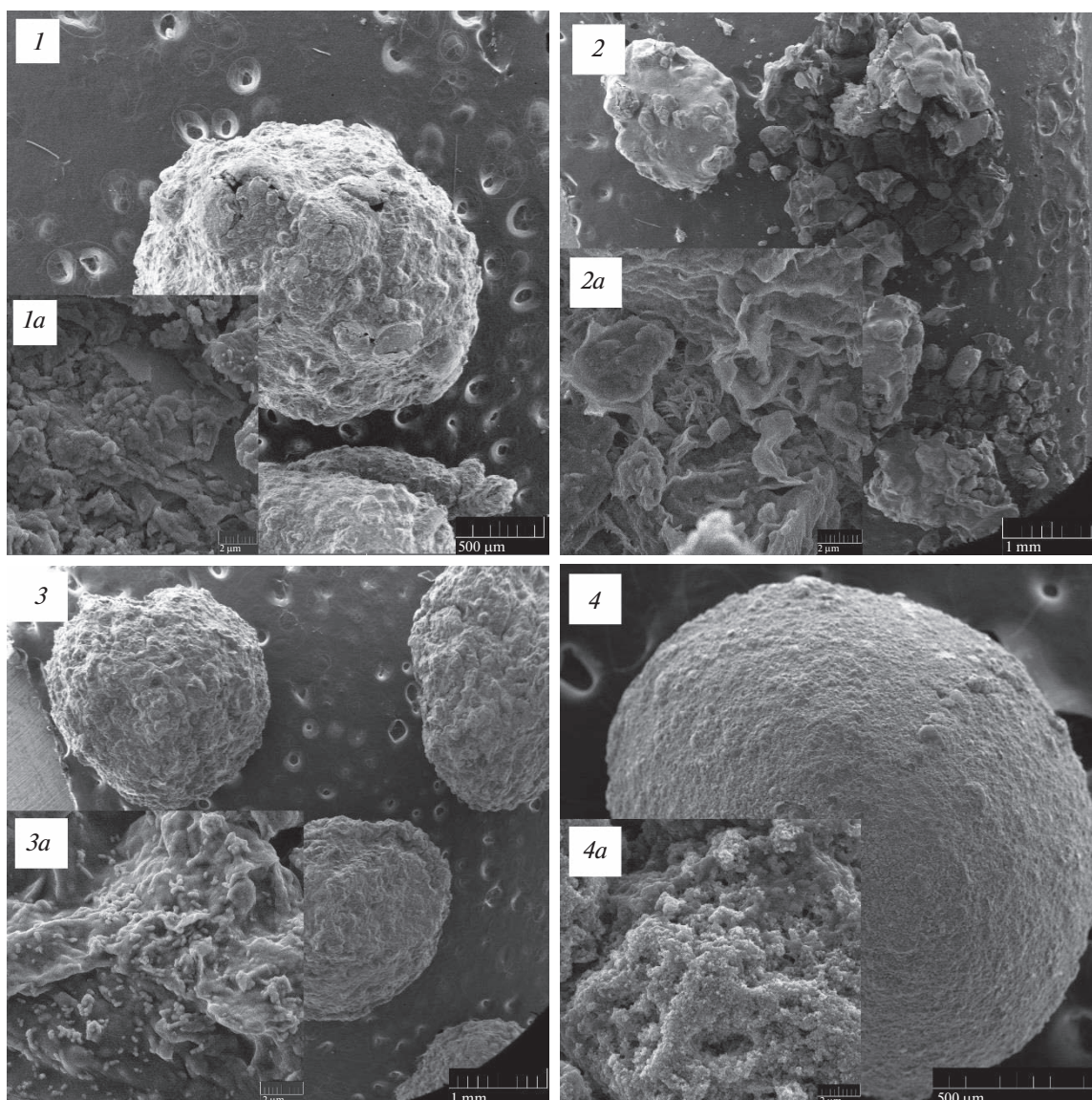


Рис. 5. Микрофотографии образцов композиционных сорбентов состава: хитозан-ЦТР (1 – 500 мкм, 1а – 2 мкм), хитозан-МГС (2 – 1 мм, 2а – 2 мкм), хитозан-ММТ (3 – 1 мм, 3а – 2 мкм), хитозан-SiO₂ (4 – 500 мкм, 4а – 2 мкм).

ностью самого модификатора, который может образовывать агрегаты и препятствовать диффузии адсорбата в макрогранулу хитозана.

Изучение структуры поверхностного слоя композита методом сканирующей электронной микроскопии показало, что объемная модификация изменяет микрорельеф поверхности сорбента. Показано что включение в гидрогелевую матрицу хитозана минеральных наполнителей приводит к самоорганизации каналов-пор внутри макрогранулярной структуры сорбента (рис. 5), за счет чего, видимо, улучшаются диффузионные характеристики композитов.

Использование пирогенного диоксида кремния в качестве наполнителя также, по-видимому,

увеличивает удельную поверхность и снижает расход хитозана, используемого в целевом процессе сорбции. Однако эффективность извлечения меди в присутствии ДДАО данным сорбентом снижается в виду образования массивных агломератов (4а) высокодисперсного наполнителя с гидрогелем хитозана.

Рассмотрено изменение фазового состава сорбентов на основе хитозана после объемной модификации (рис. 6).

Хитозан представляет собой полукристаллический полимер с внутренним полиморфизмом. На дифрактограмме немодифицированного порошкообразного образца хитозана (рис. 6, тонкая линия) по литературным данным [20] идентифи-

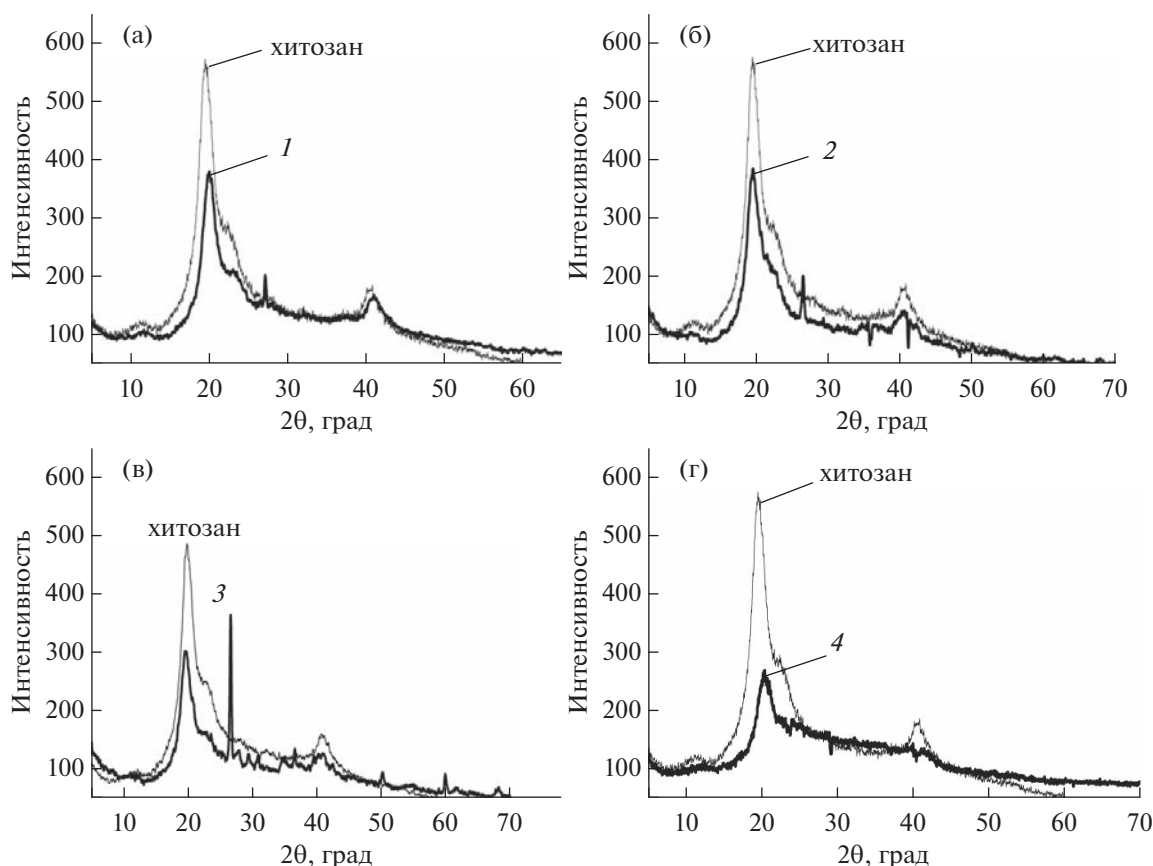


Рис. 6. Дифрактограммы композиционных сорбентов на основе хитозана: хитозан-ЦТР (а, 1), хитозан-МГС (б, 2), хитозан-ММТ (в, 3), хитозан-SiO₂ (г, 4). Хитозан — тонкая линия (а, б, в, г).

цированы пики при 10.3°, 20.9°, 29.5°, 35.4° и 40.5°. В образцах 1–3, наряду с сохранением полукристаллической фазы хитозана, появляются отпечатки кристаллической фазы минералов. Наиболее пики при 27°–28°, для компонента Al₂O₃, а также набор пиков при 29, 30, 35, 50, 60, для структур состава (K, Na)₃AlSiO₄ и (Mg₂)Al₄Si₅O₈. На рентгенограмме композита хитозан-SiO₂ (рис. 6г, 4) наблюдается плавный размытый пик в диапазоне углов от 23° до 45°, что обусловлено аморфной природой диоксида кремния, входящего в состав композита. Следует отметить, что интенсивность пиков при 20.9° и 40.5°, характерных для полукристаллической фазы хитозана, в полученных композитах значительно уменьшилась, что связано с добавлением используемых наполнителей в высоком массовом соотношении.

На рис. 7 представлены ИК-спектры композиционных сорбентов на основе хитозана.

Для хитозана группы –ОН колеблются в широкой полосе 3433 см⁻¹, перекрывающиеся с валентными колебаниями –NH. Полосы в области 3291–3361 см⁻¹ соответствуют колебаниям NH и OH, а также внутримолекулярным водородным

связям. Полосы поглощения около 2921 и 2877 см⁻¹ можно отнести к C–H симметричному и асимметричному колебанию соответственно. Наличие остаточных N-ацетильных групп подтверждается полосой 1325 см⁻¹ (C–N колебание амида III). Полоса при 1589 см⁻¹ соответствует колебанию NH первичного амина. Полоса поглощения при 1153 см⁻¹ может быть связана с асимметричным колебанием мостика C–O–C. Полосы при 1066 и 1028 см⁻¹ соответствуют колебанию C–O.

Из-за высокой массовой доли объемных модификаторов полосы структуры хитозана перекрываются таковыми, характерными для минеральных наполнителей, которые проявляют в спектре пики, соответствующие полосам SiO₂. Так, кривые композиционных сорбентов демонстрируют три основных пика. Преобладающие валентные колебания асимметрии Si–O–Si, характерные для кремнезема, проявляются при ~1060 см⁻¹. Кроме того, имеются два острых пика при 792 и 460 см⁻¹, обусловленные симметричным колебанием и изгибом Si–O соответственно [18]. Интенсивность колебаний изменяется в зависимости от

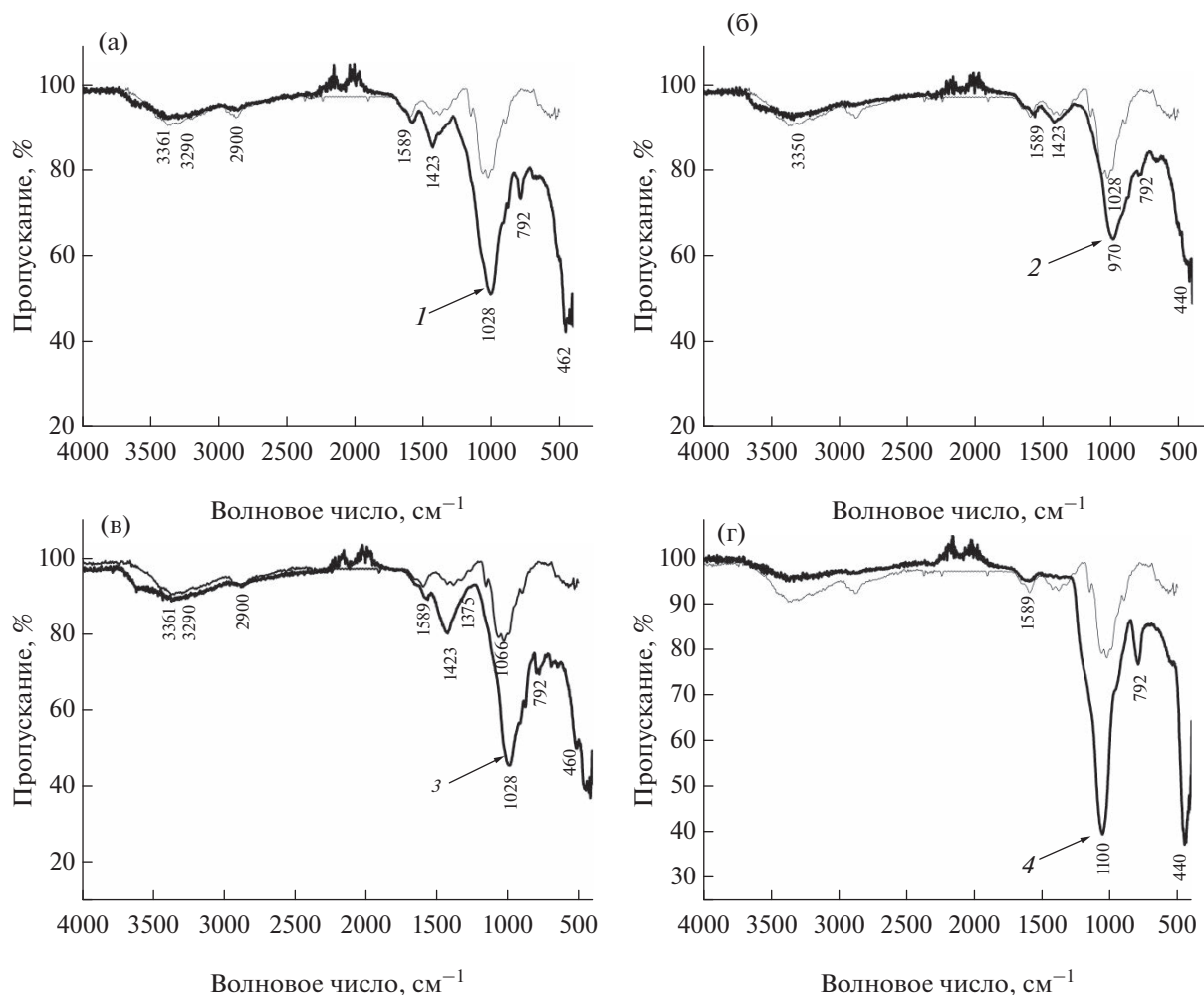


Рис. 7. ИК-спектры композиционных сорбентов: хитозан-ЦТР (а, 1), хитозан-МГС (б, 2), хитозан-ММТ (в, 3), хитозан-SiO₂ (г, 4). Хитозан – тонкая линия (а, б, в, г).

процентного содержания диоксида кремния в наполнителе.

Большинство этих пиков накладываются на полосы, обусловленные другими составными компонентами, и пик при 460 cm^{-1} является более специфичным для компонента кремнезема.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Описаны процессы сорбции ионов Cu(II) композиционными гидрогелевыми сорбентами на основе хитозана и минеральных армирующих наполнителей из водных растворов, не стабилизированных и стабилизированных додецилдиметиламином-N-оксидом. Показано, что в результате объемной модификации природным цеолитом, глауконитом, монтмориллонитом и диоксидом кремния происходит увеличение сорбционной емкости до 9.51, 9.73, 9.38 и 10.1 моль/кг соответственно. Установлено, что величина сорбции

ионов металла из водных растворов в присутствии додецилдиметиламин-N-оксида несколько увеличивается (кроме композита хитозан-SiO₂, где происходит снижение емкости до 8 моль/кг). Предположительно, после модификации вклад в сорбцию, наряду с комплексобразованием активными центрами хитозана, вносят как дисперсионные взаимодействия, так и катионный обмен присутствующей в растворе меди с ионами Na K, входящими в состав минеральных модификаторов. Рассмотренные в работе сорбенты могут быть эффективны в процессах концентрирования металлов из водных сред, содержащих сопутствующие органические вещества, доочистки сточных вод каталитического облагораживания нефтяного сырья и т.п.

Работа выполнена в рамках государственного задания на выполнение НИР (Тема № FZZW-2020-0010).

Исследование проведено с использованием ресурсов Центра коллективного пользования научным оборудованием ИГХТУ (при поддержке Минобрнауки России, соглашение № 075-15-2021-671).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Rehman M., Liu L., Wang Q. et al.* // Environmental Science and Pollution Research. 2019. V. 26. P. 18003–18016.
2. *Na Y., Lee J., Lee S.H. et al.* // Polymer-Plastics Technology and Materials. 2020. V. 59. P. 1768545.
3. *Saheed I.O., Oh W.Da, Suah F.B.M.* // J. Hazardous Materials 2021. V. 408. P. 124889.
4. *Fufaeva V.A., Filippov D.V.* // Chem. Chem. Tech. 2021. V. 64 (5).
<https://doi.org/10.6060/IVKKT.20216405.6354>
5. *Shayegan H., Ali G.A.M., Safarifard V.* // Chemistry Select. 2020. V. 5. P. 04107.
6. *Zamora-Ledezma C.* // Environ. Technol. Innov. 2021. V. 22. P. 101504.
7. *Shrestha R.* // J. Environmental Chemical Engineering. 2021. V. 9. P. 105688.
8. *Krishnan S.* // Environmental Technology & Innovation. 2021. V. 22. P. 101525.
9. *Rathi B.S., Kumar P.S., Vo D.V.N.* // Science of the Total Environment. 2021. P. 797. P. 149134.
10. *Kostag M., El Seoud O.A.* // Carbohydrate Polymer Technologies and Applications. 2021. V. 2. P. 100079.
11. *Mishra J., Saini R., Singh D.* // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. 2021. V. 1168. P. 012027.
12. *Tang S.* // Chemical Engineering J. 2020. V. 393. P. 124728.
13. *Qiao L., Li S., Li Y. et al.* // J. Cleaner Production. 2020. V. 253. P. 120017.
14. *Pap S.* // Environmental Science and Pollution Research. 2020. V. 27. P. 9790–9802.
15. *Filippov D.V., Fufaeva V.A., Shepelev M.V.* // Russian J. Inorganic Chemistry. 2022.
<https://doi.org/10.1134/S0036023622030081>
16. *Wang F., Sun Y., Guo X. et al.* // J. Sol-Gel Science and Technology. 2020. V. 96. P. 360–369.
17. *Upadhyay U., Sreedhar I., Singh S.A. et al.* // Carbohydrate Polymers. 2021. V. 251. P. 117000.
18. *Fan X., Wang X., Cai Y. et al.* // J. Hazardous Materials. 2022. V. 423. P. 127191.
19. *Kayan G.Ö., Kayan A.* // J. Polymers and the Environment. 2021. V. 29. P. 3477–3496.
20. *Kusrini E.* // International J. Technology. 2021. V. 12. P. 275–286.
21. *Lin Z., Yang Y., Liang Z. et al.* // Polymers. 2021. V. 13. P. 1891.
22. *Fufaeva V.A., Nikiforova T.E.* // Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces. 2022. V. 58. P. 262–268.