

церині. Як видно з рис. 4, частинки, отримані в глицерині, мають значно менші розміри.

У зразку не спостерігалися частинки інших форм, окрім сферичної. Відпрацювання та удосконалення цієї методики є перспективним для подальшого практичного використання біологічно сумісних розчинів на основі дрібнодисперсних наночастинок срібла. Дослідження отриманих зразків за допомогою мікроскопії темного поля показали, що для цих срібних наночастинок характерний прояв плазмонного резонансу. Цю їх властивість можна з успіхом застосовувати в оптичному виявленні хімічних або біохімічних субстанцій.

Таким чином, на основі серії експериментальних досліджень встановлено, що отримання наночастинок Ag, стабілізованих полівінілпіролідоном у глицерині, значно сповільнює їх ріст порівняно з етиленгліколем, що дозволяє керувати цим процесом.

РЕЗЮМЕ. Проведена модифікація методов синтеза наночастинок серебра в поліольній среде. Изучено влияние термообработки, характеристик растворителя и других факторов на морфологию наночастинок серебра. Для расширения возможностей использования в медицине исследован метод синтеза в глицерине.

SUMMARY. In this work we present the modification of the chemical synthesis of Ag nanoparticles in polyol

Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича
Інститут фізичної хімії при університеті Йоганна Гуттенберга,
Майнц, Німеччина

solutions. Influence of the heat treatment and other factors on the Ag nanoparticles morphology were studied. Chemical synthesis of Ag nanoparticles in glycerin was studied for their medical applications.

1. Пул Ч., Оуенс Ф. Нанотехнологии. -М.: Техносфера, 2006.
2. Никандров В.В. Успехи биологической химии. - 2000. -**40**. -С. 357—396.
3. Yan Gao, Peng Jiang, Li Song et al. // J. Phys. D: Appl. Phys. -2005. -№ 38. -P. 1061—1067.
4. Yadong Yin, Zhi-Yuan Li, Zi-yi Zhong et al. // J. Mater. Chem. -2002. -№ 12. -P. 522—527.
5. Krassimir P. Velikov, Gabby E. Zegers, Alfons van Blaaderen. // Langmuir. -2003. -№ 19. -P. 1384—1389.
6. Robert Prucek, Libor Kuntek, Jan Hrbbu // Acta Univ. Palacki. Olom., Chemika. -2004. -№ 43. -P. 59—67.
7. Wang W., Chen X., Efrima S. // J. Phys. Chem. -1999. -**103**. -P. 7238—7246.
8. Kapoor S. // Langmuir. -1998. -№ 14. -P. 1021—1025.
9. Linfeng Gou, Mircea Chipara, Jeffrey M. Zaleski // Chem. Mater. -2007. -№ 19. -P. 1755—1760.
10. Hanauer M., Pierrat S., Zins I. et al. // Nano Lett. -2007. -7, № 9. -P. 2881—2885.
11. Пасечникова Н.В., Науменко В.О., Зборовська О.В. и др. // Клінічна фармація. -2007. -**11**, № 2. -С. 4—6.
12. Willey B., Sun Y., Xia Y. // Chem. Eur. J. -2005. № 11. -P. 454—463.
13. Sang Hyuk Im, Yun Tack Lee, Wiley B., Younan Xia // Angew. Chem. Int. Ed. -2005. -№ 44. -P. 2154—2157.

Надійшла 18.04.2009

УДК 549.67:543.5

В.В. Цимбалюк, А.Г. Волощук, І.М. Кобаса

ВПЛИВ ТЕРМІЧНОЇ ОБРОБКИ НА СОРБЦІЙНІ ВЛАСТИВОСТІ БАЗАЛЬТОВОГО ТУФУ

З використанням методів класичного хімічного аналізу, полуменевої фотометрії та атомно-абсорбційної спектроскопії проведено аналіз природного мінералу — базальтового туфу. Встановлено, що цей мінерал є алюмосилікатом з масовим співвідношенням $\text{Si}/\text{Al} = 4.5—4.7$. За результатами вимірювання суспензійного ефекту зроблено висновок про існування на поверхні базальтового туфу позитивно й негативно заряджених активних центрів. Показано, що термічна обробка базальтового туфу в інтервалі $105—500^{\circ}\text{C}$ активує його сорбційну здатність по відношенню до іонів F^- і NH_4^+ .

Природні мінеральні сорбенти давно і ефективно використовуються в технологіях водопідготовки та водоочищення. Завдяки фундаментальним дослід-

женням Ф.Д. Овчаренка та Ю.І. Тарасевича [1, 2] у хімію і технологію води було залучено ряд мінералів, серед яких домінують природні алюмосилікати.

© В.В. Цимбалюк, А.Г. Волощук, І.М. Кобаса, 2009

Базальтові туфи (БТ) — це природні алюмосилікати вулканічного походження, які у розвідних родовищах представлені магматичними породами (вулканічне скло, базальти, шлаки) та мінералами (плагіоклас і піроксен) [3]. Залежно від мінерального і хімічного складу, відповідної переробки їх застосовують у будівництві, промисловості будівельних матеріалів [4], сільському господарстві (добавки до кормів та пролонгатори мінеральних добрив) [5]. Володіючи елементами цеолітної структури, базальтові туфи є потенційними матеріалами для очищення природних і стічних вод [6], захоронення радіоактивних відходів [7].

До мінералогічного складу [4] зразків БТ родовища Польське-2, які використовувалися в даній роботі, входять: цеоліти (35–40) % мас., монтморилоніти (30–40) % мас., пользові шпати (10–15) % мас., кремнезем (4–5) % мас., гепатит (3–5) % мас. Середньостатистичні результати аналізу хімічного складу туфу, виражені через масові відсотки оксидів, наведені в табл. 1. Аналіз зразків базальтового туфу проводили методами класичного хімічного аналізу [8] (визначення Si, Al, Fe, Mg, Ca, P і S), полуменевої фотометрії [9] (визначення Na і K) та атомно-абсорбційної спектроскопії [10] (визначення важких металів).

Хімічний склад базальтових туфів родовища Польське-2 наведено нижче:

SiO ₂	67.44	MnO	0.09	K ₂ O	1.06
TiO ₂	1.75	MgO	5.02	P ₂ O ₅	0.16
Al ₂ O ₃	12.82	CaO	0.46	SO ₃	0.11
Fe ₂ O ₃	10.14	Na ₂ O	0.94		

Узагальнення результатів аналізу показує, що БТ є алюмосилікатами з масовим співвідношенням Si/Al = 4.5–4.7, які містять залізо в кількості 83.3–86.3 г/кг. Крім елементів, сполуки яких у переважанні на оксидах наведені у табл. 1, досліджувані туфи містять також мікроелементи (цинк, мідь, кобальт, никель) в кількостях 1.29–0.07 г/кг. Токсичних елементів (арсен, свинець, ртуть, хром) не виявлено.

Відомо, що термічна обробка природних мінералів суттєво впливає на їх структуру та фазовий склад, що в кінцевому результаті відображається на їх сорбційних і каталітичних властивостях [11]. Враховуючи сказане вище, нами досліджено вплив температури прожарювання на втрату маси і питому поверхню дисперсних ($d = 80$ –110 мкм) зразків базальтового туфу (табл. 1). Визначення питомої поверхні БТ здійснювалось методом

Таблиця 1

Вплив температури прожарювання на питому поверхню та коефіцієнт втрати маси дисперсних зразків базальтового туфу

T, °C	Питома поверхня, м ² /г	Коефіцієнт втрати маси, %
105	7.3	2.12
250	7.8	2.48
400	7.7	2.62
500	7.6	3.05
750	4.5	3.45
850	3.4	3.58
1000	1.8	3.62

БЕТ, величини якої були одержані при хроматографічному дослідженні адсорбції аргону із потоку суміші аргон—гелій при температурі зрідженого азоту та наступної десорбції при підвищенні температури зразка внаслідок вилучення цього холодаагента.

Як випливає з одержаних даних (табл. 1), з підвищеннем температури в інтервалі 105–1000 °C коефіцієнт втрати маси зростає. При цьому його величина змінюється в межах від 2.12 до 3.62 %. Така незначна втрата маси, по всій імовірності, зумовлена виділенням гігроскопічної та кристалізаційної води. Отже, можна констатувати, що досліджуваний базальтовий туф — досить стійкий у термічному відношенні мінерал, який практично не містить хімічних сполук, здатних розкладатися в інтервалі температур 105–1000 °C. Незначне підвищення питомої поверхні (табл. 1) може бути пов’язане з виділенням кристалізаційної води та збільшенням мікропористості базальтового туфу. Зниження питомої поверхні при температурі вище 500 °C характерне для дисперсних матеріалів і пов’язане з процесами агломерації. Установлено, що при $t > 750$ °C спостерігається спікання дисперсного туфу, яке при температурах 1050–1100 °C супроводжується його розплавленням.

Показано [12], що ефективним інформаційним показником сорбційної активності дисперсних матеріалів є так званий суспензійний ефект, величина якого обчислюється за формулою:

$$\Delta \text{pH} = \text{pH}_S - \text{pH}_0,$$

де pH_S — водневий показник суспензії у робо-

чому розчині; pH_0 — водневий показник вихідного робочого розчину. За величиною та знаком сусpenзійного ефекту можна встановити заряд адсорбційних поверхневих центрів і оцінити величину сорбції йонів H^+ та OH^- .

У роботі [13] методами pH-метрії та сорбції кислотно-основних індикаторів досліджували природу активних центрів силохрому марки СХ-120. Встановлено, що в ролі поверхневих активних центрів виступають центри Бернстеда ($\equiv\text{Si}-\text{OH}$) і центри Льюїса ($\equiv\text{Si}\dots\text{O}(\text{H}^+)\text{H}^-$). Молекули води, завдяки своїм амфотерним властивостям, можуть адсорбуватися на обох центрах, генеруючи при цьому в розчині йони і радикали H^+ , H^\bullet , H^- та OH^- , OH^+ , OH . Продукти сорбційної взаємодії змінюють кислотно-основну рівновагу в системі $\text{SiO}_2-\text{H}_2\text{O}$, що відображається у збільшенні або зменшенні pH-сусpenзії відносно робочого розчину. При цьому при зростанні pH-сусpenзії (додатній сусpenзійний ефект) на поверхні адсорбента домінують негативно заряджені центри, а у випадку зменшення pH-сусpenзії (від'ємний сусpenзійний ефект) сорбція відбувається на позитивно заряджених центрах.

З урахуванням вищесказаного нами проведено pH-метричне дослідження сусpenзій дисперсного БТ у воді та водних розчинах $\text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2$, $\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$, K_2CrO_4 . Результати у вигляді кінетичних кривих $\text{pH}=f(t)$ відображені на рис. 1.

Аналіз одержаних даних свідчить, що для

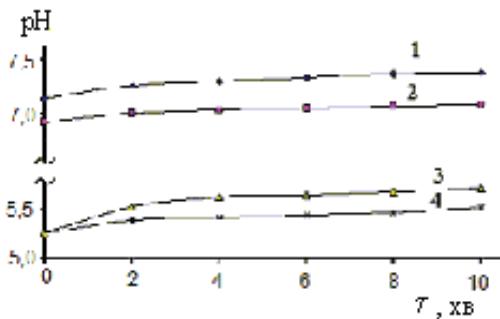
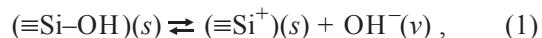


Рис. 1. Зміна pH сусpenзій з часом для природної форми базальтового туфу. Сусpenзійне середовище: 1 — H_2O ; 2 — K_2CrO_4 ; 3 — $\text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2$; 4 — $\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$. Концентрація розчинів солей — $1 \cdot 10^{-2}$ моль/дм³.

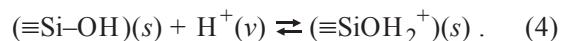
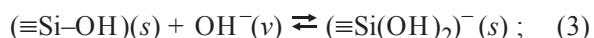
природної форми базальтового туфу (зразки висушені при 105°C до сталої маси) сусpenзійний ефект додатний у всіх досліджуваних розчинах.

Відомо [14], що фактором, який визначає сорбційні та йонообмінні процеси в системах Me_xO_y —

H_2O , є ступінь дисоціації поверхневих гідроксильних груп оксидів. Дисоціація може відбуватися за двома схемами:



Заряджені активні центри можуть також утворюватися на поверхні оксидів у результаті їх сорбційної взаємодії з йонами H^+ і OH^- водного середовища:



Позначення s і v відносяться, відповідно, до поверхні оксиду та об'єму водного середовища.

Беручи до уваги сказане вище, можна пов'язати додатний сусpenзійний ефект у системі БТ — H_2O (рис. 1, крива 1) з дисоціацією поверхневих OH-груп базальтового туфу за схемою (2), а також з сорбцією йонів H^+ на поверхні дисперсної фази за схемою (4).

У водних розчинах K_2CrO_4 , $\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$ та $\text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ характер кінетичних кривих $\text{pH} = f(t)$ залишається таким же, як і для сусpenзій БТ — H_2O , однак рівноважні значення pH_s цих сусpenзій змінюються в кисле середовище (рис. 1, криві 2—4). При цьому ефект „підкислення” зростає в ряду $\text{K}_2\text{CrO}_4 < \text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2 < \text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$. Якщо додатний сусpenзійний ефект пов'язати з сорбцією H^+ , то можна говорити про те, що досліджувані катіони конкурують з йонами гідрогену в процесах сорбції. При цьому конкуренція можлива як на енергетичному, так і на стеричному рівнях [15].

Отже, на підставі аналізу отриманих результатів та їх співставлення з літературними даними [14—16] можна зробити висновок про те, що на поверхні немодифікованого БТ (природна форма) існують позитивно й негативно заряджені активні центри. Ця обставина дозволяє розглядати базальтовий туф як поліфункціональний сорбент.

Для підтвердження цього припущення нами проведено дослідження сорбції йонів фтору та амонію на гранулах базальтового туфу природної форми і термічно модифікованих гранулах, у динамічному й статичному режимах. Методика експериментів описана в роботах [17, 18]. В якості сорбційних середовищ використовували водні розчини NaF та NH_4Cl з концентрацією 0.02 моль/дм³. Концентрацію йонів F^- у розчинах до і після сорбції визначали йонометрично [19], а концентрацію йонів NH_4^+ — фотоколориметрично [20].

У табл. 2 відображені експериментальні результати з дослідження сорбції фторид-йонів на зразках базальтового туфу, попередньо прожарених при різних температурах. Аналіз одержаних результатів (табл. 2) показує, що динамічна сорбційна ємність БТ є функцією двох параметрів — температури прожарювання гранул і величини pH розчинів NaF. Попередня термічна обробка гранул туфу в інтервалі температур 105—500 °C підвищує їх сорбційну ємність. При цьому вплив термічної обробки більш помітний у випадку сорбції фторид-йонів із слабокислих та нейтральних розчинів.

Т а б л и ц я 2

Вплив температури попереднього прожарювання гранул базальтового туфу на його динамічну сорбційну ємність по відношенню до фторид-йонів (швидкість потоку розчину — 0.5 м/год)

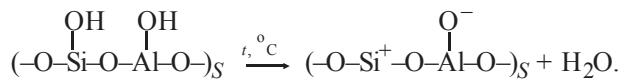
T, °C	Динамічна сорбційна ємність, мг/г					
	pH 6.5	pH 7.0	pH 8.2	pH 9.3	pH 10	pH 11.2
105	0.09	0.12	0.15	0.18	0.21	0.22
250	0.13	0.15	0.17	0.18	0.21	0.22
500	0.16	0.16	0.17	0.19	0.22	0.23
750	0.09	0.10	0.15	0.16	0.19	0.21
1000	0.04	0.05	0.09	0.11	0.15	0.19

З підвищенням pH розчину активуючий вплив термічної обробки на сорбційну активність базальтового туфу зменшується. Наприклад, при підвищенні температури прожарювання гранул туфу від 105 до 500 °C величина сорбції фторид-йонів із нейтрального розчину (pH 7.0) зростає на 37 %, тоді як у лужному розчині (pH 10) аналогічна термообробка підвищує сорбційну ємність усього на 5 %.

Для зразків БТ, які прожарювали при температурах вище 500 °C, спостерігається тенденція до зниження сорбційної ємності незалежно від pH сорбційного середовища природних мінеральних сорбентів.

Відомо [21], що термообробка природних алюмосилікатів у „м'яких” умовах (200—500 °C) активує їх сорбційні та каталітичні властивості. Активуючий вплив термічної обробки за цих умов пов'язують, як правило, з процесами поетапного виділення конституційної води і підвищенням пи-

томої поверхні. Наявність конституційної води, тобто поверхневих і структурних гідроксильних груп, — характерна ознака для природних алюмосилікатів. Під дією температури гідроксильний шар руйнується згідно з десорбційним механізмом [14], у результаті чого вивільняються „старі” і утворюються нові активні центри за схемою:



Термічна обробка природних мінеральних сорбентів викликає суттєві зміни як у природі адсорбційних центрів, так і в їх кількості. Згідно з даними роботи [12], гідроксильована поверхня природних алюмосилікатів містить 5–6 груп OH⁻ на 1 nm². Прожарювання алюмосилікатів у інтервалі температур 105—800 °C знижує поверхневу концентрацію OH⁻ на 87 %. Цеолітна структура мінералів при цьому зазнає незворотних змін, що знаходить своє відображення у зниженні питомої поверхні та пористості.

Узагальнення даних табл. 2 показує, що незалежно від умов попередньої термічної обробки гранул їх сорбційна ємність зростає при підвищенні pH сорбційного середовища. Беручи до уваги той відомий факт [16], що у водному середовищі поверхневі активні центри природних алюмосилікатів піддаються гідролізу й швидкість цих процесів зростає з підвищенням pH, відзначено вище сорбційну поведінку БТ можна пояснити тим, що під час контакту термічно оброблених гранул з водним середовищем у результаті гідролізу на поверхні базальтового туфу зростає концентрація структурних комплексів =Al-OH та =Fe-OH, гідроксильні групи яких здатні замінюватися на фторид-аніони. Вищеназвані фактори, ймовірно, і зумовлюють підвищення сорбційної здатності базальтового туфу в лужних розчинах NaF. До аналогічного висновку приходять автори [22], які досліджували сорбцію фторид-йонів на термічно і хімічно модифікованих цеолітах Холінського і Шивиртуйського родовищ.

Удосконалення існуючих і розробка нових методів вилучення сполук амонію із побутових, промислових і сільськогосподарських стічних вод є однією із важливих проблем хімії і технології води. Наявна достатня кількість наукових публікацій, які свідчать, що ефективними адсорбентами йонів NH₄⁺ із водних середовищ є природні алюмосилікатні мінерали цеолітної групи — клиноптилоліт, морденіт, еріоніт тощо [2]. Врахо-

вуючи високий ступінь цеолітизації кристалічної структури БТ, була проведена серія експериментів з дослідження сорбції йонів NH_4^+ із модельних розчинів. Отримані результати відображені на рис. 2 і в табл. 3. Для порівняння на рисунку представлена також залежність $C(\text{NH}_4^+) = f(t)$ (крива 1), отримана в роботі [17], автори якої досліджували адсорбцію йонів NH_4^+ на цеоліті Сокирницького родовища (умови експерименту ідентичні).

Як видно з рис. 2, сорбція катіонів NH_4^+ цеолітом протікає досить активно протягом 20–30 хв. Далі процес помітно сповільнюється. Сорбційна рівновага в системі цеоліт— NH_4^+ — H_2O встановлюється протягом 180 хв і відповідає залишковій концентрації NH_4^+ , яка дорівнює 0.38 мг/дм³. Сорбція йонів NH_4^+ на базальтовому туфі (природна форма) протягом 60 хв експерименту протікає менш інтенсивно, ніж на цеоліті. Але, на відміну від цеоліту, рівновага в системі БТ— NH_4^+ — H_2O досягається протягом 120 хв експерименту і при нижчій залишковій концентрації йонів амонію (0.36 мг/дм³).

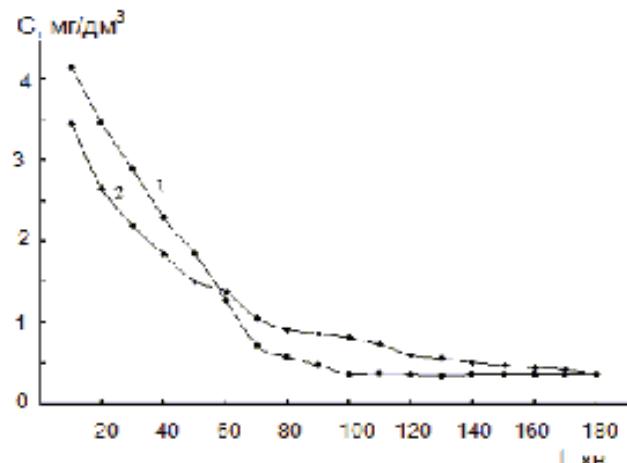


Рис. 2. Зміна концентрації йонів NH_4^+ з часом у процесі їх сорбції в статичному режимі. Сорбент: 1 — цеоліт; 2 — базальтовий туф.

Отже, одержані результати свідчать про те, що сорбційна здатність базальтового туфу по відношенню до йонів NH_4^+ співрозмірна з сорбційною здатністю цеоліту Сокирницького родовища.

У табл. 3 наведені результати дослідження сорбції катіонів NH_4^+ із модельних розчинів на зразках базальтового туфу, прожарених при різних температурах. Досліди проводили на адсорбційній колонці висотою 210 мм і діаметром 30 мм, у якій знаходилися гранули базальтового туфу ма-

Т а б л и ц я 3

Кількісні характеристики сорбції йонів NH_4^+ на базальтовому туфі в динамічному режимі

Температура прожарювання туфи, °C	Ступінь сорбції, %	Динамічна сорбційна ємність, мг/г
105	33.0	13.1
250	38.8	15.4
500	43.2	16.8
750	30.7	12.2

сою 114 г. Швидкість фільтрації водного розчину NH_4Cl з початковою концентрацією 1.087 г/дм³ (366 мг/дм³ у перерахунку на NH_4^+) дорівнювала 5 м/г.

Аналіз одержаних даних (табл. 3) свідчить, що кількісні показники, які характеризують сорбційну здатність БТ по відношенню до йонів NH_4^+ , залежать від температури попереднього прожарювання сорбента. Термічна обробка туфу в інтервалі температур 105—500 °C активує сорбцію катіонів NH_4^+ , що може бути пов’язане із зростанням питомої поверхні й пористості гранул. Подальше підвищення температури прожарювання приводить до зниження сорбційної активності базальтового туфу.

Отже, аналіз отриманих результатів та їх зіставлення з літературними даними показує, що природа активних поверхневих центрів і, відповідно, сорбційні властивості базальтового туфу визначаються його хімічним складом та умовами попередньої термічної обробки. За кількісними характеристиками сорбції йонів NH_4^+ і F^- базальтовий туф наближається до природного цеоліту, що дозволяє розглядати його, як перспективний сорбційний матеріал поліфункціонального призначення.

РЕЗЮМЕ. С использованием методов классического химического анализа, пламенной фотометрии и атомно-абсорбционной спектроскопии проведен анализ природного минерала — базальтового туфа. Установлено, что этот минерал является алюмосиликатом с массовым соотношением $\text{Si}/\text{Al} = 4.5$ —4.7. Согласно результатам измерения супензионного эффекта сделан вывод о существовании на поверхности базальтового туфа положительно и отрицательно заряженных активных центров. Показано, что термическая обработка базальтового туфа в интервале 105—500 °C активирует его сорбционную способность по отношению к ионам F^- и NH_4^+ .

Неорганическая и физическая химия

SUMMARY. Natural minerals of the basalt tufa have been analyzed using methods of the classical chemical analysis, flame photometry and atom-absorption spectrometry. This mineral has been identified as an aluminosilicate with Si/Al ratio of 4.5—4.7. Presence of the positively and negatively charged active centers on the tufa surface has been proved through results of investigation of the suspension effect. It is shown that thermal processing of the basalt tufa in an interval 105—500 °C activates its sorption ability towards ions F⁻ and NH₄⁺.

1. Тарасевич Ю.И., Овчаренко Ф.Д. Адсорбция на глинистых минералах. -Киев: Наук. думка, 1975.
2. Тарасевич Ю.И. Природные сорбенты в процессах очистки воды. -Киев: Наук. думка, 1981.
3. Проскурко А.И. Минеральные ресурсы Украины. -Л.: Вищ. шк., 1989.
4. Голяр Н.Г. Туфи: використання в галузях економіки. -Рівне, 2002.
5. Мельничук В.Г. // Агрономічні руди України. Матеріали міжвідомч. наук.-техн. конф. -Київ, 2004. -С.117—119.
6. Швець О.М., Волоцук А.Г. // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. Сер. Хім. -2004. -9, вип. 7. -С. 138—145.
7. Кочкин Б.Т. // Геоэкология. -1998. -№ 1. -С. 48—53.
8. Анализ минерального сырья / Под ред. Ю.Н. Книпович, Ю.В. Морачевского. -Л.: Госхимиздат, 1959.
9. Полуэктов Н.С. Методы анализа по фотометрии пламени. -М.: Химия, 1987.
10. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционная спектроскопия. -Л.: Химия, 1983.
11. Арипов Е.А. Природные минеральные сорбенты, их активирование и модификация. -Ташкент: ФАН, 1970.
12. Айлер Р.К. Химия кремнезема: Растворимость, полимеризация, коллоидные и поверхностные свойства, биохимия. -М.: Мир, 1982. -Ч. 2.
13. Нечипоренко А.П., Буренина Т.А., Кольцов С.И. // Журн. общ. химии. -1985. -55, № 9. -С. 1907—1912.
14. Танабе К. Твердые кислоты и основания. -М.: Мир, 1973.
15. Чуйко А.А., Горлов Ю.И. Химия поверхности кремнезема. Строение поверхности, активные центры, механизмы сорбции. -Киев: Наук. думка, 1992.
16. Гунько В.М. // Теорет. и эксперим. химия. -2000. -36, № 1. -С. 1—29.
17. Шнерх С., Тихонова І., Мацієвська О. // Матеріали укр.-польської наук.-техн. конф.: Сучасні проблеми водопостачання і знешкодження стіч. вод. -Львів, 1996. -С. 66—73.
18. Шкутова Е.В., Тарасевич Ю.И. // Химия и технол. воды. -2004. -26, № 6. -С. 556—566.
19. Государственные стандарты СССР. Вода питьевая. Методы определения массовой концентрации фторидов. -М.: Изд-во стандартов, 1990.
20. Лурье Ю.Ю., Рыбникова А.И. Химический анализ производственных сточных вод. -М.: Химия, 1974.
21. Ермоленко Н.Ф., Эфрос М.Д. Регулирование пористой структуры окисных адсорбентов и катализаторов. -Минск: Наука и техника, 1971.
22. Леонов С.Б., Мартынова Т.М., Черняк А.С. Очистка природных и сточных вод минеральными цеолитами. -Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 1994.

Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича

Надійшла 05.08.2009

УДК 542.943:547.56:535.379

А.Н. Шендрик, Л.В. Каниболоцкая, И.Д. Одарюк, В.В. Безнос

ОКИСЛЕНИЕ ФЕНОЛЬНЫХ АНТИОКСИДАНТОВ КИСЛОРОДОМ В ВОДНЫХ СРЕДАХ

Сопоставлена кинетика поглощения кислорода, расходования гидрохинона, накопления парабензохинона и H₂O₂, хемилюминесценции (ХЛ) и ее спектрального состава при окислении разбавленных (10^{-3} — 10^{-4} М) растворов фенолов молекулярным кислородом в водно-щелочной среде. Высказаны предположения о механизмах вовлечения фенолов в радикальные окислительные реакции, генерирования супероксиданион-радикала, возникновения ХЛ-свечения.

Фенолы широко используются как антиоксиданты (АО) в технике, медицине, пищевой промышленности и других областях. Механизм ингибирования ими радикально-цепных реакций окисления органических веществ в олеофазах изучен

глубоко и всесторонне, однако их антирадикальная активность в водных средах требует дальнейших исследований. Предполагается [1—3], что как в органических растворителях, так и в воде фенолы являются эффективными ловушками перокси-

© А.Н. Шендрик, Л.В. Каниболоцкая, И.Д. Одарюк, В.В. Безнос, 2009