

who was born after Chornobyl accident, and their parents. The survey was carried out on the radioactive contaminated and «conditionally clean» territories of six regions of Ukraine (Rovno, Zhytomyr, Kyiv, Kirovograd, Donetsk, Odessa). The high levels of radioanxiety are evaluated (3,24-4,55).

УДК 614.7 : (546.36+546.42)-084.48

ГІГІЄНІЧНА І РАДІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ДОЗОВИХ МЕЖ РАДІОАКТИВНИХ ЦЕЗІЮ І СТРОНЦІЮ ДО І ПІСЛЯ СОРБЦІЇ ЕКОЛОГІЧНИМ СОРБЕНТОМ ГЛАУКОНІТОЛІТОМ

¹ Хоп'як Н.А., ² Омельчук С.Т., ¹ Маненко А.К., ⁵ Калянчиков І.П., ¹ Касіян О.П.,
¹ Матисік С.І., ⁴ Закаляк Н.Р., ¹ Ткаченко Г.М., ³ Козуб Ю.Б., ³ Федоришин Ю.І.

¹ Львівський національний медичний університет імені Данила Галицького;

² Національний медичний університет імені О.О.Богомольця;

³ НВКП «Екоресурс»;

⁴ Дрогобицький державний педагогічний університет імені Івана Франка;

⁵ ДЗ Львівська обласна СЕС

Актуальність теми. Наслідки Чорнобильської аварії призвели до екологічної кризи в Україні й сусідній Білорусі. Про це неодноразово наголошувалось різними міжнародними урядовими і громадськими організаціями. Особливу занепокоєність викликають так звані малі дози радіації які виникли за рахунок аварії на Чорнобильській АЕС. Маються на увазі, в першу чергу, цезій і стронцій, які часто об'єднують під назвою радіонукліди [10] і знешкодження їх в об'єктах довкілля екологічними сорбентами є актуальним.

Матеріали та методи досліджень. Враховуючи те, що глауконітоліт Адамівського родовища Хмельницької області характеризується специфічною структурою і хімічним складом [5,6,7,8], він має великі перспективи у застосуванні його як сорбенту за ТУ У 03772476.001-2001 радіоактивних цезію та стронцію. Механізм сорбції полягає у тому, що структурні позиції глауконітоліту, які займають кальцій та калій, можуть заповнюватись, відповідно, цезієм і стронцієм за принципом ізоморфного заміщення [9,10,11]. З метою перевірки ефективності використання глауконітоліту як сорбенту радіонуклідів (цезій і стронцій), в лабораторії радіології Львівської обласної СЕС було проведено серію експериментів по вилученню з модельних розчинів названих радіоактивних

елементів. Для цього використовувався незбагачений глауконіт-кварцевий пісок з середнім вмістом глауконітоліту 50%. Вказані експерименти проведені з метою реального подальшого використання глауконіту як сорбенту на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС землях, а також для рекультивації забруднених земель та утилізації шахтних відвалів, що виникли внаслідок багаторічного промислового видобування уранової руди.

У зв'язку з різною природою радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 і додатковими труднощами їх спільного визначення, дослідження щодо сорбції цих ізотопів проводились окремо. Для модельних розчинів використовували 5л водопровідної води підкисленої азотною кислотою. Після внесення радіонукліду в модельний розчин його витримували не менше доби для встановлення рівноваги, після чого визначали питому активність, яка склала 543 Бк/л для цезію і 59,6 Бк/л для стронцію. Для сорбційних експериментів 1л підготовленого розчину переносили у поліетиленові склянки. Після чого вносили наважку глауконіту (3, 5, 10, 20, 25 г), накривали пластмасовою кришкою і ставили на струшувач. Через відповідні проміжки часу (3 год) визначали залишкову активність розчину. Вимірювання активності цезію-137 в розчинах проводили на гамма-спектрометрі

СЕГ-001 «АКП-С». Об'єм проби розчину для вимірювань брали 0,5 л.

Вимірювання активності стронцію-90 в пробах проводили наступним чином. Пробу розчину об'ємом 0,1 мл відбирали піпеткою, наносили на мішень, висушували і витримували протягом двох тижнів для встано-

влення радіоактивної рівноваги між стронцію-90 та ітрієм-90, після чого проводили вимірювання залишкової активності на β -установці УМФ-2000.

Ступінь сорбції досліджуваних радіонуклідів з розчинів розраховували за формулою:

$$S = [(J_{\text{вих}} - J_{\tau}) / J_{\text{вих}}] \times 100, (\%),$$

де, $J_{\text{вих}}$ – швидкість обрахунку проби вихідного розчину (імп/100 с).

Коефіцієнт розподілу K_d розраховували за формулою:

$$K_d = [S / (1 - S)] / (V/m), (\text{мг/л}),$$

де, V – об'єм розчину, що досліджується, мл; m – маса сорбента, г.

Результати досліджень та їх обговорення. Результати проведених експериментів показані в табл. 1, 2.

Таблиця 1. Результати оцінки ефективності сорбції цезію-137 з модельних розчинів в залежності від вмісту глауконітоліту.

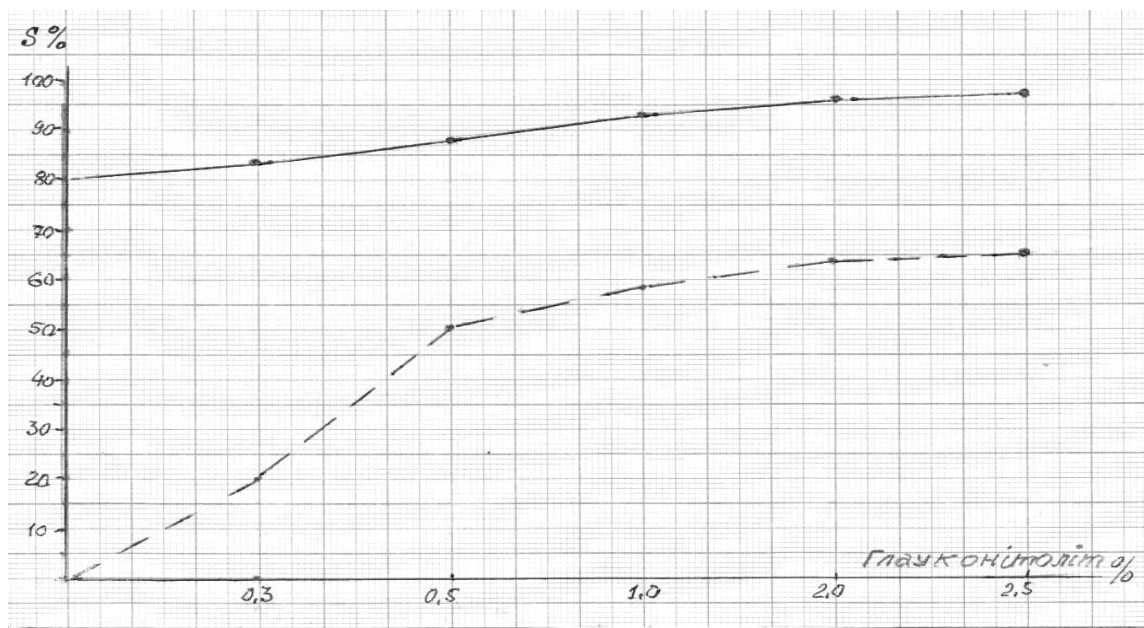
Відсоток глауконіту, %	Активність Бк/л			Відсоток, %	
	модельного розчину	розчину після сорбції	розчину після десорбції	поглинання	десорбції
2,5	543	16,3	9,9	97,0	1,88
2,0	543	18,0	10,0	96,7	1,90
1,0	543	37,0	14,6	93,2	2,90
0,5	543	64,0	19,6	88,2	4,10
0,3	543	83,0	26,2	84,7	5,70

Таблиця 2. Результати оцінки ефективності сорбції стронцію-90 з модельних розчинів в залежності від вмісту глауконітоліту.

Відсоток глауконіту, %	Активність Бк/л		Відсоток поглинання, %
	модельного розчину	розчину після десорбції	
2,5	59,6	20,74	65,2
2,0	59,6	21,21	64,4
1,0	59,6	24,88	58,3
0,5	59,6	29,40	50,7
0,3	59,6	47,60	20,0

Наведені результати свідчать про те, що в стабільному інтервалі рН 7-8 ефективність сорбції коливається від 84,7 до 97,0% для цезію-137 і від 20,0 до 65,2% для стронцію-90. Ємність по відношенню до цезію-137 більша, але і сорбція стронцію-90 показує що в межах концентрації 0,3-2,5% виконується Закон Генрі; графік залежності сорбції з роз-

чинів від різних концентрацій глауконітоліту (рис. 1) показує лінійний характер сорбції радіоактивних цезію і стронцію, і можна допустити що сорбент однорідний, не змінює своєї структури і складу, а загальна кількість сорбційних центрів пропорційна масі сорбенту.



де, S – ступінь сорбції, %;
 — — сорбція цезію-137, %;
 - - сорбція стронцію-90, %.

Рисунок. 1. Залежність сорбції радіонуклідів з модельних розчинів в залежності від вмісту глауконіту.

Величиною обмінних властивостей мінералу є обмінна ємність, що виражається у міліеквівалентах на 1 г мінералу і становить 9 мг-екв/г. Максимальна обмінна ємність відповідає повному ізоморфному заміщенню одного іона на інший у визначеній структурній позиції мінералу. Для мінералів групи глауконіту, звичайно мають місце одночасно адсорбційні (головним чином молекулярна адсорбція) і обмінні процеси, чітку межу між якими провести не вдається.

Дослідами доведена висока вибірковість сорбції цезію з розчину шаруватими силікатами типу глауконітоліту. Вилучення

цезію не має прямого зв'язку з обмінною ємністю глинистих мінералів і визначається спільною дією багатьох факторів, у тому числі залежить від питомої поверхні мінералів. Наявність монтморилонітових шарів у змішано шарових іліт- і глауконіт- монтморилонітових структурах знижує сорбцію цезію.

За даними японських авторів, глауконітоліт завдяки обміну катіонів здатний вилучати радіоактивний цезій з морської води. Радіостронцій також інтенсивно поглинається глауконітолітом. Однак, на відміну від цезію-137, стронцій-90 краще сорбується мінералами монтморилонітової групи [10].

Висновки

1. Аналіз отриманих результатів свідчать, що поглинання цезію з розчину досягає 84,7-97,0% (десорбція не перевищує 5,7%), стронцію – 65,2% (десорбція не перевищує 4,1%). Максимальна обмінна ємність відповідає повному ізоморфному заміщенню одного іона на інший у структурі мінералу.
2. Враховуючи те, що радіонукліди у ґрунтах переносяться водними розчинами, представляється можливим на забруднених територіях вносити глауконітоліт на поверхню ґрунту (2,2-22,0 кг/м²) і створювати штучний геохімічний бар'єр, який робить неможливим проникнення радіоактивних елементів у рослину за рахунок вибіркової сорбції. Механізм сорбції працює за наступним принципом: глауконіт «віддає» у ґрунт кальцій і калій, а на їх місце «садить» цезій та стронцій. Таким чином, з'являється зовсім нова функція у системі рослина-ґрунт.

3. Враховуючи механізм дії глауконітоліту з сорбції радіонуклідів, виникає можливість на забруднених територіях у подальшому вирощувати екологічно чисту сільськогосподарську продукцію, а також створювати пасовиська для великої рогатої худоби шляхом засівання багаторічних трав.
4. Проведення дослідження по сорбції радіонуклідів з модельних розчинів відкривають серйозну перспективу для застосування глауконітоліту у сільському господарстві і промисловості (очищення промислових стічних вод), враховуючи великі запаси цієї сировини на території України.

ЛІТЕРАТУРА

1. «Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів» №173, Затв. Наказом МОЗ України від 19 червня 1996 р.
2. РБН 356-91 «Положення про радіоактивний контроль на об'єктах будівництва та підприємствах будіндустрії та будматеріалів України». Київ, – 1991.
3. Норми радіоаційної безпеки України (НРБУ-97) Наказ МОЗ України №62 від 01.12.1997 р. – 121 с.
4. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України (ОСПРБУ-05) Наказ МОЗ України №54 від 02.02.2005 р.
5. Маненко А.К. Технічні умови ТУ У 03772476.001-2001 «Глауконітоліт природній і модифікований». / А.К. Маненко, Н.А. Хоп'як. – Львів, 2001, – 23 с.
6. Маненко А.К. Токсиколого-гігієнічний паспорт хімічної речовини, що впроваджується в господарство та побут. Глауконітоліт (модифікований). / А.К. Маненко, Н.А. Хоп'як. – Львів. 2001. – 6 с.
7. Маненко А.К. Гігієнічна та токсикологічна характеристика екологічного сорбенту глауконітоліту / А.К. Маненко, Н.А. Хоп'як, Л.В. Хабровська та ін. // Практична медицина. 2007. – Т.ХІІІ, – №4. – С.95-99.
8. Артеменко А.М. Глауконітоліт. Український реєстр ПОВХБП. Сертифікат державної реєстрації небезпечного фактора №13000336. / А.М. Артеменко, М.В. Шоломей. 2001. – 5 с.
9. Григорьева Е.А. Сорбционные свойства глауконита Каринского месторождения. Дисс. канд.хим. наук. – Челябинск, 2004. – С. 74-82.
10. Глауконит. Отчет института минерологии. – Миасс. 1997.
11. Сборник докладов НИК «Глауконит – калийное удобрение и минерал, пригодный для реабилитации загрязненных радионуклидами земель. – Челябинск: Из-во ЧДУ, 2003.

ГИГИЕНИЧЕСКАЯ И РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ ГРАНИЦ РАДИОАКТИВНЫХ ЦЕЗИЯ И СТРОНЦИЯ ДО И ПОСЛЕ СОРБЦИИ ЕКОЛОГИЧЕСКИМ СОРБЕНТОМ ГЛАУКОНИТОЛИТОМ

*Хопяк Н.А., Омельчук С.Т., Маненко А.К., Калянчиков И.П., Касиян О.П., Матисик С.И.,
Закаляк Н.Р., Ткаченко Г.М., Козуб Ю.Б., Федоришин Ю.И.*

Механизм сорбции радиоактивных цезия и стронция глауконитолитом Адамовского месторождения Хмельницкой области (ТУ У 03772476.001-2001) состоит в том, что структурные позиции глауконитолита которые занимают кальций и калий, заполняются, соответственно, цезием и стронцием по принципу изоморфного замещения. Степень сорбции составляет 84,7-97% для цезия-137 и 20-65,2% для стронция-90. Предложенная методика может быть реализована для рекультивации загрязненных радионуклидами земель и обезвреживания подземных и поверхностных вод.

***HYGIENIK AND RADIOLOGICAL ESTIMATION OF DOSES LIMITS
OF RADIOACTIVE CESIUM AND STRONTIUM BEFORE AND AFTER SORPTION
BY EKOLOGICAL SORBENT GLAUCONITOLITE***

*N. Khopyak, S. Omelchuk, A. Manenko, I. Kalyanchikov, O. Kasiyan, S. Matysik,
N. Zakaljak, H. Tkachenko, Y. Kozub, Y. Phedoryshyn*

Mechanism of sorption of radioactive cesium and strontium by glauconitolite, taken from Adamivsk deposit of Khmelnytsky region (Technical specifications U 03772476.001-2001), is that cesium and strontium according to principle of isomorphous substitution fill up structural positions of glauconitolite, taken by calcium and potassium. Degree of sorption is 84,7-97% for cesium-137 and 20-65,2% for strontium-90. Proposed method can be realized for re-soil in case of radionuclide contamination and for neutralization of underground and superficial water.

Куратор розділу – д. біол. наук, проф. Лось І.П.