

УДК 661:546.65+546.42

Л.М. Спасьонова, В.М. Павленко, Б.Ю. Корнілович, А.І. Рудий

**СТРУКТУРОУТВОРЕННЯ В КЕРАМІЧНИХ МАТРИЦЯХ ДЛЯ ІММОБІЛІЗАЦІЇ ЦЕЗІЮ**

The paper studies processes of structure formation at heat treatment of purification wastes of radioactive cesium waters using sorbents based on clay minerals and zeolite. We define structural and mechanical properties of simples and find the optimum conditions of their heat treatment aimed at obtaining based on crystalline structures with the most effective physical and mechanical properties. We also investigate mechanical and chemical stability of ceramic matrices formation and also strength of commitment  $^{137}\text{Cs}$  in them. Physical and mechanical characteristics of obtained samples and research results of vating processes using different aggressive media confirm high hardness of radionuclides fixation in ceramic matrices. They can hold radiocesium in safe immobilized state for a long time. It can be argued that it is possible to use ceramic technology for processing water purification precipitation, which contains clay minerals or ceolites for disposal and safe storing of water purification wastes from cesium radioactive pollution.

**Вступ**

При очищенні великих об'ємів радіоактивно забруднених вод, у результаті роботи атомних електростанцій, науково-дослідних лабораторій та ін., однією з основних умов використання тих чи інших технологій залишається економічний фактор. Природні та модифіковані алюмосилікати вже певний час широко використовуються як дешеві сорбенти в процесах очистки забруднених вод низької та середньої радіоактивності. При цьому наявні в забруднених водах радіонукліди навіть у кількостях, близьких до допустимих рівнів, накопичуються під час процесів очищення в силікатних матрицях, і подальше поводження з такими відходами вимагає використання спеціальних прийомів для їх зберігання та захоронення [1–4].

Осади, що утворюються при сорбційному очищенні таким способом, містять токсиканти, сорбовані на поверхні природних або модифікованих мінералів. Як було показано раніше, глиновмісні осади водопровідних станцій можуть бути оброблені за звичайною керамічною технологією з утворенням досить міцних керамічних матриць [5]. У той же час процеси формування пористих структур при термічній обробці відпрацьованих дисперсій недостатньо вивчені для мінералів різних родовищ.

**Постановка задачі**

Метою роботи є дослідження можливості переробки отриманих після сорбційного очищення радіоактивно забруднених  $^{137}\text{Cs}$  вод найбільш ефективних сорбентів на основі природних мінералів за традиційною керамічною технологією, вивчення особливостей структуроутворення в алюмосилікатах у процесі термооб-

робки. Детальне дослідження стійкості отриманих керамічних матриць до дії різних хімічних реагентів після сорбції забруднювача дасть відповідь про можливість використання керамічної технології для іммобілізації радіонуклідів у відходах водоочищення.

**Матеріали і методи**

Об'єктами дослідження були використані глинисті мінерали монтморилоніт та генетична суміш 4-го шару Черкаського родовища і клиноптилоліт Закарпатського родовища, які були досліджені як ефективні сорбенти для видалення  $^{137}\text{Cs}$  з радіоактивних вод. Для відокремлення високодисперсних глинистих мінералів від супутніх домішок кварцу, польових шпатів, цеолітів були використані методи седиментаційного розділення [6]. Для виділення мономінеральних фракцій глинистих мінералів попередньо розтерті зразки засипали у дистильовану воду при співвідношенні  $T:P = 1:100$  і ретельно перемішували. Отримані зависі витримували від 6 до 24 год залежно від природи мінералу і супутніх домішок у породі. Мономінеральність природних вихідних зразків та фізико-хімічні процеси структуроутворення, що відбуваються при отриманні керамічних матриць після термообробки, визначали за допомогою рентгенофазового аналізу на рентгенівському дифрактометрі ДРОН-2.0 з двома щілинами Соллера з відфільтрованим  $\text{CoK}_\alpha$ -випромінюванням. Розшифровку фазового складу та інтерпретацію отриманих результатів проводили на основі баз даних [7]. Диференціально-термічний аналіз проводили на дериватографі Q-1500D за відомими методиками [8].

Середній хімічний склад вихідного зразка монтморилоніту, %:  $\text{SiO}_2 - 59,95$ ;  $\text{Al}_2\text{O}_3 - 14,78$ ;

TiO<sub>2</sub> – 0,75; Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 6,98; FeO – 0,08; MnO – 0,07; MgO – 2,26; CaO – 1,73; Na<sub>2</sub>O – 0,35; K<sub>2</sub>O – 0,23; SO<sub>3</sub> – 0,15; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 0,05; В.п.п. – 8,42. Склад обмінних катіонів, мг-екв/г: Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup> – 89,0; Na<sup>+</sup>+K<sup>+</sup> – 0,25. На рентгенограмі неорієнтованого зразка спостерігали серію базальних рефлексів 1,252; 0,624; 0,3152; 0,2527 нм і полоси двовимірної дифракції – 0,447; 0,2566; 0,2236 і 0,1499 нм. Наявність вказаних дифракційних відбиттів характерна для смектитів [9]. Вузькі й інтенсивні лінії з міжплощинними відстанями 0,425; 0,334; 0,245; 0,229; 0,223; 0,213; 0,195 нм, що спостерігаються на дифрактограмах вивчених зразків черкаського монтморилоніту, відносяться до кварцу. За результатами аналізу, з урахуванням інтенсивностей дифракційних відбиттів, основним мінералом зразка є монтморилоніт – його в зразку близько 88 %, домішок кварцу, опалу та ін. – до 10 %. Термограми черкаського монтморилоніту характеризуються трьома ендоефектами. Максимум першого – 163 °С – зумовлений виділенням основної кількості гігроскопічної води, другий максимум – 542 °С – втратою конституційної води і початком аморфізації речовини, третій – 772 °С – остаточною втратою конституційної води і руйнуванням структури монтморилоніту. При 1000 °С спостерігається утворення муліту у вигляді дрібних голчатих кристалів, розмір яких збільшується з підвищенням температури.

Середній хімічний склад вихідного зразка генетичної суміші 4-го шару, %: SiO<sub>2</sub> – 58,89; Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 11,05; TiO<sub>2</sub> – 0,55; Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 6,24; FeO – 0,13; MnO – 0,18; MgO – 1,32; CaO – 4,47; Na<sub>2</sub>O – 0,44; K<sub>2</sub>O – 1,13; SO<sub>3</sub> – 0,15; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 0,06; В.п.п. – 11,35. Рентгенограма зразка 4-го шару підтверджує монтморилоніт-палигорський склад глини. Поряд із рефlekсами 1,58 і 1,59 нм, що характерні для монтморилоніту, наявний рефлекс 1,013, що належить палигорськиту. Домішки представлені кварцом і польовим шпатом. За даними рентгенофазового аналізу мінералогічний склад зразка приблизно такий, %: монтморилоніт – 47, палигорськіт – 45, гідрослюда, кварц, польовий шпат – до 8. Термограма зразка генетичної суміші 4-го шару має глибокий ендотермічний максимум при 156 °С за рахунок видалення адсорбційної води. Більш слабкі ендоефекти при 541 і 847 °С свідчать про видалення ОН-груп і перекристалізацію монтморилоніту 4-го шару.

Співвідношення SiO<sub>2</sub>/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> в зразку цеоліту рівне 4,75–4,80, за номенклатурою Дж. Бойлса клиноптилоліт характеризується співвідношенням Si/Al – 4,0–5,1. В даному зразку клиноптилоліту Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup> > Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> = 1,70–1,77 з досить високим вмістом кальцію. На дифрактограмах чітко проявляються лінії відбиття клиноптилоліту, нм: 0,900, 0,680, 0,396, 0,434, 0,391, 0,317, 0,297 і 0,790, 0,510, 0,465. Наявність кварцу ідентифікували за відбиттями 0,427; 0,334; 0,245; 0,229 нм та ін. Мінералогічний склад зразка, %: клиноптилоліт – 72, кварц – 13, монтморилоніт, кристобаліт, біотит, польовий шпат – до 15. На кривих нагрівання термографічного аналізу зразка клиноптилоліту наявний чіткий широкий ендотермічний ефект з максимумом при 157–159 °С і незначний в області температур 511 і 540 °С, що вказує на дегідратацію цеолітової води, яка повністю закінчується при 750 °С, далі структура клиноптилоліту руйнується, цеоліт аморфізується до 1000 °С.

Очищенню піддавалися зразки вод (аналог вод після дезактивації) з хімічним складом, що відповідає середньому складу води в р. Дніпро за катіонами та аніонами з додаванням радіоцезію з активністю 7,4·10<sup>3</sup> Бк/дм<sup>3</sup>. Для дослідження був вибраний <sup>137</sup>Cs, який є одним із головних компонентів радіоактивного забруднення біосфери [10] та який був і, можливо, залишається в зоні відчуження основним дозоутворюючим елементом з підвищеною міграційною здатністю. Тому актуальні процеси як видалення його з вод, так і іммобілізації в керамічних матрицях для подальшого знешкодження продуктів водоочищення.

Сорбційні дослідження проводили в статичних умовах, тривалість контакту 1 год. Після сорбції відпрацьовані мінеральні сорбенти піддавалися напівсухому пресуванню та випалу в інтервалі температур 800–1100 °С. Температури для випалу, за яких відбувається керамізація алюмосилікатів, вибрані для отримання найбільш міцної матриці. Отримані після термообробки зразки повинні бути стійкі до впливу хімічних реагентів. Були визначені оптимальні температури термообробки, за яких для різних зразків утворюється міцна керамічна матриця, стійка до дії хімічних реагентів в умовах, що імітують поведінку матриць у агресивних середовищах.

Керамічні зразки були досліджені на хімічну стійкість до вилугування <sup>137</sup>Cs різними ре-

агентами. Хімічну стійкість керамічних матриць оцінювали за ступенем вилуговування, яку оцінювали за формулою

$$CB = A \cdot 100 / A_0,$$

де  $CB$  – ступінь вилуговування, %;  $A$  – радіоактивність, що перейшла в розчин, Бк;  $A_0$  – радіоактивність вихідного зразка, Бк. Нами не тільки було досліджено вплив на процеси вимивання з матриці радіоцезію під дією води (20 і 100 °С), як приписано стандартами на дослідження хімічної стійкості керамічних або скло-матриць з іммобілізованими високоактивними радіоактивними відходами тривалим вилуговуванням, але й були вибрані для вилуговування такі реагенти, які показали б дію кислот (0,01 М НСІ, 0,1 М НСІ, 1,0 М НСІ), лугів (0,1 М NaOH, 1,0 М NaOH) та комплексоутворювачів (0,1 М NaHCO<sub>3</sub>, 0,1 М Трилон Б), тобто тих реагентів, які можуть істотно вплинути на процеси видалення з поверхні керамічних зразків радіоактивного забруднення і які б імітували жорсткі умови впливу на керамічні матриці при зберіганні. Вилуговування проводили при співвідношенні Т : Р = 1 : 60 протягом 1 год з подрібнених зразків.

Швидкість вилуговування визначали з таблетованих зразків та розраховували за формулою

$$V = A/S \cdot t,$$

де  $A$  – активність радіонукліда в розчині;  $V$  – швидкість вилуговування з площі зовнішньої поверхні таблетованого зразка  $S$  (см<sup>2</sup>) за час контакту  $t$  (діб). Концентрації кислот і лугу для вилуговування були вибрані як жорсткі умови впливу на керамічні зразки. В реальних умовах можливого зберігання термооброблених зразків з іммобілізованими радіонуклідами <sup>137</sup>Cs вплив навколишнього середовища більш м'який, тому можна буде зробити висновок про принципову можливість використання керамічної технології для переробки осадів, що мають у складі глинисті мінерали або цеоліти.

### Результати і їх обговорення

Відомо, що глинисті мінерали і цеоліт добре поглинають радіоцезій та міцно фіксують його у структурі мінералів за рахунок кристалохімічного фактора, оскільки розмір гідратованих іонів цезію близький до розмірів дитригональних лунок на поверхні частинок шарува-

тих силікатів і каналів цеолітів у каркасних алюмосилікатах [11]. Тому в процесах сорбції має місце досить міцна фіксація цих іонів в елементах структури силікатних мінералів. Відповідно, енергія взаємодії з активними центрами в цьому випадку максимальна, що і є причиною високої селективності силікатних мінералів відносно іонів цезію.

Фізичні та механічні властивості природних мінералів і термооброблених осадів водоочищення досліджені за стандартними методиками [10] і наведені на рис. 1 й у таблиці. Процеси спікання у відпрацьованих осадах при очистці глинистими мінералами починаються за значно нижчих температур, ніж в осадах на основі цеоліту. Відповідно, і міцність, яку набирають цеолітні зразки навіть при максимальних вивчених температурах, значно нижча, ніж для глинистих осадів, термооброблених за більш низьких температур. Межу міцності на стискання визначали для зразків після термообробки в інтервалі температур від 105 до 1100 °С. Як видно з рис. 1, для досягнення відповідної міцності глинистих зразків (монтморилоніту та 4 шару) достатньо більш низької температури, ніж для випалу зразків на основі цеоліту (клинотиллоліту). Найбільша межа міцності на стискання спостерігається для зразків генетичної суміші 4-го шару, і чим вища температура випалу осаду, тим міцніша керамічна матриця. Для цеолітів задовільна міцність з'являється тільки для зразків після випалу при 1000 °С. Оптимальна температура випалу, виходячи з міцності, для генетичної суміші 4-го шару становить 900–1000 °С, монтморилоніту – 900 °С. Під час зберігання керамічні зразки з іммобілізованими відходами зазнаватимуть дії певного тиску. Міцність зразків на стискання для керамічних і скломатеріалів для захоронен-

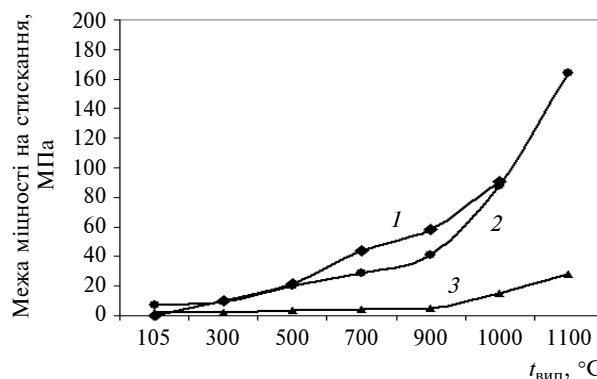


Рис. 1. Залежність міцності отриманих зразків від температури випалу: 1 – монтморилоніт, 2 – генетична суміш 4-го шару, 3 – клинотиллоліт

ня відповідно до вимог стандартів становить 9 МПа. Як видно з отриманих даних, навіть для зразків глинистих мінералів після випалу при 700 °С і більше, а для цеоліту при 950 °С і вище, спостерігається міцність, яка задовольняє вимоги до матриць для захоронення радіоактивних відходів.

**Таблиця.** Фізичні властивості природних мінералів і термооброблених осадів

Основа зразка	$t, ^\circ\text{C}$	Уявна щільність $\rho, \text{г/см}^3$	Уявна пористість $\epsilon, \%$	Водопоглинання $W, \%$
Монтморилоніт	105	Руйнується в холодній воді		
	300	Руйнується в холодній воді		
	500	Руйнується при кип'ятінні		
	700	1,75	30,1	17,2
	800	2,20	22,8	10,4
	900	2,60	11,3	4,3
Генетична суміш 4-го шару	105	Руйнується в холодній воді		
	800	1,10	50,8	46,2
	900	1,24	45,4	36,5
	1000	2,09	15,5	7,4
Клиноптилоліт	105	Руйнується в холодній воді		
	900	Руйнується в холодній воді		
	1000	1,41	39,4	27,9
	1100	1,66	29,0	17,5

Дані з визначення міцності зразків осадів після термообробки корелюють з даними визначення уявних щільності ( $\rho$ ) та пористості ( $\epsilon$ ), а також водопоглинання ( $W$ ) зразків, термооброблених при 700–1100 °С. Як видно з даних таблиці, уявна щільність при підвищенні температури випалу зростає і одночасно зменшується відкрита пористість зразків, тобто відбувається ущільнення керамічних зразків.

Дані рентгенофазового аналізу досить повно характеризують процеси, які відбуваються при випалі осадів водоочищення. Так, аналіз порошкових дифрактограм осадів очистки від  $^{137}\text{Cs}$  показав, що після висушування при 105 °С та випалу зразків 4-го шару вже за температури 900 °С спостерігається руйнування структури палигорськиту. На термограмах зразків після випалу, крім кварцу (0,335 нм), спостерігаються новоутворені погано окристалізовані фази гематиту –  $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$  (0,367; 0,250; 0,220 нм) і енстатиту –  $\text{MgSiO}_3$  (0,316; 0,287; 0,246 нм), які

ідентифікуються тільки за найбільш сильними дифракційними відбиттями. Інтенсивний фон в області кутів  $2\theta$  від 20 до 40° свідчить про значний вміст рентгеноаморфних продуктів. На дифрактограмах термооброблених при 900 °С осадів монтморилоніту спостерігалися інтенсивні полоси дифракції, характерні для смектитів (1,252; 0,624; 0,447 нм), та слабкі дифракційні відбиття домішок мінералів кварцу (0,335 нм) і польових шпатів (0,389; 0,362; 0,347 нм). Випал за даної температури приводить до утворення на основі монтморилоніту рентгеноаморфних фаз. На дифрактограмах зразків клиноптилоліту видно, що при перевищенні температури випалу 1000 °С структура цеолітів руйнується, спостерігаються дифракційні лінії кварцу (0,426; 0,335; 0,246; 0,213 нм), основних плагіоклазів (0,404; 0,386; 0,374; 0,349; 0,321; 0,317 нм), основних ортоклазів (0,643; 0,464; 0,389; 0,375; 0,362; 0,348; 0,322) та ін.

Таким чином, найбільш оптимальна температура термообробки зразків монтморилоніту та генетичної суміші 4-го шару становить 900 °С, а клиноптилоліту – 1000 °С, що підтверджується аналізом порошкових рентгенограм зразків досліджених природних мінералів до та після сорбції і термообробки. Випал при оптимальній температурі як глинистих зразків, так і цеолітів у вивченому температурному інтервалі не приводить до утворення високотемпературних кристалічних фаз, міцна керамічна матриця формується за рахунок виникнення міжчастинних контактів на основі рентгеноаморфних новоутворень. За цих температур відбувається утворення структур з найкращими фізико-механічними властивостями.

Термічна обробка мінералів після сорбції забруднень зумовлює дегідратацію сорбованих іонів і їх зближення з силікатною матрицею, що приводить до збільшення міцності зв'язку. Дегідратація мінералів, що починається при подальшому підвищенні температури, супроводжується їх структурною перебудовою з виникненням при максимальних температурах мікротекстурних рентгеноаморфних фаз. Швидкість дифузійних процесів при максимальних температурах різко зростає, що зумовлює можливість міграції іонів-забруднювачів углиб силікатної матриці з подальшою їх іммобілізацією в структурі та високу стійкість до дії різних вилуговуючих чинників. На рис. 2 наведені дані щодо ступеня вилуговування  $^{137}\text{Cs}$  із зразків після висушування та випалу.

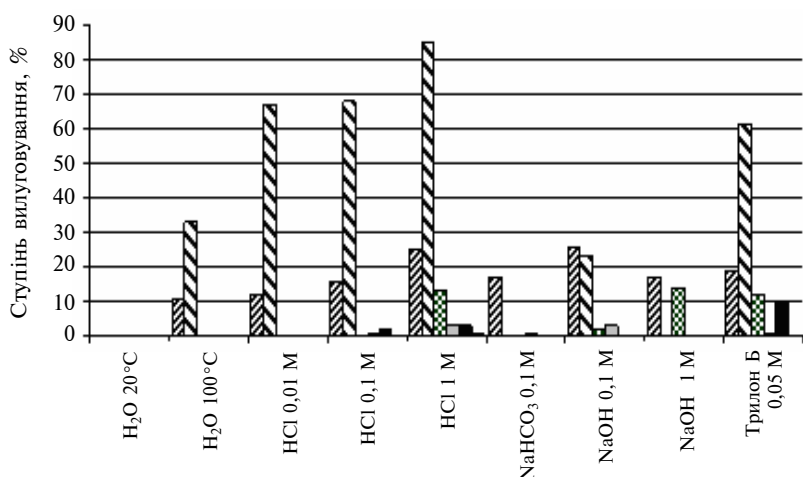


Рис. 2. Ступінь вилугування  $^{137}\text{Cs}$  із зразків керамічних матриць природних мінералів, отриманих за оптимальних температур випалу:  $\text{H}_2\text{O}$  20°C – монтморилоніт, 105 °С;  $\text{H}_2\text{O}$  100°C – генетична суміш 4-го шару, 105 °С;  $\text{HCl}$  0,01 М – клиноптилоліт, 105 °С;  $\text{HCl}$  0,1 М – монтморилоніт, 900 °С;  $\text{HCl}$  1 М – генетична суміш 4-го шару, 900 °С;  $\text{NaHCO}_3$  0,1 М – клиноптилоліт, 900 °С;  $\text{NaOH}$  0,1 М – монтморилоніт, 900 °С;  $\text{NaOH}$  1 М – генетична суміш 4-го шару, 900 °С; Трилон Б 0,05 М – клиноптилоліт, 900 °С

Для детальнішої оцінки міцності іммобілізації радіонуклідів у керамічних матрицях була вивчена кінетика процесів вилугування. Як видно з отриманих даних (рис. 3) швидкість вилугування радіоцезію корелює з фізико-механічними характеристиками отриманих керамічних матриць різних мінералів – найбільша в генетичній суміші, найнижча у клиноптилоліту.

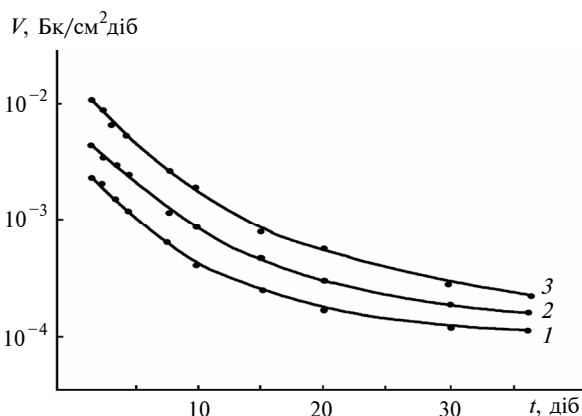


Рис. 3. Залежність швидкості вилугування  $^{137}\text{Cs}$  із зразків керамічних матриць природних мінералів, отриманих за оптимальних температур випалу: 1 – клиноптилоліт, 2 – монтморилоніт, 3 – генетична суміш 4-го шару

З кінетичних кривих видно, що найбільше вилугування спостерігається в першу добу в зв'язку з переходом у розчин радіоцезію з поверхні таблетованих зразків. Подальше вилугування незначне. Це дає можливість заключити,

що, з урахуванням наявності в навколишньому середовищі слабкоокислих, слабколужних рідин, комплексоутворюючих агентів з низькими концентраціями, значного вилугування з керамічних зразків не буде відбуватися і, таким чином, використання керамічної технології для іммобілізації радіонуклідів та тривале зберігання їх у спеціально відведених місцях є доцільними.

## Висновки

Доведено можливість використання традиційної керамічної технології для переробки глино-і цеолітвмісних шламів, що утворюються при очищенні вод від забруднень. Крім міцної фіксації токсичних металів, вико-

ристання керамічної технології для утилізації осадів водоочищення зумовлено такими властивостями глинистих складових: вони надають формульним масам пластичності, добре формуються і зберігають міцність у процесі сушки та випалу, ущільнення та зміцнення при спіканні не викликає зміни форми виробів.

Фізико-механічні характеристики отриманих керамічних зразків і результати досліджень процесів вилугування різними агресивними середовищами підтверджують високу міцність фіксації радіонуклідів у керамічних матрицях, які можуть тривалий час утримувати радіонукліди в безпечному іммобілізованому стані. В реальних умовах захоронення чи зберігання термооброблених зразків з іммобілізованими радіонуклідами вплив навколишнього середовища більш м'який, ніж при випробуваннях на міцність фіксації радіонукліда цезію в матриці, тому можна впевнено стверджувати, що існує принципова можливість використання керамічної технології для переробки осадів, що мають у складі глинисті мінерали або цеоліти з метою захоронення та безпечного зберігання відходів водоочищення радіоактивно забруднених вод від  $^{137}\text{Cs}$ .

У подальшому доцільно продовжити дослідження природних алюмосилікатів як сорбентів для різних важких металів, а також дослідити керамічні матриці з іммобілізованими токсикантами на стійкість до поверхнево-активних речовин, органічних кислот природного походження тощо.

1. *F.W. Pontius*, "Disposal of Radioactive Residuals Requires Careful Planning", *J. Amer. Water Works Assoc.*, vol. 86, no. 11, pp. 18–22, 1994.
2. *Очистка* вод от Cs-137 и Sr-90 с использованием природных и механоактивированных слоистых и слоисто-ленточных силикатов / Б.Ю. Корнилович, Г.Н. Пшинко, А.А. Косоруков и др. // *Химия и технология воды*. – 1991. – 13, № 11. – С. 1025–1029.
3. *Очистка* вод от Cs-137 и Sr-90 с использованием природных и механоактивированных карбонатсодержащих материалов / Б.Ю. Корнилович, Л.Н. Спасеннова, А.А. Косоруков и др. // Там же. – 1992. – 14, № 1. – С. 48–52.
4. *Технологические* и организационные аспекты обращения с радиоактивными отходами. – Вена: МАГАТЭ, 2005. – 222 с.
5. *Шабловская Г.К., Корнилович Б.Ю., Гороновский И.Т.* Высокотемпературная термическая обработка осадков водопроводных станций // *Химия и технология воды*. – 1980. – 2, № 2. – С. 161–64.
6. *Тарасевич Ю.И., Овчаренко Ф.Д.* Адсорбция на глинистых минералах. – К.: Наук. думка, 1975. – 352 с.
7. *G.W. Brindley and G. Brown*, Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification. Great Britain, London: Miner.Soc., 1980, 496 p.
8. *Уендланд У.* Термические методы анализа. – М.: Мир, 1978. – 528 с.
9. *Рентгенография* основных типов породообразующих минералов (слоистые и каркасные силикаты) / Под ред. В.А. Франк-Каменецкого. – Л.: Недра, 1983. – 360 с.
10. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
11. *Корнилович Б.Ю.* Структура и поверхностные свойства механохимически активированных силикатов и карбонатов. – К.: Наук. думка, 1994. – 128 с.
12. *Практикум* по технологии керамики: Учеб. пособие для ВУЗов / Под ред. И.Я. Гузмана. – М.: ООО РИФ "Стройматериалы", 2005. – 334 с.

Рекомендована Радою  
хіміко-технологічного факультету  
НТУУ "КПІ"

Надійшла до редакції  
10 січня 2012 року