

УДК 628.31

Э.О. БУТЕНКО, аспирант, **А.Е. КАПУСТИН**, д.х.н., профессор, заведующий кафедрой
Приазовский государственный технический университет, г. Мариуполь

СОРБЦИОННОЕ УДАЛЕНИЕ ТОКСИЧНЫХ СОЕДИНЕНИЙ ИЗ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД ПРИ ПОМОЩИ СЛОИСТЫХ ДВОЙНЫХ ГИДРОКСИДОВ

Слоистые двойные гидроксиды различного состава были исследованы в качестве сорбентов катионов и анионов хрома, сульфидов, фенолов, нафталина и -нафтола. Исследована кинетика адсорбции и рассчитаны параметры адсорбции катионов и анионов хрома, сульфидов, фенолов. Изучено изменение структуры при поглощении фенолов и соединений нафталинового ряда. Термическими экспериментами определена область безопасного захоронения сорбированных токсических веществ.

слоистые двойные гидроксиды, адсорбция, шпинелеобразные структуры, катионы и анионы хрома, сульфиды, фенолы, нафталин, -нафтол

Водные бассейны, расположенные вблизи металлургических комбинатов, шахт, предприятий химической промышленности, коксохимических предприятий загряз-

нены разными токсичными веществами. В этих водах содержание тяжелых металлов, сульфидов, фенолов, толуола, формальдегида, соединений нафталинового

© Э.О. Бутенко, А.Е. Капустин



ряда и прочих вредных веществ значительно превышает предельно допустимые концентрации [1].

Необходимость поиска новых методов очистки сточных вод обусловлена рядом причин: отсутствием количественных аналитических методов определения всех токсичных соединений; разнородным характером взаимодействия отдельных компонентов в смеси; вторично образуемыми соединениями, которые могут быть более токсичными, чем анализируемые вещества. Кроме того, большинство существующих методов очистки воды требуют применения дефицитных реагентов, которые изменяют ее физико-химический состав, что приводит к повышенной минерализации воды, вредной для живых организмов.

Для очистки сточных вод применяют различные методы, одним из которых является адсорбция с использованием различных адсорбентов, наиболее распространенным из которых являются активированные угли [2–4]. Однако эти сорбенты дороги и их использование ограничено. Кроме того, существуют проблемы с утилизацией сорбентов, поглотивших загрязняющие вещества [5]. Сорбенты, которые поглощали бы одновременно как органические, так и неорганические вещества как катионного, так и анионного типов, еще не нашли широкого практического применения.

Актуальной задачей является синтез новых модифицированных неорганических сорбентов со слоистой структурой на основе гидроксидов магния и алюминия, высокоселективных к ионам тяжелых металлов и органическим веществам. Их отличает высокая сорбционная емкость, а главное – большие возможности модификации с целью придания им селективности.

Целью работы являлось исследование адсорбции как анионов, так и катионов неорганических веществ, а также органических загрязнителей на глинах анионного типа, относящихся к классу слоистых двойных гидроксидов (СДГ).

СДГ представляют собой продукты изоморфного замещения катионов металлов в гидроксидах на катионы более высокой степени окисления (рис. 1).

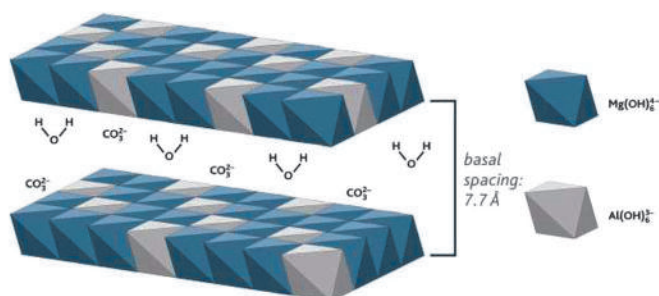
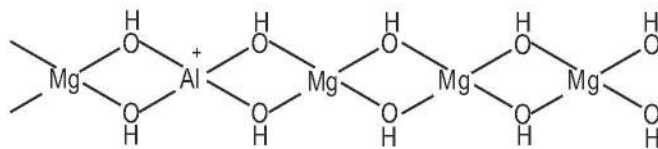
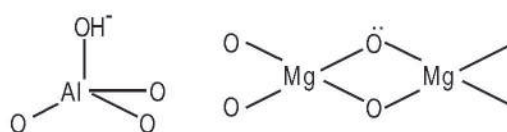


Рисунок 1 – Структура СДГ

Изоморфное замещение ионов Mg²⁺ на Al³⁺ в брусите приводит к возникновению избыточного положительного заряда, а следовательно, к основным свойствам, поэтому СДГ являются твердыми основаниями [6]



Бренстедовский основной центр в таких соединениях может представлять собой гидроксил, локализованный на тетраэдрическом алюминии. Льюисовские основные центры представляют собой неподеленную электронную пару кислорода [7]



Бренстедовский центр

Льюисовский центр

Наличие основных центров Бренстедовского и Льюисовского типов дает возможность протекания процесса анионного обмена во внутреннем пространстве СДГ. Процесс анионного обмена является равновесным; смещение равновесия определяется концентрациями анионов и селективностью сорбентов к определенным анионам. Наибольшую селективность СДГ проявляют по отношению к карбонат анионам [8].

СДГ находят применение как сорбенты, катализаторы, носители каталитических специй. Настоящие исследования посвящены изучению процессов сорбции веществ, принадлежащих к различным классам, на СДГ различного состава.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

СДГ готовили по методике [9], а именно: раствор солей металлов, взятых в стехиометрических соотношениях, с концентрациями, близкими к 100 г/л, при перемешивании вливали в раствор, содержащий примерно двукратный избыток щелочи и карбонатов (конечное значение pH = 8–10). В качестве осадителя применяли растворы NaOH и Na₂CO₃. Присутствие сверхстехиометрического количества гидроксида натрия сильно увеличивает область кристаллизации гидрокарбоната за счет сокращения области кристаллизации гидроксида алюминия. Время осаждения составило 24 часа, время кристаллизации при температуре 80 °С – 96 часов. Полученные образцы отмывали до отсутствия щелочной

реакции и сушили при температуре 120 °С до постоянного веса (образцы имели следующие значения мольного соотношения катионов $Mg/(Mg+Al)$: 0,52; 0,72; 0,81; 0,86 моль/моль).

Слоистые двойные гидроксиды как товарный продукт выпускают фирмы «Sasol» (Германия) и «Kyowa» (Япония), стоимость сорбентов – примерно 50 евро за тонну.

Химический анализ СДГ проводили при помощи рентгеноструктурного анализа на дифрактометре Siemens D-500 и методом рентгеноспектрального анализа при помощи микроскопа Zeiss Supra V 50. Сорбенты истирали в агатовой ступке, полученные образцы тонким слоем наносили на полированную сторону стандартной кварцевой кюветы. В качестве внешнего эталона использовался образец поликристаллического кремния, приготовленный аналогично. Съемка проводилась на дифрактометре ($CoK\alpha$ – излучение, $\lambda = 1,54178 \text{ \AA}$, Ni-фильтр, детектор сцинтилляционный с амплитудной дискриминацией) в интервале углов 2θ от 5 до 80°. Параметры ромбоэдрических ячеек были определены по отражениям 006 и 110 (~ 23 и ~ 61° 2θ соответственно). При проведении рентгенофазового анализа полученные дифрактограммы сравнивали с известной в литературе (№ PDF 15-087).

Величину удельной поверхности СДГ определяли по низкотемпературной адсорбции азота хроматографическим методом с последующей обработкой полученных результатов по методу БЭТ. Для того, чтобы получить изотермы адсорбции и десорбции N_2 , брали навеску (около 150 мг) СДГ, которую вначале высушивали при температуре 110 °С в течение 24 часов под вакуумом при 10^{-3} мбар. Анализ проводили на Nova Surface Analyzer. Специфические внешние области слоистых двойных гидроксидов были определены по методу «multi-point BET». Данные адсорбции азота в виде пара при 77 К были получены для относительных давлений (P/P_0) пара с 0,013 до 0,0973. Предполагалось, что поперечное сечение области молекулы азота составляет 16,2 Å.

Сила основных центров и их распределение в исследуемых образцах СДГ устанавливались методом индикаторного титрования в присутствии индикаторов Гаммета [10]. В стеклянный стаканчик объемом 20 мл, установленный на магнитной мешалке, помещался образец СДГ и магнитный размешиватель, затем стаканчик заполнялся бензолом и в него помещался стеклянный цилиндр, разделенный пористой перегородкой, на которой находился стандартный образец. В бензол добавлялся индикатор Гаммета, при этом на поверхности стандартного образца можно было наблюдать изменение окраски. Использовались индикаторы: бромтимоловый синий ($pK_a = 7,2$), 2-хлор-4-нитроанилин ($pK_a = 17,2$), 4-хлорани-

лин ($pK_a = 26,5$) – (все – Aldrich); 2, 4, 6-тринитроанилин ($pK_a = 12,2$), 2, 4-динитроанилин ($pK_a = 15,0$), 4-нитроанилин ($pK_a = 18,4$). В качестве эталона сравнения использовали прокаленный MgO.

Межплоскостные расстояния в СДГ определялись методом рентгеноструктурного анализа. Рентгеноструктурные исследования образцов слоистых двойных гидроксидов проводились на дифрактометре Siemens D-500, съемка спектра – в режиме сканирования по углу 2θ с использованием $CoK\alpha_1$ -излучения. Длина волны $\lambda_{CoK\alpha_1} = 1,789 \text{ \AA}$. Использовалась фокусирующая схема съемки по Бреггу-Брентано. Для идентификации выделяющихся при отжиге кристаллических фаз применялась стандартная методика. Поскольку каждой кристаллической фазе, присутствующей в образце, соответствует набор пиков на рентгенограмме и относительная интенсивность этих линий зависит от структуры фазы и ее количества в образце, определив набор значений по рентгенограмме исследуемого образца и сопоставив его с известными данными, можно установить фазовый состав материала. Для идентификации фаз использовался банк эталонов дифракционных спектров JCPDS. Шаг сканирования во всех элементах – 0,05, время экспозиции – 5 с.

Термические исследования проводились при различных значениях времени и температуры в муфельной печи, куда помещались керамические емкости, содержащие точно отмеренное количество сорбента. Скорость подъема температуры составила 10 градусов в минуту, максимальная температура – 1000 °С, изменение массы фиксировалось с точностью до 0,0001 г. Термические исследования после сорбции анионов хрома проводились следующим образом: готовили рабочий раствор хромат-ионов – 1 г предварительно высушенного K_2CrO_4 растворяли в 1 л дистиллированной воды, в полученный рабочий раствор помещали 30 г СДГ, перемешивали и оставляли на сутки. Затем раствор фильтровали, сорбент высушивали, прокаливали в сушильном шкафу при температуре 125 °С.

Сорбционные исследования проводились в периодических условиях: сорбент загружался в раствор, содержащий загрязняющие вещества (соединения хрома, сульфиды, фенолы, соединения нафталинового ряда), и отбирались пробы после интенсивного перемешивания в течение определенного времени.

Эксперименты по изучению изменения межплоскостных расстояний в СДГ при адсорбции органических молекул были проведены с использованием спиртов, нафталина и β -нафтола. В 1 % растворы помещались образцы СДГ переменного состава и оставлялись на 48 часов. Растворы фильтровались через фильтр «синяя



лента». Сорбенты после адсорбции промывались этиловым спиртом и эфиром до отсутствия следов амилowego спирта, а затем – водным раствором, содержащим карбонат-ионы.

Концентрации определялись спектрофотометрически:

- анионов CrO_4^{2-} – в присутствии дифенилкарбазида в кислой среде, длина волны – 540 нм;
- катионов Cr^{3+} – с использованием в качестве комплексообразователя ЭДТА. В слабокислой среде образуется комплекс фиолетового цвета, длина волны – 550 нм.
- анионов S^{2-} – с ионами свинца, длина волны – 670 нм;
- фенолов – в присутствии п-нитроанилина в щелочной среде, длина волны – 570 нм.

Полную обменную емкость СДГ определяли по следующей методике. Навеску 0,2000 г прокаленного образца помещали в коническую колбу, добавляли 100 мл дистиллированной воды, закрывали притертой пробкой и оставляли на 48 часов. Затем определяли качественное и количественное содержание ионов хрома в растворе. Отбирали аликвоту 20,0 мл раствора, фильтровали через фильтр «синяя лента», в фильтрат добавляли 2,0 мл трихлоруксусной кислоты, 2,0 мл 0,5 % раствора дифенилкарбазида. Раствор оставляли на 15–20 минут до получения устойчивой окраски и спектрофотометрировали при длине волны 540,1 нм.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Характеристики исследованных СДГ представлены в табл. 1.

Таблица 1 – Адсорбционно-структурные характеристики СДГ

Mg/(Mg+Al), моль/моль	0,52	0,72	0,86
Удельная поверхность, м ² /г	250	200	180
Объем пор, мл/г	0,5	0,2	0,2

Значения удельной поверхности и пористости СДГ позволяют оценить изученные вещества с точки зрения их эффективности и пригодности в качестве сорбентов.

Мольное отношение катионов в слоистых двойных гидроксидах оказывает критическое влияние на основность сорбентов. Зависимость числа основных и кислотных центров на поверхности Mg-Al-гидроксида в карбонатной форме от степени изоморфного замещения в

бруситоподобном слое показана в табл. 2, при исследовании основности и кислотности сорбентов с различным соотношением катионов была установлена экстремальная зависимость от состава. Для приведенных сорбентов основные центры лежат в области $7,2 < \text{H}_0 < 12,2$.

Рентгенографические данные межплоскостного расстояния для исходных СДГ (табл. 3).

Таблица 2 – Кислотно-основные свойства СДГ различного состава

Mg/(Mg+Al), моль/моль	Кислотность, мэкв/г	Основность, мэкв/г
0,52	0,41	0,73
0,72	0,32	0,54
0,81	0,21	0,63
0,86	0,06	0,85

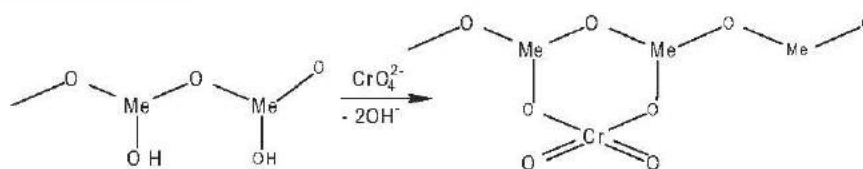
Таблица 3 – Рентгенографические данные межплоскостного расстояния для исходных СДГ

Mg/(Mg+Al), моль/моль	d, Å	c, Å
0,52	3,038	22,62
0,72	3,036	22,67
0,80	3,045	22,81
0,86	3,058	23,40

Исследования сорбции катионов CrO_4^{2-}

Ионы шестивалентного хрома CrO_4^{2-} и $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ являются загрязняющими веществами. Они встречаются в промышленных сточных и шахтных водах и могут быть извлечены методом ионного обмена с использованием СДГ и в дальнейшем безопасно захоронены.

Авторами изучена кинетика ионного обмена сорбции анионов CrO_4^{2-} на СДГ с различным содержанием MgO . Реакции анионного обмена для хромат-ионов на слоистых двойных гидроксидах протекают по схеме



Исследовалась адсорбционная способность полученных сорбентов в реакции хромат-ионов CrO_4^{2-} с СДГ различного состава, а также кинетические параметры ионного обмена; содержание поглощенных хромат-ионов в водной фазе после сорбции определялось спектрофотометрически с помощью дифенилкарбазида в кислой среде. Результаты экспериментов показаны на рис. 2.

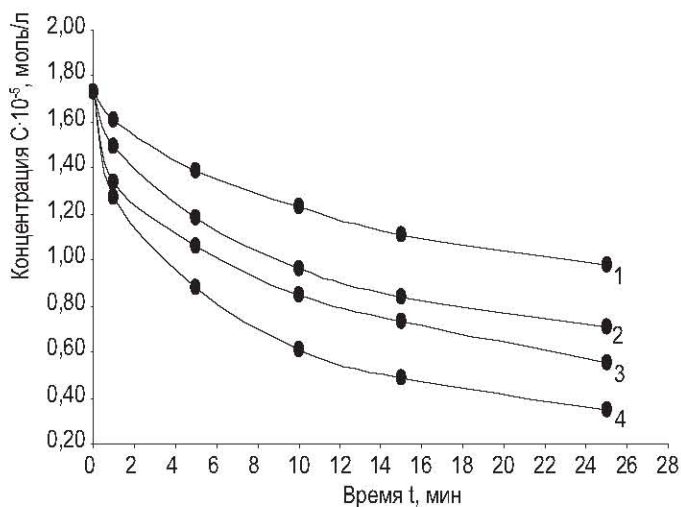


Рисунок 2 – Изменение концентрации хромат-ионов во времени при различной массе сорбента:
 1 – 0,05 г; 2 – 0,10 г; 3 – 0,15 г; 4 – 0,20 г;
 (Mg/(Mg+Al) = 0,72 моль/моль, t = 20 °C)

Масса сорбента примерно составляла от 0,1 г до 0,4 г на 1 л загрязненной воды. Начальная концентрация хромат-ионов – $1,8 \cdot 10^{-5}$ моль/л, конечная – $0,3 \cdot 10^{-5}$ моль/л. Время процесса сорбции – 30 минут. Таким образом, за 30 мин можно удалить более 80 % загрязняющих веществ в виде хромат-ионов.

Установлено, что скорость реакции зависит от массы сорбента. Поскольку процесс сорбции хрома на слоистых двойных гидроксидах является процессом равновесным, то для описания кинетики данного процесса учитывалось протекание прямой и обратной реакций. Кинетическое уравнение может быть описано уравнением первого порядка по концентрации сорбата с учетом того, что эффективная константа представляет собой сумму констант прямой и обратной реакции

$$V = (k_1 + k_{-1}) \cdot C_{\text{сорбата}} \quad (1)$$

Для определения константы скорости интерполировали скорость в начальный момент времени. Зависимость константы скорости адсорбции хрома показала, что скорость реакции прямо пропорциональна концентрации сорбата (ионов хрома в растворе) и массе внесенного сорбента. Для того, чтобы перейти от массы внесенного сорбента к концентрации активных центров, были определены значения обменной динамической емкости для всех исследуемых сорбентов (табл. 4).

Таблица 4 – Значения динамической емкости сорбентов и константы скорости сорбции по анионам хрома

Mg/(Mg+Al), моль/моль	0,52	0,72	0,81	0,86
E, мэкв/л	0,12	0,14	0,08	0,10
k · 1000, л/моль · с	5,0	5,36	1,88	3,0

Для того, чтобы рассчитать концентрацию основных центров, на которых происходит процесс сорбции в объеме раствора, массу сорбента умножают на его обменную емкость и на массу раствора. Это позволяет перейти к уравнению второго порядка

$$V = k \cdot C_{\text{cr}} \cdot C_{\text{а.ц}} \quad (2)$$

Авторами определена константа скорости для процесса сорбции хромат-ионов на СДГ с мольной долей магния 0,72 моль/моль. Кроме того, проведены эксперименты при различных температурах и на основании этих данных определены термодинамические параметры и энергия активации $E_a = 22,45$ кДж/моль.

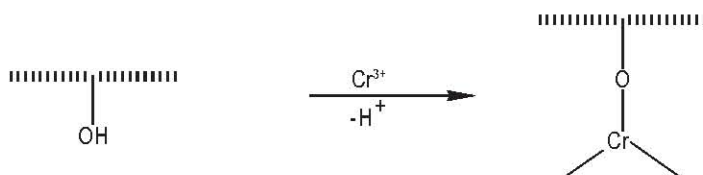
Исследования сорбции катионов Cr³⁺

Поскольку СДГ – неорганические синтетические глины – являются продуктами изоморфного замещения, они обладают набором кислотных и основных центров.

В связи со статистическим распределением изоморфного замещения в них присутствуют как основные, так и кислотные центры. Кислотные центры представляют собой локальные домены, в которых катион металла окружен катионами с более высокой степенью окисления



влять реакции катионного обмена



Основным фактором, определяющим количество кислотных центров и их силу, является степень изоморфного замещения катионов металлов, в данном случае – ионов Al³⁺ на Mg²⁺ в Al(OH)₃. Следовательно, всегда можно рассчитать степень изоморфного замещения, приводящую к максимальному числу кислотных центров на поверхности СДГ.

Были проведены кинетические исследования процессов сорбции катионов хрома (Cr³⁺) от массы сорбента. Полученные данные представлены в виде кривых на рис. 3.

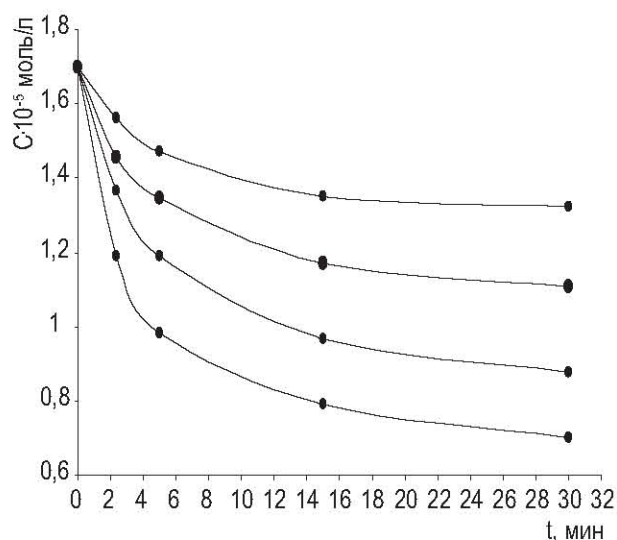


Рисунок 3 – Изменение концентрации катионов Cr^{3+} во времени при различной массе сорбента:
1 – 0,05 г; 2 – 0,1 г; 3 – 0,15 г;
4 – 0,2 г ($\text{Mg}/(\text{Al}+\text{Mg}) = 0,72$ моль/моль, $t = 20$ °C)

Масса сорбента примерно составляла от 0,1 г до 0,4 г на 1 л загрязненной воды. Начальная концентрация хромат-ионов – $1,7 \cdot 10^{-5}$ моль/л, конечная концентрация – $0,65 \cdot 10^{-5}$ моль/л. Время процесса сорбции – 30 минут.

Кинетические исследования, представленные на рис. 3, показали, что скорость реакции прямо пропорциональна концентрации внесенного сорбента и концентрации сорбата. Скорость адсорбции уменьшается во времени – вся закономерность описывается кинетическим уравнением второго порядка

$$V = k \cdot C_{\text{ог}} \cdot C_{\text{а.ц}} \quad (3)$$

Константы скорости определены и приведены в табл. 5.

Таблица 5 – Значения динамической емкости сорбентов и константы скорости сорбции по катионам хрома

Mg/(Mg+Al), моль/моль	0,52	0,72	0,81	0,86
E, мэв/л	0,114	0,099	0,120	0,128
k, л/моль·с	241,23	239,90	260,4	235,29

Значение энергии активации составило $E = 11,5$ кДж/моль.

Исследования сорбции сульфидов S^{2-}

Исследования с сульфидами также проводились на СДГ с различным соотношением катионов и было установлено аналогичное протекание реакции, хотя при исследовании следует учитывать тот факт, что сульфиды при контакте с кислородом воздуха окисляются. Для сульфидов были проведены кинетические исследования

в зависимости от времени протекания реакции, массы сорбента, массы сорбата.

Полученные значения констант скорости и динамической емкости СДГ представлены в табл. 6.

Таблица 6 – Значения динамической емкости сорбентов и константы скорости сорбции по сульфидам

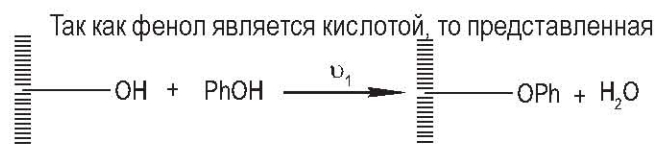
Mg/Mg+Al, моль/моль	0,52	0,72	0,81	0,86
E, мэв/л	19,0	16,3	14,9	12,1
k, л/моль·с	210,53	245,40	200,00	82,64

Значение энергии активации составило $E = 23,28$ кДж/моль

Исследования сорбции фенолов

Одним из широко распространенных органических загрязнителей является фенол.

Реакции анионного обмена для фенола и его производных на СДГ протекают по схеме



реакция анионного обмена протекает практически полностью и необратимо. Поскольку фенол является сильной органической кислотой, процесс ионного обмена протекает очень быстро.

Для определения кинетических параметров процесса были проведены исследования сорбции фенолов СДГ. Исследования проводили в реакторе смешения с периодическим отбором проб, концентрацию фенола определяли спектрометрически. Полученные данные представлены на рис. 4.

Как видно из графика, для поглощенного фенола реакция адсорбции протекает очень быстро и практически полностью заканчивается в течение 20–30 минут. Примерно с 20-й минуты график становится пологим – дальнейшее поглощение фенола практически не происходит, т. е. за 20 минут поглощается количество фенола, соответствующее стехиометрическому соотношению основных центров и фенола в растворе. Однако, если оставить сорбент в растворе на длительное время, количество поглощенного фенола несколько увеличится. Причина этого явления заключается в том, что под действием больших молекул ароматического кольца и молекул фенола происходит увеличение межплоскостного расстояния. Очевидно, что происходит изменение положения ароматических колец с увеличением межплоскостного расстояния. Кроме того, подобные эксперименты

были проведены нами для нафталина и β-нафтола, поскольку исследовалась сорбция данных соединений, которые являются отходами коксохимического производства и также загрязняют окружающую среду.

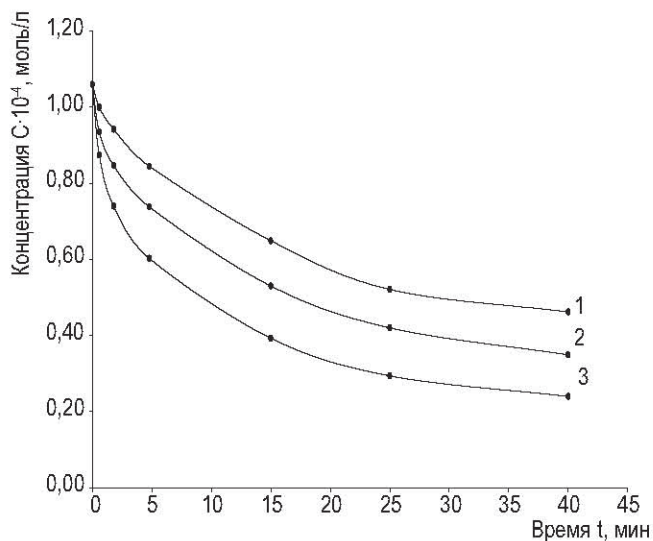


Рисунок 4 – Изменение концентрации фенола во времени при различной массе сорбента:

1 – 0,1 г, 2 – 0,15 г, 3 – 0,2 г; (Mg/(Mg+Al) = 0,72 моль/моль, t = 20 °С)

Масса сорбента примерно составляла от 0,2 г до 0,4 г на 1 л загрязненной воды. Начальная концентрация хромат-ионов составила 1,1 · 10⁻⁵ моль/л, конечная концентрация – 0,15 · 10⁻⁵ моль/л. Время процесса сорбции – 40 минут. Таким образом, за 40 минут можно удалить более 85 % загрязняющих веществ в виде фенолят-ионов.

Методом БЭТ установлено, что происходит увеличение удельной поверхности – в процессе работы слоистые двойные гидроксиды претерпевают изменение внутренней структуры, увеличивается доступность активных центров и общая сорбционная способность (табл. 7).

Таблица 7 – Значение удельной поверхности для образцов слоистых двойных гидроксидов (исходных и с содержанием β-нафтола)

Mg/(Al+Mg), моль/моль	S, м ² /г		
	Исходный	с β-нафтолом	с нафталином
0,52	162,4	155,7	156
0,72	14,4	14,4	14,4
0,81	9,2	12	19,59
0,86	22	28	34,7

Одной из важнейших проблем процессов адсорбции является вопрос о захоронении сорбентов с токсичными веществами.

Органические вещества можно прокалить при высоких температурах, чтобы произошла деструкция органических соединений до соединений безопасных, пригодных к утилизации. При прокаливании слоистых двойных гидроксидов с сорбированными органическими веществами (фенол, нафталин, β-нафтол) происходит полное окисление органики до CO₂ и H₂O.

Что касается неорганических соединений, то после их захоронения возможен процесс протекания обратной анионообменной реакции. Процесс физической сорбции всегда равновесный, т. е. возможно попадание токсичных компонентов в окружающую среду.

Традиционно считается, что прокаливанию соединений, подобных СДГ, приводит к образованию шпинелеобразных структур [11–12], как показано на рис. 5.

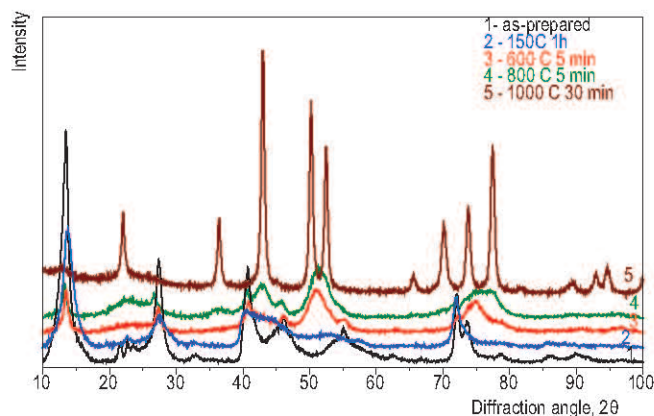


Рисунок 5 – Результаты рентгеноструктурного анализа термически обработанных образцов СДГ

Такой образовавшийся сложный оксид нерастворим в воде и безопасен для захоронения.

Исследованы области образования нерастворимых шпинелеобразных структур: при какой температуре они образуются и какова кинетика их образования.

Дальнейшие исследования показали, что при температуре выше 1000 °С происходит разрушение шпинелей и образование отдельных оксидных фаз, которые могут переходить в окружающую среду, следовательно, при прокаливании сорбентов необходимо соблюдать температурную область, чтобы предотвратить загрязнение окружающей природной среды.

ВЫВОДЫ

1. Установлено, что СДГ могут быть использованы для поглощения как органических, так и неорганических соединений.



2. Определены кинетические и термодинамические зависимости, которые позволяют рассчитать технологические процессы с использованием данных соединений.

3. Показано, что технологические процессы протекают путем равновесного анионного обмена на Бренстедовских и Льюисовских центрах данных анионных глин.

4. Выявлено, что при сорбции анионов громоздкого строения происходит изменение межплоскостного расстояния.

5. Определена область прокаливания гидроксидных соединений с целью получения шпинелеобразных структур для их безопасного захоронения.

6. Показана возможность практического применения изученных сорбентов для селективного и неселективного удаления загрязняющих веществ.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды / под ред. В.В. Гончарука. – К. : Наукова думка, 2005. – 324 с.
2. Кагановский, А.М. Адсорбция органических веществ из воды / А.М. Кагановский, Н.А. Клименко. – М. : Химия, 1990. – 288 с.
3. László, K. Characterization of activated carbons from waste materials by adsorption from aqueous solutions / K. László, A. Bóta, L.G. Nagy // Carbon. – 1997. – Vol. 35, № 5. – P. 593–598.
4. Еремина, А.О. Углеродные адсорбенты из отходов переработки древесины для очистки сточных вод от органических примесей / А.О. Еремина, В.В. Головина, М.Ю. Угай, А.В. Рудковский // Материалы II Всероссийской науч. конф. «Новые достижения в химии и химической технологии растительного сырья». – Барнаул : Изд-во Алтайского университета, 2005. – Кн. 2. – С. 694–699.
5. Kozykina, M. Study of carbon fibre sorbents by the method of dynamic sorption / M. Kozykina, V. Varshavskii, E. Monastyrskaya, S. Gavryashina // Springer New York. – 1996. – V. 27. – P. 419–422.
6. Капустин, А.Е. Неорганические аниониты / А.Е. Капустин // Успехи химии. – 1991. – Т. 60, № 12. – С. 2685–2717.
7. Капустин, А.Е. Основной гетерогенный катализ / А.Е. Капустин. – Мариуполь : Рената, 2008. – 308 с.
8. Figueras, F. Base catalysis in the synthesis of fine chemicals / F. Figueras // Topics in Catalysis. – 2004. – V. 29, № 3–4. – P. 189–196.
9. Bolongini, M. Mg/Al mixed oxides prepared by coprecipitation and sol-gel routes: a comparison of their physico-chemical features and performance in *m*-cresol methylation / M. Bolongini, F. Cavani, C. Perego // Microporous and Mesoporous Materials. – 2003. – V. 66. – P. 77–89.
10. Грекова, Н.Н. Проблемы индикаторного титрования основных гетерогенных катализаторов / Н.Н. Грекова, О.В. Лебедева, А.Е. Капустин // Катализ и нефтехимия. – 1996. – № 2. – С. 76–79.
11. Men, Y. Adsorption/desorption studies on nanocrystalline alumina surfaces / Y. Men, N. Gnaser, C. Ziegler // Analytical and Bioanalytical Chemistry. – 2003. – № 375. – P. 912–916.
12. Chizalett, C. Thermodynamic bronsted basicity of clean MgO surface determined by their deportation ability: Role of Mg²⁺–O²⁻ pairs / C. Chizalett, M.L. Bailly, G. Gostentin // Catalysis Today. – 2006. – V. 116, № 2. – P. 196–205.

Поступила в редакцию 15.04.2010

Шаруваті подвійні гідроксиди різного складу було досліджено як сорбенти катіонів та аніонів хрому, сульфідів, фенолів, нафталіну і β-нафтолу. Досліджено кінетику адсорбції та розраховано параметри адсорбції катіонів та аніонів хрому, сульфідів, фенолів. Вивчено зміну структури при поглинанні фенолів та структур нафталінового ряду. Термічними експериментами визначено область безпечного захоронення сорбованих токсичних речовин.

Layered double hydroxides of different compositions were investigated as sorbents of cations and anions of chromium, sulfides, phenols, naphthalene and β-naphthol. The kinetics of adsorption and calculated parameters of adsorption of anions and cations of chromium, sulfides, phenols were investigated.

Variation of structure in the absorption of phenols and compounds of the naphthalene series were studied. Safe disposal of sorbate toxic substances was determined by thermal experiments