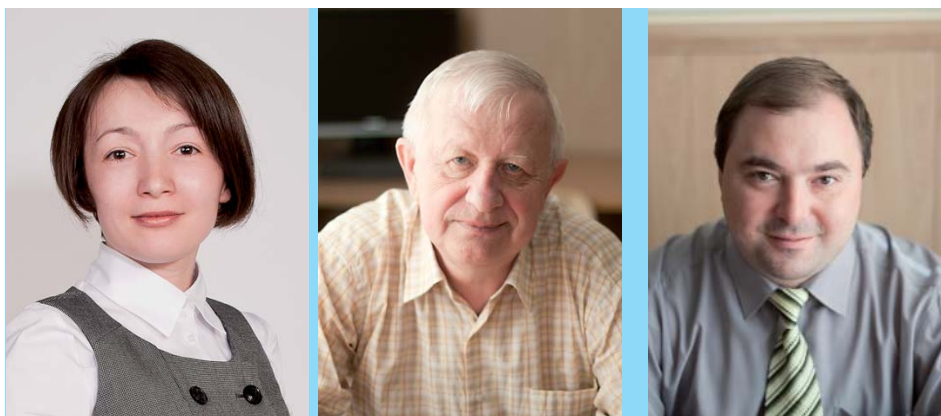


СОРБЦИЯ Cu^{2+} ИЗ ВОДНЫХ СИСТЕМ МОДИФИЦИРОВАННЫМИ АЛЮМОСИЛИКАТАМИ В СТАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

© 2012 г. И.З. Хурамшина, А.Ф. Никифоров, А.С. Кутергин

Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина,
г. Екатеринбург

Ключевые слова: водные системы, природные сорбенты, модификация, извлечение меди, статические условия, изотермы сорбции.



И.З. Хурамшина

А.Ф. Никифоров

А.С. Кутергин

Определены параметры сорбционных процессов очистки водных систем от Cu^{2+} природным алюмосиликатом и его модифицированными формами в статических условиях. Установлена природа взаимодействия сорбата и сорбента. Найдены оптимальные условия концентрирования Cu^{2+} . Показана принципиальная возможность применения модифицированных алюмосиликатов для очистки водных систем.

Соединения тяжелых металлов, являясь токсичными и попадая в водные объекты, представляют реальную опасность для звеньев водной биоты и потребителей водных ресурсов. Например, планктон способен концентрировать медь в 90 000 раз по сравнению с ее фоновым содержанием. Далее по пищевой цепи соединения металлов накапливаются в рыбе и, в конечном итоге, поступают в организм человека [1–2]. Поэтому очень актуально защитить водные объекты от соединений металлов техногенного про-

исхождения. Среди множества технологий для этой цели можно выделить сорбционные, которые, обладая рядом преимуществ, являются наиболее распространенными, эффективными и перспективными для концентрирования и выделения ионов тяжелых металлов из растворов сложного состава [3].

Промышленные сорбенты, используемые в сорбционных технологиях обработки воды, должны обладать высокой сорбционной емкостью, иметь развитую поверхность, высокие кинетические характеристики, легко регенерироваться, быть доступными и дешевыми [4]. Многочисленные исследования подтверждают, что этим требованиям могут удовлетворять природные минеральные сорбенты.

В данном исследовании был использован сорбент, полученный на основе опалкристобаллитовых пород Сухоложского месторождения специалистами компании ЗАО «Алсис». Ниже представлены результаты исследований сорбционной способности как природного алюмосиликата (АС) данного месторождения, так и его модифицированных форм по отношению к ионам Cu^{2+} .

Для изучения процесса сорбции использовали четыре формы сорбента: сорбент АС (природный алюмосиликат); Н-форма АС (АС обработан соляной кислотой); солевая Na-форма АС (АС обработан NaCl); ОН-форма АС (АС обработан гидроксидом натрия). Методика модификации сорбентов, а также их состав, ионообменные и эксплуатационные свойства подробно приведены в работах [5–6].

Перед проведением эксперимента сорбенты были рассеяны на фракции. Для исследований была отобрана фракция размером частиц 2,5–3,5 мм. Эксперименты проводили при температуре 20 ± 2 °С.

Для изучения характера функциональных групп сорбента использовали метод потенциометрического титрования в соответствии с методикой, изложенной в работе [7]. Сущность определения обменной способности ионов данным способом заключается в построении двух кривых титрования раствора соли щелочью и кислотой в отсутствие и при наличии сорбента.

Кривые потенциометрического титрования, представленные на рис. 1, в присутствии сорбента для различных форм АС сдвинуты вправо, в сторону больших количеств щелочи по сравнению с кривой титрования раствора соли без сорбента. Разность абсцисс точек, лежащих на двух кривых при одном значении рН, показывает количество сорбированных Na^+ -ионов (X_m) при данном значении рН.

Величину X_m (мг-экв/г) для каждого значения рН находили, исходя из соотношения

$$X_m = \frac{c \cdot (n_1 - n_2)}{g}, \quad (1)$$

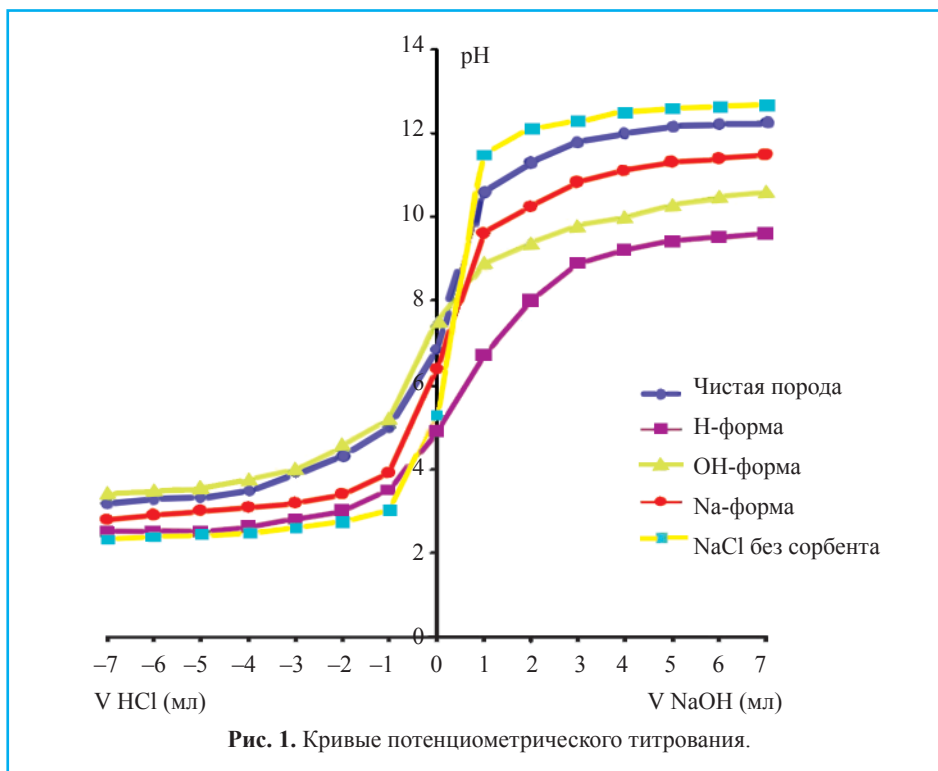


Рис. 1. Кривые потенциметрического титрования.

где n_1 – количество NaOH, израсходованное на титрование раствора соли в присутствии сорбента, мл;

n_0 – количество NaOH, израсходованное на титрование раствора соли без сорбента, мл;

c – концентрация щелочи, мг-экв/л;

g – навеска сорбента, г.

На рис. 2 в координатах X_m – pH представлены зависимости количества сорбированных ионов натрия различными формами АС, построенные на основании рассчитанных значений X_m .

По кислотно-основным свойствам все исследуемые сорбенты можно отнести к ионитам, содержащим слабокислотные группы, диссоциация которых имеет место при высоких значениях pH (эквивалентные точки для данных сорбентов лежат в пределах pH = 8–10,5). В процессе титрования увеличение концентрации OH⁻-ионов приводит к диссоциации все более слабых кислотных групп, последовательно увеличивая величину сорбции Na⁺ данными сорбентами, поэтому в щелочной среде происходит дополнительная активация ионитов за счет увеличения числа реакционно-способных функциональных групп. Максимальное значение сорбции Na⁺-ионов для всех форм АС достигается в пределах pH = 10–11,5.

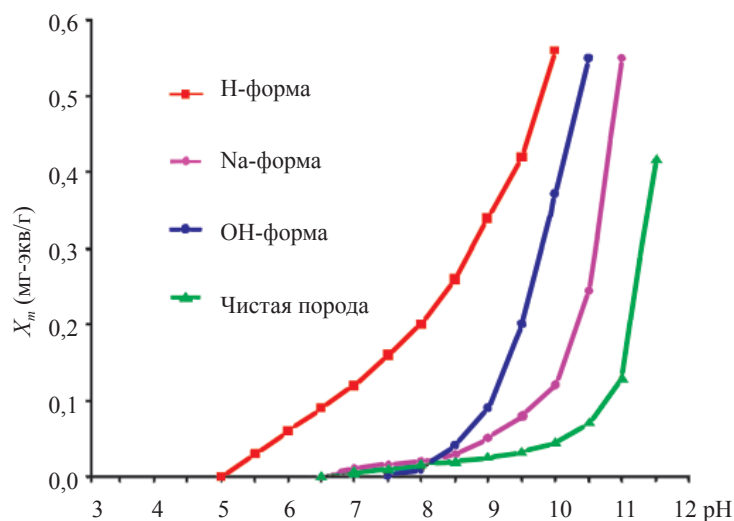


Рис. 2. Зависимость сорбции Na^+ от величины pH раствора различными формами алюмосиликатов.

Исследование влияния кислотности раствора на степень сорбции Cu^{2+} проводили в диапазоне pH от 2 до 11. Навески сорбентов массой 1 г в соответствующей ионной форме вносили в конические колбы, содержащие 100 мл рабочего раствора сернокислой меди с исходной концентрацией иона металла 20 мг/л. Необходимую кислотность водной фазы создавали с помощью ацетатно-аммиачного буфера (pH = 4–9), раствора соляной кислоты (pH = 2–3) и раствора гидроксида калия (pH = 10–11). Сорбенты в контакте с раствором выдерживали в течение суток при периодическом перемешивании. Значения величины pH контролировали с помощью pH-метра «Анион».

Результаты обработки экспериментальных данных, представленные на рис. 3, показывают, что количественное извлечение ионов Cu^{2+} наиболее полно достигается в интервале величин pH = 5–8. При малых значениях pH жидкой фазы (pH = 2–3) низкая степень извлечения может быть связана с протонизацией функциональных групп, находящихся в фазе сорбента, а также конкуренцией H^+ -ионов с двухзарядными ионами тяжелых металлов за места связывания на поверхности пор сорбента [8].

В слабокислых водных растворах медь находится в истинно-растворенном состоянии – форме гидратированных катионов $[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_n]^{z+}$. В интервале значений pH = 6–8 протекает гидролиз ионов меди с образованием гидроксокомплексов переменного состава $[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_{n-x}(\text{OH})_x]^{(z-x)+}$. При понижении концентрации ионов водорода в растворе (pH > 8) происходит осаж-

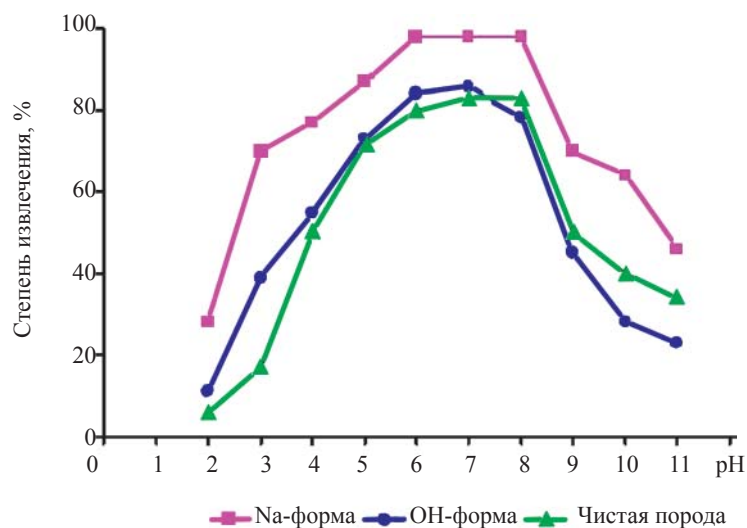


Рис. 3. Зависимость степени сорбции Cu^{2+} от pH раствора различными формами алюмосиликатов.

дение гидроксидов меди, которое наиболее полно протекает при $\text{pH} = 10$ и заканчивается при $\text{pH} = 12$. Гидроксиды меди осаждаются в макропорах сорбента, что препятствует диффузии ионов вглубь зерна, затрудняя процессы ионного обмена, комплексообразования и сорбции [9].

Таким образом, оптимальное извлечение Cu^{2+} из водных растворов данными сорбентами происходит в диапазоне $\text{pH} = 5-8$. Исходя из этого, все дальнейшие исследования проводили в указанной области pH водных систем.

Одним из важных вопросов, разрешение которого необходимо для организации технологии очистки воды, является определение скорости сорбционного извлечения компонентов из растворов. Процесс кинетики сорбционного извлечения меди из раствора ее соли с концентрацией иона металла 20 мг/л исследовали во временном интервале от 10 до 150 мин методом ограниченного объема в статических условиях. На основании опытов с прерыванием контакта фаз, а также данных по влиянию на скорость процесса сорбции интенсивности перемешивания раствора, концентрации извлекаемого компонента, размера частиц сорбента было показано, что сорбция Cu^{2+} различными формами АС протекает в смешанно-диффузионном режиме. Na-форма АС (АС обработан хлоридом натрия) проявляет более высокие кинетические и сорбционные свойства при извлечении Cu^{2+} из водных растворов по сравнению с другими формами АС. Условия экспериментов и результаты по исследованию кинетики сорбции ионов Cu^{2+} из водных растворов подробно представлены в работе [6].

При обработке кинетических данных одной из важнейших задач является определение энергии активации диффузии извлекаемого компонента в твердую фазу, поскольку эта величина связана с механизмом исследуемого процесса.

Для вычисления энергии активации (E_a , Дж/моль) взаимодействия в рассматриваемых сорбционных системах использовали уравнение Аррениуса:

$$\frac{d \ln K}{dT} = \frac{E_a}{RT^2}, \quad (2)$$

где K – константа скорости реакции, с^{-1} ;

T – термодинамическая температура, К;

E_a – энергия активации взаимодействия, Дж/моль;

R – универсальная газовая постоянная (8,341 Дж/моль · К).

В табл. 1 представлены рассчитанные значения энергии активации путем интегрирования уравнения Аррениуса в пределах от T_1 до T_2 , что дает возможность расчета E_a по константам скоростей при двух температурах [10].

$$\ln \frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = \frac{E_a}{R} \cdot \left(\frac{T_2 - T_1}{T_1 T_2} \right). \quad (2a)$$

Скорость сорбции для гетерофазных систем может быть представлена формулой [11]:

$$\frac{dC}{dt} = K(C_t - C_\infty). \quad (3)$$

Или в интегрированном виде:

$$\ln(C_t - C_\infty) = \ln(1 - F) = K_t, \quad (3a)$$

где C_t и C_∞ – концентрации частиц в растворе соответственно в момент времени (t) и после установления сорбционного равновесия, мг/л;

$F = Q_t/Q_\infty$ – безразмерная величина, характеризующая степень достижения сорбционного равновесия, определяемая, как отношение количества сорбируемых частиц за время t (Q_t) и в момент равновесия (Q_∞);

K – константа скорости реакции, с^{-1} .

Таблица 1. Значения энергии активации при сорбции Cu^{2+} из водных растворов различными формами АС, рассчитанные для различного интервала температур

Тип сорбента	Энергия активации (E_a , кДж/моль)		
	293–313 К	313–330 К	293–333 К
Сорбент АС	10,6	9,0	10,0
ОН-форма АС	27,5	23,2	25,7
На-форма АС	30,7	34,3	32,0

Таблица 2. Значения констант скоростей при сорбции Cu^{2+} из водных растворов различными формами АС при различных температурах

Тип сорбента	Константа скорости ($K \cdot 10^4, \text{с}^{-1}$)		
	293 К	313 К	333 К
Сорбент АС	0,6	1,0	1,2
ОН-форма АС	0,8	1,2	1,9
Na-форма АС	1,32	2,9	5,7

Константу скорости процесса сорбции из раствора находили при температурах 293, 313 и 333 К графически как тангенс угла наклона кривой, построенной в координатах $\ln(1 - F) = f(t)$. Полученные значения констант скоростей представлены в табл. 2.

Известно [12], что при сорбционном процессе энергия активации диффузии обычно изменяется от 8,5–12,6 кДж/моль (диффузия в пленке) до 12,6–42,0 кДж/моль (диффузия в зерне). Сопоставление рассчитанных значений энергии активации с ранее полученными экспериментальными данными по изучению кинетики сорбции Cu^{2+} из водных систем подтверждает, что процесс сорбции в рассматриваемых условиях протекает в смешанно-диффузионном режиме. Наибольшее влияние на скорость процесса оказывает диффузия сорбата внутри зерна сорбента.

Чем выше энергия активации, тем в большей степени изменяется скорость сорбции при повышении температуры. При нагревании раствора с сорбентом до 60 °С (333 К) при исходной концентрации металла 20 мг/л сорбционное равновесие достигается в 2–10 раз быстрее, чем в опытах без нагревания. Время достижения сорбционного равновесия составляет: для сорбента АС – 40 мин, ОН-формы АС – 20 мин, Na-формы АС – 7 мин. При этом степень извлечения Cu^{2+} из раствора составляет 78, 92 и 98 %, соответственно. Следует отметить, что сорбционное взаимодействие в системе Cu^{2+} – Na-форма АС протекает более интенсивно, о чем свидетельствуют полученные значения констант скоростей процесса извлечения ионов меди.

Таким образом, результаты экспериментальных данных по изучению влияния температуры на процесс сорбции Cu^{2+} из водных растворов различными формами сорбента АС указывают на ионообменную природу взаимодействия сорбата и сорбента.

Изотермы сорбции Cu^{2+} алюмосиликатами были получены методом переменных концентраций в статических условиях при $T = 293$ К. Сорбент в соответствующей ионной форме помещали в виде отдельных навесок массой 1 г в конические колбы объемом 250 мл с резиновыми плотно пригнанными пробками. В каждую колбу вносили одинаковый объем модельного

раствора 100 мл, содержащего извлекаемый ион меди в концентрациях от 2,5 до 50,0 мг/л. Для всех образцов общая продолжительность контакта сорбента с раствором составляла 24 часа, причем время непрерывного перемешивания на качающейся платформе было принято равным 3 часам (число колебаний платформы задавали 200 об/мин). Исходное и остаточное содержание Cu^{2+} в растворах определяли комплексонометрическим титрованием согласно методике [13].

Количество вещества, сорбированного единицей массы сорбента (C_c) в мг/г, рассчитывали по формуле:

$$C_c = \frac{C_0 - C_p}{g} \cdot V, \quad (4)$$

где C_0 – концентрация элемента в исходном растворе, мг/л;

C_p – равновесная (остаточная) концентрация извлекаемого иона в растворе, мг/л;

V – объем раствора, л;

g – масса сорбента, г.

По полученным данным строили изотермы адсорбции, дающие основные сведения о сорбционных свойствах материала и характере сорбции на нем извлекаемых веществ. На рис. 4 представлены экспериментальные изотермы сорбции Cu^{2+} различными формами АС. Изотермы имеют выпуклый

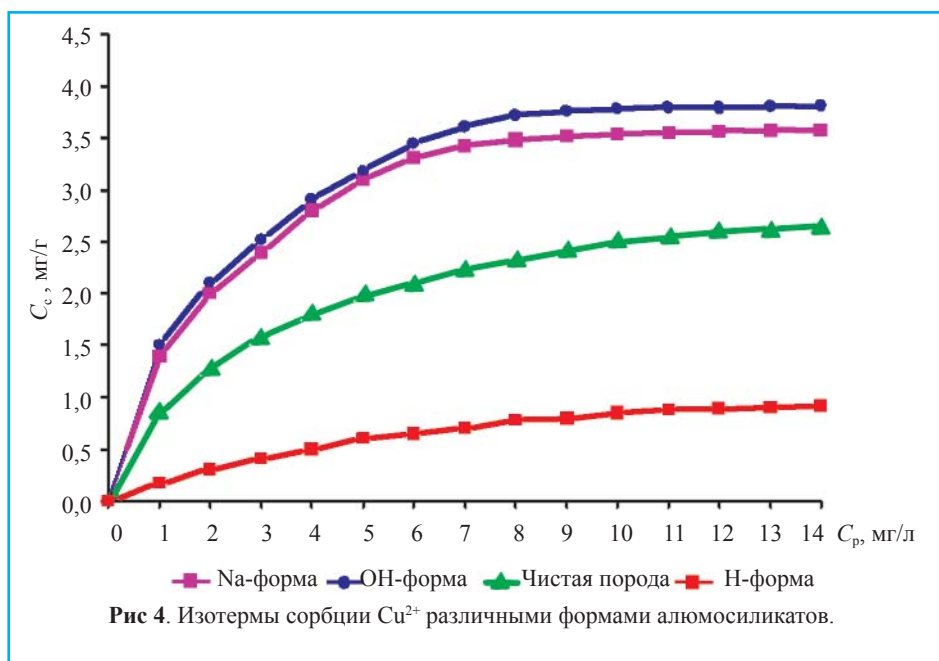


Рис 4. Изотермы сорбции Cu^{2+} различными формами алюмосиликатов.

характер по отношению к оси равновесных концентраций сорбата в растворе, что указывает на высокое сродство меди к алюмосиликатам. Отсутствие перегибов на изотермах сорбции Cu^{2+} АС подтверждает положение о том, что в условиях эксперимента сорбируемое вещество находится в водной фазе в полностью диссоциированном состоянии.

Экспериментальные данные показывают, что щелочная и солевая обработка природного алюмосиликата приводит к увеличению сорбируемости меди. При кислотной обработке сорбента, по-видимому, имеет место блокировка его активных центров, что резко снижает эффект извлечения ионов меди.

Для дальнейшего изучения процесса сорбции Cu^{2+} из водных растворов были отобраны три формы сорбента: сорбент АС; Na-форма АС; ОН-форма АС. Исследования показали, что степень извлечения Cu^{2+} из водного раствора (с исходной концентрацией Cu^{2+} 50 мг/л) составляет: Na-формой АС – 72, ОН-формой АС – 76, сорбентом АС – 56 %. Сорбционная способность указанных ионитов в отношении меди составляет 3,6; 3,8 и 2,8 мг/г, соответственно.

Коэффициент распределения (K_p , мл/г), определяли как отношение концентрации иона металла в сорбенте (C_0 , мг/л) к его концентрации в растворе (C_p , мг/л) по формуле:

$$K_p = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V}{C_p \cdot g}, \quad (5)$$

где V – объем исследуемого раствора, мл;

g – масса навески сорбента, г.

Значения равновесных коэффициентов распределения меди между твердой и жидкой фазами, рассчитанные для достигнутых максимальных значений степени сорбции, равны: для ОН-формы АС – 4900; для Na-формы АС – 4445; сорбент АС – 900 мл/г. Таким образом, ОН-форма и Na-форма АС проявляют наибольшую сорбционную способность по отношению к ионам Cu^{2+} по сравнению с природным образцом.

Для анализа изотерм адсорбции и расчета сорбционных параметров использовали уравнения Ленгмюра, Фрейндлиха и Дубинина–Радушкевича. Уравнение Дубинина–Радушкевича модифицировано для случая адсорбции из водного раствора.

Уравнение Ленгмюра:

$$C_s = A_\infty \frac{KC_p}{1 + KC_p}, \quad (6)$$

где C_c – количество сорбированных ионов Cu^{2+} , мг/г;

C_p – равновесная концентрация сорбата, мг/л;

A_∞ – предельная сорбируемость Cu^{2+} , мг/г;

K – константа сорбционного равновесия, характеризующая интенсивность сорбции, л/мг.

Уравнение Фрейндлиха:

$$C_c = \beta \cdot C_p^{1/n}, \quad (7)$$

где C_c – величина сорбции, мг/г;

C_p – равновесная концентрация сорбата, мг/л;

β и n – параметры, описывающие сорбционный процесс.

Уравнение Дубинина–Радускевича:

$$\lg A = \lg A_\infty - \left(2,303 \frac{RT}{E} \right)^2 \cdot \left(\lg \frac{C_s}{C_p} \right)^2, \quad (8)$$

где A – количество сорбируемого вещества, мг/г;

A_∞ – величина предельной сорбции, мг/г;

R – универсальная газовая постоянная, Дж/К·моль;

T – абсолютная температура, К;

E – характеристическая энергия сорбции, Дж/моль;

C_s – исходная концентрация раствора, мг/л;

C_p – равновесная концентрация металла, мг/л;

Экспериментальные данные, представленные в координатах $C_p/C_c - C_p$, $\lg C_c - \lg C_p$, и $\lg A - (\lg C_s/C_p)^2$, удовлетворительно укладываются на прямые линии (рис. 5). В результате графического решения этих трех уравнений были рассчитаны параметры сорбционного взаимодействия (табл. 3).

Анализ приведенных данных позволяет сделать вывод, что предельная сорбируемость (A_∞) по отношению к Cu^{2+} для Na-формы и OH-формы АС, рассчитанная по уравнению Ленгмюра, выше, чем у природного сорбента. Параметр K уравнения Ленгмюра является мерой сродства сорбата и сорбента. Чем выше его величина, тем больше избирательность сорбента к извлекаемому компоненту. Из представленных в табл. 3 данных видно, что значения параметра K для солевой и щелочной форм АС близки друг к другу и несколько выше, чем для природного сорбента. По степени сорбционного сродства исследуемые системы с участием модифицированных алюмосиликатов относятся к системам с повышенной избирательностью к ионам Cu^{2+} ($K \geq 1$).

Параметр n в уравнении Фрейндлиха указывает на эффект возможной ассоциации сорбата на поверхности пор сорбента. Его значения для

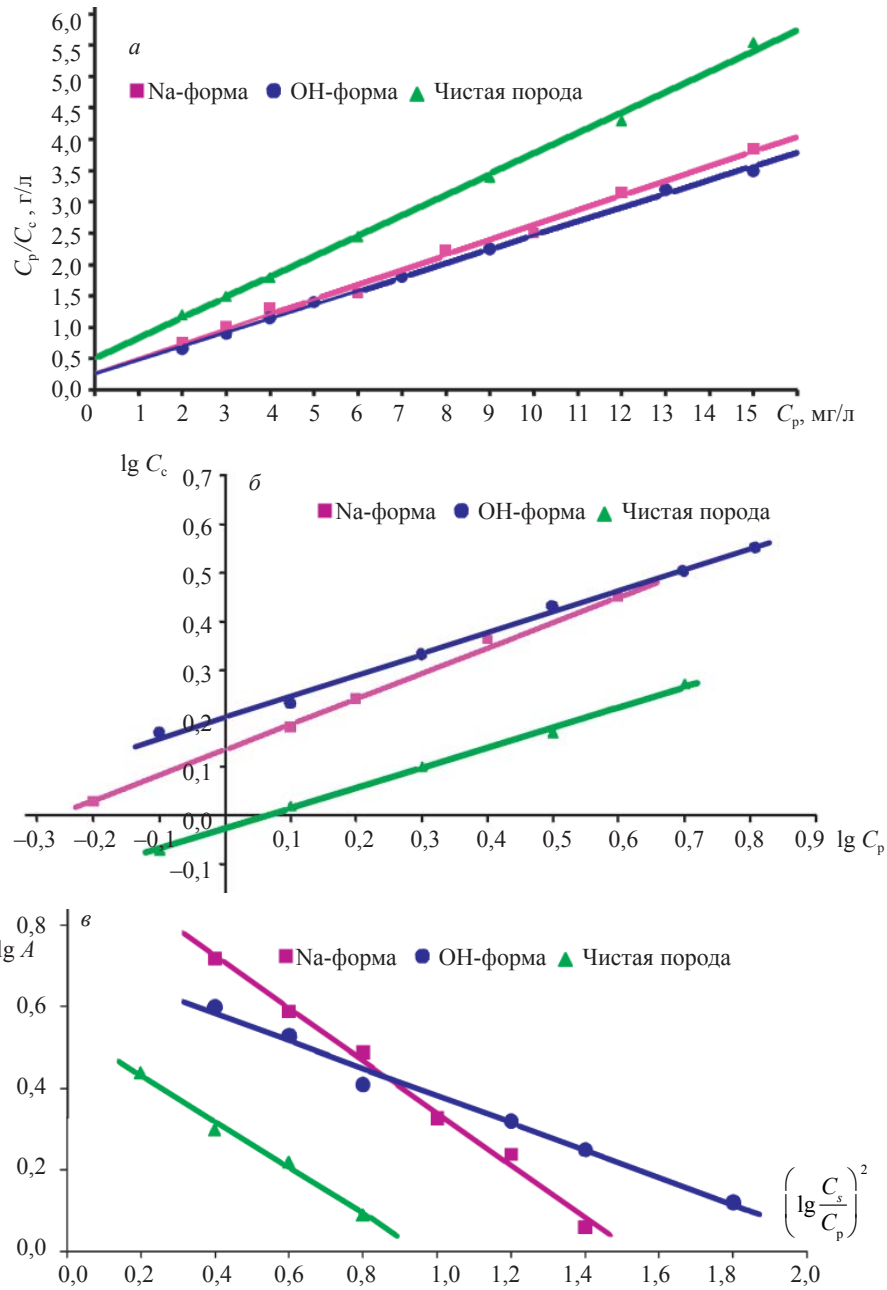


Рис. 5. Изотермы сорбции Cu^{2+} различными формами алюмосиликатов, полученные путем графического решения по уравнению:
a – Ленгмюра, *б* – Фрейндлиха, *в* – Дубинина–Радужкевича.

Таблица 3. Параметры сорбции Cu^{2+} из водных растворов различными формами АС при температуре ($T = 293 \text{ K}$)

Тип сорбента	Тип управления					
	Ленгмюра		Фрейндлиха		Дубинина–Радушкевича	
	A_{∞} , мг/г	K , л/мг	β	$1/n$	A_{∞} , мг/г	E , кДж/моль
Сорбент АС	1,6	0,7	0,9	2,4	3,8	2,1
ОН-форма АС	2,2	1,1	1,6	2,4	5,5	2,9
Na-форма АС	2,1	1,0	1,4	2,0	8,3	2,2

всех исследуемых сорбентов больше единицы, что свидетельствует об отсутствии процессов ассоциации ионов меди на поверхности пор алюмосиликатов.

Параметр β уравнения Фрейндлиха указывает на эффективность сорбции извлекаемого компонента из водных систем. Чем выше значения данного параметра, тем более эффективно извлекается сорбат. Установлено (см. табл. 3), что модифицированные алюмосиликаты почти в два раза эффективнее, чем природный сорбент.

Характеристическая энергия сорбции E в уравнении Дубинина–Радушкевича, зависит от процесса заполнения сорбатом микропор сорбента. В качестве критерия, позволяющего количественно оценить степень заполнения микропор, является параметр $B = (2,303R/E)^2$. Из приведенной зависимости следует, что чем меньше величина B , тем большее значение имеет характеристическая энергия сорбции [14–15]. Рассчитанные значения характеристической энергии для всех исследуемых сорбентов находятся в пределах 2,1–2,9 кДж/моль. Низкие значения E свидетельствуют об отсутствии объемного заполнения микропор сорбента. Вероятнее всего сорбция происходит на поверхности мезо- и макропор сорбента.

Различия в величинах предельной сорбции A_{∞} , полученные по уравнениям Ленгмюра и Дубинина–Радушкевича, на наш взгляд, обусловлены тем что, имеются принципиальные отличия сорбционных явлений, протекающих в объеме микропор и на поверхности мезо- и макропор сорбента, которые требуют различных подходов для их описания.

Полученные по уравнению Ленгмюра величины A_{∞} характеризуют процессы, протекающие на поверхности мезо- и макропор сорбента. В случае расчета A_{∞} по уравнению Дубинина–Радушкевича получаются высокие значения предельной сорбируемости, которые имели бы место в случае объемного заполнения микропор сорбента. Поскольку было показано, что в рассматриваемых условиях, характеристическая энергия имеет низкие значения, то объемного заполнения микропор сорбента не происходит. Следовательно, уравнение Дубинина–Радушкевича не может количественно характеризовать полученные значения предельной сорбции A_{∞} . Таким обра-

зом, для практических расчетов сорбционных установок по обработке воды (при $T = 293$ К), следует использовать значения A_{∞} , полученные по уравнению Ленгмюра.

Выводы

В результате проведенных исследований по сорбции ионов Cu^{2+} из водных растворов в статических условиях установлены основные закономерности извлечения Cu^{2+} различными формами АС. Методом потенциометрического титрования обнаружено, что в состав сорбентов входят фиксированные функциональные группы слабокислотного характера. Определен оптимальный диапазон кислотности водной фазы (рН), при котором происходит наиболее полное извлечение Cu^{2+} из водных растворов данными сорбентами.

Получены значения констант скоростей сорбционного взаимодействия при различных температурах. Рассчитаны величины энергии активации. Показано, что процесс сорбции в рассматриваемых условиях протекает в смешаннодиффузионном режиме. Наибольшее влияние на скорость процесса оказывает диффузия сорбата внутри зерна сорбента. Доказана ионообменная природа взаимодействия сорбата и сорбента.

Определены параметры сорбционного взаимодействия в системе Cu^{2+} –АС по уравнениям Ленгмюра, Фрейндлиха и Дубинина–Радушкевича. Показано, что в рассматриваемых условиях не происходит объемного заполнения микропор сорбента. Сделано предположение о протекании процесса сорбции Cu^{2+} на поверхности мезо- и макропор сорбента.

Выявлено, что химическая модификация природного материала является эффективным способом повышения сорбционной способности алюмосиликатов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Соколова Э.М., Панарин В.М., Рылеева Е.М. Антропогенное загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами // Экология и промышленность России. 2008. № 11. С. 4–6.
2. Марков Ю.Г. Социальная экология. Взаимодействие общества и природы: уч. пос. Новосибирск: Сиб. университет. изд-во, 2004. 544 с.
3. Золотов Ю.А., Кузьмин Н.П. Концентрирование микроэлементов. М.: Химия, 1982. 284 с.
4. Смирнов А.Д. Сорбционная очистка воды. Л.: Химия, 1982. 292 с.
5. Никифоров А.Ф., Баранова О.С., Зеленкова Ю.В. Состав и эксплуатационные свойства сорбентов на основе кремнистых пород // IX Международный симпозиум «Чистая вода России-2007»: сб. материалов. Екатеринбург: ФГУП РосНИИВХ, 2007. С. 310–312.
6. Хураמיшина И.З., Никифоров А.Ф., Кутергин А.С., Попов А.Н., Рыбаков Ю.С. Кинетика сорбции меди (Cu^{2+}) из водных систем модифицированными алюмосиликатами // Водное хозяйство России. 2012. № 3. С. 99–110.

7. Григоров О.Н., Карпова И.Ф. и др. Руководство к практическим работам по коллоидной химии. М.: Химия, Ленинградское отделение, 1964. 332 с.
8. Альберт А., Сержент Е. Константы ионизации кислот и оснований. М.: Химия, 1964. 179 с.
9. Турова Н.Я. Справочные таблицы по неорганической химии. Л.: Химия, 1977. 116 с.
10. Каретников Г.С., Козырева Н.А., Кудряшов И.В., Старостенко Е.П., Хачатурян О.Б. Практикум по физической химии: уч. пос. для студ. хим-техн. спец. вузов М.: Высшая школа, 1986. 495 с.
11. Никифоров А.Ф., Василенко Л.В., Лобухина Т.В. Межфазные переходы в адсорбционных процессах: уч. пос. Екатеринбург: УГТУ-УПИ; УГЛТУ, 2010. 186 с.
12. Калинина М.Д., Николаев Н.И. Зависимость диффузии противоионов в ионитах от температуры // Журн. физич. химии. 1971. Т. ХІУ, № 9. С. 2284–2287.
13. Основы аналитической химии. Практическое руководство: уч. пос. для вузов. М.: Высшая школа, 2001. 463 с.
14. Кельцев Н.В. Основы адсорбционной техники. М.: Химия, 1984. 592 с.
15. Адамова Л.В., Сафронов А.П. Сорбционный метод исследования пористой структуры наноматериалов и удельной поверхности наноразмерных систем: уч. пос. Екатеринбург: УрГУ им. А.М. Горького, 2008. 62 с.

Сведения об авторах:

Хурамшина Ирина Зинуровна, аспирант, кафедра «Водного хозяйства и технологии воды», Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н. Ельцина, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира, 17; e-mail: surpum.irina@mail.ru

Никифоров Александр Федорович, д. х. н., профессор, кафедра «Водного хозяйства и технологии воды», Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н. Ельцина, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира, 17

Кутергин Александр Сергеевич, к. т. н., доцент, кафедра «Радиохимии», Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира, 17