

УДК 544.723.212; 662.7

DOI: 10.15372/ChUR2020262

Сорбция фенола из водных растворов химически активированными углеродными сорбентами

Н. Н. ИВАНОВ, И. Ю. ЗЫКОВ, В. Э. ЦВЕТКОВ, Ю. Н. ДУДНИКОВА

Федеральный исследовательский центр угля и углехимии СО РАН,
Кемерово (Россия)E-mail: zyak.kot@mail.ru

Аннотация

Исследован процесс адсорбции фенола из водных растворов на углеродных сорбентах, полученных из каменных углей Кузбасса марок Б, Д, СС и Т методом химической активации с использованием гидроксида калия. Смещение угля и гидроксида калия осуществляли способом пропитки (массовое соотношение уголь/щелочь = 1 : 1) с последующей карбонизацией смеси при 800 °С и изотермической выдержкой 1 ч. Показано, что процесс адсорбции фенола сорбентами описывается уравнением Ленгмюра ($R^2 \approx 0.999$). Параметры сорбции указывают на высокую эффективность адсорбции фенола на углеродных сорбентах, в особенности на сорбенте, полученном из угля марки Д. Установлено, что процесс извлечения фенола из водного раствора сорбентами описывается моделью кинетики адсорбции псевдвторого порядка, а лимитирующей стадией является диффузия молекул фенола в микропористом пространстве сорбента.

Ключевые слова: адсорбция фенола, углеродные сорбенты, химическая активация, изотерма адсорбции

ВВЕДЕНИЕ

Высокая загрязненность открытых водоемов представляет актуальную экологическую проблему для Кемеровской области. Превышение предельно допустимой концентрации (ПДК) нефтепродуктов и органических веществ, в том числе фенола (до 6 ПДК), наблюдается для р. Томь, а также для р. Иня на участке городов Белово и Ленинск-Кузнецкий. Высокие концентрации фенола (до 2.4 ПДК) и марганца (до 11.7 ПДК) определены в сточных водах ликвидируемой шахты “Ягуновская” в г. Кемерово [1]. Загрязнение водоемов ограничивает их применение в качестве источников хозяйственно-питьевого водоснабжения.

К одним из наиболее опасных загрязнителей воды относят фенол и его производные. Данные соединения обладают высокой токсичностью, незначительное повышение концентрации фенола в воде существенно ухудшает ее органолептические показатели [2]. На территории Россий-

ской Федерации ПДК фенола в воде составляет 0.001 мкг/см³ [3].

В качестве основного источника загрязнения водоемов фенолом выступают сточные воды промышленных предприятий и канализационные стоки. Значительная часть сточных вод поступает в водоемы неочищенной либо частично очищенной, что обусловлено недостаточной эффективностью очистных сооружений или их отсутствием, использованием недейственных технологий очистки [4].

Хлорирование – наиболее распространенный метод очистки воды на территории Кемеровской области [1]. Однако в случае фенола данный метод имеет существенный недостаток: при малой продолжительности процесса и стандартном расходе хлорирующего агента фенол и его производные переходят в хлорпроизводные соединения, токсичность которых в несколько раз больше [5]. Увеличение расхода хлорирующего агента позволяет значительно снижать концентрацию фенола и его производных в

воде, но при этом требуется доочистка воды от избытка хлора. Более эффективным методом окислительной очистки служит озонирование, в процессе которого производные фенола окисляются до более безопасных соединений. Высокие энергозатраты ограничивают применение этого метода, поэтому его обычно используют при доочистке вод [5].

Для повышения качества очистки воды целесообразно использовать адсорбционные методы, которые обеспечивают высокую степень очистки промышленных и бытовых сбросов, при отсутствии вторичных загрязнений. Адсорбционные методы очистки могут применяться как для предварительного снижения концентрации загрязняющих веществ перед хлорированием/озонированием, так и для процессов финальной доочистки воды от продуктов окисления (особенно при хлорировании). Среди широкого перечня сорбционных материалов наиболее часто используют углеродные сорбенты, обладающие отличными адсорбционными свойствами [6, 7].

В работах [8–13] описано получение углеродных сорбентов путем карбонизации смеси угля и КОН при температурах 700–900 °С. Синтезированные сорбенты отличаются развитой пористой структурой, что повышает сорбционную активность данных материалов по отношению к органическим веществам.

В равновесных условиях углеродные сорбенты демонстрируют высокие характеристики адсорбционной активности в процессах извлечения фенола из водных растворов [8, 9, 12]. Для разработки технологий адсорбционной очистки сточных вод, расчета параметров промышленных адсорберов и подбора адсорбентов необходимы данные о характере кинетики адсорбционного процесса, емкости моно слоя адсорбента [5–7, 14].

Цель работы – исследование процессов адсорбции фенола из водных растворов на углеродных сорбентах, полученных из углей Куз-

басса различных марок методом химической активации гидроксидом калия.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Углеродные сорбенты получали путем химической активации образцов углей марок Б (бурый), Д (длиннопламенный), СС (слабоспекающийся) и Т (тощий), добываемых на территории Кузбасса. Характеристики используемых углей приведены в табл. 1 в порядке увеличения их стадии метаморфизма.

Для проведения химической активации навеску высушенного до постоянной массы угля (50 г) фракционного состава 0.2–0.5 мм помещали в испарительную чашу, смешивали с КОН (50 г) и дистиллированной водой (50 см³). Полученную смесь выдерживали при комнатной температуре в течение 24 ч, затем сушили и подвергали карбонизации в муфельной печи. Режим карбонизации: скорость подъема температуры 10 °С/мин, температура карбонизации 800±5 °С, изотермическая выдержка 1 ч. Полученный карбонизат угольно-щелочной смеси промывали дистиллированной водой и 1 % раствором HCl до pH 7.

Полученным образцам углеродных сорбентов присвоена следующая маркировка: СБК-1, СДК-1, ССК-1, СТК-1 – карбонизаты угольно-щелочной смеси угля Б/КОН, угля Д/КОН, угля СС/КОН, угля Т/КОН соответственно. Величина удельной поверхности ($S_{БЭТ}$, м²/г), суммарный объем пор (V_{Σ} , см³/г), объем мезопор ($V_{\text{мезо}}$, см³/г) и микропор ($V_{\text{микро}}$, см³/г), а также средний диаметр пор (D , нм) рассчитаны из изотерм адсорбции-десорбции азота, полученных при –195.75 °С и давлении <0.133 Па, с помощью анализатора ASAP 2020 (Micromeritics Instrument Co., USA). Условия подготовки испытуемых материалов указаны в [13].

Экспериментальные данные адсорбции фенола получены при температуре 25±1 °С со-

ТАБЛИЦА 1

Характеристики исходных углей

Марка угля	Технический анализ, %			Элементный анализ, % (на daf)			Атомное отношение	
	W ^a	A ^d	V ^{daf}	С	Н	(O + N + S)	Н/С	О/С
Б	11.5	10.4	46.7	70.4	4.4	25.2	0.75	0.27
Д	4.5	3.4	43.3	80.2	5.6	14.2	0.84	0.13
СС	1.9	6.0	19.5	87.5	4.5	8.0	0.62	0.07
Т	0.5	8.4	14.1	90.3	4.1	5.6	0.54	0.05

Примечание. Здесь и в табл. 2: W^a – влага аналитическая, A^d – зольность, V^{daf} – выход летучих веществ, daf – сухое беззольное состояние образца.

гласно методике, изложенной в [10]. Высушенную до постоянной массы навеску сорбента (0.5 г) помещали в колбу объемом 100 см³, затем в нее вносили 50 см³ свежеприготовленного раствора фенола с заданной начальной концентрацией ($C_0 = 0.1-4.0$ мг/см³) и перемешивали с помощью шейкера LOIP LS110 (АО "ЛОИП", Россия) в течение 5–120 мин. Концентрация фенола определена фотометрическим методом с использованием спектрофотометра ПЭ-5400УФ (ООО "ЭКРОСХИМ", Россия) при длине волны $\lambda = 540$ нм. Методика определения основана на взаимодействии фенола с 4-аминоантипирином при окислении гексацианоферратом калия (III) в аммиачном буферном растворе (рН 10.0±0.3) [15]. Калибровочные зависимости оптической плотности от начальной концентрации фенола в растворе (C_0) получены в диапазоне концентраций 0–5 мг/см³. Среднеквадратичное отклонение составляло 5.1 %, максимальная ошибка 10.4 %. Адсорбционную активность сорбентов по отношению к фенолу ($A_{\text{ф}}$) рассчитывали по формуле $A_{\text{ф}} = (C_0 - C_p)V/m$ где C_0 – начальная концентрация фенола в растворе, мг/см³; C_p – концентрация фенола в растворе после сорбции, мг/см³; V – объем раствора, см³; m – масса навески сорбента, г.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты технического и химического анализа полученных углеродных сорбентов приве-

дены в табл. 2. Выход летучих веществ (V^{daf}) сорбентов значительно ниже, чем исходных углей (см. табл. 1), и составляет 5.4–8.7 %. Изменение зольности (A^{d}) при щелочной активации менее значительно; присутствуют тенденции как к уменьшению высокой зольности (угли Б, СС, Т), так и к увеличению низкой зольности (уголь Д). Элементный состав сорбентов практически не различается, в то время как наблюдаются значительные изменения состава по сравнению с исходными углями. Содержание углерода в сорбентах составляет ~93.5 %, а гетероатомов – ~6.0 %, независимо от происхождения исходного угля (см. табл. 2).

Текстульные характеристики углеродных сорбентов приведены в табл. 3. Величина $S_{\text{БЭТ}}$ сорбентов составляет 780–1270 м²/г, V_{Σ} варьируется в диапазоне 0.33–0.63 см³/г. Исследуемые материалы преимущественно микропористые ($V_{\text{микро}} = 0.27-0.48$ см³/г), что характерно для углеродных сорбентов, полученных из каменных углей [11]. Исключением является образец СБК-1 (из бурого угля), для которого доля мезопор составляет 0.42. Для сорбентов, полученных из каменных углей, наблюдается увеличение удельной поверхности и суммарного объема пор при уменьшении стадии метаморфизма исходного угля, т. е. с уменьшением содержания углерода и увеличением выхода летучих продуктов (см. табл. 1, 3). Сорбент из бурого угля (СБК-1) обладает меньшей удельной поверхностью и объемом пор, чем сорбенты из угля Д (СДК-1) и угля СС (ССК-1), что может быть связано с вы-

ТАБЛИЦА 2

Характеристика полученных сорбентов

Образец	Технический анализ, %			Элементный анализ, % (на daf)			Атомное отношение	
	W ^a	A ^d	V ^{daf}	С	Н	(O + N + S)	Н/С	О/С
СБК-1	2.5	8.4	8.7	92.9	0.54	6.1	0.08	0.05
СДК-1	1.7	5.8	5.4	93.8	0.62	5.9	0.06	0.05
ССК-1	1.6	4.7	6.1	93.5	0.50	5.5	0.10	0.04
СТК-1	2.3	7.4	6.8	93.3	0.40	6.1	0.05	0.05

Примечание. Обозн. см. табл. 1.

ТАБЛИЦА 3

Текстульные характеристики полученных углеродных сорбентов

Образец	$S_{\text{БЭТ}}$, м ² /г	V_{Σ} , см ³ /г	$V_{\text{микро}}$, см ³ /г	$V_{\text{мезо}}$, см ³ /г	D , нм
СБК-1	910	0.48	0.28	0.20	1.7
СДК-1	1270	0.63	0.49	0.10	2.0
ССК-1	1010	0.43	0.35	0.03	1.7
СТК-1	780	0.33	0.27	0.03	1.5

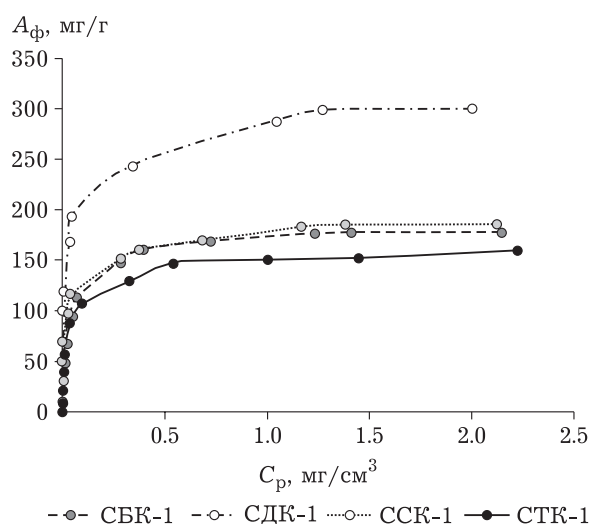


Рис. 1. Изотермы адсорбции фенола из водных растворов образцами углеродных сорбентов.

сокой зольностью исходного бурого угля (см. табл. 1). Известно, что адсорбция органических веществ протекает преимущественно в микропорах [7]. Поэтому можно предположить, что данные сорбенты будут проявлять высокую адсорбционную активность в процессах извлечения фенола из водных растворов.

Экспериментально полученные изотермы адсорбции фенола углеродными сорбентами представлены на рис. 1. По форме они относятся к типу I, который описывает мономолекулярную адсорбцию в микропористых системах. На представленных графиках отмечается плавный рост значений адсорбционной активности (A_ϕ) в диапазоне равновесных концентраций фенола $C_p = 0.1\text{--}1.0\text{ мг/см}^3$. При $C_p \geq 1.5\text{ мг/см}^3$ значения A_ϕ приближаются к предельным. Адсорбционная активность сорбентов увеличивается в ряду $\text{СТК-1} < \text{СБК-1} < \text{ССК-1} < \text{СДК-1}$. Наибольшее предельное значение A_ϕ наблюдается для сорбента СДК-1 (289.1–300.1 мг/г), наи-

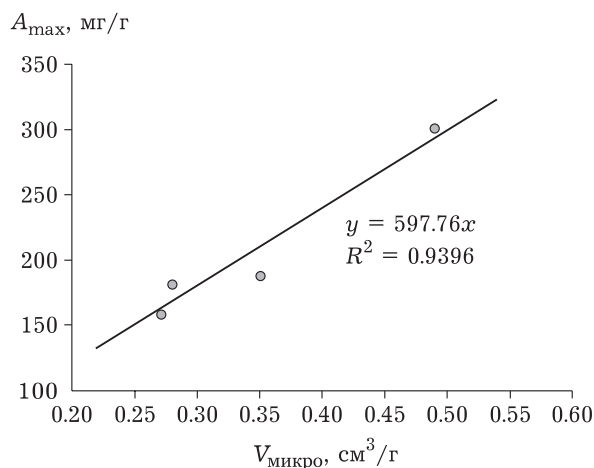


Рис. 2. Зависимость емкости монослоя углеродного сорбента (A_{\max}) от объема его микропор ($V_{\text{микро}}$) при адсорбции фенола из водных растворов.

меньшее – для сорбента СТК-1 (152.4–160.1 мг/г), предельные значения для сорбентов ССК-1 (183.8–186.1 мг/г) и СБК-1 (177.1–178.1 мг/г) различаются незначительно. Предельные значения A_ϕ достигаются при начальной концентрации фенола $C_0 = 3.0\text{ мг/см}^3$.

Экспериментальные изотермы адсорбции фенола были проанализированы в координатах уравнений мономолекулярной адсорбции Ленгмюра (1) и Фрейндлиха (2) [7, 16–18]:

$$A_\phi = \frac{KA_{\max}C_p}{1 + KC_p} \quad (1)$$

$$A_\phi = K_f C_p^{1/n} \quad (2)$$

где A_ϕ – величина адсорбции (адсорбционная активность), мг/г; C_p – равновесная концентрация фенола в растворе, мг/см³; A_{\max} – емкость монослоя адсорбента, мг/г; K – константа адсорбционного равновесия, см³/мг; K_f и $1/n$ – постоянные уравнения Фрейндлиха.

Рассчитанные параметры уравнений Ленгмюра и Фрейндлиха приведены в табл. 4. Уста-

ТАБЛИЦА 4

Параметры уравнения Ленгмюра и Фрейндлиха для адсорбции фенола из водных растворов на углеродных сорбентах

Образец	Уравнение Ленгмюра				Уравнение Фрейндлиха		
	A_{\max} , мг/г	K , см ³ /мг	R_L	R^2	K_f , (мг/г) · (см ³ /мг) ^{1/n}	$1/n$	R^2
СБК-1	181.3	27.08	0.27	0.9997	194.9	0.34	0.8916
СДК-1	301.1	56.45	0.15	0.9998	343.3	0.29	0.8789
ССК-1	187.6	34.61	0.22	0.9989	202.5	0.30	0.8699
СТК-1	160.1	24.70	0.29	0.9989	170.2	0.34	0.8327

Примечание. Здесь и в табл. 5: R^2 – коэффициент детерминации.

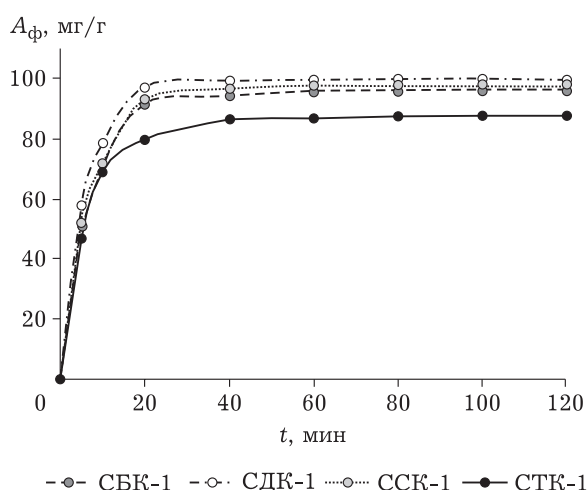


Рис. 3. Кинетические зависимости сорбции фенола из водных растворов образцами углеродных сорбентов.

новлено, что экспериментально полученные изотермы адсорбции при равновесных концентрациях фенола $0.001\text{--}2.5\text{ мг/см}^3$ наиболее точно описываются уравнением Ленгмюра (коэффициент детерминации $R^2 = 0.9989\text{--}0.9998$). Рассчитанные по уравнению Ленгмюра значения емкости монослоя адсорбента (A_{max}) коррелируют с экспериментально полученными величинами предельной адсорбционной активности. Рассчитанные значения емкости монослоя увеличиваются в следующем ряду сорбентов: СТК-1 < СБК-1 < ССК-1 < СДК-1.

Зависимость емкости адсорбционного монослоя от объема микропор представлена на рис. 2. Полученная зависимость удовлетворительно описывается линейной функцией, что свидетельствует о корреляции данных. Емкость монослоя растет пропорционально увеличению объема микропор в образцах.

Эффективность процессов адсорбции фенола оценивали по степени извлечения X и величине коэффициента разделения R_L [16–18]:

$$X = \frac{C_0 - C_p}{C_0} \cdot 100\% \quad (3)$$

$$R_L = 1/(1 + KC_0) \quad (4)$$

где C_0 — начальная концентрация фенола в растворе, мг/см^3 ; C_p — равновесная концентрация фенола в растворе; K — константа адсорбционного равновесия из уравнения Ленгмюра, $\text{см}^3/\text{мг}$.

Коэффициент разделения R_L позволяет оценить характер сорбционного процесса. Так, при $R_L = 0$ наблюдается необратимая адсорбция; в случае $0 < R_L < 1$ — адсорбция обратимая, с высокой степенью извлечения; при $R_L = 1$ —

адсорбция вещества отсутствует [16–18]. Рассчитанные значения R_L составляют $0.15\text{--}0.27$ (см. табл. 4), следовательно, адсорбция фенола из водных растворов на представленных углеродных сорбентах протекает достаточно эффективно. Величина X для полученных сорбентов (при начальной концентрации фенола в растворе $C_0 = 1.0\text{ мг/см}^3$) составила $88\text{--}99\%$, что также свидетельствует о высокой эффективности процессов адсорбции.

Экспериментальная зависимость адсорбционной активности A_ϕ от продолжительности взаимодействия адсорбент/адсорбат (t , мин) при $C_0 = 1.0\text{ мг/см}^3$ представлена на рис. 3. Полученные экспериментальные кривые проанализированы с использованием двух кинетических моделей [2, 7–9, 14, 16–19]: псевдопервого (модель Лагергена) (5) и псевдовторого порядка (6)

$$\ln(A_{\text{равн}}^{\text{эксп}} - A_\phi) = \ln(A_{\text{равн}}) - k_1 t \quad (5)$$

$$\frac{t}{A_\phi} = \frac{1}{k_2 A_{\text{равн}}^2} + \frac{t}{A_{\text{равн}}} \quad (6)$$

где A_ϕ — величина адсорбции (адсорбционная активность) в момент времени t (мин), мг/г ; $A_{\text{равн}}^{\text{эксп}}$ — равновесная адсорбционная активность, достигнутая в эксперименте, мг/г ; $A_{\text{равн}}$ — рассчитанная равновесная адсорбция фенола, мг/г ; k_1, k_2 — константы скорости адсорбции для модели псевдопервого и псевдовторого порядка соответственно.

Результаты расчетов по указанным кинетическим моделям приведены в табл. 5. Полученные экспериментальные данные наиболее точно описываются кинетической моделью второго порядка ($R^2 = 0.9991\text{--}0.9995$), расчетные значения равновесной адсорбции $A_{\text{равн}}$ в достаточной мере совпадают с экспериментальными значениями $A_{\text{равн}}^{\text{эксп}}$ (см. табл. 5). Применение кинетической модели псевдопервого порядка для описания экспериментальных данных ограничивается начальным участком кривых (5–40 мин). Однако для образца ССК-1 значения рассчитанной равновесной адсорбции в рамках двух кинетических моделей близки к экспериментально определенным.

Процесс адсорбции органических веществ на углеродных сорбентах включает ряд стадий, например: массоперенос адсорбата из раствора к поверхности сорбента; диффузия адсорбированных молекул от поверхности в пространство пор. С целью оценки механизма адсорбционного процесса и определения лимитирующей стадии адсорбции фенола из водных растворов экспериментальные кинетиче-

ТАБЛИЦА 5

Кинетические константы, определенные согласно моделям псевдопервого и псевдоторого порядка, для процесса адсорбции фенола из водных растворов на углеродных сорбентах

Образец	Модель кинетики						
	$A_{\text{равн}}, \text{мг/г}$	псевдопервого порядка (модель Лагергена)			псевдоторого порядка		
		$A_{\text{равн}}, \text{мг/г}$	$k_1, \text{мин}^{-1}$	R^2	$k_2 \cdot 10^3, \text{г}/(\text{мг} \cdot \text{мин})$	$A_{\text{равн}}, \text{мг/г}$	R^2
СБК-1	97	45	0.0769	0.9436	3.24	99	0.9994
СДК-1	100	36	0.0888	0.8751	4.53	102	0.9994
ССК-1	98	110	0.1457	0.9681	3.53	101	0.9991
СТК-1	88	41	0.0738	0.9588	3.55	90	0.9995

Примечание. Обозн. см. табл. 4.

ские кривые проанализированы в координатах уравнения диффузионной модели Вебера и Морриса (7) [19]:

$$A_{\text{ф}} = k_{\text{id}} t^{0.5} + c \quad (7)$$

где $A_{\text{ф}}$ – величина адсорбции фенола в момент времени t (мин), мг/г; k_{id} – константа скорости адсорбции внутри частицы; c – константа, связанная с толщиной диффузионного пограничного слоя.

Кинетические зависимости в координатах $A_{\text{ф}}$ от \sqrt{t} представлены на рис. 4. На получен-

ных графиках выделяются два прямолинейных участка. Первый обладает значительно большим наклоном, чем второй, что связано с высокой скоростью адсорбционного процесса на начальном этапе. Можно предположить, что первый участок кинетической кривой описывает процесс диффузии фенола к поверхности углеродного сорбента.

Малый наклон второго участка кинетической кривой указывает на низкую скорость адсорбции фенола. Согласно [18, 19], присутствие второго

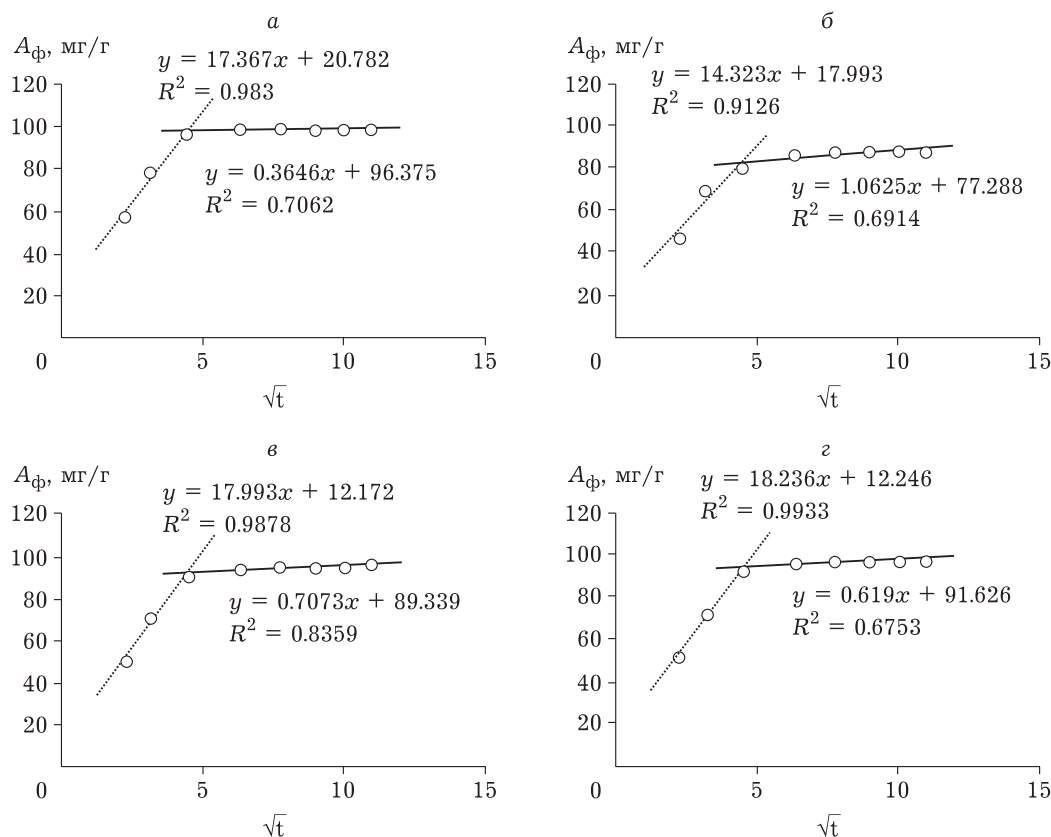


Рис. 4. Обработка кинетических зависимостей в рамках диффузионной модели адсорбции: СДК-1 (а), СТК-1 (б), СБК-1 (в), ССК-1 (г).

участка связано с диффузией молекул фенола в объеме микропор. Учитывая низкую скорость на втором участке кинетической кривой, лимитирующей стадией адсорбции фенола из водных растворов полученными сорбентами является процесс диффузии фенола в микропорах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучена адсорбция фенола углеродными сорбентами, полученными химической активацией углей марок Б, Д, СС и Т (800 °С, 1 ч) гидроксидом калия, который вводили методом пропитки (массовое соотношение уголь/щелочь = 1 : 1). Установлено, что процесс адсорбции фенола представленными сорбентами описывается уравнением Ленгмюра. Полученные значения коэффициента разделения R_L позволяют судить о достаточно высокой эффективности адсорбции. Установлено, что процесс адсорбции описывается моделью кинетики адсорбции псевдвторого порядка, лимитирующей стадией является диффузия молекул фенола в микропористом пространстве сорбента.

Полученные углеродные сорбенты могут найти применение в технологических процессах очистки от фенола вод хозяйственно-бытового назначения.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ УУХ СО РАН (проект АААА-А17-117041910147-2).

При выполнении работы использовалось оборудование Центра коллективного пользования ФИЦ УУХ СО РАН (Кемерово).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- 1 Доклад о состоянии и охране окружающей среды Кемеровской области – Кузбасса в 2019 году [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://kuzbasseco.ru/wp-content/uploads/2020/09/gosdoclad2019.pdf> (дата обращения 15.09.2020).
- 2 Голубева Н. С., Беляева О. В., Гора Н. В., Великанова Е. С. Кинетика извлечения фенола из водных сред углеродными сорбентами // *Техника и технология пищевых производств*. 2012. № 2. С. 155–158.
- 3 СанПиН 2.1.4.1074–01 Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2002. 103 с.
- 4 Смирнов А. Д. Сорбционная очистка воды. Л.: Химия, 1982. 168 с.
- 5 Когановский А. М., Клименко А. Н., Левченко Т. М., Марутовский Р. М., Рода И. Г. Очистка и использование сточных вод в промышленном водоснабжении. М.: Химия, 1983. 288 с.
- 6 Яковлев С. В., Демидов О. В. Современные решения по очистке природных и сточных вод // *Экология и промышленность России*. 1999. № 12. С. 12–15.
- 7 Когановский А. М., Клименко А. Н., Левченко Т. М., Рода И. Г. Адсорбция органических веществ из воды. Л.: Химия, 1990. 256 с.
- 8 Кельцев Н. В. Основы адсорбционной техники. М.: Химия, 1984. 592 с.
- 9 Федорова Н. И., Манина Т. С., Исмагилов З. Р. Адсорбция фенола углеродными сорбентами на основе химически активированного угля марки Д // *Кокс и химия*. 2013. № 12. С. 44–48.
- 10 Федорова Н. И., Манина Т. С., Исмагилов З. Р. Адсорбция фенола углеродными сорбентами на основе окисленных углей // *Химия твердого топлива*. 2015. № 1. С. 33–38.
- 11 Зыков И. Ю., Дудникова Ю. Н., Козлов А. П., Федорова Н. И., Исмагилов З. Р. Адсорбционные характеристики сорбентов из природоокисленного барзасского угля // *Химия уст. разв.* 2017. Т. 25, № 6. С. 621–625.
- 12 Зыков И. Ю., Дудникова Ю. Н., Цветков В. Э. Текстуальные характеристики сорбентов из каменных углей Кузбасса // *Химия уст. разв.* 2019. Т. 27, № 6. С. 598–602.
- 13 Исаева Л. Н., Тамаркина Ю. В., Бован Д. В., Кучеренко В. А. Адсорбция фенола активными углями, полученными термоллизом бурого угля с гидроксидом калия // *Журн. Сиб. федер. ун-та. Химия*. 2009. № 1. С. 25–32.
- 14 Козлов А. П., Дудникова Ю. Н., Зыков И. Ю., Созинов С. А., Исмагилов З. Р. Методические аспекты определения параметров пористой структуры углеродных сорбентов на основе ископаемых углей // *Вестн. Кузбас. гос. техн. ун-та*. 2017. № 6 (124). С. 197–203.
- 15 Лурье Ю. Ю., Рыбникова А. И. Химический анализ производственных сточных вод. М.: Химия, 1974. 336 с.
- 16 Грег С., Синг К. Адсорбция, удельная поверхность, пористость. М.: Мир, 1984. 306 с.
- 17 Kennedy J. L., Vijaya J. J., Kayalvizhi K., Sekaran G. Adsorption of phenol from aqueous solution using mesoporous carbon prepared by two-stage process // *Chem. Eng.* 2007. Vol. 132. P. 279–287.
- 18 Lorenc-Crabowska E., Gryglewicz G., Diez M. A. Kinetics and equilibrium study of phenol adsorption on nitrogen-enriched activated carbons // *Fuel*. 2013. Vol. 114. P. 235–243.
- 19 Hameed B. H., Chin L. H., Rengaraj S. Adsorption of 4-chlorophenol onto activated carbon prepared from rattan sawdust // *Desalination*. 2008. Vol. 225, Issues 1–3. P. 185–198.