

УДК 544.723.212

АДСОРБЦИЯ АНИОННЫХ ПОВЕРХНОСТНО-АКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ НА АКТИВИРОВАННЫХ УГЛЯХ, ПОЛУЧЕННЫХ ИЗ ЛИГНИНА И МОДИФИЦИРОВАННЫХ СУЛЬФОАЦЕТАТОМ ЦЕЛЛЮЛОЗЫ

© 2024 г. О.А. Кангина¹, М.Г. Чернышева^{1,*}, Г.А. Бадун¹, А.В. Лишай², Н.Г. Цыганкова², Т.А. Савицкая², Д.Д. Гриншпан²

¹МГУ имени М.В. Ломоносова, Химический факультет, Ленинские горы, д. 1, стр. 10, Москва, 119991 Россия

²НИИ физико-химических проблем Белорусского государственного университета,
ул. Ленинградская, 14, Минск, 220006 Беларусь

*e-mail: chernyshevamg@my.msu.ru

Поступила в редакцию 02.10.2023 г.

После доработки 14.11.2023 г.

Принята к публикации 17.11.2023 г.

В работе исследована адсорбция додецилсульфата натрия (SDS) и N-лаурилсаркозината натрия (NLS) натрия на активированных углях, полученных из гидролизного лигнина на лабораторной и пилотной установках. В качестве сравнения использовали активированные угли производства ОАО “Сорбент”, а также СКТ-3. Количество поверхностно-активных веществ на поверхности активированных углей определяли по их радиоактивности с помощью меченных тритием соединений. Модификацию (гидрофилизацию) поверхности активированных углей осуществляли путем адсорбции сульфоацетата целлюлозы (САЦ) из водных растворов. Показано, что адсорбция анионных ПАВ выше на активированных углях, полученных из лигнина. Адсорбция в области насыщения составила 1.7 и 1.5 ммоль/г для SDS и NLS на активированных углях, полученных из лигнина, и 0.8 ммоль/г для обоих ПАВ при их адсорбции на углях промышленного производства. На примере NLS было установлено, что предварительное нанесение САЦ не влияет на величину максимальной адсорбции при больших концентрациях ПАВ, однако снижает его адсорбцию на начальном участке изотермы. Была исследована адсорбция самого САЦ на активированных углях и способность удерживаться на их поверхности в присутствии анионного ПАВ. С помощью меченного тритием САЦ было показано, что изотерма адсорбции САЦ на активированном угле, полученном из лигнина, имеет S-образную форму, начиная с концентрации 0.5 г/л, и достигает максимального значения 25 мг/г. В присутствии NLS происходит десорбция полимера с поверхности угля более чем на 50%.

Ключевые слова: активированный уголь из гидролизного лигнина, додецилсульфат натрия, N-лаурилсаркозинат натрия, сульфоацетат целлюлозы, меченные тритием вещества, поверхностно-активные вещества.

DOI: 10.31857/S0023291224010059

ВВЕДЕНИЕ

Активированный уголь (АУ) является эффективным недорогим сорбентом и широко используется в различных отраслях промышленности для очистки воды от тяжелых металлов и органических соединений [1–4]. Известно, что от способа получения углей [5] зависит величина их удельной поверхности, функциональный состав и пористость [6, 7], а следовательно, и сорбционная способность поверхностно-активных веществ (ПАВ), присутствующих в канализационных водах [8–12].

Биоразлагаемые синтетические анионные ПАВ с неразветвленной углеводородной цепью [13, 14]

являются одним из основных компонентов, входящих в состав моющих средств. Адсорбция таких ПАВ на активированных углях происходит преимущественно за счет гидрофобного взаимодействия, и механизм процесса зависит от их содержания в растворе: при низких концентрациях адсорбция происходит в микропорах, в то время как адсорбция из растворов с высокой концентрацией — в мезо- и макропорах [10].

Сложность в исследовании адсорбции линейных синтетических ПАВ состоит в отсутствии прямого метода определения концентрации вещества на поверхности сорбента. Одним из решений этой

задачи является использование соединений, содержащих в своем составе радиоактивную метку, не изменяющую коллоидно-химические свойства определяемых веществ. Такой меткой может служить тритий — радиоактивный изотоп водорода, испускающий при распаде β -частицы с максимальной энергией 18.6 кэВ и обладающий периодом полураспада 12.33 года. Приведенные ядерно-физические характеристики обеспечивают высокую удельную радиоактивность меченого соединения и позволяют надежно определять его с помощью метода жидкостной сцинтилляционной спектроскопии.

В данной работе меченные тритием синтетические анионные ПАВ (додецилсульфат натрия и N-лаурилсаркозинат натрия) были использованы для определения их адсорбции на активированных углях, полученных из лигнина [15]. Эти активированные угли в дальнейшем могут быть использованы для очистки сточных вод от ПАВ, что определяет актуальность данной работы. Цель работы заключалась в сравнении сорбционной способности активированных углей, полученных из лигнина, по отношению к анионным ПАВ.

Ранее проведенные исследования показали, что лигнин является основным адсорбирующим компонентом лигноцеллюлозной биомассы. Поэтому материалы с более высоким содержанием лигнина, чем золы, являются хорошими адсорбентами [12]. Авторами работы [15] было предложено дополнительно модифицировать поверхность АУ целлюлозными сорбентами для увеличения сорбционной способности материала. В рамках данного исследования проведено дополнительное адсорбционное модифицирование поверхности угля сульфоацетатом целлюлозы (САЦ) и исследовано его влияние на сорбцию ПАВ. Использование полиэлектролита, меченого тритием, позволило также определить эффективность его удерживания на поверхности угля в присутствии анионных ПАВ.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В работе использовали анионные поверхностно-активные вещества: додецилсульфат натрия (MP Biomedicals) и N-лаурилсаркозинат натрия (Serva), натриевую соль сульфоацетата целлюлозы со средневязкостной молекулярной массой 41000, степенью замещения 0.9 ± 0.2 и 1.2 ± 0.1 соответственно по ацетатным и по сульфатным группам, синтезированную в лаборатории растворов целлюлозы и продуктов их переработки Учреждения Белорусского государственного университета “НИИ физико-химических проблем” [16]. Тритиевую метку в органические вещества вводили с помощью метода термической активации трития [17, 18]. В табл. 1 приведены удельная

радиоактивность меченных тритием веществ, а также значения критической концентрации мицеллообразования (ККМ) и площади, занимаемой молекулой ПАВ в адсорбционном слое (s_0), определенные из изотерм поверхностного натяжения, измеренных на границе раствор — воздух. Расчет s_0 проводили по уравнениям (1) и (2).

$$\Gamma^1 = -\frac{c}{RT} \left(\frac{d\sigma}{dc} \right), \quad (1)$$

$$s_0 = \frac{1}{\Gamma_{\max}^1}, \quad (2)$$

где Γ^1 — адсорбция, $\Gamma_{\max}^1$ — предельное значение адсорбции, c — концентрация ПАВ.

Активированные угли получали из гидрофобизованного гидролизного лигнина (производство ОАО “Бобруйский завод биотехнологий”, г. Бобруйск, Беларусь) методом термохимической активации ортофосфорной кислотой, согласно методике [19], в лабораторных условиях в Учреждении БГУ “НИИ физико-химических проблем” (г. Минск, Беларусь) (образец АУ1) и на опытно-промышленной установке ООО “Бумтара” по аналогичной методике, но масштабированной до промышленного производства (г. Минск, Беларусь) (образец АУ2) [20]. Образец АУ3 получали из АУ2 отмывкой дистиллированной водой до значения рН промывных вод 5.6. В качестве сравнения использовали активированный уголь, полученный из древесины березы методом парогазовой активации (ОАО “Сорбент”, г. Пермь, Россия) (образец АУ4), и активированный уголь СКТ-3, полученный из торфа методом серно-калиевой активации (Россия). Образцы АУ1, АУ2, АУ3 и АУ4 были в виде порошков, в то время как СКТ-3 представлял собой гранулы, которые перед приготовлением суспензий перетирали в тигле с помощью фарфорового пестика. Удельную поверхность препаратов активированных углей характеризовали с помощью метода низкотемпературной адсорбции-десорбции азота [21]. Характеристики удельной поверхности активированных углей приведены в табл. 2.

Для определения адсорбции анионных ПАВ и САЦ использовали меченные тритием вещества, полученные с помощью метода термической активации трития [17]. Для этого 0.5 мг вещества в водном растворе наносили на стеклянные стенки реакционного сосуда, замораживали жидким азотом и высушивали с помощью лиофилизации. Сосуд присоединяли к специальной установке с газообразным тритием, вакуумировали и заполняли газообразной тритиевой смесью до давления 0.5 Па, при этом стенки реакционного сосуда охлаждали жидким азотом. Вольфрамовую проволоку, расположенную в центре реакционного

Таблица 1. Характеристики используемых в работе веществ (значения ККМ и s_0 определены из изотерм поверхностного натяжения на границе раствор – воздух)

Вещество	ККМ/ККМ лит. данные, ммоль/л	s_0 , м ² /моль	Удельная радиоактивность меченного тритием вещества
Додецил сульфат натрия (SDS)	7.8 / 8.0 [23]	2.1×10^5	38 ТБк/моль
N-лаурилсаркозинат натрия (NLS)	11.8 / 10 [24]	2.4×10^5	20 ТБк/моль
Сульфоацетат целлюлозы (САЦ)	Нет данных	Нет данных	2.4 ТБк/г

ККМ – критическая концентрация мицеллообразования; s_0 – площадь, занимаемая молекулой сорбата в адсорбционном слое.

Таблица 2. Значения удельной поверхности и среднего диаметра пор активированных углей

Характеристика/препарат	АУ1	АУ2	АУ3	АУ4	СКТ-3
Площадь поверхности (м ² /г)	1320	1089	1365	880	903
Площадь микропор (м ² /г)	376	90	146	423	709
Средний диаметр пор (БЭТ), Å	21	29	29	24	20
Средний диаметр пор (ВНН), Å	28	43	43	38	40
Общий объем пор, с диаметром меньше 400 Å, см ³ /г	0.68	0.86	0.98	0.53	0.45
Объем микропор, см ³ /г	0.16	0.03	0.05	0.19	0.32

сосуда, нагревали с помощью электрического тока до 1850 К в течение 10 с. После проведения реакции остаточный газ откачивали, сосуд размораживали, вещество растворяли в воде и измеряли радиоактивность с помощью метода жидкостной сцинтилляционной спектрометрии. Для очистки меченных тритием ПАВ использовали тонкослойную хроматографию [17]; очистку САЦ проводили с помощью диализа, аналогично тому, как проводят очистку меченных тритием полимеров [22]. Водный раствор меченного тритием САЦ помещали в диализную пробирку Float-A-Lyzer G2 (Spectra/Por) с размером пор 8–10 кДа, которую погружали в 1 л дистиллированной воды и оставляли на сутки при 4°C. Через сутки отбирали аликвоту внешнего раствора для измерения радиоактивности и внешний раствор заменяли на дистиллированную воду. Процедуру повторяли до тех пор, пока радиоактивность внутреннего раствора не достигала постоянного значения. Затем диализат переносили в пластиковую пробирку, измеряли радиоактивность и использовали для приготовления растворов для адсорбции на активированных углях. Удельная радиоактивность меченных тритием препаратов после очистки приведена в табл. 1.

Адсорбцию анионных ПАВ на активированных углях изучали в широком диапазоне концентраций ниже и выше ККМ. Для изучения адсорбции точную навеску активированного угля от 10 до 15 мг диспергировали в 0.3 мл воды с помощью ультразвуковой ванны (Град, Россия) и оставляли на сутки при комнатной температуре. Затем

добавляли 0.7 мл раствора меченного тритием вещества с концентрациями от 2.5 до 25 ммоль/л с удельной радиоактивностью 100 кБк/мл. Суспензии термостатировали при 25°C в течение недели. Было показано, что за 7 суток концентрация сорбата в растворе перестает меняться. После этого суспензии центрифугировали с помощью центрифуги MiniSpin (Eppendorf) 15 мин при 12100g и измеряли радиоактивность надосадочной жидкости с помощью жидкостного сцинтилляционного спектрометра RackBeta 1215 (LKB, Финляндия). Равновесную концентрацию меченого вещества и адсорбцию на угле рассчитывали по уравнениям (3) и (4) соответственно.

$$c = \frac{I}{60 \cdot V_1 \cdot \varepsilon \cdot a_{\text{уд}}}, \quad (3)$$

$$\Gamma = \frac{(c_0 - c) \cdot V}{m}, \quad (4)$$

где I – скорость счета (имп/мин), V_1 – объем аликвоты надосадочного раствора, ε – эффективность регистрации β -излучения трития, $a_{\text{уд}}$ – удельная радиоактивность ПАВ (Бк/моль), c_0 – начальная концентрация ПАВ в суспензии (моль/л), V – объем суспензии (л), m – масса навески активированного угля (г).

Осадок активированного угля декантировали, заливали десорбционным раствором и оставляли при 25°C. В качестве десорбирующего раствора использовали дистиллированную воду. Аналогично

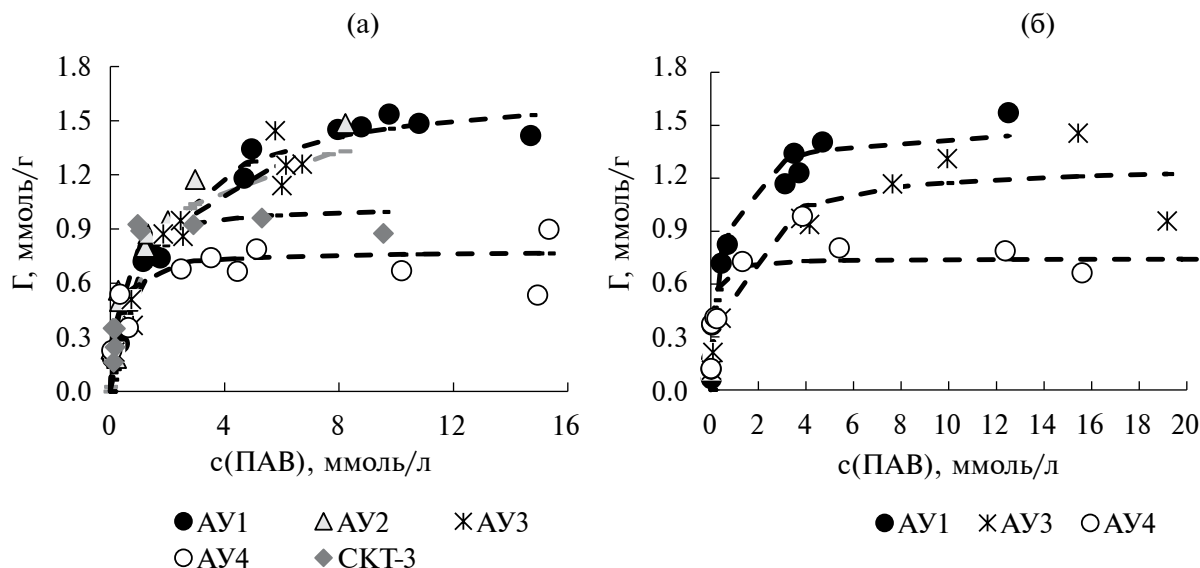


Рис. 1. Зависимость адсорбции анионных ПАВ на активированных углях (а) додецилсульфат натрия, (б) N-лаурилсаркозинат натрия.

адсорбционному эксперименту определяли количество меченого вещества в растворе и на поверхности активированного угля по радиоактивности надосадочного раствора.

Адсорбцию САЦ на активированных углях (AY1 и SKT-3) исследовали по аналогичной методике. Эксперимент проводили в диапазоне концентраций САЦ от 0.11 до 1.15 г/л, что составляет от 1 до 12% массы сорбента. Если в работе [15] было использовано соотношение 8% массы АУ, то в данной работе было проведено исследование в широком диапазоне концентрации модификатора. Расчет равновесной концентрации и адсорбции САЦ проводили по уравнениям (3) и (4). Для определения устойчивости САЦ на поверхности угля в присутствии ПАВ провели исследование его десорбции по аналогичной методике, описанной выше, и в качестве десорбирующего агента использовали раствор NLS концентрацией 23.6 ммоль/л.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 показаны зависимости адсорбции анионных ПАВ на активированных углях от равновесной концентрации в водной фазе. На всех типах углей адсорбция возрастает с увеличением концентрации и достигает постоянного значения при равновесных концентрациях ПАВ 2–4 ммоль/л.

Для количественного сравнения адсорбционной способности активированных углей по отношению к анионным ПАВ полученные изотермы адсорбции были описаны уравнением, аналогичным уравнению адсорбции Ленгмюра:

$$\Gamma = \Gamma_{\text{макс}} \frac{Kc}{1 + Kc}, \quad (5)$$

где $\Gamma_{\text{макс}}$ — предельная величина поверхностной концентрации, K — константа адсорбции, c — равновесная концентрация ПАВ в растворе.

При описании изотерм адсорбции параметры уравнения ($\Gamma_{\text{макс}}$ и K) находили в прямых координатах методом наименьших квадратов: подбирали параметры $\Gamma_{\text{макс}}$ и K таким образом, чтобы сумма квадратов отклонений экспериментального и расчетного значений адсорбции была минимальной. Рассчитанные значения параметров $\Gamma_{\text{макс}}$ и K , а также коэффициенты корреляции (R) между экспериментальными и рассчитанными значениями адсорбции представлены в табл. 3, результат аппроксимации показан пунктирной линией на рис. 1 и 2.

Для обоих анионных ПАВ показано, что предельная адсорбция на активированных углях, полученных из лигнина, выше, чем на промышленных образцах. Адсорбция анионных ПАВ тем выше, чем больше размер пор и для их связывания больше подходят материалы содержащие макро- и мезопоры [12]. Отметим, что значения адсорбции анионных ПАВ, полученные для AY4 и SKT-3, соизмеримы с результатами, приведенными в литературе для адсорбции анионных ПАВ на активированных углях [9]. Таким образом, метод радиоактивных индикаторов позволяет достоверно определять адсорбцию анионных ПАВ на поверхности активированного угля. Особенно это актуально для веществ, концентрацию которых альтернативными методами определить

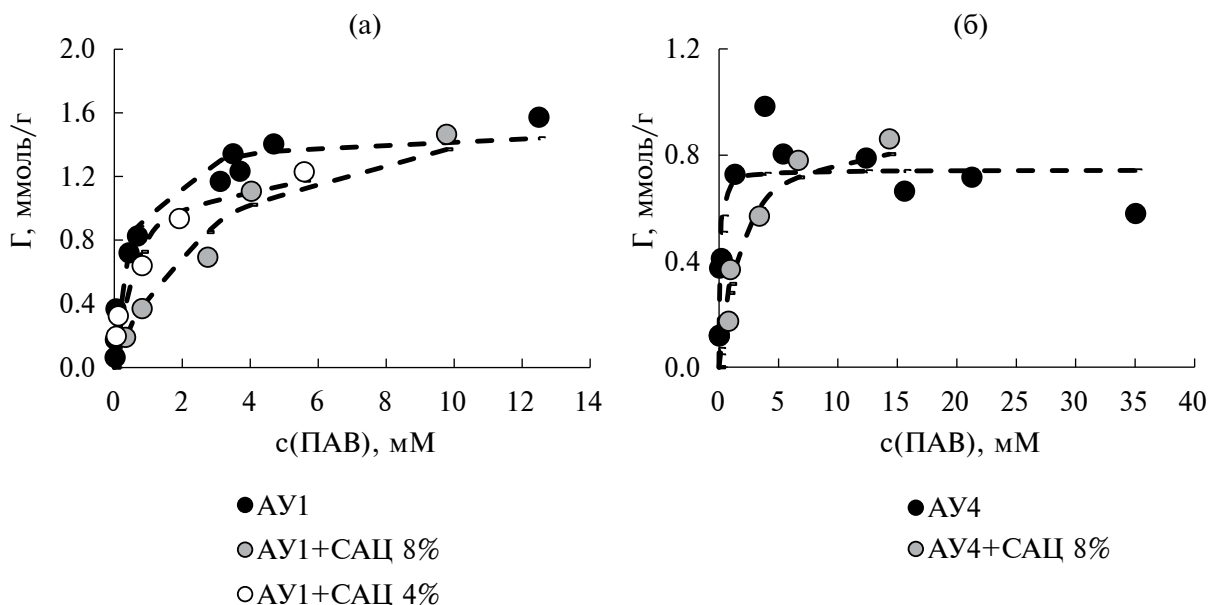


Рис. 2. Зависимость адсорбции N-лаурилсаркозината натрия на активированных углях от равновесной концентрации ПАВ в растворе при разной степени модифицирования поверхности угля сульфатом ацетата целлюлозы.

затруднительно. Установлено, что промышленные образцы обладают большей удельной поверхностью (табл. 2), при этом константа адсорбции, наоборот, в обоих случаях была больше для АУ4 и СКТ-3, что позволяет предположить более сильное взаимодействие сорбента с сорбатом. На основании данных по площади, занимаемой молекулой в насыщенном адсорбционном слое (табл. 1), и удельной поверхности активированных углей можно заключить, что на поверхности образуется разреженный слой ПАВ.

Для определения удерживания анионных ПАВ на поверхности угля осадок угля с сорбированным ПАВ декантировали, промывали, заливали водой и оставляли при 25°C с периодическим контролем радиоактивности раствора над углем. Было найдено, что значение радиоактивности раствора над углем переставало меняться по истечении 3 недель.

В этих экспериментах было показано, что для образцов активированных углей, полученных из лигнина, десорбция ДСН при концентрациях ниже 4 ммоль/л составляла 5–7% и достигала 30–37% в области насыщения. В то же время для СКТ-3 — десорбция не превышала 9% во всем исследуемом диапазоне концентраций. Десорбция N-лаурилсаркозината натрия с углей, полученных из лигнина, менялась от 4–5% в области низких концентраций до 10–12%. Десорбция с СКТ-3 не превышала 5% во всей области. Можно предположить, что для промышленных АУ характерно более сильное связывание сорбента с сорбатом.

Для повышения удельной поверхности активированных углей в работе [15] было предложено дополнительно модифицировать их поверхность сульфоацетатом целлюлозы. В данной работе провели предварительную адсорбцию САЦ на активированных углях (АУ1 и АУ4) при начальных концентрациях полимера 4 и 8 масс.% от массы угля (на рис. 3 отмечено черными точками, см. текст). На примере N-лаурилсаркозината натрия было показано, что с повышением концентрации САЦ уменьшается константа (K) в уравнении адсорбции (рис. 2, табл. 4), при этом максимальное значение адсорбции практически не изменяется. При десорбции ПАВ водой в течение 3 недель было отмечено, что десорбция ПАВ с модифицированных углей АУ1 не превышает 10% и менее 5% для АУ4. Таким образом, модифицирование поверхности активированного угля САЦ способствует удерживанию анионных ПАВ на поверхности.

Для установления того, насколько модифицирующий агент САЦ удерживается на поверхности активированного угля, в том числе в присутствии анионных ПАВ, была получена изотерма адсорбции САЦ на АУ и исследована его десорбция в присутствии ПАВ при концентрации, превышающей ККМ и соответствующей области насыщения на изотерме адсорбции. На рис. 3 приведены изотермы адсорбции САЦ на активированных углях (образцы АУ1 и СКТ, черным отмечены концентрации, при которых проводились исследования адсорбции анионных ПАВ).

Таблица 3. Значение параметров $\Gamma_{\text{макс}}$, K и коэффициентов корреляции (R) в уравнении (5) для разных типов активированных углей

ПАВ	Сорбент	$\Gamma_{\text{макс}}$, ммоль/г	K , л/ммоль	R
Додecilсyльфат натрия	AУ1	1.7	0.6	0.988
	AУ2	1.6	0.6	0.975
	AУ3	1.7	0.5	0.971
	AУ4	0.8	3.9	0.876
	СКТ-3	1.0	3.3	0.953
N-лаурилсаркозинат натрия	AУ1	1.5	2.1	0.982
	AУ3	1.3	1.1	0.953
	AУ4	0.7	13.0	0.892

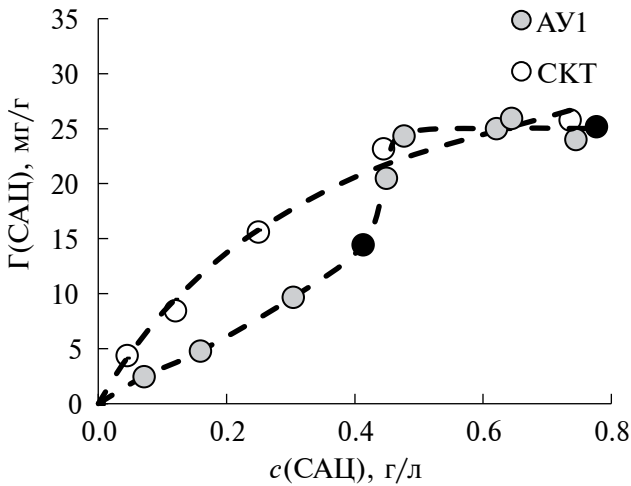


Рис. 3. Зависимость адсорбции САЦ на активированных углях от равновесной концентрации в растворе. Черным отмечены точки, в которых проводили изучение адсорбции ПАВ (см. текст выше)

Таблица 4. Параметры уравнения адсорбции N-лаурилсаркозината натрия на активированных углях, модифицированных сульфоацетатом целлюлозы.

Тип сорбента	$\Gamma_{\text{макс}}$, ммоль/г	K , л/ммоль	R
AУ1	1.5	2.1	0.982
AУ1+4%САЦ	1.3	1.5	0.984
AУ1+8%САЦ	1.8	0.3	0.983
AУ4	0.7	13.0	0.892
AУ4+8%САЦ	0.9	0.6	0.977

Показано, что на активированном угле, синтезированном из лигнина, изотерма адсорбции имеет S-образный вид, в то время как на СКТ-3 вид изотермы близок к ленгмюровскому. После промывки углей от несвязанного САЦ их заливали раствором N-лаурилсаркозината натрия и термостатировали при 25°C. Установлено, что через неделю на активированном угле остается около 50% САЦ и при смене раствора ПАВ САЦ не десорбируется.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

С помощью меченных тритием соединений показано, что адсорбция анионных ПАВ на активированных углях имеет вид изотермы Ленгмюра. Адсорбция на активированных углях, полученных из лигнина, выше, чем на промышленных образцах, несмотря на то, что образцы схожи по своей пористости и удельной поверхности. Отметим, что в данной работе адсорбционные эксперименты проводили в течение длительного времени (7 суток), в то время как в других работах исследование проводится в течение нескольких часов. Известно, что образование пены может препятствовать процессу адсорбции [7]. В случае долгосрочного эксперимента этот эффект отсутствует.

Дополнительное адсорбционное модифицирование поверхности угля сульфатом ацетата целлюлозы не привело к увеличению максимальной адсорбции, но способствовало лучшему удерживанию ПАВ на сорбенте. При этом сам модификатор частично десорбируется в присутствии анионных ПАВ.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках госзадания № 122030200324-1. Решение задач ядерной энергетики и безопасности окружающей среды, а также диагностика материалов с использованием ионизирующих излучений.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Asghar A., Khan Z., Maqbool N. et al. Comparison of adsorption capability of activated carbon and metal doped TiO₂ for geosmin and 2-MIB removal from water // *Journal of Nanomaterials*. 2015. V. 2015. P. 2. <https://doi.org/10.1155/2015/479103>
2. Paulino R., Tamburic B., Stuetz R.M. et al. Critical review of adsorption and biodegradation mechanisms for removal of biogenic taste and odour compounds in granular and biological activated carbon contactors // *Journal of Water Process Engineering*. 2023. V. 52. P. 103518. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103518>
3. Sato S., Yoshihara K., Moriyama K. et al. Influence of activated carbon surface acidity on adsorption of heavy metal ions and aromatics from aqueous solution // *Applied Surface Science*. 2007. V. 253. № 20. P. 8554–8559. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2007.04.025>
4. Ahn C.K., Park D., Woo S.H. et al. Removal of cationic heavy metal from aqueous solution by activated carbon impregnated with anionic surfactants // *Journal of Hazardous Materials*. 2009. V. 164. № 2–3. P. 1130–1136. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.036>
5. Heidarinejad Z., Dehghani M.H., Heidari M. et al. Methods for preparation and activation of activated carbon: A review // *Environmental Chemistry Letters*. 2020. V. 18. № 2. P. 393–415. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00955-0>
6. Yin C.Y., Aroua M.K., Daud W.M.A.W. Review of modifications of activated carbon for enhancing contaminant uptakes from aqueous solutions // *Separation and Purification Technology*. 2007. V. 52. № 3. P. 403–415. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.06.009>
7. Lee W., Yoon S., Choe J.K. et al. Anionic surfactant modification of activated carbon for enhancing adsorption of ammonium ion from aqueous solution // *Science of the Total Environment*. 2018. V. 639. P. 1432–1439. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.250>
8. Eriksson E., Auffarth K., Eilersen A.M. et al. Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater // *Water SA*. 2003. V. 29. № 2. P. 135–146. <https://doi.org/10.4314/wsa.v29i2.4848>
9. Wu S.H., Pendleton P. Adsorption of anionic surfactant by activated carbon: Effect of surface chemistry, ionic strength, and hydrophobicity // *Journal of Colloid and Interface Science*. 2001. V. 243. № 2. P. 306–315. <https://doi.org/10.1006/jcis.2001.7905>
10. Binde M.M.M., Franco M.R. Surfactant removal from aqueous solutions onto activated carbon using UV spectroscopy // *Desalination and Water Treatment*. 2015. V. 56. № 11. P. 2890–2895. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.963157>
11. Reemtsma T., Weiss S., Mueller J. et al. Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: A European perspective // *Environmental Science and Technology*. 2006. V. 40. № 17. P. 5451–5458. <https://doi.org/10.1021/es060908a>
12. Shreya, Verma A.K., Dash A.K. et al. Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: A review // *Surfaces and Interfaces*. 2021. V. 27. P. 101532. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2021.101532>
13. Орлова А.О., Лизунова Г.М., Зорин А.Д. Определение содержания анионных и неионных поверхностно-активных веществ в синтетических моющих средствах при помощи жидкостных ионоселективных электродов // *Аналитика и контроль*. 2004. V. 8. № 2. P. 131–136.
14. Pal A., Pan S., Saha S. Synergistically improved adsorption of anionic surfactant and crystal violet on chitosan hydrogel beads // *Chemical Engineering Journal*. 2013. V. 217. P. 426–434. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.120>
15. Савицкая Т.А., Невар Т.Н., Цыганкова Н.Г. и др. Сорбенты на основе активированного угля и гидролизного лигнина: структура, свойства, применение // *Свиридовские чтения* / Ред. Ивашкевич О.А. Минск: БГУ, 2015. P. 132–143.
16. Gubarev A.S., Okatova O.V., Kolbina G.F. et al. Conformational characteristics of cellulose sulfoacetate chains and their comparison with other cellulose derivatives // *Cellulose*. 2023. V. 30. № 3. P. 1355–1367. <https://doi.org/10.1007/s10570-022-05000-y>
17. Badun G.A., Chernysheva M.G., Ksenofontov A.L. Increase in the specific radioactivity of tritium-labeled compounds obtained by tritium thermal activation method // *Radiochimica Acta*. 2012. V. 100. № 6. P. 401–408. <https://doi.org/10.1524/ract.2012.1926>
18. Бадун Г.А., Чернышева М.Г. Метод термической активации трития. Особенности применения, современные достижения и дальнейшие перспективы развития // *Радиохимия*. 2023. V. 65. № 2. P. 158–171. <https://doi.org/10.31857/S0033831123020053>
19. Гриншпан Д.Д., Цыганкова Н.Г., Савицкая Т.А. и др. Способ получения активированного мезопористого угля из лигнинсодержащего сырья. Патент ЕА 039799. Беларусь: Евразийское патентное ведомство. 2022. P. 1–7.

- <http://www.eapatis.com/Data/EATXT/eapo2022/PDF/039799.pdf>
20. *Савицкая Т.А.* Новые композиционные материалы на основе природных полимеров: целлюлозы, хитина, крахмала и лигнина. Дисс... докт. хим.наук. 02.00.06. Белорусский государственный университет Учреждение Белорусского государственного университета “Научно-исследовательский институт физико-химических проблем”, 2021. 1–359 р.
21. *Ланин С.Н., Банных А.А., Виноградов А.Е. и др.* Адсорбционные свойства оксида алюминия, модифицированного наночастицами палладия, золота и оксида церия // Журнал физической химии. 2016. V. 90. № 7. P. 1047–1053. <https://doi.org/10.7868/S0044453716070177>
22. *Badun G.A., Chernysheva M.G., Tyasto Z.A. et al.* A new technique for tritium labeling of humic substances // *Radiochimica Acta*. 2010. V. 98. № 3. P. 161–166. <https://doi.org/10.1524/ract.2010.1695>
23. *Абрамзон А.А.* Поверхностно-активные вещества: Свойства и применение. 2-е изд. Л.: Химия, 1981. 304 р.
24. *Semyanova D.V.* Synergistic effect of a combination of collectors in adsorption at gas-liquid interface // *Interexpo GEO-Siberia*. 2021. V. 2. № 4. P. 116–122. <https://doi.org/10.33764/2618-981x-2021-2-4-116-122>