

УДК 541.127:542.943

*О.В. Суворін^а, М.А. Ожередова^а, О.М. Близнюк^б, М.М. Шорохов^а, Є.І. Зубцов^а,
Я.О. Критська^а*

РЕАГЕНТНЕ ОЧИЩЕННЯ Cr(VI)-ВМІСНИХ ПРОМИВНИХ ВОД: ВПЛИВ ДОЗУВАННЯ Ca(OH)₂ ТА Ba(OH)₂ НА СТУПІНЬ ОЧИЩЕННЯ

^а Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля, м. Северодонецьк, Україна

^б Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

Роботу присвячено дослідженню взаємодії в системі H_2CrO_4 – $Ba(OH)_2$ – H_2O , зокрема впливу концентрації CrO_3 , дози розчину реагенту–осаджувача та кислотності середовища на електропровідність розчинів та ступінь осадження Cr(VI), а також вибір необхідних і достатніх технологічних параметрів для автоматизованого дозування реагенту–осаджувача. Наведено результати дослідження процесу реагентного очищення Cr(VI)-вмісних промивних вод шляхом їх нейтралізації розчином $Ca(OH)_2$ з наступним дозуванням осаджувача – насиченого водного розчину $Ba(OH)_2$. Експериментально встановлений оптимальний інтервал дозування реагентів, в якому забезпечується залишкова концентрація CrO_3 не більше 2,1–2,4 мг/л та швидкість розшарування суспензій на рівні 25 см/год. Доведена можливість організації безперервного процесу очищення з дозуванням реагентів за значенням рН середовища.

Ключові слова: Cr(VI)-вмісні промивні води, електропровідність, реагенти, дозування, очищення, залишкова концентрація, швидкість розшарування.

DOI: 10.32434/0321-4095-2020-129-2-112-117

Вступ

Сполуки шестивалентного хрому широко використовуються в сучасній промисловості [1]. Найважливішою сферою застосування сполук Cr(VI) є гальванічні виробництва, а саме, процеси хромування, хроматування цинкових і кадмієвих покриттів, хімічного оксидування алюмінію, хімічного травлення і пасивації металів і сплавів, травлення пластиків перед металізацією та інші. Всі ці виробництва є джерелом утворення великої кількості Cr(VI)-вмісних стічних вод: як відпрацьованих електролітів, так і промивних вод.

Всі сполуки Cr(VI) токсичні й канцерогенні. Згідно з рекомендаціям ВООЗ з питної води [2], максимально допустима межа вмісту Cr(VI) в питній воді становить 0,05 мг/л, а USEPA [3] встановлює максимальну межу скидання 0,1 мг/л Cr(VI) у внутрішні водоймища. В повітрі ГДК Cr(VI) в перерахунку на CrO_3 становить від 0,01 до 5 мг/м³ в залежності від хромовмісної речовини [4]. Лімітуючий показник шкідливості для хрому – санітарно-токсикологічний, клас небез-

пеки 3. У водопровідній воді (в окислювальних умовах) і, особливо, при обробленні води такими реагентами, як хлор і озон, порівняно малотоксичний Cr(III) окислюється в більш токсичний Cr(VI). Тому скидання таких вод в каналізацію без попереднього очищення заборонено, наприклад, відповідно до наказу № 316 Про затвердження Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення та Порядку визначення розміру плати, що справляється за понаднормативні скиди стічних вод до систем централізованого водовідведення (Офіційний вісник України від 2.02.2018. – 2018, № 10, стаття 383, код акта 88931/2018. – С.132).

Для очищення водних розчинів від сполук Cr(VI) запропоновано використовувати велику кількість методів, в основі яких лежать різні фізико-хімічні процеси [5]: електрокоагуляція [6], іонообмінні [7,8], мембранне розділення [9], електродіаліз [10], адсорбція [11], реагентні [12], тощо. Кожний з перелічених методів має свої переваги та недоліки.

Методи іонного обміну та адсорбції вима-

гають регенерації високовартісних іонообмінних смол і утилізації відпрацьованих сорбентів, що неминуче породжує нову техніко-економічну та екологічну проблему. Тому ці методи, якщо й використовують, то тільки для тонкого очищення вод.

Недоліком методу гальванокоагуляції є утворення великої кількості зневоднених шламів на основі ферум(III) гідроксиду, які не мають постійного складу і важко піддаються фільтрації. До того ж вони не знайшли до теперішнього часу скільки-небудь значного практичного застосування. Крім того, цей метод не придатний для застосування при створенні на підприємствах замкнутого циклу водопостачання [13].

Також, більшість з цих методів вимагають дорогого устаткування, великих площ, в той час як діапазон варіювання допустимих параметрів стічних вод, що надходять для очищення, досить вузький.

Реагентний метод вимагає використання великої кількості, часто високовартісних, реактивів. В якості кінцевого продукту він дає, як правило, неліквідний шлам і стічні води з підвищеним солевмістом [5]. Крім того, поширенню реагентних методів, основаних на осадженні малорозчинних солей, таких як BaCrO_4 , PbCrO_4 та інших, перешкоджає ускладненість організації безперервного режиму роботи технологічної схеми очищення, що є особливо важливим при очищенні промивних вод після процесів хромування, хроматування, пасивації та інших з достатньо великою продуктивністю. Зокрема, ускладнене автоматизоване вимірювання вмісту CrO_3 та дозування реагенту-осаджувача в залежності від концентрації CrO_3 в промивній воді, яка за досить короткий проміжок часу може змінюватись від декількох одиниць до декількох сотень мг/л [5].

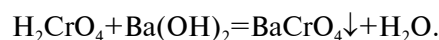
Метою даної роботи було дослідження особливостей взаємодії в системі H_2CrO_4 – $\text{Ba}(\text{OH})_2$ – H_2O , зокрема впливу концентрації CrO_3 , дози розчину реагенту-осаджувача та кислотності середовища на електропровідність розчинів та ступінь осадження Cr(VI) , а також вибір необхідних і достатніх технологічних параметрів для автоматизованого дозування реагенту-осаджувача.

Методика експерименту

Як вихідні реагенти використовували водні розчини CrO_3 з концентрацією 40, 85 та 96,3 мг/л, що моделюють найбільш поширений діапазон його концентрацій у промивних водах процесів після електрохімічного хромування [5]. Як оса-

джувач використовували водний розчин $\text{Ba}(\text{OH})_2$ з концентрацією 3,7 мас. % (близька до концентрації насиченого розчину при 20°C). У розчині CrO_3 при температурі 23–25°C одноразово дозували розчин $\text{Ba}(\text{OH})_2$, кількість якого розраховували виходячи з мольного співвідношення

$$A = \frac{n_{\text{Ba}^{2+}}}{n_{\text{CrO}_3}} = 0 - 2,5 \text{ за реакцією:}$$



В утворених суспензіях вимірювали питому електропровідність, рН та швидкість розшарування суспензій. З метою визначення швидкості розшарування дослідні суспензії об'ємом 200 мл заливали в мірний циліндр з внутрішнім діаметром 3,7 см. Після повного розшарування суспензій визначали час утворення освітленої частини та її об'єм. В освітленій частині вимірювали залишкову концентрацію CrO_3 за відомими титриметричними та калориметричними методиками [14].

В окремій серії експериментів перед дозуванням розчину $\text{Ba}(\text{OH})_2$ до CrO_3 -вмісного розчину для його нейтралізації, дозували освітлений розчин $\text{Ca}(\text{OH})_2$ з концентрацією 100 г/л по CaO .

Результати та їх обговорення

Результати вимірювань питомої електропровідності, рН та залишкової концентрації CrO_3 в освітлених частинах суспензій в залежності від мольного співвідношення A надані на рис. 1–3.

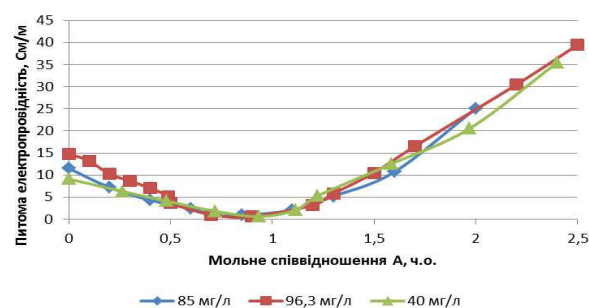


Рис. 1. Залежність питомої електропровідності освітлених частин суспензій від мольного співвідношення A

Характер кривих безпосередніх вимірювань параметрів, що надані на рис. 1–3, а також компіляція даних рис. 1 та 2 кривих залежностей зміни питомих електропровідностей освітлених частин суспензій від значення їх рН (рис. 4), показують, що умовно процес, який здійснюється в системі, можна розбити на три основні зони.

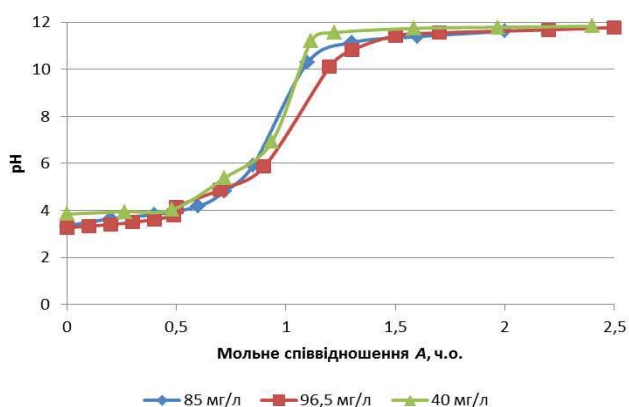


Рис. 2. Залежність рН освітлених частин суспензій від мольного співвідношення А

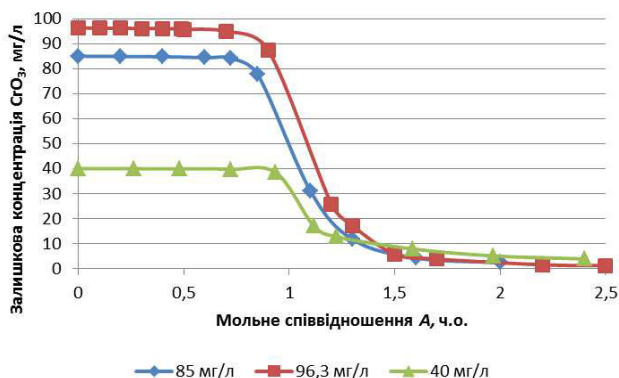


Рис. 3. Залежність залишкової концентрації CrO₃ в освітлених частин суспензій від мольного співвідношення А

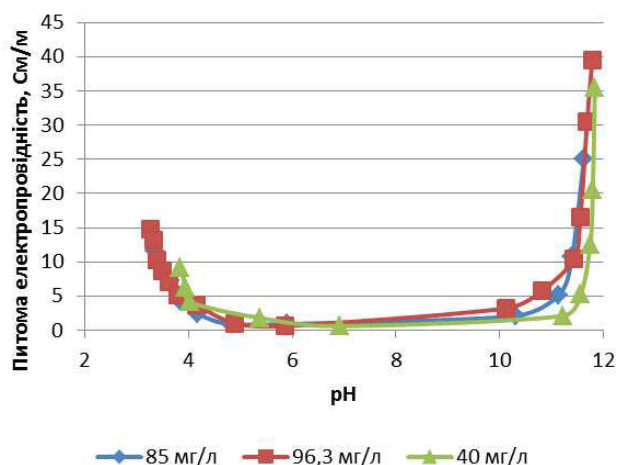


Рис. 4. Залежність питомої електропровідності освітлених частин суспензій від значення рН

Перша зона, що, незалежно від початкової концентрації CrO₃ в розчині, характеризує нейтралізацію вільної кислоти. В цій зоні рН збільшується з 3,3–3,8 до 5,8–6,2, а питома електропровідність зменшується з 9,1–14,8 до 0,6–0,9 См/м. У першій зоні кількість доданого розчину-осаджувача не перевищує стехіометрично необхідних кількостей, і ступінь утворення осаду ВаCrO₄ не перевищує 8,3% від теоретично можливого.

Друга зона розташована в діапазоні значень рН від ≈6,2 до ≈11 і характеризується незмінністю питомої електропровідності просто системи, яка становить 2,0–3,0 См/м і інтенсивним утворенням осаду ВаCrO₄: при надлишку осаджувача у 10–20% понад стехіометрично необхідної кількості для реакції (1), залишкова концентрація CrO₃ близька до 10 мг/л і практично не залежить від початкової концентрації CrO₃. Ступінь утворення ВаCrO₄ збільшується від 68% при початковій концентрації CrO₃ 40 мг/л та до 89% при початковій концентрації CrO₃ 96,3 мг/л.

Третя зона починається з явного перегину в діапазоні рН ≈10,8–11,2 (рис. 2, 4) та мольного співвідношення А=1,2–1,3. Подальше збільшення мольного співвідношення до 1,7–2,0 призводить до зменшення залишкової концентрації CrO₃ до 3,8 при вихідній концентрації в інтервалі CrO₃ 85–93,6 мг/л та до 5,8 мг/л при вихідній концентрації CrO₃ 40 мг/л. При цьому за рахунок збільшення надлишку осаджувача рН освітленої частини суспензій зростає до 11,5–11,7. Збільшення мольного співвідношення А від 2 до 2,4–2,5 не призводить до суттєвого зниження залишкової концентрації CrO₃ в освітлених частинах суспензій.

Аналіз кривих, представлених на рис. 1–4, показує також, що процес осадження ВаCrO₄ можна автоматично регулювати за значенням рН середовища. Дані, що представлені на рис. 5, показують, що при значенні рН освітлених частин суспензій на рівні 11,6–11,8 залишкова концентрація CrO₃ не перевищуватиме 4,8 мг/л незалежно від її початкової концентрації.

Однак, в цих умовах швидкість розшарування суспензій не перевищує 4,2 см/год, що з технологічної точки зору недостатньо.

Оскільки в першій зоні відбувається, фактично, нейтралізація розчину хромової кислоти, а основна кількість ВаCrO₄ утворюється у другій зоні, з метою скорочення витрат Ва(ОН)₂, доцільним є використання Са(ОН)₂ для попередньої нейтралізації розчину. Іон Са²⁺ є малотоксичним, і його введення в очищену воду не

знизить її якості при повторному використанні. В табл. 1 надані експериментальні дані щодо впливу на систему, яка розглядається, її попередньої нейтралізації освітленим розчином $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Результати наведені для таких вихідних умов: початкова концентрація CrO_3 93,6 мг/л; надлишок $\text{Ba}(\text{OH})_2$ 10%; рН розчину $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 12,53; рН розчину $\text{Ba}(\text{OH})_2$ 13,29.

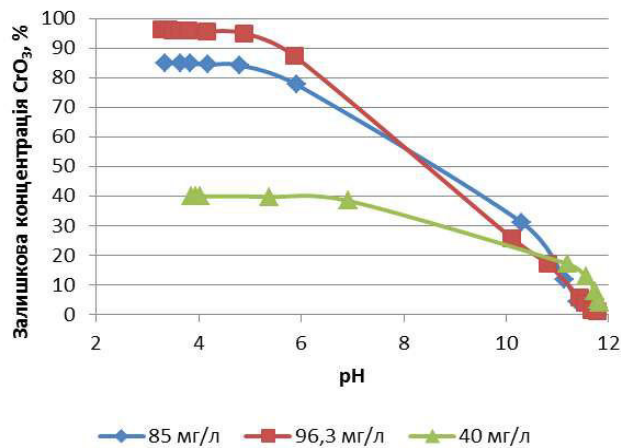


Рис. 5. Залежність залишкової концентрації CrO_3 від значення рН освітлених частин суспензій

Таблиця 1
Вплив попереднього дозування $\text{Ca}(\text{OH})_2$ на швидкість розшарування суспензій BaCrO_4 та залишкову концентрацію CrO_3

рН розчину після дозування $\text{Ca}(\text{OH})_2$	рН розчину після дозування $\text{Ba}(\text{OH})_2$	Швидкість розшарування, см/год	Залишкова концентрація CrO_3 , мг/л
3,47	8,19	12,4	2,35
8,62	11,14	19,7	1,58
10,64	11,55	25,2	1,41
10,72	11,66	24,8	1,39
11,12	11,78	21,5	1,66
11,85	12,05	21,5	1,76
11,93	12,09	16,7	1,71

Надані експериментальні дані свідчать, що попередня нейтралізація розчину CrO_3 розчином $\text{Ca}(\text{OH})_2$ до значень рН 10,6–10,7 з наступним дозуванням розчину $\text{Ba}(\text{OH})_2$ до рН 11,5–11,7 і хімічним осадженням BaCrO_4 дозволяє вже при мольному співвідношенні $A=1,1$ отримати залишкову концентрацію CrO_3 в освітленій частині суспензій на рівні 1,4 мг/л. При цьому швидкість розшарування суспензій збільшується з 4,2 до 25 см/год.

Для виявлення можливості автоматичної підтримки високого ступеня очистки стічної води та попередження надмірної витрати розчину барій(II) гідроксиду, при змінній початковій концентрації $\text{Cr}(\text{VI})$ в стічну воду дозували, в першому випадку тільки розчин $\text{Ba}(\text{OH})_2$ до рН 11,5–11,9. В другому випадку спочатку дозували суспензію $\text{Ca}(\text{OH})_2$ до 10,5–10,8, а потім розчин $\text{Ba}(\text{OH})_2$ до рН 11,5–11,9. Отримані дані представлені в таблиці 2.

Аналіз даних табл. 2 показує, що у випадку дозування тільки розчину $\text{Ba}(\text{OH})_2$ до рН 11,5–11,9 не дозволяє за низьких вихідних концентраціях CrO_3 (40 мг/л) одержати високий ступінь утворення BaCrO_4 і, відповідно, низьку залишкову концентрацію CrO_3 у розчині. При збільшенні вихідної концентрації CrO_3 до 80–94 мг/л досягнення таких же значень рН призводить до необхідності збільшення надлишку реагенту-осаджувача до 60–70% понад стехіометрично необхідну кількість для реакції (1). При цьому залишкова концентрація CrO_3 у розчині знижується до 3,5–4,2 мг/л, але збільшується залишкова концентрація Ba^{2+} до 55,3–85,5 мг/л, що не відповідає нормам ГДК, перевищення складає майже 100 разів для CrO_3 та 400 разів для Ba^{2+} [4].

Попереднє дозування розчину $\text{Ca}(\text{OH})_2$ до досягнення рН 10,5–10,8 і наступне дозування розчину $\text{Ba}(\text{OH})_2$ до рН 11,5–11,9 дозволяє знизити залишкову концентрацію CrO_3 до 1,4–1,7 мг/л при вихідній 80–94 мг/л й до 2,1–2,4 мг/л при вихідній 40 мг/л. При цьому необ-

Таблиця 2

Вплив дозування розчину $\text{Ca}(\text{OH})_2$ на ефективність очищення стічної води

Вихідна концентрація CrO_3 , мг/л	Без попереднього дозування $\text{Ca}(\text{OH})_2$			З попереднім дозуванням $\text{Ca}(\text{OH})_2$		
	Мольне співвідношення А	Залишкова концентрація CrO_3 , мг/л	Ступінь утворення BaCrO_4 , %	Мольне співвідношення А, ч.о.	Залишкова концентрація CrO_3 , мг/л	Ступінь утворення BaCrO_4 , %
40	1,41	12,7	68,3	1,11	2,11	94,7
80	1,62	4,21	94,7	1,13	1,65	97,9
93,6	1,78	3,52	96,3	1,14	1,42	98,5

Chemical precipitation of Cr(VI)-containing water purification: the effect of the dosage of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and $\text{Ba}(\text{OH})_2$ on the purification degree

хідний надлишок $\text{Ba}(\text{OH})_2$ коливається в достатньо вузькому інтервалі 11–14%, а залишкові концентрації Ba^{2+} і Ca^{2+} не перевищують 10,2 мг/л і 10,7 мг/л, відповідно.

Висновки

Переважає більшість існуючих методів очищення стічних вод від сполук $\text{Cr}(\text{VI})$ та тих, що пропонуються, призначена для здійснення періодичних процесів і для доволі вузького діапазону зміни вихідної концентрації $\text{Cr}(\text{VI})$, а також вимагає використання громіздкого устаткування та передбачає утворення твердих відходів, які вимагають, у свою чергу, утилізації. Проведеними дослідженнями показана ефективність реагентного методу очистки промивних вод, що містять сполуки $\text{Cr}(\text{VI})$ в досліджуваному діапазоні концентрацій, з попередньою їх нейтралізацією шляхом дозування насиченого розчину кальцій(II) гідроксиду до рН 10,5–10,8 та з наступним дозуванням реагенту-осаджувача насиченого водного розчину барій(II) гідроксиду до досягнення рН 11,5–11,9. В цих умовах залишкова концентрація сполук $\text{Cr}(\text{VI})$ в освітлених частинах суспензій не перевищуватиме 2,4 мг/л, а швидкість розшарування суспензій становитиме 25 см/год, що є сприятливими для промислових умов. Доведена можливість автоматизованого дозування реагентів виходячи із значення рН розчинів. Це створює передумови для організації безперервного процесу очищення $\text{Cr}(\text{VI})$ -вмісної стічної води, що особливо важливо для процесів промивання виробів після електрохімічного хромування, хроматування та пасивації.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Anthropogenic chromium emissions in China from 1990 to 2009* / Cheng H., Zhou T., Li Q., Lu L., Lin C. // *PLoS One*. – 2014. – Vol.9. – No. 2. – P.1-9.
2. *Guidelines for drinking-water quality*, fourth ed. – Geneva: World Health Organization, 2011. – 564 p.
3. *National primary drinking water regulations*. EPA 816-F-09-004. – United States Environmental Protection Agency, 2009.
4. *Беспамятов Г.П., Кротов Ю.А.* Предельно-допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. – Л.: Химия, 1985. – 528 с.
5. *Виноградов С.С.* Экологически безопасное гальваническое производство. – Под редакцией проф. В.Н. Кудрявцева. Изд. 2-е, перераб. и доп. – М.: Глобус, 2002. – 352 с.
6. *Removal of chromium(VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electrofloatation without a filter* / Gao P., Chen P., Shen F., Chen G. // *Sep. Purif. Technol.* – 2005. – Vol.43. – No. 2. – P.117-123.
7. *Petruzzelli D., Passino R., Tiravanti G.* Ion exchange process for chromium removal and recovery from tannery wastes // *Ind. Eng. Chem. Res.* – 1995. – Vol.33. – No. 8. – P.2612-2617.
8. *Rengaraj S., Yeon K.H., Moon S.H.* Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins // *J. Hazard. Mater.* – 2001. – Vol.87. – No. 1-3. – P.273-287.
9. *Kozłowski C.A., Walkowiak W.* Removal of chromium(VI) from aqueous solutions by polymer inclusion membranes // *Water Res.* – 2002. – Vol.36. – No. 19. – P.4870-4876.
10. *Electrodialysis with nanofiltration membrane (EDNF) for high-efficiency cations fractionation* / Ge L., Wu B., Li Q., Wang Y., Yu D., Wu L., Pan J., Miao J., Xu T. // *J. Membr. Sci.* – 2016. – Vol.498. – P.192-200.
11. *Babel S., Kurniawan T.A.* Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review // *J. Hazard. Mater.* – 2003. – Vol.97. – No. 1-3. – P.219-243.
12. *How to study Cr(VI) biosorption: use of fermentation waste for detoxifying Cr(VI) in aqueous solution* / Park D., Yum Y.S., Kim J.Y., Park J.M. // *Chem. Eng. J.* – 2008. – Vol.136. – No. 2-3. – P.173-179.
13. *Виноградов С.С., Кругликов С.С.* О положительных и отрицательных сторонах электро- и гальванокоагуляционных методов очистки сточных вод // *Гальванотехника и обработка поверхности*. – 2008. – Т.16. – № 1. – С.46-47.
14. *Лурье Ю.Ю.* Справочник по аналитической химии. – М.: Химия, 1979.

Надійшла до редакції 09.09.2019

CHEMICAL PRECIPITATION OF Cr(VI)-CONTAINING WATER PURIFICATION: THE EFFECT OF THE DOSAGE OF Ca(OH)₂ AND Ba(OH)₂ ON THE PURIFICATION DEGREE

A.V. Suvorin ^{a,*}, M.A. Ozheredova ^a, O.N. Bliznjuk ^b,
M.N. Shorokhov ^a, E.I. Zubctov ^a, Y.A. Krytska ^a

^a Volodymyr Dahl East Ukrainian National University,
Severodonetsk, Ukraine

^b National Technical University «Kharkiv Polytechnic Institute»,
Kharkiv, Ukraine

* e-mail: avsvorin@ukr.net

The work is devoted to the study of the interaction in the H_2CrO_4 – $Ba(OH)_2$ – H_2O system, in particular, the effect of the CrO_3 concentration, the dose of the precipitator solution and the acidity of the medium on the electrical conductivity of the solutions and the degree of Cr(VI) deposition. In addition, the choice of necessary and sufficient technological parameters for automated dosing of precipitating reagent is considered. The results of the study of the purification of Cr(VI)-containing water by neutralization with a solution of $Ca(OH)_2$ followed by a dosage of saturated aqueous solution of $Ba(OH)_2$ as a precipitant are given in the paper. An optimal reagent dosing interval was experimentally established, which ensures the residual CrO_3 concentration of no more than 2.1–2.4 mg L⁻¹ and the suspension separation rate of 25 cm h⁻¹. A continuous water treatment can be realized with the dosage of reagents to adjust the required pH value of the medium.

Keywords: Cr(VI)-containing rinse water; electrical conductivity; reagent; dosage; purification; residual concentration; rate of separation.

REFERENCES

1. Cheng H., Zhou T., Li Q., Lu L., Lin C. Anthropogenic chromium emissions in China from 1990 to 2009. *PLoS One*, 2014, vol. 9, no. 2, pp. e87753.
2. *Guidelines for drinking-water quality*. 4th ed. World Health Organization, Geneva, 2011. 564 p.
3. *National primary drinking water regulations*. EPA 816-F-09-004. United States Environmental Protection Agency, 2009.
4. Bepamyatov G.P., Krotov Yu.A., *Predelno-dopustimye konsentratsii khimicheskikh veschestv v okruzhayuschei srede* [Maximum allowable concentrations of chemicals in the environment]. Khimiya, Leningrad, 1985. 528 p. (in Russian).
5. Vinogradov S.S., *Ekologicheskii bezopasnoe galvanicheskoe proizvodstvo* [Ecologically safe galvanic production]. Globus Publishers, Moscow, 2002. 352 p.
6. Gao P., Chen P., Shen F., Chen G. Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation without a filter. *Separation Purification Technology*, 2005, vol. 43, pp. 117-123.
7. Petruzzelli D., Passino R., Tiravanti G. Ion exchange process for chromium removal and recovery from tannery wastes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 1995, vol. 34, no. 8, pp. 2612-2617.
8. Rengaraj S., Yeon K.H., Moon S.H. Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, vol. 87, pp. 273-287.
9. Kozłowski C.A., Walkowiak W. Removal of chromium(VI) from aqueous solutions by polymer inclusion membranes. *Water Research*, 2002, vol. 36, pp. 4870-4876.
10. Ge L., Wu B., Li Q., Wang Y., Yu D., Wu L., Pan J., Miao J., Xu T. Electrodialysis with nanofiltration membrane (EDNF) for high-efficiency cations fractionation. *Journal of Membrane Science*, 2016, vol. 498, pp. 192-200.
11. Babel S., Kurniawan T.A. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 2003, vol. 97, pp. 219-243.
12. Park D., Yum Y.S., Kim J.Y., Park J.M. How to study Cr(VI) biosorption: use of fermentation waste for detoxifying Cr(VI) in aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*, 2008, vol. 136, pp. 173-179.
13. Vinogradov S.S., Kruglikov S.S. O polozhitelnykh i otritsatelnykh storonakh elektro- i galvanokoagulyatsionnykh metodov ochistki stochnykh vod [On the positive and negative sides of the electro- and galvanocoagulation methods of wastewater treatment]. *Electroplating and Surface Treatment*, 2008, vol. 16, pp. 46-47. (in Russian).
14. Lur'e Yu.Yu., *Spravochnik po analiticheskoi khimii* [Handbook of analytical chemistry]. Khimiya Publishers, Moscow, 1979. (in Russian).