

УДК 574.63:544.723[546.562+546.732+546.742]

Г.Н.Пшинко, Л.Н.Пузырная, Б.П.Яцик, А.А.Косоруков, В.Я.Демченко

ИЗВЛЕЧЕНИЕ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ Zn/Al-СЛОИСТЫМ ДВОЙНЫМ ГИДРОКСИДОМ, ИНТЕРКАЛИРОВАННЫМ $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -ИОНАМИ

Исследована эффективность сорбционного извлечения Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) и Mn(II) из индивидуальных и многокомпонентных водных растворов цинк-алюминиевым слоистым двойным гидроксидом, интеркалированным $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -ионами. На основании полученных результатов и данных литературы сделан вывод, что сорбция ионов тяжелых металлов (II) из водных растворов на указанном сорбенте обусловлена несколькими механизмами сорбции: комплексообразованием, ионным обменом и осаждением гидроксидов металлов. Установлено, что цинк-алюминиевый слоистый двойной гидроксид, интеркалированный $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -ионами, является наиболее эффективным и селективным для извлечения Cu(II) из водных растворов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, сорбция, комплексообразование, ионный обмен, очистка воды, слоистые двойные гидроксиды, гексацианоферрат(II)-ион.

ВВЕДЕНИЕ. Загрязнение водных ресурсов планеты ионами тяжелых металлов (ТМ), обладающих токсичностью по отношению к живым организмам, является следствием технологических и промышленных достижений современного общества. Указанные загрязняющие компоненты из-за их значительной растворимости в водной среде обладают способностью к высокой степени биоаккумуляции и биомагнификации [1]. Поэтому важной задачей экологической безопасности является извлечение этих неорганических токсикантов для предотвращения загрязнения ими поверхностных и подземных вод и снижения негативного влияния на функционирование водных экосистем. Для удаления ионов ТМ из водных сред традиционно используют химическое осаждение (перевод в гидроксиды, сульфиды, карбонаты и фосфаты), ионный обмен, сорбцию на природных и синтетических материалах, а также мембранные и электрохимические методы [2–8].

Сорбционный метод является распространенным и достаточно эффективным, в особенности на стадии доочистки. Среди востребованных сорбционных материалов для очистки водных сред от ионов ТМ ведущее место, благодаря большому разнообразию, возможности целенаправленного изменения свойств, а также невысо-

кой стоимости занимают неорганические слоистые двойные гидроксиды (СДГ) или гидроталькитоподобные материалы. Указанные сорбенты относятся к двумерным супрамолекулярным системам [9] и представляют собой соединения следующего состава: $[(\text{Me}^{\text{II}})_x(\text{Me}^{\text{III}})_x(\text{OH})_2]^{x+} \cdot [(\text{A}^{n-})_{x/n} \cdot m\text{H}_2\text{O}]$, где Me^{II} и Me^{III} — катионы в степенях окисления 2+ и 3+ соответственно; A^{n-} — анион (органический или неорганический); n — валентность аниона; x — стехиометрический коэффициент, обозначающий мольное соотношение $[\text{Me}^{\text{II}}]/[\text{Me}^{\text{III}}]$ [10–12]. Лабильность анионов в межслоевом пространстве без разрушения структуры и гомогенное распределение катионов в бруситоподобных слоях материала является преимуществом СДГ по сравнению с другими слоистыми сорбентами.

Авторами [13] исследована сорбционная способность синтетических магний-алюминиевых СДГ, интеркалированных цитрат-, малат- и тартрат-анионами, по отношению к Cu(II) и Cd(II). В работах [14–16] показано, что СДГ, содержащие в межслоевом пространстве анионы гуминовых кислот и лигнин сульфонат, являются весьма перспективными для удаления токсичных соединений Cu(II), Pb(II) и Cd(II).

Ранее нами [17, 18] были предложены сорбенты на основе цинк-алюминиевых СДГ, интер-

калорированных анионами комплексонов (этилендиаминтетрауксусной и диэтилентриаминпентауксусной кислот) для извлечения Cu(II), Ni(II), Co(II) и Pb(II) из водных растворов.

Известно [19–21], что ионы ТМ, в частности, Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) и Mn(II), проявляют высокую реакционную способность к гексацианоферрат (II)-иону и образуют прочные неорганические комплексные соединения в виде малорастворимых ферроцианидов. Однако недостатком образующихся микрокристаллических осадков является их склонность к пептизации, что усложняет их использование на практике для очистки загрязненных вод [19]. Поэтому создание композиционных сорбционных материалов путем иммобилизации гексацианоферрат (II)-ионов на различных матрицах является более целесообразным.

Имеются данные об интеркалорировании СДГ гексацианоферрат (II)-ионами различными методами [22–26] и применении полученных материалов для извлечения таких радионуклидов, как цезий-137 [25, 26]. Локализация анионов $[\text{Fe}(\text{C}\text{N})_6]^{4-}$ интеркалорированием в межслоевом пространстве СДГ обеспечивает более надежное извлечение ионов ТМ вследствие их прочного связывания внутри структуры материала.

Цель данной работы — исследование сорбционной способности цинк-алюминиевого СДГ, интеркалорированного $[\text{Fe}(\text{C}\text{N})_6]^{4-}$ -ионами, по отношению к Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) и Mn(II) в водных растворах.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ. Исследования проводили с образцами синтетического неорганического сорбента — Zn/Al-СДГ, интеркалорированного анионами $[\text{Fe}(\text{C}\text{N})_6]^{4-}$, состава $\text{Zn}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{12}[\text{Fe}(\text{C}\text{N})_6]_{0.5}\cdot 8\text{H}_2\text{O}$ (Zn/Al-FeCN). Синтез Zn/Al-FeCN осуществляли соосаждением из растворов солей 2 М $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ и 1 М $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ в присутствии $\text{K}_4\text{Fe}(\text{C}\text{N})_6$ при pH 10.2 в инертной атмосфере (N_2) согласно работам [26, 27]. Методика проведения химического анализа полученного сорбционного материала приведена в статье [26].

Фазовый состав исследуемого сорбента определяли с помощью рентгеновского дифрактометра ДРОН-2.0 с фильтрованным кобальтовым излучением.

Для приготовления водных растворов ионов ТМ применяли их соли: $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{CoSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$,

CdSO_4 , $\text{NiSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ и $\text{MnSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ч.д.а. Ионную силу (I) в модельных растворах ТМ создавали добавлением 1 М раствора NaCl.

Сорбционные эксперименты проводили в статических условиях при непрерывном встряхивании образцов на аппарате АБУ-6С в течение 3 ч. Объем водной фазы составлял 50 см^3 , навеска сорбента — 0.100 г, фракция сорбента — ≤ 0.25 мм, исходные концентрации ионов для всех исследуемых ионов ТМ в модельных растворах — 10^{-4} и 10^{-6} М.

После сорбции водную фазу отделяли центрифугированием (5000 об/мин) и определяли в ней концентрации ионов металлов. Для растворов ТМ с исходной концентрацией 10^{-4} М определение проводили атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре С-115-М1 при длинах волн λ , нм: для Cu(II) — 324.7, для Pb(II) — 283.3, для Mn(II) — 280.1, для Co(II) — 240.7, для Ni(II) — 232.0, для Cd(II) — 228.8 и для Zn(II) — 213.9.

Результаты при исходной концентрации ионов ТМ в модельных растворах 10^{-6} М получены методом ICP-MS на спектрометре ICP-QMS Agilent 7500 CE; градуировочные растворы приготовлены из международного стандартного образца (МСО) 2.74473.0100 ICP Multi Element Standard Solution XXI CertiPUR®.

Необходимые значения pH раствора создавали растворами 0.1 М HNO_3 и NaOH. Значения pH исходных растворов (pH_0) и после сорбции ($\text{pH}_{\text{равн}}$) измеряли с помощью иономера И-160 М.

Формы нахождения ионов двухвалентных ТМ в водном растворе рассчитывали на основании констант образования гидроксидов [28].

Сорбционные свойства Zn/Al-FeCN оценивали по величине сорбции (a_s), мкмоль/г; коэффициенту распределения (K_d), $\text{см}^3/\text{г}$ и степени очистки (СО), %, которые рассчитывали следующим образом:

$$a_s = (C_0 - C_p) \cdot V/m,$$

$$K_d = [(C_0 - C_p)/C_p] \cdot V/m,$$

$$\text{СО} = [(C_0 - C_p)/C_0] \cdot 100,$$

где C_0 , C_p — исходная и равновесная концентрации ионов металлов (II) в водном растворе, мкмоль/ дм^3 ; V — объем водной фазы, дм^3 и см^3 (при расчете a_s и K_d соответственно); m — навеска сорбента, г.

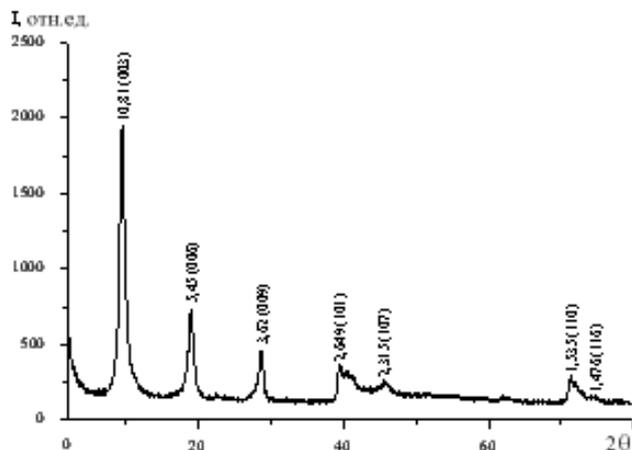


Рис. 1. Порошковая рентгенограмма сорбента Zn/Al–FeCN.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ. Рентгенографические исследования сорбента. На рис. 1 представлена порошковая рентгенограмма полученного синтетического продукта Zn/Al–FeCN, на которой в области углов двойного отражения 2–38 2θ наблюдаются три интенсивных рефлекса, отношение значений межплоскостных расстояний которых (10.81, 5.45, 3.62 Å) образуют близкую к целочисленной серии — 3:2:1. Эти базальные рефлексы характерны для слоистых двойных гидроксидов ромбоэдрической структуры с индексами Миллера 003, 006 и 009 соответственно (в гексагональной установке). При больших углах наблюдается ряд размытых дифракционных пиков, также типичных для гидроталькитоподобных фаз с турбостратической структурой. Из этих дифракционных полос выделяется достаточно интенсивная линия с индексом Миллера 110 и межплоскостным расстоянием 1.535 Å. Параметры гексагональной элементарной ячейки оценены на осно-

вании следующих соотношений: $c = 3(2d_{006} + 3d_{003})/2$ и $a = 2d_{110}$ равны 32.63, 3.072 Å соответственно, и близки к полученным в работе [24] $c = 32.56$ и $a = 3.066$ Å гексацианоферратной формы цинк-алюминиевого слоистого двойного гидроксида с соотношением Zn/Al=2/1. На дифрактограмме отсутствуют дифракционные линии, которые могут быть отнесены к другим кристаллическим соединениям, что указывает на однофазность полученного продукта.

Влияние pH водного раствора на сорбцию ионов тяжелых металлов. Известно, что значение pH водного раствора является одним из наиболее важных параметров, влияющих на процесс сорбции. На рис. 2, 3 приведена зависимость величин сорбции Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) и Mn(II) на образце Zn/Al–FeCN от pH модельной водной среды с ионной силой, равной 0.01. Как видно, сорбция ионов двухвалентных ТМ на указанном сорбенте в разной степени за-

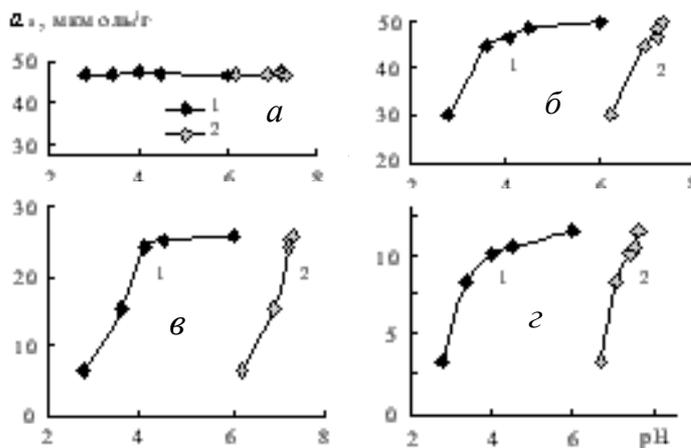


Рис. 2. Влияние pH водного раствора на величины сорбции Cu(II) (а), Cd(II) (б), Pb(II) (в) и Mn(II) (г) на Zn/Al–FeCN: 1 — pH₀, 2 — pH_{равн}. Здесь и на рис. 3 $V = 50 \text{ см}^3$, $m = 0.100 \text{ г}$, $C_0^{\text{Me(II)}} = 10^{-4} \text{ моль/дм}^3$, $I = 0.01$, $t_{\text{сорб}} = 3 \text{ ч}$.

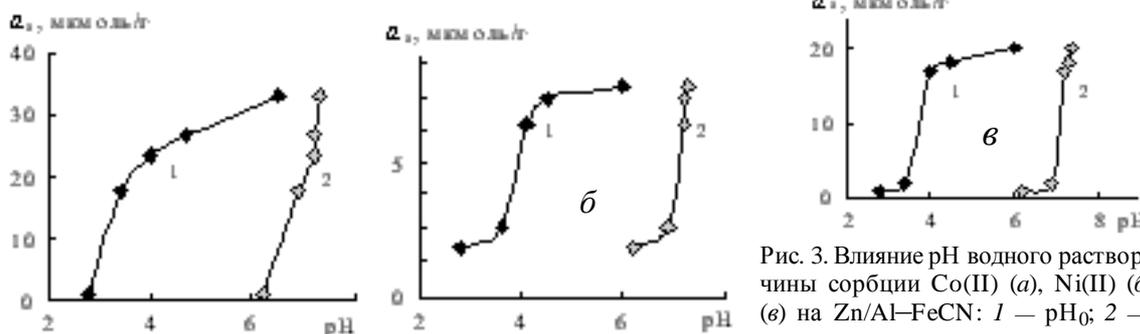


Рис. 3. Влияние pH водного раствора на величины сорбции Co(II) (а), Ni(II) (б) и Zn(II) (в) на Zn/Al–FeCN: 1 — pH₀; 2 — pH_{равн}.

зависит от pH. Практически полное удаление гексацианоферратной формой Zn/Al–СДГ из раствора характерно для Cu(II) уже при $pH_0 > 2.8$ ($pH_{равн} 6.2$) и для Pb(II) при $pH_0 > 3.5$ ($pH_{равн} 6.9$). Максимальные величины сорбции других исследуемых ионов двухвалентных металлов на Zn/Al–FeCN наблюдаются в диапазоне $pH_0 4.0–6.0$ ($pH_{равн} 7.2–7.3$). Следует отметить, что в указанной области pH наблюдается незначительная сорбция Ni(II), Zn(II) и Mn(II) из водных растворов по сравнению с Cu(II), Co(II), Cd(II) и Pb(II).

В кислой и нейтральной областях pH водного раствора исследуемые ионы двухвалентных ТМ, за исключением свинца, преимущественно

находятся в виде катионов и мономерных катионных гидроксиформ [18, 28, 29] (рис. 4, 5). Вероятно, основным механизмом сорбции ионов ТМ на Zn/Al–FeCN является образование их комплексных соединений с гексацианоферрат (II)-ионами в межслоевом пространстве сорбента. Например, для Cu(II) (при его исходной концентрации в растворе 10^{-4} М) это подтверждается окрашиванием твердой фазы сорбента в красно-бурый цвет, характерный для гексацианоферрата меди (II). Кроме того, извлечение исследуемых ионов металлов в указанной области pH происходит, по-видимому, вследствие связывания их с гидроксильными группами на поверх-

ности бруситоподобных слоев, а также возможного изоморфного замещения Me(II) на Zn(II) в структуре Zn/Al–СДГ [15], в особенности для Co(II), Ni(II) и Cu(II), размеры ионных радиусов которых близки к размерам цинка (II) ($r_{Zn(II)} = 83$, $r_{Co(II)} = 82$, $r_{Ni(II)} = 78$, $r_{Cu(II)} = 72$ пм [30]).

Однако для Pb(II) сорбция на указанном сорбенте, очевидно, происходит также за счет осаждения $Pb(OH)_2$ [31] (константа образования осадков $lgK_s = 15.2$ [28, 29]), вызванного смещением $pH_0 2.8$ водного раствора к значению $pH_{равн} 6.2$. Следует отметить, что для Cu(II), Co(II), Ni(II), Cd(II), Zn(II) и Mn(II) при исследованных концентрациях $1 \cdot 10^{-4}$ М начало осаждения нерастворимых гидроксидов происходит при $pH \approx 7.5–8.0$ (для $Cu(OH)_2 - lgK_s = 14.7$, $Co(OH)_2 - lgK_s = 14.8$, $Ni(OH)_2 - lgK_s = 14.5$, $Cd(OH)_2 - lgK_s = 14.61$, $Zn(OH)_2 - lgK_s = 15.0$ и $Mn(OH)_2 - lgK_s = 12.9$ [28]), поэтому полного их гидролиза не наблюдается. Это подтверждается рассчитанными форма-

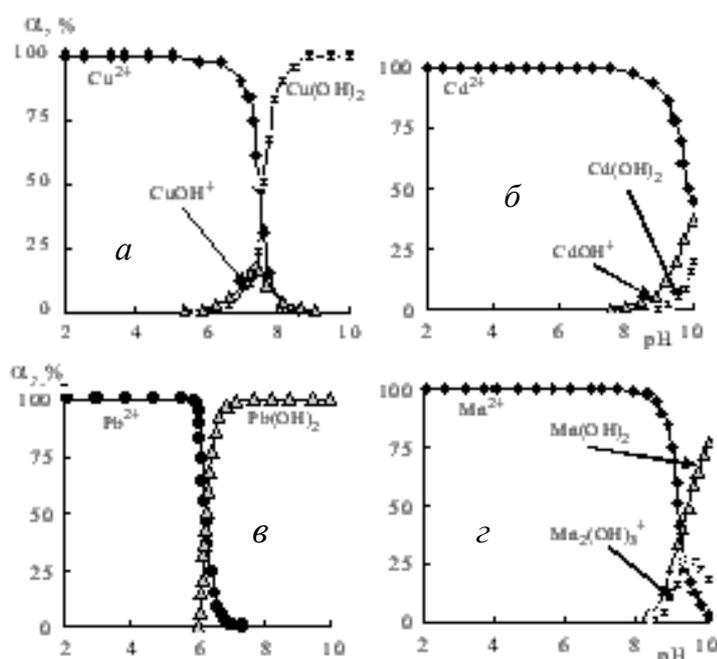


Рис. 4. Формы нахождения Cu(II) (а), Cd(II) (б), Pb(II) (в) и Mn(II) (г) в водных растворах. $C_0^{Me(II)} - 10^{-4}$ моль/дм³.

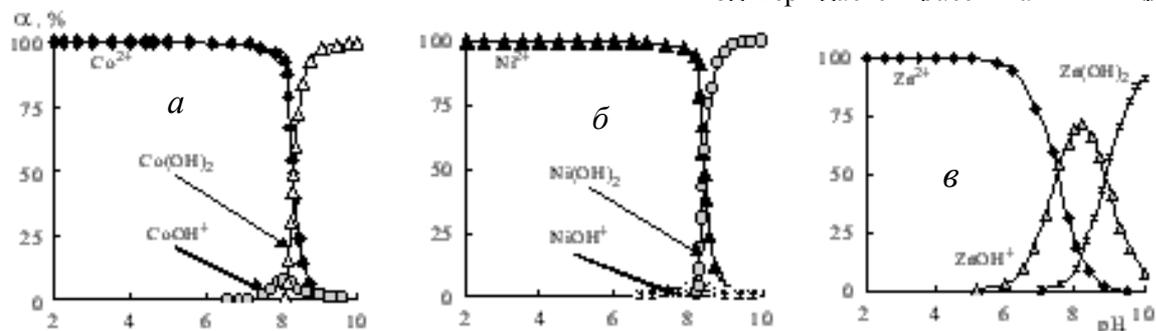


Рис. 5. Формы нахождения Co(II) (а), Ni(II) (б) и Zn(II) (в) в водных растворах. $C_0^{Me(II)} - 10^{-4}$ моль/дм³.

ми нахождения металлов в водных растворах (рис. 4). Гидроксид свинца (II), выпадая в осадок, согласно данным [15, 32], может осаждаться в виде отдельной фазы на поверхности материала СДГ.

Наличие в составе исследуемого сорбента амфотерных элементов Zn(II) и Al(III) придает ему буферные свойства, характерные и для других представителей Zn/Al-СДГ [17, 18], в результате которых наблюдается смещение значений $pH_{равн}$ в слабнокислой и щелочной областях pH.

Влияние продолжительности сорбции на извлечение ионов тяжелых металлов. С целью определения времени, необходимого для установления сорбционного равновесия, изучено влияние продолжительности сорбции ионов тяжелых металлов из водного раствора на Zn/Al-FeCN в течение 6 ч. Как видно из рис. 6, величины сорб-

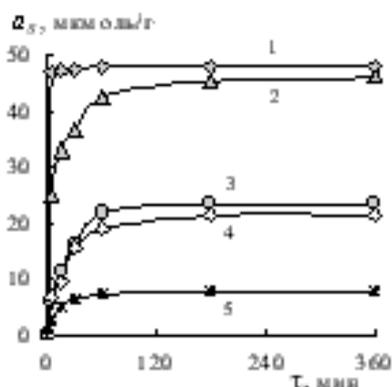


Рис. 6. Влияние продолжительности сорбции на извлечение Cu(II) (1), Pb(II) (2), Cd(II) (3), Co(II) (4), Ni(II) (5) из водных растворов сорбентом Zn/Al-FeCN. Здесь и на рис. 7 pH_0 4.0, $C_0^{Me(II)} = 10^{-4}$ моль/дм³, $V = 50$ см³, $m = 0.100$ г, $I = 0.1$.

ции резко возрастают для Cu(II) уже через 5 мин и достигают максимальных значений, что свидетельствует о высокой селективности этого сорбента по отношению к исследуемому иону металла. Величины сорбции других исследуемых ионов двухвалентных ТМ увеличиваются в первые 15 мин, далее постепенно повышаются и в течение 3 ч достигается сорбционное равновесие.

Влияние ионной силы водного раствора и дозы сорбента на извлечение ионов тяжелых металлов (II). На примере Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II) и Pb(II) изучена зависимость коэффициентов распределения ионов металлов на Zn/Al-FeCN от ионной силы водного раствора при pH_0 4.0

Т а б л и ц а 1

Влияние ионной силы водного раствора на коэффициенты распределения ионов тяжелых металлов (II) на Zn/Al-FeCN (pH_0 4.0, $C_0^{Me(II)} = 10^{-4}$ моль/дм³, $V = 50$ см³, $m = 0.100$ г)

Ион металла	I	K_d , см ³ /г	Ион металла	I	K_d , см ³ /г
Cu(II)	0	13140	Co(II)	0.1	200
	0.01	13140		0.01	440
	0.1	7400		0.1	420
Pb(II)	0	9500	Ni(II)	0	320
	0.01	9200		0	75
	0.1	2215		0.01	70
Cd(II)	0	470		0.1	30
	0.01	460			

(табл. 1). Как видно, значение $I = 0.01$ практически не влияет на эффективность сорбции Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II) и Pb(II), что свидетельствует об их связывании за счет комплексообразования с гексацианоферрат-ионами (II), а для Pb(II) извлечение происходит также за счет осаждения, что обусловлено сильным смещением $pH_{равн}$ раствора после внесения в него сорбента, как уже отмечалось выше. Только при увеличении ионной силы до 0.1 коэффициенты распределения исследуемых ионов металлов уменьшаются. Это свидетельствует о том, что в данном случае преобладающим механизмом сорбции исследуемых металлов является ионный обмен на поверхности бруситоподобных слоев указанного сорбента [31].

Для оценки эффективности извлечения Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) и Mn(II) из многокомпонентных водных растворов гексацианоферратной формой СДГ нами исследована сорбция указанных ионов ТМ при дозе сорбента 2–14 г/дм³ (рис. 7). Как видно, при введении Zn/Al-FeCN в количестве 2 г/дм³ степень очистки воды от ионов меди (II) составляет 99.7%. Повышение дозы сорбента до 6–14 г/дм³ приводит практически к полному извлечению Pb(II), что обусловлено осаждением свинца в виде гидроксида ($pH_{равн}$ 7.4–7.6), наблюдается также существенное повышение степени очистки для Cd(II) — 78–93% и Co(II) — 53–79%. При максимальном количестве Zn/Al-FeCN удаляется до 62% Ni(II) и 52% Zn(II), а также 46% Mn(II).

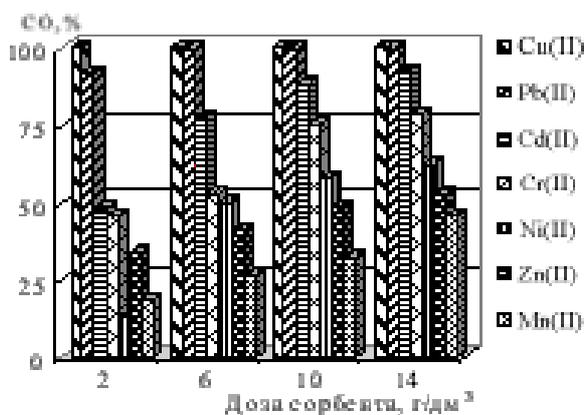


Рис. 7. Влияние дозы сорбента Zn/Al-FeCN на степень очистки (CO) многокомпонентных водных растворов от ионов тяжелых металлов (II).

Влияние pH многокомпонентного водного раствора на извлечение ионов тяжелых металлов (II). В табл. 2 представлены результаты сравнительного исследования сорбционной эффективности Zn/Al-FeCN при pH₀ 4.0 и 6.5 многокомпонентного водного раствора и исходной концентрации ионов тяжелых металлов (II) 10⁻⁶ моль/дм³.

Т а б л и ц а 2

Влияние pH многокомпонентного водного раствора на степень очистки от ионов тяжелых металлов (II) сорбентом Zn/Al-FeCN ($V=50 \text{ см}^3$, $m=0.100 \text{ г}$, $C_0^{\text{Me(II)}}=10^{-6} \text{ моль/дм}^3$, $I=0.01$, $t_{\text{сорб}}=3 \text{ ч}$)

Ион металла (II)	pH ₀	pH _{равн}	CO, %	C _p , мкг/дм ³	ПДК		
					[33]*, мкг/дм ³	[34] [35]	
						мг/дм ³	
Cu(II)	4.0	6.9	99.7	0.2	<1	1	≤1
	6.5	7.4	99.7	0.2			
Zn(II)	4.0	6.9	39.3	39.7	<10	1	<1
	6.5	7.4	47.6	34.3			
Co(II)	4.0	6.9	46.0	31.8	<10	0.1	≤0.1
	6.5	7.4	63.0	21.8			
Mn(II)	4.0	6.9	18.3	44.9	<10	0.05	≤0.05
	6.5	7.4	20.5	43.6			
Ni(II)	4.0	6.9	12.9	51.1	<20	0.02	≤0.02
	6.5	7.4	35.5	37.7			
Pb(II)	4.0	6.9	91.8	17.0	<5	0.01	≤0.01
Cd(II)	4.0	6.9	48.4	58.0	<0.1	0.001	≤0.001
	6.5	7.4	56.6	49.0			

* Нормативные показатели приведены для I класса качества вод.

Как видно, для гексацианоферратной формы СДГ характерна высокая степень извлечения Cu(II), позволяющая достигать значений, соответствующих нормативным показателям для I класса качества поверхностных вод источников централизованного питьевого водоснабжения [33]. Применение Zn/Al-FeCN для удаления Co(II) и Zn(II) также предоставляет возможность достигать при очистке нормативных показателей [34, 35] при указанных значениях pH. При повышении pH₀ с 4.0 (pH_{равн} 6.9) до 6.5 (pH_{равн} 7.4) наблюдается незначительное увеличение степени очистки, обусловленное, вероятно, началом осаждения гидроксидов двухвалентных ионов металлов.

ВЫВОДЫ. Таким образом, в результате проведенных исследований установлено, что цинк-алюминиевый слоистый двойной гидроксид, интеркалированный [Fe(CN)₆]⁴⁻-ионами, является эффективным сорбентом для извлечения соединений ионов тяжелых металлов (II) из водных растворов в слабокислой и нейтральной областях pH. Установлено, что удаление Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) и Mn(II) из водных растворов на указанном сорбенте происходит за счет комплексообразования с [Fe(CN)₆]⁴⁻-ионами, ионного обмена и осаждения гидроксидов металлов. Показано, что при дозе сорбента 14 г/дм³ извлекается 99.7 % Cu(II), 99.5 Pb(II), 93 Cd(II), 79 Co(II), 62 Ni(II) и 52 % Zn(II), а также 46 % Mn(II) из многокомпонентного водного раствора. Особенно перспективным является применение указанного сорбента с целью селективного извлечения Cu(II) при его исходной концентрации в воде более 300 мкг/дм³, позволяющее достигать значений, соответствующих нормативным показателям для питьевой воды.

РЕЗЮМЕ. Проведено дослідження ефективності сорбційного вилучення Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) та Mn(II) з індивідуальних і з багатокомпонентних водних розчинів цинк-алюмінієвим шаруватим подвійним гідроксидом, інтеркальованим [Fe(CN)₆]⁴⁻-іонами. На основі експериментальних результатів та даних літератури зроблено висновок, що сорбція іонів важких металів (II) з водних розчинів на зазначеному сорбенті обумовлена декількома механізмами сорбції — комплексоутворенням, іонним обміном та осадженням гідроксидів мета-

лів. Встановлено, що цинк-алюмінієвий шаруватий подвійний гідроксид, інтеркальований $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -іонами, є найбільш ефективним і селективним для вилучення $\text{Cu}(\text{II})$ з водних розчинів.

Ключові слова: важкі метали, сорбція, очищення води, шаруваті подвійні гідроксиди, гексаціаноферрат(II)-іон.

SUMMARY. The efficiency of sorption removal $\text{Cu}(\text{II})$, $\text{Co}(\text{II})$, $\text{Cd}(\text{II})$, $\text{Ni}(\text{II})$, $\text{Pb}(\text{II})$, $\text{Zn}(\text{II})$ and $\text{Mn}(\text{II})$ of both individual and from multicomponent aqueous solutions zinc-aluminum layered double hydroxides intercalated with $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -ions was studied. Based on these results and the literature concluded that the sorption of ions that the sorption of heavy metal ions (II) from aqueous solutions on mentioned sorbent due to several sorption mechanisms: complexation, ion exchange and precipitation of metal hydroxides. It has been established that zinc-aluminum layered double hydroxide intercalated $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ -ions is more effective and selective removal of $\text{Cu}(\text{II})$ from aqueous solutions.

Keywords: heavy metals, sorption, water purification, layered double hydroxides, hexacyanoferrate (II)-ions.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка их влияния / Пер. с англ. -М.: Мир, 1987.
2. Fu F., Wang Q. // J. Environ. Manag. -2011. -92. -P. 407—418.
3. Hashim M.A., Mukhopadhyay S., Sahu J.N., Sengupta B. // Ibid. -2011. -92. -P. 2355—2388.
4. Clearfield A. // Ind. Eng. Chem. Res. -1995. -34, № 8. -P. 2865—2872.
5. Тарасевич Ю.И. Природные сорбенты в процессах очистки воды. -Киев: Наук. думка, 1981.
6. Тарасевич Ю.И., Климова Г.М. // Теорет. и эксперимент. химия. -1999. -35, № 3. -С. 167—170.
7. Ritchie S.M.C., Bhattacharya D. // J. Hazard. Materials. -2002. -92. -P. 21—32.
8. Li Y., Zeng X., Liu Y. et al. // Sep. Purif. Technol. -2003. -31. -P. 91—95.
9. Muller A., Reuter H., Dilinger S. // Angew. Chem. Int. Ed. Engl. -1995. -34, № 21. -P. 2328—2361.
10. Auerbach S.M., Carrado K.A., Dutta P.K. Handbook of Layered Materials. -New York: Marcel Dekker Inc., 2004.
11. Cavani F., Trifiro F., Vaccari A. // Catal. Today. -1991. -11. -P. 173—301.
12. Miyata S. // Clays Clay Miner. -1980. -28, № 1. -P. 50—56.
13. Kameda T., Takeuchi H., Yoshioka T. // Colloids and Surfaces A. -2010. -355. -P. 172—177.
14. Gonzalez M.A., Pavlovic I., Rojas-Delgado R., Barriga C. // Chem. Eng. J. -2014. -254. -P. 605—611.
15. Gonzalez M.A., Pavlovic I., Barriga C. // Ibid. -2015. -269. -P. 221—228.
16. Huang G., Wang D., Ma S. et al. // J. Colloid Interface Sci. -2015. -445. -P. 294—302.
17. Goncharuk V.V., Puzymaya L.N., Pshinko G.N. et al. // J. Water Chem. and Technol. -2011. -33, № 5. -P. 288—292.
18. Puzymaya L.N., Kosorukov A.A., Pshinko G.N., Demchenko V.Y. // Ibid. -2014. -36, № 2. -P. 62—69.
19. Тананаев И.В., Сейфер Г.Б., Харитонов Ю.Я. и др. Химия ферроцианидов. -М.: Наука, 1971.
20. Harrache Z., Mecherri M.O., Hadioui M. et al. // J. Environ. Eng. Manage. -2009. -19, № 1. -P. 29—38.
21. Pekarek V., Vesely V. // Talanta. -1972. -19, № 11. -P. 1245—1283.
22. Carpani I., Berrettoni M., Ballarin B. et al. // Solid State Ionics. -2004. -168. -P. 167—175.
23. Bocclair J.W., Braterman P.S., Brister B.D. et al. // J. Solid State Chem. -2001. -161. -P. 249—258.
24. Crespo I., Barriga C., Rives V., Ulibarri M.A. // Solid State Ionics. -1997. -101—103, Pt 2. -P. 729—735.
25. Кулюхин С.А., Красавина Е.П., Гредина И.В., Румер И.А. // Радиохимия. -2009. -51, № 6. -С. 536—540.
26. Pshinko G.N., Puzymaya L.N., Kobets S.A. et al. // Radiochemistry. -2015. -57, № 3. -P. 259—265.
27. Beres A., Palinko I., Kiricsi I. et al. // Appl. Catal. A: General. -1999. -182, № 2. -P. 237—247.
28. Инцеди Я. Применение комплексов в аналитической химии. -М.: Мир, 1979.
29. Линник П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. -Л.: Гидрометеоздат, 1986.
30. Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии. -М.: Химия, 1971.
31. Liang X., Zang Y., Xu Y. et al. // Colloids and Surfaces A. -2013. -433. -P. 122—131.
32. Kotarneni S., Kozai N., Roy R. // J. Mater. Chem. -1998. -8. -P. 1329—1331.
33. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. -Київ: Держспоживстандарт України, 2007.
34. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. -Київ: Мінекономрозвитку України, 2014.
35. ДСанПіН 2.2.4-171-2010. // Офіц. вісн. України. -2010. -№ 51. -С. 99.