



Очистка растворов от ионов никеля(II) при использовании в качестве коагулянта сульфата железа(II)

О. Д. Линников¹✉, И. В. Родина¹

¹Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт химии твердого тела Уральского отделения Российской академии наук (ИХТТ УрО РАН), Екатеринбург, Россия, e-mail: linnikov@mail.ru

Поступила в редакцию: 15.02.2021 г.; после доработки: 15.03.2021 г.; принята в печать: 18.03.2021 г.

Аннотация – Представлены результаты по исследованию возможности использования коагулянта сульфата железа(II) для очистки загрязненных растворов не только от нерастворимых грубодисперсных и коллоидных примесей, но также и от присутствующих в них ионов никеля(II). Исследования были проведены при комнатной температуре на модельном растворе сульфата натрия (400 мг/л), имитирующем загрязненные природные и сточные воды. Установлено, что удаление ионов никеля из модельного раствора образующимся в нем осадком гидроксида железа(III) при pH=8 с удовлетворительной точностью описывается изотермой Фрейндлиха и уравнением Ленгмюра для мономолекулярной адсорбции. Найденная величина сорбционной емкости гидроксида железа(III) по отношению к ионам никеля составляет 833,4 мг/г, что значительно превосходит аналогичные сорбционные емкости многих минеральных и угольных сорбентов. Полученные данные позволяют подбирать требуемую концентрацию коагулянта FeSO₄ для достижения заданной глубины очистки загрязненных растворов от ионов никеля.

Ключевые слова: коагулянты, сульфат железа(II), никель, соосаждение, сорбция, уравнение Ленгмюра.

Technologies for elimination of chemical hazards

Purification of solutions from nickel(II) ions when using iron(II) sulfate as a coagulant

Oleg D. Linnikov¹✉ and Irina V. Rodina¹

¹Institute of Solid State Chemistry, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia, e-mail: linnikov@mail.ru

Received: February 15, 2021; Revised: March 15, 2021; Accepted: March 18, 2021

Abstract – The results of studying the possibility of using a coagulant of iron(II) sulfate for cleaning contaminated solutions not only from insoluble coarse and colloidal impurities, but also from the nickel(II) ions present in them are presented. The studies were carried out at room

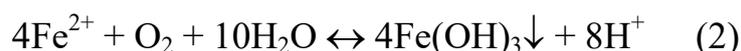
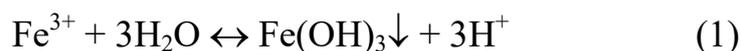
temperature on a model sodium sulfate solution (400 mg/L), simulating polluted natural and waste waters. It was found that the removal of nickel ions from the model solution by the precipitate of iron(III) hydroxide formed in it at pH=8 is described with satisfactory accuracy by the Freundlich isotherm and the Langmuir equation for monomolecular adsorption. The found value of the sorption capacity of iron(III) hydroxide in relation to nickel ions is 833.4 mg/g, which significantly exceeds the similar sorption capacities of many mineral and carbon sorbents. The data obtained make it possible to select the required concentration of the coagulant FeSO₄ to achieve a given depth of purification of contaminated solutions from nickel ions.

Keywords: polymerization, vinyl chloride, ethylene, polyvinyl chloride, copolymers.

ВВЕДЕНИЕ

Неорганические коагулянты на основе солей железа (FeSO₄, Fe₂(SO₄)₃ и FeCl₃) уже давно применяются для очистки загрязненных вод от различных нерастворимых грубодисперсных и коллоидных примесей [1–3]. Основное их достоинство заключается в том, что они не чувствительны к температуре очищаемой воды и могут использоваться для осветления вод различного солевого состава в широком диапазоне pH [1–3]. Кроме того, в некоторых случаях они по эффективности существенно превосходят коагулянты на основе солей алюминия [4, 5]. Причем сульфат железа(II) по своей коагулирующей способности может быть более эффективным, чем хлорид железа(III) [5]. Так, осветление суспензии диоксида титана с помощью сульфат железа(II) протекает примерно за 1,5 мин, а при использовании хлорида железа(III) на это требуется почти 6,5 мин [5].

Коагулирующее действие солей железа обусловлено протеканием реакции их гидролиза в водном растворе с образованием хлопьевидного осадка гидроксида железа(III)[1-4]:



Как видно, гидролиз солей железа(III) протекает по реакции (1), а солей железа(II) – по уравнению (2). Последняя реакция является обобщенной и на самом деле описывает два последовательных процесса, имеющих место в водном растворе: (1) окисление ионов железа(II) растворенным в воде кислородом воздуха до ионов железа(III) и (2) последующий гидролиз образовавшихся в растворе ионов Fe³⁺ по уравнению (1). Скорость окисления ионов железа(II) может быть ускорена за счет аэрации воздухом очищаемого раствора.

Следует добавить, что при использовании солей железа в качестве коагулянтов часто возникает необходимость дополнительного подщелачивания очищаемого раствора, так как вследствие протекания гидролиза этих солей по реакциям (1) и (2) раствор подкисляется и может произойти сдвиг его pH в кислую область.

Эксперименты показывают, что размер формирующихся при гидролизе солей железа хлопьев осадка $\text{Fe}(\text{OH})_3$ составляет десятки микрон [1, 5]. При этом они представляют собой агрегаты из более мелких аморфных частиц нанометрового размера, химический состав и структура которых не всегда соответствует формуле $\text{Fe}(\text{OH})_3$ [6–9]. Поэтому используемый в литературе термин «гидроксид железа(III)» является очень условным. Вместо него также употребляют другие термины: «гидратированный оксид железа(III)», «ферригидрит» и т.п.

По литературным данным, наряду с удалением из воды коллоидно-дисперсных загрязнений неорганические коагулянты могут очищать растворы и от истинно растворенных веществ, в частности, от анионов и катионов тяжелых металлов [1, 3, 10–13]. Однако опубликованные в литературе результаты по этому вопросу очень противоречивы. Кроме того, сведения о каких-либо количественных характеристиках этого процесса в условиях коагуляционной очистки загрязненных вод от нерастворимых грубодисперсных и коллоидных примесей в литературе отсутствуют. Это затрудняет подбор типа и дозы коагулянта для удаления из растворов нежелательных растворимых примесей. Настоящая работа является попыткой заполнить этот пробел. В ней исследовано влияние такого достаточно широко используемого неорганического коагулянта как железный купорос ($\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$) на очистку загрязненного раствора от ионов никеля при $\text{pH}=8$. Как известно, ионы никеля имеют очень низкие ПДК для питьевой воды (0,1 мг/л) и вод рыбохозяйственного назначения (0,01 мг/л). Поэтому проблема очистки загрязненных растворов от них очень актуальна. Выбор же значения $\text{pH}=8$ для проведения коагуляции обусловлен с одной стороны требованиями нормативных документов для химического состава питьевой воды, а также вод, сбрасываемых в водоемы рыбохозяйственного значения, а с другой – при этом значении pH окисление, гидролиз и последующее формирование осадка гидроксида железа(III) пройдет быстрее и более полно, чем при $\text{pH}=7$.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Исследования были проведены в лабораторных условиях при комнатной температуре ($25 \pm 2^\circ\text{C}$) на модельном растворе, который представлял собой раствор сульфата натрия с концентрацией 400 мг/л. Этот раствор имитировал природные сульфатные шахтные воды и некоторые типы промышленных промывных сточных вод травления. Концентрация ионов никеля(II) в модельном растворе менялась от 3,13 до 10 мг/л. Такой выбор диапазона концентраций ионов никеля был обусловлен необходимостью полного исключения возможного их выпадения в осадок в виде гидроксида при повышении pH модельного раствора до значения 8 [14] в ходе последующих экспериментов по коагуляционной очистке.

Перед проведением основных опытов были выполнены предварительные эксперименты по оценке времени, необходимого для завершения процесса удаления ионов никеля из модельного раствора после введения в него коагулянта FeSO_4 . В этих опытах в модельный раствор с концентрацией ионов

никеля в нем 6,25 мг/л, при непрерывном его перемешивании на магнитной мешалке, вводили раствор FeSO_4 (5 г/л по Fe^{2+}) так, чтобы содержание ионов железа(II) в модельном растворе составило 50 мг/л. Затем туда же добавляли раствор гидроксида натрия (5-10 г/л) для повышения pH до значения 8. После введения щелочи модельный раствор продолжали перемешивать еще в течение 30, 60 и 120 мин. При этом его pH поддерживали на постоянном значении равном 8 растворами NaOH и H_2SO_4 . Затем перемешивание прекращали и образовавшийся осадок гидроксида железа(III) отделяли от раствора фильтрованием через бумажный фильтр. В фильтрате определяли остаточную концентрацию ионов никеля(II), а также общее содержание железа. Часть экспериментов была выполнена при аэрации модельного раствора воздухом. Для аэрации использовался воздушный насос/компрессор для аквариумов. Скорость подачи воздуха составляла 60 л/ч.

При исследовании удаления ионов никеля образующимся осадком гидроксида железа(III) в модельный раствор с заданной концентрацией ионов никеля в нем, при непрерывном его перемешивании магнитной мешалкой, вводили раствор FeSO_4 , а следом добавляли раствор NaOH (5–10 г/л) до значения pH=8. После введения щелочи модельный раствор продолжали перемешивать еще в течение 60 мин. При этом его pH также поддерживали на постоянном уровне при значении равном 8. Затем перемешивание прекращали и, как и выше, производили фильтрование раствора через бумажный фильтр. В фильтрате также определяли остаточную концентрацию ионов никеля(II) и общее содержание железа. Было выполнено несколько серий таких опытов с начальной концентрацией ионов железа(II) в модельном растворе 12,5, 25, 50 и 100 мг/л, и концентрацией ионов никеля в нем 3,13, 6,25 и 10 мг/л.

Объем раствора NaOH, необходимый для подщелачивания модельного раствора до значения pH=8, определяли в предварительных экспериментах.

Величину pH во всех опытах контролировали и поддерживали на постоянном уровне с помощью pH-метра АНИОН 4100. При этом электроды pH-метра были постоянно погружены в модельный раствор в течение всего эксперимента.

Фильтрование растворов производили с помощью бумажного фильтра «синяя лента». Длительность фильтрования составляла около 30 мин.

При определении концентрации ионов никеля(II) в растворе, чтобы исключить возможное искажение результатов анализа при фильтровании из-за сорбции части ионов никеля на бумажном фильтре, первые порции отфильтрованных растворов объемом около 50 мл отбрасывали и для анализа брали оставшиеся объемы фильтратов. Определение концентрации ионов никеля производили на фотоколориметре КФК-2 фотоколориметрическим методом с диметилглиоксимом [15]. Всего делали по три параллельных определения концентрации ионов никеля в растворе. Полученные результаты усредняли.

Содержание ионов железа(II) в растворе, а также в некоторых случаях ионов никеля, определяли на атомно-эмиссионном спектрометре с индуктивно связанной плазмой OPTIMA 8000 фирмы Perkin Elmer (USA-Canada).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение концентрации ионов никеля(II) в модельном растворе при гидролизе в нем коагулянта FeSO_4 и последующем образовании осадка гидроксида железа(III) показано на рисунке 1. Как видно, уже через 30 мин с начала процесса остаточная концентрация ионов никеля в растворе практически выходит на равновесное значение и в дальнейшем уже почти не меняется, что указывает на завершении процесса удаления ионов никеля из модельного раствора. Экспериментальные точки для опытов с аэрацией модельного раствора воздухом и без нее практически совпадают между собой. Это свидетельствует о том, что растворенного в модельном растворе кислорода воздуха хватает для окисления ионов железа(II) до ионов железа(III), а также об окончании процесса образования и формирования в растворе осадка гидроксида железа(III). Последнее также подтверждают и результаты анализа растворов на общее содержание в них железа. Так, через 30 мин после введения FeSO_4 в модельный раствор общая концентрация ионов железа в нем не превышала 0,3 мг/л.

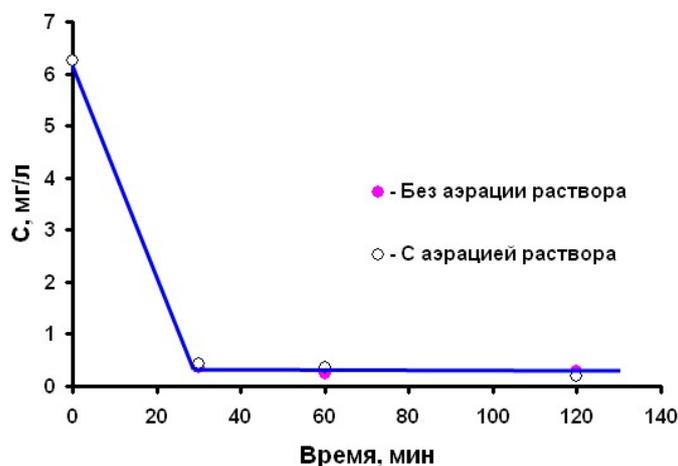


Рис. 1. Влияние длительности перемешивания модельного раствора на остаточную концентрацию ионов никеля(II) в нем при образовании осадка гидроксида железа(III) в результате гидролиза при $\text{pH}=8$ сульфата железа(II). Начальная концентрация ионов железа(II) в модельном растворе - 50 мг/л. С – концентрация ионов никеля в растворе.

Fig. 1. Influence of the duration of stirring the model solution on the residual concentration of nickel(II) ions in it during the formation of a precipitate of iron(III) hydroxide as a result of hydrolysis at $\text{pH}=8$ of iron(II) sulfate. The initial concentration of iron(II) ions in the model solution is 50 mg/L. С is the concentration of nickel ions in solution.

Из рисунка 1 видно, что в результате гидролиза FeSO_4 и последующего образования в модельном растворе осадка гидроксида железа(III) концентрация ионов никеля в растворе снизилась примерно в двадцать раз, с 6,25 мг/л до 0,2–0,4 мг/л.

С учетом зависимости на рисунке 1, в дальнейших экспериментах длительность перемешивания модельного раствора с образующимся осадком гидроксида железа(III) была увеличена до 60 мин, чтобы гарантировано завершать процесс коагуляционной очистки в равновесных условиях.

На рисунке 2 показана зависимость остаточной концентрации ионов никеля в модельном растворе от начальной концентрации ионов железа(II),

введенных в раствор. Как видно, с увеличением концентрации ионов железа(II), введенных в раствор в начале опыта, остаточная концентрация ионов никеля в нем последовательно уменьшается. Так, при начальной концентрации железа(II) в модельном растворе 25 мг/л концентрация ионов никеля в нем падает почти в 10-20 раз, с 10 мг/л до 0,64 мг/л, с 6,25 мг/л до 0,52 мг/л и с 3,13 мг/л до 0,27 мг/л (рис. 2а). При начальной концентрации ионов железа(II) в растворе 50 мг/л остаточная концентрация никеля в нем составляет уже, соответственно, 0,47, 0,25 и 0,12 мг/л. При дальнейшем повышении начальной концентрации железа(II) в растворе до 100 мг/л остаточная концентрация ионов никеля в нем также продолжает снижаться (рис. 2б).

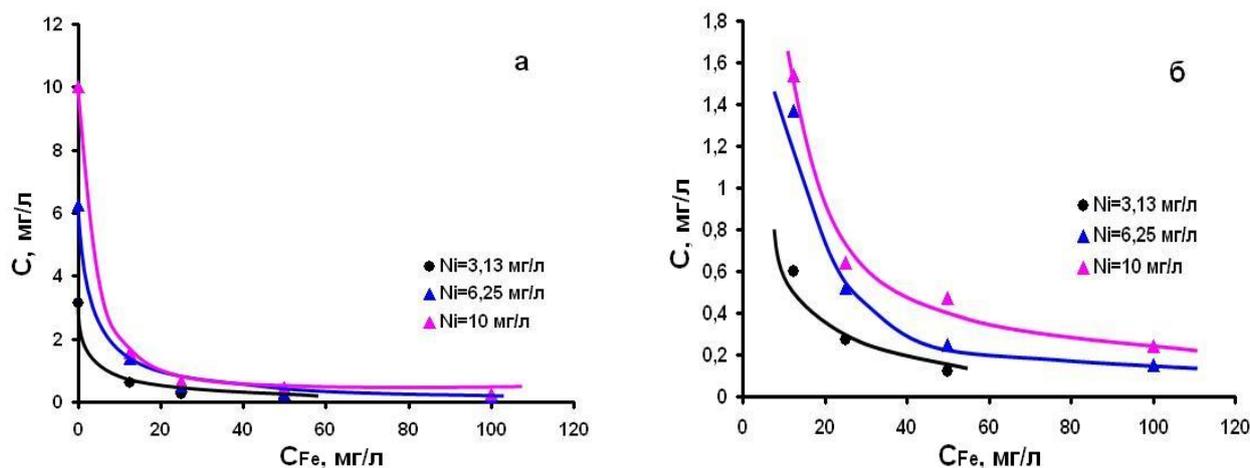


Рис. 2. Изменение остаточной концентрации ионов никеля в модельном растворе при образовании в нем при pH=8 осадка гидроксида железа(III) в результате гидролиза коагулянта FeSO₄: а – общий характер снижения концентрации ионов никеля в растворе с ростом начальной концентрации ионов железа(II) введенных в раствор (полные кривые); б – нижние участки кривых с рис. 2а при C<1,8 мг/л, показывающие более детально изменение концентрации ионов никеля в растворе. C_{Fe} – начальная концентрация ионов железа(II) в растворе.

Fig. 2. Change in the residual concentration of nickel ions in the model solution during the formation of iron(III) hydroxide precipitate in it at pH=8 as a result of hydrolysis of the coagulant FeSO₄: a is the general nature of the decrease in the concentration of nickel ions in the solution with an increase in the initial concentration of iron(II) ions introduced into the solution (full curves); b is the lower sections of the curves from Fig. 2a at C<1.8 mg / L, showing in more detail the change in the concentration of nickel ions in the solution. C_{Fe} is the initial concentration of iron(II) ions in solution.

Наблюдаемое снижение концентрации ионов никеля в растворе можно объяснить следующим образом.

1. При гидролизе ионов железа(II) и последующем образовании осадка гидроксида железа(III) происходит соосаждение ионов никеля с этим осадком за счет протекания процесса хемосорбции, в результате которого формирующийся осадок гидроксида железа(III) необратимо поглощает ионы никеля из раствора путем образования с ними смешанного соединения или частичного включения их в свою структуру с образованием твердого раствора.

2. Снижение концентрации ионов никеля в модельном растворе обусловлено их адсорбцией на поверхности образующегося осадка гидроксида железа(III).

В последнем случае изменение концентрации ионов никеля в растворе при образовании в нем разных количеств осадка гидроксида железа(III) должно описываться известными изотермами адсорбции. При этом следует, конечно, принять во внимание возможное искажение этих зависимостей из-за особенностей формирования осадка гидроксида железа(III). В частности, на его морфологию и удельную поверхность сильное влияние должен оказывать способ создания пересыщения в растворе (концентрации реагентов, условия их смешения и т.п.).

В проведенных экспериментах пересыщение создавалось за счет добавления в модельный раствор щелочи при его перемешивании магнитной мешалкой. Поэтому полной воспроизводимости условий перемешивания и подачи щелочи в модельный раствор от опыта к опыту добиться было очень трудно. Вследствие этого возможен существенный разброс экспериментальных точек на рассчитанных изотермах сорбции. Еще следует иметь в виду, что возможно также одновременное протекание как процесса хемосорбции, так и адсорбции, что имеет место, например, при сорбции ионов хрома(VI) магнетитом [16]. При этом если вклад хемосорбции в общий процесс поглощения ионов никеля осадком гидроксида железа(III) является небольшим, то изотерма сорбции будет также с удовлетворительной точностью описываться классическими изотермами адсорбции.

Изотерма сорбции ионов никеля на образующемся при гидролизе FeSO_4 осадке гидроксида железа(III) показана на рисунке 3. Отметим, что величина сорбции A на этом рисунке имеет размерность мг/(мг Fe). Это означает, что расчет сделан на начальную концентрацию ионов железа(II) в растворе, а не на концентрацию в нем осадка гидроксида железа(III), который в данном случае является сорбентом:

$$A = \frac{C_{in} - C}{C_{Fe}} \quad (3)$$

где C_{in} – начальная концентрация ионов никеля в растворе, мг/л.

Такой выбор расчета величины A обусловлен удобством последующего использования полученных результатов в технологических расчетах.

Из рисунка 3 видно, что полученную зависимость можно отнести к типичным изотермам L-типа. Такой тип изотерм сорбции обычно хорошо описывается классическим уравнением Ленгмюра для мономолекулярной адсорбции (4) и эмпирическим уравнением Фрейндлиха (5) [17]:

$$A = A_{\infty} \frac{K_L \cdot C}{1 + K_L \cdot C} \quad (4)$$

$$A = K_F C^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

где A_{∞} – емкость адсорбционного монослоя сорбента, мг/(мг Fe); K_L – константа адсорбционного равновесия, л/мг; K_F – коэффициент пропорциональности; n – показатель степени ($n > 1$).

ОЧИСТКА РАСТВОРОВ ОТ ИОНОВ НИКЕЛЯ(II) ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ В КАЧЕСТВЕ
КОАГУЛЯНТА СУЛЬФАТА ЖЕЛЕЗА(II)

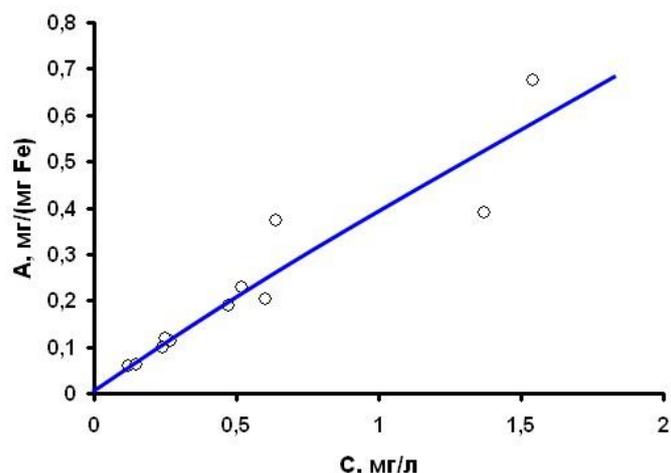


Рис. 3. Зависимость величины сорбции ионов никеля на образующемся при pH=8 осадке гидроксида железа(III) от их остаточной концентрации в растворе.

Fig. 3. Dependence of the sorption value of nickel ions on the precipitate of iron(III) hydroxide formed at pH=8 on their residual concentration in the solution.

Линейные формы уравнений (4) и (5) имеют, соответственно, следующий вид:

$$\frac{1}{A} = \frac{1}{A_{\infty}} + \frac{1}{A_{\infty} K_L} \cdot \frac{1}{C} \quad (6)$$

$$\lg A = \lg K_F + \frac{1}{n} \lg C \quad (7)$$

Результаты обработки полученных экспериментальных данных в координатах уравнений (6) и (7) показаны на рисунках 4 и 5.

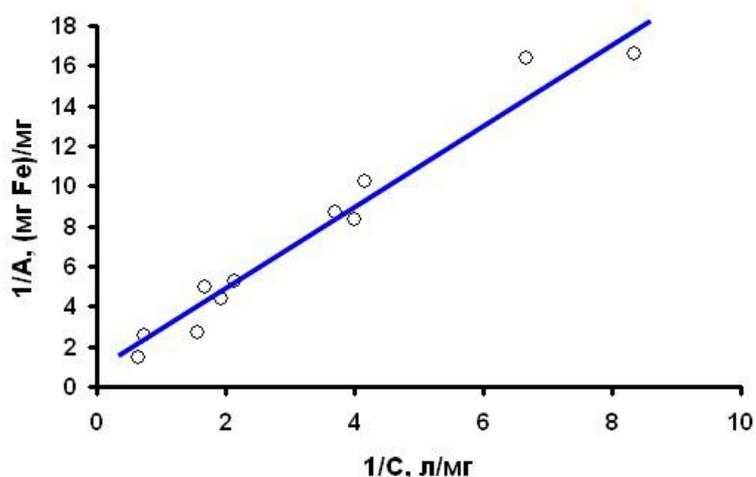


Рис. 4. Экспериментальные данные по сорбции ионов никеля образующимся в растворе при pH=8 осадком гидроксида железа(III) в координатах уравнения (6).

Fig. 4. Experimental data on the sorption of nickel ions formed in the solution at pH=8 by the precipitate of iron(III) hydroxide in the coordinates of equation (6).

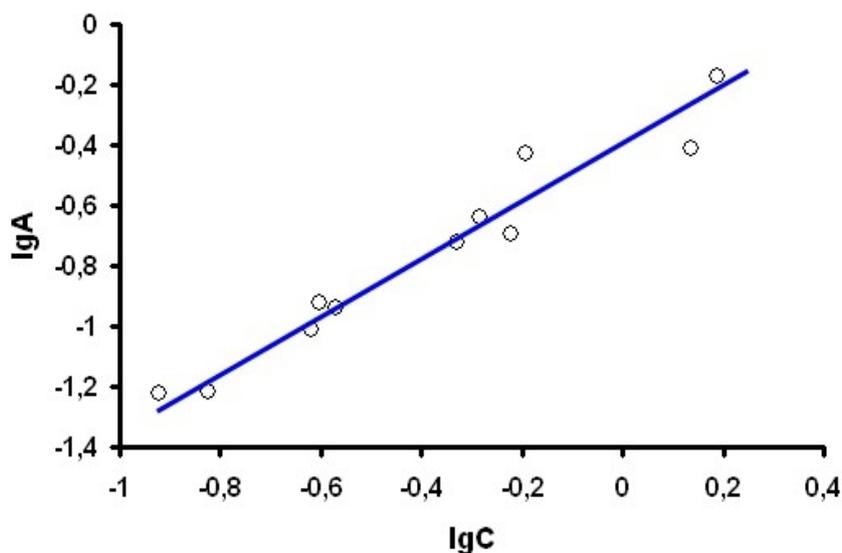


Рис. 5. Экспериментальные данные по сорбции ионов никеля образующимся в растворе при pH=8 осадком гидроксида железа(III) в координатах уравнения (7).

Fig. 5. Experimental data on the sorption of nickel ions formed in the solution at pH=8 by the precipitate of iron(III) hydroxide in the coordinates of equation (7).

Как видно, обе классические изотермы адсорбции с удовлетворительной точностью описывают полученную экспериментальную зависимость сорбции ионов никеля(II) на образующемся в результате гидролиза соли FeSO_4 при pH=8 осадке гидроксида железа(III). Параметры изотерм приведены в таблице 1.

Сравнение коэффициентов корреляции уравнений (6) и (7) (см. табл. 1) показывает, что они практически совпадают, т.е. оба уравнения примерно с одинаковой точностью описывают экспериментальные результаты по сорбции ионов никеля осадком гидроксида железа(III), и ни одному из них нельзя отдать предпочтение.

Таблица 1. Параметры изотерм адсорбции ионов никеля при pH=8 осадком гидроксида железа(III), образовавшимся при гидролизе сульфата железа(II) (R – коэффициент корреляции)

Table 1. Parameters of the adsorption isotherms of nickel ions at pH=8 by the precipitate of iron(III) hydroxide formed during the hydrolysis of iron (II) sulfate (R is the correlation coefficient)

| Изотерма Ленгмюра | |
|----------------------------|--------|
| A_{∞} , мг/(мг Fe) | 1,593 |
| K_L | 0,2987 |
| R | 0,983 |
| Изотерма Фрейндлиха | |
| K_F | 0,391 |
| n | 1,092 |
| R | 0,974 |

Это довольно типичная ситуация. Однако в отличие от выражения (5) параметры уравнения Ленгмюра имеют понятный физический смысл, что

позволяет их сравнить с опубликованными в литературе данными по сорбции ионов никеля другими сорбентами. Так, если пересчитать емкость монослоя A_{∞} (см. табл. 1) в привычные единицы, на грамм гидроксида железа(III), выполняющего в данном случае роль сорбента, то получим значение 833,4 мг/г. Это достаточно высокая величина. Сравнение с литературными данными показывает, что сорбционная емкость многих минеральных и угольных сорбентов по ионам никеля примерно на 1-2 порядка ниже этого значения. Так, сорбционная емкость минерального фильтрующего материала МС в отношении ионов никеля составляет около 2,3-4,4 мг/г [18, 19], а ряда угольных сорбентов лежит в пределах 2,4-62,5 мг/г [20-22].

Следует заметить, что уравнение Ленгмюра предполагает наличие динамического равновесия между сорбентом и сорбатом и не может описывать экспериментальные данные при протекании процесса хемосорбции. Поэтому можно сделать вывод, что снижение концентрации ионов никеля в модельном растворе обусловлено в основном их адсорбцией на поверхности образующегося осадка гидроксида железа(III). При этом, конечно, не исключено частичное небольшое соосаждение ионов никеля с гидроксидом железа(III) за счет образования смешанного соединения, например, феррита никеля, но вклад этого хемосорбционного процесса является, по-видимому, несущественным.

Полученные экспериментальные результаты могут быть использованы для коагуляционной очистки загрязненных растворов от ионов никеля с помощью сульфата железа(II). Для этой цели уравнение (4), с учетом формулы (3), может быть приведено к виду:

$$C = C_{in} - \frac{A_{\infty} \cdot K_L \cdot C}{1 + K_L \cdot C} C_{Fe} \quad (8)$$

После ряда преобразований выражения (8) получается обычное полное квадратное уравнение, решением которого относительно C являются два корня, но из них по физическому смыслу подходит только один:

$$C = \frac{1}{2K_L} (-b + \sqrt{b^2 + 4K_L C_{in}}), \quad (9)$$

где $b = 1 - K_L \cdot C_{in} + A_{\infty} \cdot K_L \cdot C_{Fe}$.

Формула (9) позволяет подобрать концентрацию коагулянта $FeSO_4$, необходимую для очистки загрязненного раствора от ионов двухвалентного никеля до требуемой их остаточной концентрации в растворе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, использование в качестве коагулянта сульфата железа(II) позволяет очищать загрязненные растворы не только от нерастворимых грубодисперсных и коллоидных примесей, но также и от присутствующих в

них ионов никеля. Удаление ионов никеля из раствора образующимся в нем осадком гидроксида железа(III) при pH=8 с удовлетворительной точностью описывается изотермой Фрейндлиха и уравнением Ленгмюра для мономолекулярной адсорбции. Найденная величина сорбционной емкости гидроксида железа(III), полученного при гидролизе сульфата железа(II) при pH=8 по отношению к ионам никеля, составляет 833,4 мг/г, что почти на 1-2 порядка выше аналогичных величин для ряда минеральных и угольных сорбентов. Полученные данные позволяют подбирать требуемую концентрацию коагулянта FeSO₄ для достижения заданной глубины очистки загрязненных растворов от ионов никеля.

Работа выполнена в соответствии с государственным заданием и планами НИР ИХТТ УрО РАН, а также при финансовой поддержке Правительства Свердловской области и Российского фонда фундаментальных исследований, проект №20-48-660038.

ACKNOWLEDGEMENT

The work was carried out in accordance with scientific and research plans and state assignment of the Institute of Solid Chemistry of the Ural Branch of the Russian Academy of Science and also supported by Government of the Sverdlovsk region and the grant of Russian Fund for Basic Research (Project No. 20-48-660038).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

CONFLICT OF INTERESTS:

The authors declare no conflict of interests.

Список литературы:

1. Бабенков Е.Д. (1977). *Очистка воды коагулянтами*. М.: Наука.
2. Драгинский В.Л., Алексеева Л.П., Гетманцев С.В. (2005). *Коагуляция в технологии очистки природных вод*. М.: Науч. изд.
3. Качалова Г.С. (2019). Коагуляционно-сорбционная очистка сточных вод. *Вода и экология: проблемы и решения*, 2(78), 32–39. <https://doi:10.23968/2305-3488.2019.24.2.32-39>
4. Бойкова Т.Е., Богданович Н.И., Воронцов К.Б., Мауричева Т.С., Долгобородова С.Н., Короткий В.П. (2019). Применение в качестве коагулянта сернокислого железа(III) при водоподготовке в целлюлозно-бумажной промышленности. *Экология и промышленность России*, 23(2), 30–35. <https://doi:10.18412/1816-0395-2019-02-30-35>
5. Линников О.Д., Родина И.В., Аксенов В.И., Никулин В.А., Пецура С.С. (2009). Сравнение коагулирующей активности алюмо- и железосодержащих реагентов. *Водоснабжение и санитарная техника*, №12, 38–41.
6. Чалый В.П. (1972). *Гидроокиси металлов*. Киев: Наукова думка.
7. Д.Г. Клещев, А.И. Шейкман, Р.Н. Плетнев. (1990). Влияние среды на фазовые и химические превращения в дисперсных системах. Свердловск: УрО АН СССР.
8. Jambor J.L., Dutrizac J.E. (1998). Occurrence and Constitution of Natural and Synthetic Ferrihydrite, a Widespread Iron Oxyhydroxide. *Chem. Rev.*, 98(7), 2549–2585.

9. Мелихов И.В., Комаров В.Ф., Назирмадов Б. (1986). Электронно-микроскопическое изучение механизма реакций осаждения гидроксида железа. *Журнал физической химии*, 60(7), 1653–1657.
10. Печенюк С.И. (1992). Современное состояние исследований сорбции неорганических соединений из водных растворов оксигидроксидами. *Успехи химии*, 61(4), 711–733.
11. Yang R., Tao J., Huang Q., Tie B., Lei M., Yang Y., Du H. (2019). Co-adsorption of Cd(II) and Sb(III) by ferrihydrite: a combined XPS and ITC study. *Journal of Soil and Sediments*. 19. 1319–1327. <http://doi.org/10.1007/s11368-018-2140-y>
12. Фролова С.И., Козлова Г.А., Ходяшев Н.Б. (2011). Очистка техногенных сточных вод оксигидратами железа. *Вестник пермского университета*, 2(2), 60-87.
13. Esmadi F., Simm J. (1995). Sorption of cobalt(II) by amorphous ferric hydroxide. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 104, 265–270.
14. Лурье Ю.Ю. (1989). *Справочник по аналитической химии*. Москва. Химия.
15. Новиков Ю.В., Ласточкин К.О., Болдина З.Н. (1990). *Методы исследования качества воды водоемов*. Изд. 2-е, дополненное и переработанное. М.: Медицина.
16. Линников О.Д. (2021) Закономерности сорбции ионов хрома(VI) магнетитом (обзор). *Физикохимия поверхности и защита материалов*, 57(2), 115–140. <https://doi.org/10.31857/S0044185621020078>
17. Фролов Ю.Г. (1982). *Курс коллоидной химии (Поверхностные явления и дисперсные системы)*. М.: Химия.
18. Линников О.Д., Родина И.В. (2020). Сорбция ионов никеля(II) фильтрующим минеральным материалом МС. *Химическая технология*, 21(5), 199–204. <https://doi.org/10.31044/1684-5811-2020-21-5-199-204>
19. Фоминых И.М. Автореф. дис.... канд. техн. наук. Екатеринбург: УГТУ-УПИ, 2006.
20. Гимаева А.Р., Валинурова Э.Р., Игдавлетова Д.К., Кудашева Ф.Х. (2011). Сорбция ионов тяжелых металлов из воды активированными углеродными сорбентами. *Сорбционные и хроматографические процессы*, 11(3), 350–356. <http://www.sorpchrom.vsu.ru/articles/20110309.pdf>
21. Sivrikaya S., Albayrak S., Imamoglu M., Gundogdu A. et al. (2012). Dehydrated hazelnut husk carbon: a novel sorbent for removal of Ni(II) ions from aqueous solution. *Desalination and water treatment*, 50, 2–13. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.708234>
22. Krasil'nikov V.N., Linnikov O.D., Gyrdasova O.I., Rodina I.V., Tyutyunnik A.P., Baklanova I.V., Polyakov E.V., Khlebnikov N.A., Tarakina N.V. (2020). Synthesis of nanostructured carbon materials with different morphology of aggregates and their sorption properties with respect to nickel(II) ions. *Solid state Sciences*, 108, 106429. <https://doi.org/10.1016/j.solidstatesciences.2020.106429>

References:

1. Babenko E.D. (1977). *Water purification with coagulants*. М.: Nauka. (in Russ)
2. Draginsky V.L., Alekseeva L.P., Getmantsev S.V. (2005). *Coagulation in natural water purification technology*. М.: Nauchn. izd. (in Russ.).
3. Kachalova G.S. (2019). Coagulation and sorption wastewater treatment. *Voda i ekologiya: Problemy i resheniya = Water and Ecology: Problems and Solutions*, 2(78), 32–39. (in Russ) <https://doi:10.23968/2305-3488.2019.24.2.32-39>
4. Boikova T.E., Bogdanovich N.I., Vorontsov K.B., Mauricheva T.S., Dolgoborodova S.N., Korotky V.P. (2019). Application of iron (III) sulfate as a coagulant in water treatment in the pulp and paper industry. *Ekologiya i promyshlennost' Rossii = Ecology and industry of Russia*, 23(2), 30–35. (in Russ.) <https://doi:10.18412/1816-0395-2019-02-30-35>
5. Linnikov O.D., Rodina I.V., Aksenov V.I., Nikulin V.A., Pecura S.S. (2009). Comparison of the coagulating activity of aluminum and iron-containing reagents. *Vodosnabzheniye i sanitarnaya tekhnika = Water supply and sanitary engineering*, №12, 38–41. (in Russ.)

6. Chalyy V.P. (1972). *Metal hydroxides*. Kiev: Naukova Dumka. (in Russ.)
7. Kleschev D.G., Sheikman A.I., Pletnev R.N. (1990). *Influence of the environment on phase and chemical transformations in dispersed systems*. Sverdlovsk: Ural Branch of the USSR Academy of Sciences. (in Russ.)
8. Jambor J.L., Dutrizac J.E. (1998). Occurrence and Constitution of Natural and Synthetic Ferrihydrite, a Widespread Iron Oxyhydroxide. *Chem. Rev.*, 98(7), 2549–2585.
9. Melikhov I.V., Komarov V.F., Nazirmadov B. (1986). Electron microscopic study of the mechanism of the precipitation of iron hydroxide. *Zhurnal fizicheskoy khimii = Russian Journal of Physical Chemistry*, 60 (7), 1653–1657. (in Russ.)
10. Pechenyuk S.I. (1992). The current state of research on the sorption of inorganic compounds from aqueous solutions by oxyhydroxides. *Uspekhi khimii = Russian Chemical Reviews*, 61(4), 711–733. (in Russ.)
11. Yang R., Tao J., Huang Q., Tie B., Lei M., Yang Y., Du H. (2019). Co-adsorption of Cd(II) and Sb(III) by ferrihydrite: a combined XPS and ITC study. *Journal of Soil and Sediments*. 19, 1319–1327. <http://doi.org/10.1007/s11368-018-2140-y>
12. Frolova S.I., Kozlova G.A., Khodyashev N.B. (2011). Purification of technogenic waste water with iron oxyhydrates. *Vestnik permskogo universiteta = Perm University Bulletin*, 2(2), 60–87. (in Russ.)
13. Esmadi F., Simm J. (1995). Sorption of cobalt(II) by amorphous ferric hydroxide. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 104, 265–270.
14. Lurie Yu.Yu. (1989). *Analytical Chemistry Handbook*. Moscow. Chemistry. (in Russ)
15. Novikov Yu.V., Lastochkin K.O., Boldina Z.N. (1990). *Methods for studying the quality of water in reservoirs*. Ed. 2nd, supplemented and revised. M.: Medicine. (in Russ.)
16. Linnikov O.D. (2021). Regularities of the sorption of chromium(VI) ions by magnetite (review). *Fizikokhimiya poverkhnosti i zashchita materialov = Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces*, 57(2), 115–140. (in Russ.) <https://doi.org/10.31857/S0044185621020078>
17. Frolov Yu.G. (1982). *Colloidal chemistry course (Surface phenomena and dispersed systems)*. M.: Chemistry. (in Russ.)
18. Linnikov O.D., Rodina I.V. (2020). Sorption of nickel(II) ions by the filtering mineral material MS. *Khimicheskaya tekhnologiya = Chemical Technology*, 21 (5), 199–204. (in Russ) <https://doi.org/10.31044/1684-5811-2020-21-5-199-204>
19. Fominykh I.M. *Sorption treatment of wastewater from heavy metals with materials based on siliceous rocks*. (Ph.D. dissertation, theses). Ekaterinburg: Ural Federal University, 2006. (in Russ.)
20. Gimaeva A.R., Valinurova E.R., Igdavletova D.K., Kudasheva F.Kh. (2011). Sorption of heavy metal ions from water by activated carbon sorbents. *Sorbtsionnyye i khromatograficheskiye protsessy = Sorption and chromatography processes*, 11(3), 350–356. (in Russ) <http://www.sorpchrom.vsu.ru/articles/20110309.pdf>
21. Sivrikaya S., Albayrak S., Imamoglu M., Gundogdu A. et al. (2012). Dehydrated hazelnut husk carbon: a novel sorbent for removal of Ni(II) ions from aqueous solution. *Desalination and water treatment*, 50, 2–13. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.708234>
22. Krasil'nikov V.N., Linnikov O.D., Gyrdasova O.I., Rodina I.V., Tyutyunnik A.P., Baklanova I.V., Polyakov E.V., Khlebnikov N.A., Tarakina N.V. (2020). Synthesis of nanostructured carbon materials with different morphology of aggregates and their sorption properties with respect to nickel(II) ions. *Solid state Sciences*, 108, 106429. <https://doi.org/10.1016/j.solidstatesciences.2020.106429>